

LWF

Wissen

86

Beiträge zur Rotbuche

BAYERISCHE
FORSTVERWALTUNG 




ZENTRUM WALD FORST HOLZ
WEIHENSTEPHAN

Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft

Beiträge zur Rotbuche

Impressum

ISSN 2198-106X

Alle Rechte vorbehalten. Nachdruck, auch auszugsweise, sowie fotomechanische und elektronische Wiedergabe nur mit Genehmigung des Herausgebers. Insbesondere ist eine Einspeicherung oder Verarbeitung der auch in elektronischer Form vertriebenen Broschüre in Datensystemen ohne Zustimmung des Herausgebers unzulässig.

| | |
|--------------------------------------|--|
| Herausgeber und Bezugsadresse | Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1 85354 Freising (Deutschland - Germany - Allemagne) Telefon: +49 (0) 8161 4591-0 poststelle@lwf.bayern.de www.lwf.bayern.de |
| Verantwortlich | Dr. Peter Pröbstle, Leiter der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft |
| Redaktion | Johann Wild |
| Layout | Petra Winkelmeier, Freie Kreatur, 85560 Ebersberg |
| Titelfoto | <i>Fagus sylvatica</i> , Dr. Gregor Aas, Universität Bayreuth |
| Druck | Aumüller Druck GmbH & Co. KG, 93057 Regensburg |
| Auflage | 800 Stück |
| Copyright | Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Juli 2022 |



Die Schutzgemeinschaft Deutscher Wald – LV Bayern ist seit 1994 regelmäßiger Kooperationspartner bei der Vorbereitung und Durchführung der gemeinsamen Tagungen zum Baum des Jahres in Bayern.

Vorwort

Die Buche – genauer die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) – ist die dominierende Baumart in den natürlichen Waldgesellschaften Mitteleuropas. Ihr Verbreitungsgebiet reicht von Skandinavien bis Spanien und von Sizilien bis in den Iran. Deutschland war um die Zeitenwende zu gut zwei Dritteln von Buchenwäldern bedeckt und für Kultur und Geschichte war die Buche so bedeutsam, dass sich diese auch in unserer Sprache niederschlug: Unzählige Orte tragen den Wortstamm »Buch« in ihrem Namen, der wiederum daraus entstand, dass man wichtige Papiere und Pergamente früher in Buchdeckeln aus Buchenholz verwahrte.

So erscheint es folgerichtig, die bedeutsame »Mutter des Waldes« zum Baum des Jahres 2022 auszurufen – als bislang erste Baumart, der diese Würdigung zum zweiten Mal zu Teil wird! Bereits 1990 sollte damit der Blick auf ihren Gesundheitszustand gelenkt werden, denn seinerzeit setzten Luftschadstoffe der Buche sehr zu. Auch die Wahl 2022 hat seinen Grund in der Sorge um die Vitalität der Buche. In den vergangenen Trockenjahren 2018–2020 starben in Bayern zahlreiche Buchen von der Krone her ab, und der Gesundheitszustand gab vielerorts Anlass zur Sorge. Die Prognosen sind nicht allzu günstig: Befand sich die Buche 1990 in Bayern noch in ihrem Wuchsoptimum, ist sie 30 Jahre später infolge der rasanten Klimaerwärmung in einigen Regionen Bayerns bereits an den Rand ihres Verbreitungsgebietes gerutscht.

Dennoch spielt die Buche in vielen Regionen Bayerns im Klimawandel eine bedeutende Rolle, nicht zuletzt aufgrund ihrer breiten Standortsamplitude sowie ihrer großen genetischen Bandbreite. Sie verjüngt sich freudig, erträgt viel Schatten und ist so für den Umbau von Fichten- oder Kiefernreinbeständen geradezu prädestiniert. In anderen Regionen Bayerns zeigen dagegen die Altbuchen nach den vergangenen Trockenjahren schon massive Vitalitätsverluste. Gleichzeitig ist die Buche in der Verjüngung so konkurrenzkräftig, dass alles getan werden muss, klimastabile Mischbaumarten zu etablieren, um die Entstehung neuer Buchenreinbestände zu verhindern. Und schließlich gibt es Gegenden in Bayern, wo sie bereits heute nur noch als sporadisch beigemischte Baumart mit stark verkürzter Umtriebszeit eingeplant wird.

Gleichzeitig spielen Buchenwälder für unseren Waldnaturschutz eine herausragende Rolle. Je nach Standort und Klima bildet die Buche vielfältige, zu schützende oder zu erhaltende Wald- und Lebensraumtypen, in denen unzählige Arten ihre Nische finden.

Ich glaube, dies sind Gründe genug, sich nach 32 Jahren erneut dieser faszinierenden Baumart und diesem facettenreichen »LWF Wissen Rotbuche« zu widmen.

Ich wünsche Ihnen eine spannende Lektüre, und bleiben Sie neugierig.

Ihr



Dr. Peter Pröbstle
Leiter der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft



Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|-----|
| Impressum | 2 |
| Vorwort | 3 |
| Inhaltsverzeichnis | 5 |
| Die Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>): Verwandtschaft, Morphologie, Verbreitung und Ökologie | 7 |
| Dr. Gregor Aas, Universität Bayreuth | |
| Überlegungen zum Waldbau mit der Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i> L.) im Klimawandel | 15 |
| W. Rothkegel, O. Ruppert, N. Wimmer, Dr. R. Heitz, J. Stiegler, P. Dimke, Dr. H.-J. Klemmt; LWF | |
| Sie wächst und wächst und wächst. Fakten zum Wachstum der Buche | 25 |
| Prof. Dr. Hans Pretzsch; Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Technische Universität München | |
| Die Zukunft der Buche – zwischen Rückeroberung und Rücksterben | 35 |
| Wolfgang Falk, Dr. Markus Engel, Dr. Tobias Mette, Dr. Hans-Joachim Klemmt; LWF | |
| Waldschutzfragen und Aktuelles zur Vitalität der Buche in Bayern | 44 |
| Julia Schiöblbauer, Karin Bork, Michael Muser, Dr. Hans-Joachim Klemmt, Dr. Andreas Hahn; LWF | |
| Buche und Buchenwald aus tierökologischer Sicht | 57 |
| Olaf Schmidt | |
| Die Pilzwelt der Buche | 70 |
| Markus Blaschke, Angela Siemonsmeier, Alexandra Nannig; LWF | |
| Auswirkungen des Waldumbaus mit Buche auf strukturelle Vielfalt und Biodiversität | 77 |
| Thomas Kudernatsch und Bastian Schauer; LWF | |
| Herzstück deutschen Waldnaturschutzes oder artenarmer Waldtyp? Biodiversität und Schutz deutscher Buchenwälder | 87 |
| Dr. Stefan Müller-Kroehling; LWF & Prof. Dr. Helge Walentowski; HAWK | |
| Die Buche in den Bayerischen Naturwaldreservaten | 102 |
| Markus Blaschke, Norbert Wimmer, Dr. Bernhard Förster; LWF | |
| Die Rotbuche und deren Bewirtschaftung im bayerischen Staatswald | 108 |
| Dr. S. Höllerl, W. Falzl, S. Jensen, A. Schnell, M. Neufanger, S. Wunderl, M. Kölbl; BaySF | |
| Holzernte und Arbeitssicherheit in Buchenbeständen | 117 |
| Michael Bossenmaier, Thomas Fottner, Dr. Herbert Borchert | |
| Die Besonderheiten der Buche beim Klimaschutz | 123 |
| Christoph Schulz, Markus Blaschke; LWF | |
| Aspekte zu Vermehrungsgut und Genetik der Buche | 132 |
| Randolf Schirmer, Dr. Muhidin Šeho, Dr. Barbara Fussi, Andreas Ludwig, Michael Luckas; AWG | |
| Das Holz der Rotbuche: Eigenschaften und Verwendung | 141 |
| Stefan Torno; Cluster-Initiative Forst und Holz in Bayern gGmbH | |

| | |
|---|-----|
| Die Formen des Waldes, aus E. A. Roßmäßler: Der Wald (1881) | 151 |
| Verweis auf Praxishilfe Klima-Boden-Baumartenwahl | 152 |
| Bäume des Jahres | 156 |
| Anschriften der Autoren | 157 |

Die Rotbuche (*Fagus sylvatica*): Verwandtschaft, Morphologie, Verbreitung und Ökologie

Gregor Aas

Schlüsselwörter: *Fagus sylvatica*, Taxonomie, Morphologie, Verbreitung, Ökologie, nachezeitliche Rückwanderung

Zusammenfassung: Die Rotbuche (*Fagus sylvatica*, Familie Fagaceae) ist in Mitteleuropa die häufigste und von Natur aus konkurrenzstärkste Baumart. Dargestellt werden die Verbreitung, Morphologie, nachezeitliche Rückwanderung, Ökologie und Reproduktionsbiologie der Rotbuche.

Abbildung 1: *Fagus grandifolia*, die Amerikanische Buche, einzige neuweltliche Art der Gattung. Sie ist in den sommergrünen Laubwäldern des östlichen Nordamerikas weit verbreitet, erreicht aber nicht die Dominanz wie *Fagus sylvatica* in Mitteleuropa. Im Gegensatz zur Rotbuche sind die Laubblätter am Rand deutlich gezähnt. Foto: G. Aas



Abbildung 2: Freistehende Rotbuchen am Monte Baldo in den südlichen Kalkalpen. Foto: G. Aas

Die Gattung Fagus

Fagus (Buche) ist eine Gattung der Familie der Buchengewächse (Fagaceae), die in den temperaten, laubabwerfenden Wäldern der Nordhemisphäre mit zehn Arten (Jiang et al. 2020) weit verbreitet ist und große ökologische Bedeutung hat. In Nordamerika ist als einzige Art der Gattung die Amerikanische Buche (*F. grandifolia*, Abb. 1) in den östlichen Laubwäldern beheimatet. Ihr großes Areal erstreckt sich vom Südosten Kanadas bis nach Florida und Nordmexiko. Sieben *Fagus*-Arten kommen in Ostasien, vor allem in China (z. B. Englers Buche, *F. engleriana*) und Japan (z. B. Japanische Buche, *F. japonica*) vor. In Europa ist neben der Rotbuche (*F. sylvatica*) die Orient-Buche (*F. orientalis*) beheimatet (siehe Kasten).

Morphologie

Fagus sylvatica (Abb. 2) kann bis 35 m (max. 45 m) hoch und bis zu 1,5 m (max. 2,5 m) dick werden (BHD = Durchmesser in 1,3 m Stammhöhe). Typisch ist die dünne, silbergraue und bis ins hohe Alter glatt bleibende Stammrinde (ein Periderm, Abb. 3). Auf ihr bleiben Narben nach Verletzungen oder Astabbrüchen (Überwallungen) lange Zeit gut sichtbar erhalten. In seltenen Fällen kommt es vor allem am Stammanlauf, aber auch immer wieder bei einzelnen Individuen, den sog. »Steinbuchen«, am gesamten Stamm zur Bildung einer rissig-schuppigen Borke.

Für *Fagus sylvatica* sind eine streng zweizeilige Beblätterung, Knospenstellung und Verzweigung charakteristisch (Abb. 4, 5) sowie eine deutliche Differenzierung des Sprosssystems in Lang- und Kurztriebe. Beide Phänomene (life history traits) ermöglichen die hohe Schattentoleranz und damit die Konkurrenzstärke der Art. Langtriebe sind durch Streckung der Internodien mehrere Zentimeter lang, so dass Blätter und Seitenknospen deutlich voneinander entfernt stehen. Kurztriebe sind im Unterschied dazu nur einige Millimeter bis wenige



Abbildung 4: Schattenzweig einer Rotbuche: Durch die zweizeilige Blattstellung und Verzweigung bilden die Blätter fast ohne sich zu überdecken eine Ebene, um das wenige Licht im Unterstand optimal einzufangen. Foto: G. Aas



Abbildung 5: Winterknospen der Rotbuche: Gut zu erkennen ist der Unterschied zwischen den schlank spindelförmigen Laubknospen und den dickeren, elliptischen Blütenknospen. Foto: G. Aas

Zentimeter lang. Die zwei bis fünf Laubblätter stehen durch die extreme Stauchung der Internodien nahe, fast wirtelig beieinander. Die einzige gut ausgebildete Knospe des Kurztriebs ist die endständige, aus der das Wachstum im nächsten Jahr ohne seitliche Verzweigung fortgesetzt wird. So entstehen

über mehrere Jahre unverzweigte Kurztriebketten, die gut und gerne 10–15 Jahre alt werden können (Abb. 6).



Abbildung 3: Die Rinde der Rotbuche bleibt durch ein bis ins hohe Alter aktives Periderm dünn und glatt. Eine Borke wird nur selten gebildet. Foto: G. Aas

Langtriebe generieren vor allem in der Jugend das Höhenwachstum, aber auch den Ausbau der Krone bei älteren Bäumen (Explorationstriebe). Kurztriebe ermöglichen es dem Baum im Schatten und im Inneren der Baumkrone möglichst viele Blätter auszubilden, ohne dass dafür große Sprosslängen erforderlich sind (= hohe Zahl von Blättern bei geringer Investition in dauerhaftes Zweiggerüst). Im Zuge der Alterung von Buchen, aber auch bei Vitalitätsverlusten infolge von Stress, z.B. Trockenheit, vollzieht sich ein Umbau der Krone. Langtriebe werden immer weniger gebildet, Kurztriebe dagegen vermehrt. Bei alten oder geschädigten Bäumen kann bei weitgehendem Fehlen von Langtrieben der allergrößte Teil der Laubblätter an Kurztrieben stehen.

An Lang- wie an Kurztrieben lassen sich die Grenzen einzelner Jahrestriebe gut an den sog. Triebbasisnarben (= Knospenspur) erkennen (Abb. 6). Nach dem Austreiben der Knospe zum neuen Spross fallen die zahlreichen Schuppen der Knospe ab und hinterlassen an der Basis des neuen Triebes eine dichte Ringelung. Da die Rinde der Buche lang glatt bleibt, markiert diese Knospenspur viele Jahre die Grenzen aufeinanderfolgender Jahrestriebe, so dass man das Höhen- bzw. Längenwachstum bis zu 30 Jahre zurückverfolgen kann.

Bedingt durch die Zweizeiligkeit bilden die Seitenzweige der Rotbuche mit ihren Blättern (Abb. 7) ge-



Abbildung 6: Vier Jahre alte Kurztriebkette im Winter. Die Grenzen der einzelnen Jahrestriebe sind gut an der Ringelung, der sog. Knospenspur oder Triebbasisnarbe zu erkennen. Foto: G. Aas



Abbildung 7: Laubblätter der Rotbuche. Foto: G. Aas

schlossene, mehr oder weniger waagrechte Flächen (Abb. 4). So kann möglichst viel von dem wenigen Licht, das durch das dichte Kronendach nach unten dringt, aufgefangen werden. Der Austrieb erfolgt im Frühjahr aus den in den Knospen präformierten Trieben. Die jungen Langtriebe, deren Streckung bereits nach etwa vier Wochen abgeschlossen ist, hängen zunächst schlaff bogenförmig über und richten sich erst durch die einsetzende Verholzung auf. Bei jungen, im Licht stehenden Pflanzen kann Syllepsis (= Verzweigung eines Triebes ohne vorheriges Knospenstadium) vorkommen, mitunter auch Johannistriebbildung (= vorzeitiger Knospenaustrieb), wenn gleich viel seltener als bei Eichen. Aus lichtökologischer Sicht bemerkenswert ist die Phänologie der Belaubung im Frühjahr: Buchenkronen ergrünen von unten nach oben, im Bestand die unterständigen Individuen vor den höheren. Diese frühere Belaubung optimiert die Lichtausbeute im Unterstand, geschützt vor Spätfrösten, bevor das Kronendach des Buchenwaldes voll belaubt ist.

Nacheiszeitliche Rückwanderung

Fagus sylvatica überdauerte die letzte Eiszeit in mehreren, weit voneinander entfernten Refugien: Auf der nördlichen Iberischen Halbinsel, in Südfrankreich, in Süditalien, dem Balkan, in einem Gebiet vom Rande der Ostalpen bis Slowenien und Istrien sowie wahrscheinlich auch im südlichen Böhmen und Mähren (Magri et al. 2006). Nach der Eiszeit breitete sie sich erst relativ spät aus. Die Besiedlung Mitteleuropas nördlich der Alpen begann vor etwa 8000 Jahren an der Wende vom Boreal zum

Atlantikum ausgehend vor allem aus den Refugien am Rande der Ostalpen sowie aus den in Böhmen und Mähren gelegenen und wahrscheinlich auch aus einem Rückzugsgebiet an den Westalpen (Magri et al. 2006). Refugialpopulationen im Mittelmeergebiet waren nicht an der Rückwanderung nach Mitteleuropa beteiligt. Vor 7000 Jahren hatte die Buche Österreich und die nördliche Schweiz erreicht. Im Subboreal, vor etwa 4000 Jahren, erfolgte dann eine rasche Ausbreitung nach Norden, im Mittel mit Geschwindigkeiten von 270 m/Jahr, maximal bis zu 600 m/Jahr (Saltré et al. 2013). Vor etwa 3000 Jahren erreichte *F. sylvatica* die Nord- und Ostsee, kurz danach England und den Süden Skandinaviens.

Nicht sicher geklärt ist, zu welchen Anteilen die Ausbreitung durch ein humides, buchenfreundliches Klima, durch das Ausbreitungspotenzial der Art (z.B. Effektivität der Samenvektoren) oder durch den Menschen bestimmt bzw. limitiert war (Saltré et al. 2013). Durch ein zunehmend gemäßigteres, humides Klima im Subboreal und im Subatlantikum (vor etwa 2500 Jahren) wurde die Konkurrenzkraft der Buche gegenüber den Arten der zu dieser Zeit vorherrschenden Eichenmischwälder gestärkt. Möglicherweise aber wurde die Buchenausbreitung auch anthropogen gefördert. Schon zur Zeit der Ankunft der Buche in Mitteleuropa hat der Mensch immer wieder den Wald zugunsten von Landwirtschaft aufgelichtet oder gerodet, danach aber das Land wieder verlassen (Wanderwirtschaft, shifting cultivation). Die daraufhin einsetzende sukzessive Wiederbewaldung könnte, so die Annahme (Küster 1997, Bradshaw et al. 2010), die Ausbreitung der Buche begünstigt haben.

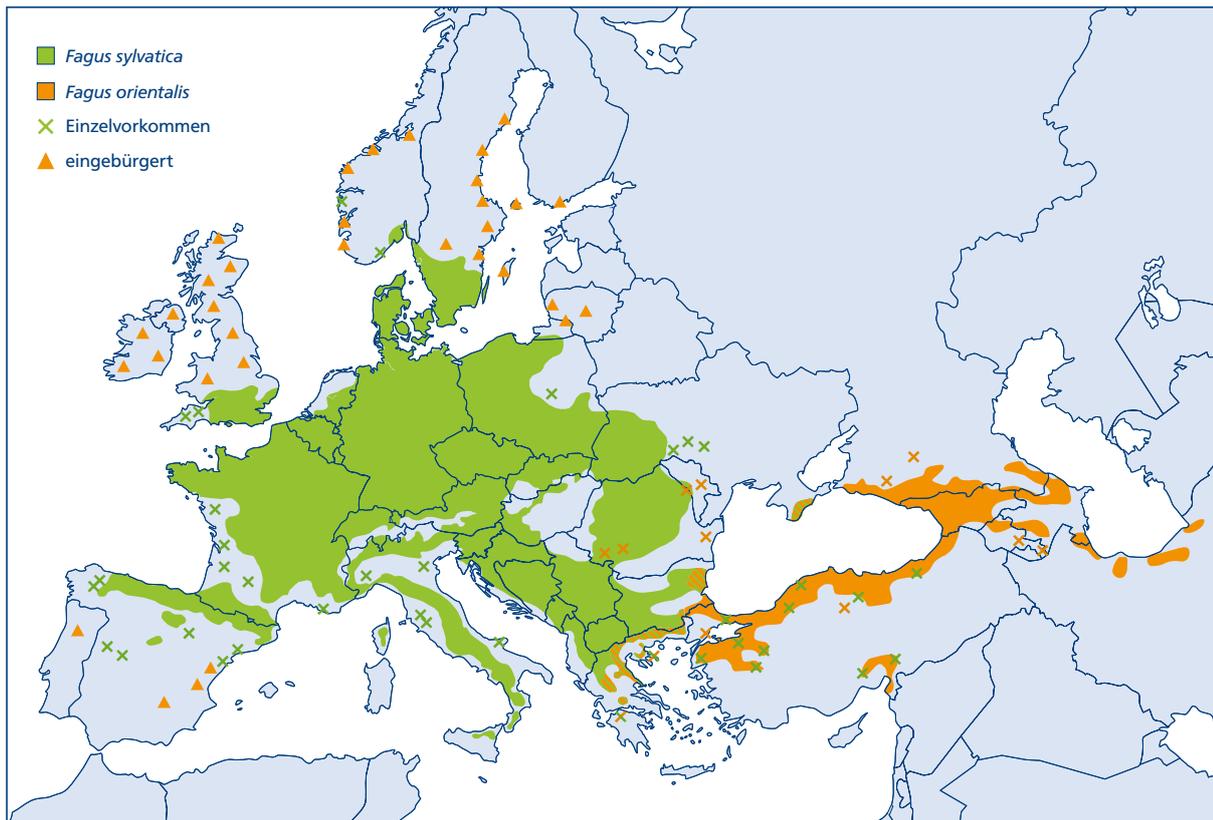


Abbildung 8: Areal von *Fagus sylvatica* (grün) und *Fagus orientalis* (orange) (verändert nach EUFORGEN)

Verbreitung und Ökologie

Fagus sylvatica hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in West- und Mitteleuropa. In Südeuropa sind ihre Vorkommen auf submediterrane-montane Lagen beschränkt. Das Areal (Abb. 8) erstreckt sich von der Iberischen Halbinsel, Sizilien und dem Balkan im Süden über West- und Mitteleuropa bis nach Südengland, Südschweden und Nordostpolen im Norden und zu den Karpaten im Osten. Im Norden ist sie eher eine Baumart tieferer Lagen, im Süden ein typischer Gebirgsbaum. Die ungefähren Grenzen ihrer Höhenverbreitung liegen im Harz bei 750 m, im Bayerischen Wald bei 1300 m, im Schwarzwald bei 1450 m, in den Bayerischen Alpen bei 1500 m und in den Südalpen bei 1800 m.

Die Ausbreitung der Rotbuche ist im Norden und Osten ihrer aktuellen Verbreitung wahrscheinlich noch gar nicht abgeschlossen. Fraglich ist deshalb, ob die tatsächliche Buchenverbreitung der ökologisch und klimatisch möglichen Verbreitung entspricht (Czajkowski et al. 2006). In vielen Randgebieten ihres Areals erweist sich die Buche als »expansiv«. Pollenanalytische Belege zeigen zudem,

dass sie an ihrer Nordostgrenze ehemals weiter im Osten vorkam, dann aber, wahrscheinlich durch den Menschen, zurückgedrängt wurde. Wichtig sind diese Befunde, wenn es um die Einschätzung der Toleranz der Buche gegenüber stärker kontinentalem, trockenerem Klima geht, konkret bei der Frage nach ihrer Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel.

Die Rotbuche ist die von Natur aus häufigste Baumart Mitteleuropas. Entscheidend für ihre Konkurrenzstärke ist die hohe Schattentoleranz, ihre Fähigkeit durch ihre dichte Krone beschattend auf den Unterwuchs zu wirken und ihr bis ins hohe Alter anhaltendes Wachstum (Fähigkeit zum »Lichtungszuwachs« nach Freistellung). Auf vielen Waldstandorten gelangt die Buche im Zuge einer natürlichen Sukzession zur Dominanz (Klimaxbaumart, K-Strategie). Unter günstigen Bedingungen bildet sie annähernd reine Bestände oder ist die dominierende Baumart in Mischbeständen mit anderen Baumarten.

Günstig für die Vitalität von *Fagus sylvatica* sind ein ausgeglichenes humides Klima, tiefgründige, nachhaltig frische, ausreichend basenversorgte, gut durch-

lüftete und drainierte Böden. Unter geeigneten Klimabedingungen gelangt sie weitgehend unabhängig vom geologischen Untergrund zur Vorherrschaft. Die Spannweite von Standorten mit Buchenwäldern reicht von stark sauren, nährstoffarmen Böden (z. B. Hainsimsen-Buchenwald, *Luzulo-Fagetum*) über mäßig saure, basenhaltige Substrate (z. B. Waldmeister-Buchenwald, *Galio odorati-Fagetum*) bis zu flachgründigen Kalkstandorten (z. B. Seggen-Buchenwald, *Carici-Fagetum*, Walentowski et al. 2013). In Bayern würden von Natur aus neun Buchen- und Buchenmischwald-Gesellschaften rund 85 % der Waldfläche einnehmen. Unter natürlichen Bedingungen könnten sich in weiten Teilen Mitteleuropas andere Baumarten auf Dauer nur dort mehr oder weniger gut gegenüber der Klimaxbaumart Buche durchsetzen, wo das Klima oder andere Standortfaktoren deren Vitalität einschränken oder sie ganz ausschließen. Limitierend für die Buche sind (Durrant et al. 2016, Felbermeier und Mosandl 2011, Gayler 1882):

- die Länge der Vegetationszeit von mindestens etwa 140 Tagen; dadurch bedingt ist die Höhengrenze im Gebirge und die Verbreitungsgrenze im Norden;
- hohe Sommertemperaturen, Trockenheit (Jahresniederschläge unter 500–600 mm), starke Kontinentalität des Klimas (Spätfröste!);
- Sauerstoffmangel im Boden (Überflutung, hochanstehendes Grund- oder Stauwasser, wechselfeuchte und insbes. dicht gelagerte Tonböden);
- durch Hangschutt und blockreiche Standorte bewegte Böden im Gebirge mit häufigem Steinschlag.

Gegenwärtig ist *F. sylvatica* zwar unsere häufigste Laubbaumart, ist aber mit einem Anteil an der Waldfläche von 16 % in Deutschland und von 14 % in Bayern (Bundeswaldinventur 3) erheblich seltener als von Natur aus möglich. Grund dafür ist der über Jahrhunderte währende Einfluss des Menschen. Da die Buche nur mäßig stockausschlagfähig ist, wurde sie durch die auf großen Flächen betrieb-

***Fagus orientalis*, Orient-Buche**

Fagus orientalis, die Orient-Buche, ist mit der Rotbuche nahe verwandt. Beide werden auch als Unterarten einer Art (*F. sylvatica* subsp. *orientalis* und subsp. *sylvatica*) angesehen. Beheimatet ist die Orient-Buche im Elbursgebirge im nördlichen Iran, im Kaukasus und in Anatolien bis zum Balkan (Abb. 8). Hier überschneidet sich das Verbreitungsgebiet mit dem von *F. sylvatica* und es kommt durch Hybridisierung zu Übergangsfor-

men beider Sippen (*Fagus* × *taurica* Popl.). *F. orientalis* unterscheidet sich von *F. sylvatica* durch etwas größere Laubblätter (Abb. 14), die meist oberhalb der Mitte am breitesten sind und 7 – 12 Paar Seitennerven haben sowie durch spatelig verbreiterte Schuppen an der Basis des Fruchtkelchs (Abb. 15). Aktuell wird diskutiert, ob die Orient-Buche bei uns als Alternative für den Waldumbau in Zeiten des Klimawandels geeignet ist.



Abbildung 14: *Fagus orientalis*: Im Vergleich zu *F. sylvatica* sind die Blätter meist etwas größer, in der vorderen Hälfte am breitesten und haben mehr Seitennerven. Foto: G. Aas



Abbildung 15: Junger Fruchstand von *Fagus orientalis*. Ein gutes Bestimmungsmerkmal für die Art sind die spatelig verbreiterten Schuppen an der Basis der Cupula. Foto: G. Aas



Abbildung 9:
Männliche Blütenstände.
Foto: G. Aas

Abbildung 10 (unten):
Starke Fruktifikation,
sog. Vollmast, bei der
Rotbuche. Foto: G. Aas

ne Niederwaldwirtschaft nach und nach durch Eichen, Linden und Hainbuchen ersetzt. Mit Beginn einer »geregelten« Forstwirtschaft, etwa ab dem 18. Jhdt. und bis weit in die Gegenwart, wurden dann vielerorts gezielt Fichten- und Kiefernforste auf Buchenstandorten etabliert. Erst in den letzten Jahren findet eine Trendwende im Waldbau hin zu mehr Buche statt.

Reproduktion

Rotbuchen beginnen erst relativ spät zu blühen und zu fruktifizieren (Abb. 9, 10), im geschlossenen Bestand mit etwa 40–50 Jahren. Sie zeigen ein ausgeprägtes Mastfruktifikationsverhalten (engl. masting, mast seeding). Alle zwei oder mehr Jahre kommt es innerhalb und zwischen Populationen synchronisiert zur Bildung großer Mengen Samen. So wechseln sich in unregelmäßigen Abständen Jahre mit starker Samenproduktion (Mastjahre) mit solchen geringerer oder ganz ausbleibender ab. Wie häufig es zu Mastjahren kommt, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Neuere Untersuchungen zeigen, dass die Klimaerwärmung bei der Buche zwar zu verstärkter Samenbildung führt, aber die Jahr-zu-Jahr-Variation in der Intensität der Fruktifikation sich abschwächt, d. h. das Mastverhalten weniger stark ausgeprägt ist (Bogdziewicz et al. 2020). Dadurch können sich die vorteilhaften populationsbiologischen Effekte der Mastfruktifikation – höherer Reproduktionserfolg



durch erhöhte Effizienz der Bestäubung und Sättigung der Samenprädatoren – längerfristig abschwächen. Samenprädatoren hingegen könnten so vom erhöhten Nahrungsangebot profitieren.

Die einsamigen Nussfrüchte (Bucheckern, Abb. 11) enthalten bis zu 45 % fettes Öl, ca. 40 % Stärke und Eiweiß. Weitere Inhaltsstoffe sind das Trimethylamin Fagin, Alkaloide, Oxalsäure und Saponine, die beim Menschen nach Verzehr roher Früchte zu Unverträglichkeit führen können (Fleischhauer et al. 2013). Der Samen wird vor allem von den zwei fleischigen, gefalteten Keimblättern (Speicherkotyledonen) ausgefüllt. Bucheckern haben eine endogene Keimhemmung (Samenruhe), die in der Natur den Winter über abgebaut wird, so dass die Samen im Frühjahr nach ihrer Reife epigäisch keimen (Abb. 12). Die beiden nierenförmigen Keimblätter sind für kurze Zeit photosynthetisch aktiv, ehe sie von zwei gegen-

ständigen Primärblättern in der Blattfolge abgelöst werden.

F. sylvatica treibt nur mäßig gut durch proventive (schlafende) und adventive (neu gebildete) Knospen aus dem Stock aus (Abb. 13). Gelegentlich kann sie nahe am Stock und an den Wurzelanläufen auch Wurzelsprosse (Wurzelbrut) bilden. Interessanterweise sind diese Formen der vegetativen Reproduktion in den Südalpen und im Apennin häufiger zu beobachten als nördlich der Alpen.



Literatur

Bartels, H. (1993): Gehölzkunde. Stuttgart: Ulmer, 336 S.

Bogdziewicz, M. et al. (2020): Climate warming disrupts mast seeding and its fitness benefits in European beech. *Nature Plants* 6: 88-94

Bradshaw, R.H.W.; Kito, N.; Giesecke, T. (2010): Factors influencing the Holocene history of *Fagus*. *Forest Ecology and Management* 259: 2204-2212

Czajkowski, T.; Kompa, T.; Bolte, A. (2006): Zur Verbreitungsgrenze der Buche (*Fagus sylvatica* L.) im nordöstlichen Mitteleuropa. *Forstarchiv* 77: 203-216

Durrant, T.H.; de Rigo, D.; Caudullo, G. (2016): *Fagus sylvatica* and other beeches in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J. et al. (Eds.): *European atlas of forest tree species*. Publ. Off. EU, Luxembourg: 94-95

Felbermeier, B.; Mosandl, R. (2011): Die Buche. Neue Perspektiven für Europas dominierende Laubbaumart. *LWF aktuell* 85: 25-27

Fleischhauer, S.G.; Guthmann, J.; Spiegelberger, R. (2013): *Enzyklopädie Essbare Nutzpflanzen*. Aarau: AT Verlag. 682 S.

Gayer, K. (1882): *Der Waldbau*. 2. Aufl. Berlin: Parey, 592 S.

Jiang, Lu et al. (2020): Phylogeny and biogeography of *Fagus* (Fagaceae) based on 28 nuclear single/low-copy loci. *Journal of Systematics and Evolution*: 1-14. D, D.oi: 10.1111/jse.12695

Küster, H. (1997): The role of farming in the postglacial expansion of beech and hornbeam in the oak woodlands of central Europe. *The Holocene* 7: 239-242

Magri, D. et al. (2006): A new scenario for the Quaternary history of European beech populations: palaeobotanical evidence and genetic consequences. *New Phytologist*: 1-23. Doi: 10.1111/j.1469-8137.2006.01740.x

Saltré, F. et al. (2013): Climate or migration: what limited European beech post-glacial colonization? *Global Ecol. Biogeogr.* 1-11. DOI: 10.1111/geb.12085

Walentowski, H.; Ewald, J.; Fischer, A.; Kölling, C.; Türk, W. (2013): *Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns*. 3. Aufl. Freising: Geobotanica, 441 S.



Abbildung 11 (oben): Die Nussfrüchte der Buche, die Bucheckern, reifen zu zweit im Fruchtkelch (Cupula), der sich mit vier Klappen öffnet, um die Früchte zu entlassen. Foto: G. Aas

Abbildung 12 (Mitte): Dicht auflaufende Keimlinge im Frühjahr nach einer Vollmast. Foto: G. Aas

Abbildung 13 (unten): *Fagus sylvatica* treibt weniger gut aus dem Stock aus als viele andere Laubbaumarten. Auf der Alpensüdseite jedoch, im Bild eine Buche im schweizerischen Tessin, ist eine Regeneration durch Stockausschläge aus schlafenden Knospen häufig zu beobachten. Foto: O. Holdenrieder

Keywords: *Fagus sylvatica*, taxonomy, morphology, distribution, ecology, post-glacial colonization

Summary: *Fagus sylvatica* (common beech, European beech, family Fagaceae) is the most common and naturally most competitive tree species in Central Europe. The distribution, morphology, post-glacial colonization, ecology and reproductive biology of the common beech are presented.

Steckbrief Rotbuche (*Fagus sylvatica*)

Gestalt

Bis 35 (max. 45) m hoher, sommergrüner Laubbaum mit dicht verzweigter, ausladender Krone, Brusthöhendurchmesser (BHD) bis 1,5 m, selten bis 2,5 m; Äste meist schräg nach oben gerichtet, im Freiland kurzstämmig mit weit ausladender Krone, im geschlossenen Bestand mit ± astfreiem Stamm und schmaler Krone; Sprosssystem deutlich gegliedert in Lang- und Kurztriebe

Knospen

Zweizeilig angeordnet; von der Sprossachse abstehend, spindelförmig, lang und dünn, mit zahlreichen braunen Schuppen; Blütenknospen deutlich dicker, ± elliptisch

Blätter

Zweizeilig angeordnet; Blattstiel 0,5 – 1 (– 1,5) cm lang, Spreite eiförmig bis elliptisch, 5 – 10 (– 15) cm lang, mit 5 – 9 Paar Seitennerven, am Rand etwas wellig, ganzrandig oder entfernt schwach gezähnt, anfangs seidig behaart, später kahl

Rinde

Silbergrau, bis ins hohe Alter glatt; keine oder nur selten Bildung einer Borke

Blüten

Ende April und Mai, mit dem Laubaustrieb; eingeschlechtig und einhäusig verteilt, die männlichen in lang gestielten, schlaff hängenden, vielblütigen Knäueln (Kätzchen); jede Blüte mit 5 – 15 Staubblättern; die weiblichen paarweise in einem unscheinbaren, aufrechten, kurz gestielten Blütenstand, dieser bis auf die Narben von einem dicht weichstacheligen Fruchtkelch (Cupula) umgeben; Bestäubung durch den Wind

Früchte

Reife im September, Oktober; je zwei scharf dreikantige, 1 – 2 cm lange, braune, meist einsamige Nüsse (Bucheckern) in einem anfangs geschlossenen, braunen, verholzten, weichstacheligen Fruchtkelch (Cupula), der sich zur Reifezeit mit vier Klappen öffnet; Ausbreitung durch Schwerkraft (Barochorie, »Plumpfrüchte«) sowie durch Vögel und Kleinsäuger

Bewurzelung

Herzwurzelsystem mit hohem Feinwurzelanteil, dichte Bodenerschließung vor allem im Nahbereich des Stocks; oft Wurzelverwachsungen

Höchstalter

300 bis 400 Jahre

Chromosomenzahl

$2n = 24$



Überlegungen zum Waldbau mit der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) im Klimawandel

Wolfram Rothkegel, Ottmar Ruppert, Norbert Wimmer, Richard Heitz, Joachim Stiegler, Paul Dimke und Hans-Joachim Klemmt

Schlüsselwörter: Rotbuche, Buche, Klimawandel, Waldbau

Zusammenfassung: Die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) ist die Laubbaumart, der eine zentrale Rolle für den Waldaufbau in unseren Regionen zugemessen wurde. Derzeit wird ihre Rolle in forstlichen Fachkreisen hinsichtlich des Klimawandels intensiv diskutiert. Vieles deutet aber darauf hin, dass die Buche in Bayern auch zukünftig eine große Bedeutung für den Waldaufbau haben wird, obgleich wärmeliebende bzw. trockenheitstolerante Baumarten mit fortschreitendem Klimawandel konkurrenzkräftiger werden. Deshalb müssen waldbauliche Vorgehensweisen überdacht werden. So sollten bei wirtschaftlicher Vorrangfunktion altersbedingte Vitalitätsverluste vermieden werden, indem die Produktionszeiträume für Wertträger vermindert werden. Ebenso ist ein konsequentes, stetig steuerndes Begleiten der Rotbuche und ihrer Mischbaumarten in allen Bestandsphasen ein wichtiger Baustein auf dem Weg zum klimaangepassten Wald.

Die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) ist derzeit die häufigste Laubbaumart in unseren Wäldern. Infolge der klimatischen Extremjahre 2018/ 2019 wird die zukünftige Bedeutung der Rotbuche in forstlichen Fachkreisen vielfach kontrovers diskutiert. Der nachfolgende Beitrag versucht im ersten Abschnitt – auf Grundlage aktueller Forschungsergebnisse – die momentane und zukünftige Rolle der Rotbuche in Bayern einzuordnen und im zweiten Abschnitt konkrete waldbauliche Handlungsempfehlungen für den Umgang mit der Rotbuche im Klimawandel auszusprechen.

Die aktuelle Rolle der Rotbuche in Bayern

Die aktuellsten Zahlen zum Vorkommen der Rotbuche in Bayern liefert die Bundeswaldinventur 3 (BWI³), deren Außenaufnahmen 2011 und 2012 durchgeführt wurden. Mit einer rechnerischen Fläche von 338.319 ha bzw. einem Flächenanteil von 13,9% ist die Rotbuche die flächenmäßig bedeutendste Laubbaumart in Bay-

ern. 42,5% dieser Fläche liegen im Privatwald, 39,9% im Staatswald und 16,2% im Körperschaftswald. Aufgrund seines Waldflächenanteils von 30,1% besitzt damit der Staatswald in Bayern überdurchschnittlich hohe Anteile an der Baumart Rotbuche. Gemäß der naturräumlichen Ausstattung sind die Flächenanteile der Rotbuche in Bayern sehr unterschiedlich. Ein signifikant überdurchschnittlicher Anteil mit 25,6% findet sich in Unterfranken, während dieser in der Oberpfalz lediglich 8,6% bzw. in Mittelfranken 10,1% beträgt.

Der Rotbuchenvorrat in Bayern beträgt nach BWI³ im Mittel 131,76 Millionen Vorratsfestmeter und macht damit ebenso rund 13% des bayerischen Holzvorrates aus. Dessen Verteilung nach Eigentumsarten bzw. nach Regionen ähnelt den o. g. Zahlen bez. der Flächenverteilung sehr stark. Betrachtet man die Rotbuchenvorräte nach Altersklassen, so finden sich mit jeweils rund 26 Millionen Vorratsfestmetern in den Altersklassen 81–100 Jahre und 101–120 Jahre die höchsten Vorräte. Die als besonders naturschutzrelevant angesehenen Rotbuchenaltholzvorräte mit einem Bestandsalter von mehr als 160 Jahren belaufen sich nach der BWI³ auf rund 11 Millionen Vorratsfestmeter.

Die Ergebnisse der BWI³ beziffern den jährlichen Zuwachs der Rotbuche in Bayern auf rund 3,6 Mio. Vorratsfestmeter. Dies entspricht einem mittleren jährlichen Zuwachs in einem fiktiven Reinbestand von 10,71 Vorratsfestmetern. In der Dekade von 2002 bis 2012 wurden in Bayern rund 2,24 Mio. Vorratsfestmeter Buchenholz jährlich genutzt, was einem Nutzungssatz von 6,5 Vfm/ha und Jahr entspricht.

Betrachtet man die Veränderungen der Waldfläche nach Baumartengruppen, so zeigt sich in der gleichen Dekade eine Zunahme der Buchenfläche um rund 40 Tsd. Hektar. Rund 44% der Zunahme der Laubholzfläche in diesem Zeitraum gehen somit auf die Baumart Buche zurück.

Beleuchtet man die Struktur der Rotbuchenbestockung in Bayern, so zeigt sich, dass lediglich rund 4% bzw. rund 14.400 ha der Fläche »ohne Beimischung« erfasst

wurden. Dagegen wurden rund 114 Tsd. ha (bzw. rund 34 %) als Bestockungstyp »Rotbuche mit Nadelholzbeimischung« sowie rund 51 Tsd. ha (rund 15 %) als »Rotbuche mit Laubholzbeimischung« klassifiziert. Die Restfläche von rund 154 Tsd. ha (rund 46 %) wurde als Bestockungstyp Rotbuche mit Laub- und Nadelbeimischung eingewertet. Eine Betrachtung des Bestockungsaufbaus zeigt, dass in Bayern 15 % der Rotbuchenbestockung als einschichtig, rund 65 % als zweischichtig und rund 20 % als mehrschichtig oder plenterartig erfasst wurden.

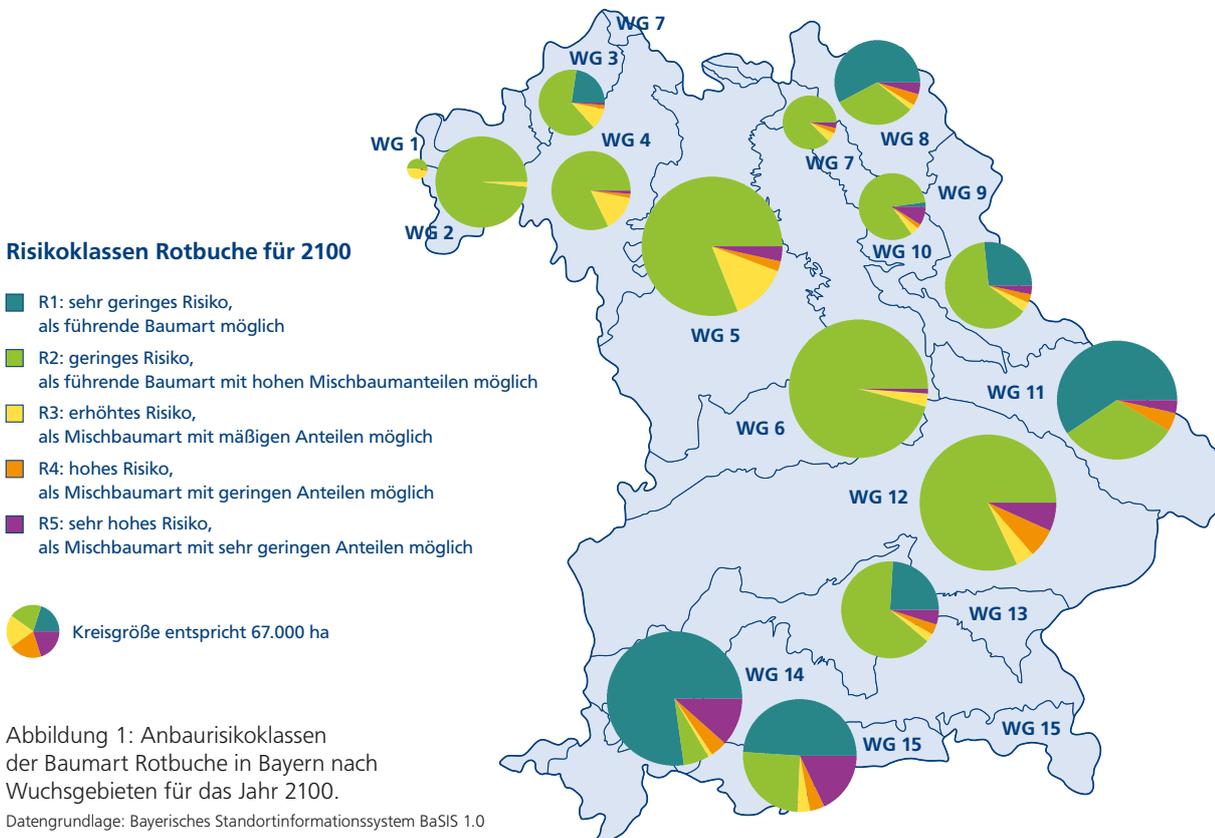
In insgesamt rund 577 Tsd. ha Jungbeständen wurden etwa 136 Tsd. ha als führende Rotbuchen-Jungbestockung klassifiziert. Dies entspricht einem Prozentsatz von 23,6%. Hiervon gehen rund 89% aus Naturverjüngung, 10% aus Pflanzung hervor.

Die zukünftige Rolle der Rotbuche in Bayern

Trotz der skizzierten Bedeutung als derzeit wichtigster Laubbaumart Bayerns wird die Zukunftsfähigkeit der Rotbuche bei fortschreitendem Klimawandel seit mehreren Jahren wissenschaftlich intensiv diskutiert (Rennerberg et al. 2004, Ammer et al. 2005) und ist neuer-

dings Gegenstand vieler wissenschaftlicher Arbeiten. Gerade die deutschlandweit beobachteten Schäden an Rotbuchen infolge der klimatischen Extremjahre 2018, 2019 und zum Teil 2020 (Schuldt et al. 2020, Obladen et al. 2021, Hahn et al. 2022 (in dieser Veröffentlichung)), haben die Diskussionen um ihre generelle Eignung im Klimawandel bzw. um ihre zukünftige Bedeutung erheblich intensiviert.

Die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) hat in den letzten Jahren eigene Untersuchungen zu dieser Frage angestellt. In Abbildung 1 sind für die einzelnen Wuchsbezirke Bayerns die Anbauriskoklassen der Rotbuche nach dem Bayerischen Standortinformationssystem BaSIS für erwartete Klimabedingungen im Jahr 2100 dargestellt. Diese Risikoeinwertungen basieren auf sogenannten Artverbreitungsmodellen. Als Klimaszenario für die Zukunft liegt derzeit WETTREG B1 zugrunde, welches von einer mittleren Klimaerwärmung für Bayern bis 2100 von 1,8 °C ausgeht (Beck und Kölling, 2013). Dies wird allerdings aufgrund der bisher beobachteten Klimaentwicklung bereits als eher »zurückhaltend« angesehen. Demnach ist die Rotbuche in vielen Landesteilen als Baumart mit geringem klimatischem Anbaurisiko im Falle einer »gemäßigten Klimazukunft« anzusehen. Für



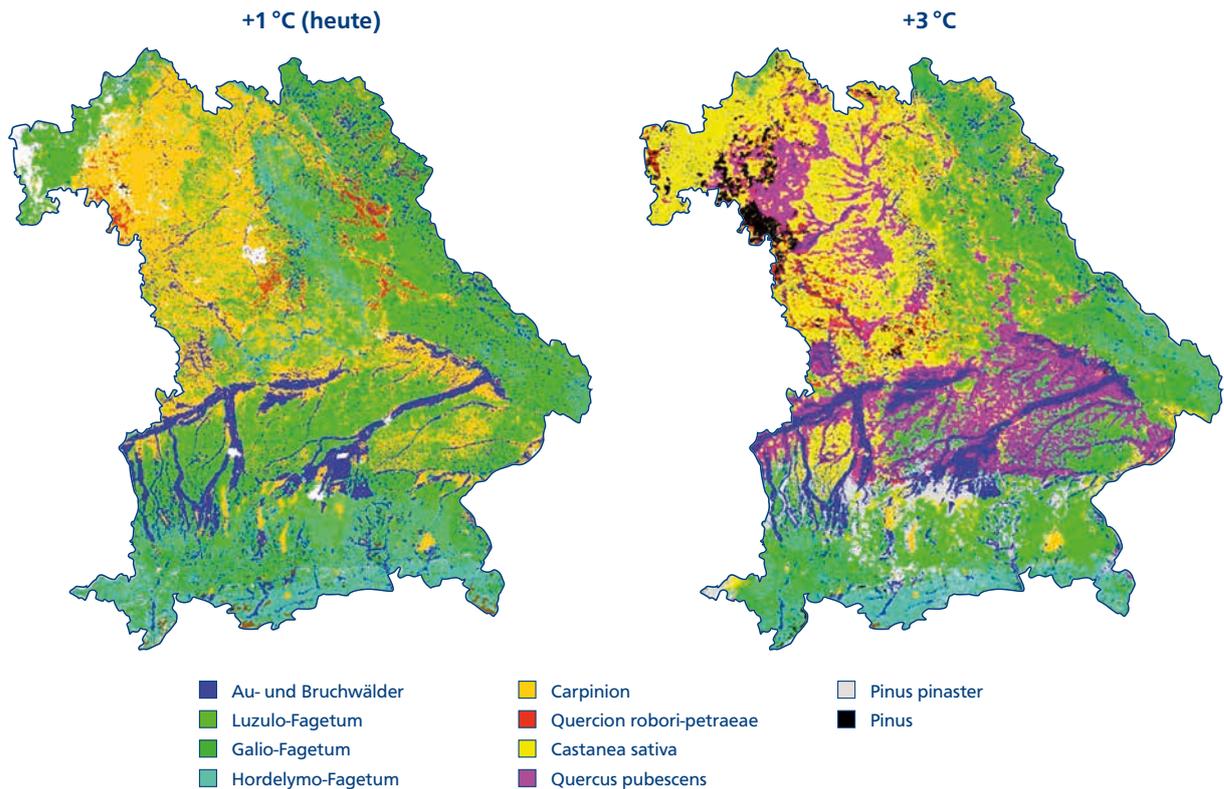


Abbildung 2: Modellerte potenzielle natürliche Waldgesellschaften Bayerns gemäß einem Klima 1971–2000 (~heute), gemäß den Projektergebnissen des Projektes F052.

Abbildung 3: Modellerte potenzielle natürliche Waldgesellschaften Bayerns gemäß einem Klima mit einer Temperaturerhöhung von +3 °C gegenüber dem heutigen Klima, wie es gemäß des Klimareports 2021 des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz als ein sehr wahrscheinliches Szenario bis 2080 angesehen wird.

die südbayerischen Wuchsgebiete 14 (Schwäbisch-bayerische Jungmoränenlandschaft) und 15 (Bayerische Alpen) sowie die südostbayerischen Grenzgebirge wird das Anbauisiko überwiegend sogar als sehr gering eingeschätzt.

von Eichenarten sowie von Baumarten aus dem mediterranen Raum geprägt sind (Fischer et al. 2019), wengleich die Rotbuche auch in deren Baumartenportfolio vertreten sein wird. Aufgrund der geringeren Konkurrenzkraft gegenüber anderen, meist trockenheitstoleranteren Arten, wird sie dann aber eher als »Nebenbaumart« bzw. »Begleitbaumart« auftreten.

In zwei weiteren Projekten haben sich an der LWF in den Jahren 2019 und 2020 Wissenschaftler mit der Modellierung der zukünftigen potenziellen natürlichen Vegetation im Klimawandel in Bayern (F052) auseinandergesetzt und dabei auch potenzielle Rotbuchenrisikogebiete identifiziert. In Abbildung 2 sind die Ergebnisse des Projektes F052 vergleichend für das aktuelle Klima sowie für eine Klimazukunft mit einer weiteren Erwärmung um +2 °C dargestellt, was summarisch in etwa den Erwartungen des Klimareports 2100 des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) bis zum Jahr 2085 entspricht (StMUV, 2021). Demnach werden sich die Waldgesellschaften in Regionen, in denen die Rotbuche aufgrund ihrer Konkurrenzkraft derzeit die Hauptbaumart stellt, stark verändern. Dort werden Waldgesellschaften prognostiziert, die insbesondere

Zieht man an dieser Stelle ein Zwischenresümee, so belegen die vorliegenden, großflächigen Inventurdaten eine in der Vergangenheit bereits gewachsene Bedeutung der Baumart Rotbuche in Bayern, die zumindest mittelfristig eher noch zunehmen wird. Trotz vielfach beobachteter Ausfälle infolge der zurückliegenden, klimatischen Extremjahre, ist die Rotbuche ein fester Bestandteil deutlich wärmerer Waldgesellschaften als in solchen, wie sie bisher bei uns existieren. Absehbar ist allerdings eine abnehmende Konkurrenzkraft der Rotbuche gegenüber trockenheitstoleranteren Baumarten (vgl. Mette et al. 2013, Rubio-Cuadrado et al. 2018). Daraus ergeben sich weitergehende Überlegungen zum zukünftigen, waldbaulichen Umgang mit der Rotbuche.

Waldbaulicher Umgang mit der Rotbuche – Waldbau ist Waldpflege

Die Rotbuche wäre aktuell auf fast allen Standorten Bayerns von planarer bis montaner Höhenlage von Natur aus vorhanden (Schütt et al. 2006). Dies wird sich voraussichtlich auch in der Zukunft nicht grundlegend ändern, wenngleich sich regional die Waldgesellschaften durch das Klima ändern werden – und damit die beteiligten Rotbuchenanteile. Ihre Konkurrenzkraft gegenüber anderen Baumarten beruht vor allem auf ihrer ausgeprägten Schattentoleranz, ihr lange anhaltendes Zuwartevermögen und ihrer Fähigkeit, den Boden mit ihrem Wurzelsystem intensiv zu erschließen. Als führende Baumart zur Qualitätsholzentwicklung spielt sie eine ebenso große Rolle wie auch als beteiligte Mischbaumart oder dienende Baumart im Unter- und Zwischenstand. Waldbaukonzepte zu Beginn der 2000er Jahre zielten auf eine Verkürzung der Umtriebszeit ab, um Rotkernbildung zu vermeiden, da diese ab dem Alter von 100 Jahren zunimmt (Knoke und Schultz-Wendroth, 2003). Dieser Ansatz gilt auch für den Waldbau im Klimawandel. Im Vordergrund steht nun zusätzlich eine risikoärmere Erzeugung von Qualitätsholz an einer bemessenen Zahl vitaler Einzelbäume von Jugend an. Diese sind eingebettet in einen möglichst strukturreichen und gemischten Bestand, der durch das Zulassen der natürlichen Entwicklung in ausreichend großen Zwischenfeldern entsteht. Dort entstehen schwerpunktmäßig Biotopbäume und dort findet auch eine Anreicherung mit Totholz statt.

Die Eckpunkte der zukünftigen Rotbuchenwirtschaft im Klimawandel sind also:

- Gemischte Bestände mit klimastabilen Baumarten
- Risikoarme Holzproduktion durch kürzere Umtriebszeit einer bemessenen Zahl von Einzelbäumen oder Ernte geringerer Zieldurchmesser
- Strukturreichtum durch kleinflächigen Wechsel der Eingriffsintensität
- Beteiligung natürlicher Prozesse

Nachdem grundsätzlich – nicht nur aus Gründen des Klimawandels – gemischte Bestände anzustreben sind, ist es sinnvoll, die gesamte Pflegekette unter dem Aspekt »Mischbestand« zu betrachten. Die Rotbuche sollte in gemischte Bestände eingebettet sein und als Bestandteil derer betrachtet werden. Im Umkehrschluss kann man die Behandlung in Rotbuchenreinbeständen nach dem gleichen, im Folgenden beschriebenen Vorgehen durchführen.

Nachdem es in Bayern einerseits Regionen gibt, in denen bereits zahlreiche Rotbuchen in den Altbeständen vorhanden sind und sich hier reichlich natürliche Rotbuchenverjüngung einstellt und andererseits Regionen vorliegen, deren Altbestände keine Altbuchen aufweisen und hier Rotbuchen mittels künstlicher Verjüngung eingebracht werden müssen, werden nachfolgend zwei Etablierungsphasen unterschieden.

Etablierungsphase in Regionen mit naturverjüngungsfreudiger Rotbuche

Aus ökologischen und ökonomischen Gründen sind Mischbestände erklärtes waldbauliches Ziel. Eine »Verbuchung«, also ein Einstellen flächiger, ungemischter Rotbuchenjungwüchse, sollte vermieden werden. Das Zeitfenster für eine entsprechende Lenkung ist allerdings meist sehr klein. Hat sich erst einmal eine geschlossene Rotbuchendickung entwickelt, haben lichtbedürftige Mischbaumarten wie die Eiche kaum mehr eine Chance, sich zu etablieren bzw. müssen diese mit enormem Pflegeaufwand gesichert werden. Deshalb sollten, nach einer gründlichen und rechtzeitigen Analyse der Ausgangssituation, zielführende Maßnahmen ergriffen werden.

Das vermeintliche Ausbleiben von Mischbaumarten geschieht oft unbemerkt. Deswegen ist es wichtig, Verjüngungsansätze zu verschiedenen Jahreszeiten genau zu beobachten. Was keimt im Frühjahr und Frühsommer, was bleibt und was verschwindet wieder? Was sind die Ursachen? Welche Gegenmaßnahmen sind notwendig? Hier lohnt es sich, regelmäßig an verschiedenen Kontrollpunkten die Verjüngungsansätze festzustellen und zu markieren. Mit eingefärbten Holzstäben kann dies visualisiert und dokumentiert werden. In der Folge werden Entwicklungen und Veränderungen sichtbar. Weiserzäune können dabei den Einfluss des Wildverbisses deutlich machen (Ruppert et al. 2021).

Flächige Lichtwuchsdurchforstungen in rotbuchenreichen Altbeständen (Schirmschlag) schaffen ideale Lichtverhältnisse für die Naturverjüngung der Rotbuche. Genau hier werden die Weichen für die Beteiligung von Mischbaumarten gestellt. Ein zu gleichmäßiges Auflichten führt zur »Verbuchung«. Um in solchen Beständen natürliche oder künstliche Verjüngung von Tanne zu erreichen, muss dies im relativ geschlossenen Zustand vor flächigem Aufschlag der Rotbuche geschehen. Nach gesicherter Etablierung der Tanne erfolgt über ihr entsprechende Nachlichtung, damit sie auch wächst. Für die Naturverjüngung oder künstliche Einbringung von Lichtbaumarten werden vorher dunkle Teilflächen je nach Zielbaumart femelartig in Gruppen- bis Kleinbestandsgröße aufgelichtet. Ge-

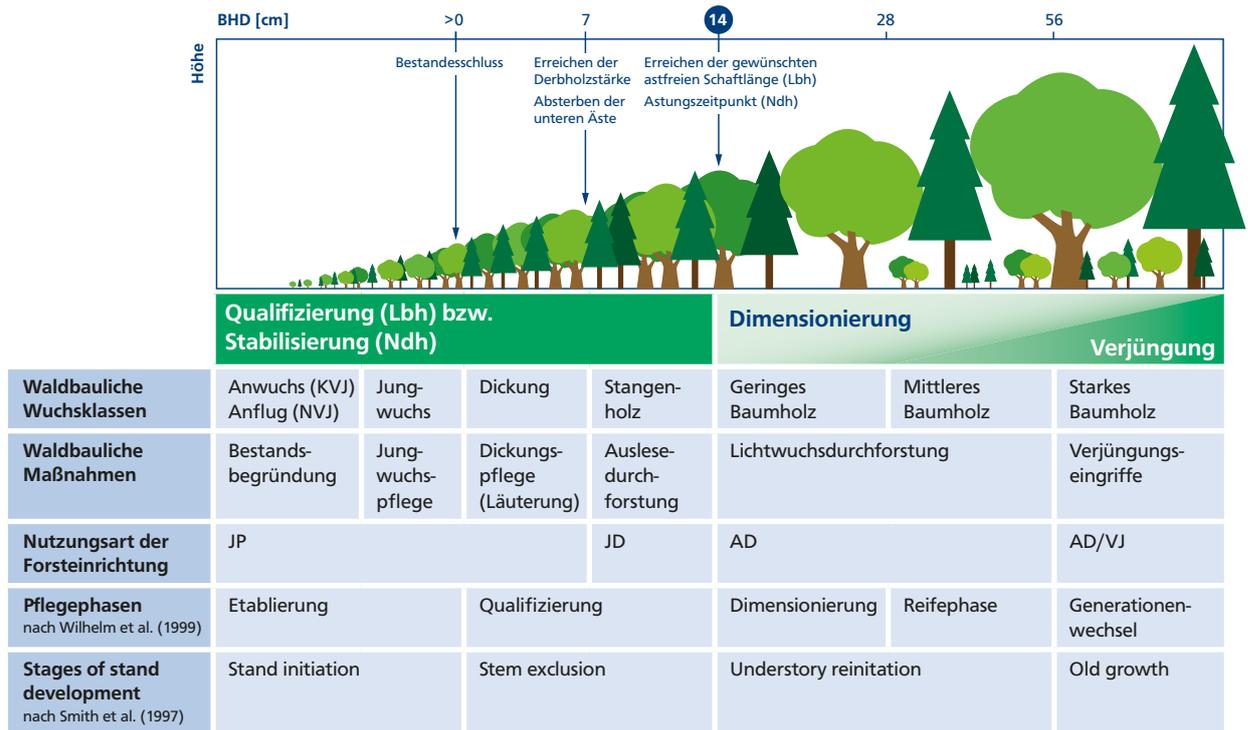


Abbildung 4: Phasen der Bestandesentwicklung gemäß Praxishilfe Klima-Boden-Baumartenwahl, Band 1.

wünschte, im Altbestand nicht vorhandene Baumarten, werden durch Saat oder Pflanzung entsprechend eingebracht. Hier empfiehlt sich auch die punktuelle Einbringung durch Anreicherungen in Form von Trupps, Klumpen oder Nelderrädern (Rothkegel et al. 2020, Kölling et al. 2020).

Durch die Lichtgaben wird auch reichlich Rotbuchennaturverjüngung aufschlagen. Damit die gewünschten Mischbaumarten nicht wieder untergehen oder von der Rotbuche überwachsen werden, ist entsprechende Nachsorge durch Pflege und Nachlichten wichtig. Die Entwicklungen müssen regelmäßig beobachtet und die gewünschten Mischbaumarten gesichert werden. Das bedeutet, bei guter Begehrbarkeit (Hüft- bis Brusthöhe) werden die erwünschten Mischbaumarten in regelmäßigen Abständen von etwa acht bis zehn Metern aufgesucht und beurteilt, wie sie sich entwickeln und welche Maßnahmen zum Erhalt notwendig sind. Mit einfachen Mitteln kann Konkurrenz durch Knicken oder Schneiden mittels Handgeräten zurückgenommen werden. Bei Wildverbiss oder Fegeschäden sind entsprechende Schutzmaßnahmen durchzuführen. Beim Übergang in den Dickungsschluss besteht in Regionen sehr vitaler Rotbuchenverjüngung die Gefahr des Untergangs der Mischbaumarten. Deswegen ist es hier sinnvoll und zielführend, die Bestände regelmäßig zu begehen, den Zustand zu

beurteilen und die Kandidaten der Mischbaumarten entsprechend aufzusuchen und durch zielgerichtete Pflege zu sichern (Ruppert et al, 2021). Besonderes Augenmerk ist auf oft vorhandene Hähersaat der Eiche zu legen.

Etablierungsphase in Regionen mit wenig Rotbuche in Vorbeständen

In anderen Regionen sind oben genannte Verhältnisse »Luxusprobleme«. Rotbuchen sind im Vorbestand nicht oder kaum vorhanden und andere Baumarten, die oft mit einem hohen Anbaurisiko behaftet sind, verjüngen sich massiv. Dies betrifft zum Beispiel weite Teile des Tertiärs oder der Nordost-Bayerischen Mittelgebirge. Hier kommt häufig und meist sehr frühzeitig nur Fichte in der Naturverjüngung, manchmal auch der Bergahorn. Beide Baumarten sind Halbschattbaumarten, die bereits bei relativ dunklen Lichtverhältnissen keimen und sich etablieren können. Hier muss die Rotbuche durch Voranbau rechtzeitig vorausverjüngt werden, solange die Konkurrenz der Fichte oder des Ahorns noch gering ist (Jakob et al. 2011). Am besten beschränkt man sich nur auf Teilbereiche ohne Naturverjüngung. Der Voranbau kann dabei auch kleinflächig in Trupps, beispielsweise auch durch Wildlingspflanzung, erfolgen. Des Weiteren bietet auch die streifen- oder plätzeweise Saat von Bucheckern eine

Möglichkeit naturnaher Einbringung (Ruppert et al. 2018). Von großflächiger Einbringung sollte Abstand genommen werden, denn auch hier gilt der Grundsatz, weitere Mischbaumarten im Zuge der Verjüngung zu beteiligen.

Nicht selten hilft die Natur auch selbst, dass einzelne Rotbuchennaturverjüngung in sonst großflächig vorhandener Fichtennaturverjüngung aufkommt. Durch Eichelhäher, Eichhörnchen oder Mäusearten verstreut gesäte Rotbuchen sollten durchaus nicht unterschätzt und im Rahmen der Pflege gesichert oder frühzeitig geschützt werden. Dabei geht es nicht unbedingt um ideale Wuchsformen, sondern um die Sicherung einer Mindestbeimischung zur Bodenverbesserung und Stabilisierung der Bestände oder auch zur Entwicklung von Samenbäumen für die künftige Waldgeneration. Wie schon oben für andere Mischbaumarten beschrieben, reicht es, alle acht bis zehn Meter eine Rotbuche zu sichern und von der Konkurrenz zu entlasten. Ergonomisch günstig finden solche Eingriffe in noch übersichtlichen Phasen bei Brust- bis Mannshöhe statt, zum Beispiel auch im Rahmen von Standraumerweiterungen in homogenen Fichtenbürstenwüchsen. Einzelne Rotbuchenbeimischungen in Verjüngungen sind am leichtesten erkennbar, wenn ihre Blätter schon rotbraun verfärbt sind, aber noch anhaften – also im Spätherbst. Bei kontinuierlicher Pflege kann daraus eine solide Rotbuchenbeimischung entstehen.

Qualifizierungsphase

In der Dickungsphase ab etwa Zimmerhöhe bis zum Beginn der Dimensionierung muss besonderes Augenmerk auf die Mischbaumarten gelegt werden. Das betrifft sowohl die Mischbaumarten in Rotbuchendickungen als auch beigemischte Buchen in Nadelhölzern. Obwohl Bestände in dieser Phase am unbequemsten zu begehen sind, sollten regelmäßige Beurteilungen der Pflegenotwendigkeit durchgeführt werden. Ziele in dieser Phase sind immer noch die Sicherung und gegebenenfalls die Förderung von Mischbaumarten, die natürliche Astreinigung zur Sicherung der Qualität und die Förderung der Stabilität beteiligter Nadelbäume. So steht der Grundsatz »Dickung soll Dickung bleiben« zur Qualifizierung im Vordergrund, allerdings nicht mit der Folge, alles unbeeinflusst dicht wachsen zu lassen.

Um den Pflegeaufwand möglichst gering zu halten, gleichzeitig aber die Aspekte Mischbaumarten, Vitalität, Stabilität und Qualität nicht aus den Augen zu verlieren, erfolgt hier die Behandlung nach dem Optionenmodell (Rothkegel et al. 2012). Dieses sieht vor, bis zum Einstieg in die Dimensionierungs-/Licht-

wuchsphase v. a. beim Laubholz durch mäßigen Seitendruck von Nachbarbäumen (Bedränger) die Astreinigung an ca. 100–150 Z-baumfähigen Optionen je Hektar voranzutreiben. Nur wenn diesem Kollektiv zukünftiger Wertträger/Stabilitätsträger konkurrenzbedingt unmittelbar sozialer Abstieg droht, sind Bedränger zurückzunehmen. Im Abstand von etwa fünf Jahren werden alle etwa 8 bis 10 Meter Optionen, welche die Zielvorstellungen bezüglich Standort, Anbaurisiko, Vitalität, Stabilität und Qualität erfüllen, begutachtet und deren Wuchsrelation gegenüber den Nachbarbäumen eingeschätzt. Ist eine Gefährdung – also ein Absterben oder die Beeinträchtigung der Vitalität – bis zum nächsten Eingriff zu erwarten, muss entsprechend entlastet werden. Dies kann durch Köpfen, Ringeln oder Entnahme des Bedrängers erfolgen, je nachdem, wie stark die Hilfestellung ausfallen soll. In buchenreichen oder -reinen Partien ist neben der Vitalität der Option auch besonderes Augenmerk auf deren Qualität zu legen. Buchen mit möglichst waagrecht abstehenden Ästen lassen eine bessere Astreinigung erwarten, Steiläste und Zwiesel verbleiben oft lange grün, mindern die Qualität des Stammes und bergen später Risiken von Beschädigungen nach Abbruch. In den Zwischenfeldern zwischen den Optionen findet kein Eingriff statt, außer es befindet sich dort ein grobes Individuum (»Superprotz«), das in späteren Jahren Optionen oder Z-Bäume stark beeinträchtigt und schwer oder nur mit hohen Schäden zu entfernen sein wird. Bei solchen Bäumen empfiehlt sich, soweit der Verkehrssicherungspflicht nichts entgegensteht, das Ringeln, damit sie langsam absterben und als Totholz oder Biotopstumpf der Biodiversität dienen können. Diese alternativen Pflegemethoden wurden bisher bezüglich ihrer ökologischen Bedeutung stark unterschätzt. Durch das Hochköpfen und teilweise erneute Austreiben der Stümpfe entstehen temporäre Kleinstrukturen. Beim Absterben der Stümpfe oder durch das Ringeln entsteht Totholz in Beständen, welches ohne dieses auch ergonomisch sehr vorteilhafte Vorgehen, erst Jahrzehnte später entstehen würde.

In auf Freiflächen entstandenen Buchendickungen sind häufig Individuen mit besenartigen Kronen zu finden. Hier gilt es, im oben beschriebenen Abstand frühzeitig die qualitativ besten Optionen zu finden und entsprechend zu sichern, ggf. zu fördern. Eine pauschale Negativauslese würde die gesamte Qualifizierung unterbrechen, gute Exemplare drohen unterzugehen, wenn man sie nicht gezielt betrachtet. In Einzelfällen kann auch über eine sogenannte Nachqualifizierung durch Grünastung ein vitales Individuum eine bessere Qualität erreichen (Arz et al. 2020).

Während in gemischten Beständen raschwüchsige Baumarten mit frühem Kulminationspunkt des Höhen- und Volumenzuwachs bald ihre grünastfreie Schaftlänge erreichen und damit als Zielbäume dimensioniert werden müssen, wird die Buche etwas länger in der Qualifizierungsphase verbleiben.

Dimensionierungsphase

Der Einstieg in die Lichtwuchs- oder Dimensionierungsphase beginnt mit Erreichen der gewünschten grünastfreien Schaftlänge. Dabei sollten die Erwartungen an die astfreie Schaftlänge vor dem Hintergrund des sich rasch vollziehenden Klimawandels nicht allzu hoch sein, weil mit dem Warten (= Altern der Bäume) zugleich die Vitalität der Bäume zurückgeht und die Kronen der Einzelbäume im Verhältnis zur Gesamthöhe kleiner werden. Faustzahl für astfreie Schaftlänge ist etwa ein Viertel der erwartbaren Gesamthöhe, also etwa sechs bis acht Meter. Um einen frühen Einstieg in die Dimensionierung zu ermöglichen und nicht zu lange auf die natürliche Astreinigung warten zu müssen, kann die Buche durch Astung nachqualifiziert werden (Arz et al. 2020). Bisherige Untersuchungen zeigen, dass auch bei der Buche eine sachgemäße Grünastung zielführend ist und zu deutlich schnellerer Überwallung führt als bei Aststummeln natürlicher Astreinigung (Klädtke et al. 2017). Die Investition der Wertastung ist bei Beschränkung auf wenige Astungsbäume überschaubar und bei zügiger Dimensionierung nur von geringem Risiko.

Die frühzeitige und kontinuierliche Förderung der Vitalität von Einzelbäumen spielt dabei die Schlüsselrolle beim Volumenzuwachs und auch bei der Widerstandsfähigkeit gegenüber Witterungsextremen (Mergner et al. 2020). Als günstiger, einfach im Wald zu erkennender Einstieg zur Festlegung von Ziel- oder Zukunftsbäumen (Z-Bäume) eignet sich das Erreichen des Brusthöhendurchmessers (BHD) von etwa 14 cm. Bei der Auswahl der Z-Bäume sind die Vitalität und Stabilität des Einzelbaums die wichtigsten Auswahlkriterien, erst an nächster Stelle folgt die Qualität. Nur Bäume mit vitaler, gleichmäßiger Krone lassen erwarten, dass sie entsprechend leistungsfähig und die Risiken für spätere Kronenabbrüche gering sind. Die ausgewählten Z-Bäume werden in ihrer Krone so freigestellt, dass sie keine Berührung mehr zu Nachbarbäumen haben. Dies geschieht idealerweise kontinuierlich über die ganze Dimensionierungsphase hinweg. Ziel ist ein Anhalten des unteren Kronenansatzes und eine Kronenlänge von etwa 75 % der Gesamthöhe des Baumes (Wilhelm et al. 2013). Entnommen werden ausschließlich echte Bedränger der Z-Baum-Kronen, die

übrigen Bestandsbereiche bleiben unbearbeitet, lassen natürliche Entwicklungen zu und schaffen Struktur. Dabei sind häufigere Wiederkehr mit schwächeren Entnahmen schonender für den Gesamtbestand als stärkere Eingriffe nach langen Zwischenzeiträumen. Wenngleich hierzu bislang wenig Praxiserfahrung und uneinheitliche wissenschaftliche Befunde vorliegen (z. B. Antonucci et al. 2021, Diaconu 2017, Sohn et al. 2016, Mausolf et al. 2018, Meyer et al. 2022), soll mit dieser Vorgehensweise einer zu starken Exposition der plötzlich freigestellten Krone in Trockenjahren vorgebeugt und zugleich die Wasserverfügbarkeit für den Einzelbaum vergrößert werden. Auch die Gefahr der Wasserreiserbildung wird dadurch gemildert. So empfiehlt sich eine Fortsetzung des 5-Jahres-Zeitraums aus der Qualifizierungsphase. Auch hier kann ein Teil der zu entnehmenden Konkurrenten geringelt oder bei maschinellen Eingriffen hochgeköpft werden.

Durch die Umlichtung der Z-Baumkronen wird zugleich vorhandener Unter- und Zwischenstand gefördert, sodass dazu kein separater Eingriff notwendig ist. Ist kein oder fast kein wirksamer Unterstand zur Beschattung wertvoller Schäfte vorhanden, können um diese Bäume herum Schattbaumarten gepflanzt werden.

Wie bereits mehrfach erwähnt, sollen immer gemischte Bestände angestrebt werden. Herangehensweise und Kriterien der Auswahl und Förderung von Z-Bäumen sind dabei über alle Baumarten gleich.

Über die Anzahl von Z-Bäumen bzw. den Abstand der Z-Bäume zueinander gibt es unter Forstleuten immer wieder intensive Diskussionen. Diskussionsgrundlage sollte dabei die zu erwartenden Kronenradien leistungsfähiger Bäume der beteiligten Baumarten sein. So hat sich für viele Baumarten das Hundert-Baum-Konzept, also ein Z-Stamm-Abstand von zehn Metern, durchgesetzt. Das entspricht einem Kronenradius von etwa fünf Metern. Dieser ist bei vielen Baumarten realistisch. Das bedeutet, dass zu Beginn der Dimensionierungsphase im Abstand von 10 m Z-Bäume festgelegt und wie oben beschrieben, behandelt werden. Reservekandidaten oder -Z-Bäume werden grundsätzlich nicht festgelegt oder gefördert. Bei Ausfall von Z-Bäumen gibt es in den Zwischenbereichen meist genug Ersatz – soweit überhaupt notwendig. Betrachtet man die tatsächlichen Kronen von Alteichen und Altbuchen, die sich frei entwickeln konnten, ist festzustellen, dass deren Kronendurchmesser 14 bis 16 Meter betragen. Deswegen muss bei diesen Baumarten vom einfachen Hundert-Baum-Konzept abgewichen werden. Um der ungestörten Entwicklung Rechnung zu tragen, gibt es zwei Möglichkeiten. Die erste Variante ist das Ab-

schöpfen der Hälfte der Z-Bäume bei Erreichen eines geringeren Zieldurchmessers und die weitere Dimensionierung an den verbliebenen Z-Bäumen (Neufanger et al. 2011). Bei dieser Vorgehensweise ist zu prüfen, ob aufgrund der Entnahme dieser ersten Elitebäume und ihrer bisherigen Bedränger nicht schon eine deutliche Abnahme der Struktur und eine flächige Auflichtung erfolgen wird. Bei konsequenter Förderung (Kronenumlichtung) von 100 Z-Bäumen sind deren Kronen im Alter 60 so raumfüllend, dass bei Entnahme der Hälfte nur noch Struktur aus dem Unter- und Zwischenstand (wenn vorhanden) entstehen kann.

Die zweite Möglichkeit ist die Berücksichtigung der baumartenspezifischen Kronenradien gleich bei der Festlegung der Z-Bäume zu Beginn der Dimensionierungsphase. Das bedeutet, dass ein Rotbuchen-Z-Stamm zum nächsten Z-Stamm mindestens 14 m entfernt sein sollte, um Kronenberührungen zueinander dauerhaft auszuschließen. Nur auf diese Weise werden in den Zwischenfeldern natürliche Entwicklungen und dunklere Zonen ermöglicht und eine Homogenisierung des Bestands vermieden. Im Mischbestand werden die Z-Baumabstände je nach benachbarten Baumarten und dem Zeitpunkt der beabsichtigten Entnahme bei Erreichen der Zielstärken gewählt.

Zu den natürlichen Entwicklungen gehört in der Phase der Dimensionierung auch die Anreicherung des Bestands mit Totholz. Neben Belassen von Restholz aus Durchforstungen verbleiben absterbende Bäume im Bestand, sofern sie kein Waldschutzrisiko oder Verkehrssicherungsrisiko darstellen. Von Beginn an wichtig, aber bedeutsamer, je älter die Bestände werden, muss das Augenmerk auf entstehende Mikrohabitate und Biotopstrukturen gerichtet werden (Kraus et al. 2013). Ein funktionierender naturnaher Lebensraum wirkt sich auch auf eine betriebssichere Holzerzeugung aus. Mit zunehmendem Alter entstehen tendenziell immer mehr Mikrohabitate wie z. B. Specht- und Mulmhöhlen, Dendrotelmen, Risse, Rindenverletzungen und viele andere, die bei der Bestandsbehandlung beachtet und je nach Seltenheit geschützt werden. Biotopbäume werden gekennzeichnet und wie Z-Bäume in das Kollektiv der Erhaltungsbäume übernommen.

Folgen der jüngsten Trockenjahre und wie wir darauf reagieren können

Vor dem Hintergrund der ab den Trockenjahren 2018 und 2019 aufgetreten Schäden in Rotbuchenbeständen wird dem Aspekt Bewirtschaftung verstärkt Aufmerksamkeit in der Forschung geschenkt (Meyer et al. 2022). Aus aktuellen Forschungsarbeiten zeigt sich,

dass nach langanhaltender Trockenheit in dichten und unbehandelten Beständen unterdrückte, weniger vitale Bäume absterben und in frisch behandelten Beständen vorwiegend großkronige und freigestellte Bäume geschädigt werden (Meyer et al. 2022). Die Schäden an Rotbuchen zeigten sich in den Trockenjahren v. a. auf Standorten mit extremen Bedingungen hinsichtlich der Wasserversorgung (Henkel et al. 2022, Walthert et al. 2021) als auch mit Schwerpunkten hinsichtlich der Expositionen v. a. und beginnend an Süd- und Südwesthängen (Thierfelder 2020). Da die Rotbuche als eine Baumart gilt, die eher stärker zur Verdunstung und Kohlenstoffproduktion neigt als sparsam mit vorhandenen Wasserreserven umzugehen (vgl. Walthert, 2021), wirken sich längere Trockenphasen oder wiederholt auftretende Trockenjahre stärker aus.

Als waldbauliche Konsequenzen aus dem bisher vorliegenden Wissen ist ein sehr differenziertes Vorgehen in Abhängigkeit von der Wasserstressanfälligkeit des Standorts (Bodenart, Skelettanteil (nFk), Niederschlagshöhe und Verteilung, Exposition) aber auch hinsichtlich der Eingriffsstärke im Zuge von Pflege und Durchforstung notwendig. Auf Standorten mit potenziell hohem Wasserstress sollten Eingriffe nur schwach erfolgen, vor allem in älteren und bisher nicht konsequent gepflegten Beständen. Hier gilt es, in kurzen Abständen eine geringe Zahl von Z-Bäumen mit kleinen Eingriffen zu fördern, damit deren Vitalität durch Entlastung von Konkurrenz gefördert, aber nicht durch starke Umlichtung geschwächt wird.

Die oben beschriebene Herangehensweise, von Beginn an gemischte Bestände anzustreben, dann bei etwa 14 cm BHD eine bemessene Anzahl von vitalen Z-Bäumen (max. 50/ha) auszuwählen und konsequent zu fördern, bietet gute Erfolgsaussichten, Einzelbäume und Bestände gegenüber Umwelteinflüssen zu stärken und mit geringen Risiken in kurzer Produktionszeit die Zielsortimente zu erreichen.

Verjüngungsphase

Die Verjüngungsphase stellt den Übergang zwischen Dimensionierung und Etablierung dar. Mit der Entnahme hiebsreifer Bäume wird das Licht für die Einleitung von Naturverjüngung gesteuert. Die Rotbuche kommt bei gleichmäßiger schirmschlagartiger Belichtung von selbst, und das früh und reichlich. Deswegen sollte man sich zuerst über die gewünschten Mischbaumarten Gedanken machen. Wie schon an anderer Stelle beschrieben, muss die natürliche oder künstliche Verjüngung anderer Schattbaumarten (Tanne, Eibe) in dunklen Bereichen vor dem Aufschlag der Rotbuchen eingeleitet werden. Für gewünschte Lichtbaumarten

(z. B. Eiche) müssen ebenfalls Bereiche dunkelgehalten werden, bis in entsprechenden Mastjahren der gewünschten Baumart unter bzw. neben deren Samenbäumen großzügig femelartig Licht gegeben wird. Dort werden außer zielstarken Bäumen auch lichtreduzierender Unter- und Zwischenstand entnommen. Für das genannte Vorgehen ist Geduld notwendig, sowie schnelle Reaktion in entsprechenden Samenjahren. Ein bemessener Anteil von dicht gehaltenen Bereichen sollte über die ganze Verjüngungsphase erhalten werden, insbesondere dort, wo eine Anhäufung von Biotopbäumen mit Großhöhlen zu erkennen ist.

Der Klimawandel erfordert frühe Vitalisierung und zügige Dimensionierung, somit eine verkürzte Umtriebszeit und/oder eine Reduktion der Zieldurchmesser für die Qualitätsholzproduktion (Brang et al. 2016). Dabei sollen die Naturschutzaspekte nicht zu kurz kommen. Habitatstrukturen und Biotopbäume entwickeln sich nur langsam und vor allem in und an starken alten Bäumen. Deswegen ist in der Verjüngungsphase besonders auf solche Strukturen zu achten. Eine ausreichende Anzahl solcher Bäume sollte belassen werden. Hier spielt die Rotbuche – aber nicht nur sie – eine besondere Rolle: »Methusalembäume« und ganze »Altholzinseln« sollen erhalten bleiben und in den Folgebestand einwachsen.

Fazit

Auch wenn in zahlreichen Rotbuchenbeständen in den letzten Jahren infolge gehäufte klimatischer Extremjahre verstärkt Schäden verzeichnet werden mussten, weisen aktuelle Forschungsergebnisse darauf hin, dass die Rotbuche weiterhin eine wichtige Rolle als Haupt- oder Nebenbaumart in vielen Waldgesellschaften in Bayern einnehmen wird. Die aufgetretenen Schäden sollten daher, auch wenn sie unverhofft gekommen und deutlich ausgefallen sind, richtig eingewertet werden. Bei den sich rasch wandelnden Wachstumsbedingungen sollten alle waldbaulichen Möglichkeiten konsequent genutzt werden, um frühzeitig vitale Rotbuchen mit Qualitätserwartung in unseren Wäldern heranzuziehen. Die Rotbuche als Baumart unterschiedlicher Funktionen sollte in den Beständen auf fast allen Standorten beteiligt sein. Der Waldbau im Klimawandel erfordert an den Standort angepasstes, differenziertes und entschlossenes Handeln. Die Schaffung von klimastabilen, multifunktionalen Mischbeständen kann nur durch frühzeitig einsetzende und kontinuierliche Pflege gelingen. Die Vitalität einer bemessenen Zahl von Einzelbäumen als

stabiles Bestandsgerüst sowohl in ökonomischer als auch ökologischer Hinsicht ist das Ziel unseres waldbaulichen Handelns. Die konsequente und rechtzeitige Beteiligung und Sicherung von Mischbaumarten und der frühe Einstieg in eine zügige, kontinuierliche Dimensionierung erlauben eine risikoarme Bewirtschaftung. Dabei können naturschutzfachliche Aspekte mit wenig Zusatzaufwand, oft sogar mit reduziertem Aufwand, integriert werden

Literatur

- Antonucci, S.; Santopuoli, G.; Marchetti, M.; Tognetti, R.; Chiavetta, U.; Garfi, V. (2021): What Is Known About the Management of European Beech Forests Facing Climate Change? A Review. In: *Curr Forestry Rep* 7 (4), S. 321-333. DOI: 10.1007/s40725-021-00149-4
- Arz, O.; Felbermeier, B.; Rothkegel, W.; Ruppert, O. (2020): Laubholzzastung. LWF-Merkblatt Nr. 43
- Beck, J.; Kölling, C. (2012): Das Bayerische Standortinformationssystem BaSIS. LWF aktuell 94/ 2013, S. 4-7
- BMEL (2020): Waldschäden: Bundesministerium veröffentlicht aktuelle Zahlen. In: Pressemitteilung Nr. 40 (26. Feb. 2020)
- Brang, P.; Küchli, C.; Schwitter, R.; Bugmann, H.; Ammann, P. (2016): Waldbauliche Strategien im Klimawandel. In A. R. Pluess, S. Augustin & P. Brang (Hrsg.), *Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien* (Forum für Wissen, 1. Aufl., S. 341-364). Bern: Haupt Verlag
- Diaconu, D.; Kahle, H.-P.; Spiecker, H. (2017): Thinning increases drought tolerance of European beech. A case study on two forested slopes on opposite sides of a valley. In: *Eur J Forest Res* 136 (2), S. 319-328. DOI: 10.1007/s10342-017-1033-8. Obladen, Nora;
- Decherig, P.; Skiadaresis, G.; Tegel, W.; Keßler, J.; Höllerl, S. et al. (2021): Tree mortality of European beech and Norway spruce induced by 2018-2019 hot droughts in central Germany. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 307 (8), S. 108482. DOI: 10.1016/j.agrformet.2021.108482
- Fischer, H.S.; Michler, B.; Fischer, A. (2019): High resolution predictive modelling of potential natural vegetation under recent site conditions and future climate scenarios: Case study Bavaria. – *Tuexenia* 39: 9-40
- Henkel, A.; Hese, S.; Thiel, Ch. (2022): Erhöhte Buchenmortalität im nationaloark Hainich? *AFZ* 3/2022 S. 26-29
- Mergner, U.; Manthey, M.; Scharnweber, T.; Kraus, D. (2020): Kronenverlichtung und Absterbevorgänge bei der Buche. *AFZ* 7/2020, S. 16-19
- Klädtke, J.; Ehring, A. (2017): Grünastung von Bergahorn, Buche, Eiche und Esche: geht das?. *AFZ* 12/2017, S. 13-16
- Kölling, C.; Rothkegel, W.; Ruppert, O. (2020): Das Nelderrad als sparsames und wirksames Pflanzschema. *AFZ* 5/2020 S. 42-46

- Kraus, D.; Krumm, F. (2013): Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern, European Forest Institute. 300S. ISBN 978-952-5980-24-0
- Mausolf, K.; Wilm, P.; Härdtle, W.; Jansen, K.; Schuldt, B.; Sturm, K. et al. (2018): Higher drought sensitivity of radial growth of European beech in managed than in unmanaged forests. In: The Science of the total environment 642, S. 1201-1208. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.065
- Martinez del Castillo, E.; Zang, C.S.; Buras, A. et al. (2022): Climate-change-driven growth decline of European beech forests. Commun Biol 5, 163 (2022). <https://doi.org/10.1038/s42003-022-03107-3>
- Mette, T.; Dolos, K.; Meinardus, C.; Bräuning, A.; Reineking, B.; Blaschke, M. et al. (2013): Climatic turning point for beech and oak under climate change in Central Europe. In: Ecosphere 4 (12), art145. DOI: 10.1890/ES13-00115.1
- Meyer, P.; Spínu, A.P.; Mölder, A.; Bauhus, J. (2022): Management alters drought-induced mortality patterns in European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. In: Plant biology (Stuttgart, Germany). DOI: 10.1111/plb.13396
- Neufanger, M.; Utschig, H.; Zanker, T. (2011): Grundzüge der Bewirtschaftung von Buchen- und Buchenmischbeständen im Bayerischen Staatswald. AFZ 21/2011, S. 10-11
- Ruppert, O.; Rothkegel, W. (2021): Der Verbuchung auf der Spur. LWFaktuell 3/2021, S. 37-41
- Peter, J.; Rothkegel, W.; Ruppert, O. (2011): Vom Schatten ins Licht. LWFaktuell 80/2011, S. 5-7
- Ruppert, O.; Rothkegel, W. (2018): die Saat im Wald – wieder entdeckt. LWFaktuell 1/2018, S. 37-40
- Ruhm, W.; Englisch, M.; Starlinger, F.; Geburek, T.; Perny, B.; Neumann, M. (2016): Buche (Rotbuche, *Fagus sylvatica* L.). BFW-Praxisinformation 41 – 2016, S. 10-13
- Rothkegel, W.; Ruppert, O.; Peter, J. (2012): Jungbestandspflege – wichtige Weichenstellung für zukünftige Wälder. LWFaktuell 86/2012, S. 4-7
- Ruppert, O.; Rothkegel, W.; Tretter, S. (2021): Waldpflege im Klimawandel. LWFaktuell 1/2021 S. 31-35
- Rothkegel, W.; Ruppert, O. (2020): Anreicherungskulturen. LWF-Merkblatt Nr. 46
- Rubio-Cuadrado, Á.; Camarero, J.J.; del Río, M.; Sánchez-González, M.; Ruiz-Peinado, R.; Bravo-Oviedo, A. et al. (2018): Drought modifies tree competitiveness in an oak-beech temperate forest. In: Forest Ecology and Management 429, S. 7-17. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.06.035
- Schütt; Weigerber; Lang; Roloff; Stimm (2006): Enzyklopädie der Holzgewächse; III-2 *Fagus sylvatica*
- Schuldt, B.; Buras, A.; Arend, M.; Vitasse, Y.; Beierkuhnlein, C.; Damm, A. et al. (2020): A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. In: Basic and Applied Ecology 45 (5/6), S. 86-103. DOI: 10.1016/j.baae.2020.04.003
- Sohn, J.A.; Saha, S.; Bauhus, J. (2016): Potential of forest thinning to mitigate drought stress. A meta-analysis. In: Forest Ecology and Management 380, S. 261-273. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.07.046
- StMUV, 2021: Klima-Report Bayern 2021: Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (Hrsg.), 196 S.
- Thierfelder, S. (2020): Extremjahre im Laubwald, LWF-aktuell 125, S. 10-13
- Walthert, L.; Ganthaler, A.; Mayr, S.; Saurer, M.; Waldner, P.; Walser, M. et al. (2021): From the comfort zone to crown die-back. Sequence of physiological stress thresholds in mature European beech trees across progressive drought. In: The Science of the total environment 753, S. 141792. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141792
- Wilhelm, G.; Rieger, H. (2013): Naturnahe Waldwirtschaft mit der QD-Strategie, Ulmer-Verlag, ISBN 978-3-8001-7858-2

Keywords: European beech, beech, climate change, silviculture

Summary: The European beech (*Fagus sylvatica* L.) is the deciduous tree species, which has so far been attributed a central role for the forest of our regions. At present their role in forestry circles with regard to the climate change intensively discussed. There are many indications that beech will continue to be of great importance in Bavaria in the future, although heat-loving or drought-tolerant tree species more competitive as climate change progresses become. That is why silvicultural practices must be reconsidered. Thus, age-related vitality losses should be avoided in the case of economic priority function by reducing the production periods for value carriers be reduced. Likewise, a consistent, steady controlling support of the European beech and its mixed tree species in all stand phases is an important building block on the way to the climate-adapted forest.

Sie wächst und wächst und wächst.

Fakten zum Wachstum der Buche

Hans Pretzsch, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Technische Universität München

Schlüsselwörter: Wachstumsbeschleunigung; Buche (*Fagus sylvatica* L.); standortabhängige Wachstumstrends; Trockenstressreaktionen; Anpassungsreaktionen; Buchenmischbestand; Zuwachsstabilität

Zusammenfassung: Langfristige Messungen zeigen ein hohes Zuwachsniveau der Buche (*Fagus sylvatica* L.), das insbesondere an den Rändern des Verbreitungsgebietes im Nordosten und im Gebirge weiter zunimmt. Auf warmen, trockenen Standorten, vor allem am Südwestrand des Verbreitungsgebietes, können die Zuwächse jedoch auch unter das bisherige Niveau absinken. Die Wachstumssteigerung mancherorts und die Wachstumsreduktion andernorts, bilden keinen Widerspruch; letztlich kommt es darauf an, ob sich die örtlichen Standortbedingungen zum ökologischen Optimum der Buche hin oder davon weg entwickeln und welche Anpassungsfähigkeit die Buche besitzt. Die Anpassungsfähigkeit der Buche an längerfristige Trockenheit, sowohl durch morphologische, physiologische und epigenetische Reaktionen auf Baumebene, als auch durch Umverteilung von Zuwachs- und Mortalitätsmustern auf Bestandesebene, dürfte bisher deutlich unterschätzt worden sein. So konnten sich selbst 80-jährige Buchen an mehrjährige experimentelle Austrocknung anpassen und sich davon überraschend schnell wieder erholen. Angesichts der Klimaänderungen gilt es, die Resilienz und Resistenz von Beständen durch Strukturvielfalt und Mischung zu erhöhen. Das Potenzial der Buche für eine waldbauliche Anpassung an den Klimawandel wird nach hiesiger Übersicht unterbewertet und bisher nicht annähernd ausgeschöpft.

Einleitung

Das Wachstum der Buche (*Fagus sylvatica* L.) verändert sich im Bereich ihres ökologischen Optimums in Mitteleuropa (Pretzsch 2020, Spiecker et al. 2012) und insbesondere an den Verbreitungsgrenzen im nordöstlichen (Bolte et al. 2007) und südwestlichen Hügelland (Penuelas et al. 2007) und in den Gebirgen (Hilmers et al. 2019, Dulamsuren et al. 2017). Wir sehen mancherorts eine Steigerung (Bontemps und Esper 2011, Pretzsch et al. 2014) und in anderen Regionen einen Rückgang

(Leuschner 2020) ihres Wachstums. Die zunächst widersprüchlich erscheinenden Reaktionsmuster werden verständlich, wenn die jeweiligen standörtlichen Ausgangsbedingungen, das Reaktions- und Anpassungsvermögen der Buche und die zurückliegende Bewirtschaftung in die Interpretation mit einbezogen werden.

Langfristige Versuchsflächen (Pretzsch et al. 2019) und Austrocknungsexperimente (Grams et al. 2021) geben eine Übersicht über das Wachstum der Buche in Abhängigkeit von Klimabedingungen und Trockenstressereignissen. Der Zuwachs von Bäumen und Beständen wird häufig als Indikator für Vitalität und Fitness verwendet (Dobbertin 2005). Allerdings haben Untersuchungen zum Stressverhalten von Bäumen in den letzten Jahren verdeutlicht, dass hohe Zuwächse nicht unbedingt auch hohe Abwehrkraft gegenüber abiotischen oder biotischen Stressfaktoren bedeuten (Matyssek et al. 2012). Vielmehr können hohe Zuwächse mit geringer Stresstoleranz und geringe Stammzuwächse mit hoher Stabilität und Persistenz einhergehen. Waren in der Vergangenheit in vielen Regionen hohe Zuwächse das Maß der Dinge, so ist man heute in manchen Regionen auch mit geringen Zuwächsen zufrieden, wenn nur der Wald überhaupt erhalten bleibt (Kölling et al. 2013). Diese veränderte Sichtweise wird auch bei der Diskussion des im Folgenden beschriebenen Wachstums der Buche berücksichtigt werden.

Langfristiger Wachstumstrend

Ohne ihre Reduktion durch den Menschen in der Vergangenheit (Mantel 1990) würde die Buche den Wald in Mitteleuropa dominieren. Gegenwärtig wird die Buche durch eine klimaangepasste Forstwirtschaft (Bowditch et al. 2020) mit Übergang zu naturnahen Mischwäldern wieder gefördert. Allerdings wird ihre Eignung für den Anbau, unter in Zukunft trockeneren und wärmeren Bedingungen, noch sehr unterschiedlich beurteilt (siehe u. a. Ammer et al. 2005, Bolte et al. 2010, 2007, Geßler et al. 2007, Rennenberg et al. 2004). Zur Orientierung wird hier zunächst der langfristige Wachstumsgang der Buche vorgestellt und das gegenwärtige mit ihrem historischen Wachstum verglichen.

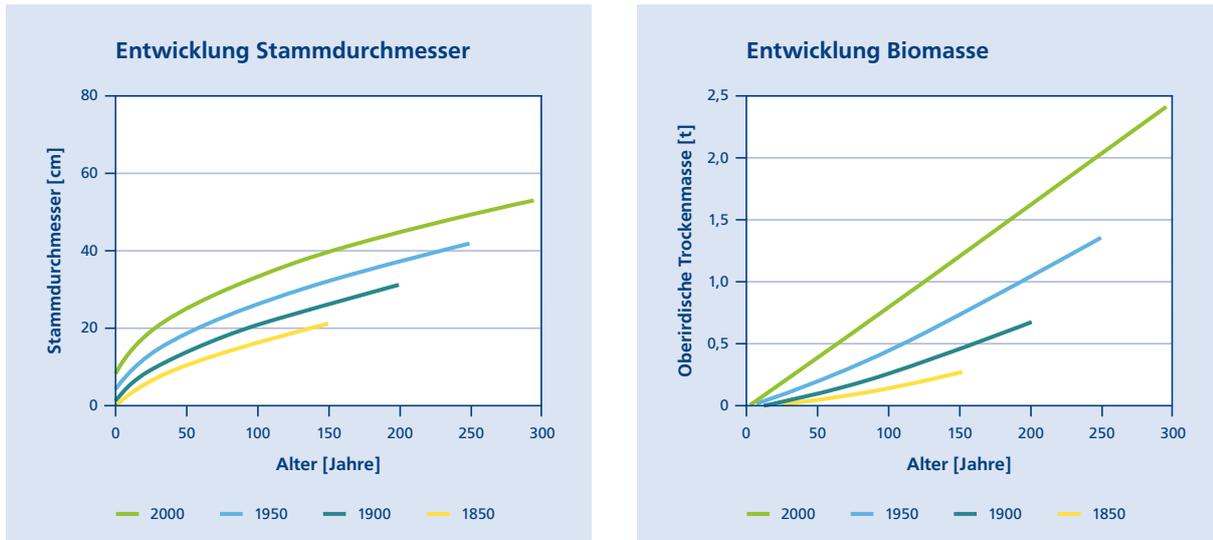


Abbildung 1a (links) und 1b (rechts): Entwicklung von (1a) Stammdurchmesser und (1b) Biomasse von Buchen in Abhängigkeit vom Baumalter und Kalenderjahr. Das Baumalter wurde durch Jahrringzählungen in der Baumhöhe von 1,30 m bestimmt. Die Kurvenverläufe zeigen den Stammdurchmesser bzw. die Baummasse, die die Buchen in gleichem Alter in den Jahren 1850, 1900, 1950 und 2000 erreichten.

Abbildung 1 zeigt die Entwicklung von Buchen (Stammdurchmesser und Baumbiomasse) in Abhängigkeit vom Alter und dem Kalenderjahr in den letzten Jahrhunderten. Die Auswertung gründet sich auf 591 Buchen mit einem Alter bis zu 469 Jahren, Durchmesser bis zu 81,4 cm und Baumbiomassen bis 6,7 t. Die Zuwachsanalysen reichen bis in das Jahr 1546 zurück. Alle Bäume wurden in Deutschland beprobt (Pretzsch 2020) und schließen sowohl arme, trockene Standorte als auch nährstoffreiche, feuchte Standorte mit Bonitäten von 22–40 m im Alter 100 (Schober 1967, mä. Df.) ein.

Aus der Abbildung geht hervor, dass die Steigung der Wachstumskurven von 1850 bis 2000 deutlich zugenommen hat. Beispielsweise erreichten Buchen im Alter von 50 Jahren im Jahr 1900 einen durchschnittlichen Durchmesser von 14,2 cm, im Jahr 1950 einen Durchmesser von 18,9 und in 2000 einen Durchmesser von 24,9 cm. Die analogen Massenwerte sind 0,104, 0,206, und 0,401 Tonnen in den Jahren 1900, 1950 bzw. 2000. Die Beschleunigung des Wachstums hat in den letzten Jahrzehnten leicht abgenommen. Auf das Durchmesserwachstum bezogen, betrug sie 34 % von 1850–1900 und 32 % in den letzten 50 Jahren. Ebenso war die Steigerung des Biomassenwachstums vor 200–300 Jahren am größten; gegenwärtig ist sie immer noch hoch, aber tendenziell abnehmend.

Diese leichte Abnahme der Wachstumssteigerung (also nicht etwa Abnahme des Wachstums), gegenüber historischen Bedingungen, dürfte auf eine Annä-

herung der Buche an ihre optimalen Wuchsbedingungen zurückzuführen sein (Pretzsch et al. 2014, Spiecker 2000). Bosela et al. (2016), Dulamsuren et al. (2017) und Penuelas et al. (2007) diskutieren eine mögliche Überschreitung des Optimums und Abnahme des Wachstums bei zunehmender Erwärmung und Trockenheit in Mittel- und Südeuropa.

Dieser auf Baumebene gefundene Wachstumstrend zeigt sich auch auf der Bestandesebene (Abb. 2). Die Entwicklung der Gesamtwuchsleistung und des durchschnittlichen Gesamtzuwachses, dGZ, an Derbholzvolumen weicht auf vielen, der in Abbildung 2 zusammengestellten 97 langfristigen Versuchsfeldern in Europa, deutlich positiv von den Erwartungswerten der Ertragstafel ab. Bei den langfristigen Entwicklungen liegen mehr als die Hälfte der dargestellten A-Grad Flächen sogar über der I. Bonität der Ertragstafel. Auf manchen Flächen wird das Niveau der Ertragstafeln aber auch deutlich unterschritten. Zahlreiche Untersuchungen sehen die Erhöhung der Jahrestemperatur, die Verlängerung der Vegetationszeit und die vermehrten Stickstoffeinträge als wesentliche Ursachen für die Wuchsbeschleunigung (Pretzsch et al. 2014, Tegel et al. 2014, Spiecker et al. 2012). Diese führen insbesondere in ausreichend wasserversorgten mittel- und nord-europäischen Regionen, wo das Wachstum bisher durch Klima oder Nährstoffversorgung limitiert war, zu Zuwachsanstiegen. In mittel- und südeuropäischen Regionen mit zunehmender Sonneneinstrahlung, Wasserlimitierung, oder Spätfrosthäufigkeit kann das

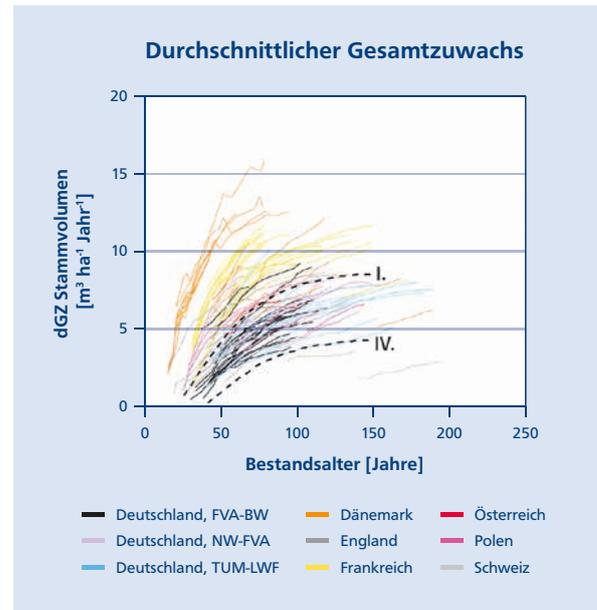
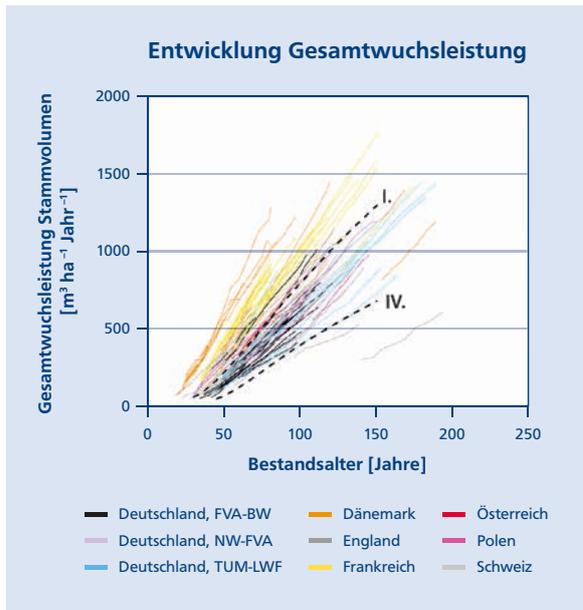


Abbildung 2a (links) und 2b (rechts): Entwicklung der Gesamtwuchsleistung (2a) und des durchschnittlichen Gesamtzuwachses, dGZ an Derbholzvolumen (2b) auf 97 langfristigen Versuchsflächen in verschiedenen europäischen Ländern nach Pretzsch et al. (2019). Die Kurvenverläufe reichen bis 1871 zurück und sind im Vergleich zur Ertragstafel von Schober (1967) Bonität I. und IV für mäßige Durchforstung dargestellt.

Wachstum der Buche insbesondere an der südwestlichen Verbreitungsgrenze auch deutlich rückläufig sein (Penuelas et al. 2007). Besonders deutlich sind die Wachstumssteigerungen in jüngeren Beständen, also im linken oberen Bereich der Kurvenbündel in Abbildung 2, ausgeprägt. Gleichzeitig können auf besonders trockenen Standorten aber auch Zuwachseinbußen und eine vermehrte Mortalität beobachtet werden (Leuschner 2020). Inwieweit die vermehrten Dürreschäden in Buchenbeständen auch mit der waldbaulichen Behandlung zusammenhängen, beispielsweise mit der abrupten Auflichtung in älteren Beständen, ist Gegenstand neuerer und laufender Untersuchungen (Meyer et al. 2022, Pretzsch 2021). Wachstumssteigerung und Wachstumsreduktion bilden also keinen Widerspruch, letztlich kommt es darauf an, ob sich die Standorte zum ökologischen Optimum der Buche hin oder davon weg entwickeln.

Veränderung im Wuchsverhalten der Buche zeigen sich insbesondere im Gebirge. Basierend auf Bohrkernen von 660 Buchen, von 28 langfristigen Versuchsflächen in Bergwäldern, in sieben europäischen Ländern, von Bulgarien im Südosten bis zur Schweiz und Deutschland im Norden, konnten Pretzsch et al. (2020) eine charakteristische Veränderung des Durchmesserwachstums der Buche in unterschiedlichen Höhenlagen in den letzten 300 Jahren zeigen. Die Untersuchungsbestände lagen zwischen 621 – 1.569 m über

NN, mit Jahresmitteltemperaturen von 2,9 °C – 8,2 °C und Jahresniederschlägen von 794 – 2.767 mm.

Das untere, mittlere und obere Kurvenbündel in Abbildung 3a zeigt den Entwicklungsgang von Buchen, die im Kalenderjahr 1700, 1800 bzw. 1900 eine Höhe von 1.30 m hatten (hier genannt d-Kalenderjahr). Demnach haben sich die Wuchsbedingungen in den letzten Jahrhunderten derart verbessert, dass die Buchen in Höhenlagen von 1.000 – 1.300 m über NN gegenwärtig besser wachsen als in 700 m Höhe, während das vor 200 – 300 Jahren noch andersherum war.

Abbildung 3b zeigt das Wachstum der Buche im Gebirge in Reinbeständen (durchgezogene Linien) im Vergleich zu Mischbeständen (gestrichelt) in Höhenlagen von 700 – 1.300 über NN. Die Untersuchung basiert auf Bohrkernuntersuchungen an 1.240 dominanten Buchen auf Versuchsflächen in 45 Rein- und 46 Mischbeständen in Bergwäldern, in 14 europäischen Ländern von der Schweiz im Westen über u. a. Deutschland, Italien, Tschechien, Polen, die Ukraine und Rumänien bis Bulgarien im Südosten. Die Abbildung zeigt sowohl in Reinbeständen (durchgezogene Linien), als auch in Mischbeständen (gestrichelte Linien), eine Abnahme des Wachstums der Buche von der Höhenlage 700 bis 1.300 m über NN (Pretzsch et al. 2021). Diese Abnahme ist allerdings in Mischbeständen wesentlich geringer ausgeprägt, und in einer Höhenlage oberhalb 1.200 m

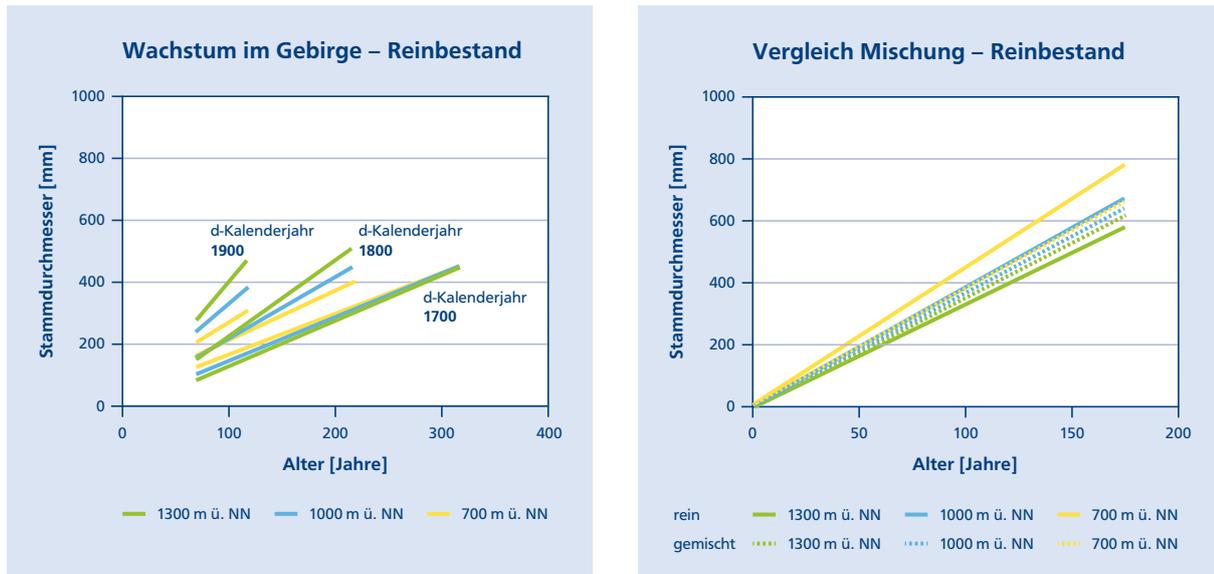


Abbildung 3a (links) und 3b (rechts): Wachstum der Buche im Gebirge in Reinbeständen (3a) und in Mischung im Vergleich zu Reinbeständen (3b). (3a) Das untere, mittlere und obere Kurvenbündel zeigt den Entwicklungsgang von Buchen, die im Kalenderjahr 1700, 1800 bzw. 1900 eine Höhe von 1.30 m hatten (Pretzsch et al. 2020). (3b) Wachstumsgang der Buche in Reinbeständen (durchgezogenen Linien) im Vergleich zu Mischbeständen (gestrichelt) in verschiedenen Höhenlagen europäischer Gebirge (Pretzsch et al. 2021).

über NN ist das Wachstum der Buche in Mischbeständen sogar höher als in Reinbeständen. Offenbar fördert in dieser Höhenlage die Mischung, z. B. durch Reduktion von Frostschäden, das Wachstum der Buche.

Stressreaktionen auf hohem Niveau

Aus zahlreichen Untersuchungen ist bekannt, dass einzelne Trockenjahre, wie z. B. 1976, 2003, oder 2015 den Zuwachs von Buchen deutlich weniger reduzieren als den Zuwachs von Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.; Pretzsch et al. 2013, Zang et al. 2011 a und b). Im Vergleich zur Eiche (*Quercus petraea* (MATT.)) schneidet die Buche aber schlechter ab (Abb. 4a). In Reinbeständen hat die Buche im Vergleich zu anderen Baumarten eine mittlere Resistenz aber auch eine mittlere Erholungsfähigkeit. In Mischung mit Buche reagieren Fichte und Eiche auf Trockenheit ähnlich wie in Reinbeständen. Die Buche hingegen ist in diesen Mischbeständen signifikant resistenter und resilienter als im Reinbestand (Abb. 4b). Insbesondere in Mischung mit Eiche kann sich der Trockenstress der Buche verringern, ohne dass die Eiche dadurch zusätzliche Zuwachseinbußen erleidet (Abb. 4c).

Dendrochronologische Untersuchungen konzentrieren sich häufig auf die relativen Schwankungen des Zuwachsganges und eliminieren, d. h. vernachlässigen,

das absolute Zuwachsniveau. Deshalb zeigt Abbildung 5 sowohl das absolute Zuwachsniveau in den zurückliegenden 20 Jahren, als auch die Zuwachsreaktionen auf die Trockenjahre 2003 und 2015. Ausgewertet wurden hier die Zuwachsverläufe von 54 mittelalten, vollbestockten und nicht oder nur schwach durchforsteten Reinbeständen aus Buchen, Kiefern (*Pinus sylvestris* L.), Fichten und Eichen (aus Platzgründen nicht gezeigt). Die gemessenen jährlichen Volumenzuwächse liegen um 5–77% und im Mittel um 48% über den jeweiligen Ertragstafeln. Besonders deutlich sind die positiven Abweichungen von den Ertragstafeln bei Eiche, Kiefer und Buche (+47–77%) ausgeprägt. In den zuletzt genannten Beständen kommt es, im Vergleich zum langfristigen Trend, in Jahren mit großer Trockenheit zwar zu Einbrüchen um 19–22%, die erreichten Zuwächse liegen aber immer noch über den von den Ertragstafeln prognostizierten Werten. Das bedeutet, dass die Zuwächse in Extremjahren zwar deutlich unter das vorherige Niveau absinken, dass sie aber trotz dieser Verluste im Durchschnitt noch immer über den historischen Werten der Ertragstafeln verlaufen. Nur in wenigen ungünstigsten Fällen sinken die Zuwächse in Trockenjahren unter das Niveau der Ertragstafeln ab. In Buchenbeständen liegen die Zuwächse auch in Trockenjahren durchschnittlich noch immer bei 133% der Ertragstafeln. D. h. sie sinken im Vergleich zum langfristigen Trend ab, liegen aber noch immer deutlich über den langfristigen Werten der Ertragstafeln (Abb. 5a).

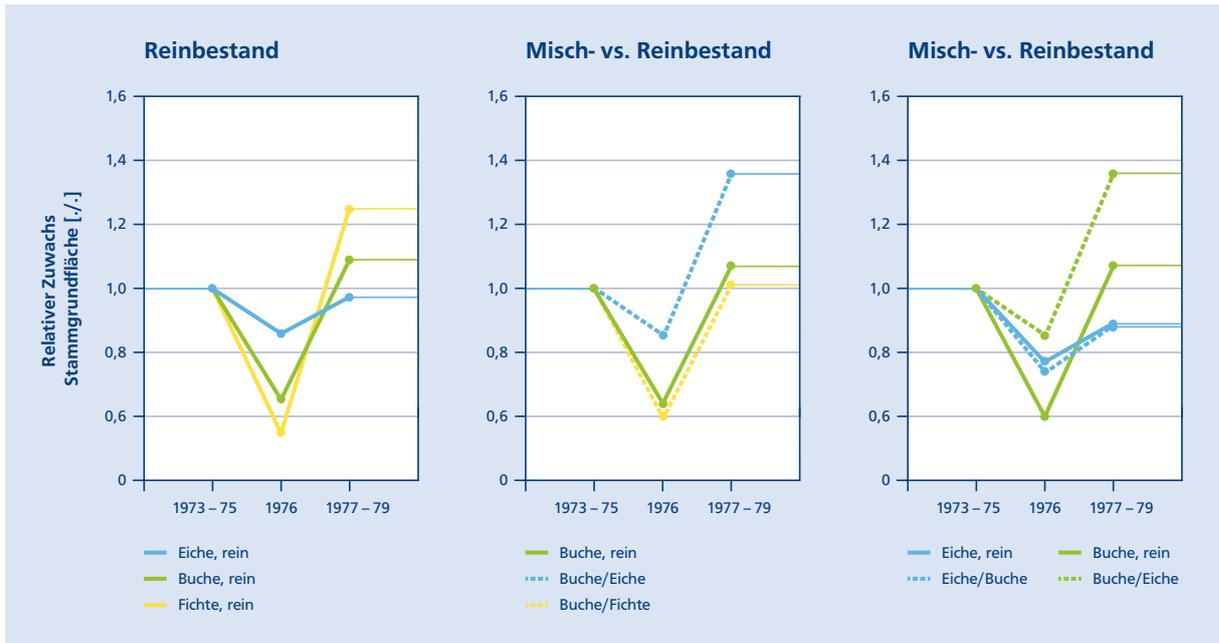


Abbildung 4a (links), 4b (Mitte) und 4c (rechts): Artsspezifische Zuwachsreaktionen von Buche, Fichte und Eiche im Trockenjahr 1976 in Relation zu dem mittleren Zuwachs in der vorherigen dreijährigen Referenzperiode 1973 – 1975 (nach Pretzsch et al. 2013). (4a) Reaktionsmuster von Buche, Fichte und Eiche in Reinbeständen, (4b) Verhalten der Buche in Misch- im Vergleich zu Reinbeständen, (4c) Buche und Eiche in Misch- im Vergleich zu Reinbeständen. Die Kurvenverläufe zeigen den Zuwachs im Trockenjahr 1976 und in der Erholungsphase 1977 – 1979 in Relation zum mittleren Zuwachs in der Referenzperiode von 1973 – 1975.

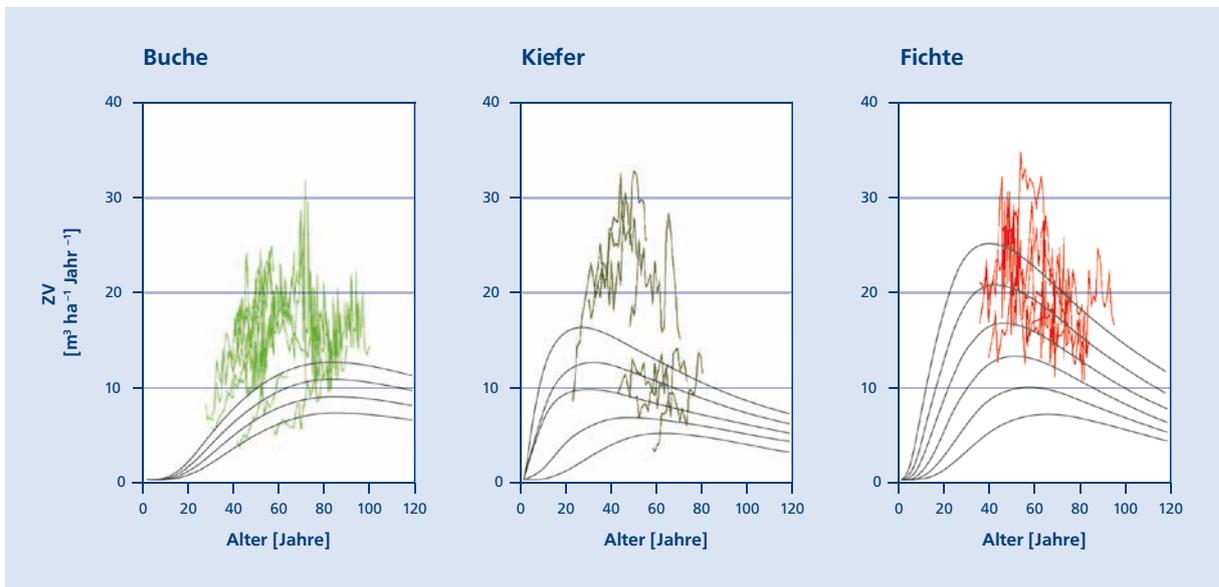


Abbildung 5a (links), 5b (Mitte) und 5c (rechts): Verlauf des absoluten jährlichen Volumenzuwachses (Vorratsfestmeter Derbholz mit Rinde $m^3 ha^{-1} Jahr^{-1}$) in Reinbeständen aus (5a) Buche, (5b) Kiefer und (5c) Fichte auf ungünstigen bis günstigen Standorten in Deutschland. Dargestellt sind die Zuwachsverläufe im Zeitraum 1997 – 2018 im Vergleich zu den Ertragstafeln von Schober (1967), Wiedemann (1943) und Assmann and Franz (1963) (nach Pretzsch et al. 2020).

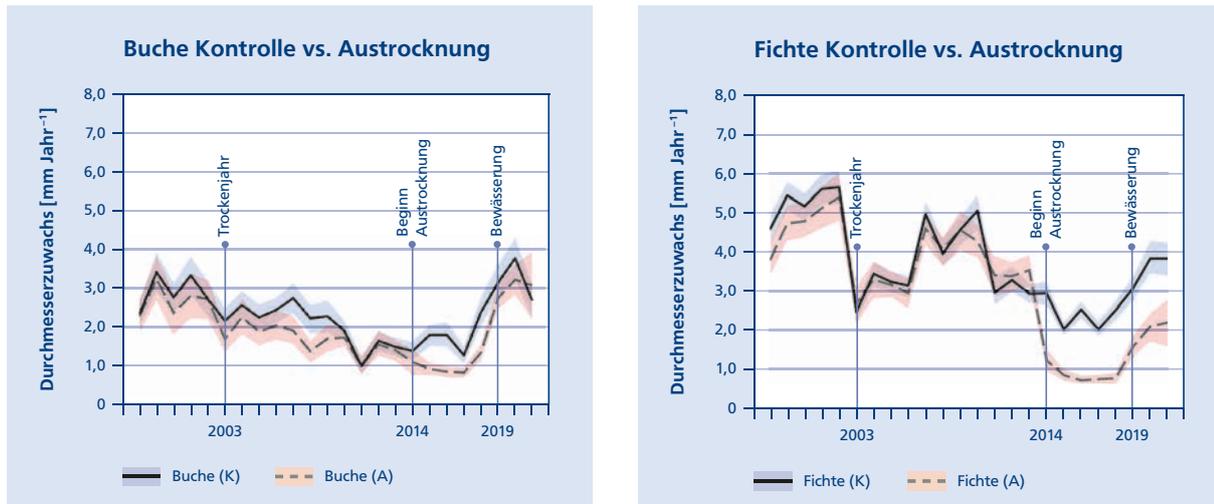


Abbildung 6a (links) und 6b (rechts): Mittlerer jährlicher Durchmesserzuwachs (\pm Standardfehler) der Einzelbäume der Buche (6a) und der Fichte (6b) auf den ausgetrockneten Parzellen (A) im Vergleich zu den Kontrollflächen (K). Das Trockenjahr 2003, der Beginn der Austrocknung 2014, sowie das Ende der Austrocknung mit Bewässerung im Jahr 2019 sind durch vertikale Linien hervorgehoben.

Anpassung auf Baum- und Bestandesebene

Besonders wenig bekannt ist bisher über die Anpassungsfähigkeit der Buche an mehrjährigen Trockenstress, wie er unter zukünftigen Klimabedingungen zu erwarten ist. Interessante Einblicke in die zu erwartenden Reaktionsmuster bietet hier das vor zehn Jahren angelegte Dachexperiment KROOF im Kranzberger Forst bei Freising (Grams et al. 2021). Dort wurden sechs Parzellen mit etwa 80-jährigen Fichten und Buchen im Rein- und Mischbestand durch Überdachung ausgetrocknet (Regenausschluss A) und mit sechs benachbarten Parzellen (Kontrolle K) verglichen. Die Austrocknung erfolgte von 2014 bis 2018, also über fünf Jahre hinweg. Die Dächer mit regengesteuertem Schließmechanismus waren während der Vegetationsperiode von April bis Oktober bei Niederschlagsereignissen geschlossen. Über Winter wurde der Niederschlag zur Auffüllung des Bodenwasserspeichers zugelassen. Seit 2016 werden die Fichten, sowohl auf den Kontroll- als auch auf den Regenausschlussflächen, jährlich im Frühjahr, zur Vermeidung von Borkenkäferbefall, mit einem Insektizid besprüht, nachdem einige befallene Fichten entfernt werden mussten. Im Sommer 2019 wurden die Parzellen geringfügig bewässert.

Der Effekt der Austrocknung im Jahr 2014 zeigt sich durch eine deutliche Abnahme des Radialzuwachses bei den ausgetrockneten Fichten und Buchen (Pretzsch et al. 2014, 2020). Der Radialzuwachs der ausgetrockneten Buche ging weniger stark zurück als jener der

Fichte und pendelte sich schneller unter dem Niveau der Kontrolle ein (Abb. 6a). Eine deutlich erkennbare Anpassung und Erholung setzte schon vor Beginn der Bewässerung 2019 ein, und der Radialzuwachs der behandelten Bäume erreichte 2019 schon wieder fast das Niveau der Kontrollgruppe. Im Mittel fiel der Radialzuwachs der Fichte mit Beginn der Austrocknung steil unter das Niveau der Kontrolle, stabilisierte sich dann auf geringem Niveau, bis zu einer erkennbaren Erholung mit Beginn der Bewässerung im Jahr 2019 (Abb. 6b). Während der Austrocknung (2014–2018) erreichte die Fichte nur etwa die Hälfte des Radialzuwachses der Kontrollgruppe und blieb auch nach der Bewässerung deutlich hinter den Kontrollbäumen zurück. Das KROOF-Experiment zeigt, wie der Zuwachs von Fichten und Buchen auf längerfristige Trockenheit reagiert, wie die Artenmischung die Zuwachsreaktionen modifiziert, und wie sich beide Arten bei anschließender Bewässerung erholen.

Abbildung 7a zeigt, dass der Volumenzuwachs des Buchenreinbestandes auf dem KROOF Experiment durch die Austrocknung von 7,0 auf im Mittel 4,0 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$, also um 43% zurückgegangen ist. Der in den Jahren 2014–2018 akkumulierte Zuwachsverlust beträgt bei der Buche 15,2 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$. In dem Fichtenreinbestand (Abb. 7b) hat der Volumenzuwachs durch die Austrocknung im Mittel von 9,6 auf 3,6 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$, also um 63% abgenommen. In der fünfjährigen Trockenperiode akkumulierte sich ein Zuwachsverlust von 30,4 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$. Das Ende der Austrocknung mit Bewässerung im Jahr 2019 äußerte sich bei beiden Baumarten

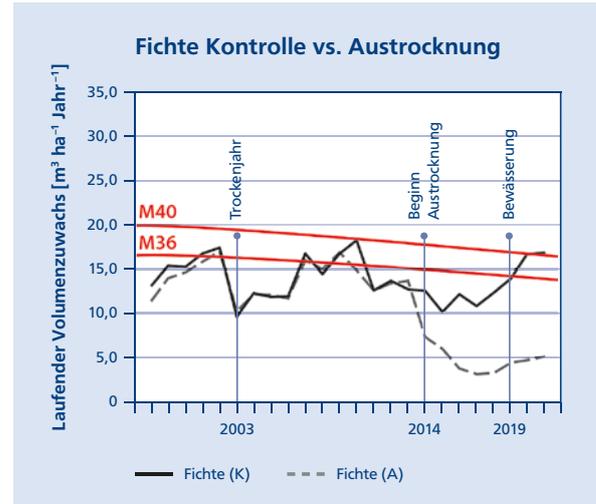
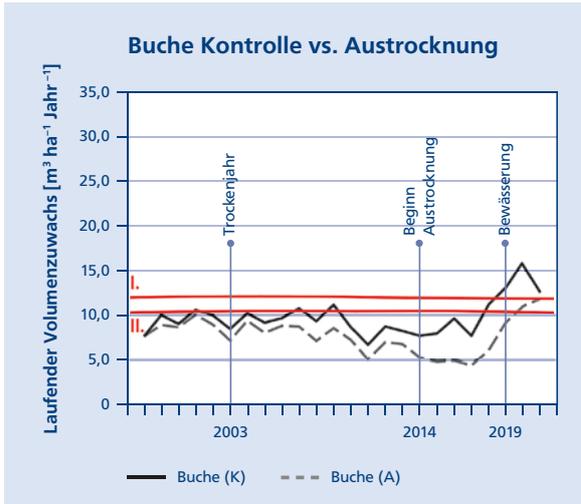


Abbildung 7a (links) und 7b (rechts): Laufender jährlicher Volumenzuwachs pro ha der (7a) Buche im Vergleich zur Fichte (7b) auf den ausgetrockneten Parzellen (A) im Vergleich zu den Kontrollflächen (K). Zusätzlich ist in Rot das Zuwachsniveau der Ertragstafel (ET für Buche I. und II. nach Schober (1975); ET für Fichte M40 und M36 nach Assmann und Franz (1963)) dargestellt. Das Trockenjahr 2003, der Beginn der Austrocknung 2014, sowie das Ende der Austrocknung mit Bewässerung im Jahr 2019 sind durch vertikale Linien hervorgehoben.

in einer deutlichen Aufwärtsbewegung des Zuwachsganges, wobei der Fichtenbestand das Niveau der Kontrollfläche bei weitem nicht wieder erreichte. Der Zuwachs des zuvor ausgetrockneten Buchenbestandes stieg wieder annähernd auf das Niveau der Kontrollfläche an. Die Untersuchung unterstreicht, dass der Zuwachsrückgang in einzelnen Trockenjahren und im ersten Jahr der Austrocknung besonders deutlich ausfällt, dann bei längerer Austrocknung aber eine gewisse Stabilität erkennen lässt. Selbst nach fünfjähriger Austrocknung zeigen beide Baumarten, insbesondere die Buche, die Fähigkeit zur Erholung und eine Annäherung an das alterstypische Zuwachsniveau (vgl. rot eingetragene Linien der Ertragstafeln von Schober (1967) bzw. Assmann und Franz (1963)).

Auch auf Bestandesebene können Buchen Zuwachseinbußen in Trockenjahren in gewissem Maße abpuffern. Herrschende Buchen haben eine deutlich geringere Trockenresistenz als zwischen- und unterständige Bäume (Abb. 8a). Dieses günstigere Abschneiden kleinerer Bäume ist in Fichtenbeständen weniger deutlich als in den Buchenbeständen (Abb. 8b). Eine Position in der Zwischen- und Unterschicht bei Trockenheit ist für Fichten demnach weniger vorteilhaft als für Buchen. Bei der Buche liegen, der in Abbildung 8 dargestellten Untersuchung, die Bestände der Waldklimastationen in Bayern Bad Brückenau, Ebrach, Mitterfels und Schongau zugrunde (Intensive Forest Monitoring, Level II, vgl. Ferretti und Fischer 2013). Diese Bestände sind mit jährlich abgelesenen Dauerumfang-

messbändern ausgestattet und ermöglichen deshalb die Berechnung des Grundflächenzuwachses aller Bäume im Trockenjahr 2003 und auch ihres mittleren jährlichen Zuwachses in den vorhergehenden normalen Jahren 2000–2002. Der Quotient zwischen dem Zuwachs im Trockenjahr und der Referenzperiode 2000–2002, erbringt die Resistenz, die in Abbildung 8 auf etwaige Abhängigkeit von der Ausgangsgrundfläche zu Periodenbeginn (Ausgleichslinien in Abb. 8) analysiert wird.

Wäre der Zuwachs von Bäumen aller Größen im Trockenjahr nicht reduziert, so würden die Ausgleichslinien auf dem Niveau 1.0 und damit parallel zur x-Achse verlaufen. Wäre der Zuwachs aller Bäume gleichermaßen durch die Trockenheit reduziert, so verliefen die Linien ebenfalls parallel zur x-Achse, aber auf einem reduzierten Niveau, also unterhalb der 1.0-Linie. Die Untersuchung dieser Zusammenhänge ergab, dass die Resistenz bei kleinen Bäumen am höchsten ist und insbesondere in Buchenbeständen mit der Größe abnimmt (Abb. 8a). Offenbar haben subdominante Buchen geringeren hydraulischen Stress, ziehen Vorteile aus ihrer Beschattung und profitieren von dem eingeschränkten Wasserverbrauch ihrer größeren und deshalb sonnenexponierten Nachbarn. Auf diese Weise können kleine Bäume den Zuwachsverlust ihrer größeren Nachbarn teilweise kompensieren und den Bestandeszuwachs in Trockenjahren stabilisieren. Diese stabilisierende Rolle kleinerer Bäume wird bei den zumeist auf dominante Bäume beschränkten Stressun-

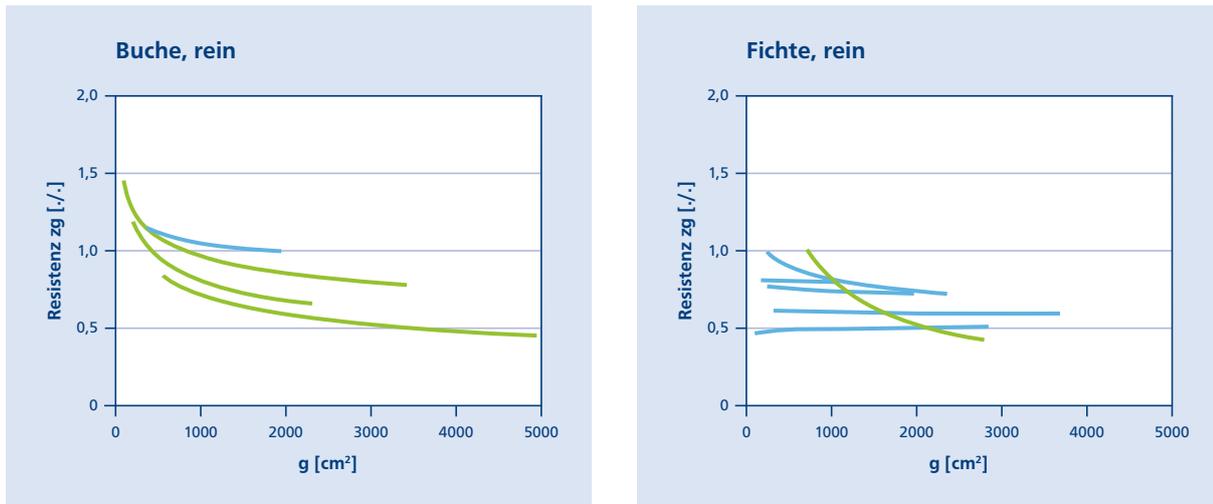


Abbildung 8a (links) und 8b (rechts): Zusammenhang zwischen der Stammgrundfläche zu Periodenbeginn und der Trockenresistenz im Jahr 2003 auf den Waldklimamessstationen in Bayern in Reinbeständen aus Buche (8a) und Fichte (8b). Kurven mit einer signifikanten Abnahme der Trockenresistenz mit zunehmender Baumgröße sind als grüne Linien eingetragen, nicht signifikant ab- oder zunehmende Kurvenverläufe sind blau hervorgehoben (Pretzsch et al. 2022).

tersuchungen, übersehen. Andererseits können kleine Bäume in Beständen insbesondere aufgrund ihrer meist großen Anzahl auch die Wasserversorgung großer Bäume reduzieren und deren Trockenstress weiter verstärken. Ob die Entnahme kleiner Bäume sich auf den Bestandeszuwachs letztlich positiv (wegen Entlastung des Wasserverbrauchs) oder negativ (wegen Wegfall ihrer Zuwachsstabilisierung aufgrund höherer Resistenz) auswirkt, ist Gegenstand laufender Untersuchungen.

Perspektiven

Ein »Abschreiben« der Buche angesichts des Klimawandels zu Gunsten fremdländischer Baumarten, deren Möglichkeiten und Grenzen im Anbau noch nicht wissenschaftlich abgesichert sind, erscheint angesichts des hier dargestellten Zuwachsverhaltens der Buche als falsch. In trockenen Lagen in ihrem Verbreitungsgebiet und an dessen Rand, ermöglichen Mischbestände eine Risikostreuung und Stabilisierung der Buche aufgrund ihrer Förderung durch benachbarte Baumarten wie beispielsweise der Eiche. In Mischbeständen mit Koniferen oder Eiche kann die Buche wirkungsvoll zu Erhöhung und Stabilisierung des Zuwachses beitragen (Pretzsch et al. 2013, Pretzsch und Schütze 2021). Die Beimischung von Buche kann dort auch zur wirksamen Reduktion von Sturmwürfen, Spätfrostschäden, oder biotischen Kalamitäten beitragen. Die bisherigen Untersuchungen zum Stressverhalten bei Trockenheit beziehen sich meist auf

einzelne Extremjahre. Untersuchungen zu Anpassung an trockenere Wuchsbedingungen stehen noch ganz am Anfang. Erste Ergebnisse deuten aber darauf hin, dass die insgesamt sehr plastische Buche auch in ihrer physiologischen, morphologischen, und epigenetischen Anpassungsfähigkeit unterschätzt wird. Auch eine kontinuierlichere waldbauliche Behandlung mit einer Vermeidung wiederholter starker und abrupter Freistellung, könnte die Vitalität erhöhen. Auf trockenen Standorten können zwischen- und unterständige Bäume Zuwachseinbußen, die vor allem herrschende Buchen in Trockenjahren erleiden, teilweise abpuffern. Struktureiche Buchenbestände, Buchenplenterwälder oder Mischbestände mit klimatoleranteren Koniferen wie Kiefer, Tanne oder Douglasie haben nach hiesigen Ergebnissen ein hohes Zukunftspotenzial. Über die Klimastabilität hinaus erbringen solche Bestände die vielfältigen ökonomischen, ökologischen und sozioökonomischen Funktionen und Leistungen, wie sie für die integrative Forstwirtschaft in Mitteleuropa essenziell sind.

Danksagung

Dank geht an das Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die langjährige Förderung des Ertragskundlichen Versuchswesens in Bayern (Projekt W 07) und an die Bayerischen Staatsforsten, BaySF, für die Unterstützung der Versuchsflächenarbeit. Gedankt wird auch Frau Bradsch für die Anfertigung der Grafiken und Frau Felsl für das Korrekturlesen und Formatieren.

Literatur

- Ammer, C.; Albrecht, H.; Borchert, H.; Brosinger, F.; Dittmar, C.; Elling, W.; Ewald, J.; Felbermeier, B.; von Gilsa, H.; Kenk, G. et al. (2005): Zur Zukunft der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Mitteleuropa. Kritische Anmerkungen zu einem Beitrag von Rennerberg et al. Allg. Forst- u. J.-Ztg., 176(4): 60 S.
- Assmann, E.; Franz, F. (1963): Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern. Forstl Forschungsanst München, Inst Ertragskd, 104 S.
- Bolte, A.; Czajkowski, T.; Kompa, T. (2007): The north-eastern distribution range of European beech – a review. *Forestry*, 80(4), 413-429
- Bolte, A.; Hilbrig, L.; Grundmann, B.; Kampf, F.; Brunet, J.; Roloff, A. (2010): Climate change impacts on stand structure and competitive interactions in a southern Swedish spruce-beech forest. *European Journal of Forest Research*, 129(3), 261-276
- Bontemps, J.D.; Esper, J. (2011): Statistical modelling and RCS detrending methods provide similar estimates of long-term trend in radial growth of common beech in north-eastern France. *Dendrochronologia*, 29(2), 99-107
- Bosela, M.; Štefančík, I.; Petráš, R.; Vacek, S. (2016): The effects of climate warming on the growth of European beech forests depend critically on thinning strategy and site productivity. *Agricultural and Forest Meteorology*, 222, 21-31
- Bowditch, E.; Santopuoli, G.; Binder, F.; del Rio, M.; La Porta, N.; Klavankova, T.; Lesinski, J.; Motta, R.; Pach, M.; Panzacchi, P.; Pretzsch, H.; Temperli, Ch.; Tonon, G.; Smith, M.; Velikova, V.; Weatherall, A.; Tognetti, R. (2020): What is Climate Smart Forestry? A definition from a multinational collaborative process focused on mountain regions of Europe. *Ecosystem Services*, 43, 101113. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101113>
- Dobbertin, M. (2005): Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research*, 124(4), 319-333
- Dulamsuren, C.; Hauck, M.; Kopp, G.; Ruff, M.; Leuschner, C. (2017): European beech responds to climate change with growth decline at lower, and growth increase at higher elevations in the center of its distribution range (SW Germany). *Trees*, 31(2), 673-686
- Ferretti, M.; Fischer, R. (2013): Forest Monitoring: Methods for terrestrial investigations in Europe with an overview of North America and Asia. *Developments in Environmental Science*, Vol. 12. Elsevier, Oxford, 507 p.
- Gebler, A.; Keitel, C.; Kreuzwieser, J.; Matyssek, R.; Seiler, W.; Rennenberg, H. (2007): Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate. *Trees* 21(1): 1-11. doi:10.1007/s00468-006-0107-x
- Grams, T.E.; Hesse, B.D.; Gebhardt, T.; Weikl, F.; Rötzer, T.; Kovacs, B.; ... Pritsch, K. (2021): The Kroof experiment: realization and efficacy of a recurrent drought experiment plus recovery in a beech/spruce forest. *Ecosphere*, 12(3), e03399
- Hilmers, T.; Avdagić, A.; Bartkowič, L.; Bielak, K.; Binder, F.; Bončina, A.; ... Pretzsch, H. (2019): The productivity of mixed mountain forests comprised of *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, and *Abies alba* across Europe. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 92(5), 512-522
- Kölling, C.; Binder, F.; Falk, W. (2013): Risiko und Ertrag in ungewisser Zukunft: Der Klimawandel fordert die Generationengerechtigkeit heraus. *LWF Wissen*, 72, 54-58
- Leuschner, C. (2020): Drought response of European beech (*Fagus sylvatica* L.) – A review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 47, 125576
- Mantel, K. (1990): Wald und Forst in der Geschichte: ein Lehr- und Handbuch. Schaper, Hannover
- Matyssek, R.; Schnyder, H.; Oßwald, W.; Ernst, D.; Munch, J.C.; Pretzsch, H. (2012): Growth and defence in plants. *Ecological Studies*, 220
- Meyer, P.; Spínu, A.P.; Mölder, A.; Bauhus, J. (2022): Management alters drought-induced mortality patterns in European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Plant Biology*. doi:10.1111/plb.13396
- Penuelas, J.; Ogaya, R.; Boada, M.; Jump, A.S. (2007): Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). *Ecography*, 30(6), 829-837
- Pretzsch, H. (2020): The course of tree growth. Theory and reality. *Forest Ecology and Management*, 478, 118508
- Pretzsch, H. (2021): Trees grow modulated by the ecological memory of their past growth. Consequences for monitoring, modelling, and silvicultural treatment. *Forest Ecology and Management*, 487, 118982. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118982>
- Pretzsch, H.; Schütze, G. (2021): Tree species mixing can increase stand productivity, density, and growth efficiency and attenuate the tradeoff between density and growth throughout the whole rotation. *Annals of Botany, Annals of Botany, Volume 128, Issue 6, 2 November 2021, Pages 767-786*
- Pretzsch, H.; Ammer, C.; Wolff, B.; Steckel, M.; Rukh, S.; Heym, M. (2020): Zuwachsniveau, Zuwachstrend und episodische Zuwachseinbrüche. Ein zusammenfassendes Bild vom aktuellen Zuwachsgang in Rein- und Mischbeständen aus Fichte, Kiefer, Buche und Eiche. *Allgemeine Forst- u. Jagdzeitung*, 191(1/2), 21
- Pretzsch, H.; Biber, P.; Schütze, G.; Uhl, E.; Rötzer, T. (2014): Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature communications*, 5(1), 1-10
- Pretzsch, H.; del Río, M.; Biber, P.; Arcangeli, C.; Bielak, K.; Brang, P.; ... Sycheva, E. (2019): Maintenance of long-term experiments for unique insights into forest growth dynamics and trends: review and perspectives. *European Journal of Forest Research*, 138(1), 165-185
- Pretzsch, H.; del Río, M.; Grote, R.; Klemmt, H.-J.; Ordóñez, C.; Bravo Oviedo F. (2022): Tracing drought effects from the tree to the stand growth in temperate and Mediterranean forests. Insights and consequences for forest ecology and management, *Trees. Structure and Function*, submitted

Pretzsch, H.; Hilmers, T.; Biber, P.; Avdagić, A.; Binder, F.; Bončina, A.; ... Tognetti, R. (2020): Evidence of elevation-specific growth changes of spruce, fir, and beech in European mixed mountain forests during the last three centuries. *Canadian Journal of Forest Research*, 50(7), 689-703

Pretzsch, H.; Hilmers, T.; Uhl, E.; Bielak, K.; Bosela, M.; del Rio, M.; ... Tognetti, R. (2021): European beech stem diameter grows better in mixed than in mono-specific stands at the edge of its distribution in mountain forests. *European Journal of Forest Research*, 140(1), 127-145

Pretzsch, H.; Motte, F.; Grams, Th.; Prtisch, K.; Rötzer, Th.; Hesse, B.; Häberle, K-H. (2021): Fichten und Buchen bei Trockenheit im Rein- und Mischbestand, *AFZ/Der Wald*, 20: 12-15

Pretzsch, H.; Schütze, G.; Uhl, E. (2013): Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biology*, 15(3), 483-495

Pretzsch, H.; Bielak, K.; Block, J.; Bruchwald, A.; Dieler, J.; Ehrhart, H.P.; ... Zingg, A. (2013): Productivity of mixed versus pure stands of oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. and *Quercus robur* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) along an ecological gradient. *European Journal of Forest Research*, 132(2), 263-280

Rennenberg, H.; Seiler, W.; Matyssek, R.; Gessler, A.; Kreuzwieser, J. (2004): Die Buche (*Fagus sylvatica* L.) – ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteleuropa. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 175(10-11): 210-224

Schober, R. (1967): Buchen-Ertragstafel für mäßige und starke Durchforstung, In: Schober R. (1972) *Die Rotbuche 1971*. *Schr Forstl Fak Univ Göttingen u Niedersächs Forstl Versuchsanst* 43/44, JD Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, 333 S.

Schober, R. (1975): *Ertragstafeln wichtiger Baumarten*. JD Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main

Spiecker, H.; Mielikäinen, K.; Köhl, M.; Skovsgaard, J.P. (Eds.). (2012): *Growth trends in European forests: studies from 12 countries*. Springer Science & Business Media

Spiecker, H. (2000): Growth of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) under changing environmental conditions in Europe. In *Spruce Monocultures in Central Europe. Problems and Prospects*. *EFI Proceedings* (No. 33, pp. 11-26)

Tegel, W.; Seim, A.; Hakelberg, D.; Hoffmann, S.; Panev, M.; Westphal, T.; Büntgen, U. (2014): A recent growth increase of European beech (*Fagus sylvatica* L.) at its Mediterranean distribution limit contradicts drought stress. *European Journal of Forest Research*, 133(1), 61-71

Wiedemann, E. (1943): Kiefern-Ertragstafel für mäßige Durchforstung, starke Durchforstung und Lichtung, In: Wiedemann E. (1948) *Die Kiefer 1948*. Verlag M&H Schaper, Hannover, 337 S.

Zang, C.; Rothe, A.; Weis, W.; Pretzsch, H. (2011a): Tree suitability under climate change conditions: susceptibility of major forest tree species from tree-rings widths. *Allg Forst u J Ztg*, 182, 98-112

Zang, C.; Rothe, A.; Weis, W.; Pretzsch, H. (2011b): Zur Baumarteneignung bei Klimawandel: Ableitung der Trockenstress-Anfälligkeit wichtiger Waldbaumarten aus Jahrringbreiten. *Environ Sci Policy*, 14, 100-110

Keywords: Growth acceleration; European beech (*Fagus sylvatica* L.); site-specific growth trends; drought stress response; acclimation; mixed-species stands; growth stability

Summary: Long-term observations show an accelerated growth of European beech (*Fagus sylvatica* L.), which continues to increase, especially at its distribution area in the northeast and in the mountains. However, on warm, dry sites, especially on the south-western edge of the distribution area, growth of beech can also drop below the previous level. Acceleration of growth in some places and regression in growth elsewhere are not contradictory; in the end, it depends on whether the local site conditions tend to develop towards or away from the beech's ecological optimum and how beech can acclimate to climate change. The capacity of beech to successfully cope with drought by morphological, physiological, and epigenetic acclimation at tree level and by repartitioning of growth and mortality at the population level has probably been significantly underestimated so far. Even 80-year-old beech trees could acclimate to experimentally simulated extended drought periods and recover from it surprisingly quickly. In view of climate change, it is essential to increase the resilience and resistance of forest stands through diversification of structure and species. According to our presented empirical findings, the potential of beech for silvicultural adaptation to climate change is underestimated and not nearly exhausted so far.

Die Zukunft der Buche – zwischen Rückeroberung und Rücksterben

Wolfgang Falk, Markus Engel, Tobias Mette, Hans-Joachim Klemmt

Schlüsselwörter: Boden, Klima, *Fagus sylvatica*, Anbau-
eignung, Nische, Klimawandel, Baumartenwahl

Zusammenfassung: Weite Bereich Mitteleuropas liegen vollständig im Buchenareal. Standörtlich hat diese Klimax-Baumart eine große ökologische Amplitude bezüglich Böden und Klima, sofern es nicht zu kontinental-warm oder zu kalt ist. Allerdings zeigen Schäden in Folge der länger anhaltenden Dürren ab 2018 die Anbaugrenzen unter extremen Bedingungen. Mit Hilfe von Nischenmodellen können die zukünftige klimatische Eignung abgeschätzt und Empfehlungen für den Waldumbau gegeben werden. Auf schwierigen Standorten oder unter einer ungebremsten Erwärmung nimmt die Eignung der Buche deutlich ab. Bei einer milderer Erwärmung und auf besseren Standorten wird diese wichtige Laubbaumart weiterhin eine gewichtige Rolle in Bayern spielen. Um auf einen starken Klimawandel und dessen Dynamik vorbereitet zu sein, sollten jetzt schon klimatolerante Arten eingebracht werden.

Die Buche (*Fagus sylvatica* L.) ist mit einem Anteil von 16 % an der Waldfläche die häufigste Laubbaumart Deutschlands (BMEL 2016). Die Bedeutung der Buche für den deutschen Wald zeigt sich auch darin, dass deutsche Buchenwälder wie Grumsin, Kellerwald oder Serrahn als UNESCO-Weltnaturerbe geschützt sind (Vološčuk 2014). Umso größer war das Entsetzen in der Öffentlichkeit und bei Waldbesitzenden, als deutliche Schäden an Buchen in der Folge der Trockenjahre ab 2018 sichtbar wurden (BMEL 2021). Dieser Beitrag beleuchtet die Verbreitung, standörtliche Grenzen und Anbaumöglichkeiten sowie Perspektiven der Buche im Klimawandel.

Verbreitung der Buche

Die Gattung *Fagus* mit ihren insgesamt 10 Arten ist in den ozeanisch geprägten sommerregenreichen Laubwäldern der gemäßigten Breiten verbreitet. Die Heimat der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) ist das gemäßigte, subatlantisch- bis submediterrane Europa. Ihr Verbrei-

tungsschwerpunkt liegt in Mitteleuropa in der kollinen und der montanen Höhenstufe zwischen 400 und 1400 m. An ihrer Nordgrenze in Südkandinavien wächst sie auf Meereshöhe, im Süden auf Sizilien kommt sie bis in 2250 m Höhe vor. Von West nach Ost erstreckt sich das Buchenareal von Südengland bis in die westliche Ukraine. Vereinzelt lassen sich Vorkommen auch in Kleinasien nachweisen. Die Orient-Buche (*Fagus sylvatica* ssp. *orientalis* Lipsky) finden wir darüber hinaus vom Balkan über den Kaukasus bis in den Nord-Iran (siehe Seite 10, Abb. 8 in diesem Band; *Areal von Fagus sylvatica* und *Fagus orientalis*).

In ihrer natürlichen Verbreitung ist die Rotbuche meist die dominierende Baumart, obgleich ihre nacheiszeitliche Ausbreitung recht zögerlich verlief. Erst 1000 v. Chr. hatte die Buche ihr heutiges Areal erreicht (Magri 2008). Genetische Untersuchungen deuten darauf hin, dass vor allem Refugien in den östlichen Alpen der Ausgangspunkt für die Besiedlung Mittel- und Nordeuropas waren (Magri et al. 2006). Auch wenn der Mensch sicherlich die Buchenausbreitung beeinflusst hat (Küster 1998), kommen Tinner und Lotter (2006) zum Schluss, dass letztendlich das mildere und feuchtere Klima ausschlaggebend war.

Heute ist die Buche mit 11,9% Vorratsanteil bzw. 4 Mrd. Vfm die vorratsreichste Laubbaumart Europas (Forest Europe 2020, geringe Anteile Orientbuche eingeschlossen). In Deutschland lag ihr Vorratsanteil in der Bundeswaldinventur 2012 bei 17,3% (635 Mio. Vfm) auf 16% der Waldfläche (1,68 Mio. ha). Sowohl der Flächen- als auch der Vorratsanteil hatten im Vergleich zur Vorinventur um ca. 10.000 ha bzw. 5,8 Mio. Vfm pro Jahr zugenommen. Allerdings stieg auch das Durchschnittsalter der erfassten Buchen auf 100 Jahre und der Starkholzanteil, d. h. der Vorrat der Bäume mit über 50 cm Durchmesser, auf 38%. Trotz der Schadmengen von 2018–2020 in Höhe von 14 Mio. Efm im Laubholz (BMEL 2021) und des kritischen Zustands gerade von Altbuchen (PM Baum des Jahres, 28.10.2021) ist zu erwarten, dass auch die aktuelle vierte Bundeswaldinventur einen weiteren Zuwachs des Buchenanteils feststellen wird.

Ökologische Nische der Buche

Die Erfassung der ökologischen Nische und ihrer Grenzen ist eine Grundvoraussetzung dafür, um das Zukunftspotential der Buche im Klimawandel einzuschätzen (s. u.). Wir nehmen uns daher kurz Zeit für einige wichtige Hinweise zum Konzept der ökologischen Nischen. Die Verbreitung einer Baumart stellt die *realisierte* Nische dar (sensu stricto Hutchinson 1957). Sie ist geprägt von Klima, Boden, Konkurrenz, Migration und Mensch. Die physiologischen Grenzen (sog. Fundamentalnische, Hutchinson 1957) liegen i. d. R. außerhalb der realisierten Nische. Sie bleiben unbekannt, können aber in begrenztem Umfang getestet werden, z. B. durch Anbauversuche (Thurm et al. 2017). Die Methoden zur Herleitung der ökologischen Nische können die Komplexität der auf die Pflanze einwirkenden Faktoren nur vereinfachend wiedergeben. Faktoren können sich gegenseitig ausgleichen oder verstärken. Einzelne Angaben zu den ökologischen Grenzen von Baumarten sind daher nur als grobe Richtwerte zu verstehen.

Schauen wir auf die Buche, so ist deren Verbreitung in Skandinavien durch eine zu kurze Vegetationsperiode begrenzt (mindestens 140 Tage, Magri 2008), wegen hohe Sommertemperaturen und geringe Niederschläge in der Vegetationsperiode die Vorkommen der Buche im mediterranen Raum begrenzen (Houston Durrant 2016; Gazol et al. 2019). An der südlichen Verbreitungsgrenze in Spanien und Sizilien kommt sie nur in höheren Lagen über 1000 m vor (Packham 2012). Im Osten reagiert die Buche empfindlich auf die für das kontinentale Klima üblichen langen, kalten Winter und trockenen Sommer (Bolte und Czajkowski 2007). Buchen sind zwar anfällig gegenüber Spätfrost (Rubio-Cuadrado 2021), können Schäden nach solchen Extrem-Ereignissen aber durch Mobilisierung von Reserven (z. B. Johannistrieb) ausgleichen (D'Andrea 2017). Zusammenfassend leiten Bolte und Czajkowski (2007) folgende Minimumbedingungen ab, die für die Verbreitung der Buche in unterschiedlichen Kombinationen notwendig sind:

- Niederschlagsmenge von 500 mm pro Jahr bzw. 250 mm zwischen Mai und September
- Mittlere Juli-Temperatur von unter 19°C
- Weniger als 141 Frosttage mit einem Tagesminimum unter 0°C
- Mittlere Januartemperatur über -3°C
- Mehr als 271 Tage mit einer mittleren Tagestemperatur von mindestens 7°C
- Keine extreme Hitze oder Dürre, sowie Winterfröste unter -35 °C oder starke Spätfroste

Für den warm-trockenen Rand der Buchenverbreitung wird oft der sog. Ellenberg-Quotient zitiert (Ellenberg 1988, Mellert et al. 2016, Stojanovic 2013, Matyas et al. 2010). Er errechnet sich als Quotient von Juli-Temperatur und Jahresniederschlag. Basierend darauf beziffert Ellenberg (1988) einen Wert von 30 als Grenzwert zwischen Buchen- und Eichenwäldern. Die Bundeswaldinventur zeigt allerdings, dass schon ab einem Wert von 25 die Eichenwälder dominieren (Dolos et al. 2016). Vielfach wurde die Buche im Mittelalter zugunsten von Nieder- und Mittelwäldern mit stockausschlagfähigen Arten wie der Eiche zurückgedrängt (LWF, 2014). Selbst in Regionen mit jahrhundertealter Eichentradi-tion wie dem Spessart oder auf der Fränkischen Platte würden natürlicherweise Buchenwälder vorherrschen wie die Naturwaldforschung belegt (Blaschke et al. 2021, Röder et al. 2021). Auch für Ungarn und die Karpaten stellt der Ellenberg-Quotient eine gute Näherung für die Wärme-Trockengrenze der Buchen dar (Czúcz et al. 2011, Hohnwald et al. 2020).

Allgemein werden Buchen gegenüber sommerlichen Niederschlagsausfällen als mäßig sensitiv beschrieben (Leuschner 2020). Die Art reguliert die Spaltöffnungen (Stomata) ihrer Blätter *anisohydrisch* (Leuschner 2022), d. h. auch bei Trockenstress bleiben die Stomata lange geöffnet. So hält die Buche die Photosynthese aufrecht, läuft aber Gefahr, dass der Wasserstrom in den Leitungsbahnen abreißt und Embolien entstehen. Um dies zu vermeiden, sind kontinuierliche Niederschläge in der Vegetationsperiode wichtig (Leuschner 2020). Kommt es im Zuge von Dürren verstärkt zu Embolien im Wasserleitungsgewebe, so kann dies zu partiellem Kronenverlust und ultimativ dem Absterben des Baums führen (Walthert et al. 2021, Arend et al. 2022). Buchen der warm-trockenen Verbreitungsgrenze zeigen dabei eine höhere Dürre-Resistenz (Muffler et al. 2020), was u. a. mit der Anpassung morphologischer und physiologischer Blattmerkmale erklärt werden kann (Weitmann et al. 2021). Aber nicht nur die Herkunft ist von großer Wichtigkeit – auch in ein und demselben Bestand konnten Pfenniger et al. (2021) genetische Unterschiede entdecken, die erklären, wie gut eine Buche Dürren widerstehen und sich nach Dürren zu erholen vermag. In gewissen Umfang kann auch die Bewirtschaftung von Buchenbeständen die Dürre-Resistenz beeinflussen. So sind Buchen in Mischbeständen (Chakraborty et al. 2017) oder aus langfristig unbewirtschafteten Beständen (Mausolf et al. 2020) weniger sensitiv gegenüber Dürren, auch wenn die Mortalität unterdrückter Individuen in Extremjahren durchaus steigen kann (Meyer et al. 2022). An geschützten

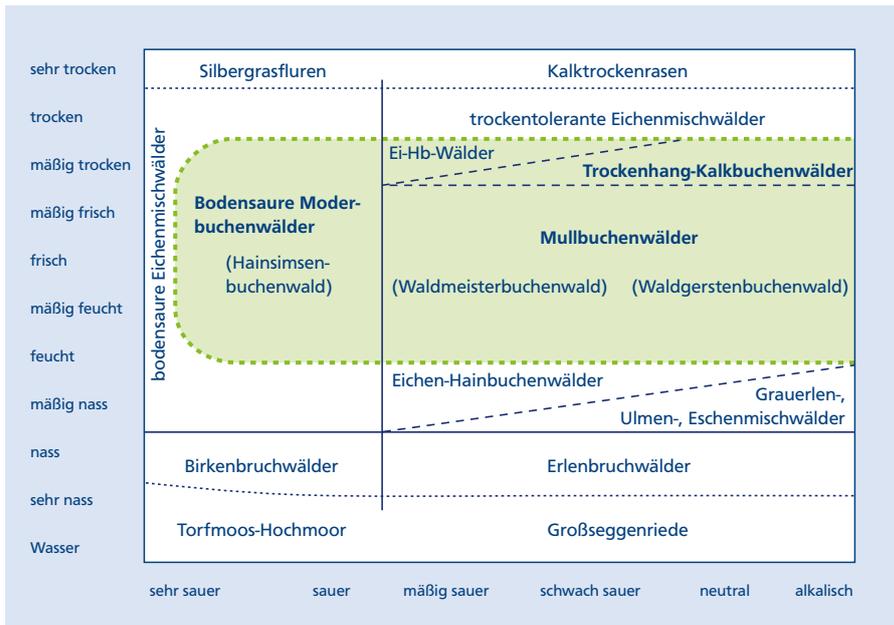


Abbildung 1: Ökogramm nach Ellenberg und Leuschner (2010). Fett gestrichelte Linie sind der Bereich der Buchenwälder.

Standorten oder bei hoher Bodenwasserspeicherkapazität kann Buche auch in klimatisch ungeeigneten Klimaregionen gedeihen (Mellert et al. 2018), schwere Böden können Trockenheitseffekte eher verstärken (Obladen et al. 2021).

Interessant ist die Rolle der Buche hinsichtlich Dürretoleranz von Mischungen von Buche und Nadelholz. Thurm et al. (2016) fanden heraus, dass sich Douglasien in Buchen-Mischbeständen schneller von Dürren erholen als in Reinbeständen. Ausschlaggebend war, dass die immergrüne Douglasie schon vor dem Blattaustrieb der Buche die Bodenwasservorräte für ihre Photosynthese nutzen kann. Rukh et al. (2020) kommen zu einem ähnlichen Ergebnis für Buchen-Fichten-Bestände. Hier profitiert die Fichte als Flachwurzler auch, weil die Buche mit ihren tieferen Wurzeln Wasser aus tieferen in höhere Bodenschichten zieht.

Wie das Ökogramm zeigt (Abb. 1), wächst die Buche auf einem breiten Spektrum an Böden. PH-Werte von 3,5 bis 8,5 werden toleriert und nur extrem saure Böden gemieden. Nach Ellenberg (1988) werden die Buchenvegetationsgesellschaften der kollinen bis submontanen Höhenstufe in Abhängigkeit vom Boden in drei Verbände gegliedert: die bodensauren Moderbuchenwälder mit dem bekannten Hainsimsenbuchenwald (Luzulo-Fagetum), die nährstoffreicheren Mullbuchenwäldern mit Waldgersten- und Waldmeisterbuchenwald (Hordelymo- und Galio odorati-Fagetum) und die Trockenhang-Kalkbuchenwälder mit Seggen- und Blaugras-Hangbuchenwald (Carici- und

Seslerio-Fagetum). Ihr Optimum findet die Buche auf gut nährstoffversorgten und durchlässigen Böden über kalkhaltigen oder vulkanischen Grundgesteinen (Houston Durrant 2016). Überflutungs- und Moorstandorte sowie starker Grund- und Stauwassereinfluss werden nicht toleriert (Packham et al. 2012) oder führen zu flach ausgebildeten Wurzelsystemen, was die Stabilität gegenüber Windwurf reduziert. Die Buchenstreu bildet die Grundlage für eine günstige Humusform, jedoch ist das C:N Verhältnis relativ hoch im Vergleich zu anderen Laubbaumarten, und darüber hinaus zersetzt sich die Streu schwieriger (Jacob et al. 2010). Auf basen- und kalkarmen Standorten kann es sogar zur Rohhumusbildung kommen, so dass Mayer (1992) den Begriff »Mutter des Waldes« nicht immer zutreffend findet. Nährelementanalysen von Buchenblättern, sog. Blattspiegelwerte, weisen auf eine überwiegend gute Ernährung der Buche in Bayern hin. Kalzium- und Magnesiumernährung sind auf Böden mit entsprechend geringer Ausstattung wie im Grundgebirge zwar niedriger, richtige Mängel gibt es eher bei der Phosphor- und teils bei der Kaliumernährung beispielsweise auf Humusdolomit- bzw. Humuscarbonatböden oder Kalkverwitterungslehmen (Stetter 2015).

Ein weiterer sehr wichtiger Aspekt der Buche ist ihr Umgang mit Licht im Bestand. Die Buche zeichnet sich durch eine sehr hohe Schattentoleranz aus, so dass Sämlinge unter dem Schutz von Buchenaltskronen noch bei sehr geringen Strahlungswerten von 3 % der Strahlung oberhalb des Kronendaches gedeihen (Emborg 1998) und eine positive Kohlenstoffbilanz

erzielen können. Sogenannte Schatten ertragende Klimax-Baumarten, zu denen die Buche zählt, zeichnen sich durch besondere morphologische Anpassungen aus: Die Buche hat in der Sonnenkrone eine hohe Blattflächendichte, so dass wenig Licht nach unten durchdringt. Dieses wenige Licht wird dann von speziellen Schattenblättern absorbiert, die sehr dünn, fast horizontal ausgerichtet sind und eine hohe spezifische Blattfläche besitzen (Ellenberg und Leuschner 2010). Diese Eigenschaft macht sie gegenüber anderen Arten wie Eichen (*Quercus spec.*) sehr konkurrenzstark (Houston Durrant 2016) und führt in Klimax-Wäldern zu Vergesellschaftung mit der ebenso schattentoleranten Weißtanne (*Abies alba Mill.*). Außerdem erzeugt dieses dichte Kronendach ein feuchteres und kühleres Waldinnenklima, das die Buche bevorzugt. Wird dieses Mikroklima durch Störungen und Schadereignisse deutlich verändert hin zu trockenen und warmen Bedingungen, kann in Verbindung mit Licht ein Wechsel hin zu Eichenwaldgesellschaften erfolgen (Hohnwald et al. 2020).

Die Buche im Klimawandel

Um das Zukunftspotential der Buche im Klimawandel einzuschätzen, greifen wir auf die gerade diskutierte ökologische Nische zurück. Wir bedienen uns dazu Methoden der sog. Artverbreitungsmodellierung, englisch kurz SDM (species distribution modelling), und stellen einen statistischen Zusammenhang zwischen Buchenvorkommen und Klima her. Diese Modelle haben eine lange Historie an der LWF (Brandl et al. 2021, Thurm et al. 2018, Walentowski et al. 2017, Falk und Hempelmann 2013), und sind der Ausgangspunkt für eine Reihe von Praxishilfsmitteln – angefangen bei den Klimahüllen (Kölling 2007) über die Klimarisikokarten (Kölling et al. 2009) bis hin zu den Anbaurisikokarten im Bayerischen Standortinformationssystem (Falk et al. 2013). Andere Ansätze untersuchen den Zusammenhang von Leistung (Brandl et al. 2014), Vitalität (Mette & Falk 2020) oder multipler Kriterien (Albrecht et al. 2021) einer Baumart und den Standortbedingungen. Fischer et al. (2019) modellieren aus der aktuellen eine zukünftige potentiell natürliche Vegetation (z-pnV). Allen diesen Ansätzen gemeinsam ist, dass sie aus dem derzeit zu beobachtenden Vorkommen oder dem Wachstum bzw. der Vitalität zu Umweltgrößen einen Zusammenhang ableiten. Unter der Annahme, dass sich dieser Zusammenhang nicht ändert, können modellbasierte Vorhersagen für die Zukunft getroffen werden.

Im Rahmen eines Projekts zum Anbaurisiko im digitalen Bayerischen Standortinformationssystem BaSIS werden derzeit die dem Anbaurisiko zugrunde liegenden Klimaszenarien und Artverbreitungsmodelle von 32 Baumarten aktualisiert. Einer der Gründe für das Projekt war, dass unter dem Eindruck der Dürreschäden von 2018 und der Folgejahre es als dringend notwendig angesehen wurde, auch härtere Klimawandel-Szenarien in Betracht zu ziehen. Selbst wenn die endgültigen Ergebnisse noch nicht vorliegen, zeigt der aktuelle Stand der Artverbreitungsmodelle eine klare Richtung auf. Für die Buche sind die Ergebnisse in Abbildung 3 dargestellt. Die Skala repräsentiert die *Vorkommenswahrscheinlichkeit*, genau genommen, die »Wahrscheinlichkeit, eine Buche an einem Inventurpunkt anzutreffen«, wobei die maximale Vorkommenswahrscheinlichkeit auf 100 % gesetzt wird. Diese Vorkommenswahrscheinlichkeit spiegelt die lokale Anbauerfahrung mit der Baumart wider, und Daten zeigen, dass ein abnehmendes Vorkommen mit höherer Ausfallwahrscheinlichkeit und sinkenden Anteilen am Bestandaufbau einhergeht. Es ist daher folgerichtig, wenn das bayerische Standortinformationssystem aus der modellierten Vorkommenswahrscheinlichkeit ein *Anbaurisiko* ableitet, und für Baumarten mit höherem Risiko geringere Anteile am Bestandaufbau empfiehlt.

Betrachten wir zunächst das Artverbreitungsmodell der Buche für den Zeitraum 1981–2010 (Abb. 2a). Die Bereiche in Deutschland mit der geringsten Vorkommenswahrscheinlichkeit von 40–60 % liegt am Oberrhein. Hier ist die Buche i. d. R. nicht die dominante Baumart und die Art verzeichnete in den Dürrejahre 2018 bis 2020 große Ausfälle. Ansonsten präsentiert sich fast ganz Deutschland als Buchenland mit Vorkommenswahrscheinlichkeiten über 60 %, in Nordwest- und Süddeutschland sogar über 80 %. Wie Abbildung 2b zeigt, sinkt die Vorkommenswahrscheinlichkeit in der Modellrechnung für das extrem milde Klimawandelszenario (RCP 2.6, Zeitraum 2071–2100) lediglich am Oberrhein auf 20–40 %, und im nordostdeutschen Tiefland auf 40–60 %. Bei dem Klimawandelszenario des RCP 4.5 (Abb. 2c) ändert sich das Bild. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit fällt auf größer Fläche um 20 %. Die geringsten Werte finden sich am Oberrhein (0–20 %), gefolgt vom südlichen nordostdeutschen Tiefland (20–40 %), sowie auch von den Tieflagen in Bayern am Untermain und Teilen der Donauniederung. Bei einem extrem starken Klimawandel (RCP 8.5, Abb. 2d) sind die Auswirkungen drastisch. Das Buchenoptimum verschiebt sich nach Skandinavien

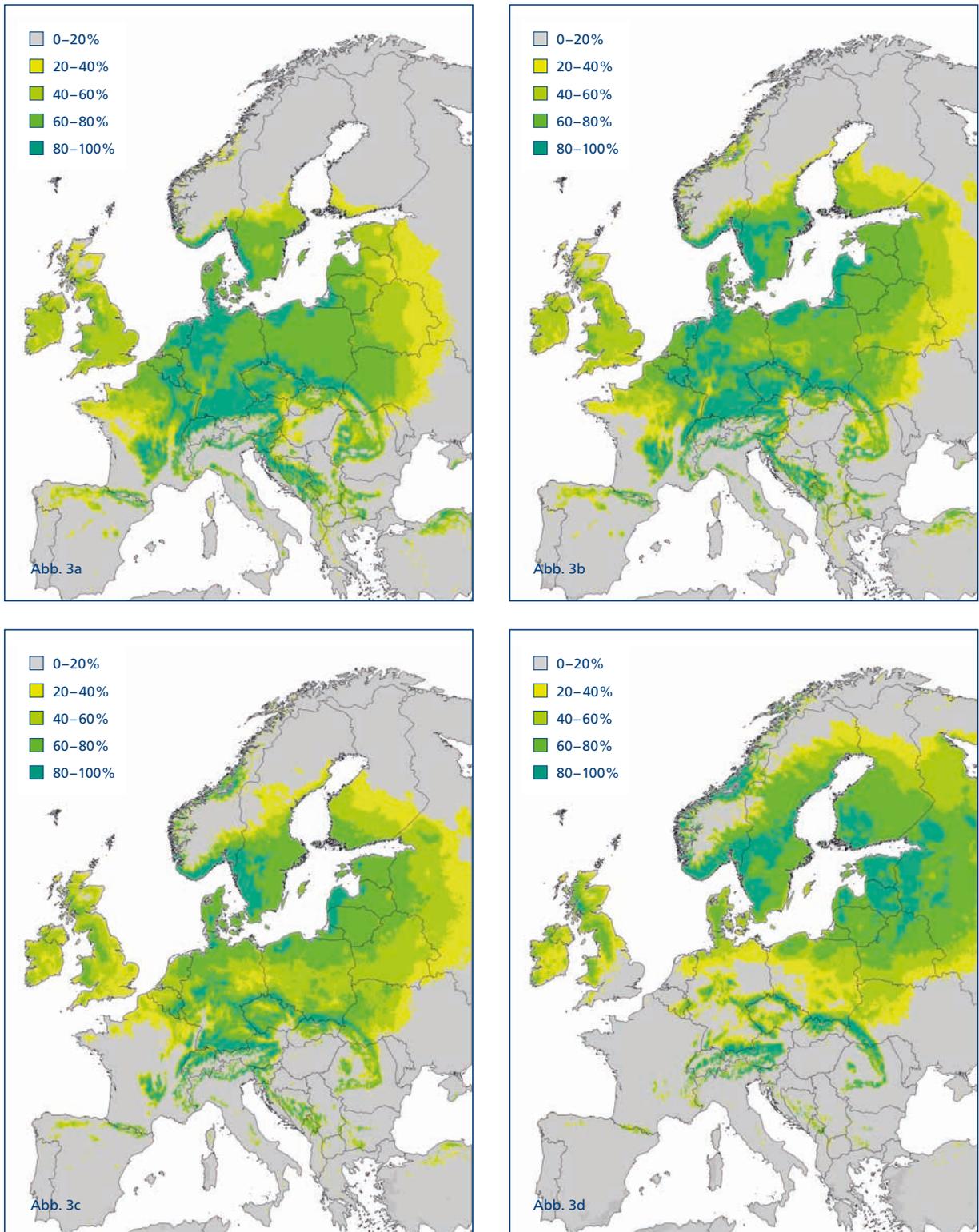


Abbildung 2: Klimatische Eignung der Buche mit Hilfe eines Verbreitungsmodells: Für das Klima 1981–2010, 2071–2100 (RCP 2.6, 4.5 und 8.5). Die Vorkommensdaten wurden einem Datensatz mit europäischen Inventuren entnommen (Mauri et al. 2017), die Klimadaten entstammen dem Datensatz CHELSA (Karger et al. 2017).

| Zeitraum | Frühjahr (März – Mai) | Sommer (Juni – August) | Jahr |
|-------------|-----------------------|------------------------|--------|
| 1981 – 2010 | 187 mm | 240 mm | 818 mm |
| 2018 | 141 mm | 129 mm | 586 mm |
| 2019 | 183 mm | 175 mm | 735 mm |
| 2020 | 106 mm | 228 mm | 705 mm |

Tabelle 1: Saisonale und jährliche Niederschlagssummen gemittelt über in Bayern für den Zeitraum 1981 – 2010 und die Jahre 2018 – 2020 (Daten: DWD-Niederschlagsraster).

und ins Baltikum. In Deutschland genügen nur noch die Hochlagen der Mittelgebirge sowie die Alpen den klimatischen Ansprüchen der Buche.

Nicht gekannte Extreme und klimadynamischer Waldbau

Das Jahr 2018 brachte Deutschland einen so nicht gekannten Extremsommer mit hohen Temperaturen und geringen Niederschlägen (Tab. 1). Fielen im Frühjahr noch 75 % des langjährigen Niederschlagsmittel 1981 – 2010, waren es im Sommer 2018 nur 54 %. Auch die Folgejahre 2019 bzw. 2020 waren im Sommer bzw. Frühjahr ungewöhnlich trocken. Die Buche reagierte auf die Trockenheit mit einem Anstieg der Bäume mit deutlicher Kronenverlichtung von 39 % 2018 auf 47 % 2019 (BMEL 2019). Solche Werte wurden seit 2004 schon öfters erreicht, allerdings stieg die Absterberate auf 0,3 %, drei bis fünf Mal höher als in den letzten 25 Jahren. Die wirklichen Schäden dürften noch wesentlich höher liegen, da in der Waldzustandserhebung nur stehende lebende und tote Bäume angesprochen werden und schwer geschädigte oder tote Bäume, die entfernt wurden, nicht in die Auswertung einfließen. Die Übergänge von reversiblen Schäden wie früher Blattabwurf zu irreversiblen Kronenverlust bis zum Absterben des gesamten Baums sind fließend (Walther et al. 2021) und hängen davon ab, wie stark das Leitungsgewebe durch Embolien beeinträchtigt wird (Arend et al. 2022). Im Gegensatz zur Fichte oder Kiefer, wo der Borkenkäfer oder das Diplodia-Triebsterben den Baum zum Absterben bringen, sind bei der Buche zunächst weniger Schädlinge als vielmehr die Dürre selbst für den Tod des Baums verantwortlich (vgl. auch Mette und Falk 2020). Zeitversetzt gewinnen Sekundärschädlinge an Bedeutung (Triebenbacher et al. 2022).

Wie wir Menschen auch, bekommen Bäume den Klimawandel über die Zunahme von Witterungsextremen wie Hitze, Trockenheit oder Starkniederschläge zu spüren und nicht über eine Änderung langjähriger

Mittelwerte. Dabei nimmt mit der Änderung langjähriger Mittel auch die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Extremen zu. D. h. Sommer wie 2018 werden in Zukunft häufiger, auch wenn nicht vorhergesagt werden kann, wann sie das nächste Mal auftreten werden. Es ist daher wichtig, Anpassungsstrategien konsequent umzusetzen. Ansonsten akkumuliert sich eine klimatische »Schuld« wie es in der Klimafolgenforschung genannt wird (Johnstone et al. 2016, Lenoir et al. 2015, Taluto et al. 2017). Diese Schuld kann sich bei Extremen schlagartig entladen und führt im Falle von Wald zum Verlust für uns Menschen wichtiger Schutzfunktionen.

Aktuelle Studien an der LWF haben zu neuen Erkenntnissen geführt, die seit 2020 verstärkt in die Praxis eingebracht und gemeinsam diskutiert werden. Eine wesentliche Erkenntnis ist, dass wir dem notwendigen Waldbau im Klimawandel nur bedingt gerecht werden, wenn wir *ein* bestimmtes Fernziel an *einem* bestimmten Zeitpunkt in der Zukunft unter Annahme *eines* bestimmten Klimawandelszenarios ansteuern. Stattdessen setzt sich immer stärker die Ansicht durch, dass der Waldbau *dynamisch* auf das Klima reagieren muss (Brandl et al. 2021, Mette et al. 2021). Das heißt, auf die waldbauliche Ausgangssituation eingehen, das Wachstumspotential von Arten mit mittelfristig stabiler Klimaperspektive berücksichtigen, und den Bestand durch Förderung von längerfristig klimatoleranten Arten sichern (Rothkegel et al., dieser Band S. 15 – 22). Die Mischung ist also eine der wichtigsten Strategien für den Waldbau im Klimawandel – aber nicht irgendeine Mischung, sondern eine Mischung, die aktiv längerfristig klimatolerante Arten beteiligt. Zeitgleich werden Praxisanbauversuche zu sog. alternativen Arten in Bayern aktiv gefördert (StMELF 2021). Ziel ist es, Erfahrung zu gewinnen im Anbau von Arten, mit denen wir bisher wenig Erfahrung haben, denen eine wachsende Bedeutung in der Zukunftssicherung unserer Wälder zukommen kann, z. B. Edelkastanie, Zerreiche, Flaumeiche, Schwarzkiefer oder Atlaszeder.

Ausblick – Schlussfolgerungen

Die Buche ist bei den derzeitigen Bedingungen auf zahlreichen Standorten Mitteleuropas eine konkurrenzstarke Klimax-Baumart. Aufgrund ihrer enormen Schattentoleranz kann sie andere, lichtbedürftige Arten wie Eichen verdrängen. Grenzen ihrer Verbreitung liegen klimatisch im Kontinentalen und in der Höhenverbreitung bzw. Ausbreitung in Nordeuropa. Die Extreme seit 2018 haben gezeigt, dass auch die Buche eine Toleranzgrenze hat, die einem starken Klimawandel nicht gewachsen ist. Schädflächen bleiben weiterhin Buchenbestände, eine Anpassungsschuld an die gestiegenen Temperaturen ist aber erkennbar, so dass auf edaphisch schwierigen Standorten (geringer Bodenspeicher für Niederschläge, hoher Tongehalt, Südexposition) ein aktiver Umbau wichtig wäre, um den Schäden durch Überschreiten klimatischer Kippunkte im Bestandes-Innenklima nicht hinterher zu laufen. Genetische Anpassungen erfolgen im Rahmen einer Naturverjüngung zunächst langsam, sollten aber möglichst zugelassen und mit weiteren Arten angereichert werden. Auf besseren Standorten (Wasser, Exposition, Nährstoffe) bleibt die Buche eine Option, die sinnvoll mit Arten gemischt werden kann, die eine bessere Perspektive im Klimawandel haben. Bei einem milden Klimawandel blieben Deutschland und Bayern Buchenland.

Literatur

- Albrecht, A.; Kohnle, U.; Michiels, H.G.: Klimadynamische Baumarteneignungskarten 2.0 in Baden-Württemberg. In: DVFFA – Sektion Ertragskunde Beiträge zur Jahrestagung 2021, S. 111-127
- Arend, M.; Link, R.M.; Zahnd, C.; Hoch, G.; Schuldt, B.; Kahmen, A. (2022): Lack of hydraulic recovery as a cause of post-drought foliage reduction and canopy decline in European beech. *New Phytologist* 234: 1195-1205
- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) (2021): Baumarten für den Klimawald, Leitlinien der Bayerischen Forstverwaltung. 16 S. https://www.stmelf.bayern.de/mam/cms01/wald/waldbesitzer_portal/dateien/baumartenwahl_klimawald_zukunft_barrierefrei.pdf, aufgerufen am 20.05.2022
- Blaschke, M.; Wahl, W.; Förster, B. (2021): Waldstrukturen im Vergleich – Naturwaldreservat und Buchenurwald. *LWF aktuell* 133, 21-23
- Bolte, A.; Czajkowski, T.; Kompa, T. (2007): The north-eastern distribution range of European beech – a review. *Forestry*, 80(4), 413-429
- Brandl, S.; Mette, T. (2021): ANALOG – Waldzukunft zum Anfasen. *LWF aktuell* 23, 42-45
- Brandl, S.; Falk, W.; Klemmt, H.J.; Stricker, G.; Bender, A.; Rötzer, T.; Pretzsch, H. (2014): Possibilities and limitations of spatially explicit site index modelling for spruce based on National Forest Inventory data and digital maps of soil and climate in Bavaria (SE Germany). *Forests*, 5(11), 2626-2646
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2016): Ergebnisse der Bundeswaldinventur 2012. https://www.bundeswaldinventur.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Downloads/BMEL_BWI_Bericht_Ergebnisse_2012_RZ02_web-4.pdf aufgerufen am 01.04.2022
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2019): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2019. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/ergebnisse-waldzustandserhebung-2019.pdf?__blob=publicationFile&v=4, aufgerufen am 20.05.2022
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2021): Waldbericht der Bundesregierung 2021. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/waldbericht2021.pdf?__blob=publicationFile&v=11 aufgerufen am 01.04.2022
- Caudullo, G.; Welk, E.; San-Miguel-Ayanz, J. (2017): Chorological maps for the main European woody species. Data in Brief 12, 662-666. DOI: 10.1016/j.dib.2017.05.007
- Chakraborty, T.; Saha, S.; Matzarakis, A.; Reif, A. (2017): Influence of multiple biotic and abiotic factors on the crown die-back of European beech trees at their drought limit. *Flora*, 229, 58-70
- Czúcz, B.; Gálhidy, L.; Mátyás, C. (2011): Present and forecasted xeric climatic limits of beech and sessile oak distribution at low altitudes in Central Europe. *Ann. For. Sci.* 68, 99-108. <http://dx.doi.org/10.1007/s13595-011-0011-4>
- D'Andrea, E.; Rezaie, N.; Battistelli, A.; Gavrichkova, O.; Kuhlmann, I.; Matteucci, G.; Moscatello, S.; Proietti, S.; Scartazza, A.; Trumbore, S.; Muhr, J. (2019): Winter's bite: beech trees survive complete defoliation due to spring late-frost damage by mobilizing old C-reserves. *New Phytologist* 224(2): 625-631
- Dolos, K.; Mette, T.; Wellstein, C. (2016): Silvicultural climatic turning point for European beech and sessile oak in Western Europe derived from national forest inventories. *Forest Ecology and Management*, 373, 128-137
- Ellenberg, H. (1988): *Vegetation ecology of Central Europe*, 1st edn. Cambridge University Press, Cambridge, 731 p.
- Ellenberg, H.; Leuschner, C. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht* (Vol. 8104). Utb.
- Emborg, J. (1998): Understorey light conditions and regeneration with respect to the structural dynamics of a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 106: 83-95
- Falk, W.; Hempelmann, N. (2013): Species favourability shift in Europe due to climate change: a case study for *Fagus sylvatica* L. and *Picea abies* (L.) Karst. based on an ensemble of climate models. *Journal of Climatology*, 2013

- Falk, W.; Mellert, K.-H.; Bachmann-Gigl, U.; Kölling, C. (2013): Bäume für die Zukunft: Baumartenwahl auf wissenschaftlicher Grundlage. LWF-aktuell 94, 8-11
- Fischer, H.S.; Michler, B.; Fischer, A. (2019): High resolution predictive modelling of potential natural vegetation under recent site conditions and future climate scenarios: Case study Bavaria. *Tuexenia*, 39, 9-40
- Forest Europe (2020): State of Europe's Forests 2020
- Gazol, A.; Camarero, J.J.; Colangelo, M.; de Luis, M.; del Castillo, E.M.; Serra-Maluquer, X. (2019): Summer drought and spring frost, but not their interaction, constrain European beech and Silver fir growth in their southern distribution limits. *Agricultural and Forest Meteorology* 278: 107695
- Hohnwald, S.; Indreica, A.; Walentowski, H.; Leuschner, C. (2020): Microclimatic Tipping Points at the Beech–Oak Ecotone in the Western Romanian Carpathians. *Forests*, 11(9), 919
- Houston Durrant, T.; de Rigo, D.; Caudullo, G. (2016): *Fagus sylvatica* and other beeches in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Publ. Off. EU, Luxembourg, pp. e012b90+
- Hutchinson, G.E. (1957): Concluding remarks. *Cold Spring Harb Sym* 22: 415-427
- Jacob, M.; Viedenz, K.; Polle, A.; Thomas, F.M. (2010): Leaf litter decomposition in temperate deciduous forest stands with a decreasing fraction of beech (*Fagus sylvatica*). *Oecologia*, 164(4), 1083-1094
- Johnstone, J.F.; Allen, C.D.; Franklin, J.F.; Frelich, L.; Harvey, B.J.; Higuera, P.; Mack, M.C.; Meentemeyer, R.; Metz, M.R.; Perry, G.L. et al. Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. *Front. Ecol. Environ.* 2016, 14, 369-378
- Kölling, C. (2007): Klimahüllen für 27 Baumarten. *AFZ/Der Wald*, 23, 1242-1245
- Kölling, C.; Dietz, E.; Falk, W.; Mellert K.-H. (2009): Provisorische Klima-Risikokarten als Planungshilfen für den klimagerechten Waldbau in Bayern. *LWF Wissen* 63, 31-39
- Küster, H. (1998): *Geschichte des Waldes*, C.H. Beck, München, 267 S.
- Lenoir, J.; Svenning, J.-C.: Climate-related range shifts – A global multidimensional synthesis and new research directions. *Ecography* 2015, 38, 15-28
- Leuschner, C. (2020): Drought response of European beech (*Fagus sylvatica* L.) – A review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 47: 125576
- Leuschner, C.; Schipka, F.; Backes, K. (2022): Stomatal regulation and water potential variation in European beech: challenging the iso/anisohydry concept. *Tree Physiology* 42(2): 365-378
- LWF (2014): *Beiträge zur Traubeneiche*. LWF Wissen, Freising, Germany
- Magri, D.; Vendramin, G.G.; Comps, B.; Dupanloup, I.; Geburek, T.; Gömöry, D.; Latalowa, M.; Litt, T.; Paule, L.; Roure, J.M.; Tantau, I.; van der Knaap, W.O.; Petit, R.J.; de Beaulieu, J.-L. (2006): A new scenario for the Quaternary history of European beech populations: palaeobotanical evidence and genetic consequences. *New Phytologist* 171: 199-221
- Magri, D. (2008): Patterns of post-glacial spread and the extent of glacial refugia of European beech (*Fagus sylvatica*). *Journal of Biogeography* 34, 450
- Mátyás, C.; Berki, I.; Czúcz, B.; Gálos, B.; Móríc, N.; Rasztovtics, E. (2010): Future of beech in Southeast Europe from the perspective of evolutionary ecology. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 6, 91-110
- Mausolf, K.; Härdtle, W.; Hertel, D.; Leuschner, C.; Fichtner, A. (2020): Impacts of multiple environmental change drivers on growth of European beech (*Fagus sylvatica*): Forest history matters. *Ecosystems* 23: 529-540
- Mayer, H. (1992): *Waldbau auf sozio-ökologischer Grundlage*. Spektrum Akademischer Verlag; 4. Edition, 522 S.
- Mellert, K.H.; Ewald, J.; Hornstein, D.; Dorado-Liñán, I.; Jantsch, M.; Taeger, S.; Zang, C.; Menzel, A.; Kölling, C. (2016): Climatic marginality: a new metric for the susceptibility of tree species to warming exemplified by *Fagus sylvatica* (L.) and Ellenberg's quotient. *European journal of forest research*, 135(1), 137-152
- Mellert, K.H.; Lenoir, J.; Winter, S.; Kölling, C.; Čarni, A.; Dorado-Liñán, I.; ... & Ewald, J. (2018): Soil water storage appears to compensate for climatic aridity at the xeric margin of European tree species distribution. *European Journal of Forest Research*, 137(1): 79-92
- Mette, T.; Brandl, S.; Kölling, C. (2021): Climate Analogues for Temperate European Forests to Raise Silvicultural Evidence Using Twin Regions. *Sustainability*, 13(12), 6522
- Mette, T.; Falk, W. (2020): Extreme Trockenheit – wie sie auf Vitalität und Anbaurisiko von Waldbäumen wirkt. *LWF aktuell* 3/2020, S. 30-34
- Meyer, P.; Spínu, A.P.; Mölder, A.; Bauhus, J. (2022): Management alters drought-induced mortality patterns in European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Plant Biology*.
- Muffler, L.; Weigel, R.; Hacket-Pain, A.J.; Klisz, M.; van der Maaten, E.; Wilmking, M.; Kreyling, J.; van der Maaten-Theunissen, M. (2019): Lowest drought sensitivity and decreasing growth synchrony towards the dry distribution margin of European beech. *Journal of Biogeography* 47(9): 1910-1921
- Obladen, N.; Dechering, P.; Skiadaresis, G.; Tegel, W.; Keßler, J.; Höllerl, S.; Kaps, S.; Hertel, M.; Dulamsuren, C.; Seifert, T.; Hirsch, M.; Seim, A. (2018): Tree mortality of European beech and Norway spruce induced by 2018-2019 hot droughts in central Germany. *Agricultural and Forest Meteorology*, 307: 108482
- Packham, J.R.; Thomas, P.; Atkinson, M.D.; Degen, T. (2012): Biological Flora of the Briskish Isles: *Fagus sylvatica*. *Journal of Ecology* 100: 1557-1608

Pfenniger, M.; Reuss, F.; Kiebler, A.; Schönnenbeck, P.; Caliendo, C.; Gerber, S.; Cocchiararo, B.; Reuter, S.; Blüthgen, N.; Mody, K.; Mishra, B.; Bálint, M.; Thines, M.; Feldmeyer (2021): Genomic basis for drought resistance in European beech forests threatened by climate change. *eLife* 10: e65532.

Röder, M.; Kudernatsch T.; Blaschke, M. (2021): Vom artenreichen Mittelwald zum »sekundären Urwald. LWF aktuell 131, 37-39

Rubio-Cuadrado, A.; Gómez, C.; Rodríguez-Calcerrada, J.; Perea, R.; Gordaliza, G.G.; Camarero, J.J.; Montes, Gil, L. (2021): Differential response of oak and beech to late frost damage: an integrated analysis from organ to forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 297: 108243

Rukh, S.; Poschenrieder, W.; Heym, M.; Pretzsch, H. (2020): Drought Resistance of Norway Spruce (*Picea abies* [L.] Karst) and European Beech (*Fagus sylvatica* [L.]) in Mixed vs. Monospecific Stands and on Dry vs. Wet Sites. From Evidence at the Tree Level to Relevance at the Stand Level. *Forests* 11(16): 639

Stetter, U. (2015): Waldernährung in Bayern – Ergebnisse der BZE II. In: Waldböden in Bayern. Forstlicher Forschungsbericht München 213, 59-84

Stojanović, D.B.; Kržič, A.; Matović, B.; Orlović, S.; Duputic, A.; Djurdjević, V.; Galić, Z.; Stojnić, S. (2013): Prediction of the European beech (*Fagus sylvatica* L.) xeric limit using a regional climate model: an example from southeast Europe. *Agric. For. Meteorol.* 176, 94-103. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.03.009>

Talluto, M.V.; Boulangeat, I.; Vissault, S.; Thuiller, W.; Gravel, D. Extinction debt and colonization credit delay range shifts of eastern North American trees. *Nat. Ecol. Evol.* 2017, 1, 637. [Cro

Tinner, W. & Lotter, A.F. (2006): Holocene expansions of *Fagus sylvatica* and *Abies alba* in Central Europe: where are we after eight decades of debate? *Quaternary Science Reviews* 25(5-6): 526-549

Thurm, E.A.; Pretzsch, H. (2016): Improved productivity and modified tree morphology of mixed versus pure stands of European beech (*Fagus sylvatica*) and Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) with increasing precipitation and age. *Annals of Forest Science* 73: 1047-1061

Thurm, E.A.; Mette, T.; Huber, G.; Uhl, E.; Falk, W. (2017): Anbauempfehlungen – von der Forschung in die Fläche. *AFZ/ DerWald* 22: 19-23

Thurm, E.A.; Hernandez, L.; Baltensweiler, A.; Ayan, S.; Raszto-vits, E.; Bielak, K.; ... & Falk, W. (2018): Alternative tree species under climate warming in managed European forests. *Forest Ecology and Management*, 430, 485-497

Triebenbacher, C.; Bork, K.; Burgdorf, N.; Haas, J.; Lemme, H.; Lobinger, G.; Straßer, L.; Hahn, A. (2022): Beim Borkenkäfer wachsam bleiben. *BLW* 17, S. 24-26

Vološčuk, I. (2014): Joint Slovak-Ukraine-Germany Beech Ecosystems as the World Natural Heritage. *Ekológia Bratislava* 33(3): 286-300

Weitmann, G.; Schuldt, B.; Link, R.M.; Heil, D.; Hoeber, S.; John, H.; Müller-Haubold, H.; Schüller, L.-M.; Schumann, K.; Leuschner, C. (2021): Leaf trait modification in European beech trees in response to climatic and edaphic drought. *Plant Biology* <https://doi.org/10.1111/plb.13366>

Keywords: Soil, Climate, *Fagus sylvatica*, Cultivation suitability, Niche, Climate Change, Tree Species Selection

Summary: Large areas of Central Europe lie entirely within the beech distribution range. This climax tree species has a large ecological amplitude in terms of soils and climate, provided it is not too continental-warm or too cold. However, damage as a result of prolonged droughts from 2018 on shows the limits of cultivation under extreme conditions. Niche models can be used to estimate future climatic suitability and make recommendations for forest conversion. On difficult sites or under unmitigated warming, beech suitability decreases significantly. Under milder warming and on better sites, this important deciduous tree species will continue to play an important role in Bavaria. In order to be prepared for a strong climate change and its dynamics, climate-tolerant species should be introduced now.



Waldschutzfragen und Aktuelles zur Vitalität der Buche in Bayern

Julia Schiöblbauer, Karin Bork, Michael Muser, Hans-Joachim Klemmt, Andreas Hahn

Schlüsselwörter: Waldschutz, Waldzustandserhebung, Buchenborkenkäfer (*Taphrorychus bicolor*), Buchenprachtkäfer (*Agrilus viridis*), Pilzliche Schaderreger, Buchenvitalitätsschwäche

Zusammenfassung: Der Beitrag gibt einen Überblick über die verschiedenen Schadsymptome und Schadorganismen an der Buche, die in den letzten zehn Jahren beobachtet wurden. Vorweg wird anhand von Belaubungsdaten aus der Waldzustandserhebung die Vitalitätsentwicklung thematisiert. Abschließend liefert der Beitrag Einblicke in die Erfassung von Schadsymptomen aus der Luft sowie in die Ergebnisse einer Fallstudie an der Waldklimastation. Schwerpunkte liegen auf der Belaubungssituation, dem Buchenprachtkäfer, dem Buchenborkenkäfer, phytopathologischen Schaderregern und der Buchenvitalitätsschwäche. Grundsätzlich scheinen die biotischen Schaderreger bezogen auf Schadholzmengen eine weit weniger relevante Rolle zu spielen als bei Fichte und Kiefer. Bei der Buche überwiegen die abiotischverursachten Schadsymptome.

Die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) würde die Waldgesellschaften in Bayern von Natur aus und ohne menschliche Einflussnahme dominieren. Als Klimaxbaumart zeigt sie auf den meisten Standorten große Vitalität und Konkurrenzstärke. Aufgrund ihrer Vitalität, ihrer guten Bodenverankerung als Herzwurzler sowie ihrer geringen Windangriffsfläche in der sturmreichen, laublosen Zeit galt sie bisher als robuste Baumart. Dementsprechend niedrig waren in den letzten Jahrzehnten in Bayern die Schadholzanfälle – bis zu den Trockenjahren ab 2018. Gerade deshalb trafen die seither zu beobachtenden Absterberscheinungen viele Försterinnen und Förster ins Mark.

Dieser Beitrag fokussiert auf Vitalitäts- und Waldschutzaspekte der Buche. Wir stellen zunächst die Auswirkungen abiotischer Einflüsse auf die Buchengesundheit sowie waldschutzrelevante Schadereignisse der letzten Jahre vor. Anschließend geht der Artikel auf biotische Schäden ein, die Pilze und Insekten an Buche verursachen. Welche Relevanz diese abiotischen und biotischen Schäden für die Bewirtschaftung

von Buchen- und Buchenmischwäldern haben, zeigen wir im letzten Teil des Artikels auf.

Abiotische Schäden

Infolge der klimatischen Extremjahre 2018, 2019 und teilweise 2020 wurden vielerorts Buchen mit geschädigten Kronen sowie auch gänzlich abgestorbene Buchen beobachtet. Dies hat zu Diskussionen über die Zukunftsfähigkeit der Buche im Klimawandel in Bayern geführt (siehe Beitrag »Die Zukunft der Buche – zwischen Rückeroberung und Rücksterben«; Seite 35 – 43 in diesem Band).

Waldzustandserhebung – Ergebnisse der letzten 10 Jahre

Seit 1984 wird der Belaubungszustand der Buchen in Bayern jährlich im Rahmen der Waldzustandserhebung (WZE) visuell angesprochen, wobei die Belaubung als Indikator für die Vitalität der Buchen gewertet wird. Die Erhebungen ermöglichen eine objektive, zahlenmäßige Betrachtung der Situation. 2021 wies die Buche mit mittleren Blattverlustprozenten von 23,8% deutlich günstigere Werte auf als noch im Jahr 2020 (29,4%). Der Anteil stärkerer Verlichtung (Schadstufe 2–4) ging 2021 im Vergleich zum Vorjahr gar um 14,6% signifikant auf 33,8% zurück.

Betrachtet man eine längere Zeitreihe seit 2010, so sieht man für die Baumart Buche ein stetiges Auf und Ab der mittleren Blattverlustwerte. Besonders ungünstige Werte weisen die Jahre 2011 (26,6%), 2016 (28,0%) und 2020 (29,4%) auf, besonders günstige Werte die Jahre 2012 (20,4%), 2017 (19,8%) und 2018 (20,3%). Keine andere Baumart der WZE in Bayern zeigt – ungeachtet biotischer Schadfaktoren – derart große, ungerichtete Schwankungen im Hinblick auf die mittleren Blattverluste auf. Diese ungerichteten Schwankungen deuten auf ein hohes Resilienzpotenzial der Baumart bei aktuell herrschenden Wuchsbedingungen hin.

Zudem besteht bei der Buche ein enger Zusammenhang zwischen der Belaubungs- und der Fruktifikationssituation sowie der Zuwachsentwicklung (Marek 2020): Erstens fällt die Fruktifikation der Buche in den letzten Jahren deutlich stärker aus als noch vor

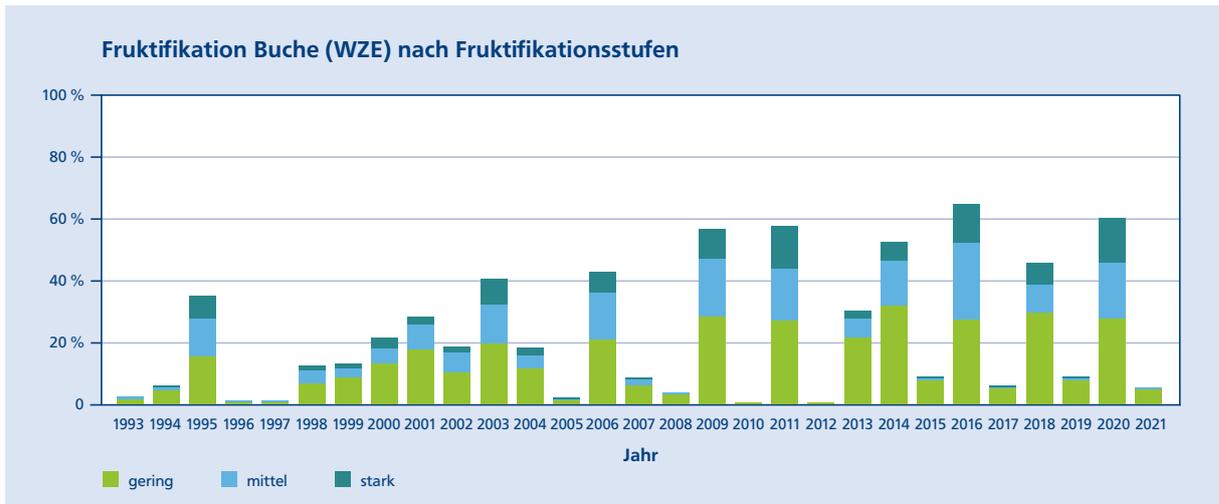


Abbildung 1: Zeitreihe der relativen Anteile der Buchen, denen im Rahmen der jährlich durchgeführten Waldzustandserhebungen in Bayern Fruchtifikationsstufen zugeordnet wurden. Quelle: Waldzustandsbericht 2021, S. U.

wenigen Jahren. 2009, 2011, 2016 und 2020 wurden an über 50 % aller Buchenprobestämme der Waldzustandserhebung Fruchtifikationsanzeichen vermerkt bzw. konnte eine Zuordnung zu den Fruchtifikationsklassen vorgenommen werden. Zweitens zeigt ein Vergleich der in Abbildung 1 dargestellten Zeitreihe mit den bei z. B. Köstler (1950) oder Konnert (2014) dargelegten Zusammenhängen, dass die Abstände zwischen Jahren mit ausgeprägter Buchenfruchtifikation im letzten Jahrzehnt immer kürzer geworden sind.

Waldschutzmeldewesen – abiotische Schäden

Das Waldschutzmeldewesen (WSM) der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) erhebt im halbjährlichen Turnus die waldschutzrelevanten Schäden in Bayern. Dabei melden die Reviere der Ämter für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (ÄELF) Schäden für den Privat- und Körperschaftswald, die Reviere der Bayerischen Staatsforsten die aus dem Staatswald. Die folgende Tabelle stellt die wichtigsten Schadmeldungen zur Buche für die Jahre 2015–2021 dar. Bei den abiotischen Schäden werden Sturmwurf/-bruch, Schnee- und Duftbruch sowie Lawinschäden in Erntefestmetern, Trockenschäden, Spätfrost und Hagelschäden in Hektarwerten aufgeführt (Tab. 1).

Auffällig ist der starke Anstieg der Trockenschäden in den Jahren 2018 und 2019. In der Schadkategorie Trockenschäden (Bestand) werden die reduzierten Buchenflächen gemeldet, die auffällige Absterbeerscheinungen in der Oberkrone zeigen, wobei die Buchen nicht komplett abgestorben sein müssen. Anhaltend hohe Schadmeldungen gab es auch für 2020 und

2021, obwohl der witterungsbedingte Stress in den beiden Jahren abgenommen hat. Es scheint, dass die Buchenbestände nach den Trockenstressjahren von 2018 bis 2020 längerfristig geschwächt sind und mit absterbenden Kronen zeichnen. Dies gilt insbesondere für Unterfranken. Trockenschäden bei den Pflanzungen folgen dieser Tendenz.

Die umfangreichsten Trockenschäden wurden aus dem Regierungsbezirk Unterfranken gemeldet, wo 26 % des bayerischen Buchenvorrats (LWF 2022b) stocken. Die aus Unterfranken gemeldeten Trockenschäden umfassen mit 66 % den Großteil des bayernweiten Schadaufkommens (Abb. 2).

Biotische Schäden

Aus den Daten des Waldschutzmeldewesens ergibt sich nicht nur ein Überblick über abiotische Schäden, sondern auch ein Überblick über die Schadorganismen, die bei der Rotbuche potenziell relevant sein können.

Waldschutzmeldewesen – biotische Schäden

In der Kategorie »Biotische Schäden an Buche« werden im Waldschutzmeldewesen 16 Schadfaktoren erfasst. Tabelle 2 gibt einen Überblick über die entsprechenden Meldungen aus den Jahren 2015 bis 2021.

Im Hinblick auf gemeldete Mengen bzw. Flächen und Schadwirkung sind die fünf in Abbildung 3 dargestellten biotischen Schadfaktoren an Buche aus Waldschutzsicht von Relevanz. Sie zeigen alle einen Anstieg in 2018 bzw. 2019 und eine Abschwächung in den beiden nachfolgenden Jahren.

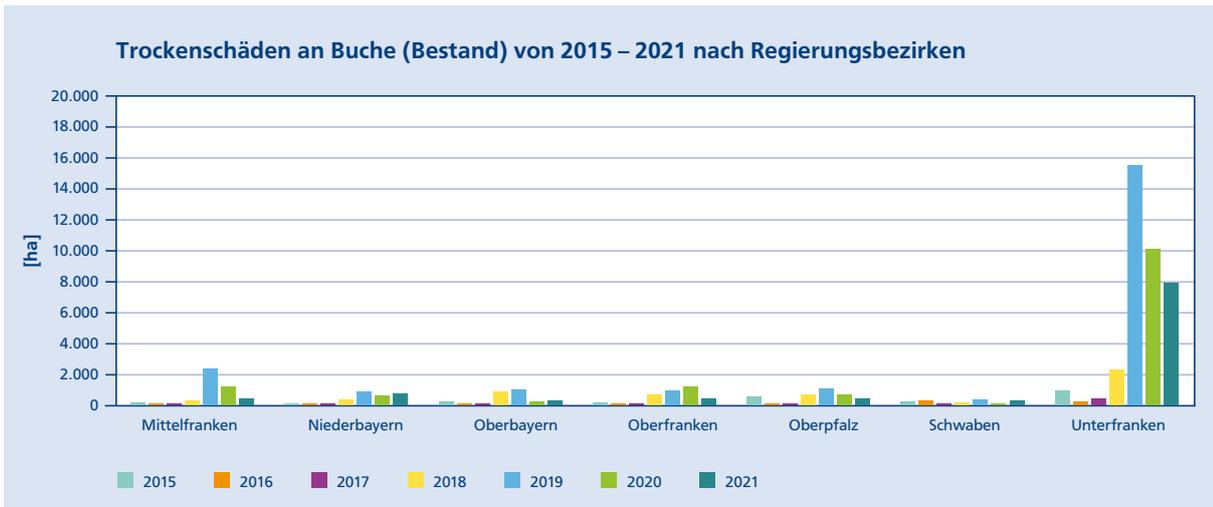


Abbildung 2: Trockenschäden an Buche (Bestand) von 2015 – 2021 nach Regierungsbezirken. Quelle: Waldschutzmeldewesen, LWF

| | | 2021 | 2020 | 2019 | 2018 | 2017 | 2016 | 2015 |
|----------------------------|----|--------|--------|--------|--------|---------|--------|-------|
| Sturmbruch/Sturmwurf | fm | 37.268 | 36.151 | 73.331 | 77.157 | 209.986 | 22.987 | 7298 |
| Trockenschäden | ha | 10.870 | 14.276 | 22.415 | 5.624 | 630 | 783 | 2.484 |
| Schnee- und Duftbruch | fm | 1.315 | 1.481 | 9.156 | 9.062 | 1.004 | 1.595 | 841 |
| Spätfrost | ha | 327 | 15.464 | 4.220 | 23 | 3.104 | 7.698 | 17 |
| Trockenschäden (Pflanzung) | ha | 37 | 816 | 876 | 469 | 130 | 245 | 642 |
| Hagelschlag | ha | 502 | 2 | 59 | 37 | 13 | 517 | 2 |
| Lawinen und Muren | fm | 218 | 329 | 260 | 940 | 100 | 999 | 158 |

Tabelle 1: Abiotische Schäden an Buche von 2015 – 2021. Quelle: Waldschutzmeldewesen, LWF

| | | 2021 | 2020 | 2019 | 2018 | 2017 | 2016 | 2015 |
|---------------------------|----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Buchenprachtkäfer | ha | 914 | 603 | 841 | 1.011 | 496 | 74 | 273 |
| Buchen-Rindennekrose | ha | 1.009 | 1.345 | 4.079 | 3.577 | 670 | 156 | 2.744 |
| Buchenborkenkäfer | ha | 406 | 269 | 516 | 356 | 19 | 41 | 1 |
| Maikäfer | ha | 1.664 | 6 | 1 | 4 | 0 | 0 | 3 |
| Buchenspringrüssler | ha | 396 | 40 | 3.375 | 53 | 192 | 132 | 6.814 |
| Buchenwollschildlaus | ha | 38 | 67 | 141 | 28 | 41 | 16 | 44 |
| Erd-, Feld-, Rötelmaus | ha | 49 | 44 | 92 | 46 | 57 | 34 | 108 |
| Schermaus | ha | 36 | 29 | 28 | 35 | 328 | 23 | 45 |
| Buchenblattbaumlaus | ha | 7 | 26 | 814 | 3 | 2 | 578 | 9 |
| Forstspanner | ha | 0 | 1 | 0 | 5 | 2 | 76 | 1 |
| Schwammspinner | ha | 11 | 130 | 781 | 428 | 21 | 0 | 0 |
| Sonstige Rindenpilze | ha | 64 | 116 | 71 | 3 | 81 | 4 | 2.124 |
| Hallimasch | fm | 2.566 | 3.803 | 5.881 | 1.670 | 1.871 | 2.091 | 872 |
| Nutzholzborkenkäfer | fm | 1.441 | 2.318 | 940 | 356 | 632 | 378 | 221 |
| Sonstige Holzschädlinge | fm | 146 | 91 | 1.161 | 203 | 110 | 0 | 75 |
| Sonstige Rindenschädlinge | fm | 150 | 222 | 1.024 | 159 | 133 | 252 | 14 |

Tabelle 2: Biotische Schadfaktoren an Buche von 2015 – 2021. Quelle: Waldschutzmeldewesen, LWF

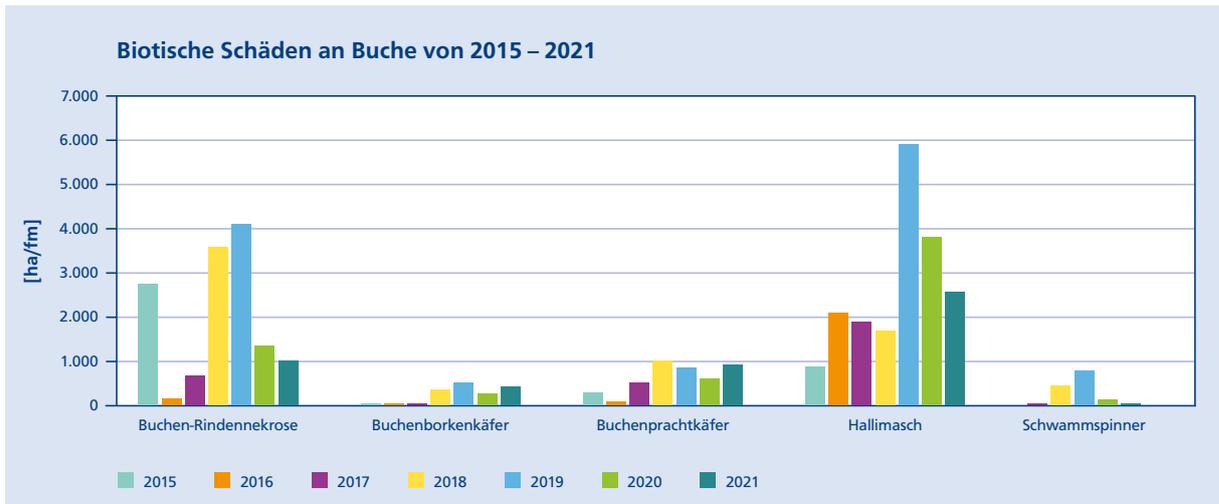


Abbildung 3: Ausgewählte biotische Schadfaktoren an Buche von 2015–2021. Quelle: Waldschutzmeldewesen, LWF

Auf weitere Schadfaktoren aus der Übersichtstabelle wird trotz höherer Werte nicht gesondert eingegangen, da sie keine substantielle Schadwirkung im Betrachtungszeitraum zeigten. Dies gilt beispielsweise für den Buchenspringrüssler (*Rhynchaenus fagi*), dessen starker Minierfraß in der zweiten Maihälfte mancher Jahre auffällt. Im Schadgeschehen an der Buche ist der Käfer derzeit aber – bis auf eine reduzierte Assimilationsfläche durch den Blattfraß – unbedeutend. Aufhorchen lassen jedoch die gemeldeten Maikäfer-Blattfraßschäden in 2021 aus den Regionen Regen und Passau. Die hohen Feldmaikäferdichten verursachten im Grasland massive Schäden. Die Fraßtätigkeit ging im vergangenen Jahr auch in die angrenzenden Waldbestände über.

Buchenprachtkäfer und Buchenborkenkäfer

Im Gegensatz zu den rindenbrütenden Borkenkäfern an der Fichte gibt es bei den Schadinsekten an der Buche nur selten Massenvermehrungen, die zum Absterben ganzer Bestände führen. In Bayern und anderen Teilen von Deutschland kam es jedoch nach den Trockenjahren der letzten beiden Jahrzehnte vermehrt zu Vitalitätsverlusten an älteren Rotbuchen, die zu Kronenverlichtungen, Rindenschäden und Insektenbefall, insbesondere durch den Buchenprachtkäfer (*Agrilus viridis*) führten und vielerorts noch immer deutlich sichtbar sind.

Neben dem Buchenprachtkäfer (*A. viridis*) und dem kleinen Buchenborkenkäfer (*Taphrorychus bicolor*) können an der Buche der Laubnutzholzborkenkäfer (*Trypodendron domesticum*), der Sägehörnige Werftkäfer (*Hylecoetus dermestoides* L.) und die Buchenwollschildlaus (*Cryptococcus fagisuga*) beobachtet werden – letztere gilt als wichtigster Schädling an der

Buche. Sie ist fast im gesamten Verbreitungsgebiet der Rotbuche heimisch und breitet sich aktuell in Nordamerika aus. Starker Frost limitiert die Verbreitung und verringert das Schadpotential, da die überwinterten Nymphen erfrieren, bevor sie sich im darauffolgenden Jahr vermehren. Ein hoher Stickstoffgehalt der Rinde fördert hingegen eine Vermehrung (GISD, 2022). Durch die Saugaktivität der Buchenwollschildlaus entstehen Rindennekrosen, die sich bei Massenvermehrung zu Kambiumnekrosen entwickeln und zum Ausgangspunkt für die Buchen-Komplexkrankheit werden können. Zudem öffnen sie die Pforte für Sekundärschädlinge wie den Prachtkäfer oder den Kleinen Buchenborkenkäfer (LWF 2022a).

Der Buchenprachtkäfer ist zwischen 5 und 11 mm lang und hat eine metallisch grüne bis olivgrüne Färbung. Die Käfer schwärmen je nach Witterung von April bis September. Die Weibchen legen Eipakete auf der Rinde ab, bevorzugt in besonnten mittleren und oberen Kronenbereichen, aber auch stammabwärts. Die Eier werden in Form kleiner Häufchen (meist 6–10 Eier) an die Rinde gekittet und mit einem weißen Schutzsekret überdeckt. Die Larven bohren sich anschließend durch die Rinde und beginnen ihren Fraß in Bast und Kambium. Die Einbohrlöcher sind sehr klein und deswegen mit bloßem Auge nur schwer zu erkennen. Die Fraßgänge sind zickzackförmig gewunden und werden mit zunehmendem Alter der Larven breiter. Beim Fraß wird das Kambium zerstört. Die Larven werfen kein Bohrmehl aus, dieses verbleibt in den Gängen. Die gesamte Entwicklungsdauer des Buchenprachtkäfers ist ein- bis dreijährig. Die Überwinterung erfolgt stets im Larvenstadium. Ab April bis Mai verpuppen sich die Larven bis zu 10 mm tief im

Splintholz. Bei dicker Rinde liegt die Puppenwiege in der Borke. Die Ausfluglöcher der Jungkäfer sind oben flacher und unten stärker gewölbt (D-förmig). Selbst der flächige Fraß des Buchenprachtkäfers führen bei der Buche nicht zu sofortigen Anzeichen für einen Befall – dieser ist damit schwierig bzw. erst sehr spät zu erkennen. Auffällig – aber vom Boden aus nicht zu erkennen – sind die Eigelege auf der Rinde sowie Schleimflussflecken (Baier et al. 2022).

Ist der Befall fortgeschritten, können betroffene Bäume am Kronenbild und Rindenmerkmalen identifiziert werden. Häufige Anzeichen für einen Befall mit Buchenprachtkäfer sind vorzeitiges Verfärben des Laubes und Laubfall, schütterte Belaubung, Absterben stärkerer Äste und Kronenteile, Zopftrocknis, Schleimflussflecken durch Fraßtätigkeit der Larven, Ausfluglöcher und Eigelege sowie Spechteinschläge. Beim kleinen Buchenborkenkäfer kommen bei Stehendbefall neben ähnlichen Merkmalen im Kronenbild zahlreiche, wie Wasserspritzer verteilte, kleine braune Schleimflussflecken am Stamm hinzu. Bei geringer Abwehrkraft ist nur braunes Bohrmehl ohne Schleimfluss zu sehen, der Befall ist dann kaum erkennbar.

Der Buchenprachtkäfer ist wie alle anderen Prachtkäferarten ausgesprochen thermophil und somit ein Begünstigter des Klimawandels. Da sich der Käfer zunächst meist im Kronenraum aufhält, wird sein Anteil am Schadgeschehen häufig unterschätzt. Deshalb wurde an der LWF das Projekt »Zur Beteiligung des Buchenprachtkäfers (*Agrilus viridis*) an Vitalitätsverlusten der Rotbuche nach Trockenstress« im Rahmen des Klimaprogramms Bayern 2020 (KLIP) von 2009–2012 bearbeitet. Ziel war es, den tatsächlichen Anteil von Buchenprachtkäfern an den bayernweit vor allem nach Trockenjahren auftretenden Vitalitätsverlusten und Absterbeerscheinungen zu ermitteln. Zudem sollte der Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftungsweise auf das Gefahrenpotenzial von *A. viridis* überprüft und Handlungsempfehlungen für die forstliche Praxis abgeleitet werden. Dazu richtete man in Untersuchungsbeständen Probekreise mit Kombifallen zum Fang von Prachtkäfern ein. Zudem wurden einige Altbuchen gefällt, um die Eiablage und die Larvenentwicklung an frischem Totholz zu beobachten und um die Häufigkeit und das Ausmaß des Befalls zu untersuchen.

Insgesamt wurden in den acht Untersuchungsbeständen mit je zwei Probekreisen 166 Buchenprachtkäfer gefangen. Bereits innerhalb der Bestände unterschieden sich die Fangzahlen stark, was auf kleinräumig sehr unterschiedliche Aktivitätsdichten der Käfer hindeutete. Über die gesamte Projektdauer

von drei Jahren zeigte sich, dass die Fangzahlen je Falle und Jahr signifikant mit der Vitalitätsstufe korrelierten. Die Jahresfangergebnisse waren in Buchenkronen von geringerer Vitalität höher als in den vitaleren. In allen drei Jahren wurden an den Bäumen mit »Spießeln« deutlich höhere Zahlen erreicht als an denen ohne tote Astenden – dort fanden sich nie mehr als zehn Buchenprachtkäfer pro Jahr in den Fallen. In den Buchenkronen, in denen im Mittel die höchsten Temperaturen erreicht wurden, herrschten die größten Aktivitätsdichten von *A. viridis*. Im weiteren Verlauf des Projekts zeigte sich, dass Sonnenbrand dem Befall mit Buchenprachtkäfer fast immer voraus ging. Folglich lässt sich festhalten, dass die Befallshäufigkeit mit steigender Temperatur und mit abnehmender Baumvitalität zunahm. Es wurde aber auch deutlich, dass nicht alle geschwächten Bäume einen Befall aufwiesen (Brück-Dyckhoff, 2012). Zwischen den Fangergebnissen und Schlussgraden, als auch der ökologischen Feuchtestufe wurden keine signifikanten Korrelationen gefunden.

Die bisherigen Einschätzungen, dass *A. viridis* unter für ihn günstigen Bedingungen das Potenzial hat, zur großflächigen Schädigung von Buchenbeständen wesentlich beizutragen, konnte mit der Untersuchung nicht widerlegt werden. Wie stark der ursächliche Zusammenhang zwischen Prachtkäferbefall und dem Absterben der Buchen ist, blieb ebenfalls offen. Petercord et al. (2007) gehen davon aus, dass die Vorschädigung der Buchen in den Trockenperioden und der insgesamt schlechte Vitalitätszustand den Befall durch Buchenprachtkäfer begünstigten und schließlich sogar chronisch werden ließen. Jedoch zeigten alle Buchen in ihrer Untersuchung vitale Knospen in der Lichtkrone. Petercord et al. schreiben dem Prachtkäfer daher eine Schlüsselrolle bei den damals beobachteten Absterbeerscheinungen zu und gehen davon aus, dass die Buchen ohne den Befall die Trockenschäden hätten ausheilen können.

Da im heute üblichen Bewirtschaftungsverfahren spätestens während der Verjüngungsphase stark aufgelichtet wird, steigt in diesen Beständen die Gefahr für Sonnenbrand und Käferbefall. Entgegenzuwirken wäre dem unter anderem durch eine weitere Anpassung der Bestände an Trockenstress und Sonnenbrand durch natürliche Selektion (v. a. durch Naturverjüngung), durch die Einbringung von Mischbaumarten zur Risikostreuung und zur Verbesserung des Wasserhaushalts, sowie eine Randgestaltung, die übermäßigen Strahlungseinfall verhindert. In gefährdeten Beständen sollte Totholz nur aus dem Wintereinschlag generiert werden, da die Stämme nach etwa vier Mo-



Abbildung 4: Zickzackförmiger Fraßgang mit Larve des Buchenprachtkäfers. Foto: J. Bischof, LWF



Abbildung 5: Durch Einbohrversuche des Kleinen Buchenborkenkäfers verursachte Schleimflussflecken auf der Rinde und frisch angelegtes Brutbild mit Altkäfern. Foto: G. Lobinger, LWF

naten nicht mehr bruttauglich sind (Brück-Dyckhoff, 2017).

Der kleine Buchenborkenkäfer ist zwischen 1,6 und 2,3 mm lang und braun bis braunschwarz gefärbt (Muck 2008). Er bildet in der Regel zwei Generationen pro Jahr aus. Die Hauptflugzeiten sind im März und im Juni. Das Brutbild ist im frühen Stadium sternförmig mit fünf bis acht Muttergängen und einer schwach ausgeprägten Rammelkammer. Die Larvengänge überkreuzen sich häufig, wodurch das typische sternförmige Brutbild unkenntlich wird. Der Larvenfraß zerstört die Kambialzone und den Rindenbast und ist von außen an zahlreichen, kleinen Schleimflussflecken auf der Rinde zu erkennen (LWF 2022a).

In den Jahren 2005 bis 2008 führte die LWF Untersuchungen zur Entwicklung von Buchen-, Lärchen- und Tannenborkenkäfer durch, aus denen sich unter anderem Erkenntnisse zur Biologie und Populationsdynamik des Kleinen Buchenborkenkäfers ergaben (Projektkürzel V64). Mit Hilfe von elektronischen Messstationen wurden Rückschlüsse auf die Populationsdichten und Generationsfolgen gezogen und Einflusskennzahlen wie Temperaturschwellenwerte abgeleitet. Zudem wurde der Frage nachgegangen, ob und in welchem

Umfang der Buchenborkenkäfer in der Bodenstreu überwintert. Hinsichtlich seines Schwärmverhaltens konnte gezeigt werden, dass der Buchenborkenkäfer eine Zwischenposition einnimmt: Sein minimaler Toleranzwert für die Flugaktivität liegt mit 14,0 °C zwischen dem des Laubnutzholzborkenkäfers als typischem Fröhschwärmer und dem des Buchdruckers als Spätschwärmer. Die Ergebnisse dieses Versuches zeigten, dass der Buchenborkenkäfer nur in geringen Zahlen in der Bodenstreu überwintert. Bei einer bayernweiten Befragung und anschließenden Bereisung wurde deutlich, dass die Schadbilder in ihrer Ausprägung und die Kombination der Schäden sehr unterschiedlich sind. Bei einem Großteil der Bestände stand der Schaden jedoch im Zusammenhang mit einer Störung des Wasserhaushalts und einem damit einhergehenden Vitalitätsverlust der Buchen. Das dadurch entstehende bruttaugliche Material im Kronenraum förderte die starke Vermehrung von rinden- und holzbrütenden Käfern – unter anderem die des bereits beschriebenen Buchenprachtkäfers.

Um die Schädlingspopulation einzudämmen, sollte neben der Entnahme der befallenen Bäume auch das Schlagreisig bis März entsorgt werden, um weder

Buchenborkenkäfern noch Buchenprachtkäfern Brutraum zu bieten (Muck 2008).

Altbekanntes pilzliche und pilzähnliche Schadorganismen an Buche

An der Rotbuche treten eine große Anzahl an Schadorganismen auf, die unterschiedlichste Umweltbedingungen zu ihrem Vorteil nutzen können. Verschiedene Spezies der pilzähnlichen Oomyceten-Gattung *Phytophthora* sind weit in Buchenbeständen verbreitet, verursachen aber in der Regel keine großflächigen Schäden (Corcobado et al. 2020). Merkliche Schäden an Wurzeln und im Stammfußbereich können durch feuchte und vor allem wechselfeuchte Bedingungen gefördert werden, die zusätzlichen Stress für die Pflanze bedeuten und da Sporen verschiedener *Phytophthora*-Arten sich im Wasser aktiv fortbewegen können, so gefördert werden. Sporen verschiedener *Phytophthora*-Arten können sich im Gegensatz zu denen von Pilzen aktiv fortbewegen. Als Ausgangspunkte für eine überregionale Verbreitung vieler Arten können Baumschulen dienen (Jung et al. 2015). So kann, primär in forstlich nicht relevanten Sortimenten, auch die meldepflichtige Art *P. ramorum* verschleppt werden. In England trat jedoch bereits der Befall einer Altbuche durch diese Art auf, die durch das großflächige Absterben von Eichenwäldern in den USA bekannt wurde (Brown et al. 2006).

An milden und feuchten Standorten können gute Bedingungen für die bereits erwähnte Buchenwollschildlaus (*Cryptococcus fagisuga*) herrschen. Die durch die Saugaktivität am Phloem verursachten Wunden sind eine Eintrittspforte für Pilze, vor allem *Neonectria coccinea*, was zu großflächigen Rindennekrosen führen kann. Diese Schadabfolge ist bereits seit dem späten 19. Jahrhundert bekannt und wird als Buchenkomplexkrankheit bezeichnet (Hartig, 1878, in Arend et al. 2006).

Ein naher Verwandter von *Neonectria coccinea*, dem Scharlachroten Pustelpilzchen, ist *Neonectria ditissima*, der Erreger des Buchenkrebsses. Wie es der Name erahnen lässt, verursacht dieser Pilz Wucherungen, die durch Abschottungsreaktionen des Baumes zustande kommen und über die Jahre »Krebsgeschwüre« bilden. Die Pflanze mag zwar in der Lage sein, die Infektion zu überwallen, es bleibt aber eine sog. »T-Nekrose« zurück – eine Problematik, die Bäume jeden Alters betreffen, jedoch auch durch andere Pilze und Rindenverletzungen verursacht werden kann. Die oft unerkannte Holzwertung ist hier ein größeres Problem als ein schnelles Absterben. Welche Faktoren bzw. Vektoren wie z. B. die Buchenwollschildlaus

einen Befall begünstigen, ist schwer zu bestimmen. Beobachtungen deuten darauf hin, dass ein langer Verbleib unter Schirm in wenig wüchsigen Beständen eine Durchseuchung fördert (Klein, 1997).

Aktuelle Entwicklungen der »Buchenvitalitätsschwäche«

Beobachtungen der LWF und anderer forstlicher Institutionen in Mitteleuropa zeigen, dass sich nach Jahren mit starkem abiotischen Stress die Symptome der »Buchenvitalitätsschwäche« häufen (Langer & Bußkamp 2021). Dabei wird die abiotisch ausgelöste Buchenvitalitätsschwäche von den anderen komplexen Buchenerkrankungen unterschieden, die durch *Phytophthora cambivora* oder durch Wollschildlausbefall ausgelöst werden (Bressem 2008).

Neben Buchenborkenkäfer und Prachtkäfer nutzen eine Vielzahl bekannter pilzlicher Schaderreger die herabgesetzten Abwehrkräfte und z. B. durch Sonnenbrand und Totholz entstandene Eintrittspforten zur Besiedlung geschwächter Bäume. Hier treten wiederum *N. coccinea* und *N. ditissima* auf (Niesar et al. 2007). Letzterer kann sich in gestressten Jungwüchsen im Holz ausbreiten und neben Wucherungen sogar Längsrisse in der Rinde verursachen. Als Schwächeparasiten treten auch Rindenbranderreger wie *Diplodia mutila* und Fäulnis verursachende Pilze wie der Gemeine Spaltblättling (*Schizophyllum commune*), Kohlenbeeren (*Hypoxylon spp.*) und die Pfennig-Kohlenkruste (*Biscogniauxia nummularia*) auf. Auch in Bayern wurde die zunehmende Beteiligung von *B. nummularia* im Schadgeschehen der letzten Jahre auffällig. In der Regel tritt sie in der Krone auf; unter günstigen, d. h. warmen Bedingungen breitet sie sich bis zum Stammfuß aus. Die schnell fortschreitende Weißfäule birgt die Gefahr von Grünastbruch.

In dieser Abwärtsspirale von abiotischen und biotischen Stressoren spielen auch bodenbürtige Erreger eine wichtige, jedoch schwer zu quantifizierende Rolle. Bei einer laufenden Untersuchung von geschädigten Rotbuchenflächen in Nordbayern waren bei knapp der Hälfte der 134 Versuchsbäume über alle Vitalitätsstufen hinweg Hallimasch-Rhizomorphe (*Armillaria spp.*) am Stammfuß und im nahen Wurzelraum zu finden. Diese dienen dem Wurzelpathogen und Schwächeparasit zur Erschließung neuer Nahrungsquellen und zur Überdauerung, bis sich günstige Infektionsbedingungen einstellen. Auch im Waldschutzmeldewesen ist neben der Zunahme der Rindennekrosen die Häufung von Hallimaschschäden im Nachgang der Trockenjahre auffällig.

Fazit

Zusammenfassend lässt sich zum Vitalitätszustand der Rotbuche in Bayern festhalten, dass die in Bayern vielerorts beobachteten geschädigten Bäume zahlenmäßig noch keinen Niederschlag in den Ergebnissen forstlicher Großrauminventuren auf Landesebene gefunden haben. Die Ergebnisse der Bundeswaldinventur 4, die auf einem deutlich dichteren Rasternetz als die Waldzustandserhebung durchgeführt wird, werden zeigen, ob diese Aussage weiterhin Bestand hat. Bisherige Daten belegen einerseits, dass sich die Buche in der Vergangenheit nach Jahren, in denen sie großem Stress ausgesetzt war, wieder gut regenerieren konnte. Andererseits sind Stressfaktoren (klimatische Extremjahre, aber auch Samenjahre) in den letzten Jahren deutlich häufiger aufgetreten, weshalb die Regenerationszeiten der Buche deutlich kürzer wurden.

Betrachtet man den Anteil der biotischen Schäden im Verhältnis zu den abiotischen, besteht bei der Baumart Buche ein deutlicher Unterschied zu den anderen Hauptbaumarten. Im Gegensatz zu Fichte, Kiefer und Eiche überwiegen bei der Buche die abiotischen Schäden deutlich (Abb. 6). Dies ist insbesondere durch Trockenschäden bedingt. Es ist daher nicht verwunderlich, dass der räumliche Schwerpunkt der Buchenschäden in Unterfranken liegt (Abb. 2). Bei den anderen Hauptbaumarten Fichte, Kiefer und Eiche dominieren mit Abstand biotische Schaderreger wie Buchdrucker an Fichte, Blauer Kiefernprachtkäfer und Diplodia an Kiefer sowie Schwammspinner und andere blattfressende Schmetterlingsraupen und Eichenprachtkäfer an Eiche.

Die breite standörtliche Anpassung der Buche, vom sauren Hainsimsen-Buchenwald bis zum alkalischen Blaugras-Buchenwald und vom feuchten Bergland-Buchenwald bis hin zum trockenen Seggen-Buchenwald spiegelt ihr riesiges standörtliches und klimatisches Potenzial wider. Schaut man sich die Schäden ab den Jahren 2018 im Detail an, zeigt sich, dass vor allem Altbuchen betroffen waren. Dies ist nicht verwunderlich, da die genetische Selektion der Bäume bei einem aus heutiger Sicht weniger warm-trockenen Klima erfolgte. Bei der genetischen Selektion und bei der Wurzelbildung am Waldort versucht der Baum sich bestmöglich an die örtlichen Gegebenheiten anzupassen. Verändern sich diese Rahmenbedingungen aber zu extrem, können sich in einer vergangenen Umwelt erwachsene Altbäume nur bedingt anpassen. Die neuen standörtlichen Rahmenbedingungen bestimmen ihrer-

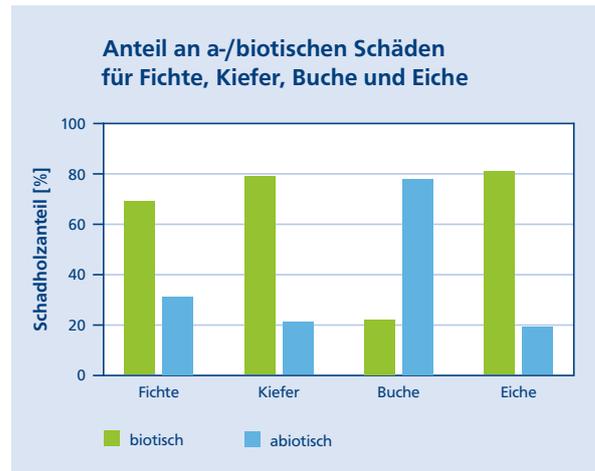


Abbildung 6: Anteil an a-/biotischen Schäden als Summe von 2015–2021 für Fichte, Kiefer, Buche und Eiche.

Quelle: Waldschutzmeldewesen, LWF

seits den heutigen Selektionsdruck auf alte und junge Individuen, wobei in jungen Beständen die nach heutigen Bedingungen angepassten Individuen aus den stammzahlreichen Verjüngungen selektiert werden.

Daher ist die Zukunftsfähigkeit der Buche aus Waldschutzsicht aktuell nicht in Frage gestellt.

Leider scheint Waldbewirtschaftenden das Steuern eines geplanten Vorgehens aber durch Trockenheits- und Hitzeschäden immer mehr aus der Hand genommen zu werden (vgl. Ergebnisse des Waldschutzmeldewesens und Beitrag zu Buchenschäden an der WKS Ebrach auf S. 54f in diesem Band). Eine Auflichtung des Kronendach durch Extremereignisse und die damit verbundenen Zunahme waldschutzrelevanter Arten nahm in den letzten Jahren deutlich zu.

Die aktuell gängigen Konzepte der Buchenwaldbewirtschaftung sollten angesichts zunehmender Störungen und Extremereignisse mit Blick auf die Auswirkungen auf waldschutzrelevante Arten diskutiert werden. Insofern stellt sich die Frage, ob das waldbauliche Vorgehen einer Neubewertung aus Sicht des Waldschutzes bedarf und weniger die Buche selbst, als vielmehr die Art des Managements auf den Prüfstand gestellt werden sollte.

Automatisierte Erfassung von Buchenschäden: Projekt BeechSAT

Christoph Straub

Aufgrund von Trockenperioden und Extremtemperaturen stellte man im Jahr 2019 insbesondere im Norden Bayerns zunehmende Schäden an Buchen fest. Die Abteilung »Informationstechnologie« der LWF führte in den Jahren 2019 und 2020 daher das Forschungsprojekt »BeechSAT« in Kooperation mit der Firma IABG mbH durch. Untersucht wurde, ob und wie genau geschädigte und abgestorbene Buchen in Luftbildern und verschiedenen Satellitenbilddaten (für eine Erfassung und Beobachtung dieser Phänomene in der Zukunft) automatisiert detektiert werden können.

Dazu wurden im August 2019 Luftbildbefliegungen für zwei laubholzdominierte Untersuchungsgebiete in Unter- und Oberfranken mit einer Gesamtgröße von 17.500 Hektar beauftragt. Zeitnah zu den Bildflügen konnten Aufnahmen von mehreren Satellitensystemen mit unterschiedlichen räumlichen Auflösungen beschafft werden: WorldView-3 (0,30 m), SkySat (0,80 m), PlanetScope Dove (3 m), RapidEye (5 m) und Sentinel-2 (10 m – 20 m). Die Erfassung erfolgte über semi-automatische Verfahren. Dazu wird ein Algorithmus zur Bildklassifizierung mit manuell erstellten Referenzdaten »trainiert«. Die manuelle Erstellung der Trainingsdaten ist der zeitaufwändigste Arbeitsschritt bei dieser Vorgehensweise.

Der Informationsgehalt der Fernerkundungsdaten ist besonders abhängig von der räumlichen Auflösung der Bilddaten. Aus Tabelle 4 (aus Straub et al. 2021) geht

die Beurteilung der Erkennbarkeit von einzelnen geschädigten oder abgestorbenen Bäumen und Baumgruppen für die im Projekt BeechSAT eingesetzten Fernerkundungsdaten hervor. Ferner wurde bewertet, ob und wie gut eine visuelle oder semi-automatische Auswertung möglich erscheint.

Luftbilddaten bieten die besten Möglichkeiten zur Erkennung von geschädigten und abgestorbenen Bäumen, da in diesen Daten Einzelbaumstrukturen und somit auch die Schadmerkmale »Entlaubung« und »Kronentotholz« gut erkennbar sind. Im Idealfall erfolgt die Erfassung manuell über eine stereoskopische Luftbildinterpretation. Auch bei der automatisierten Auswertung wurden in BeechSAT auf Grundlage der Luftbilddaten die höchsten Genauigkeiten erzielt. Im Vergleich zu Luftbilddaten aus dem Flugzeug haben Satellitenbilddaten üblicherweise eine niedrigere räumliche Auflösung. Vorteile von Satellitenaufnahmen sind allerdings eine größere Flächenabdeckung in kürzerer Zeit und dadurch potenziell homogenere Beleuchtungsverhältnisse in den Bilddaten sowie eine höhere zeitliche Auflösung. Außerdem haben einige Satellitensysteme (z. B. WorldView-3 und Sentinel-2) im Vergleich zu Luftbildkameras eine höhere spektrale Auflösung.

Die Forschungsaktivitäten im Projekt mit Schwerpunkt Boden und Umwelt haben gezeigt, dass in den Untersuchungsgebieten eine große Anzahl an geschädigten Buchen in der Oberschicht zu finden waren. Der Ver-

| Sensor (räumliche Auflösung) | Einzelbaum (visuelle Bildinterpretation/semi-automatische Bildklassifizierung) | Baumgruppen (visuelle Bildinterpretation/semi-automatische Bildklassifizierung) | Bemerkung |
|---------------------------------|---|--|--|
| Luftbild (0,2 m) | ++/++ | ++/++ | Sehr gute Erkennbarkeit von Einzelbäumen, Baumkronenstrukturen sind erkennbar |
| WorldView-3 (0,3 m) | +/+ | ++/+ | Gute Erkennbarkeit von Baumgruppen, Erkennbarkeit von Einzelbäumen, Baumkronenstrukturen teilweise erkennbar |
| SkySat (0,8 m) | +/(+) | ++/+ | Gute Erkennbarkeit von Baumgruppen, teilweise Erkennbarkeit von Einzelbäumen, keine Baumkronenstrukturen erkennbar |
| PlanetScope (3 m) | -/- | +/(-) | Nur Baumgruppen erkennbar |
| RapidEye (5 m) | -/- | +/(-) | Nur Baumgruppen erkennbar |
| Sentinel-2 (10 m) | -/- | +/(-) | Nur große Baumgruppen erkennbar |

++ sehr gut; + gut; - bedingt möglich; – nicht möglich; () Tendenz zur nächstschlechteren Kategorie

Tabelle 4: Beurteilung des Informationsgehalts und von Auswertungsmöglichkeiten (visuelle Bildinterpretation und semi-automatische Klassifizierung) verschiedener in BeechSAT eingesetzter Fernerkundungsdaten zur Erfassung geschädigter und abgestorbener Einzelbäume oder Baumgruppen.

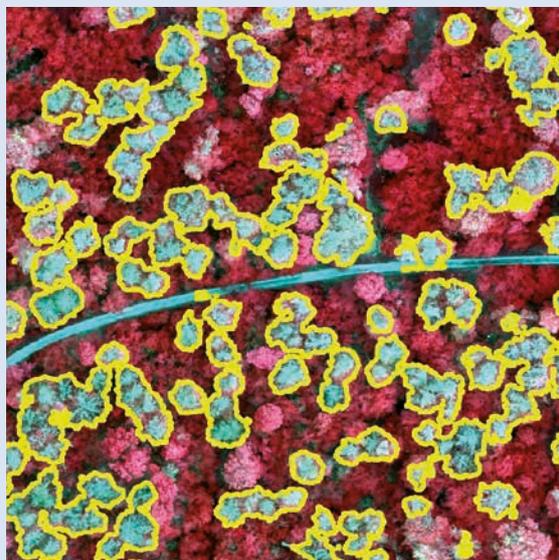


Abbildung 7: Ausschnitt eines True-Orthophotos (räumliche Auflösung 20 cm) aus Luftbildbefliegung mit automatisiert abgegrenzten geschädigten und abgestorbenen Buchen (gelbe Polygone) aus dem Projekt BeechSAT der LWF.

gleich der visuellen Einzelbaumbewertung auf Basis einer UAV-Befliegung dieses Projektteils mit der oben beschriebenen Luftbildauswertung bestätigte, dass die automatisierte Klassifikation der Luftbilddaten eine sehr hohe Genauigkeit bei der Detektion bzw. der Unterscheidung vitaler und geschädigter Vegetation aufweist. Abbildung 7 zeigt einen Ausschnitt eines True-Orthophotos als Color-Infrarot Darstellung aus der Luftbildbefliegung mit automatisiert abgegrenzten geschädigten und abgestorbenen Buchen.

Eindeutige Zusammenhänge der Schäden zu kleinstandörtlichen Wasserhaushaltsinformationen bzw. Basenausstattungsinformationen des Bayerischen Standortinformationssystem (BaSIS) konnten nicht gefunden werden. Weitergehende, differenziertere Untersuchungen werden hierzu angestrebt.

Literatur

Arend, J.-P.; Eisenbarth, E.; Petercord, R. (2006): Buchenkomplexkrankheit in Luxemburg und Rheinland-Pfalz – Schadenssymptome, Ausmaß und Entwicklung der Schäden. The beech complex disease in Luxembourg and Rhineland-Palatinate – damaging symptoms, extent and history of the damage. Hrsg: Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF). Trippstadt (Mitteilungen der FAWF, 59)

Baier, U.; Elsner, G.; Habermann, M.; Hielscher, K.; Hoppe, B.; Huber, S. et al. (2022): Wichtige Forstschädlinge. Erkennen, Überwachen und Bekämpfen. 1. Auflage. Hrsg: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR).

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (2021): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2021, 21 S., URL: <https://www.stmelf.bayern.de/wald/waldschutz/waldzustand/>

Brasier, C.; Jung, T. (2006): Recent developments in Phytophthora diseases of trees and natural ecosystems in Europe.

Bressem, U. (2008): Komplexe Erkrankungen an Buche. Beiträge aus der NW-FVA, Band 3, S.87-7

Brown, A.; Brasier, C.; Denman, S.; Rose, J.; Kirk, S.; Webber, J. (2006): Distribution and etiology of aerial stem infections of *Phytophthora ramorum* and *Phytophthora kernoviae* at three woodland sites in the U.K. In: Frankel, Susan J.; Shea, Patrick J.; and Haverty, Michael I., tech. coords. Proceedings of the sudden oak death second science symposium: the state of our knowledge. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-196. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture: 105-108

Brück-Dyckhoff, C. (2012): Klip I AP 2.2: Zur Beteiligung des Buchenprachtkäfers (*Agrilus viridis*) an Vitalitätsverlusten der Rotbuche nach Trockenstress. Projektbericht. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising

Brück-Dyckhoff, C. (2017): Zur Beteiligung des Buchenprachtkäfers (*Agrilus viridis* L.) an Vitalitätsverlusten älterer Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L.). Dissertation, Technische Universität München, Freising

Corcobado, T.; Cech, T.L.; Brandstetter, M.; Daxer, A.; Hüttler, Ch.; Kudláček, T. et al. (2020): Decline of European Beech in Austria. Involvement of *Phytophthora* spp. and Contributing Biotic and Abiotic Factors. In: Forests 11 (8), S. 895. DOI: 10.3390/f11080895

Global Invasive Species Database (2022): Species profile: *Cryptococcus fagisuga*. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=1695>, Zugriff am 03.03.2022

Jung, T.; Orlikowski, L.; Henricot, B.; Abad-Campos, P.; Aday, A.G.; Aguin Casal, O. et al. (2015): Widespread *Phytophthora* infestations in European nurseries put forest, semi-natural and horticultural ecosystems at high risk of *Phytophthora* diseases. In: Forest Pathology

Klein, E. (1997): Buchenkrebs in Jungwüchsen und Buchen-»T-Krebse«. Connection between *Nectria-cancer* in young Beech Stands (*Fagus sylvatica*) and Beech-T-Cancer. In: Forst und Holz 52, S. 58-61

Altbuchen an der Waldklimastation Ebrach nach Serie von Trockenjahren stark geschädigt

Hans-Peter Dietrich, Michael Muser, Julia Bischof, Julia Schißlbauer, Stephan Raspe

Das »Trockenexperiment« der Natur zeigt: Extreme werden den Wandel bestimmen. Im Hochsommer 2020 traten erstmals in der 25 jährigen Beobachtungszeit starke Schäden in dem circa 180-jährigen Buchenaltbestand an der Waldklimastation (WKS) Ebrach im Steigerwald auf (Abb. 8). Alle herrschenden Altbuchen (N = 119/ha in 2019; 80 % Buche, 20 % Traubeneiche) auf dem Keuper-Sand mit tonigerem Unterboden waren teilweise stark geschädigt. Der Messbetrieb und die wöchentliche Probenahme auf der Messfläche mussten wegen erhöhter Kronenbruchgefahr zeitweise ausgesetzt werden.

Die WKS Ebrach im Steigerwald ist eine von 19 Intensivmessflächen des forstlichen Umweltmonitoring der LWF in Bayern. Sie ist eingebunden in ein nationales und internationales Beobachtungsnetz in Wäldern, in denen kontinuierlich und intensiv die wichtigsten Umwelteinflüsse und ihre Wirkungen auf den Wald gemessen und registriert werden. Seit 1995 steht der Waldbestand in Ebrach unter intensiver Beobachtung. Unsere Messdaten geben Aufschluss unter anderem über Witterung, Wasserhaushalt und Vitalitätsentwicklung. Die zurückliegenden Extremjahre konnten so durch Messungen unmittelbar begleitet werden.

In einer interdisziplinären Fallstudie an zehn Einzelbäumen unterschiedlicher Schädigung im Forschungsbestand haben Experten der LWF im Oktober 2020 gezielt Vitalität und Schädigungsgrad, den Schädlingsbefall und die Jahrringentwicklung mit Stammscheibenanalysen untersucht. Ziel war es, biotische Schadeinflüsse und den Schadverlauf besser aufzuklären. Demnach erlebten die Buchen in den Sommern 2015 und 2018 bis 2020 erstmals in ihrer Lebensspanne extremen Trockenstress in Serie (Abb. 9). In der Folge des Extremjahres 2015 verschlechterte sich der Vitalitätszustand zunächst, um sich bis in das nächste Extremjahr 2018 sowohl bei Zuwachs wie im Kronenzustand sichtbar wieder zu erholen (Resilienz).

Das Extremjahr 2018 mit verfrühtem Blattfall und das Trockenjahr 2019 in der Folge mit seiner früh einsetzenden Trockenphase und Hitze hatten dann wohl erhebliche Auswirkungen auf Reservestoffbildung und Vitalität. Ab 2019 sind an den Buchen der WKS stärkere Vitalitätsverluste erkennbar, die auch von Zuwachsrückgängen begleitet wurden und 2020 zu irreversiblen Kro-

nenschäden bei erhöhter Mortalität führten (Abb. 10). Auch in der einwachsenden Baumschicht aus Naturverjüngung (90 % Buche; N = circa 700 Bäume/ha mit BHD > 5 cm) fallen bis 2021 circa 8 % der Jungpflanzen aus (nicht dargestellt).

Die starken Baumschäden gehen einher mit zeitgleich starkem Insekten- und Pilzbefall. Alle Probestämme der Fallstudie waren von Buchenprachtkäfer (*Agrilus viridis*) und/oder Buchenborkenkäfer (*Taphrorychus bicolor*) in Krone (9) und/oder Stamm (3) befallen. Vier Bäume wiesen starken Befall auf (> 30 % der Kronenäste oder des Stammumfangs). Alle untersuchten Kronen-Dürräste größer 5 cm Basisdurchmesser waren stets von einer der beiden Käferarten befallen. In vitalen Kronenästen waren hingegen nur Einzelbefunde, in vitalitätsgeschwächten Kronenästen selten Käferbefall nachzuweisen. An den Probestämmen war eine große Bandbreite an phyto-



Abbildung 8: Altbuchen mit starker Entlaubung und vielfältigen Kronen- bzw. Stammschäden. Foto: H.P.-Dietrich, LWF

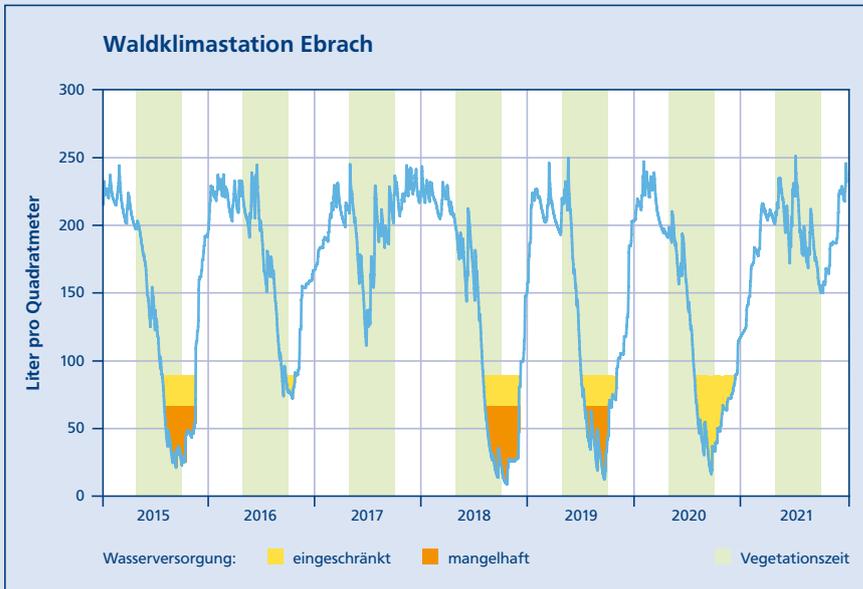


Abbildung 9: Pflanzenverfügbare Bodenwasservorrat an der WKS EBR im Jahresverlauf 2015 bis 2021; hellgrün hinterlegt ist jeweils Dauer der Vegetationszeit. Die Schwellen der Wasserversorgung der Waldbäume sind farblich hervorgehoben (gelb: eingeschränkte Wasserversorgung; orange mangelhafte Wasserversorgung). Quelle: LWF Abt. 2

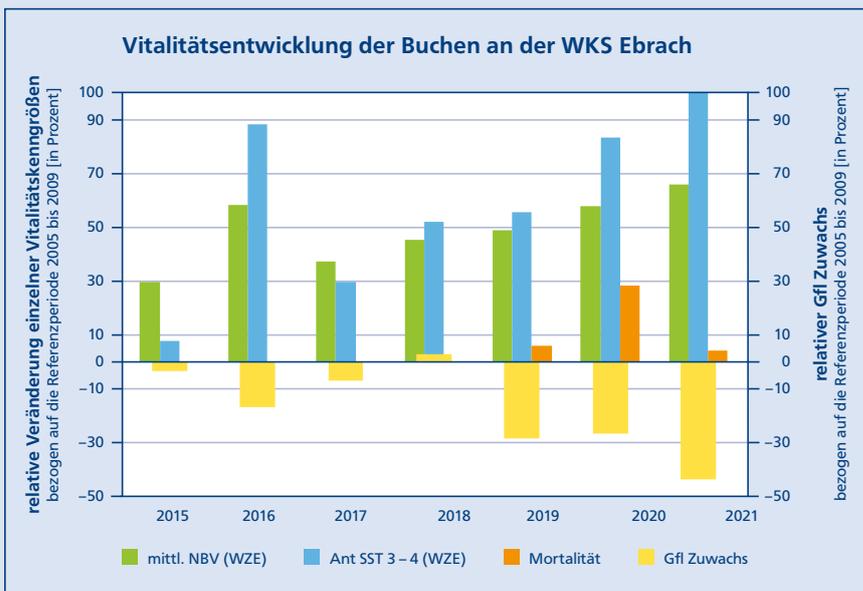


Abbildung 10: Vitalitätsentwicklung der Altbuchen auf der Bestandesmessfläche der WKS Ebrach. Dargestellt sind die relative Zunahme des mittleren Nadel-Blattverlustes (mittl. NBV, grüne Säulen), des Anteils der Bäume mit starker Entlaubung größer 40% (Ant SST 3–4; blaue Säulen) und der Absterberate (Mortalität, orange Säulen), sowie der Rückgang der relativen Grundflächenzuwächse (Gfl Zuwachs; gelbe Säulen) in den Jahren 2015 bis 2021 (in Prozent jeweils bezogen auf die Referenzperiode 2005 bis 2009). Quelle: LWF Abt. 2

parasitären Pilzen im Wurzel-, Stamm- und Kronenbereich nachweisbar. Hallimasch an Stamm und Wurzel und/oder stärkerer Buchenkrebsbefall (*N. ditissima*) an Krone traten verbreitet an neun von zehn Probestämmen auf und in den Kronenbereichen mit starkem Totholz war auch der Befall durch z. B. die Pfennig-Kohlenkruste (*B. nummularia*) ubiquitär vorhanden.

Eine erneute Erholung der Buchen erfolgte angesichts des starken Käfer- und Pilzbefalls auch im Jahr 2021 mit günstigerem Witterungsverlauf nicht. Die beigemischten Alteichen zeigen sich demgegenüber wenig in ihrer Vitalität beeinträchtigt und erweisen sich – entsprechend ihres erwarteten Anbaurisikos – als sehr resilient.

Langer, G.J.; Bußkamp, J. (2021): Fungi Associated With Woody Tissues of European Beech and Their Impact on Tree Health. In: *Frontiers in microbiology* 12, S. 702467. DOI: 10.3389/fmicb.2021.702467

LWF – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2022a): Buchenschadinsekten. Online verfügbar unter <https://www.lwf.bayern.de/waldschutz/forstentomologie/233536/index.php>, zuletzt geprüft am 29.03.2022

LWF – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2022b): Die Bundeswaldinventur 2012 für Bayern. Online verfügbar unter <https://www.bundeswaldinventur.bayern.de/index.php>, zuletzt geprüft am 19.05.2022

Konnert, M.; Schneck, D.; Zollner, A. (2014): Blüten und Fruktifizieren unserer Waldbäume in den letzten 60 Jahren. *LWF Wissen* 74: 37-45

Köstler, J. (1950): Waldbau – Grundriß und Einführung als Leitfaden zu Vorlesungen über Bestandesdiagnose und Waldtherapie. Parey Verlage, 418 S.

Marek, N., 2020: Vergleich der Hauptbaumarten in Bezug auf Zuwachs, Vitalität und Frunktifikation in Nord- und Südbayern. (unveröffentlichte) Bachelorarbeit am Lehrstuhl für Waldbau der Fakultät Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement der Technischen Universität München, 75 S.

Niesar, M.; Hartmann, G.; Kehr, R.; Pehl, L.; Wulf, A. (2007): Symptome und Ursachen der aktuellen Buchenrindenerkrankung in höheren Lagen von Nordrhein-Westfalen. In: *Forstarchiv* 78, S. 107-116

Muck, M. (2008): Projekt V 64 Abschlussdokumentation. Untersuchungen zur aktuellen Entwicklung von Buchen-, Lärchen- und Tannenborkenkäfer (*Taphrorychus bicolor*, *Ips cembrae* und *Pityokteines curvidens*) – Befallsverhalten, Vermehrungspotential und Möglichkeiten der Überwachung und Vorbeugung. Buchen-, Lärchen-, Tannenborkenkäfer. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising

Petercord, R.; Delb, H.; Schröter, H. (2007): Schwere Schäden durch den Buchenprachtkäfer in Baden-Württemberg. Gemeintliche Dürreschäden an Buche entpuppen sich als Käferbefall. In: *AFZ/Der Wald* 62 (13), S. 686-690

Keywords: European Beech (*Fagus sylvatica*), forest protection, crown survey monitoring, foliation monitoring, intensive forest monitoring (Level II), beech borer (*Agrilus viridis*), beech bark beetle (*Taphrorychus bicolor*), beech decline

Summary: This contribution focusses on the most relevant disturbances and pests in European Beech (*Fagus sylvatica*) forests in Bavaria. Abiotic disturbances seem to overrule the relevance of biotic pests on the basis of damaged timber volume. Thus, the chapter also gives insights on the foliation monitoring within the last ten years. *Taphrorychus bicolor* and *Agrilus viridis* and their management relevance are focussed more in detail, as well as the loss of vitality due to heat and a decline of precipitation. The authors propose to discuss the current management practices in face of climate change and its effect on forest pests.



Buche und Buchenwald aus tierökologischer Sicht

Olaf Schmidt

Schlüsselwörter: Buche, Buchenwald, Tierwelt, phytophage Insekten, Xylobionte, Vogelwelt

Zusammenfassung: Die Beurteilung der Biodiversität in unseren Buchenwäldern hat sich in den letzten Jahrzehnten geändert. Sprach man vor ca. 30 Jahren mit Blick auf die spärliche Artenzahl in der Bodenvegetation dieser Wälder noch überwiegend von »artenarmen Buchenwäldern«, hat man vor ca. 20 Jahren zunehmend die verborgene Tierwelt und ihren Artenreichtum im Boden, in und unter der Rinde, im Holz und in den Kronen entdeckt. Wir tragen für unsere heimischen Buchenwaldtypen als wichtige Teile der für Mitteleuropa typischen sommergrünen Laubwälder eine besondere Verantwortung. Der folgende Beitrag versucht die Vielfalt an Tierarten in den Buchenwäldern nach den Orten ihres Vorkommens (z. B. Laub, Rinde, Holz, Boden) vorzustellen und zu charakterisieren. Der Erhalt und die Förderung naturnaher Laubwälder, v. a. der Buchen- und Eichenwälder, und ihrer typischen Lebensgemeinschaften ist eine Forderung, die Naturnahe Forstwirtschaft, klimatoleranter Waldbau und Artenschutz gleichermaßen erheben.

Buchenwälder, wie sie ohne unser Zutun in Bayern vorherrschen würden, beherbergen tausende von Arten. Doch wo findet sich diese Artenvielfalt? Kaum ein Waldbesucher hat diese Fülle an Arten je bewusst gesehen oder erkannt. Sie ist versteckt im Humus und Boden, in und unter der Rinde, im Holz oder hoch oben in den Baumkronen. Sie entzieht sich unseren raschen Blicken. Im Folgenden wollen wir die verschiedenen Orte des Geschehens an der Buche bzw. im Buchenwald besuchen und einige der dort vorkommenden Tierarten exemplarisch vorstellen.

Die wichtigsten und am weitest verbreiteten natürlichen Waldlebensraumtypen Deutschlands wären Buchen- und Buchen-Mischwälder. Diesen Wäldern kommt als Lebensraum für Tierarten in Mitteleuropa aus mehreren Gründen eine besondere Bedeutung zu (Gulder/Müller-Kroehling 2002):

- Sie waren die mit bedeutendste Vegetationsform in unserer Urlandschaft und gehören heute noch, trotz starker anthropogener Überprägung, zu den naturnächsten Bereichen der Kulturlandschaft;
- Sie weisen aufgrund ihrer Vertikalstruktur – vom Waldboden bis in den Kronenbereich der Bäume in 30–40 (50) m Höhe – gerade für kletternde und flugfähige Tierarten ein reichhaltiges Angebot an Verstecken, Nahrung und Aufzuchtmöglichkeiten auf;
- Sie besitzen eine große innere Dynamik, d. h. Wälder verändern sich, sie sind befähigt sich aus sich selbst heraus im Laufe der Zeit immer wieder zu erneuern; die Waldentwicklung durchläuft verschiedene Phasen, v. a. bei der Verjüngung sind aber zwei deutlich verschiedene Prinzipien zu erkennen: 1.) die kleinräumige, mosaikartige Verjüngung durch gestürzte Einzelbäume und -gruppen (sommergrüne Laubwälder); 2.) die flächige Verjüngung nach Sturm, Waldbrand oder Borkenkäfer-Massenvermehrung über Schlagflora und Pioniergehölze.

Die Rolle von Buchenwäldern

Da die Rotbuche auf nicht zu nassen, nicht zu trockenen, nicht übermäßig nährstoffreichen und nicht zu kalten Standorten den anderen Baumarten Mitteleuropas v. a. durch ihre Schattenverträglichkeit auf Dauer überlegen ist, wäre sie bei uns unter natürlichen Verhältnissen die vorherrschende Baumart. Der Jahresrhythmus dieser sommergrünen Laubwälder ist geprägt durch den Laubfall im Herbst und den Wiederaustrieb im Frühjahr. Buchenwälder sind aber durch den Bestandsschatten der Buche dunkler und feuchter als andere Wälder. Lücken im Kronendach werden durch die plastisch reagierende Buche rasch wieder geschlossen. Die Bodenvegetation ist daher artenärmer als z. B. in Eichenwäldern. Diese zeigen sich als lichte und oftmals sonnendurchflutete Wälder ganz anders dar.

Die grobe Borke der Eichen bietet einer großen Anzahl von Insekten und Spinnentieren Verstecke und

damit den Borkenabsuchern wie z. B. Wald- und Gartenbaumläufer und Kleiber, gute Ernährungsmöglichkeiten. Außerdem kann sich unter den lichten Kronen der Alteichen eine zweite, oft sogar eine dritte Schicht mit großem Strukturreichtum etablieren. Darüber hinaus spielen Eichen mit ihrem Höhlenreichtum eine wichtige Rolle für die höhlenbrütenden Vogelarten der Wälder. Im Vergleich hierzu weisen die Buchen- und Buchen-Mischwälder einige Besonderheiten auf (Schmidt 2006):

- Kennzeichnend ist die hohe Schattenverträglichkeit der Buche; Buchenwälder sind daher oft dunkel, kühl und feucht und besitzen ein ausgeglichenes Bestandsinnenklima. Sie sind der Vermehrung wärmeliebender Insekten nicht förderlich.
- Im Buchenwald gibt es sehr viele »Stratenwechsler« unter den Insekten, d. h. viele Insektenarten verpuppen sich im Boden und leben als Imagines in den Baumkronen.
- Buchen besitzen lebenslang eine glatte Rinde und bilden nur ausnahmsweise eine Borke aus. Gerade in mittelalten Buchenwäldern, v. a. in Wirtschaftswäldern, sind typische Stammabsucher grobborkiger Bäume, wie Baumläufer und Kleiber.
- Buchen können enorme Baumdimensionen erreichen und bieten so auch dem größten unserer heimischen Spechte, dem Schwarzspecht, die Möglichkeit des Höhlenbaues. Damit werden auch Höhlen für Nachmieter aus der Tierwelt geschaffen (z. B. Hohltaube, Dohle, Hornissen, Kleiber,

Siebenschläfer usw.).

- Steile, abgebrochene Starkäste faulen bei der Buche zu tiefen Stammlöchern aus, die ideale Brut- und Versteckmöglichkeiten für Tierarten ergeben.
- Rindenschäden durch Blitzschläge oder Sonnenbrand führen zum Aufplatzen und Abstehen großer Rindenpartien. Hier ergeben sich zum Beispiel für die beiden Baumläuferarten sehr geeignete Brutmöglichkeiten.

Artenreicher Buchenwald

Buchenwälder in ihren verschiedenen Ausprägungen beheimaten eine typische Tierwelt. Man geht von ca. 7000 Tierarten in Buchenwäldern aus. Dabei gelten Buchenwälder als besonders reich an Pilz-, Pflanzen- und Tierarten, die vom Totholz profitieren. Sehr eindrucksvoll wurde bei umfassenden faunistischen Untersuchungen in hessischen Naturwaldreservaten gezeigt, welche tierische Artenfülle in Buchenwäldern vorkommen. So konnten in einem Naturwaldreservat im Vogelsberg ca. 4500 Tierarten gefunden werden. Auf nur 0,000002 % der Fläche Deutschlands konnten dort bereits fast 12 % aller in Deutschland vorkommenden terrestrischen Tierarten nachgewiesen werden (Dorow/Flechner 1999). Ein eindrucksvoller Beweis für die Bedeutung unserer Buchenwälder zum Erhalt unserer mitteleuropäischen Biodiversität!

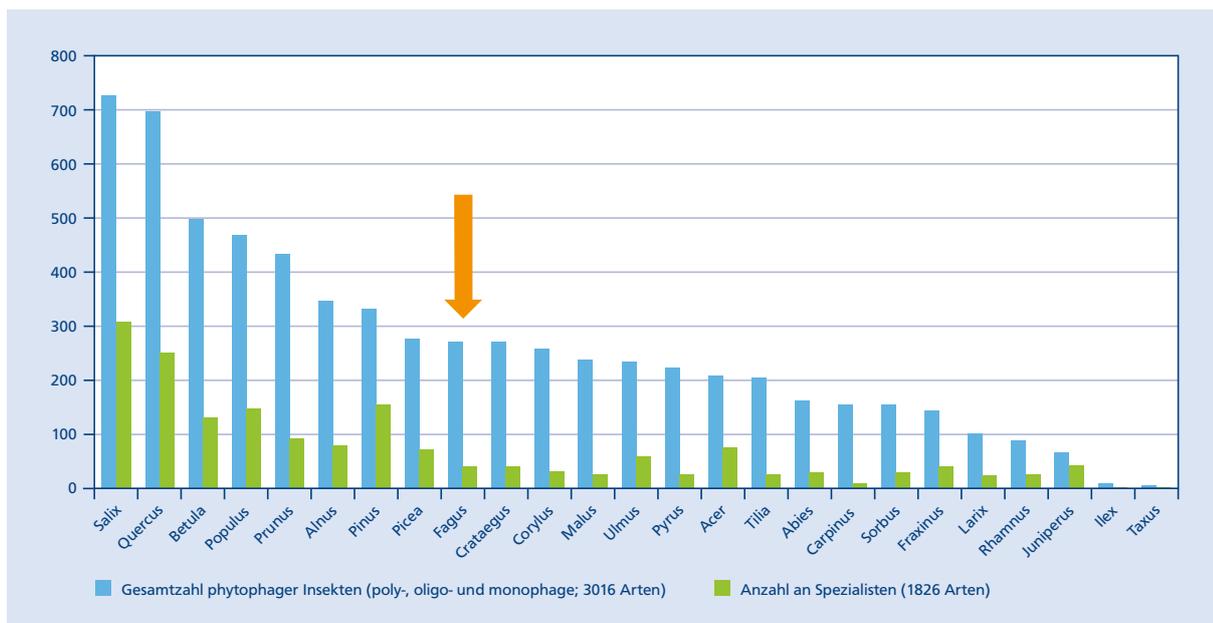


Abbildung 1: Gesamtzahlen phytophager Insekten- und Milbenarten an heimischen Gehölzarten und -gattungen. (nach Brändle/Brandl 2001)

| Baumart | Artenzahl | Baumart | Baumart |
|---|-----------|---|---------|
| Eichen (<i>Quercus</i>) | 205 | Mehl-/Els-/Vogelbeere (<i>Sorbus</i>) | 61 |
| Birken (<i>Betula</i>) | 182 | Ahorne (<i>Acer</i>) | 59 |
| Weiden (<i>Salix</i>) | 179 | Ulmen (<i>Ulmus</i>) | 54 |
| Kirschen, Schlehen, Zwetschke (<i>Prunus</i>) | 163 | Fichte (<i>Picea</i>) | 52 |
| Pappeln (<i>Populus</i>) | 136 | Hainbuche (<i>Carpinus</i>) | 46 |
| Weißdorne (<i>Crataegus</i>) | 103 | Kiefer (<i>Pinus</i>) | 42 |
| Hasel (<i>Corylus</i>) | 81 | Linden (<i>Tilia</i>) | 42 |
| Buche (<i>Fagus</i>) | 72 | Esche (<i>Fraxinus</i>) | 42 |

Tabelle 1: Artenzahlen der in Bayern an Baumgattungen nachgewiesenen Groß-Schmetterlingsarten (Auswahl)

Blätter und Kronenbereich der Buche

In der Gesamtartenzahl aller phytophagen Insekten- und Milbenarten nimmt die Gattung der Weiden (*Salix*) mit 728 Arten den Spitzenplatz ein. Dicht gefolgt von der Gattung *Quercus*, die mit zwei heimischen Eichen-Arten bei uns vertreten ist, auf denen 699 Arten nachgewiesen wurden. Die weiteren artenreichsten Baumgattungen sind *Betula* (499) *Populus* (470) und *Prunus* (436), was die hohe tierökologische Bedeutung gerade unserer Pionierbaumarten Salweide, Sandbirke und Aspe belegt. (Brändle/Brandl 2001).

Die Buche führt mit 275 Arten das zweite Drittel der Baumarten vor Weißdorn (273) und Hasel (259) an. Sie liegt damit in der Artenzahl Phytophager vor den beliebten Edellaubbaumarten Ulmen (237), Ahorne (210) und Linden (207). Wobei die Gattung *Acer*, bei vier heimischen Arten, mit 77 spezialisierten Arten eine deutlich höhere Anzahl aufweist als die Buche (44). Das letzte Drittel der dann schon an phytophagen Arten ärmeren Baumgattungen umfasst Tanne (165), Hainbuche (158), Esche (145) bis hin zum Schlusslicht Eibe mit nur 9 Arten (s. Abb. 1).

Fast 90% der Phytophagen des Buchenwaldes finden sich in der Baumkrone und entziehen sich dadurch meist unserer Beobachtung (Weidemann 1978). Schaut man sich die einzelnen Tiergruppen genauer an, so erkennt man Unterschiede. Bei den Schmetterlingen kommen an der Buche 72 Arten vor, an der Gattung *Quercus* dagegen 205 Arten. Die Weißdorne (103) und die Hasel (81) liegen jetzt in den Artenzahlen vor der Buche, Fichte und Kiefer dagegen deutlich dahinter. (s. Tab. 1)

Ein typischer und auffälliger Buchenwaldschmetterling, hauptsächlich des Waldmeister-Buchenwaldes, ist der Nagelfleck (*Aglia tau*), dessen Männchen (Abb. 2)

meist Ende April/Anfang Mai mit gaukelndem Flug in den Buchenwäldern auf sich aufmerksam machen. Sie suchen die meist regungslos an den Stammfüßen der Buchen sitzenden Weibchen, um sich mit ihnen zu paaren. Nach der Begattung legen die Weibchen in den Kronen ihre Eier ab, aus denen eigenartige Räumchen (Abb. 3) schlüpfen, die rot-weiße Dornfortsätze auf der Haut tragen. Sie ernähren sich von Buchenblättern und verpuppen sich im August in einem lockeren Gespinnst im dürrem Buchenlaub am Waldboden. (Fath/Schwab 2015, Schmidt 1991).



Abbildung 2: Nagelfleck (*Aglia tau*), Männchen. Foto: S. Braun



Abbildung 3: Nagelfleck (*Aglia tau*), Raupe. Foto: S. Braun



Abbildung 4: Buchen-Zahnspinner (*Stauropos fagi*), Raupe.
Foto: S. Braun

Eine weitere typische Schmetterlingsart, die hauptsächlich auf Buchen angewiesen ist, ist der Buchen-Zahnspinner (*Stauropos fagi*) mit seiner auffälligen, skurrilen Raupe (Abb. 4), die bis 55 mm groß werden kann. In den ersten Raupenstadien ähnelt die langbeinige und bewegliche Raupe einer Ameise, im letzten Raupenstadium biegt sie Vorderkörper und Hinterleib bei Gefahr nach oben und ähnelt dann in dieser Haltung einer Fangschrecke. Die Raupe verpuppt sich in



Abbildung 5: Buchen-Rotschwanz (*Calliteara pudibunda*), Falter. Foto: S. Braun



Abbildung 6: Buchen-Rotschwanz (*Calliteara pudibunda*), Raupe, mit dem namensgebenden Haarschopf am Hinterleib.
Foto: S. Braun

einem dichten Kokon im Buchenlaub und überwintert als Puppe. Die Flugzeit der graubraunen Falter fällt dann in die Monate April/Mai.

Hoch oben in den Kronen der Buchen älterer Buchenwälder basenreicher Standorte lebt meist unentdeckt der Schwarzeck-Zahnspinner (*Drymonia obliterata*), dessen Raupen sich ebenfalls von Buchenlaub ernähren. Die Buchenkahneule (*Hylophila prasinana*) frisst als Raupe von Juli bis Oktober ebenfalls bevorzugt an Buchenblättern. Die Raupe verpuppt sich auf einem Buchenblatt und fällt mit diesem dann im Herbst zu Boden, um dort zu überwintern.

Der zu den Trägspinnern gehörende Buchen-Rotschwanz (*Calliteara pudibunda*, Abb. 5) hat seinen Namen von dem roten rasierpinselartigen Haarschopf am Hinterleib seiner Raupe (Abb. 6). Der Falter selbst ist unscheinbar grau gefärbt. Die Vorderbeine zeigen in Ruhehaltung immer nach vorn, daher wird der Falter auch Buchen-Streckfuß genannt. In Buchenwäldern des Spessarts gab es früher immer wieder Massenvermehrungen dieser Schmetterlingsart, aber da die Hauptfraßzeit spät im August liegt, sind die forstlichen Auswirkungen selbst bei massenhaftem Auftreten nur geringfügig.

In Buchenblättern treten auch Minierer auf, so z. B. die Buchenminiermotte (*Phyllonorycter maestingella*, syn. *Lithocolletis faginella*), die an der Blattunterseite zwischen zwei Blattadern eine längliche Platzmine erzeugt. Bei massenhaftem Auftreten können sich bis zu fünf Minen auf einem Buchenblatt befinden. Es kommen jährlich zwei Generationen vor.



Abbildung 7: *Rynchaenus fagi*-Käfer, frisch geschlüpft.
Foto: FVA-BW

Ein weiterer Minierer in Buchenblättern ist der Buchenspringrüßler (*Rynchaenus fagi*, Abb. 7), der zu den häufigsten Insekten in Buchenwäldern zählt. Er ist auch die einzige wirklich monophage Käferart an der Buche. Die Weibchen legen ihre Eier immer an der Mittelrippe des Buchenblattes ab. Von dort minieren die Käferlarven anfangs, um dann die Gangmine am Blattrand zu einer Platzmine zu erweitern (Dreyer 1991). Das führt zu einer teilweisen Braunfärbung der Blätter und kann leicht vom Boden aus mit Spätfrostschäden verwechselt werden. Die Käfer selbst verursachen Lochfraß in den Blättern und Fraß an den Blattstielen. Dieser Käferfraß an den Blattstielen führt zu vorzeitigem Abfall der noch grünen Buchenblätter. In den Anfangsjahren der Waldschadenserhebungen wurde dieser grüne Blattfall der Buche als Symptom der Waldschäden gewertet. Es ist Roloff (1985) zu verdanken, dass die wahren Verhältnisse zwischen Käferfraß an den Blattstielen und dem vorzeitigem Blattfall aufgeklärt wurden. Selbst bei massenhaftem Auftreten des Buchenspringrüßlers sind die forstlichen Auswirkungen vernachlässigbar.



Abbildung 8a: Gallen der Buchengallmücke (*Mikiola fagi*).
Foto: A. Waagmeester

Bei den Gallen-Induzierern und den Blatt-Minierern finden sich an der Buche die meisten wirklichen Buchen-Spezialisten. Aufgrund ihrer endophagen Lebensweise sind diese Arten besonders eng an bestimmte Wirtspflanzen gebunden (Walentowski et al. 2010). Die Buchengallmücke (*Mikiola fagi*) tritt in allen Buchenwäldern monophag an Buchenblättern auf. Ihre eiförmigen, spitzen und harten Gallen auf der Blattoberseite der Buchenblätter sind nicht zu übersehen (Abb. 8a). Die Weibchen legen ihre Eier in die Schuppen der Buchenknospen ab. Ihre Endgröße erreichen die entstehenden Gallen im Mai mit bis zu 12 mm. Erst sind diese Gallen grün, später rotbraun gefärbt. Im April erscheinen die Imagines. Die Larven darin wachsen bis zum Herbst und verschließen dann die Gallen mit einem Gespinst. Im Oktober fallen die Gallen von den Blättern ab und zu Boden. Die Larven überwintern in den Gallen und verpuppen sich hier. Die Buchengallmücke erreicht eine Größe von bis zu 5 mm und ist an ihrem roten Hinterleib gut zu erkennen (Bellmann 2012) (Abb. 8b). Es konnten schon bis zu 24 Gallen pro Buchenblatt gezählt werden. Trotzdem ist der »Schaden« für die Buche unbedeutend. (Schmidt 1991).

Ebenfalls auf Buchenblättern treten die kleineren, kugeligen und behaarten, ca. 3–5 mm großen Gallen der Buchenblattgallmücke (*Hartigiola annulipes*) auf. An den Buchenblättern finden sich manchmal unterseits weiße Wachswolle, die auf die Buchenblatt-Wolllaus (*Phyllaphis fagi*) zurückgehen. Diese Lausart überwintert als Ei an den Buchenknospen. Mit dem Laubausschub schlüpft die Larve. Die Saugtätigkeit kann zu eingerollten, gewellten Blatträndern, zu Schiffchenbildung und zur Braunfärbung führen. Bei älteren Buchen ist diese Saugtätigkeit unbedeutend, Buchenkeimlinge können aber bei starkem Buchenblatt-Wolllaus-Befall absterben.



Abbildung 8b: Aufgeschnittene Galle der Buchengallmücke (*Mikiola fagi*) mit Larve. Foto: F. Vincenz

Leben auf, in und unter der Buchenrinde

Eine Besonderheit der Rotbuche ist, dass sie i. d. R. keine Borke ausbildet und bis ins hohe Alter ihre silbergraue Rinde behält. Auf dieser glatten Rindenoberfläche siedeln sich gerne Algen an, die als Nahrungsbasis für Schneckenarten dienen. Der weit verbreitete Steinpicker (*Helicigona lapicida*), einen Schnirkelschneckenart, kommt sowohl an Kalkfelsen (Name!) als auch in Buchenwäldern vor. Er lebt gern auf der Buchenrinde, um dort den Algenbelag abzuweiden. In den 1980/90er Jahren zeigte diese Schneckenart aber große Bestandseinbrüche bei ihren Buchenwaldpopulationen, was auf das besonders saure Stammabflusswasser an Buchenstämmen zurückgeführt wurde. Durch sein gekieltes Gehäuse, das einen Durchmesser von 15–17 mm erreichen kann, ist diese Schneckenart gut zu erkennen. Ebenfalls den Algenbewuchs auf der Rinde weiden verschiedene Arten der Schließmundschnecken (*Clausiliidae*) ab. Diese Schnecken besitzen ein turmförmiges, meist 12–17 mm hohes Gehäuse, das im Gegensatz zu den meisten anderen heimischen Schneckenarten linksgewunden ist. Alle Schließmundschnecken sind Zwitter.



Abbildung 9: *Athelia epiphylla* Foto: A. Kunca



Abbildung 10: *Ascodichaena rugosa* Foto: Jugrü



Abbildung 11a: *Cryptococcus fagi* Foto: S. Rae/Flickr



Abbildung 11b: Buchenschleimfluss-Krankheit Foto: S.Thierfelder

Einige Pilzarten haben sich auch darauf spezialisiert, die Zellen der auf der Rinde lebenden Grünalgen auszusaugen. So kann man den Weißen Rindenpilz (*Athelia epiphylla*, Abb.9) häufig auf Buchenrinde beobachten. Durch seine auffällige Erscheinung mit handtellergroßen weißen Flecken ist diese für die Buche harmlose Pilzart nicht zu übersehen (Butin 2011). Ein Zusammenspiel von Schnecken und einer Pilzart kennen wir auch von dem Schwarzen Rindenschorf (*Ascodichaena rugosa*, Abb. 10) der Buche. Diese Zusammenhänge wurden erst 1977 restlos aufgeklärt. Die fleckenartigen, schwarzen und rauen Streifen auf der

Buchenrinde waren zwar schon lange bekannt, aber die Verbreitung der Sporen über Schnecken war unbekannt. Auch dass diese Pilzart ein hoch spezialisierter Rindenparasit ist, der allerdings nur die bereits abgestorbenen Zellen der Rindenkorkschicht besiedelt, war lange unbekannt (Butin 2011).

Auf der Buchenrinde lebt auch die Buchenwollschildlaus (*Cryptococcus fagi*, Abb. 11a), die durch ihre Saugtätigkeit in der Rinde zu kleinen Verletzungen führt, in die dann der Pilz *Nectria coccinea* eindringen und das Rindengewebe zum Absterben bringen kann. Es kommt zum Schleimfluss, weswegen diese Erscheinung auch als Buchenschleimfluss-Krankheit (Abb. 11b) bekannt ist.

Im Vergleich zu anderen Baumarten kommen an der Buche nur wenige Borkenkäferarten vor. Es sind nur 10 Arten bekannt. An der Gattung *Picea* (Fichte) treten dagegen 38, an der Gattung *Pinus* (Kiefer) sogar 59 und an der Gattung *Quercus* (Eiche) 16 Borkenkäferarten auf. An der Buche sind es v. a. der ca. 2 mm große Buchenborkenkäfer (*Taphrorychus bicolor*, Abb. 12) und der 1–2 mm messende Kleine Buchenborkenkäfer (*Ernoporicus fagi*), der hauptsächlich stärkere, absterbende Buchenäste besiedelt. Nach dem Trockenjahr 2003 trat der Buchenborkenkäfer häufiger auf. Er legt in der Buchenrinde ein Gangsystem mit meist 5–8 Untergängen an. Häufig findet sich auch an Buchen der aus Ostasien eingeschleppte Schwarze Nutzholzborkenkäfer (*Xylosandrus germanus*) mit seinen typischen Bohrmehlwürstchen. Ebenfalls unter der Rinde der Buchen können sich verschiedenen Prachtkäferarten entwickeln. Sind Buchenwälder durch anhaltende und mehrjährige Trockenheit und Dürre in ihrer Vitalität geschwächt, kann der grünschillernde Buchenprachtkäfer (*Agrilus viridis*, Abb. 13) solche Buchen befallen und als letztes Glied in der Kette zum Absterben brin-



Abbildung 13: Kopulationsversuch bei *Agrilus viridis*.
Foto: Siga / Wikipedia



Abbildung 14: Berliner Prachtkäfer Foto: J. Schiölbauer

gen. Häufiger können aber noch die Prachtkäfer-Arten *Agrilus sulcicollis*, *A. angustulus* und *A. olivicolor* an Buchen auftreten (Vogel et al. 2020). Eine Besonderheit stellt der seltene Berliner Prachtkäfer (*Dicerca berlinensis*, Abb. 14) dar, der hauptsächlich in über 180-jährigen Buchenwäldern vorkommt und sich bevorzugt in anbrüchigen und abgestorbenen Buchen entwickelt. Diese bis 20–24 mm große und seltene Prachtkäferart konnte 2004 und 2021 im Steigerwald bei Ebrach und 2017 im Naturwaldreservat Mittelberg bei Beilngries nachgewiesen werden.



Abbildung 12: Großer Buchenborkenkäfer
Foto: U. Schmidt / Wikipedia

Xylobionte Arten im Buchenholz

Die Prachtkäfer und der Schwarze Nutzholzborkenkäfer leiten zu den xylobionten Insekten an der Buche über. Aus der Käferwelt ist hier der 12–16 mm große Kopfhornschröter (*Sinodendron cylindricum*, Abb. 15), ein Verwandter des Hirschkäfers, zu nennen, der bevorzugt in weißfaulem, noch stehendem Buchen-totholz, aber auch im Totholz anderer Laubbäume



Abbildung 16: Balkenschröter (*Dorcus parallelipedus*)
Foto: artas/stockphoto.com

(Hainbuche, Hasel, Eiche) vorkommt und sich dort entwickelt. Die Männchen tragen ein gut erkennbares Horn am kleinen Kopf. Häufiger als diese Art ist in Wäldern und Parks mit alten Buchen bzw. Laubbäumen der Balkenschröter (*Dorcus parallelipedus*, Abb. 16) zu finden. Der stattliche, 19–32 mm große Käfer besitzt deutlich sichtbare Oberkiefer (Mandibel). Auch er entwickelt sich in alten, weißfaulen Laubhölzern, meist Buche, aber auch Linden, Pappeln, Obstbäumen. Die Entwicklungszeit beträgt zwei bis drei Jahre. Der Buchenbock (*Cerambyx scopolii*), der die Buche im Namen trägt, ist dagegen weniger im eigentlichen Buchenwald zu finden, da er etwas wärmebedürftiger ist und gerne in lichten Laubwäldern und an Waldrändern vorkommt. Die ca. 17–28 mm großen Käfer sitzen von Mai bis Juli häufig auf Blüten, z. B. des Weißdorns. Die Larven entwickeln sich zweijährig in verschiedenen Laubhölzern, z. B. Buche, Birke, Obstbäume, Eiche, Edelkastanie.

Von den ca. 300 xylobionten Arten an der Buche ist keine Art monophag an sie gebunden. Die meisten Käferarten können sich auch im Eichenholz oder Holz anderer Laubbäume entwickeln (z. B. Birke, Pappel, Weide). (Walentowski et al. 2010). Aufgrund ihrer weiten und flächigen Verbreitung kommt der Buche dennoch eine wichtige Rolle beim Erhalt unserer typischen Totholzkäfer-Fauna zu. Bei neueren Untersuchungen im sog. »Astbündelprojekt« nahm die Buche mit der Artenzahl der an ihr gefundenen xylobionten Kä-



Abbildung 15: *Sinodendron cylindricum* Foto: Siga/Wikipedia

fer einen Platz im ersten Viertel der untersuchten 42 europäischen Baumarten ein (Vogel et al. 2020).

Eine Besonderheit der Buchenwälder ist ihr Reichtum an Pilzarten, v. a. auch an holzbesiedelnden und holzersetzenden Arten. Gerade diese Pilzkonsolen der Holzpilze sind wiederum ein Lebensraum für verschiedene Käferarten v. a. der Baumschwammkäfer (*Ciidae*) und der Pilzkäfer (*Erotylidae*). Ein bekanntes Beispiel ist der Zunderschwamm-Schwarzkäfer (*Bolitophagus reticulatus*), der die Fruchtkörper des Zunderschwammes (*Fomes fomentarius*) besiedelt. Bei sog. sauberer Waldwirtschaft und Entnahme aller anbrüchigen Buchen mit Zunderschwamm-Besatz verschwindet diese Käferart aus den so bewirtschafteten Buchenwäldern.

Bucheckern als Nahrungsressource für Tiere

Bei der Buche gab es in den letzten Jahrzehnten etwa in einem Drittel der Jahre Halb- und Vollmasten (Konner et al. 2014). In einem Mastjahr produziert eine Buche etwa 15–20 kg (30 kg) Bucheckern und bei 100–130 gut bekronten und masttragenden Buchen pro ha sind das Bucheckern-Mengen von 1500–2000 kg/ha, in extremen Fällen sogar bis 3000 kg/ha.

Ein enormes Nahrungsangebot für alle samenfressenden Tierarten, z.B. Eichhörnchen, Wald-, Gelbhals- und Rötelmäuse, Siebenschläfer, Haselmaus, Wildschweine, Dachs, Ringeltaube, Eichelhäher, Kleiber, Meisen, Buch- und Bergfinken. Buchen tragen aber nicht jedes Jahr so große Mengen an Bucheckern. Seit Ende der 1980er Jahre zeigen die Ergebnisse der Fruktifikationserhebungen aber die Tendenz zu kürzeren Abständen der Fruktifikation. Von den Vogelarten sind 26 Arten bekannt, die Bucheckern als Nahrung aufnehmen, hier sind v.a. Ringeltaube, Meisen, Kleiber, Kernbeißer, Gimpel, Buch- und Bergfink zu nennen (Turcek 1961). Ein besonderer Liebhaber der Bucheckern ist der aus Nordeuropa in manchen Samenjahren der Buche massenhaft einfliegende Bergfink



Abbildung 17: Bergfink-Männchen im Übergang vom Winter- zum Prachtkleid. Foto: K. Chapman/Wikipedia

(Abb. 17). Über die spektakulären Einflüge und v.a. über die Massenschlafplätze dieser Art wird in den Medien immer wieder berichtet (Schürmann 1985). Die Bucheckern in unseren Buchenwäldern sind im Winter die Hauptnahrung für diese aus den Nadel- und Birkenwäldern Nordeuropas und Asiens stammende Vogelart. Wegen des Verzehrs von Bucheckern wurde diese Vogelart im älteren forstlichen Schrifttum meist als »forstschädlich« eingestuft, da man ein Ausbleiben der Buchen-Naturverjüngung befürchtete. Eine Einschätzung, die in heutiger Zeit als überholt gilt.

Im Winter ist der Kleiber ein gern gesehener Besucher an den Vogel-Futterstellen. Er bevorzugt ältere und totholzreiche Waldentwicklungsphasen. Hier findet er genügend natürliche Höhlungen, wie z. B. ausgefaltete Astlöcher und Spechthöhlen.

Im Herbst und Winter stellt er seine Ernährung auf pflanzliche Kost um. Hier kommt der Buche mit ihren Bucheckern und ihrer weiten Verbreitung eine Schlüsselrolle für die Ernährung des Kleibers zu.

Gute Buchenmasten wirken sich offensichtlich günstig auf die Überlebensrate der Kleiber im Winter aus (Zang 2003, Zang/Kunze 2007).

Insgesamt sind die Zusammenhänge sehr komplex und nicht monokausal. Die beiden Einflussfaktoren Buchenmast und Winterhärte wirken etwa in gleicher Größenordnung auf die Kleiber-Population ein.

Das kann auch Auswirkungen auf andere Vogelarten haben, denn nimmt die Kleiber-Population nach einer Buchenmast zu, geht im Folgejahr die Trauerschnäpper-Population zurück, weil dieser nicht mehr genügend Bruthöhlen findet.

Wald-, Gelbhals- und Rötelmäuse profitieren ebenfalls vom Nahrungsangebot der Bucheckern. Sie verstecken diese Früchte im Boden und aus diesen »vergessenen« Verstecken können dann im nächsten Jahr büschelweise Buchen keimen. So tragen die Mäuse zur Ausbreitung der Buche bei. Allerdings ist die Entfernung, in der die Mäusearten ihre Verstecke anlegen, sehr gering und wesentlich kürzer als z. B. die Entfernung, die ein Eichelhäher mit Eicheln zurücklegt. Diese geringe Ausbreitungstendenz der Buche mag ein Grund für die späte und verzögerte Rückwanderung der Buche nach der Eiszeit nach Mitteleuropa sein.

Die Raupen des Buchenwicklers (*Lapeyresia fagiglandana*) entwickeln sich in Bucheckern. Nach dem Verlassen der Buchecker erkennt man ein kreisrundes Ausbohrloch.

Artenreiche Bodenlebewelt

Ein artenreicher, aber meist auch unbekannter Lebensraum ist der Humus und der Oberboden in Wäldern. Die Waldböden werden von einer ungeheuren Vielfalt von Bodentieren und z.T. mit hohem Individuen-Reichtum besiedelt. Diesen Bodenlebewesen, v.a. Springschwänzen, Hornmilben, Regenwürmern, Asseln, Saftkugler, Schnurfüßer, Schnecken u.a.m. kommt die Rolle zu, den Abbau der organischen Substanz zu beschleunigen. Durch Zerkleinern des organischen Abfalls, der Streu, schaffen diese Organismen Raum für Bakterien und Pilze, die den Waldbäumen und anderen Pflanzen dann die Nährstoffe schneller zur Verfügung stellen können. Dabei werden die Bodenlebewesen aufgrund ihrer Größe in Mikrofauna (0,002–0,2 mm), Mesofauna (0,2–2,0 mm) und Makrofauna (ab 2,0 mm) eingeteilt. Größere Tiere, z.B. Kleinsäuger, Wühlmäuse, Regenwürmer, zählen dann zur Megafauna (ab 20 bzw. 100 mm). Eine Besonderheit im Buchenwald sind die Stratenwechsler, d.h. ein Großteil der bodenlebenden Gliederfüßer nutzt den Boden nur phasenweise. Es kann davon ausgegangen werden, dass rd. 75% aller Waldinsekten ein Stadium im Boden verbringen (Schulz 1998). Die Meso- und Makrofauna der Waldböden in Buchenwäldern wird von Trauer-, Pilz- und Haarmücken dominiert. Ihre Larven zählen zu den wichtigsten Bodentieren, denn sie setzen bis 1/3 des Bestandsabfalls um. In Buchenwäldern auf sauren Standorten sind die Larven von Trauer- und Pilzmücken die wichtigsten Ersterzersetzer des Buchenlaubs (Schulz 1998).

Auch Schnecken gehören zur Meso- und Makrofauna des Bodens in Buchenwäldern. Aufgrund der feuchten, schattigen und kühlen Verhältnisse in den meisten Buchenwäldern treten Schnecken dort sehr artenreich auf. Bei Untersuchungen in rund einem Drittel der bayerischen Naturwaldreservate konnten 177 Molluskenarten nachgewiesen werden. Dabei dominierten die Gehäuseschnecken mit 111 Arten deutlich vor den Nacktschnecken (Strätz 2009). Die höchsten Artenzahlen fanden sich mit 66 Arten im NWR Wasserberg, einem Buchenwald in der Frankenalb, gefolgt vom Auwald im NWR Mooser Schütt mit 61 Arten. Aber auch in den Buchen- und Buchenmischwäldern der Rhön

und des Frankenwaldes konnten Artenzahlen von 55–60 Arten gefunden werden. Wobei eine wichtige Steuerungsgröße auch bei den Landschnecken der Totholzanteil darstellt. In bewirtschafteten Laubwäldern mit nur geringem Totholzanteilen waren die Artenspektren bis zur Hälfte reduziert (Strätz 1999).

Ebenfalls zur Makrofauna zählen im Waldboden von Misch- und Laubwäldern mit einer Größe von meist 9–14 mm die Vertreter der Waldschaben (*Ectobius spec.*), die sich von abgestorbenen und zersetzten Pflanzenteilen ernähren. In Mitteleuropa kommen acht Waldschaben-Arten vor. Am häufigsten ist die Gemeine Waldschabe (*Ectobius lapponicus*), die ca. 9–12 mm Größe erreicht und meist zwischen Mai und September in den Wäldern zu finden ist. In den letzten Jahren machte die aus Südeuropa stammende Bernstein-Waldschabe (*Ectobius vittiventris*) von sich reden. Der Erstnachweis für Deutschland stammt aus dem Jahr 2002, für Bayern aus dem Jahr 2011. Sie kommt gerne in Gärten vor und dringt im Herbst häufig in Häuser ein, wo sie oft mit anderen schädlichen und lästigen Schabenarten verwechselt wird. Von der Bernstein-Waldschabe geht aber für Vorräte und die menschliche Gesundheit keine Gefahr aus. Sie ist harmlos.

Vogelwelt der Buchenwälder

Vögel sind die arten- und individuenreichste Wirbeltiergruppe in unseren Breiten. Sie besiedeln alle vorkommenden Lebensräume in Mitteleuropa. Rund 100 der 260 regelmäßig in Deutschland brütenden Vogelarten sind an Wälder gebunden. 76 Vogelarten davon werden als Waldvögel im engeren Sinne bezeichnet. Wälder sind in Mitteleuropa die Ökosysteme mit den meisten Vogelarten. Wobei sich die Wälder je nach Alter, Struktur, Baumarten, Höhenlage und weiteren Faktoren durchaus unterscheiden. Daher kommen nicht in allen Wäldern immer die gleichen Vogelarten vor. Für den Vogelschutz besonders bedeutsam sind reife, alte Wälder, die in ihrer Zerfalls- und Optimalphase mit Verjüngungskernen eine große Struktur- und Nischenvielfalt auf engstem Raum bieten, die wiederum zu einer Vielfalt an Tier- und Vogelarten führt. Häufig in Buchenwäldern zu finden ist der Schwarzspecht, der bestimmte Durchmesser von Stämmen für die Anlage seiner großen Höhlen benötigt. Er spielt mit der Anlage dieser großen Höhlen eine wichtige Rolle in der Lebensgemeinschaft des Waldes auch für andere höhlenbewohnende Tierarten, z.B. Hohltaube, Rau-

fußkauz, Fledermäuse, Hornissen u. a. m. Auch der Mittelspecht kommt in Buchenwäldern vor, v. a. wenn es genügend Biotopbäume und Totholz dort gibt. Bei Untersuchungen in bayerischen Vogelschutzgebieten stellte sich ein Wert von mindestens sechs Biotopbäumen pro ha als notwendig für den Mittelspecht dar. Auch sollten die Laubwaldbestände in der Größe von 4–20 ha liegen, um vom Mittelspecht besiedelt werden zu können. Förderlich wirkt sich auf den Mittelspecht, der als »Stocherspecht« bekannt ist, ein Anteil von bis zu 30% rauborkiger Laubbaumarten aus (z. B. Eiche). (Kudernatsch et al. 2020). Auch der Grauspecht kommt gerne in Buchenwäldern vor, wobei er auch andere strukturreiche Wälder nicht meidet. Er ist weniger als der Grünspecht auf Ameisen als Hauptnahrung angewiesen und kann auch große geschlossene Wälder besiedeln, sofern genügend Strukturen und Grenzlinien vorhanden sind.

Von den Singvogelarten können Sumpfmeise und Waldlaubsänger als typische Vogelart der Buchenwälder gelten. In Mitteleuropa besiedelt auch der Zwergschnäpper bevorzugt alte, höhlenreiche Buchenwälder in luftfeuchter Lage. Der Eichelhäher kommt ebenso als Begleitart in Buchenwäldern vor, wie die häufigen und dominanten Singvögel Buchfink und Kohlmeise.

Struktur- und Nischenvielfalt führen zur Artenvielfalt

Naturnahe, dem Standort angepasste Laub- und Mischwälder, die außerdem reich strukturiert sind und alt werden dürfen, bieten die besten Voraussetzungen für ein vielfältiges Vogelleben. Je älter und ausgereifter ein Waldbestand ist, umso mehr Struktur- und Nischenvielfalt kann er bieten. Je gestuft und strukturierter ein Wald ist, umso mehr Vogelarten mit unterschiedlichen Ansprüchen können dort gleichzeitig leben. Das größte Angebot an solchen Strukturen findet sich in reifen Wäldern in der Alters- und Zerfallsphase. Es kommt zu einem kleinräumigen Wechsel der Strukturen. Dadurch wird eine Nischenvielfalt auf engstem Raum ermöglicht, die verschiedenen Vogel-Gilden, z. B. Knospenabsucher, Zweigkletterer, Borke- und Rindenabsucher, Stammkletterer, Boden-, Frei- und Höhlenbrüter auf der gleichen Fläche Lebensraum bietet. Daraus folgt die tatsächliche Vielfalt an Vogelarten.

Auffallend ist, dass viele der Waldvogelarten in Deutschland eine stabile oder positive Bestandsentwicklung aufweisen und nur wenige national bedroht

sind. Von den Waldvögeln unter den Singvogelarten hat der Halsbandschnäpper in den letzten Jahrzehnten im Bestand stark abgenommen und wird daher auf der Deutschen Roten Liste geführt. Auch beim Waldlaubsänger sind regional große Bestandseinbrüche zu verzeichnen. Mehr als ein Fünftel des Weltbestands von Sumpfmeise, Sommergoldhähnchen und Misteldrossel brüten bei uns. Laubwälder spielen also aus globaler Vogelschutzsicht eine zentrale Rolle in Deutschland. Bei uns waren am Ende der nacheiszeitlichen Wiederbewaldung Rotbuchen-Wälder der vorherrschende Primärwaldtyp, der ursprünglich weite Teile Deutschlands bedeckte. Die Rotbuche selbst besitzt aber ein eher kleines Verbreitungsgebiet, das sich von Westeuropa über das westliche Mitteleuropa bis auf den Balkan und die Karpaten erstreckt und dessen Zentrum mit einem Viertel des potenziellen Areal in Deutschland liegt. Der besondere Stellenwert deutscher Buchenwälder wurde 2008 anlässlich der UN-Konferenz zur Biodiversität in Bonn hervorgehoben. Neben der Buche spielen Stiel- und Traubeneiche als Primärwald-Baumarten in Deutschland eine wichtige Rolle (z. B. Auwälder, Eichen-Hainbuchenwälder). So ist es zu erklären, dass sich einige und durchaus häufige Vogelarten besonders an Eichen- und Buchenwälder, d. h. Laubwälder, angepasst haben und ein entsprechend begrenztes Verbreitungsgebiet, weltweit gesehen, besitzen, so z. B. Sumpfmeise, Gartenbaumläufer, Sommergoldhähnchen und Rotkehlchen.

Der Schutz und die Wiederherstellung naturnaher Laubwälder, insbesondere Buchen- und Eichenwälder, muss mehr Aufmerksamkeit bekommen. Hier treffen sich die Forderungen eines klimatoleranten Waldumbaus mit denen des Artenschutzes.

Mutter des Waldes

Wälder mit führender Buche gibt es nur in Mitteleuropa und in einigen Teilen West- und Osteuropas. Weltweit gesehen besitzt die Rotbuche ein recht kleines Verbreitungsgebiet, das auch große Teile von Deutschland umfasst. Unter dem Gesichtspunkt, die Lebensgemeinschaften und Arten zu schützen, für die wir hier in Mitteleuropa weltweit die Verantwortung tragen, sollten wir auch erkennen, dass der Erhalt und die Erweiterung der Buchenwälder, und anderer Laubwälder, unser mitteleuropäisches Naturerbe darstellt (Flade 1995). Auch im Klimawandel wird die Buche auf längere Zeit das Rückgrat des klimatoleranten Waldumbaus bleiben (Kölling et al. 2005).

Literatur

- Begehold, H.; Schumacher, H. (2017): Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung und unterschiedlicher Dauer von Nutzungsruhe auf die Brutvogelgemeinschaft von Buchenwäldern in Nordostdeutschland, Vogelwelt 137, S. 227-235
- Bellmann, H. (2012): Geheimnisvolle Pflanzengallen, Quelle & Meyer-Verlag, 312 S.
- Brändle, M.; Brandl, R. (2001): Species richness of insects and mites on trees: expanding southwood, Journal of Animal Ecology 70, S. 491-504
- Brück-Dyckhoff, C.; Petercord, R.; Schopf, R. (2018): Zur Phänologie des Buchenprachtkäfers *Agrilus viridis* L. (Col. Buprestidae) in Süddeutschland, Allg. Forst- u. J.-Ztg. 188 Jg., 9/10, S. 176-185
- Butin, H. (2011): Krankheiten der Wald- und Parkbäume, Ulmer-Verlag, 318 S.
- Detsch, R.; Ammer, U. (1999): Waldökologischer Vergleich von Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern, AFZ/Der Wald 54 Nr. 8, S. 394-396
- Detsch, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt – Ein Vergleich ausgewählter waldökologischer Parameter aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern des Hienheimer Forstes (Kelheim, Niederbayern), Wissenschaft & Technik Verlag W&T, Berlin, 208 S.
- Dreyer, W. (1991): Der Zwerg im Buchenblatt, Kosmos Nr. 5, S. 50-53
- Dorow, W.H.O.; Flechtner, G. (1999): Ergebnisse umfassender Faunenuntersuchungen in montanen Buchenwäldern auf Basalt und Buntsandstein in Hessen, NUA-Seminarbericht 4, S. 176-192
- Dorow, W.H.O.; Blick, T.; Pauls, S.U.; Schneider, A. (2019): Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands, BfN-Skripten 544, 388 S.
- Fath, R.; Schwab, C. (2015): Quirlige Flieger im frischen Buchen-Grün, LWF-aktuell 105, S. 58-59
- Flade, M. (1995): Neue Prioritäten im deutschen Vogelschutz: Kleiber oder Wiedehopf? Der Falke 45, S. 348-355
- Gulder, H.-J.; Müller-Kroehling, S. (2002): Lebensgemeinschaft Buchenwald – Seminarunterlagen der LWF, 39 S.
- Hacker, H. & Müller, J. (2006): Die Schmetterlinge der bayerischen Naturwaldreservate, Arbeitsgemeinschaft bayerischer Entomologen, 272 S.
- Konnert, M.; Schneck, D.; Zollner, A. (2014): Blühen und Fruktifizieren unserer Waldbäume in den letzten 60 Jahren, in: Forstgenetik, Forstgenressourcen und Forstvermehrungsgut, LWF-Wissen 74, S. 37-45
- Kölling, C.; Walentowski, H.; Borchert, H. (2005): Die Buche in Mitteleuropa – Eine Baumart mit grandioser Vergangenheit und sicherer Zukunft, AFZ/Der Wald Nr. 13, S. 696-701
- Kudernatsch, T.; Löffler, H.; Lauterbach, M. (2020): Zentrale Habitatstrukturen, Bestandssituation und Siedlungsdichten des Mittelspechtes *Dendrocoptes medius* in den Vogelschutzgebieten Bayerns, Ornitholog. Anz. 59, S. 46-62
- Lauterbach, M. (2009): Vögel als Indikatoren für Nachhaltigkeit – Viele Vogelarten zeigen uns zentrale Strukturen in Wäldern an, LWF-aktuell 69, S. 36-39
- Maunz, J. (1994): Können Apodemus flavicollis, A. sylvaticus und Clethrionomys glareolus eine Buchenmast zur Reproduktion im Winter nutzen? Verh. d. Ges. f. Ökologie, Bd. 23, S. 125-130
- Metzler, B.; Bublitz, T. (2014): Der Buchenspringrüssler (*Rhynchaenus fagi* L. syn. *Orchestes fagi* L.), Waldschutz-Info 4, FVA Freiburg, 4 S.
- Rheinheimer, J.; Hassler, M. (2013): Die Rüsselkäfer Baden-Württembergs, 2. Aufl., Verlag regionalakultur, 944 S.
- Roloff, A. (1985): Untersuchungen zum vorzeitigen Laubfall und zur Diagnose von Trockenschäden in Buchenbeständen, AFZ 46 Nr. 8, S. 157-160
- Schindler, U. (1966): Zum Massenwechsel des Buchenspringrüsslers *Rhynchaenus fagi*, Zeitschr. f. Angewandte Entomologie 58, Heft2, S. 182-186
- Schmidt, O. (1991): Insekten an Buchen, Forst und Holz 46 Nr. 11, S. 309-311
- Schmidt, O. (1992): Ornithologischer Artenschutz im Forst, Forst und Holz 47 Nr. 6, S. 144-149
- Schmidt, O. (2006): Buchenwälder – Garanten der natürlichen Vielfalt, Schriftenreihe des Bay. Forstvereins Heft 17, S. 93-108
- Schmidt, O. (2020): Artenvielfalt an Eichen – Partner und Gegner, Jahresbericht 2019 des Bay. Forstvereins, S. 36-44
- Schönherr, J.; Krautwurst, K.; Röbber, W. (1983): Schadinsekten in Buchenaltholzbeständen, AFZ 38, S. 1361-1364
- Schürmann, A.M.W. (1985): Millionenheere aus dem Norden – Naturereignis Bergfinkenschwärme, Kosmos Heft 12, S. 14-19
- Schulz, U. (1998): Gliederfüßer des Waldbodens – Lebensformen, Erfassungsmethoden und Abhängigkeit von Bodeneigenschaften, LWF-Wissen Nr. 18 »Humuszustand und Bodenlebewelt ausgewählter bayerischer Waldböden«, S. 46-59
- Sperber, G. (2009): Die Buchenwälder des Steigerwaldes und ihre artenreiche Vogelwelt, Der Falke 56, S. 432-437
- Spohn, M.; Spohn, R. (2016): Bäume und ihre Bewohner, Haupt-Verlag Bern, 302 S.
- Strätz, C. (1999): Landschnecken in Naturwaldreservaten Nordbayerns, AFZ/Der Wald 54, Nr. 8, S. 388-389
- Strätz, C. (2009): Die Molluskenfauna bayerischer Naturwaldreservate, LWF-Wissen Nr. 61, S. 44-51
- Turcek, F. (1961): Ökologische Beziehungen der Vögel und Gehölze, Slowak. Akademie d. Wiss. Bratislava, 330 S.

Vogel, S.; Bussler, H.; Finnberg, S.; Müller, J.; Stengel, E.; Thorn, S. (2020): Diversity and conservation of saproxylic beetles in 42 European tree species: an experimental approach using early successional stages of branches, *Insect Conservation and Diversity*, S. 1-12

Walentowski, H.; Bußler, H.; Bergmeier, E.; Blaschke, M.; Finkeldey, R.; Gossner, M.; Litt, T.; Müller-Kroehling, S.; Philippi, G.; Pop, V.; Reif, A.; Schulze, E.-D.; Strätz, C.; Wirth, V. (2010): Sind die deutschen Waldnaturschutzkonzepte adäquat für die Erhaltung der buchenwaldtypischen Flora und Fauna? Eine kritische Bewertung basierend auf der Herkunft der Waldarten des mitteleuropäischen Tief- und Hügellandes, *Forstarchiv* 81, Heft 5, S. 195-217

Weidemann, G. (1978): Über die Bedeutung der Insekten im Ökosystem Laubwald, *Mitt. Dt. Ges. Angew. Entomologie* 1, S. 196-204

Zahner, V. (1999): Haben Waldvögel Bedeutung für die Forstwirtschaft? *AFZ/Der Wald* 54 Nr. 8, S. 386-387

Zang, H. (2003): wie beeinflussen Fruktifikationen der Rotbuche *Fagus sylvatica* Bestandsdichte und Brutbiologie des Kleibers *Sitta europaea* im Harz? *Vogelwelt* 124, S. 193-200

Zang, H.; Kunze, P. (2007): Wie beeinflussen Buchenmast und Strenge des Winters die Populationsdynamik des Kleibers *Sitta europaea* im Harz außerhalb der Brutzeit? *Vogelwelt* 128, S. 1-10

Keywords: beech, beech forest, fauna, phytophagous insects, xylobionts, bird life.

Summary: The assessment of biodiversity in our beech forests has changed over recent decades. Around 30 years ago, the sparse number of different species in the ground vegetation of beech forests caused people to refer to them predominantly as "species-poor" beech forests, whereas 20 years ago, people increasingly began to discover the hidden fauna and great wealth of species in the soil, in and under the bark, in the wood and in the crowns. We bear a special responsibility for our native beech forest types as important parts of the deciduous broadleaf forests typical of Central Europe. The following article aims to present and characterise the diversity of animal species in the beech forests according to the places where they occur (e.g. in foliage, bark, wood, soil). The preservation and promotion of near-natural deciduous forests, especially beech and oak forests and their typical biological communities, are essential for close-to-nature forestry, climate-tolerant silviculture and species conservation.



Die Pilzwelt der Buche

Markus Blaschke, Angela Siemonsmeier, Alexandra Nannig

Schlüsselwörter: Buche, Pilze, Mykorrhiza, Totholzersetzer, Streuzersetzer, Artenvielfalt

Zusammenfassung: Buchenwälder besitzen in Mitteleuropa eine sehr vielfältige Pilzartengemeinschaft. So kommt keine Buche ohne ihre zahlreichen Mykorrhizapilze aus. Zahlreiche Täublinge, Milchlinge, Leistenpilze, Röhrlinge und Schleierlinge gehören zu den Partnern dieser Baumart. Als Schädlinge an der Buche sind in erster Linie einige Rotpustelpilze aus den Gattungen *Nectria* und *Neonectria* zu nennen. Aber auch der Fleischfarbene Hallimasch (*Armillaria gallica*) tritt als Schwächeparasit der Buche häufig in Erscheinung. Unter den vielfältigen Totholzpilzen der Buche stellt der Zunderschwamm (*Fomes fomentarius*) die Charakterart dar. So hatte dieser Pilz in historischen Zeiten für die Zunderherstellung aber auch die Kleidungsherstellung eine gewisse wirtschaftliche Bedeutung. Unscheinbare Arten wie die vielen Kohlenbeeren über die naturschutzfachlich hoch eingestuftes Ästigen Stachelbärte (*Hericium coralloides*) bis zu den kulinarisch geschätzten Austernseitlingen (*Pleurotus ostreatus*) und Stockschwämmchen (*Kuehneromyces mutabilis*) stehen für die große Zahl der Zersetzer des Buchenholzes.

Es gibt in Mitteleuropa wohl kaum eine andere Baumart, die ohne Einfluss des Menschen die Zusammensetzung der Wälder derart dominieren würde wie die Buche. Diese prägende Eigenschaft der Baumart wirkt sich auch auf sehr viele Pilzarten aus, die im Lebensraum Buchenwald vorkommen. Viele Untersuchungen (Derbsch 1987, Krieglsteiner, L. 1999, Krieglsteiner, GJ. 2000–2010, Blaschke et al. 2004, Krieglsteiner, L. 2004, Dörfelt 2007) zeigen, dass die Buche als Partner bei zahlreichen Mykorrhiza-Pilzen nachgewiesen ist, aber vor allem bietet auch ihr Totholz unzähligen Arten Nahrung und Lebensraum.

Entgegen dem früher landläufigen Begriff des »artenarmen, bodensauren Buchenwaldes« zeigen die Pilze, dass dieser Ausspruch allenfalls auf einzelne Artengruppen wie z. B. die Gefäßpflanzen bezogen werden kann. Dass sich auf den zweiten Blick hinter der Baumart Buche unzählige Arten verstecken, die für Vielfalt

im Wald stehen, eröffnet sich erst bei der Betrachtung der oft verborgenen »Welt der Pilze« oder anderer unscheinbarer Artengruppen. Und dieser Umstand gilt nicht nur für die nährstoffreichen Buchenwälder, auch in den nährstoffarmen Hainsimsen-Buchenwäldern ist eine vielfältige Pilzgesellschaft zu finden. Untersuchungen, unter anderem von Krieglsteiner (2004), der in akribischer Kartierarbeit die Pilzartenvielfalt in der Rhön untersucht hat, belegen dies. So konnten für die Pflanzengesellschaft des Hainsimsen-Buchenwaldes 479 Pilzarten und davon allein 179 Mykorrhiza-Arten bestätigt werden. Auf den Artenreichtum bezogen noch vielfältiger ist in der Rhön allerdings der Waldgersten-Buchenwald mit 921 dort vorkommenden Arten, von denen allein 394 Arten als Holzersetzer anzusprechen sind. 173 Arten sind den Streuzersetzern zuzurechnen und 42 Arten wurden als Pflanzenparasiten klassifiziert.

Der Charakterpilz des natürlichen Buchenwaldes ist der Zunderschwamm (*Fomes fomentarius*, Abb. 1). Diesen Umstand verdient sich der Porling durch seine großen dauerhaften Fruchtkörper, die viele Jahre alt werden können und von Stadien des lebenden, aber vorgeschädigten Baumes bis hin zum stärker zersetzten Totholz zu finden sind. Bis zur Marktreife des Streichholzes im 19. Jahrhundert hatte der Zunderschwamm auch eine größere wirtschaftliche Bedeutung. Aus dem Fleisch des Pilzes, welches sich zwischen der harten Kruste und den Röhrenschichten befindet, wurden kleine Lappen hergestellt, die dazu



Abbildung 1: Zunderschwamm Foto: M. Blaschke

dienten, Funken, z. B. von Feuersteinen, aufzufangen. Der Begriff »Brennt wie Zunder« ist in dem Zusammenhang allerdings nicht ganz richtig, da der Zunder nur glimmt. Der glimmende Zunder wurde lediglich dazu benutzt, leicht brennbares Material zu entzünden.

Aber auch Kleidungsstücke wie Westen und Hüte wurden seinerzeit aus dem Fleisch des Zunderschwamms hergestellt. Inzwischen werden die Fruchtkörper regional in Bayern wieder für kosmetische bzw. medizinische Produkte nachgefragt und in Rumänien werden auch noch Hüte und Handtaschen als kunstvolle Einzelstücke in Handarbeit gefertigt.

Ohne Partner wird keine Buche groß

Wichtige Partnerpilze der Buche, die Mykorrhizapilze, kommen aus den Gattungen der Täublinge, Schleierlinge, Risspilze, Milchlinge, Knollenblätterpilze und Wulstlinge, Röhrlinge sowie der Ritterlinge.

Zu den häufigsten Mykorrhizapilzen der Buche gehört der Ockertäubling (*Russula ochroleuca*) und der ebenfalls gelbhütige und auf den ersten Blick nicht leicht zu unterscheidende Gallentäubling (*Russula fellea*). Während der Ockertäubling mit seinen Wirtsbäumen nicht so wählerisch ist und auch im reinen Fichtenwald regelmäßig zu finden ist, hat der Gallentäubling eine wesentlich höhere Affinität zur Buche als Wirtsbauart. Am besten lassen sich diese beiden Arten an ihren Lamellen unterscheiden. Diese sind beim Ockertäubling weiß, während sie beim Gallentäubling einen cremefarbenen Ton aufweisen. Hinzu kommt noch der Geruch des Gallentäublings, der eine ausgeprägt fruchtige Note aufweist. Für einen besonderen Farbtupfer im Buchenwald sorgt der Frauentäubling (*Russula cyanoxantha*), der mit seinen großen bläulich-violetten, manchmal blau-grünlichen Hüten kaum zu übersehen ist. Im Vergleich zu den sonst sehr leicht brüchigen Lamellen der Sprödblätter, zu denen die Täublinge zählen, hat der Frauentäubling relativ elastische, weiche Lamellen. Diese brechen daher nicht so mandelblattartig wie bei den anderen Täublingen.

Ein weiterer Massenpilz in Buchenwäldern kann der Violette Lacktrichterling (*Laccaria amethystina*, Abb. 2) sein. Der Pilz weist sich an allen Teilen vom Hut über die Lamellen und den Stiel mit seiner violetten Farbe aus, die allerdings bei Trockenheit sehr stark verblassen kann. Von anderen violetten Pilzen unterscheidet er sich insbesondere durch die weit



Abbildung 2: Violetter Lacktrichterling Foto: M. Blaschke

auseinanderstehenden Lamellen. Im Gegensatz zu den meisten anderen Mykorrhizapilzen lässt sich der Violette Lacktrichterling, wie auch weitere Arten der Gattung z. B. der Rötliche Lacktrichterling (*Laccaria laccata*), in Kultur vermehren. In dieser Form wird er dann auch zur künstlichen Mykorrhizierung von Bäumen angeboten. Die Möglichkeit, ihn so vermehren zu können, beruht auf der ökologischen Eigenschaft, dass diese Pilze keine reinen Mykorrhizapilze sind, sondern durchaus auch aus abgestorbenem Material ihre benötigten Kohlenhydrate aufschließen können.

Unter den Röhrlingen in Buchenwäldern zählt der Strubbelkopfröhrling (*Strobilomyces strobilaceus*) zu den besonderen Erscheinungen. Seine grau marmorierten Fruchtkörper erscheinen häufig bereits im Spätsommer und können sich bis zum Spätherbst in den Buchenwäldern entwickeln. Die Hutoberseite ist durch dicke schuppenartige Strukturen gegliedert. Auch die Poren auf der Unterseite des Hutes und der faserige bis flockige Stiel sind durch die grauen Farben gekennzeichnet.

Aus der Fülle der oft nur schwer zu bestimmenden Schleierlinge hebt sich der Rotschuppige Raukopf (*Cortinarius bolaris*) deutlich hervor. Seine rotbraunen Schuppen auf der Hutoberseite, wie auch auf dem Stiel, setzen sich ganz charakteristisch von der gelben zweiten Hutschicht ab. Der für die Schleierlinge kennzeichnende rostbraune Schleier, der bei den jungen Exemplaren vor der Sporenreife anstelle eines Rings den Stiel mit dem Hutrand verbunden hat und so die Lamellen vor Fressfeinden schützt, bleibt beim Rotschuppigen Raukopf oft lange gut erkennbar. Ein weiterer Pilz, der sich durch seine violette Farbe stark vom Buchenlaub abhebt, ist der Dunkelviolette Schleierling (*Cortinarius violaceus*). Er ist wenig wählerisch

und geht nicht nur mit der Buche, sondern auch mit anderen Laubbäumen Symbiosen ein. Neben seiner kräftigen Farbe zeichnet ihn ein Geruch nach Zedernholz aus (Bon 1988).

Ein charakteristischer Vertreter der Ritterlinge im Buchenwald ist der Brandige Ritterling (*Tricholoma ustale*). Sein brauner, meist glänzender Hut ist von einer Gallertschicht überzogen, die sich insbesondere an feuchten Tagen gut zu erkennen gibt. Die Hutoberseite bildet einen deutlichen Kontrast zu den gelblichen, oftmals rotbraun, fleckig verfärbten Lamellen. Charakteristisch für die Ritterlinge sind die Lamellen unmittelbar um den Stiel ausgebuchtet, was Fachleute als den »Burggraben der Ritterlinge« bezeichnen. Ebenfalls zu den Ritterlingen ist der Gelbe Schwefelritterling (*Tricholoma sulphureum*, Abb. 3) zu zählen, dessen intensiver, abstoßender Geruch jedem, der ihn einmal gerochen hat, in Erinnerung bleiben wird.



Abbildung 3: Schwefelritterling Foto: M. Blaschke

Auch zwei Leistenpilze aus der Pfifferlingsverwandtschaft können insbesondere in Buchenwäldern häufiger gefunden werden. Dies ist zum einen der seltene, auch als Samtpfifferling bezeichnete Fries'sche Pfifferling (*Cantharellus friesii*). Die Fruchtkörper unterscheiden sich vom Gemeinen Pfifferling (*Cantharellus cibarius*) durch eher orange Farbtöne und kleinere Fruchtkörper. Dagegen kann der Gemeine Pfifferling im Buchenwald sehr große Fruchtkörper ausbilden, sodass schon wenige Exemplare für eine kleine Mahlzeit ausreichen.

Ebenfalls zu den Leistenpilzen zählt die als Toten- oder Herbststropfete bezeichnete *Craterellus cornucopioides*, die oft erst im Spätherbst ihre unverwechselbaren, außen grauen, oben bzw. innen eher schwärzlichen Fruchtkörper entwickelt. Die bis zu zehn Zentimeter

hohen trichterförmigen Pilze treten dabei oft in großen Mengen und häufig büschelartig zusammenstehend auf.

Vielfalt am Buchen-Totholz

Schier unerschöpflich scheint die Zahl der Pilzarten, die das Holz der Buche wieder in den Kreislauf der Natur zurückführen. Diese reichen von den eher kleinen Schlauchpilzen wie Kohlenbeeren und Rotpustelpilzen über zahlreiche Blätterpilze bis zu den großen Fruchtkörpern zahlreicher Porlinge.

Sehr auffällig ist die Fülle an Kohlenbeerenartigen Pilzen, die in jedem Buchenwald, zu praktisch jeder Jahreszeit zum Beispiel an auf dem Boden liegenden Ästen und Zweigen zu finden sind. Als erstes ist hier die Rötliche Kohlenbeere (*Hypoxylon fragiforme*) zu nennen, die sich mit ihrer rötlichen Färbung und den rundlichen Sammelfruchtkörpern von der grauen Rinde abhebt. Sehr weit verbreitet ist an Ästen ab etwa fünf Zentimetern Durchmesser auch die Zerfließende Kohlenbeere (*Hypoxylon cohaerens*). An Hölzern, die schon ihre Rinde verloren haben und eine Stärke von etwa acht bis 15 cm Durchmesser erreichen, entdeckt man vor allem im Spätwinter und Frühjahr die sehr flachen, rotbraun gefärbten Sammelfruchtkörper der Ziegelroten Kohlenbeere (*Hypoxylon rubiginosum*). An dünnen Ästen und Zweigen sind auch das Bucheneckenscheibchen (*Diatrype disciformis*) mit seinen kleinen rundlichen Sammelfruchtkörpern und das Flächige Bucheneckenscheibchen (*Diatrype decorticata*) zu finden. Dieser Pilz legt seine schwarzen Fruchtkörper gern unter der dünnen Rinde der Buche an, die sich bei Reife der Fruchtkörper dann vom Holzkörper abschält.

Gelegentlich sind auf den dunklen Fruchtkörpern von einigen Kohlenbeerenartigen Pilzen kleinere tiefrote, kugelige Gebilde zu finden. Es handelt sich um Arten aus der Gruppe der Rotpustelpilze (z.B. *Nectria episphaeria*), die parasitisch auf den Kohlenbeeren leben.

In den letzten Jahren hat die dem Flächigen Bucheneckenscheibchen sehr ähnlich erscheinende Münzenförmige Kohlenbeere (*Biscogniauxia nummularia*) von sich Reden gemacht. Der Pilz profitiert sehr stark von den Trockenschäden in den Buchenkronen und kann sich bereits am Totholz in den Kronen entwickeln. Er führt dabei zu einer Weißfäule und, wenn

die Äste auf den Boden fallen, zu einem auffälligen Sprödebruch. Seine Sammelfruchtkörper sind oftmals rundlich und größer als die des Bucheneckenscheibchens und besiedeln in der Regel auch stärkere Äste und sogar Stämme der Buche.

Der am meisten gefürchtete Pilz an Buchen aus der Gruppe der Kohlenbeerenverwandtschaft ist aber sicherlich der Brandkrustenpilz (*Kretzschmaria deusta* Syn. *Ustulina deusta*). Auch wenn dieser Pilz zu jedem Buchenwald gehört und dort an sehr vielen alten Stöcken zu finden ist, kann die Fäule, die er an einem lebenden Baum verursacht, dessen Verkehrssicherheit beeinträchtigen. Neben den schwarzen, blasenförmigen Sammelfruchtkörpern der geschlechtlichen Hauptfruchtform bildet der Pilz insbesondere im Frühjahr auf den alten Fruchtkörpern eine graue, vegetative Nebenfruchtform mit einer weißen Randzone aus. Diese sind oftmals viel besser an den Stämmen der Bäume zu identifizieren als die dauerhaften schwarzen Fruchtkörper.

Ebenfalls eine sehr auffällige Nebenfruchtform bildet die Vierfrüchtige Quaternaria (*Eutypella quaternata*). Ihre als *Libertella faginea* bezeichnete Nebenfruchtform bildet sich blasenartig unter der Rinde von dünnen, frisch abgestorbenen Ästen. Von dort aus werden die massenweise produzierten Sporen nach außen gedrückt. Diese erscheinen dann als kleine, schweinschwanzartig geformte, orange Sporenranken auf der Rinde.

Kleine Pusteln machen Schäden

Aus dem Komplex der Rotpustelpilze sind drei Arten bei der Buche erwähnenswert. Zum einen der Gemeine Rotpustelpilz (*Nectria cinnabarina*), der in jedem Buchenwald einer der ersten Zersetzer von dünnen Ästchen ist. Zu erkennen ist diese Pilzart an den meist in Kombination auftretenden, rosafarbenen Pusteln der Nebenfruchtform und den winzigen, auch nur stecknadelgroßen, roten, kugelförmigen Fruchtkörpern der Hauptfruchtform. Neben der Funktion als wichtiger Zersetzerpilz kann die Art auch lebende, junge Laubbäume insbesondere kurz nach der Pflanzung besiedeln und führt dann durch die Schädigung des Kambiums zum Absterben von Trieben. Wird dabei der Leittrieb befallen, verbuscht die Pflanze.



Abbildung 4: Scharlachroter Pustelpilz Foto: M. Blaschke

Der Scharlachrote Pustelpilz (*Neonectria coccinea* Syn. *Nectria coccinea*, Abb. 4) hat ebenfalls, als einer der ersten Zersetzer von frisch abgestorbenen Buchenstämmen und -zweigen, eine wichtige ökologische Funktion im Recycling-Prozess eines Waldes. Allerdings kann auch er, insbesondere nach Befall von Buchen durch die Buchenwollschilddlaus (*Cryptococcus fagisuga*), in das Kambium der Bäume eindringen und dort zu sogenannten »Mikronekrosen« führen. Diese können sich wiederum zu T-Krebsen im Holz entwickeln und Eintrittspforte für weitere holzzeretzende Pilze sein.

Schließlich führt ein Befall von Buchen mit *Neonectria ditissima* (Syn. *Nectria ditissima*) zum Buchenkrebs. Die Buche versucht den Befall des Pilzes, der meistens über Aststummel in den Kambialbereich eingedrungen ist, durch wucherndes Gewebe einzuschließen, bzw. den Schaden zu überwallen.

Nichts für Kostverächter

Aus kulinarischer Sicht sind zwei Tothholzbesiedler der Buche besonders zu erwähnen. Zum einen der auch gewerblich genutzte Austernseitling (*Pleurotus ostreatus*, Abb. 5), der für den Handel in Kulturen, in der Natur aber auch gern auf Buchenstämmen wächst. Außergewöhnlich an diesem Pilz ist die Vorliebe, die Fruchtkörperbildung auf milde Wintertage zu konzentrieren. Des Weiteren ist da das Stockschwämmchen (*Kuehneromyces mutabilis*, Abb. 6) zu nennen, dessen Fruchtkörper vor allem an den im Wald verbliebenen Stöcken der Holzernte der Vorjahre erscheinen, das aber auch dicken Buchenstämmen keineswegs abgeneigt ist. Der Pilz bildet seine gelblichen Fruchtkörper gern in großen Büscheln, die schon mal einen ganzen



Abbildung 5: Austernseitling Foto: M. Blaschke



Abbildung 7: Schmetterlingstramete Foto: M. Blaschke



Abbildung 6: Stockschwämmchen Foto: M. Blaschke



Abbildung 8: Riesenporling Foto: M. Blaschke

Buchenstock überdecken. Sicheres Kennzeichen, um die Art von ähnlichen Holzbesiedlern zu unterscheiden, sind die kleinen Schüppchen am Stiel unterhalb des Rings.

Als Allerweltsart verschmäht die Schmetterlingstramete (*Trametes versicolor*, Abb. 7) auch die Buche nicht. Die Fruchtkörper mit den weißen Poren auf der Unterseite und ihren bunten Hutoberseiten, die ähnlich wie die Flügel der Tagfalter im Licht schimmern können, sind sehr variantenreich und waren früher zeitweilig als Hutschmuck äußerst beliebt.

Auch der Pilz mit den größten Fruchtkörpern in Mitteleuropa, der Riesenporling (*Meripilus giganteus*, Abb. 8), wird sehr häufig an der Buche beobachtet. Trotz seiner Größe entstehen die fleischigen, cremefarbenen bis hellbraunen Fruchtkörper vergleichsweise schnell innerhalb weniger Wochen im Spätsommer und Herbst. Nach der Sporenproduktion können diese aber auch ebenso schnell wieder verschwinden, indem sie von Insekten wie den Aaskäfern verzehrt oder durch andere Pilze zersetzt werden.

Ein leicht zu erkennender Totholzersetzer ist die Zinnoberrote Tramete (*Pycnoporus cinnabarinus*). Mit ihren leuchtend orange-roten Fruchtkörpern besiedelt sie vor allem in besonnten Bereichen heruntergefallene Äste von Buchen und anderen Laubbäumen. Die Vorliebe für besonntes Totholz teilt sie mit dem Gemeinen Spaltblättling (*Schizophyllum commune*). Er besitzt »Pseudolamellen«, die an den Lamellenschneiden gespalten sind und sich besonders bei Trockenheit gut erkennen lassen. Weiteres Kennzeichen dieser Art sind die miteinander verwachsenen und zähen Einzelfruchtkörper.

Der Buchenschleimrübling (*Oudemansiella mucida*) ist ein reinweißer, filigraner Lamellenpilz mit, wie der Name schon verrät, üppiger Schleimbildung. Er ist äußerst kurzlebig, tritt auf stehenden und liegenden stärkeren Buchenstämmen aber sehr gesellig auf und bildet bei guten Bedingungen immer wieder neue Fruchtkörper. Der Buchenschillerporling (*Inonotus nodulosus*) hingegen ist ein dauerhafter Pilz mit knotenartigen Fruchtkörpern und einer Vorliebe für stehende mittelstarke Buchendürrständer. Seine Poren



Abbildung 9: Orangemilchender Helmling Foto: M. Blaschke



Abbildung 11: Gallertiger Gloeoporling Foto: M. Blaschke



Abbildung 10: Fleischfarbener Hallimasch Foto: M. Blaschke



Abbildung 12: Hochthronender Schüppling Foto: M. Blaschke

schillern, je nach Lichteinfall und Betrachtungsrichtung, vor dem hellbraunen Grund silbrig.

Auch die Nährstoffausstattung des Waldes spielt für manchen anspruchsvolleren Totholzbesiedler der Buche eine Rolle. So findet sich der Orangemilchende Helmling (*Mycena crocata*, Abb. 9) mit seinen kleinen, kaum zwei Zentimeter erreichenden hellbraunen Hüten und rotbraunem Stiel sehr gern auf Ästen und Stämmchen in den besser versorgten Buchenwäldern, während man ihn im nährstoffarmen Hainsimsen-Buchenwald nur selten zu Gesicht bekommt. Durch die orange Flüssigkeit, die der Pilz bei Verletzung insbesondere an den Lamellen abgibt, ist er praktisch unverwechselbar.

Dagegen ist die häufigste Hallimasch-Art an der Buche, der Fleischfarbene Hallimasch (*Armillaria gallica*, Abb. 10), überhaupt nicht wählerisch und kann im Herbst ganze Buchenstämmchen mit seinen büscheligen Fruchtkörpern überziehen. Unter anderem sind Kennzeichen dieser Art die blassen Hutfarben und die gelben Flecken am Ring, Hutrand und am Stiel.

Zu naturnahen Buchenwäldern gehören auch die richtigen Zeiger

Unter den Naturnähezeigern der Pilzwelt (Blaschke et al. 2009) befinden sich auch drei im Gelände gut kenntliche Pilzarten. Die Arten sind dadurch gekennzeichnet, dass sie starkes Totholz besiedeln, wie es insbesondere in naturbelassenen Beständen häufiger zu finden ist. Als erstes ist hier der an einen eingefrorenen Wasserfall erinnernde Ästige Stachelbart (*Hericium coralloides*) zu nennen. Seine Fruchtkörper können die Größe eines Handballs erreichen und in Gruppen ganze Buchen-totholzstämmchen überziehen.

In den letzten Jahren sehr stark in Ausdehnung begriffen ist der Laubholz-Harzporling (*Ischnoderma resinosum*). Seine ledrigen Fruchtkörper sind vor allem an stärkeren Buchenstämmchen zu finden. Ähnlich verhält es sich mit dem Gallertigen Gloeoporling (*Gloeoporus pannocinctus*, Abb. 11), der allerdings praktisch keine Hüte entwickelt und mehr oder weniger flächig an der Unterseite und den Flanken der Buchenstämmchen seine Fruchtkörper ausbildet. In der Wachstumsphase wird

die hellgrüne Porenschicht durch auffällige Guttations-tropfen übersät, die der Pilz in dieser Zeit absondert.

Unter den Blätterpilzen zählt der Schwarzflockige Dachpilz (*Pluteus umbrosus*) zu den Naturnähezeigern im Buchenwald. Er benötigt starkes Totholz in fortgeschrittenem Zersetzungsstadium und zeichnet sich durch die im Alter von Sporen rosa gefärbten Lamellen, dunkel gefärbten Lamellenschneiden und dunkelbraunen Schuppchen auf Hut und Stiel aus.

Buchenwälder sind zu jeder Jahreszeit Orte, die eine vielfältige Pilzwelt zu bieten haben. Nicht immer werden es kulinarisch wertvolle Begebenheiten sein, aber es gibt immer etwas zu entdecken und zu erkunden, was das Herz eines mykologisch interessierten Menschen höherschlagen lässt und das Puzzle der Vielfalt in den Buchenwäldern ergänzt.

Literatur

- Blaschke, M.; Hahn, C.; Helfer, W. (2004): Die Pilzflora der Bayerischen Naturwaldreservate. LWF Wissen, 43, 5-30
- Blaschke, M.; Helfer, W.; Ostrow, H.; Hahn, C.; Loy, H.; Bußler, H.; Krieglsteiner, L. (2009): Naturnähezeiger – Holz bewohnende Pilze als Indikatoren für Strukturqualität im Wald. Natur und Landschaft, 84(12), 560-566
- Bon, M. (1988): Pareys Buch der Pilze, Paul Parey Verlag, Hamburg und Berlin, 360 S.
- Derbsch, H.; Schmitt, J.A. (1987): Atlas der Pilze des Saarlandes, Teil 2: Nachweise, Ökologie, Vorkommen und Beschreibungen, Sonderband 3, Aus Natur und Landschaft im Saarland, Delattinia, Saarbrücken, 818 S.
- Dörfelt, H. (2007): Pilze der Buchenwälder, Natur und Landschaft, 82 (9/10), 407-409 S.
- Krieglsteiner, G.J. (2000): Die Großpilze Baden-Württembergs Band 1, Ulmer Verlag, Stuttgart, 629 S.
- Krieglsteiner, G.J. (2000): Die Großpilze Baden-Württembergs Band 2, Ulmer Verlag, Stuttgart, 620 S.
- Krieglsteiner, G.J. (2001): Die Großpilze Baden-Württembergs Band 3, Ulmer Verlag Stuttgart, 634 S.
- Krieglsteiner, G.J. (2003): Die Großpilze Baden-Württembergs Band 4, Ulmer Verlag Stuttgart, 467 S.
- Krieglsteiner, G.J. (2010): Die Großpilze Baden-Württembergs Band 5, Ulmer Verlag Stuttgart, 671 S.
- Krieglsteiner, L. (1999): Pilze im Naturraum Mainfränkische Platten und ihre Einbindung in die Vegetation, Regensb. Mykol. Schr. 9, 905 S.
- Krieglsteiner, L. (2004): Pilze im Biosphären-Reservat Rhön und ihre Einbindung in die Vegetation, Regensb. Mykol. Schr. 12, 770 S.

Keywords: Beech, fungi, mycorrhiza, dead wood decomposers, litter decomposers, biodiversity

Summary: Beech forests in Central Europe have a very diverse community of fungi. No beech tree can live without its numerous mycorrhizal fungi. Numerous species of the genera *Russula*, *Lactarius*, *Craterellus* and *Cantharellus*, *Boletus* and *Cortinarius* are among the partners of this tree species. Some of the red pustule fungi from the genus *Nectria* and *Neonectria* have to be mentioned as pathogens on beech. The flesh-colored honey fungus (*Armillaria gallica*) often appears as a weakness parasite. The tinder fungus (*Fomes fomentarius*) represents the characteristic species among the diverse fungi colonizing the deadwood of beech. In historical times, this fungus had a certain economic importance tinder production, but also for the manufacture of clothing. From inconspicuous species such as the beech woodward (*Hypoxylon fragiforme*), over the branched goose-beard (*Hericium coralloides*), which is an important species in nature conservation, to the culinarily valuable of oyster mushrooms (*Pleurotus ostreatus*) and the sheathed woodtuft (*Kuehneromyces mutabilis*), these diverse fungi are representative for the large number of beech wood decomposers.

Auswirkungen des Waldumbaus mit Buche auf strukturelle Vielfalt und Biodiversität

Thomas Kudernatsch und Bastian Schauer

Schlüsselwörter: Fichtenreinbestand, Fichten-Buchen-Mischwald, Waldumbau, Heterogenität, Diversität

Zusammenfassung: Im Rahmen des Projekts L59 wurden die Effekte des Waldumbaus von Fichtenreinbeständen zu Fichten-Buchen-Mischbeständen auf Waldstruktur und Biodiversität anhand drei verschiedener Bewirtschaftungssysteme (Fichtenreinbestände, Fichten-Buchen-Mischbestände mit geringem bzw. hohem Buchenanteil) analysiert. Die Untersuchungen wurden im Ebersberger Forst, einem standörtlich homogenen Waldkomplex im Süden Deutschlands, durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass der Umbau von Fichtenreinbeständen in Fichten-Buchen-Mischbestände dazu beiträgt, die strukturelle Vielfalt, Diversität und damit Funktionalität der Wälder zu erhöhen. Die Beimischung der Buche wirkt sich v. a. auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften (Beta-Diversität) aus, weniger auf deren Artenreichtum (Alpha- bzw. Gesamtdiversität). Die bestmögliche Förderung der Gesamtvielfalt auf Landschaftsebene kann durch die Kombination aller drei Bewirtschaftungssysteme erreicht werden. Im alpennahen Ebersberger Forst mit seinen vergleichsweise hohen Niederschlägen kann daher auch der Erhalt einzelner Fichtenreinbestände eine ökologisch sinnvolle Option sein.

Der Umbau der immer noch großflächig vorhandenen, nicht standortgemäßen reinen Nadelwälder in naturnähere, standortgerechte und stabile Mischwälder ist eine der wichtigsten Aufgaben einer modernen, zukunftsorientierten Forstwirtschaft in Deutschland (von Teuffel et al. 2005). Ein wesentliches Ziel des Waldumbaus ist es, die Stabilität und Elastizität der Waldökosysteme gegenüber biotischen und abiotischen Störungen zu erhöhen. Weiterhin wird durch den ökologischen Waldumbau aber auch eine Erhöhung der Biodiversität in den Waldökosystemen erwartet, wobei hierunter nicht nur die Vielfalt der Tier-, Pilz- und Pflanzenwelt, sondern auch die strukturelle Vielgestaltigkeit verstanden wird. Tatsächlich gibt es aber nur wenige Studien, die die Auswirkungen von Waldumbaumaßnahmen auf Biodiversität und strukturelle Vielfalt (insbesondere auf Ebene der Landschaft)

tatsächlich untersucht haben (von Teuffel et al. 2005; Heinrichs et al. 2019).

Um die diesbezügliche Wissenslücke zu verkleinern, wurde das aus Mitteln der Bayerischen Forstverwaltung geförderte Projekt L59 durchgeführt. In diesem Vorhaben wurden die Effekte des Waldumbaus auf Waldstruktur und Biodiversität anhand verschiedener Bewirtschaftungssysteme (Fichtenreinbestandswirtschaft vs. Umbau von Fichtenreinbeständen in Fichten-Buchen-Mischbestände mit geringem bzw. hohem Laubholzanteil) analysiert. Um die Wirkungen der Waldbewirtschaftung auch auf Ebene der Landschaft erfassen zu können, wurden pro Bewirtschaftungssystem jeweils mehrere Flächen untersucht, die alle relevanten Bestandesphasen repräsentieren (von der initialen Verjüngung über die Stangenholz- bis zur Baumholzphase). Auf den Probeflächen, die sich allesamt im standörtlich sehr homogenen Ebersberger Forst befinden, fanden nach standardisierten Methoden Kartierungen der Waldstruktur, des Humus sowie verschiedener, bioindikatorisch aussagekräftiger Artengruppen statt. Durch diese wissenschaftliche Fallstudie kann somit das begrenzte Wissen um die Auswirkungen von Waldumbau auf die verschiedenen Ebenen der Biodiversität mittels eines innovativen Versuchsansatzes erweitert werden.

Fragestellung

Im Rahmen des Projekts wurden insbesondere folgende Hypothesen überprüft:

- Der Umbau von Fichtenreinbeständen führt zu einer größeren Struktur- und Nischenvielfalt der Wälder.
- Der Umbau von Fichtenreinbeständen führt zu einer Erhöhung der Alpha-, Beta- und Gesamtdiversität.
- Der Effekt der Umbaumaßnahmen auf Struktur- und Artenreichtum/-zusammensetzung steigt mit zunehmenden Laubholzanteil der Bestände an.
- Eine Kombination verschiedener Bewirtschaftungssysteme innerhalb einer Landschaft beeinflusst die Biodiversität positiv.

Untersuchungsgebiet

Der Ebersberger Forst liegt etwa 25 Kilometer östlich von München in den Wuchsgebieten 13 »Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft« und 14 »Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge«. Der überwiegende Teil (und auch das Untersuchungsgebiet im engeren Sinne) ist dem Teilwuchsbezirk 13.2/1 Südliche Münchner Schotterebene zuzuordnen. Dieser weist durch die Nähe zum Alpenrand ein niederschlagsreiches Klima auf. Nach PIK (2009) wird für das FFH-Gebiet »Ebersberger und Großhaager Forst« für den Referenzzeitraum 1961 – 1990 eine Jahresmitteltemperatur von 7,3 °C bei 971 mm Jahresniederschlag angegeben.

Durch die hohen Niederschläge sind große Anteile der Standorte tiefergehend entbast, insbesondere im Bereich älterer Schotter und der Decklehme (Jerz 1993). Natürliche Leitgesellschaft ist daher der bodensaure Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*), mit Buche als Haupt- und Tanne als Nebenbaumart. Die Fichte ist in diesem Wuchsraum als eingebürgerte Baumart anzusehen (Walentowski et al. 2001).

Während der Ebersberger Forst von Natur aus also ein Buchen-dominiertes Wald wäre, ist das heutige Erscheinungsbild noch stark durch die seit dem 19. Jahrhundert auf großer Fläche verbreiteten Fichtenforste geprägt. Diese wurden begründet, um die seinerzeit devastierten Wälder wieder in Bestockung zu bringen und den durch die einsetzende Industrialisierung

zunehmenden Holzbedarf zu decken. In den 1890er Jahren wurden durch Nonnenfalter-Kalamitäten und zyklonartige Wirbelstürme ausgedehnte Kalamitätsflächen verursacht. Die großen Kahlfelder konnten damals aufgrund von Spätfrostereignissen, starker Vergrasung und damit einhergehendem Mäuseschäden sowie Wildverbiss wiederum nur mit Fichten erfolgreich bestockt werden, die Laubbäume fielen weitgehend aus (Sponholz 1975). Seit Mitte/Ende des letzten Jahrhunderts wird versucht, durch gezielten Waldumbau im Schutz der Nadelholz-Altbestände wieder einen naturnäheren Laub-/Mischwald aufzubauen, um zukünftigen Sturmschäden und Insektenkalamitäten vorzubeugen. Die im Rahmen des Voranbaus bedeutendste Baumart innerhalb des Ebersberger Forstes ist dabei die Buche.

Versuchsdesign

Im Rahmen des Projekts wurden die Effekte des Waldumbaus auf Biodiversität und Waldstruktur anhand eines Vergleichs der folgenden drei Bewirtschaftungssysteme analysiert:

- Fichtenreinbestandswirtschaft (»Z« – Zero: Buchenanteil = 0 %)
- Umbau von Fichtenreinbeständen in Fichten-Buchen-Mischbestände mit geringem Buchen-Anteil (»L« – Low: Buchenanteil = 5 – 10 %)
- Umbau von Fichtenreinbeständen in Fichten-Buchen-Mischbestände mit hohem Buchen-Anteil (»H« – High: Buchenanteil = 30 – 50 %)

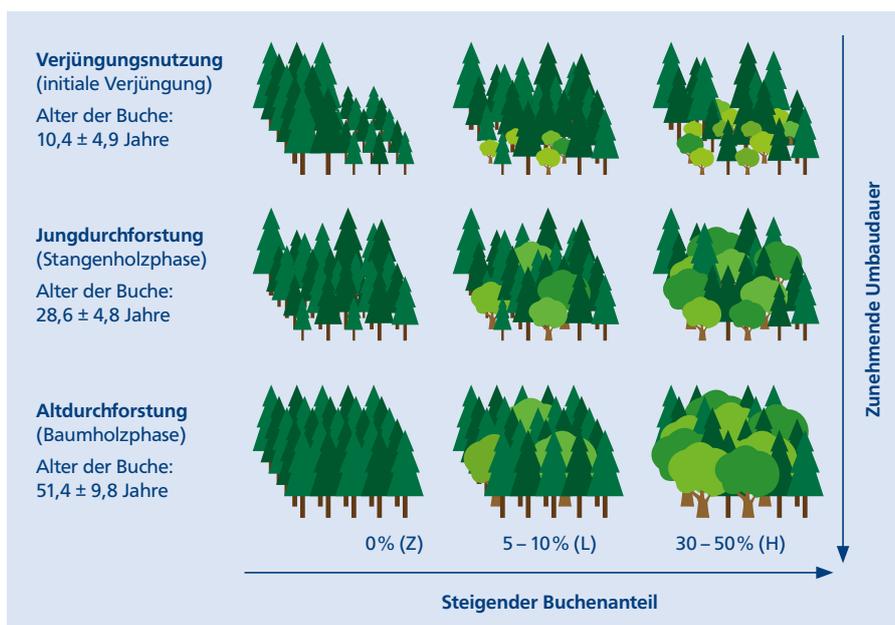


Abbildung 1: Versuchsdesign: Je Bewirtschaftungssystem (links: Fichtenreinbestandswirtschaft, Mitte: Umbaubetrieb mit geringem Buchenanteil, rechts: Umbaubetrieb mit hohem Buchenanteil) und Nutzungsart wurden jeweils sechs Flächen untersucht, woraus ein Gesamtumfang von insgesamt 54 Probeflächen resultierte.

Da der Waldumbau im Ebersberger Forst seit umgerechnet einem halben Jahrhundert aktiv betrieben wird, war es ferner möglich, verschiedene Stadien des Umbaus bzw. der Waldentwicklung gleichzeitig zu betrachten, wodurch insgesamt eine zuverlässigere Aussage zur Wirkung der Waldbewirtschaftung auf Ebene der Landschaft möglich ist (Ammer et al. 2017). Um diesem Aspekt Rechnung zu tragen, wurden daher innerhalb eines jeden Bewirtschaftungssystems folgende Entwicklungsstadien (Nutzungsarten) berücksichtigt:

- Verjüngungsnutzung (»VJ«): initiale Verjüngung
- Jungdurchforstung (»JD«): Stangenholzstadium
- Altdurchforstung (»AD«): Baumholzstadium

Die daraus resultierenden neun Varianten wurden durch jeweils sechs ein Hektar große Probeflächen repräsentiert (Abb. 1). Die Auswahl der insgesamt 54 Flächen basierte auf aktuellen Inventur- bzw. Forsteinrichtungsdaten der Bayerischen Staatsforsten. Selektiert wurde nach Nutzungsart, Buchenanteil im Altbestand bzw. der Vorausverjüngung und Bestandesgröße. Zusätzlich wurde ein Anteil von maximal 5% »Fremdbaumarten« (alle Baumarten außer Fichte und Buche) toleriert.

Charakterisierung der Struktur- und Artenvielfalt

Um zu untersuchen, wie sich Waldumbau auf die strukturelle Vielfalt auswirkt, wurde für jede Probefläche ein Heterogenitätsindex (Storch et al. 2018) errechnet. Die einzelnen Parameter, die in den Index eingeflossen sind, stammen aus der durchgeführten Bestandesinventur (lebender Bestand, Totholz, Verjüngung), Mikrohabitatkartierung sowie Humusansprache (vgl. Tabelle 1). Für jede Probefläche kann somit ein Heterogenitätswert ermittelt werden, der zwischen 0 und 1 liegt (0 = geringstmögliche, 1 = höchstmögliche strukturelle Vielfalt).

Die Ermittlung der Artenvielfalt und -zusammensetzung auf den Flächen erfolgte mittels, auf die jeweilige Artengruppe abgestimmter, Methoden. Um die Waldbodenpflanzen zu erfassen, wurden jeweils zwei pflanzensoziologische Aufnahmen je Probefläche durchgeführt. Zur Kartierung der Pilzfruchtkörper wurde jede Fläche dreimal begangen, um der Saisonalität der verschiedenen Pilzarten gerecht zu werden. Die Vogelarten wurden mittels kombinierter Punkt-Stopp-Revierkartierung dokumentiert. Die Kartierung erfolgte in drei Durchgängen zwischen Ende März und

Anfang Juni. Bei den Arthropoden schließlich kamen Bodenfallen bzw. Kreuzfensterfallen zur Anwendung. Die Fangperiode dauerte von Anfang Mai bis Ende September. Die Artbestimmung erfolgte sowohl klassisch als auch durch Metabarcoding (Fänge aus den Flugfensterfallen).

Im Rahmen der Auswertung wurden verschiedene Ebenen der Diversität unterschieden. So wurde für jedes Bewirtschaftungssystem sowohl die Alpha-, Beta- als auch die Gesamtdiversität ermittelt. Unter Alpha-Diversität wird im Folgenden die lokale Artenvielfalt, also die Diversität der einzelnen Probeflächen verstanden (ausgedrückt über die Anzahl der auf den einzelnen Probeflächen vorkommenden Arten). Die Beta-Diversität hingegen gibt Auskunft darüber, wie sehr sich die einzelnen Probeflächen eines Kollektivs (hier Bewirtschaftungssystem) hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung unterscheiden. Je höher die Beta-Diversität, desto höher ist die Unähnlichkeit der Artenzusammensetzung bzw. der Artenwechsel zwischen den einzelnen Aufnahmeflächen. Die Gesamt-Diversität schließlich gibt an, wie viele Arten – über alle Probeflächen eines Kollektivs hinweg – insgesamt erfasst wurden.

Die auf den einzelnen Probeflächen dokumentierten Artennachweise wurden ferner dazu genutzt, die potenzielle (also auf Landschaftsebene maximal mögliche) Gesamtartenvielfalt der einzelnen Bewirtschaftungssysteme bzw. verschiedener Bewirtschaftungssystem-Kombinationen (ZL, ZH, LH, ZLH) abzuschätzen. Dazu wurden sog. Species Accumulation Curves berechnet.

Strukturvielfalt nimmt waldumbaubedingt zu

Die Flächen mit hohem Buchenanteil (H) zeigten mit durchschnittlich 0,41 einen signifikant höheren Heterogenitätswert als die Z- und L-Flächen (mittlerer Heterogenitätswert 0,29 bzw. 0,32). Zwischen Z- und L-Flächen konnte kein signifikanter Unterschied nachgewiesen werden (Abb. 2). Tatsächlich konnte im Rahmen unserer Studie also gezeigt werden, dass durch die Einbringung von Buche in Fichtenreibeinstände eine Erhöhung der strukturellen Vielfalt zu erreichen ist. Im vorliegenden Fall beruht der Anstieg v.a. auf einer Zunahme der Baumartenvielfalt sowie einer stärker gestuften, arten- und individuenreicheren Verjüngungsschicht. Positiv auf die Heterogenität wirken sich ferner eine höhere Variabilität der Humusaufgabe sowie ein größeres Angebot an Mikrohabitaten aus (Tab. 1).

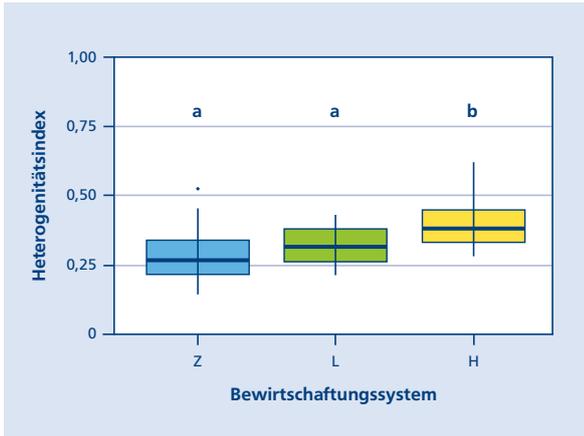


Abbildung 2: Boxplots der für die einzelnen Probeflächen errechneten Heterogenitätsindizes, unterteilt nach Bewirtschaftungssystem. Verschiedene Buchstaben symbolisieren statistische Unterschiede gemäß Tukey-HSD-Test.

| Variable | System | N | Mittelwert | Minimum | Maximum | Standardabweichung | H-/p-Wert | Post-hoc |
|--|--------|----|------------|---------|---------|--------------------|------------------------------------|----------|
| Anzahl Mikrohabitate | Z | 18 | 13,9 | 0,0 | 35,0 | 10,3 | KW-H(2;54) = 8,4056 p = 0,0150 | ab |
| | L | 18 | 12,7 | 1,0 | 43,0 | 9,9 | | a |
| | H | 18 | 18,7 | 9,0 | 30,0 | 5,4 | | b |
| Anzahl Mikrohabitattypen | Z | 18 | 3,3 | 0,0 | 7,0 | 1,9 | KW-H(2;54) = 6,436 p = 0,0400 | a |
| | L | 18 | 3,6 | 1,0 | 6,0 | 1,3 | | ab |
| | H | 18 | 4,2 | 2,0 | 6,0 | 1,0 | | b |
| Anzahl Humustypen | Z | 18 | 1,3 | 1,0 | 2,0 | 0,5 | KW-H(2;54) = 15,0886 p = 0,0005 | a |
| | L | 18 | 1,9 | 1,0 | 3,0 | 0,8 | | ab |
| | H | 18 | 2,2 | 1,0 | 4,0 | 0,7 | | b |
| mittlerer BHD stehendes Totholz [cm] | Z | 18 | 14,1 | 10,0 | 28,0 | 4,3 | KW-H(2;54) = 0,8083 p = 0,6676 | - |
| | L | 18 | 13,2 | 11,2 | 17,4 | 1,5 | | - |
| | H | 18 | 18,3 | 0,0 | 53,0 | 12,2 | | - |
| mittlerer BHD liegendes Totholz [cm] | Z | 18 | 12,0 | 0,0 | 34,4 | 13,1 | KW-H(2;54) = 0,4375 p = 0,8035 | - |
| | L | 18 | 12,5 | 0,0 | 42,5 | 15,2 | | - |
| | H | 18 | 14,4 | 0,0 | 32,0 | 13,6 | | - |
| Anzahl Zersetzungsgrade | Z | 18 | 2,9 | 1,0 | 4,0 | 0,6 | KW-H(2;54) = 7,9109 p = 0,0191 | a |
| | L | 18 | 2,9 | 2,0 | 4,0 | 0,4 | | a |
| | H | 18 | 2,3 | 0,0 | 4,0 | 1,0 | | a |
| mittlerer BHD [cm] | Z | 18 | 22,8 | 13,9 | 34,4 | 6,5 | KW-H(2;54) = 0,6065 p = 0,7384 | - |
| | L | 18 | 23,8 | 15,6 | 32,7 | 5,8 | | - |
| | H | 18 | 23,8 | 13,4 | 47,4 | 10,4 | | - |
| Standardabweichung BHD [cm] | Z | 18 | 8,3 | 5,0 | 11,7 | 2,0 | KW-H(2;54) = 0,2658 p = 0,8756 | - |
| | L | 18 | 8,3 | 6,0 | 11,1 | 1,4 | | - |
| | H | 18 | 9,9 | 5,2 | 21,0 | 4,7 | | - |
| Volumen der Bäume > 40 cm BHD [Vfm/ha] | Z | 18 | 113,8 | 0,0 | 453,8 | 135,9 | KW-H(2;54) = 0,3183 p = 0,8529 | - |
| | L | 18 | 102,6 | 7,7 | 259,1 | 87,7 | | - |
| | H | 18 | 177,0 | 0,0 | 639,4 | 235,0 | | - |
| Anzahl Baumarten | Z | 18 | 2,3 | 1,0 | 4,0 | 1,1 | KW-H(2;54) = 11,9236 p = 0,0026 | a |
| | L | 18 | 3,3 | 1,0 | 6,0 | 1,3 | | ab |
| | H | 18 | 4,7 | 2,0 | 11,0 | 2,5 | | b |
| Standardabweichung Baumhöhe [m] | Z | 18 | 5,8 | 4,7 | 7,2 | 0,8 | KW-H(2;54) = 0,519 p = 0,7714 | - |
| | L | 18 | 5,7 | 3,3 | 6,7 | 0,8 | | - |
| | H | 18 | 6,5 | 3,4 | 11,7 | 2,3 | | - |
| Anzahl Höhenklassen Verjüngung | Z | 18 | 1,6 | 0,0 | 4,0 | 1,5 | KW-H(2;54) = 11,8043 p = 0,0027 | a |
| | L | 18 | 2,6 | 0,0 | 7,0 | 2,4 | | ab |
| | H | 18 | 4,0 | 1,0 | 7,0 | 1,9 | | b |
| Anzahl Baumarten Verjüngung | Z | 18 | 1,7 | 0,0 | 5,0 | 1,7 | KW-H(2;54) = 8,3123 p = 0,0157 | a |
| | L | 18 | 2,3 | 0,0 | 6,0 | 2,1 | | ab |
| | H | 18 | 3,7 | 1,0 | 8,0 | 2,0 | | b |

Tabelle 1: Ausprägung der in den Heterogenitätsindex eingegangenen Strukturparameter in den drei Bewirtschaftungssystemen.

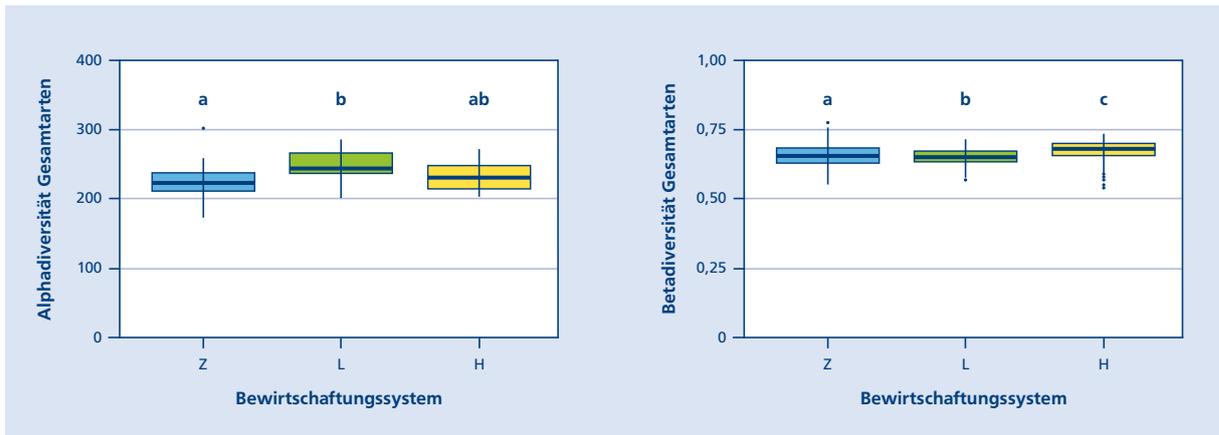


Abbildung 3: links: Boxplots der auf den einzelnen Untersuchungsflächen nachgewiesenen Gesamtartenzahlen, unterteilt nach Bewirtschaftungssystem; rechts: Boxplots der Betadiversität (Jaccard-Index) innerhalb der verschiedenen Bewirtschaftungssysteme. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungssystemen.

Auswirkungen auf die Artenvielfalt

Über alle untersuchten Artengruppen hinweg ist die Alphadiversität auf den Flächen mit geringem Buchenanteil (L) mit durchschnittlich 249 Arten am höchsten, gefolgt von den H-Flächen mit 233 und den Z-Flächen mit 225 Arten. Die Artenzahlen der Fichtenreinbestände und der Flächen mit geringem Buchenanteil unterscheiden sich dabei signifikant, während sich die H-Flächen hinsichtlich der Alphadiversität nicht von den anderen beiden Bewirtschaftungssystemen absetzen. Eine pauschale Erhöhung der lokalen Artenvielfalt mit steigenden Buchenanteilen war also nicht zu beobachten (Abb. 3).

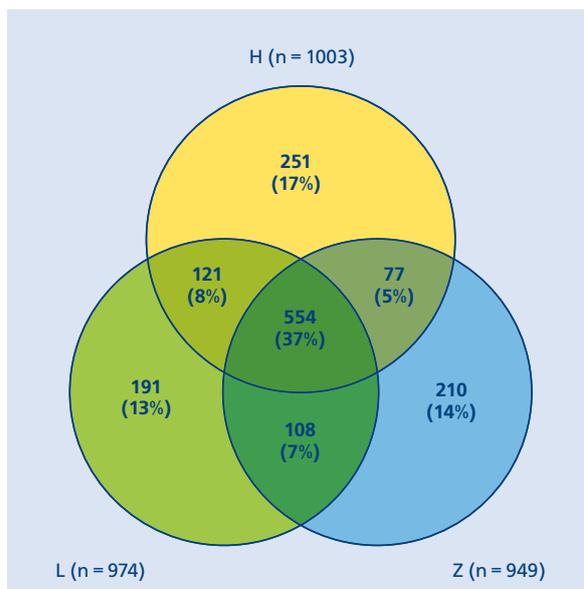


Abbildung 4: Venn Diagramm der Gesamtdiversität der drei Bewirtschaftungssysteme.

Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungssystemen gibt es auch hinsichtlich der Beta-Diversität, die mittels des Jaccard-Index quantifiziert wurde. Diese war in den H-Flächen signifikant höher als in den anderen beiden Systemen. Dies bedeutet, dass der Artenwechsel zwischen den einzelnen Probeflächen innerhalb der H-Variante am größten ist (Abb. 3).

Die Gesamtdiversität schließlich stieg waldumbaubedingt leicht an. Während in den Fichtenreinbeständen (Z) insgesamt 949 Arten nachgewiesen wurden, waren es auf den Umbauflächen 974 (L) bzw. 1.003 Arten (H). Jedes Bewirtschaftungssystem war dabei durch »exklusive«, also ausschließlich dort nachgewiesene Arten gekennzeichnet. Der höchste Anteil exklusiver Arten wurde in den Flächen mit hohem Buchenanteil gefunden (17%), gefolgt von Fichtenreinbeständen (14%) und Beständen mit geringem Buchenanteil (13%; Abb. 4).

Dass sich die einzelnen Artengruppen hinsichtlich ihrer Reaktion zum Teil deutlich unterscheiden, geht aus Tabelle 2 hervor. Diese gibt einen vereinfachten Überblick über die Alpha- und Betadiversität der untersuchten Artengruppen in den drei Bewirtschaftungssystemen. Auffällig ist, dass die Beimischung der Buche in den wenigsten Fällen eine Erhöhung der lokalen Artenvielfalt nach sich zieht. So können für sechs der acht Artengruppen keine waldumbaubedingten Unterschiede der Alphadiversität aufgezeigt werden. Lediglich bei den Pilzen ist der Artenreichtum in den Fichten-Buchen-Mischbeständen nachweislich höher als in den Fichtenreinbeständen. Die lokale Diversität der Käfer zeigte eher einen negativen Trend.

| Taxon | Alphadiversität | | | Betadiversität | | |
|---------------|-----------------|---|---|----------------|---|---|
| | Z | L | H | Z | L | H |
| Gesamtarten | ○ | ● | ◐ | ● | ○ | ● |
| Bodenpflanzen | ○ | ○ | ○ | ● | ○ | ◐ |
| Pilze | ○ | ● | ● | ○ | ○ | ● |
| Vögel | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ● |
| Laufkäfer | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| Arachniden | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ● |
| Käfer | ◐ | ● | ○ | ● | ○ | ● |
| Fliegen | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| Hautflügler | ○ | ○ | ○ | ○ | ● | ● |

Tabelle 2: Alpha- und Betadiversität der untersuchten Artengruppen in den drei Bewirtschaftungssystemen. Je größer die Kreise, desto höher sind die Mittelwerte der gefundenen Alpha- und Betadiversitätswerte. Verschiedene Kreisfarben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Bewirtschaftungssystemen an.

Deutlich anders ist es bei der Betadiversität. Hier weisen die Flächen mit hohem Buchenanteil vielfach die höchsten Diversitätswerte auf. Dies gilt für fünf der acht untersuchten Artengruppen. Alles in allem führte der Waldumbau mit Buche also weniger zu einem Anstieg der Artenzahlen auf den Flächen als vielmehr zu einem erhöhten Artenwechsel zwischen den einzelnen Probeflächen innerhalb eines Bewirtschaftungssystems. Zu einer Zunahme der Betadiversität kommt es aber meist erst, wenn die Buchenbeimischung einen Anteil von 20 bis 30 % übersteigt.

Kombination der Bewirtschaftungssysteme

Durch Extrapolation mittels Species Accumulation Curves ist es möglich, die potenzielle Gesamt-Diversität in einem Untersuchungsgebiet zu ermitteln. Dieses Verfahren wurde hier genutzt, um abzuschätzen, welche Gesamtdiversität innerhalb der einzelnen Bewirtschaftungssysteme (Z, L, H), bei Kombination von zwei Systemen (ZL, ZH, LH) bzw. bei gleichzeitigem Vorhandensein aller drei Systeme (ZLH) zu erwarten wäre. Dabei ist eine deutliche Abstufung zu erkennen: So weisen die Einzelsysteme die niedrigste zu erwartende Artenvielfalt auf, wobei die Unterschiede zwischen den drei Systemen vergleichsweise gering sind. Eine Kombination von zwei Systemen führt hingegen schon zu wesentlich höheren Gesamtdiversitäten auf Landschaftsebene, insbesondere, wenn Z- und H-System miteinander kombiniert werden. Die mit Abstand höchste Diversität kann jedoch bei Kombination aller drei Bewirtschaftungssysteme erreicht werden (Abb. 5).

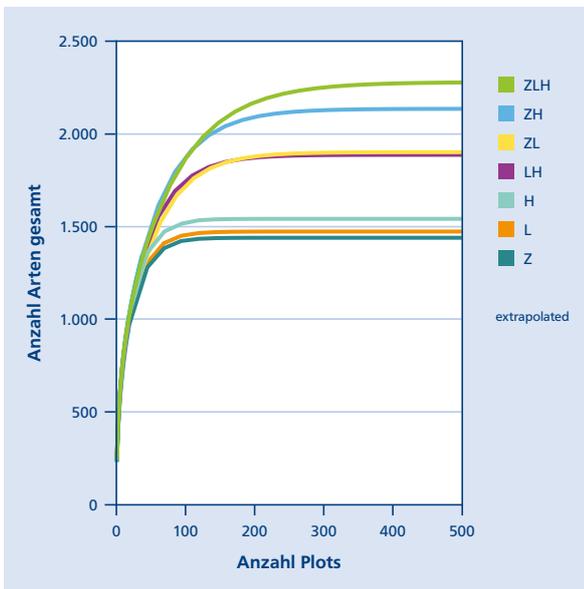


Abbildung 5: Extrapolation der Gesamtartenzahlen mittels Species Accumulation Curves. Betrachtet werden die jeweiligen Einzelsysteme sowie deren Kombinationen.

Diskussion

Durch die Veränderung der Struktur eines homogenen Habitats, wie zum Beispiel bei der Einbringung einer neuen Baumart in einen Reinbestand, ist auch immer mit einer Veränderung der verfügbaren Nischen zu rechnen. In der Regel wird davon ausgegangen, dass gemischte Bestände eine größere Bandbreite und ein höheres Angebot an Nischen und damit Habitaten aufweisen (Böhme 2001). Tatsächlich konnte im Rahmen unserer Studie gezeigt werden, dass mit zunehmenden Buchenanteil auch die Strukturvielfalt anstieg, wobei sich die H-Flächen deutlich von den anderen beiden Systemen unterschieden und die höchste Heteroge-

nität zeigten. Das bedeutet, dass mit der Einbringung von Buche eine Erhöhung der strukturellen Vielfalt zu erreichen ist, was als positiv zu werten ist, da sich die Artenvielfalt im Laufe der Zeit, allein schon wegen der höheren Verfügbarkeit differenzierter Nischen, erhöhen kann (Levine & Hille Ris Lambers 2009). Auch wirkt sich eine erhöhte strukturelle Heterogenität und ein größerer Baumartenreichtum günstig auf die Stabilität von Waldökosystemen aus (z. B. Jactel et al. 2017; Park et al. 2019).

Die strukturellen Veränderungen der Bestände sind dabei direkt bzw. indirekt auf die Bewirtschaftungsmaßnahmen zurückzuführen. So steht die größere Baumartenvielfalt im Altbestand bzw. der Verjüngung in unmittelbarem Zusammenhang mit den Bewirtschaftungsmaßnahmen (→ gezielte Einbringung der Buche). Die Effekte der Buchenbeimischung auf den Humuszustand oder das Mikrohabitatangebot sind dagegen eher indirekter Natur. So ist ein wesentlicher Effekt der Buchenbeimischung, dass es durch die – verglichen mit der Nadelstreu der Fichte – rascher zersetzbare Laubstreu der Buche zu einer sukzessiven Änderung des Humuszustandes kommt (z. B. Kudernatsch et al. 2021). Zu einem Wandel der Humusform kommt es dabei insbesondere in den laubholzdominierten Bestandesbereichen, weshalb Fichten-Buchen-Mischbestände eine höhere räumliche Variabilität der Humusaufgabe aufweisen.

Einen wichtigen Teil der strukturellen Vielfalt im Wald stellen Habitatbäume dar. Darunter werden lebende oder auch abgestorbene Bäume verstanden, die besondere Kleinlebensräume, sogenannte Mikrohabitate, aufweisen, wie z. B. Baumhöhlen, Stammverletzungen oder Pilzkonsolen. Unser Projekt konnte zeigen, dass die Beimischung von Buche in Fichtenreinbestände das Vorkommen derartiger Strukturen begünstigt, wobei insbesondere das Angebot an Kleinhöhlen erhöht wurde (Kudernatsch & Schauer 2022). Dies ist in Einklang mit anderen Untersuchungen, die zeigen konnten, dass Laubbäume durchschnittlich mehr Mikrohabitate ausbilden als Nadelbäume (Vuidot et al. 2011). Dabei sind insbesondere Höhlen häufiger an Laub- als an Nadelbäumen anzutreffen (Larrieu et al. 2012).

Alpha-Diversität

Häufig wird postuliert, dass eine Erhöhung der Artenvielfalt in der Baumschicht einen »diversitätsfördernden Effekt« hat (z. B. Ellenberg & Leuschner 2010; Gamfeldt et al. 2013). Tatsächlich wurde im Rahmen unserer Untersuchungen allerdings kein klarer po-

sitiver Zusammenhang zwischen der Erhöhung der Baumartenvielfalt durch Waldumbau und der lokalen Artenvielfalt gefunden. So war über alle Artengruppen hinweg die Alpha-Diversität der H-Flächen nicht höher als die der Fichtenreinbestände. Gleiches gilt für die meisten der untersuchten Artengruppen.

Dass es bezüglich der Alpha-Diversität keinen einheitlichen, artengruppenübergreifenden Trend gibt, hängt u. a. damit zusammen, dass sich die betrachteten Artengruppen hinsichtlich ihrer Reaktion zum Teil unterscheiden. So wird die Pilzartenvielfalt im vorliegenden Fall beispielsweise durch den Waldumbau mit Buche begünstigt, während die lokale Diversität der Käfer eher einen negativen Trend zeigt. Dies bestätigt die Ergebnisse bisheriger Studien, die ebenfalls Unterschiede in der Reaktion zwischen verschiedenen Artengruppen aufzeigen konnten, wobei reine Nadelholzforste bzgl. einzelner Artengruppen mitunter durchaus artenreicher waren als Umbaubestände (z. B. Engel & Ammer 2001; Engelhard & Reif 2004; Budde et al. 2011). Als weitere Gründe für die begrenzte Reaktion der lokalen Artenvielfalt können das vergleichsweise niedrige Alter der Umbaubestände (das Maximalalter der Buchen in den Waldumbausystemen beträgt durchschnittlich 51 Jahre) sowie die Historie des Ebersberger Forstes genannt werden. Durch die intensive Nadelholzwirtschaft während der letzten zwei Jahrhunderte dürfte die Habitattradition vieler auf Laubholz bzw. Buche spezialisierter Arten unterbrochen worden sein, sodass eine Wiederbesiedlung aufgrund fehlender Spenderflächen unter Umständen lange Zeiträume benötigt. Dies gilt insbesondere für Arten bzw. Artengruppen, die durch eine eingeschränkte Mobilität gekennzeichnet sind, hingegen weniger für Arten, die kaum verbreitungslimitiert sind (wie z. B. die Pilze, deren zahlreiche Sporen weit fliegen können; Krah & Bässler 2021).

Beta-Diversität

Wesentlich deutlichere Unterschiede zwischen den drei Systemen zeigen sich, wenn man die Beta-Diversität betrachtet. Dieser Befund dürfte mit der Tatsache zusammenhängen, dass sich die Flächen der H-Variante bezüglich ihrer Strukturen und damit letztlich auch ihres Nischenangebots am deutlichsten voneinander unterscheiden, während sich die Fichtenreinbestände sowie die Flächen mit geringen Buchenanteilen untereinander tendenziell ähnlicher sind. So gab es z. B. hinsichtlich der Mischungsform klare Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen der H-Variante. Während die Buchen auf manchen Flächen eher trupp- bis gruppenweise beigemischt waren, war für andere Flä-

chen eine eher horst- bis flächenweise Beimischung charakteristisch. Merkbare Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen der H-Variante gab es auch hinsichtlich des Kronenschlusses oder der vertikalen Differenzierung der Bestände. Insofern zeichnen sich die Flächen mit hohem Buchenanteil durch eine – verglichen mit dem Z- bzw. L-System – hohe Variabilität der Strukturen aus, wodurch auf den einzelnen Flächen verschiedenartige Nischen bzw. Nischenkombinationen entstehen, die von entsprechend unterschiedlichen Arten als Habitat genutzt werden können. Ein hoher »Arten-Turnover« zwischen den einzelnen Flächen und somit eine höhere Beta-Diversität sind die Folge.

Heterogene Artgemeinschaften sind aufgrund ihrer großen Bandbreite an ökologischen Funktionen ein wichtiger Teil der Funktionalität und Stabilität von Ökosystemen (Tilman 1996). Systeme mit artenreichen und heterogenen Artgemeinschaften weisen eine höhere Produktivität, verbesserte Nährstoffkreisläufe und eine höhere Resistenz gegenüber invasiven Arten oder Störungen auf (Cardinale et al. 2002; Hughes et al. 2004). Ein Grund hierfür ist, dass heterogenere Gemeinschaften den Wegfall bestimmter Arten nach großflächigen Störungen oder Änderungen der Umwelt besser kompensieren können (Allison 2004; Doak et al. 1998).

Gesamtartenvielfalt

Betrachtet man die im Rahmen unserer Studie ermittelten bzw. modellierten Gesamtartenzahlen, können kaum Unterschiede zwischen den drei Systemen aufgezeigt werden. Das Ersetzen aller Fichtenreinbestände durch ähnlich strukturierte Fichten-Buchen-Mischbestände würde entsprechend zu keinem deutlichen Anstieg der Gesamtartenvielfalt auf Landschaftsebene führen. Eine Zunahme der Gesamtdiversität auf Ebene der Landschaft kann hingegen erreicht werden, wenn zwei hinsichtlich ihrer Artgemeinschaften möglichst verschiedene (Z, H) bzw. alle drei Bewirtschaftungssysteme miteinander kombiniert werden. Durch die Kombination der verschiedenen Bewirtschaftungssysteme wird die Anzahl potenzieller Habitate und Nischen innerhalb der Landschaft erhöht. Dadurch können die Ansprüche verschiedenster Arten, von »Fichtenspezialisten« über »Generalisten« bis hin zu »Laubholz- bzw. Buchenwaldarten«, abgedeckt werden, was einen Anstieg der Gesamtdiversität zur Folge hat.

Die für den Ebersberger Forst durchgeführten Berechnungen bestätigen die bereits in anderen Studien getätigte Beobachtung, dass eine höhere Diversität der Betriebsformen in der Landschaft die Diversität positiv beeinflusst (Ammer et al. 2017; Schall et al. 2018). Hein-

richs et al. (2020) konnten ferner zeigen, dass sich eine Mischung von Reinbeständen der beiden Baumarten Fichte und Buche gegenüber Baumartenmischungen innerhalb eines Bestandes positiv auf die Diversität auf Landschaftsebene auswirkt. Dies zeigt, dass rein unter Diversitätsgesichtspunkten somit auch der Erhalt eines gewissen Anteils an Reinbeständen durchaus sinnvoll sein kann.

Fazit und Handlungsempfehlungen

Zusammenfassend konnte gezeigt werden, dass der Umbau von Fichtenreinbeständen dazu beiträgt, die strukturelle Vielfalt, Diversität und damit Funktionalität der Wälder zu erhöhen. Da die positiven Effekte v. a. bei der Beta-Diversität sowie der strukturellen Vielfalt vielfach erst bei höheren Buchenanteilen auftraten, kann bei isolierter Betrachtung der drei Varianten das Bewirtschaftungssystem mit hohen Buchenanteilen als das ökologisch vorteilhafteste angesehen werden. Bezieht man allerdings die Ebene der Landschaft in die Bewertung mit ein, zeigt sich, dass insbesondere eine Kombination aller drei Systeme (bzw. der zwei Systeme, die sich am deutlichsten voneinander unterscheiden → Z, L) unter Diversitätsgesichtspunkten am besten abschneidet. Insofern erscheint es in von Fichten dominierten Landschaften ratsam, zusätzlich zu einem Umbausystem mit höheren Buchen-/Laubholzanteilen möglichst auch noch andere Bewirtschaftungsvarianten zu realisieren. Im Ebersberger Forst mit seiner Nähe zum Alpenrand und seinen vergleichsweise hohen Niederschlägen kann dabei auch der Erhalt einzelner Fichtenreinbestände eine ökologisch sinnvolle Option sein. Dadurch kann auch den an Nadelholz gebundenen Arten – zumindest mittelfristig – noch ein Auskommen ermöglicht werden.

Um eine große räumliche Heterogenität und damit Nischenvielfalt zu gewährleisten, sollte bei der Beimischung der Buche auf möglichst unterschiedliche Mischungsformen und -anteile geachtet werden, da dies einen hohen Artenwechsel zwischen den einzelnen Umbau-Beständen erwarten lässt. Auch der Faktor Licht spielt hinsichtlich der Ausbildung unterschiedlicher Artgemeinschaften eine große Rolle. Insofern sollte im Zuge des Waldumbaus gezielt darauf hingearbeitet werden, unterschiedliche Belichtungssituationen in den Beständen zu generieren, um sowohl Licht- als auch eher Schattenliebenden Arten ein Vorkommen zu ermöglichen. Auch gilt es das in den Umbaubeständen vorhandene große Potenzial an Mikrohabitaten zu fördern und für die Zukunft zu erhalten, wobei insbesondere auch den Pionier- und Weichlaubhölzern gezielt Beachtung geschenkt werden sollte.

Schließlich und letztendlich sollte die Totholzmenge und Vielfalt in den Beständen erhöht werden, indem Totholz möglichst verschiedener Baumarten belassen bzw. aktiv angereichert wird. Aufgrund der erhöhten Baumartenvielfalt bieten die Waldumbaubestände hierzu gute Voraussetzungen. Die Totholzanreicherung sollte dabei gleichermaßen in sonnigen wie in schattigen Bestandesbereichen erfolgen (vgl. Krah & Bässler 2021).

Literatur

Allison, G. (2004): The influence of species diversity and stress intensity on community resistance and resilience. *Ecological Monographs* (74), S. 117-134

Ammer, C.; Schall, P.; Goßner, M.M.; Heinrichs, S.; Boch, S.; Prati, D.; ... Fischer, M. (2017): Waldbewirtschaftung und Biodiversität: Vielfalt ist gefragt. *AFZ/Der Wald*. (72), S. 20-25

Böhme, J. (2001): Phytophage Käfer und ihre Wirtspflanzen in Mitteleuropa. *Bioform, Heroldsberg*

Budde, S.; Schmidt, W.; Weckesser, M. (2011): Impact of the admixture of European beech (*Fagus sylvatica* L.) on plant species diversity and naturalness of conifer stands in Lower Saxony. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* (11), S. 49-61

Cardinale, B.J.; Palmer, M.A.; Collins, S.L. (2002): Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. *Nature* (415), 426-429

Doak, D.F.; Bigger, D.; Harding, E.K.; Marvier, M.A.; O'Malley, R.E.; Thomson, D. (1998): The statistical inevitability of stability-diversity relationships in community ecology. *The American Naturalist*, 151(3), S. 264-276

Ellenberg, H.; Leuschner, C. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht* (6. Aufl.). Eugen Ulmer, Stuttgart

Engel, K.; Ammer, U. (2001): Analyse und Bewertung von Umbaumaßnahmen in Fichtenbeständen anhand ökologischer Gilden der Wirbellosen-Fauna. *Forstwirtschaftliches Centralblatt*. (120), S. 242-255

Engelhard, J.; Reif, A. (2004): Veränderungen der Bodenvegetation durch Fichtenanbau auf Standorten des Kalkbuchenwaldes. *Waldökologie online* (1), S. 29-56

Gamfeldt, L.; Snäll, T.; Bagchi, R.; Jonsson, M.; Gustafsson, L.; Kjellander, P.; ... Bengtsson, J. (2013): Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications*, 4, 1340. <https://doi.org/10.1038/ncomms2328>

Heinrichs, S.; Ammer, C.; Mund, M.; Boch, S.; Budde, S.; Fischer, M.; ... Schall, P. (2019): Landscape-scale mixtures of tree species are more effective than stand-scale mixtures for biodiversity of vascular plants, bryophytes and lichens. *Forests*, 10(1), 73, <https://doi.org/10.3390/f10010073>

Heinrichs, S.; Schall, P.; Ammer, C.; Fischer, M.; Goßner, M.M. (2020): Annahmen und Ergebnisse zur Biodiversität im Wirtschaftswald – Neues aus der Biodiversitätsforschung. *WSL Berichte* (100), S. 15-29

Hughes, R.A.; Stachowicz, J.J. (2004): Genetic diversity enhances the resistance of a seagrass ecosystem to disturbance. *PNAS*, S. 8998-9002

Jactel, H.; Bauhus, J.; Boberg, J.; Bonal, D.; Castagneyrol, B.; Gardiner, B.; ... Brockerhoff, E.G. (2017): Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Current Forestry Reports*, 3(3), S. 223-243

Jerz, H. (1993): *Das Eiszeitalter in Bayern. Erdgeschichte – Gesteine – Boden*. Schweizerbart, Stuttgart

Krah, F.S.; Bässler, C. (2021): Totholzpilze – Baumart wichtiger als Totholzgröße und Besonnung. *AFZ/Der Wald*. (16/2021), S. 22-23

Kudernatsch, T.; Schauer, B.; Walentowski, H. (2021): Effects of forest conversion of spruce monocultural stands to mixed spruce-beech forests on vegetation and humus layer. *Tuexenia*. (41), S. 109-132

Kudernatsch, T.; Schauer, B. (2021): Mehr Vielfalt durch Waldumbau. *LWF aktuell* 1/2022, S. 15-17

Larrieu, L.; Cabanettes, A.; Delarue, A. (2012): Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research*, 131(3), S. 773-786

Levine, J. M.; Hille Ris Lambers, J. (2009): The importance of niches for the maintenance of species diversity. *Nature*, 461(7261), S. 254-257

Park, J.; Kim, H. S.; Jo, H. K.; Jung, B., I. (2019): The influence of tree structural and species diversity on temperate forest productivity and stability in Korea. *Forests*, 10(12), 1113. <https://doi.org/10.3390/f10121113>

PIK (2009): Klimadaten und Szenarien für Schutzgebiete. www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/nav_bl.html, Stand:19.04.2022

Schall, P.; Gossner, M. M.; Heinrichs, S.; Fischer, M.; Boch, S.; Prati, D.; ... Mori, A. (2018): The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), S. 267-278

Sponholz, H. (1975): *Ebersberger Forst, Geschichte und Gegenwart*. Verlag H. Kliempt, Ottenhofen/Mkt. Schwaben

Storch, F.; Dormann, C.F.; Bauhus, J. (2018): Quantifying forest structural diversity based on large-scale inventory data: A new approach to support biodiversity monitoring. *Forest Ecosystems*, 5(1), 230; <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0151-1>

Teuffel, K. von; Baumgarten, M.; Hanewinkel, M.; Konold, W.; Sauter, U.H.; Spiecker, H.; Wilpert, K. von (2005): *Waldumbau für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft – Ergebnisse aus dem Südschwarzwald*. Springer, Berlin, Heidelberg

Tilman, D. (1996): Biodiversity: Population versus ecosystem stability. *Ecology* (77), S. 350-363

Vuidot, A.; Paillet, Y.; Archaux, F.; Gosselin, F. (2011): Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation*, 144(1), S. 441-450

Walentowski, H.; Gulder, H.J.; Kölling, C.; Ewald, J.; Türk, W. (2001): Die regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns. *LWF Wissen* (32), 99 S.

Keywords: spruce-monocultures, spruce-beech forests, forest conversion, heterogeneity, species diversity

Summary: In the Ebersberger Forest, the largest enclosed wooded region in the lowlands of Southern Germany, we investigated the effects of forest conversion from pure spruce stands to mixed spruce-beech forests on structural heterogeneity and species diversity. Therefore, three management systems were compared (pure spruce stands vs. mixed spruce-beech stands with low and high proportions of beech). We showed that the admixture of beech is leading to an increase in structural and species diversity, resulting in a higher functionality of the forest stands. Our study suggests that the influence of the proportion of beech has an important impact especially on beta diversity, even to a higher degree than on alpha diversity and total species richness. Combining pure spruce and mixed spruce-beech stands at the landscape scale can help to increase landscape level biodiversity and conserve species adapted to conifer forests.



Herzstück deutschen Waldnaturschutzes oder artenarmer Waldtyp? Biodiversität und Schutz deutscher Buchenwälder

Stefan Müller-Kroehling & Helge Walentowski

Schlüsselwörter: Buchenwälder, Rotbuche, *Fagus sylvatica*, Biodiversität, Naturschutz, Natura 2000, Schutzverantwortung, Schutzgebiete

Zusammenfassung: Buchenwälder hätten in Mitteleuropa potenziell die natürlicherweise größte Verbreitung aller Waldtypen und sind auch real noch der verbreitetste Laubwaldtyp. Die Fläche von Buchenwäldern und der Anteil der Buche nehmen seit Jahren in deutschen Wäldern zu. Aufgrund ihrer dominanten, verdrängenden Wirkung sind es keine besonders artenreichen Lebensräume. Es gibt hierzulande nur wenige Arten, die diese, von der Buche erzeugten Bedingungen bevorzugen oder sich daran speziell angepasst haben. Im Vergleich zu südlichen und südöstlichen Randgebieten Mitteleuropas, in denen Buchenwälder eine sehr viel länger zurückreichende Habitattradition aufweisen, und in denen es zum Teil auch noch Urwälder gibt, sind die historisch jungen Buchenwälder im westlichen Teil Mitteleuropas sehr arm an Habitatspezialisten. Vielmehr werden sie geprägt von Arten, die durchwegs auch in anderen Waldlebensräumen geeignete Habitatbedingungen vorfinden. Dennoch sind Buchenwälder die Heimat einer gewissen, wenn auch keineswegs überdurchschnittlichen Zahl seltener und gefährdeter Arten. Ihr Schutz wird auf der einen Seite über ein deutschlandweites Netz von Naturwaldreservaten und Nationalparks gewährleistet, das sicherstellen soll, dass auch die für die Artenvielfalt besonders wichtige Zerfallsphase erreicht wird. Diese spielt für die Biodiversität in Buchenwäldern eine besondere Rolle. An erster Stelle ist jedoch ein zusammenhängendes Netzwerk von Buchen- und Buchenmischwäldern für die Erhaltung der Biodiversität erforderlich. Ohne solche Wander- und Ausbreitungskorridore wird es im Klimawandel zu massiven Artenverlusten kommen. Diese Funktion leisten die FFH-Gebiete im Europäischen Netzwerk Natura 2000.

Buchenwälder als Naturschutzthema

Die Auffassungen zur Rolle von Buchenwäldern im mitteleuropäischen Waldnaturschutz haben in den letzten

Jahrzehnten einen starken Wandel durchlaufen. Galten sie lange Zeit als sehr artenarm, so setzte sich vor etwa 20 Jahren zunehmend die Ansicht durch, dass sie in dieser Hinsicht verkannt waren und artenreicher sind, als man ihnen zugestanden hatte. Dies kulminierte schließlich in der Auffassung, sie seien der Zentralbaustein für den Waldnaturschutz in Mitteleuropa, da sie besonders artenreich seien und wir aufgrund ihrer Verbreitung eine besondere Schutzverantwortung für sie haben.

»Des Königs neue Kleider« – Paradigmenwechsel zu den Buchenwäldern

Mittlerweile hat also in der öffentlichen Meinung und im Diskurs um den Umgang mit Buchenwäldern ein Paradigmenwechsel stattgefunden und Buchenwälder gelten geradezu als besonders artenreicher Waldlebensraum, als »Amazonaswald Europas«. Mitteleuropäische Buchenwälder werden in diesem Kontext als »Naturerbe der Menschheit« verstanden, das zudem hochgradig bedroht sei und daher unter den speziellen Schutz der Welterbe-Konvention der UNESCO gestellt werden muss, sowie weiterer Großschutzgebiete bedürfe, um den kleinen verbliebenen Bestand zu sichern (vgl. Sperber 2002, Großmann et al. 2009, Panek 2016).

Doch ist diese Sichtweise auch wirklich durch Tatsachen belegt und in dieser Form gerechtfertigt? Die Forderung nach einem »Mehr« an Schutz sollte auf der großen Bedeutung für die Biodiversität und Schutzverantwortung auf der einen sowie einer Gefährdung und Schutzerfordernis und der notwendigen Wahl anderer Schutzinstrumente als der bisherigen auf der anderen Seite basieren. Diese Fragen sollen hier beleuchtet und im Licht wissenschaftlicher Erkenntnisse diskutiert werden.

Gängige Argumentationskette für »mehr Buchen-Großschutzgebiete« ist:

- Wir haben für Buchenwälder eine besondere Schutzverantwortung
- Buchenwälder Mitteleuropas haben eine besondere Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität
- Buchenwälder sind gefährdet und bedürfen eines besseren Schutzes



Abbildung 1: Im Buchenoptimum, wie hier im NWR »Gitschger« auf Basalt, haben es auch bei größeren Auflichtungen andere Baumarten schwer, sich für die Folge-Generation zu etablieren.

Foto: S. Müller-Kroehling

- Dieser Schutz erfolgt am besten in Großschutzgebieten ohne forstliche Interventionen (Nutzung, Bestandspflege)

Eine Überprüfung dieses Argumentationsgebäudes ist bisher aktuell nicht versucht worden. Vor allem Tiert 1 wird heute axiomatisch sowohl von Naturschutz- als auch relativ verbreitet von Forstseite akzeptiert. Wir wollen im vorliegenden Beitrag die vier Tiert oder Kernfragen, auf denen dieser Forderung fußt, im Licht wissenschaftlicher Erkenntnisse über das Vorkommen von Arten in den verschiedenen Lebensräumen und den verschiedenen Teilen Europas überprüfen.

Kernfrage 1: Hat Deutschland eine besondere Schutzverantwortung für die Biodiversität der Buchenwälder Europas?

Mitteleuropa wäre nach den Vorstellungen zur heutigen potenziellen natürlichen Vegetation (hpnV) zu rund 67% der Fläche von Buchenwäldern geprägt, und liegt im geographischen Zentrum ihrer Weltverbreitung. 26% der ursprünglichen bzw. potenziellen Buchenwald-Fläche Europäischer Rotbuchenwälder liegen in Deutschland (BfN 2008).

Das Konzept der besonderen Schutzverantwortung ist sehr gut begründet. Es entstammt letztlich der Konvention für Biologische Vielfalt CBD, der zufolge jedes Land zuvorderst und ganz besonders jene Arten

schützen soll, die nur dort vorkommen, statt also Arten und Lebensräume mit weiter Gesamtverbreitung in den Fokus zu nehmen. Zu denken ist dabei natürlich an erster Stelle an echte Endemiten und mithin Arten mit sehr eng begrenzter Verbreitung, aber in einem europäischen Kontext spielen hierbei auch Arten eine Rolle, die weltweit nur in Europa oder Teilen Europas vorkommen, also »europäische Endemiten« sind.

Und es macht auch durchaus Sinn, dieses Konzept auch auf Lebensräume zu beziehen. Denn am besten schützen wir unsere heimische Artenvielfalt, auch jene mit besonderer Schutzverantwortung, wenn wir ihre Lebensräume systematisch schützen. Auch für bestimmte Lebensräume, die es weltweit nur bei uns in Europa bzw. unserem Teil Europas gibt, können wir demzufolge also eine besondere Schutzverantwortung haben.

Womit wir bei den Buchenwäldern wären. Die Europäische Rotbuche (*Fagus sylvatica*) hat ein rein europäisches Areal, das sich von Nordspanien bis Südsandinavien und im Osten bis Griechenland und in nach Polen und die Westukraine erstreckt. An diesem Areal hat Deutschland einen substanziellen Flächenanteil, und es erscheint somit unstrittig, dass wir auch eine besondere Schutzverantwortung für den Erhalt der europäischen Rotbuchenwälder haben.

Indes ist der Schutz der Europäischen Rotbuchenwälder ja kein Selbstzweck, sondern soll dem Schutz der

speziell in ihnen lebenden Arten dienen, also jenen Arten, die auf genau solche Wälder angewiesen sind, also auf Buchenwälder. Dies sollten mithin Arten sein, die an Buchenwälder mehr oder weniger gebunden sind, oder sie zumindest stark präferieren. Die Schutzverantwortung für Buchenwälder setzt also auch voraus, dass es solche Arten gibt. Zu diesen kommen wir unter Punkt 2.

Vegetationsgeschichte

Zum Verständnis der Bedeutung und Verantwortung der Buchenwälder ist jedoch zuerst ein Blick in die Vegetationsgeschichte unerlässlich. Die Vorherrschaft von Buchenwäldern als Klimaxvegetation ist in der Vegetationsgeschichte des westlichen Mitteleuropas ein Novum der jüngeren Erdneuzeit (Holozän). Rezent kommen alle anderen Waldtypen natürlicherweise nur auf so genannten Sonderstandorten zur Ausbildung. Dies sind Standorte, auf denen die Buche aufgrund zumindest eines für sie ungünstigen Standortfaktors nicht zur Dominanz gelangen kann. Die von der Buchendominanz im mittleren Bereich auf diese Standorte verdrängten, oft baumartenreicheren Wälder bilden dabei in gewisser Hinsicht die Wälder früherer Waldperioden ab. Der Mensch hat seit Jahrhunderten die Fläche dieser Sonderstandorte durch Flussbegradigungen, Trockenlegung der Landschaft und den Abbau von Torf und Gesteinen etc. stark reduziert. Die Buchenwald-Fläche wurde dadurch anthropogen erheblich ausgeweitet.

Die Wanderung der Buche

Die Gattung *Fagus* entstand vor ca. 55 Mio. Jahren (Paläozän) im nordöstlichen Nordamerika (Oregon), wanderte über die Beringstraße nach Ostasien, wo heute noch sechs *Fagus*-Arten vorkommen, die zusammen mit einer großen Artenvielfalt aller Gattungen, die in Europa nur mit einer Art vertreten sind, Laub-Nadelholz Mischbestände bilden. Im Oligozän (vor 34 bis 24 Mio. Jahren) erreichte die Buche über die südasiatischen Bergketten den Kaukasus. Im Miozän gab es in Mitteleuropa fünf Buchenarten. Erst im oberen Miozän, vor ca. 9 Mio. Jahren, spaltete sich *Fagus heidingeri* in *Fagus sylvatica* und *Fagus orientalis* auf. Damit sind die beiden Arten die jüngsten der heute noch lebenden Buchenarten.

Fagus sylvatica überlebte die Eiszeiten in Refugien auf dem Balkan, in Süditalien, Slowenien und Kroatien und in den Pyrenäen sowie der südlichen Slowakei. Die Wandergeschwindigkeit der Buche aus den einzelnen Refugien gibt Hinweise auf partielle Unterstützung dieser Wanderung durch den Menschen (»assisted

colonization«) (Walentowski et al. 2010, 2014). Die Buche hat sich in weiten Teilen ihres Areals vermutlich nicht ohne erhebliche Einwirkung des Menschen ausgebreitet. Beispielsweise Azuara et al. (2018) sehen für Buchenwälder Südfrankreichs deren Ausbreitung als durch eine Kombination von klimatischen und anthropogenen Ursachen gefördert. Zur Rolle des Menschen in der Rückwanderung der Buche und ihrer Dominanzerrlangung in weiten Teilen Mitteleuropas gibt es jedoch auch unterschiedliche Theorien. Da letztlich die Buche in der heutigen pnV zweifellos auf großer Fläche dominieren würde, spielt diese Frage jedoch keine entscheidende Rolle und kann hier vernachlässigt werden.

Kernfrage 2: Ist die Bedeutung für die Biodiversität besonders hoch?

Buchenwälder – verschiedene Typen und Gemeinsamkeiten des Lebensraums

Eine größere Zahl verschiedener Buchenwald-Typen wird vegetationskundlich unterschieden, doch es überwiegen eindeutig die Gemeinsamkeiten. Buchenwälder kommen in der gesamten pH-Wert-Amplitude M-Europas (zwischen pH 2.6 und >7.0) vor. Pflanzensoziologisch-ökologisch können oligotraphente Buchenwälder bodensaurer Standorte (Verband *Luzulo-Fagion*, Ordnung *Quercetalia robori-petraeae*) von meso- bis eutraphenten Buchenwäldern auf basenreicheren Standorten (*V. Fagion sylvaticae*, *O. Fagetalia sylvaticae*) unterschieden werden. Auf höherer syntaxonmischer Ebene gehören sie in dieselbe Vegetationsklasse *Quercio-Fagetea*. Bodensaure wie basenreiche Buchenwald-Typen weisen über die den Lebensraum stark prägende, meist fast vollständige Dominanz der Buche große Gemeinsamkeiten auf.

Alle Buchenwald-Typen können als »Hallenwald« ausgeprägt sein, oder aber als mehrschichtige Bestände. Heute geht man davon aus, dass die verbreiteten Hallenwälder überwiegend eine Folge der (früher) verbreiteten Schirmschlagwirtschaft in Buchenwäldern sind, und dass von Buchen dominierte Ökosysteme natürlicherweise oft zu kleinflächigem Zusammenbruch neigen (Korpel 1995), was über das »Mosaik-Zyklus-Konzept« (Remmert 1992) beschrieben werden kann. Aufgrund ihrer Schattenverträglichkeit und bis in höhere Bestandsalter »plastischen Krone« neigen Buchenwälder aber zur Dominanz dieser Baumart bis hin zu Reinbeständen, zumindest unter den meist gegebenen Ausgangsbedingungen und zeigen tatsächlich eine gewisse Neigung zur Bildung

von Hallenwaldstrukturen. Einzelstammweiser Ausfall in Altbeständen führt beispielsweise oft wieder zur raschen Lückenschluss der Nachbarbäume aufgrund der bis in höhere Alter reaktionsfähigen, »plastischen« Kronen.

Konkurrenzverhalten der Buche

Unter heutigen hiesigen Klimaverhältnissen verhält sich die Buche sehr dominant gegenüber anderen Waldbaumarten und ist auf Normalstandorten aufgrund ihrer Arteigenschaften diesen konkurrenzüberlegen und kann sie durch Verschattung auch dann, wenn sie deutlich nach diesen auf einen bestimmten Waldort gelangt, binnen weniger Jahrzehnte verdrängen, wie etwa das Beispiel des sehr alten Wald-NSG »Metzgergraben« im Spessart eindrucksvoll dokumentiert (Dingler 1906, Loy 2004, Mosandl et al. 2017).

Hitze- und trockenheitsresistent ist sie nicht, denn »die Buche möchte trockene Füße und einen feuchten Kopf.« Diese Anforderungen bringt eine ihrer wenigen Achillesferse mit sich. Fehlt ihr die nötige Luftfeuchtigkeit und ist sie stattdessen trockener Hitze ausgesetzt, lässt ihre Konkurrenzkraft rasch nach, und das Verhältnis zwischen Buche und den heimischen Eichenarten gestaltet sich ausgeglichener. Je nach Wasserhaltevermögen und Klimatönung des Standorts kann es dann zu zyklischen Entwicklungen kommen, in denen die Buche in »Normalphasen« an Dominanz gewinnt, um in »Extremjahren« zurückgeworfen zu werden. Planbar sind diese Phasen indes nicht, und das Über- und »Totwachsen« mehrere hunderte Jahre älterer Eichen und anderen lichtbedürftiger Mischbaumarten wird auch dadurch nicht zuverlässig verhindert. Derzeit hat die Buche auf den meisten Waldstandorten noch sehr erhebliche Konkurrenzvorteile gegenüber den Eichen (Mette et al. 2013). Möglicherweise wird sich beim derzeitigen Trend der Klimaerwärmung in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts das Blatt wenden und die Verbreitung der Buche auf kühl-feuchtere Lagen reduziert. Einige Studien sagen der Buche bereits eine deutlich nachlassende Wuchsleistung vor allem am südlichen Rand der Verbreitung voraus (Martinez del Castillo et al. 2022), was in trockenen Regionen oder Standorten auch bereits beobachtet werden konnte (Azuara et al. 2018, Henkel et al. 2022).

Waldökologische Charakterisierung und Vorkommen von Strukturen in Buchenwäldern

Buchenwälder nehmen den standörtlichen Mittelbereich ein, da die Buche hier über andere heimischen Baumarten dominiert. Ihre Konkurrenzkraft lässt lediglich bei längerem Sauerstoffmangel im Wurzelraum

oder aber bei längerer Trockenheit im Sommer stark nach. Wenn sie vorherrscht, wird die Buche selbst zum Ökosystemingenieur, und zwar durch den tiefen Bestandsschatten, der sich aus blattanatomisch angepassten Schattenblättern und ihrer »plastischen Krone« ergibt, die auch in höheren Baumaltern in der Lage ist, Kronenlücken rasch zu schließen. Die gerbsäurereiche Laubstreu kann ungünstige Bedingungen für raschen Streuabbau verstärken, so dass sich in Buchen-Dominanzbeständen eine dicke Streuauflage und ein »Moderpaket« ausbilden können.

Das Einwandern der Buchen wird für viele Tier- und Pflanzenarten ein einschneidendes Ereignis gewesen sein, denn die Buche brachte ihre ganz eigenen Bedingungen mit: tiefen Schatten, ein kühl-feuchtes Bestandsklima und gerbstoffreiche, schlecht zersetzbare Laubstreu – Faktorenkombinationen, die es weder im Schluchtwald (kühlfeuchtes Bestandsklima, aber sehr gut zersetzbare Streu) noch im Eichenwald (gerbstoffreiche Laubstreu, aber lichter Waldaufbau und zahlreiche Mischbaumarten) gibt. Viele Arten wurden daher gemeinsam mit diesen Baumarten von der Buche verdrängt, andere schafften den Wechsel, eher wenige wurden durch die neuen Bedingungen auch gefördert. Als der Mensch durch sein Wirtschaften anfang, Beschaffenheit und Zusammensetzung der Wälder zu beeinflussen, begünstigte er hingegen vielfach eher jene Mischbaumarten, die in den Buchenwäldern weniger gut zum Zug kommen können, wie Eichen und Edellaubbäume. Es entstanden Mischwälder, wo sonst fast reine Buche stocken würde.

Aufgrund der bereits erwähnten Eigenschaften der Buche, insbesondere ihrer Fähigkeit zum Kronenschluss, reicht in Wäldern mit erheblicher Beteiligung der Buche auch meist das Störungsregime nicht aus, um Lichtbaumarten nennenswert Chancen zu bieten. Bereits nach wenigen Jahren geraten diese Baumarten oft auf Normalstandorten, d. h. dort, wo nicht extreme Standortbedingungen wie Felsigkeit oder Feuchtigkeit die Buche im Zaum halten, unter den Druck der vorhandenen Buchen-Vorausverjüngung.

Allerdings hat auch die Buche eine Achillesferse. In Reinbeständen, in denen sich durch ihre schlecht zersetzliche Streu ein mächtiges Paket aus Buchenlaub und der Humusform Moder gebildet hat, kann es Situationen geben, wo die Verjüngung ausbleibt. Der Grund ist, dass ihre Keimlinge mit den Wurzeln nicht mehr in den Mineralboden kommen und daher wieder vergehen. Solche Bestände können offenbar lange frei von Verjüngung bleiben, ohne dass Wildverbiss hierfür verantwortlich ist (Ruppert et al. 2016). Sie bleiben aber ebenso lange noch Buchenbestände, wie die



Abbildung 2: Sonderstandorte wie dieser Bachlauf erhöhen die Artenvielfalt erheblich.

Foto: S. Müller-Kroehling

Altbuchen nicht absterben. Auf manchen Standorten kann auch eine vegetative Verjüngung erfolgen (Mölder & Tiemeyer 2019), ist aber die Ausnahme.

In Mischbeständen, wie sie auch die Ausgangssituation vieler Naturwaldreservate waren, entwickelt sich die Artenvielfalt der Baumarten nach Aufgabe von Nutzung und Pflege meist rückläufig (Meyer et al. 2016).

Buchen sind von ihrer Holzbeschaffenheit her nicht besonders prädestiniert für das Entstehen spezieller »Urwaldstrukturen«, denn ihr totes Holz zersetzt sich viel rascher als das von Eichen und sie sterben meist nach dem Eindringen holzzersetzender Pilze relativ rasch ab oder brechen in einigen Metern Höhe durch Weißfäule ab (Abb. 3). Eichen mit ihrer sehr viel höheren Lebensdauer und ihrem viel langlebigeren Holz bilden daher in weit größerem Umfang dauerhafte und sich langsam entwickelnde Strukturelemente aus.

Zwar haben Mergner & Bußler (2007) die Theorie aufgestellt, dass die forstliche Praxis, »Buchenprotze«, also vorwüchsige, starkastige Buchen bei der Bestandspflege herauszuschneiden, sich möglicherweise negativ auf die Fähigkeit auswirkt, langlebige Höhlenbaumstrukturen zu bilden. Nur die später astfreien Buchen intensiv gepflegter Buchenwälder haben dieser Theorie nach keine Neigung zur Bildung von Mulmhöhlen. Tatsache ist jedoch, dass andere Baumgattungen wie speziell Eichen und Linden sehr viel öfter diese seltene Struktur aufweisen, die oftmals viele Jahrzehnte benötigten, um sich zu entwickeln. Hinzu kommt, dass viele xylobionte Arten, auch speziell unter den Bewohnern von Mulmhöhlen, thermophil sind. Diesen Anspruch



Abbildung 3: Buchentotholz fängt oft bereits am stehenden Stamm an, sich durch Weißfäule zu zersetzen und geht viel rascher als das verkernte Eichenholz in Zersetzung über. Foto: S. Müller-Kroehling

finden diese Arten eher in anderen Laubbäumen realisiert als in Buchen (v. a. in Eichen).

Das luftfeuchte Bestandsklima bietet jedoch günstige Bedingungen für Pilzarten, die in Buchenwäldern daher artenreich auftreten können (siehe Beitrag Blaschke, S. 70 bis 76 in diesem Band). An diesen Pilzen und verpilztem Holz lebende Insekten finden ebenfalls recht günstige Bedingungen in den Buchenwäldern. Auch Artengruppen, die schlechte Streuformen lieben, wie die Hornmilben, sind in Buchenwäldern artenreich vertreten. Das bald recht weiche, volumensstarke Totholz bietet Stocherspechten wie dem Mittelspecht (*Dendrocopus medius*) ein Nahrungshabitat, das er sonst in »aufgeräumten«, totholzarmen Wäldern vor allem an Bäumen mit einer rauen Borke wie vor

allem Eichen findet. Buchenwälder können also regional eine erhebliche Bedeutung für die Artenvielfalt haben, wenn Arten, die solche Strukturen benötigen, dort selten sind, weil diese Strukturen oder Laubwälder mit Habitattradition dort insgesamt selten geworden sind.

Artenreichtum von Buchenwäldern Deutschlands im Vergleich mit anderen Teilen Europas

Areargeographisch sind Buchenwälder v. a. in den atlantischen und gemäßigt kontinentalen Teilen Europas verbreitet (Bohn et al. 2003), einschließlich südlicher Gebirge wie denen des Balkans und Norditaliens. In diesen hatte die Europäische Rotbuche ihre Eiszeitrefugien und hier haben sich daher besonders artenreiche Lebensgemeinschaften der Buchenwälder über die Jahrtausende erhalten können (Walentowski et al. 2014).

Selbst in Buchenwäldern artenreiche Gruppen wie die xylobionten Käfer und Pilzarten zeigen in Buchenwäldern Europas von Süd nach Nord eine deutliche Abnahme biologischer Vielfalt und auch der Vielfalt von Arteneigenschaften (Traits), die mit der Vegetationsgeschichte und der Dauer des Vorkommens dieses Waldtyps zusammenhängt (Hagge et al. 2019).

Artenreichtum von Buchenwäldern im Vergleich mit anderen Waldlebensräumen

Der Artenreichtum von Buchenwäldern wurde bereits durch frühe Arbeiten thematisiert. Frei-Sulzer (1941), Frei (1941) und Bertsch (1947) kommen auf 4000 Pflanzen- und Pilzarten, davon 1200 »eng angepasst«, und auf 6800 Tierarten, davon 1800 »eng angepasst«. Als »eng angepasst« werden dabei aber keineswegs nur Buchenwald-Spezialisten, sondern Arten bezeichnet, die regelmäßig in Buchenwäldern auftreten, und nicht nur unter ganz bestimmten Bedingungen.

Für die Betrachtung des Artenreichtums eines Waldtyps kommen verschiedene Größen in Frage, die zum Teil ein durchaus widersprüchliches Bild ergeben können. So können die monophagen Spezialisten der führenden oder aller vorkommenden Baumarten betrachtet werden – in diesem Fall der Rotbuche bzw. der Gattung *Fagus* (z. B. Brändle & Brandl 2001). Eine andere Herangehensweise ist die Betrachtung aller regelmäßig in diesem Waldtyp gefundenen Arten, oder aber (im Wege von Fallstudien oder auch summarisch), das Zusammenzählen aller in diesem Waldtyp – wenn auch zum Teil nur vereinzelt und unter bestimmten Bedingungen – gefundenen Arten.

Eine umfassende Datenauswertung zu den spezialisierten Arten erfolgte für mehrere Artengruppen (Xylobionte Käfer, Laufkäfer, Mollusken) durch Walentowski et al. 2010 und 2014). Buchenwälder des westlichen Mitteleuropas verfügen im Ergebnis nicht über Arten, die an diesen Lebensraum gebunden sind und sind nicht besonders artenreich, sondern relativ ärmer an Arten und an walddypengebundenen Spezialisten.

Zusammenfassend kann konstatiert werden, dass es, anders als in anderen Waldlebensräumen Mitteleuropas und anders als in Buchenwäldern anderer Regionen Europas, aus Mitteleuropas Buchenwäldern praktisch keine Pflanzen- oder Tierart bekannt ist, die dort ausschließlich lebt und auf diese angewiesen ist (Walentowski et al. 2010, 2014). Walentowski et al. (2010) sprechen daher von einer »inkorporierten Biodiversität«, also einer Biodiversität der Buchenwälder in unseren Breiten, die aus anderen Lebensräumen stammt und von den Buchenwäldern nur (und dies auch nur teilweise) »aufgenommen« wurde. Es sind dies die Arten der Schluchtwälder aus Edellaubbäumen, auch Eichen-Trocken und Eichen-Hainbuchenwäldern, aus Tannenreichen Bergwäldern und aus den anderen Waldtypen, die von der Buche und von ihr gebildeten Wäldern verdrängt und auf Extremstandorte abgedrängt wurden, als die Buche kam.

Der Artenreichtum von Buchenwäldern ist im Vergleich mit anderen Waldlebensräumen Mitteleuropas zusammenfassend bestenfalls durchschnittlich oder sogar unterdurchschnittlich, und diese seit längerem bekannte Tatsache (Heydemann 1982) wurde durch neue Forschungen durchaus nicht auf den Kopf gestellt. Grob vereinfacht könnte man als übergeordnetes Muster festhalten, dass die heimischen Buchenwälder für viele Artengruppen mit anderen heimischen Landwaldtypen mehr oder weniger vergleichbare Zahlen der Arten aufweisen, wenn sie auch für einige Artengruppen als relativ artenarm gelten müssen, und bei nur wenigen Artengruppen überdurchschnittlich artenreich sind. Anders lautende Angaben (z. B. Dorow & Flechtner 1999) sind oft nur bedingt auf Buchenwälder bezogen, sondern umfassen ganze Waldgebiete mit Buchen-, aber auch andere Waldtypen und eingestreuten Sonderstandorten wie Feuchtstandorten. (vgl. Abb. 2)

Die Kernfrage 2, ob Buchenwälder in Mitteleuropa eine besonders hohe Bedeutung für die Artenvielfalt haben, muss verneint werden.

Kernfrage 3: Sind Buchenwälder in Mitteleuropa gefährdet?

Für diese Fragestellung konsultieren wir die Bundeswaldinventur 3 mit Datenstand von 2012. Buchengeprägte Wälder würden von Natur aus heute wohl etwa zwei Drittel der Waldstandorte Mitteleuropas einnehmen. Buchenwälder sind somit auch heute der häufigste Laubwaldtyp Deutschlands. Laut Dritter Bundeswaldinventur dominiert die Buche auf 16,6% der Waldfläche (1.801.000 ha) die Bestände. Auf 24% der Wälder im Besitz von Städten und Kommunen und 21,5% im Landeswald dominieren Buchen. Die Anteile im Privatwald mit 11,5% und im Bundeswald mit 5,9% liegen deutlich darunter. Für die öffentlichen Wälder gelten laut Bundes- und Landeswaldgesetzen besondere Vorgaben zur Waldbehandlung. Der Buchenanteil und ihre Fläche nehmen zu. Arealverluste oder Rückgänge an den Arealrändern sind nicht gegeben.

Buchenwälder über 150 Jahren dominieren auf 159.000 ha Beständen mit Buchen-Anteil an der Grundfläche von >50% bzw. 58.000 ha mit einem Anteil >90%, oder 3,2% aller Buchenwälder. Die Altersverteilung deutscher Buchenwälder weist bezüglich der alten Buchenwälder insofern eine deutliche Unterausstattung im Vergleich zum natürlichen Anteil auf. Selbst von den in Nationalparks und Naturwaldreservaten gesicherten Flächen sind viele nicht physiologisch alt (Sperber 2002, vgl. Abb 5).

Schon jetzt befinden sich 45% der buchendominierten Wälder (>50 GF%) und 50% der Buchenwälder (>90 GF%) im Alter von über 120 Jahren in einem Schutzgebiet mit erhöhten Schutzanforderungen (Nationalpark, Natura-2000 Gebiet, Biosphärenreservat, Naturschutzgebiet). Mit zunehmendem Alter steigt in diesen Schutzgebieten der Anteil mit Nutzungseinschränkungen von 22% auf 30%. Für Bestände mit >75 GF% Buchenanteil und >140 Jahren ergeben sich ca. 121.000 ha alte Buchenwälder ohne Nutzungseinschränkungen in und außerhalb von Schutzgebieten.

Die Frage nach der generellen Gefährdung von Buchenwäldern kann verneint werden. Zwar aber kann eine relative Unterausstattung physiologisch alter Buchenwälder an der Buchenwaldfläche konstatiert werden. Angesichts der nicht geringen absoluten Fläche solcher Altbestände bedeutet dies aber noch nicht zwangsläufig, die vorhandene Fläche alter Buchenwälder für den Schutz dieses Waldtyps nicht ausreichend ist.

Kernfrage 4: Welches ist das richtige Schutzregime oder übergeordnete Schutzkonzept für Buchenwälder in Mitteleuropa?

Brunet et al. (2010) haben in einer umfassenden Auswertung zahlreicher Studien dargelegt, wie sich verschiedene Behandlungsvarianten und Maßnahmen auf die Biodiversität von Buchenwäldern auswirken. Wie angesichts der völlig unterschiedlichen Biologie der verschiedenen Artengruppen zu erwarten, sind es unterschiedliche Maßnahmen, die sich positiv auf die Biodiversität auswirken. Es gibt aber auch Maßnahmen, die sich über alle Artengruppen hinweg positiv auswirken. Die Erhöhung der Erntealter und von Totholzvorräten sind für viele Artengruppen wie beispielsweise Mollusken und Zweiflügler wirksame Maßnahmen, um die Artenvielfalt zu fördern und sind auch in bewirtschafteten Beständen anwendbar. (Brunet et al. 2010).

Für einige Artengruppen wie epiphytische Moose und Flechten ist vor allem der Erhalt ausreichend alter Baumindividuen ein sehr wichtiger Schlüsselfaktor (Hanstein 2000, Brunet et al. 2010), d.h. einer hinreichenden Zahl von Buchen, die älter als 180 Jahre werden dürfen. Ein solcher Erhalt ist in aller Regel mit einer Nutzungsaufgabe dieser Bäume verbunden, d.h. mit einem gezielten Nutzungsverzicht. Da diese Epiphyten zudem häufig empfindlich gegenüber starker Auflichtung und Austrocknung sind, reicht es auch nicht, nur Einzelbäume überzuhalten, sondern es müssen mindestens ganze Baumgruppen erhalten werden. Für den Mittelspecht (*Dendrocopos medius*), eine Art mit hoher weltweiter Schutzverantwortung Mitteleuropas, werden Buchenwälder erst zum geeigneten Lebensraum, wenn ihr glatte Rinde etwas aufzureißen beginnt und sich in erhöhtem Maß Totholzstrukturen gebildet haben, doch ist das Bestandesklima für diese Art, die als sekundären Lebensraum ja auch Mittelwälder besiedelt, nicht entscheidend.

In nutzungsfrei gestellten Buchenwäldern Norddeutschlands wurden artenreiche Pilzgemeinschaften gefunden, darunter auch etliche holzbesiedelnde Arten, die als »Naturnähezeiger« (Blaschke et al. 2009) gelten, da sie auf hohe Totholzmengen angewiesen sind. Die Vielfalt an Totholzformen erweist sich dabei bedeutsamer als die reinen Mengen und starken Dimensionen (Schneider & Karasch 2022). Krahl & Bässler (2021) fanden, dass auch eine Vielfalt von Holzarten von Bedeutung für die Pilzartenvielfalt ist. Das ausreichende Vorhandensein von Mischbaumarten ist aber wie dar-



Abbildung 4: Auch in vielen Schutzgebieten überwiegen heute noch Buchenwälder in der Wachstumsphase, die oft zur Ausbildung von Hallenwaldstrukturen neigen, auch und besonders bei extensiven Eingriffen ebenso wie bei Naturwaldentwicklung, d. h. ohne Eingriffe.

Foto: S. Müller-Kroehling

gelegt eine der Achillesfersen von Buchenwäldern mit ihrer Neigung zur extremen Dominanz. Eine Kombination aus ausreichenden und vielfältigen Totholzformen und ausreichender Lichtgabe auch für lichtliebende Arten erscheint in Wirtschaftswäldern, die gezielt auch unter Artenschutzgesichtspunkten bewirtschaftet werden, nicht schlechter, sondern besser erreichbar als in ungenutzten Wäldern.

Für Spinnen wurde in Buchenwäldern der slowakischen Karpaten eine große Bedeutung vielfältiger Auflichtungsgrade für die Vielfalt festgestellt, mit einem Maximum bei mittelstarker Auflichtung und gut ausgeprägten unteren Vegetationsstockwerken (Cernecka et al. 2019). Wärmeliebende Artengruppen wie Stechimmen können in Buchenwäldern nur dann artenreich vorkommen, wenn diese ungleichaltrig und von Lichtungen durchsetzt sind, etwa durch Baumsturzlücken (Fuhrmann 2009). Sowohl Hallenbestände als auch »naturnah bewirtschaftete mit Femelnutzung« sind hingegen zu dunkel und daher weitestgehend ungeeignet für Stechimmen (Fuhrmann 2007, 2009), anders als sehr alte, sich bereits auflichtende Buchenaltbestände (Fuhrmann 2012). Vogel et al. (2021) stellten bei einem Totholzexperiment im Nordsteigerwald die große Bedeutung der Besonnung des Totholzes für die xylobionten Käfer fest, die die Bedeutung der Holzart noch übertraf.

Das Vorkommen seltener, lichtliebender Arten bedarf durchaus nicht unbedingt einer Nutzungsfreistellung,



Abbildung 5: Das »Fagetum nudum« des reinen Buchenwaldes im seit 50 Jahren bestehenden Naturwaldreservat »Hammerleite« im Frankenwald.

Foto: S. Müller-Kroehling

denn Licht kann auch durch forstliche Eingriffe in die Bestände gebracht werden, und dies auch regelmäßig, da wiederkehrend. Baumsturzlücken und Schadereignisse wie Sturm und Eisbruch sind hingegen keine Garantien dafür, dass sich auch tatsächlich dauerhaft Lücken bilden, die von diesen Arten als bevorzugte Habitate genutzt werden können (Heinrichs & Schmidt 2013). Zwar können einige Pflanzenarten von Lichtungen durch Schadereignisse profitieren (Kompa & Schmidt 2002). Eine nennenswerte Beteiligung von Mischbaumarten ermöglichen solche Baumsturzlücken auf Normalstandorten aufgrund der sehr plastischen Krone der Buche bis in ein hohes Alter praktisch nicht (Schmidt 1996, Heinrichs & Schmidt 2013, vgl. auch Abs et al. 2008).

Die für ihre extrem hohe Zahl streng an sie gebundene Arten bekannten Eichen (Stiel- und Traubeneiche) sind in Naturwaldreservaten gegen die Konkurrenz der Buchen auf normalen Waldstandorten chancenlos (Rohner et al. 2013), und dies auch in gezäunten Versuchsflächen und selbst auf größeren Windwurfklüften (Heinrichs & Schmidt 2013). Selbst wenn Einzelexemplare kleinflächig auf in die Buchenwälder eingestreuten Sonderstandorten überleben, so ist ihr durch den Seitenschatten der Buchen meist viel zu schattiger Standort dann dennoch kein geeignetes Habitat für die große Zahl thermophiler Eichenspezialisten.

Die Vielfalt an Wanzenarten in den Buchenwäldern ging im Nationalpark Hainich seit der Ausweisung und damit dem Wegfall der forstlichen Förderung von Mischbaumarten zurück (Sobek et al. 2009a, vgl. auch Goßner et al. 2007). Auch für Netzflügler wurde in diesem Nationalpark ein sehr deutlicher Zusammenhang der Artenvielfalt mit der Baumartenvielfalt in mitteleuropäischen Laubwäldern gefunden, mit der artenärmsten Zusammensetzung im reinen Buchenbestand (Gruppe & Sobek 2011), ebenso wie in Buchen-geprägten Wäldern des Nordsteigerwaldes (Gruppe & Müller 2007). Gleiches gilt für Käfer des Kronenraumes im Hainich (Sobek et al. 2009b). Die Zahlen der in Buchen-Mischwäldern gefundenen xylobionten Käferarten von Müller et al. 2012 können ausschließlich für sehr Mischbaumartenreiche Wälder Gültigkeit beanspruchen, wie sie in Naturwäldern auf Normalstandorten nicht vorkommen.

Nutzungsaufgabe ist daher kein »Allheilmittel« für die Biodiversität, nach dem Motto »die Natur wird es schon richten«, da diese Maßnahme für zahlreiche Arten über lange Phasen hinweg keine geeigneten oder gar günstigen Habitatbedingungen entstehen lässt und zu erheblichen Verlusten an Artenvielfalt führen kann (Mölder et al. 2014). Gerade die zahlreichen an Mischbaumarten, basenreiche Streu und ein lichtetes Kronendach angepassten Arten können durch nutzungsfreie Buchenwälder nicht zuverlässig geschützt werden.

Zwar sind Buchenurwälder von Natur aus struktureicher als die verbreiteten, aus Schirmschlag entstandenen Hallenwälder (Korpel 1995) und struktureicher als Buchenwälder in den ersten Jahrzehnten der Einstellung ihrer Nutzung, in denen sie sich immer noch in der Optimalphase befinden (Schnell 2004). Dennoch neigen Buchenwälder auf Normalstandorten aufgrund der plastischen Kronen der Buchen und ihres extrem lichtabsorbierenden Kronendachs stärker als alle anderen Baumarten zu Bildung von Dominanzbeständen

und eher strukturarmen Wäldern, sofern nicht bedingt durch eingesprengte Sonderstandorte oder durch die Höhenlage die Konkurrenzkraft der Buche zumindest auf Teilflächen stark eingeschränkt wird (Rüther & Walentowski 2008).

Ob sich an den dargelegten Konkurrenzverhältnissen im Klimawandel substanziell etwas ändern wird, bleibt abzuwarten. Er wird dazu führen, dass die Buche in den von ihr geprägten Wäldern zumindest in den tieferen Lagen vielerorts an Vitalität verlieren wird, lichter wird, Biotopbaumstrukturen und Totholz zunehmen und Mischbaumarten an Konkurrenzkraft gewinnen können. Auch werden einige Arten zunehmend auch in Waldtypen ihre bevorzugten oder tolerierten Bestandsklimabereiche vorfinden, die ihn heute zu kühl-schattig sind, sofern diese Waldtypen ihren übrigen Anforderungen an Habitatrequisiten genügen (Mulmhöhlen, Basenreichtum, Blütenpflanzen für den Reifungsfraß usw.). Gleichzeitig kann die Buche aber auch größere Höhenlagen, die derzeit noch von Nadelbaumgesellschaften eingenommen werden, für sich erobern, sofern keine anderen standörtlichen Faktoren ihr Vorkommen dort limitieren. Es kommt dabei auch zu einer Höhenverschiebung der an montane Wälder angepassten Arten (Fischer et al. 2014, Müller-Kroehling et al. 2014).

Die Mortalitätsrate der Buche nach Trockenjahren ist in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern unter derzeitigen Klimaverhältnissen nicht unterschiedlich, auch wenn in den verschiedenen Behandlungsvarianten unterschiedliche Bestandsglieder von Ausfällen betroffen zu sein scheinen, so dass in bewirtschafteten mehr Bäume des oberen Kronenraums betroffen sind, in unbewirtschafteten eher solche des Unter- und Zwischenstandes (Meyer et al. 2022).

Wenn düstere Prognosen zur Klimaentwicklung sich bewahrheiten, stehen den Wäldern in Mitteleuropa – wie in wohl allen Teilen der Welt – umwälzende Veränderungen bevor (Michler et al. 2020a, 2020b). Die Artenvielfalt von Wäldern wird sich dann unabhängig von Bewirtschaftung oder Nichtbewirtschaftung stark in ihrer Zusammensetzung verändern. Allentscheidend für den Erhalt der Biodiversität werden unter solchen Bedingungen Wanderkorridore auch für die ausbreitungsschwachen Arten (Coope 1995).

Grundmann (2009) hat auf den mit höheren Totholzvorräten einhergehenden Nutzungsverzicht und einen Zusammenhang mit der intensiven Nutzung von Wäldern



Abbildung 6: Buchenwald in der Zerfallsphase: Kernfläche des NWR »Brunnstube« im Nordsteigerwald; trotz erheblicher Auflichtung nach Sturm folgt reine Buche nach. Foto: S. Müller-Kroehling

in anderen Teilen Europas hingewiesen. Das Ziel einer Integration des Schutzes in bewirtschaftete Wälder erscheint in diesem Kontext nicht nur naturschutzfachlich vertretbar, sondern auch global gesehen vernünftig. Gleichzeitig hat Panek (2016) darauf hingewiesen, dass der Schutz von Buchenwäldern in verschiedener Hinsicht einer Weiterentwicklung bedarf und zu oft hinter den selbst gestellten Ansprüchen zurückbleibt. Vor allem Alters- und Zerfallsphasen sind weiterhin zu wenig vertreten und fehlen in vielen Waldgebieten praktisch vollständig, zumindest bislang, denn viele Wälder in Schutzgebieten erreichen diese Alter erst in der nahen bis mittleren Zukunft.

Ferner gilt es zu bedenken: man kann in Buchenwäldern Mitteleuropas jene Artengemeinschaften nicht schützen, wo sie in früheren Jahrhunderten der Übernutzung, von Kahlschlägen und Totholzarmut ausgestorben sind. Ihre Rückwanderung ist zumindest für die nicht flugfähigen Arten meist ausgeschlossen, und einer künstlichen Wiederansiedlung stehen zu Recht hohe rechtliche Hürden entgegen. Vorrang muss der Schutz der letzten Urwaldgebiete Osteuropas, wie auch jener Gebiete hierzulande, in denen die ausbreitungsschwachen unter den so genannten »Urwaldreliktarten« noch vorkommen.

Die hier vorgestellten Befunde sprechen dafür, dass unter mitteleuropäischen Bedingungen die Bewirtschaftung von Buchenwäldern unter Förderung von Mischbaumarten und mit ausreichendem Totholz- und

Biotopbaum-Angebot sowie Altbaum-Inseln für die meisten Artengruppen und somit insgesamt der bessere Weg zum Erhalt und der Wiederherstellung von mehr lebensraumtypischer Artenvielfalt, d. h. zum Erhalt der walddtypischen Biodiversität ist (Schulze et al. 2018). Dies schließt ungenutzte Naturwälder als Trittsteine (Mergner 2018) sowie Naturwaldreservate und Buchen-Nationalparke als Teil des Konzeptes zwingend mit ein, um auch die Arten zu erhalten, die die dort realisierte Kombination an Umweltfaktoren bevorzugen oder benötigen.

Um die Artenvielfalt der Buchenwälder zu erhalten, sind Buchenwald-Schutzgebiete in ganz Europa notwendig. Entsprechend hat auch die FFH-Richtlinie der EU dreizehn Lebensraumtypen im Anhang I (darunter vier prioritäre) gelistet. Ein Projekt, welches Buchenwälder in mehreren EU-Staaten mit Fensterfallen untersuchte (Zehetmair et al. 2014), kam zu dem Schluss, dass in den Buchenwäldern der FFH-Gebiete keine besseren Artenausstattungen und insofern keine besseren Habitatqualitäten im Vergleich zu Buchenwäldern außerhalb dieser Gebiete gegeben sind. Der Aussagewert der Studie wird allerdings dadurch stark eingeschränkt, dass der Vergleich einen Zeitpunkt kaum 10 Jahre nach Beginn der Implementierung der FFH-Richtlinie betrachtete. Auch gilt es zu bedenken, dass die Lage in FFH-Gebieten als normative Wirkung durchaus aktuell zur Folge hat, dass hier relativ gesehen eher zurückhaltend und kleinflächig gewirtschaftet wird, d. h. femelartig und insofern schattenreich,

was in seiner Wirkung auf die Artenvielfalt in Buchenwäldern aber durchaus umstritten ist, zumindest in Bezug auf Insektenarten, die ja in der Summe oftmals eher thermophil sind. Dass die eher kleinflächige Bewirtschaftung der Buchenwälder in FFH-Gebieten, wie auch nutzungsfreie Wälder, zu einer Entmischung vormals gemischter Buchenwälder führen, haben Studien in Naturwaldreservaten in FFH-Gebieten deutschlandweit als klaren Trend ergeben (Meyer et al. 2016). Dies aber führt, wie die zitierten Studien aus dem Hainich und Nordsteigerwald gezeigt haben, direkt zu einem Rückgang der Artenvielfalt auch bei den untersuchten wirbellosen Gruppen. Es ist mithin nicht der fehlenden Wirksamkeit des FFH-Gebietsnetzes anzulasten, dass die Unterschiede zu Wäldern außerhalb der FFH-Gebiete insgesamt nicht sehr groß sein mögen, sondern der naturschutzfachlichen Ambivalenz der durch den Schutzstatus bedingten Entwicklungen in diesen Gebieten.

Beim Vergleich der Artenausstattung genutzter und ungenutzter Wälder gilt aufgrund der dargestellten Zusammenhänge im Übrigen stets zu bedenken, dass die ungenutzten Wälder oft noch mehr oder weniger stark durch vorherige Nutzung geprägt sind. So sind die Mischbaumartenanteile in aller Regel deutlich höher als sie es wären, wenn eine reine Konkurrenzregelung der Baumartenzusammensetzung erfolgen würde (z. B. Detsch 1999). Entsprechend der Bedeutung von Mischbaumarten für die Artenvielfalt schneiden manche Naturwälder daher im Vergleich in dieser Hinsicht zu gut ab, wenn man ihre Bedeutung längerfristig und als Strategie betrachtet. Gleiches gilt, wenn Waldreservate unter »Buchenwäldern« subsummiert werden, die auch Forstbereiche, Forstwege und ihre Wegränder sowie Sonderstandorte wie Quellen und Feuchtwälder beinhalten (z. B. Dorow & Flechtner 1999). Andererseits werden in ungenutzten Wäldern durchaus auch Arten hinzukommen, die diese Wälder erst nutzen können, wenn sie wirklich alt sind. Ohnehin ergibt sich der Wert aller Waldbehandlungstypen als Gamma-Diversität erst aus der Vielfalt derselben in einer Landschaft, was auch speziell in Bezug auf Buchenwälder gilt und eindrucksvoll von Ammer et al. (2017) belegt wurde. Der Vergleich, den Leibl & Müller (2011) basierend auf Daten über mehrere europäische Großregionen angestellt haben und wonach »ungenutzte Wälder artenreicher« sind, hinkt in verschiedener Hinsicht und kommt nur zu diesem Ergebnis, weil auch völlig andere Naturräume und die dortige Plantagenforstwirtschaft einbezogen wurden. Für Mitteleuropa trifft er ausdrücklich nicht zu.

Die Ergebnisse der Forschung zeigen klar, dass es zum Erhalt aller in Buchenwäldern vorkommenden Arten auch Gebiete bedarf, in denen sich Buchenwälder ungenutzt entwickeln können, in ausreichender Flächenrepräsentanz kleiner und großer Flächen und hinreichend vernetzt, wie dies im Grundsatz auch in erheblichem Maße realisiert ist (Überblicke und Bewertungen vgl. Bohn 1992, Thomas et al. 1995, Jeschke 1998). Da in Mitteleuropa mit seinen vegetationsgeschichtlich jungen Buchenwäldern praktisch alle der anspruchsvollen Arten auch in anderen Waldtypen vorkommen können, ist eine überstarke Fokussierung auf den Schutz speziell von Buchenwäldern naturschutzfachlich schlichtweg nicht gerechtfertigt und versperrt den Blick auf die Bedeutung vielfältiger Standorte und ihrer Waldgesellschaften, von räumlicher und zeitlicher Kontinuität und von vielfältigen Mischwäldern im Konzert der geschützten, nutzungsfreien wie auch der und unter Artenschutzgesichtspunkten behandelte Wälder.

Ausblick

Im westlichen Mitteleuropa sind nur wenige Arten auf die Buche als Wirtsbaum oder auf Buchenwälder streng spezialisiert. Buchenwälder sind daher Heimat vor allem von Arten, die auch in anderen Waldlebensräumen leben können. Dies erklärt sich u. a. durch die relativ kurze Habitattradition von Buchenwäldern nach der Eiszeit. Jene Arten, die hier tatsächlich relativ stark an Buchen angepasst sind, finden sich häufig in genutzten wie in ungenutzten Buchenwäldern und sind oftmals sogar regelrecht häufig. In Regionen Europas mit viel längerer Tradition des Vorkommens von Buchenwäldern, in denen zudem zum Teil noch Buchenurwälder vorkommen, sind diese Zusammenhänge anders. Hier treten sehr viel artenreichere Artengemeinschaften in den Buchenwäldern auf, darunter zahlreiche Spezialisten und sogar Regional-Endemiten (z. B. Komposch et al. 2017). Im westlichen Teil Mitteleuropas kommt in diesem Kontext v. a. Eichenmischwäldern, Hangmischwäldern und Hartholzauenwäldern eine besondere Bedeutung zu. Sie sind im Vergleich zu Buchenwäldern viel artenreicher, oft lichter und vielschichtiger aufgebaut und verfügen über eine größere Zahl von Lebensraum-Spezialisten. Der Erhalt vielfältiger genutzter und ungenutzter Buchenwälder und der anderen, nicht minder wertvollen Waldlebensräume muss durch das Netzwerk Natura 2000 mit der FFH-Richtlinie gewährleistet werden, so dass auch, aber nicht speziell Buchenwälder in Mitteleuropa in

ihrer Vielfalt gesichert sind. In den aus der Nutzung genommenen Buchenwäldern in Schutzgebieten werden sich in den kommenden Jahrzehnten auf erheblicher Fläche Alt- und Zerfallsphasen entwickeln und den Mangel an diesen Entwicklungsphasen ausgleichen. Eine Notwendigkeit für zusätzliche, fundamental andere Schutzinstrumente oder -konzepte konnte für das westliche Mitteleuropa aus den dargelegten Zusammenhängen nicht abgeleitet werden.

Danksagung

Franz Kroihner (Thünen-Institut) wird für die zur Verfügung gestellten Auswertungen der BWI³ gedankt.

Literatur

Abs, C.; Ewald, J.; Walentowski, H.; Winter, S. (2008): Untersuchungen zur Schattentoleranz von Baumarten auf Grundlage der Datenbank bayerischer Naturwaldreservate. – *Tuexenia* 28: 23-40

Aßmann, T. (1999): The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany. – *Biodiversity and Conservation* 8: 1499-1515

Ammer, C.; Schall, P.; Goßner, M.; Fischer, M. (2017): Waldbewirtschaftung und Biodiversität: Vielfalt ist gefragt! – *AFZ/Der Wald* 17: 20-25

Azuara, J.; Lebreton, V.; Peyron, O.; Mazier, F.; Combourieu-Nebout, N. (2018): The Holocene history of low altitude Mediterranean *Fagus sylvatica* forests in southern France. – *J. Vege. Sci.* 229: 438-449

Bastian, J.; Ebert, G.; Friedrich, E.; Frisch, D.; Hafner, S.; Herrmann, G.; Hofmann, A.; Hohner, W.; Meineke, J.-U.; Starnecker, G.; Steiner, A.; Trusch, W.; Wagner, W.; Waitzmann, M. (2005): Die Schmetterlings Baden-Württembergs. Bd. 10. – Stuttgart, 426 S.

Bertsch, K. (1947): Der Wald als Lebensgemeinschaft (3. Aufl.). – Ravensburg, 224 S.

Blaschke, M.; Helfer, W.; Ostrow, H.; Hahn, C.; Loy, H.; Bußler, H.; Kriegelsteiner, L. (2009): Naturnähezeiger – Holz bewohnende Pilze als Indikatoren für Strukturqualität im Wald. – *Natur und Landschaft* 84(12): 560-566

Böhme, J. (2001): Phytophage Käfer und ihre Wirtspflanzen in Mitteleuropa. Ein Kompendium – Heroldsberg, 132 S.

Böhmer, K.; Kauder, B. (1990): Das Naturschutzgebiet Rohrberg im Spessart – ein Relikt historischer Waldnutzung oder Rest eines Eichenurwaldes. – *Mainzer Geographische Studien* 34: 101-120

Bohn, U. (1992): Buchen-Naturwaldreservate und Buchenwald-Naturschutzgebiete in Mitteleuropa – Überblick und naturschutzfachliche Bewertung. – *NZ-NRW-Seminarbericht* 12: 56-64

Bullock, J.A. (1992): Host plants of British beetles: a list of recorded associations. – *Coleopt. Handbook, Suppl./The Amateur Entomol.* 11a, Feltham, 24 S.

Burckhardt, D. (2002): Verzeichnis der Blattflöhe Mitteleuropas mit Wirtspflanzenangaben (Insecta, Hemiptera, Psylloidea). In: Werner Witsack (Hrsg.): *Beiträge zur Zikadenkunde*. Nr. 5

Brändle, M.; Brandl, R. (2001): Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. – *J. Anim. Ecol.* 70(3): 491-504

Brunet, J.; Fritz, Ö.; Richnau, G. (2010): Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. – *Ecol. Bull.* 53: 77-94

Bußler, H.; Müller, J.; Dorka, V. (2005): European Natural Heritage: the saproxylic beetles in the proposed parc national Defileull Jiului. – *Anale CAS* 48: 3-19

Bußler, H.; Walentowski, H. (2010): Sind Urwaldreliktarten in bayerischen Reservaten an naturnahe Wälder gebunden? – *Forstarchiv* 81 (2): 82

Casale, A.; Brandmayr, P. (1985): Ricerche faunistico-ecologiche sui Colietteri Carabidi della faggetta di Rezzo (Alpi Liguri Occidentali). – *Boll. Mus. Reg. Sci. Nat. Torino* 3(2): 355-368

Cernecka, L.; Mihal, I.; Gajdo, P.; Jarcuska, B. (2019): The effect of canopy openness of European beech (*Fagus sylvatica*) forests on ground-dwelling spider communities. – *Insect Conservation and Diversity*. doi: 10.1111/icad.12380

Coope, G.R. (1995): Insect faunas in ice age environments: why so little extinction?. – In: Lawton, J.H. & May, R.M. (Eds.): *Extinction rates*. – Oxford: 55-74

Detsch, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt. Ein Vergleich ausgewählter waldökologischer Parameter aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern des Hienheimer Forstes. – *Diss. LMU München*, 208 S.

Deckert, J.; Wachmann, E. (2020): Die Wanzen Deutschlands. – Wiebelsheim, 715 S.

Dingler, H. (1906): Der Metzgergraben, ein Urwaldrest im Spessart und seine Erhaltung. – *Spessart (Monatsschrift des Spessartbundes)* 1(5): 1-4

Dorow, W.; Flechtner, G. (1999): Ergebnisse umfassender Faunenuntersuchungen in montanen Buchenwäldern auf Basalt und Buntsandstein in Hessen. – *NUA Seminarbericht* 4: 176-192

Eißfeller, V. (2013): Tree species as determinants of the structure of oribatid mite communities (Oribatida) and the incorporation of plant carbon and nitrogen into the soil animal food web. – *Biodiv. and Ecol. Series, Ser. B (Diss. Univ. Göttingen)*, 140 S.)

Eißfeller, V. (2010): Muster und Mechanismen der Wirkung unterschiedlicher Baumartendiversität auf die Bodenfauna an der Schnittstelle Boden-Streu und in der Rhizosphäre. – *BfN-Skripten* 265: 9-15

Eißfeller, V. (2013): Incorporation of plant carbon and microbial nitrogen into the rhizosphere food web of beech and ash. – *Soil Biol. Biochemistry* 62: 76-81

- Eißfeller, V.; Langenbruch, C.; Jakob, A.; Maraun, M.; Scheu, S. (2013): Tree identity surpasses tree diversity in affecting the community structure of oribatid mites (Oribatida) of deciduous temperate forests. – *Soil. Biol. Biochemistry* 63: 154-162
- Fischer, A.; Jantsch, M.C.; Müller-Kroehling, S. (2014): Buchenwald-Lebensgemeinschaften im Klimawandel. – *Allg. Forst- u. Jagd-Zeitung* 185 (3/4): 71-81
- Frei, M. (1941): Der Anteil der einzelnen Tier- und Pflanzengruppen am Aufbau der Buchenbiocoenosen in Mitteleuropa. – *Ber. Geobot. Forschungsinst. Rübel Zürich* 1940: 11-25
- Frei-Sulzer, M. (1941): Erste Ergebnisse einer biocoenologischen Untersuchung schweizerischer Buchenwälder. – *Ber. Schweiz. Bot. Ges.* 51: 479-530
- Fuhrmann, M. (2007): Mitteleuropäische Wälder als Primärlebensraum von Stechimmen (Hymenoptera, Aculeata). – *Linzer. biol. Beitr.* 39: 901-917
- Fuhrmann, M. (2009): Bienen und Wespen im geschlossenen Buchenwald. – *Natur in NRW* 2: 28-31
- Fuhrmann (2012): Die Wegwespenfauna (Hymenoptera: Pompilidae) unterschiedlicher Waldstandorte des Nationalparks Kellerwald-Edersee. – *Ampulex* 4: 5-20
- Gehlhar, U. (2016): Buchen-Naturwaldreservate in Mecklenburg-Vorpommern. – *AFZ/Der Wald* 12: 20-24
- Goßner, M.; Engel, H.; Blaschke, M. (2007): Factors determining the occurrence of Flat Bugs (Aradidae) in beech dominated forests. – *Waldökologie online* 4: 59-89
- Grundmann, V. (2009): Integrativer Naturschutz im Buchen-Wirtschaftswald. – *pro Wald* (Hrsg. Deutscher Forstverein) März 2009: 23-26
- Gruppe, A.; Müller, J. (2007): Distribution of Neuropterida in beech dominated forests in southern Germany. – *A#nn. Mus. Civv. St. Nat. Ferrara* 8 (2005 [2007]): 145-152
- Gruppe, A.; Sobek, S. (2011): Effect of tree species diversity on the neuropterid community in a deciduous forest. – *Acta Ent. Slovenica* 19(1): 17-28
- Hagge, J. et al. (2019): Congruent patterns of functional diversity in saproxylic beetles and fungi across European beech forests. *Journal of Biogeography*. 46. 10.1111/jbi.13556.
- Hanstein, U. (2000): Vom Geheimnis des Alterns – am Beispiel nordwestdeutscher TieflandBuchenwälder. – *Forst und Holz* 55 (15): 477-480; Alfeld
- Heinrichs, S.; Schmidt, W. (2013): Windwurf und Eisbruch im Buchenwald: eine Chance für Eiche und andere Baumarten? Ergebnisse aus vier Naturwaldreservaten. – *Forstarchiv* 84(6): 131-197
- Heydemann, B. (1982): Der Einfluss der Waldwirtschaft auf die Wald-Ökosysteme aus zoologischer Sicht. – *Schriftenr. Dt. Rat für Landespflege* 40: 926-944
- Jakuczun, L. (1979): Characteristics of the grouping of carabid beetles in the Carpathian beechwood of the Tatra National Park. *Ekol. Pol.* 27: 449-462
- Jeschke, L. (1999): Buchennaturwald-Reservate in Deutschland. – ein Beitrag zur Bewahrung des europäischen Naturerbes. – *NUA-Seminarbericht* 4: 233-241
- Henkel, A.; Hese, S.; Thiel, C. (2022): Erhöhte Buchenmortalität im Nationalpark Hainich? – *AFZ/Der Wald* 3: 26-29
- Hölzel, H. (1957): Die Bodenfauna eines während der Eiszeit persistierenden Buchenwaldes am Südhang der Koralpe. – *Carinthia II* 67: 111-139
- Infusino, M.; Scalerio, S. (2018): The importance of beech forests as reservoirs of moth diversity in Mediterranean Basin (Lepidoptera). – *Fragmenta entomologica* 50(2): 161-169
- Krah, F.-S.; Bässler, C. (2021): Totholzpilze – Baumart wichtiger als Totholzgröße und Besonnung. – *AFZ/Der Wald* 16: 22-23
- Leuschner, C.; Glatthorn, J.; Kaufmann, S.; Feldmann, E.; Klingenberg, E. (2021): Ökosystemfunktionen von Buchen-Urwäldern: Kohlenstoffbindung und Pflanzendiversität. – *Nationalpark Unteres Odertal* 2020(3): 28-37
- Loy, H. (2004): Die Spessarteiche im Kampf ums Überleben. – *Der Spessart* 1/2004: 3-7
- Jahn H.; Nespiak, A.; Tüxen, R. (1967): Pilzsoziologische Untersuchungen in Buchenwäldern (Carici-Fagetum, Melico-Fagetum und Luzulo-Fagetum) des Wesergebirges. – *Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem., N. F.* 11/12: 159-197
- Kompa, T.; Schmidt, W. (2002): Vegetationsentwicklung nach Windwurf in Buchenwäldern des südwestlichen Harzvorlandes – »Treffpunkt Biologische Vielfalt II« (Hrsg. BfN): 125-131
- Komposch, C.; Paill, W.; Aurenhammer, S.; Graf, W.; Degasperri, G.; Dejaco, T.; Frieß, T.; Holzinger, W.; Rabitsch, W.; Schied, J.; Volkmer, J.; Wieser, C.; Zimmermann, P.; Aigner, S.; Egger, G.; Pöllinger, U. (2017): Endemitenberg Koralpe, ein einzigartiger Gebirgsstock der österreichischen Zentralalpen. Taxaübergreifende Analyse und drohender Biodiversitätsverlust. – *Entomologica austriaca*. 24. 172-174
- Korpel, S. (1995): *Urwälder der Westkarpaten*. Stuttgart, 310 S.
- Lorenz, J. (2010): »Urwaldrelikt«-Käferarten in Sachsen. *Sächs. – Ent. Z.* 5, S. 69-98
- Martinez del Castillo, E. et al. (2022): Climate-change-driven growth decline of European beech forests. *Communications Biology*. 5. – doi 10.1038/s42003-022-03107-3
- Mergner, U. (2018): Das Trittsteinkonzept: Naturschutz-integrative Waldbewirtschaftung schützt die Vielfalt der Waldarten. *Fabrikschleichach*, 136 S.
- Mergner, U.; Bußler, H (2007): Der Buchenprotz – Elitebaum für die Artenvielfalt des Waldes. – *AFZ/Der Wald* 4, S. 164-165
- Mette, T.; Dolos, K.; Meinardus, C.; Bräuning, A.; Reineking, B.; Blaschke, M.; Pretzsch, H.; Beierkuhnlein, C.; Gohlke, A.; Wellstein, C. (2013): Climatic turning point for beech and oak under climate change in Central Europe. – *Ecosphere* 4(12): 1-19
- Meyer, P.; Schmidt, M.; Blick, T.; Brunet, J.; Dorow, W.; Hakes, W.; Haerdle, W.; Heinken, T.; Hertel, D.; Knapp, H.; Leuschner, C.; Oheimb, G.; Otte, V.; Schmidt, W. (2011): Stellungnahme zu

- Walentowski H. et al. (2010). Sind die deutschen Waldnaturschutzkonzepte adäquat für die Erhaltung der buchenwaldtypischen Flora und Fauna? Eine kritische Bewertung basierend auf der Herkunft der Waldarten des mitteleuropäischen Tief- und Hügellandes. *Forstarchiv* 81, 195-217. – *Forstarchiv*. 82. 62-66
- Meyer, P.; Blaschke, M.; Schmidt, M.; Sundermann, M.; Schulte, U. (2016): Wie entwickeln sich Buchen- und Eichen-FFH-Lebensraumtypen in Naturwaldreservaten? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48(1): 5-14
- Meyer, P.; Spinu, A.P.; Mölder, A.; Bauhus, J. (2021): Management alters drought-induced mortality patterns in European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. – *Plant Biology* doi:10.1111/plb.13396
- Michler, B.; Fischer, H.; Fischer, A. (2020a). Die zukünftige pnV Bayerns. *LWF aktuell* 119. 46-49
- Michler, B.; Fischer, H.; Fischer, A. (2020b): High resolution predictive modelling of potential natural vegetation under recent site conditions and future climate scenarios: Case study Bavaria. – *Tuexenia* 39: 9-40
- Mosandl, R.; Sinner, E.; Klockow, F.; Leider, W.; Schramm, F.; Schuhbeck, K.; Storath, H.; Zimmerer, V. (2017): Das NSG Metzgergraben-Krone im Hochspessart. – *AFZ/Der Wald* 15: 17-20
- Mölder, A.; Streit, M.; Schmidt, W. (2014): When beech strikes back: How strict nature conservation reduces herb-layer diversity and productivity in Central European deciduous forests. – *Forest Ecology and Management* 319 51-61
- Mölder, A.; Tiemeyer, V. (2019): Die Verjüngung der Rotbuche durch Absenker. *Waldbauliche Verfahren, Geschichte und Bedeutung für den Naturschutz*. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 51(05): 218-225
- Müller, J.; Bußler, H.; Bense, U.; Brustel, H.; Flechtner, G.; Fowles, A.; Kahlen, M.; Möller, G.; Mühle, H.; Schmidl, J.; Zabransky, P. (2005): Urwald relict species – Saproxyllic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie online* 2, S. 106-113
- Müller, J.; Brunet, J.; Brin, A.; Bouget, C.; Brustel, H.; Bussler, H.; Förster, B.; Isacson, G.; Köhler, F.; Lachat, T.; Gossner, M. (2012): Implications from large-scale spatial diversity patterns of saproxyllic beetles for the conservation of European Beech forests. *Insect Conservation and Diversity*, doi: 10.1111/j.1752-4598.2012.00200.x
- Müller, J.; Leibl, F. (2011): Unbewirtschaftete Wälder sind europaweit artenreicher. *AFZ/Der Wald* 20, S. 20–21
- Müller-Kroehling, S. (2009): Endemische Laubwald-Laufkäfer in bayerischen Buchen- und Schluchtwäldern. – *LWF-Wissen* 61: 57-66
- Müller-Kroehling, S. (2013): Biodiversitätskriterien für Nachhaltigkeit im Wald. – *LWF Wissen* 72 »Wald und Nachhaltigkeit«: 59-71
- Müller-Kroehling, S. (2022): Buchenwälder Mitteleuropas sind artenarm – zumindest an treuen und monophagen Arten. – *AFZ der Wald* 18/22: in Druck.
- Müller-Kroehling, S.; Jantsch, M.C.; Fischer, H.S.; Fischer, A. (2014): Modelling the effects of global warming on the ground beetle fauna of beech forests in Bavaria, Germany. – *Eur. J. Entomol.* 111(1): 35-49
- Müller-Kroehling, S.; Zehetmair, T. (2014): Laufkäfer in den Kronen europäischer Buchenwälder – *Angewandte Carabidologie* 10: 101-107
- Nickel, H. (2003): The leafhoppers and planthoppers of Germany (Hemiptera, Auchenorrhyncha): patterns and strategies in a highly diverse group of phytophagous insects. – *Pensoft, Sofia und Moskau*. 460 pp.
- NUA (1999): Buchennaturwald-Reservate – unsere Urwälder von morgen. – *NUA-Seminarbericht* 4, 316 S.
- Panek, N. (2016): Deutschland – Deine Buchenwälder. Daten – Fakten – Analysen. – *Vöhl-Basdorf*, 208 S.
- Rabitsch, W.; Essl, F. (2009): Endemiten – Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt. – *Klagenfurt und Wien*, 924 S.
- Rheinheimer, J.; Hassler, M. (2010): Die Rüsselkäfer Baden-Württembergs. – *Karlsruhe*, 944 S.
- Rheinheimer, J.; Hassler, M. (2018): Die Blattkäfer Baden-Württembergs. – *Karlsruhe*, 928 S.
- Rizun, V.B.; Chumak, V.O. (2003): Carabid beetle communities in virgin Beech forests of the Ukrainian Carpathians. – *Vestnik Zoologii Suppl.* 16: 114-120 (in ukrainischer Sprache)
- Rohner, B.; Bugmann, H.; Brang, P.; Wunder, J. & Bigler, C. (2013): Eichenrückgang in Schweizer Naturwaldreservaten. *Schweiz. Z. Forstwes.* 164 (11): S. 328–336.
- Rüther, C.; Walentowski, H. (2008): Tree species composition and historic changes of the Central European oak/beech region. – In: Floren, A. & Schmidl, J. (Hrsg.): *Canopy arthropod research in Europe*, S. 61-88
- Ruppert, O.; Klemmt, H.-J.; Schölch, M.; Wurm, A.; Reiter, B.; Oesterle, N.; Aas, G. (2016): Wenn die Verjüngung ausbleibt. Ergebnisse zur Erforschung ausbleibender Rotbuchen-Naturverjüngung im FFH-Gebiet »Buchberg«. – *LWF aktuell* 3/2016: 36-38
- Schardt, M.; Fauster, B.; Gruppe, A.; Schopf, R. (2008): Einfluss der Blattposition auf Befallshäufigkeit und Entwicklungserfolg von *Rhynchaenus fagi* L. (Coleoptera: Curculionidae) an Buche (*Fagus sylvatica* L.). – *Mitt. DGaE* 15: 41-44
- Schmidt, W. (2002): Zur Entwicklung der Verjüngung in zwei Femellücken eines Kalkbuchenwaldes. – *Forst & Holz* 7: 201-205
- Schneider, H.; Karasch, P. (2022): Diversität holzbewohnender Pilze in nutzungsfreien Buchenwäldern. – *AFZ/Der Wald* 3: 30-34
- Schnell, A. (2004): Die Mär vom strukturarmen Buchenurwald. *LWF aktuell* 47: 32-34
- Schubert, H. (1998): Untersuchungen zur Arthropodenfauna im Baumkronen – ein Vergleich von Natur- und Wirtschaftswäldern. – *Diss. Forstwiss. Fak. LMU München*, 154 S.

Schulze, E.-D.; Müller-Kroehling, S.; Görner, M.; Walentowski, H. (2018): Integrativer Naturschutz aus Sicht der Geobotanik und Ökologie. *AFZ/DerWald* 3: S. 30-33

Sobek, S.; Goßner, M.; Scherber, C.; Steffan-Dewenter, I.; Tscharnke, T. (2009a): Tree diversity drives abundance and spatiotemporal diversity of true bugs (Heteroptera). – *Ecological Entomology* 34: 772-782

Sobek, S.; Steffan-Dewenter, I.; Scherber, C.; Tscharnke, T. (2009b): Spatiotemporal changes of beetle communities across a tree diversity gradient. – *Diversity and Distributions* 15: 660-670

Sperber, G. (2002): Buchenwälder – deutsches Herzstück im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. – *Jb. Ver. Schutz Bergwelt* 67: 167-194

Taeger, A.; Altenhofer, E.; Blank, S.M. (1998): Kommentare zur Biologie, Verbreitung und Gefährdung der Pflanzenwespen Deutschlands. – In: Taeger, A. & Blank, S. M. (Hrsg.): *Pflanzenwespen Deutschlands (Hymenoptera, Symphyta)*: 49-135

Thomas, A.; Mrotzek, R.; Schmidt, W. (1995): Biomonitoring in naturnahen Buchenwäldern. (Abschlußbericht F+E-Vorhaben). – *Angewandte Landschaftsökologie* 6, 151 S.

Tomiczek, C.; Perny, B.; Cech, T. (2006): Zur Waldschutzsituation der Buche. – *BFW-Praxisinformation* 12: 19-21

Vogel, S.; Bußler, H.; Finnberg, S.; Müller, J.; Stengel, E.; Thorn, S. (2020): Diversity and conservation of saproxylic beetles in 42 European tree species: an experimental approach using early successional stages of branches. – *Insect Conservation and Diversity* 14: 132-143

Walentowski, H.; Bußler, H.; Bergmeier, E.; Blaschke, M.; Finkeldey, R.; Gossner, M.; Litt, T.; Müller-Kroehling, S.; Philippi, G.; Pop, V.V.; Reif, A.; Schulze, E.-D.; Strätz, C.; Wirth, V. (2010): Sind die deutschen Waldnaturschutzkonzepte adäquat für die Erhaltung der buchenwaldtypischen Flora und Fauna? Eine kritische Bewertung basierend auf der Herkunft der Waldarten des mitteleuropäischen Tief- und Hügellandes. – *Forstarchiv* 81, 195-217

Walentowski, H.; Müller-Kroehling, S.; Bergmeier, E.; Bernhardt-Römermann, M.; Gossner, M.M.; Reif, A.; Schulze, E.-D.; Bußler, H.; Strätz, C.; Adelman, W. (2014): Faunal diversity of *Fagus sylvatica* forests: A regional and European perspective based on three indicator groups. – *Ann. For. Res.* 57(2): 215-231

Winter, S. (2005): Ermittlung von Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. – *Diss. TU Dresden*, 311 S. + Anh.

Winter, S. (2006): Naturnähe-Indikatoren für Tiefland-Buchenwälder. – *Forstarchiv* 77: 94-101

Wittland, W.; Seliger, R.; Pardey, A. (2021): Die Nachtfalter im Nationalpark Eifel. Untersuchungsergebnisse der Jahre 2007 bis 2018. – Hrsg.: Nationalparkforstamt Eifel. – *Schriften Nationalpark Eifel* 9, 288 S..

Zehetmair, T.; Müller, J.; Zharov, A.; Gruppe, A. (2014): Effects of Natura 2000 and habitat variables used for habitat assessment on beetle assemblages in European beech forests. – *Ins. Conservation and Diversity*. doi: 10.1111/icad.12101.

Keywords: Beech forests, European beech, *Fagus sylvatica*, Biodiversity, Nature conservation, Natura 2000, Global responsibility, conservation concepts

Summary: Beech forests would naturally take up the largest share of Central European forests and are presently the most common broadleaved forest type. The area and share of beech forests and beech trees has been increasing steadily in recent decades. Due to its dominance and intolerant nature, beech forests are not particularly species rich. There are relatively few species preferring beech habitat condition or have closely adapted to these. Compared to more southern and southeastern areas of Central Europe with their much longer vegetation tradition and the actual occurrence of virgin beech forests, the historically young beech forests of West Central Europe are poor in habitat specialists. Instead they are dominated by species also living in other habitats. Still, beech forests are home to a certain, although below-average number of species. The protection regime of this habitat consists of a German-wide network of protected sites (Natura 2000) including strict forests reserves and national parks, ensuring a high enough proportion of forests reaching the important decay phase. Without corridors, climate change will lead to massive species loss. This function is provided for by the European network Natura 2000.

Eine ausführlichere Darstellung der in Buchenwäldern vorkommenden Arten veröffentlicht der Verfasser in *AFZ/Der Wald* 18/2022 vom 21.9.2022.

Die Buche in den Bayerischen Naturwaldreservaten

Blaschke, Markus; Wimmer, Norbert und Förster, Bernhard

Schlüsselwörter: Prozessschutz, natürliche Entwicklung, Mischbaumarten, Holzvorräte, Baumhöhen

Zusammenfassung: Im Buchenland Bayern spielt die Buche auch in vielen Naturwaldreservaten eine führende Rolle. Doch neben der Buche verändern sich die Anteile der Mischbaumarten. So verloren Eiche, Fichte und sonstige Mischbaumarten in zahlreichen Naturwaldreservaten an Flächenanteilen, konnten aber auch in mehreren Reservaten ihre Flächenanteile erhöhen. Nach über 40 Jahren Prozessschutz haben die Vorräte der Buchenreservaten in den meisten Reservaten dabei stark zugenommen und vereinzelt die Marke von 1000 Vfm/ha auf den Repräsentationsflächen überschritten. Mit ein Grund sind auch die enormen Baumhöhen, die die Bäume in den Reservaten erreichen können. Sommerstürme waren für die bislang auffälligsten Veränderungen der Strukturen in den Buchenreservaten ursächlich.

Bayern wäre ohne den menschlichen Einfluss heute wahrscheinlich überwiegend mit Buchenwäldern bedeckt. Die Bundeswaldinventur von 2012 ermittelte einen ideellen Flächenanteil der Buche von rund 14 % an der Gesamtwaldfläche Bayerns. Damit ist die Buche mit Abstand der häufigste Laubbaum in den bayerischen Wäldern (Polley et al. 2016). Dementsprechend stark ist sie auch in den bayerischen Naturwaldreservaten (NWR) vertreten, da ein wichtiges Auswahlkriterium für deren Ausweisung darin bestand, möglichst alle in Bayern vorkommenden natürlichen Waldgesellschaften und ihre Standorte zu repräsentieren.

Fast überall mit von der Partie

Mit Ausnahme von einigen Moor-, Bruch-, Au-, ehemaligen Mittel- und Kiefernwäldern kommt die Buche von den Tieflagen wie dem NWR Pfahlloch der Stadt Alzenau auf 180 m ü. NN bis in die Hochlagen des Bayerischen Waldes wie dem NWR Grübel auf 1.200 m ü. NN und der bayerischen Alpen mit den beiden Reservaten Wettersteinwald und Totengraben bis in Höhen von 1.600 m ü. NN vor.

Die Dominanz der Buche spiegelt sich auch in den Daten der Betriebsinventuren der bayerischen Staatswälder wider. Im Zuge dieser periodischen Waldaufnahmen werden NWR im Staatswald, die größer als 20 ha sind, miterfasst und dieselben waldwachstumskundlichen Daten wie in den umliegenden Wirtschaftswäldern erhoben. Dabei ist das Aufnahmeraster der permanenten Probekreise mit 100 m (bzw. 200 m bei großen NWR über 80 ha) sogar noch enger als in den bewirtschafteten Wäldern. Mit Hilfe der erhobenen Daten können Aussagen über die einzelnen Reservate und deren Entwicklung getroffen werden. Die Auswertungen zeigen, dass die Buchenanteile in einigen Reservaten der Rhön, der Fränkischen Alb und des Neuburger Waldes besonders hoch (39–95 %) sind. Bei der Mehrzahl der Reservate bewegt sich der Mischungsanteil der Buche im Bereich von 20 bis 60 % der lebenden Grundfläche und in 58 Naturwaldreservaten mit Inventurraster weist die Buche einen Anteil von mehr als 50 % am Holzvorrat auf.

Gegenüber den Mischbaumarten kann die Buche tendenziell im Grundflächenzuwachs zwischen der Erst- und den Wiederholungsaufnahmen zulegen (Tab. 1, Abb. 1). Es zeichnet sich ab, dass sich die Mischbaumarten mit Ausnahme der Fichte in den vergangenen drei bis vier Jahrzehnten durchaus behaupten konnten. Ein Vergleich von buchendominierten Reservaten mit höheren Anteilen von Mischbaumarten (Eiche, Fichte, sonstige Mischbaumarten) zeigt, dass die Eiche auf den Flächen im Schnitt ihre Grundflächen erhalten kann. Auch die relativen Anteile zur Grundfläche der Buche ändern sich bei vier NWR nur geringfügig, zwei nehmen deutlich ab, eines deutlich zu. Die Fichte hat dagegen merklich an Grundfläche verloren. Das zeigt sich auch beim Vergleich der relativen Grundflächen. In vier NWR gab es eine signifikante Abnahme der Fichte zu Gunsten der Buche, bei vier ein Verharren und lediglich bei einem NWR (Hüttenhänge) konnte eine ansteigende Tendenz festgestellt werden. Hierbei muss aber betont werden, dass die Abnahme der Fichtenvorräte größtenteils nicht auf starke Konkurrenz seitens der Buche, sondern meist auf Borkenkäferbefall zurückzuführen ist.

| Nr. | Naturwaldreservat | Grundfläche erste Aufnahme [m ² /ha] | Grundfläche letzte Aufnahme [m ² /ha] | Änderung [%] | Relative Änderung der Grundflächenanteile der Mischbaumart zu G Buche [%] |
|---|--------------------|---|--|--------------|---|
| Buchenwälder mit Eichenbeimischung | | | | | |
| 1 | Höllgraben | 7,6 | 10,5 | 37,3 | 15,56 |
| 99 | Platte | 4,0 | 4,1 | 2,3 | -0,68 |
| 96 | Habichtsbaum | 1,9 | 1,2 | -35,3 | -2,74 |
| 100 | Donauhänge | 5,9 | 3,5 | -40,3 | -14,44 |
| 120 | Waldhaus | 3,5 | 4,1 | 19,7 | -1,80 |
| 121 | Brunnstube | 1,8 | 1,6 | -9,7 | -4,34 |
| 130 | Schubertswald | 10,9 | 7,9 | -27,2 | -22,14 |
| 157 | Kreuzbuckel | 2,4 | 3,4 | 42,5 | 4,14 |
| Buchenwälder mit Fichtenbeimischung | | | | | |
| 47 | Schmidtsberg | 16,5 | 7,0 | -57,4 | -115,48 |
| 52 | Hammerleite (Ofr.) | 10,9 | 10,6 | -2,6 | -6,07 |
| 62 | Schönwald | 2,7 | 2,3 | -12,4 | -1,41 |
| 81 | Weierbuchet | 7,7 | 7,7 | -0,9 | -1,93 |
| 94 | Frauenberg | 13,0 | 9,5 | -26,7 | -14,17 |
| 103 | Knittelschlag | 17,1 | 12,2 | -28,7 | -21,75 |
| 109 | Naabrangen | 7,0 | 2,5 | -64,7 | -37,56 |
| 133 | Hoher Knuck | 2,4 | 3,3 | 35,4 | 1,34 |
| 144 | Hüttenhänge | 3,0 | 13,0 | 62,0 | 32,12 |
| 150 | Mannsberg | 12,5 | 12,7 | 1,9 | -6,74 |
| Buchenwäldern mit sonstigen Mischbaumarten | | | | | |
| 11 | Göppelt | 9,3 | 9,8 | 6,1 | 2,86 |
| 42 | Wasserberg | 4,0 | 5,9 | 48,2 | 6,31 |
| 44 | Kitschentalrangen | 3,3 | 5,8 | 77,7 | 5,71 |
| 49 | Lohntal | 6,3 | 14,6 | 131,5 | 12,25 |
| 55 | Kienberg | 3,8 | 4,5 | 19,7 | 7,47 |
| 102 | Hammerleite (Ndb.) | 8,4 | 4,3 | -49,2 | -24,10 |
| 105 | Gitschger | 13,7 | 20,3 | 48,3 | 25,50 |
| 122 | Platzer Kuppe | 3,1 | 1,3 | -59,0 | -4,31 |
| 146 | Schloßhänge | 14,9 | 16,1 | 7,9 | -13,70 |

Tabelle 1: Veränderung der Grundflächen von Mischbaumarten in Buchen-NWR mit höheren Beimischungen von Eiche, Fichte und sonstigen Mischbaumarten im Vergleich der ersten und aktuell letzten vorliegenden Betriebsinventur

Die übrigen Mischbaumarten (dabei erreichen insbesondere Bergahorn, Esche, Hainbuche, Spitzahorn, Ulmen und Winterlinde sowie die Europäische Lärche und die Gemeine Kiefer höhere Anteile), konnten dagegen durchaus Grundfläche hinzugewinnen.

Dynamik in Buchen-Naturwaldreservaten

Viele wichtige Erkenntnisse über die Dynamik der Wälder ohne forstliche Nutzung wurden in den vergangenen 40 Jahren aus den rund einen Hektar großen, oft schon in den 1970iger Jahren angelegten Repräsentationsflächen gewonnen. Auf diesen i. d. R. einen Hek-

tar großen Flächen werden alle lebenden Bäume mit einem BHD über 7 cm sowie seit den 1990iger Jahren meist auch das liegende und stehende Totholz erfasst.

Auf den meisten Repräsentationsflächen konnte die Buche ihre Vorräte in den vergangenen mehr als 40 Jahren weiter aufbauen (Abb. 3). Allerdings sind auf einigen Flächen auch bereits Vorratsabnahmen festzustellen.

Die höchsten Holzvorräte weist die Repräsentationsfläche im NWR Knittelschlag bei Kelheim auf (Abb. 3). Dort befanden sich zur jüngsten Aufnahme im Jahr 2021 1044 Vfm/ha bei einer Grundfläche von 47,3 m²/ha. Dieser Vorrat wurde von gerade einmal 184 teils

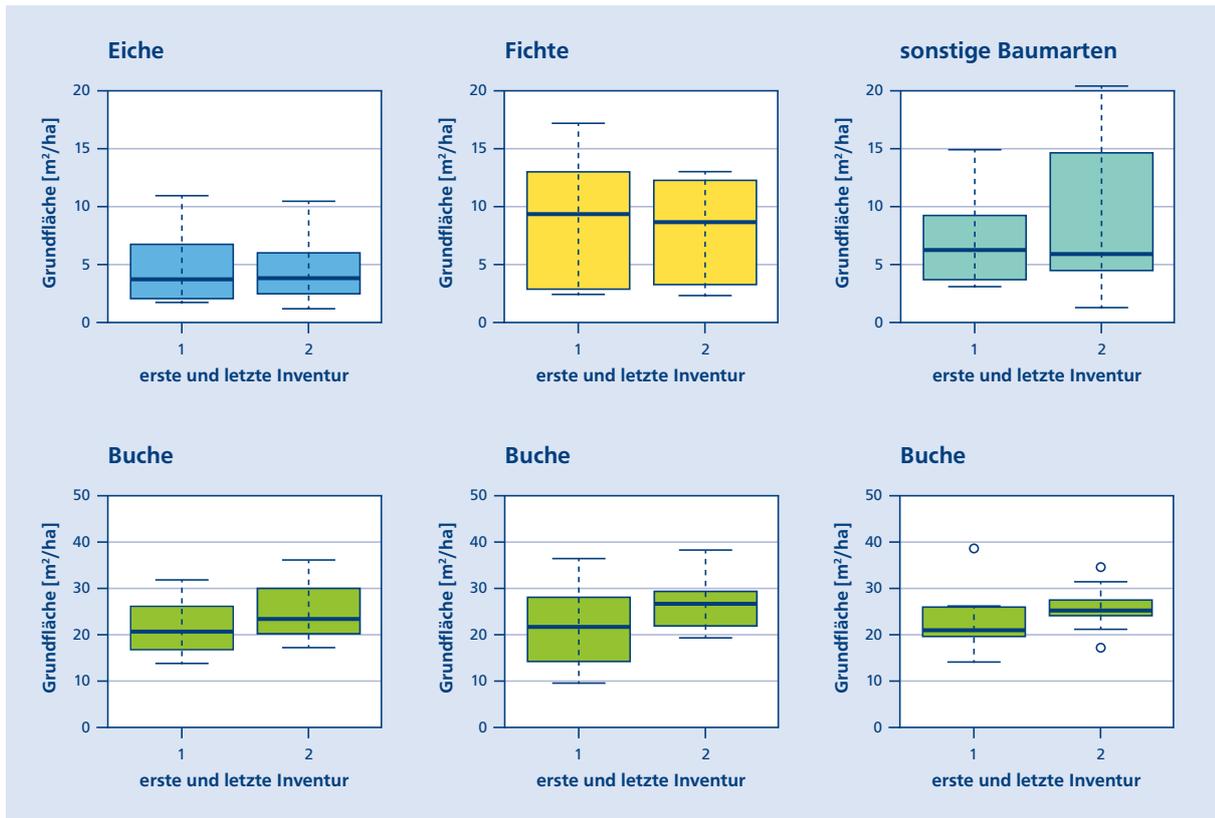


Abbildung 1: Entwicklung der Grundfläche pro Hektar der Mischbaumarten (oben) und der Buche (unten) in den mischbaumartenreichen Buchenwäldern (Tabelle 1) (mit Eiche – links, mit Fichte – Mitte, sonstige mit Mischbaumarten – rechts)

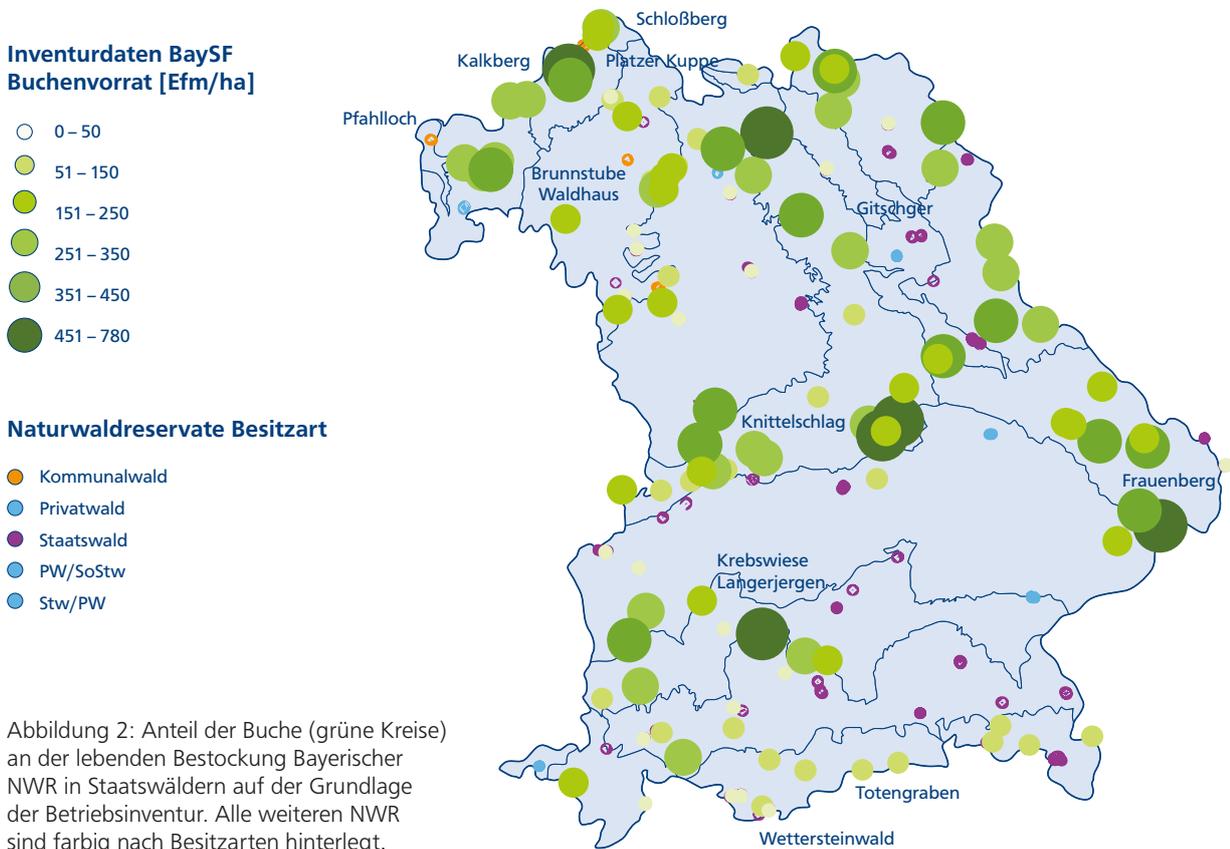


Abbildung 2: Anteil der Buche (grüne Kreise) an der lebenden Bestockung Bayerischer NWR in Staatswäldern auf der Grundlage der Betriebsinventur. Alle weiteren NWR sind farbig nach Besitzarten hinterlegt.

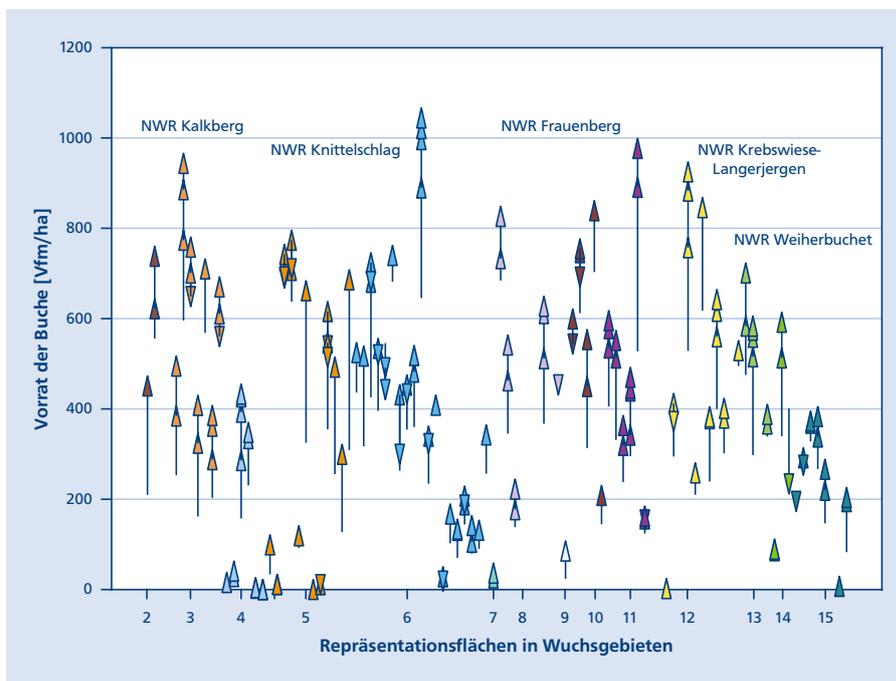


Abbildung 3: Entwicklung der Vorräte der Buche auf den Repräsentationsflächen seit den ersten Aufnahmen der Flächen. (Pfeile nach oben beschreiben einen Vorratszuwachs, Pfeile nach unten einen Vorratsverlust. 2-Spessart, 3-Rhön, 4-Fränkische Platte, 5-Keuper, 6-Frankenalb, 7-Trias, 8-Frankenwald, 9-Opf. Becken, 10-Opf. Wald, 11-Bay. Wald, 12-Tertiär, 13-Altmoräne, 14-Jungmoräne, 15-Alpen)

| Nr. | Naturwaldreservat | BHD in cm (Jahr) | Region |
|-----|-------------------|------------------|------------------|
| 121 | Brunnstube | 127,3 (2018) | Steigerwald |
| 91 | Teufelsgesperr | 117,5 (2016) | Bayerischer Wald |
| 121 | Brunnstube | 116,5 (2018) | Steigerwald |
| 120 | Waldhaus | 115,5 (2018) | Steigerwald |
| 105 | Gitschger | 114,9 (2017) | Nörtl. Oberpfalz |
| 122 | Platzer Kuppe | 114,0 (2019) | Rhön |

Tabelle 2: Die sechs dicksten Buchen in den Repräsentationsflächen der Bayerischen Naturwaldreservate

mächtigen Buchen, mit einem mittleren BHD von 55,3 cm gebildet und ist innerhalb von 42 Jahren um 399 Vfm angewachsen. Das entspricht einem Vorratsaufbau von 9,5 Vfm/ha*Jahr. Beeindruckend hohe Lebendvorräte von Buche wurden auch auf den Repräsentationsflächen der NWR Frauenberg im Bayerischen Wald (976 Vfm/ha), Kalkberg in der Rhön (943 Vfm/ha) und Krebswiese-Langerjergen in Mittelschwaben (924 Vfm/ha) gemessen.

Die Entwicklungen der Vorräte in buchendominierten Repräsentationsflächen dienen auch als Grundlage für eine Kohlenstoffbilanzierung die in diesem Heft (Schulz & Blaschke) vorgestellt wird.

Dicker, höher, vorratsreicher

In manchen der Repräsentationsflächen befinden sich mächtige Baumriesen (Tab. 2). Den Rekord hält derzeit eine Buche im NWR Brunnstube bei Ebrach

(Abb. 5) mit einem BHD von ca. 127 cm. Dass solche Baumriesen ihren Zenit meist schon überschritten haben, zeigt sich auch bei diesem Exemplar. Ihr Stamm brach im Jahr 2013 bei einem Sommersturm in 15 m Höhe ab. Von 1978 bis 2018 konnte der Baum noch um 16 cm auf 127,3 cm BHD zulegen.

In NWR befinden sich tendenziell nicht nur mehr dicke Bäume als im Wirtschaftswald, sondern die Bäume werden auch höher, weil dort eben keine Durchforstungen stattfinden und der Kampf ums Licht das Höhenwachstum antreibt. Dieser Effekt ist beim Laubholz, allen voran der Buche am ausgeprägtesten. In digitalen Oberflächenmodellen heben sich deshalb die ältesten Teile von NWR mit hohen Buchenanteilen vom umgebenden Laubwald als kompakte Flächen deutlich ab, wenn nach der höchsten Kronenschicht gefiltert wird (Abb. 4).

Über ein ganzes Reservat betrachtet, weist das NWR Kalkberg (Abb. 6) in der Rhön gemäß der Betriebs-

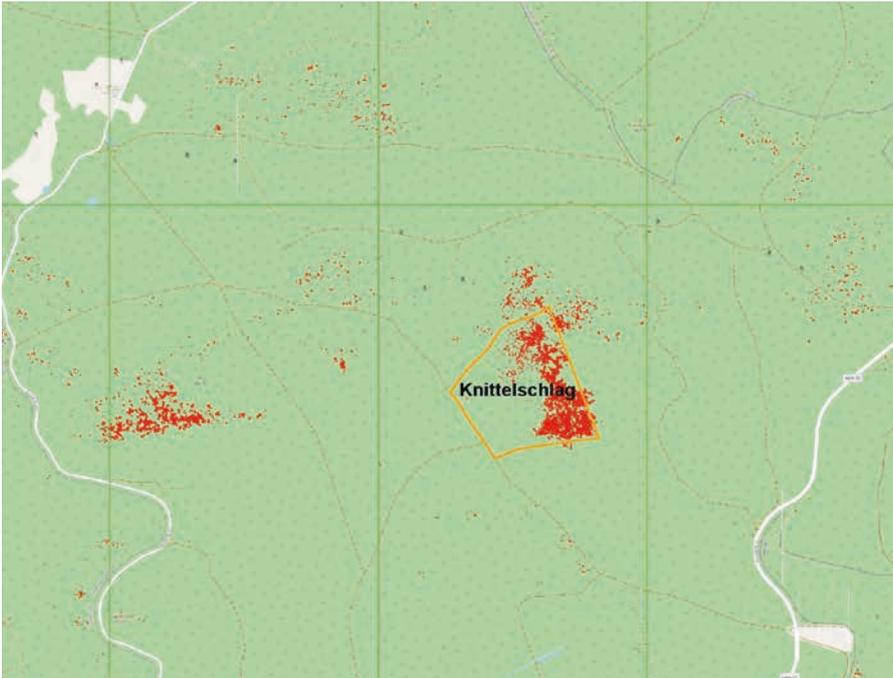


Abbildung 4: Flächen mit Vegetationshöhen über 38,5 m (rot) im Naturwaldreservates Knittelschlag (orange) nordöstlich von Kelheim im Vergleich zum Umfeld – aus den regelmäßig von der Vermessungsverwaltung durchgeführten Befliegungsdaten



Abbildung 5: Buchentotholz im NWR Brunnstube nach dem Sommersturm 2013. Foto: M. Blaschke



Abbildung 6: Repräsentationsfläche des NWR Kalkberg in der Rhön. Foto: M. Blaschke

inventur der BaySF den höchsten Buchenvorrat mit 815 Vfm/ha auf. Dieses Reservat präsentiert sich als ein klassischer »Buchenhallenbestand«.

Mit 185 m³/ha liegt die größte Menge Buchentotholz in der Repräsentationsfläche des NWR Brunnstube, dass 2013 von einem regionalen Sommersturm betroffen wurde. Weitere Flächen mit hohen Buchentotholzmenge waren 1995 in den NWR Schloßberg und Platzer Kuppe in der Rhön zu finden. Seitdem hat dort die Totholzmenge allerdings durch Zersetzungsprozesse wieder deutlich abgenommen.

Aktuelle Entwicklungen

Bei 15 Aufnahmen, die in den beiden Jahren 2020 und 2021 in Repräsentationsflächen mit Buchenanteilen durchgeführt wurden, zeigte sich in elf Fällen gegenüber der Voraufnahme ein weiterer Anstieg der Lebendvorräte, nur in vier Fällen hat sich dieser vermindert. Darunter waren das NWR Sulz bei Donauwörth, das NWR Totengraben, die beide von lokalen Sturmereignissen betroffen waren. Deutliche Hinweise auf Absterbeprozesse in Folge der beiden Trockenjahre 2018 und 2019 waren bei diesen Aufnahmen bisher nicht festzustellen.

Fazit

Als die von Natur aus vorherrschende Baumart in Bayern hat die Buche in den NWR seit Beginn der Ausweisung vor über 40 Jahren ihre Stellung gehalten und teilweise sogar ausgebaut. Die größten Vorratsrückgänge auf einzelnen Teilflächen sind bisher auf Stürme zurückzuführen. Dabei treten insbesondere in Verbindung mit lokalen Sommerstürmen, bei denen die Bäume im vollen Laub stehen, entsprechende Veränderungen der Bestandesstruktur auf. Grundsätzlich kann bei der bisherigen Entwicklung in den Bayerischen Naturwaldreservaten noch keineswegs von einer »Verbuchung« gesprochen werden. So konnten bislang die Mischbaumarten in den untersuchten Beständen weitgehend ihre Grundflächenanteile erhalten. Nur bei der Fichte sind durch Borkenkäferschäden vergleichsweise hohe Rückgänge des Grundflächenanteils in Buchenwäldern zu beobachten gewesen. Großflächige Trockenschäden an der Buche waren auch bei den jüngsten Aufnahmen nach den Trockenjahren 2018 und 2019 in den NWR sind bislang nicht zu erkennen. Dies deutet darauf hin, dass die Buche auch in den kommenden Jahren ihre hohen Anteile an Stammzahlen, Grundfläche und Vorrat in den bayerischen Naturwaldreservaten halten wird.

Literatur

Polley, H.; Hennig, P.; Kroiher, F.; Marks, A.; Oehmichen, K.; Riedel, T.; Schmidt, U.; Schwitzgebel, F. & Stauber, T. (2016): Ergebnisse der Bundeswaldinventur 2012, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Berlin, 277 S.

Keywords: Process protection concept, natural forest development, admixed tree species, standing forest stock, tree height

Summary: In the natural beech country of Bavaria, this species also plays a leading role in many strict forest reserves. But in addition to the beech, the proportions of mixed tree species are changing. Oak, spruce and other mixed tree species lost base area in numerous strict forest reserves, but were also able to increase their base area in several reserves. After more than 40 years of natural process, the stocks of the beech reserves have increased significantly in most of the reserves and occasionally exceeded the mark of 1000 cubic meters/ha on the representative areas. One reason is the enormous tree heights that the trees in the reserves can reach. Summer storms were the cause of the most striking structural changes in the beech reserves to date.



Die Rotbuche und deren Bewirtschaftung im bayerischen Staatswald

Sebastian Höllerl, Walter Faltl, Sonja Jensen, Alexander Schnell, Markus Neufanger, Sabrina Wunderl, Markus Kölbl

Schlüsselwörter: Rotbuche, Bayerische Staatsforsten (BaySF), Buchenbewirtschaftung, Klimawandel, Trockenschäden, Naturschutz

Zusammenfassung: Die Rotbuche, oft auch als die »Mutter des Waldes« bezeichnet, spielt in Europa und damit auch bei den Bayerischen Staatsforsten (BaySF) eine zentrale Rolle im Rahmen des Waldumbaus hin zu klimaresilienten Wäldern. Seit Gründung der BaySF im Jahr 2005 nimmt der Anteil der Buchen und damit der Buchenwälder zu, sie werden älter, erreichen stärkere Dimensionen und werden vorratsreicher. Des Weiteren lässt sich auf Basis der regelmäßigen Forsteinrichtung feststellen, dass der Totholzanteil im Staatswald kontinuierlich zunimmt. Das bewusste Belassen und auch aktive Schaffen von Totholz dienen der Mehrung an Lebensraum für Pilze, Tiere und Pflanzen und damit der Steigerung der Biodiversität.

Vorkommen und Bedeutung der Rotbuche im bayerischen Staatswald

Mit einem Flächenanteil von knapp 19% bzw. rd. 135.300 Hektar und einem Vorratsanteil von knapp 19% bzw. rd. 38,1 Mio. Erntefestmeter ohne Rinde (Efm) ist die Rotbuche die bedeutendste Laubbaumart in den Wäldern der Bayerischen Staatsforsten (BaySF). Sie kommt dabei in fast allen Naturräumen Bayerns vor (Abb. 1). Schwerpunkte ihrer Verbreitung sind die Wuchsgebiete Spessart, Steigerwald und Rhön, sowie große Teile des Juras. Auch im Gebirge und Voralpenland ist sie häufig am Bestandsaufbau der Wälder beteiligt.

Sowohl in Bezug auf die Fläche als auch auf den Vorrat hat die Buche im bayerischen Staatswald in den letzten zehn Jahren stetig zugenommen. Die Fläche stieg von rd. 123.000 Hektar auf rd. 135.000 Hektar an, der Vorrat hat sich in der Zeitspanne von 2011 bis 2021 um ca. 3,4 Mio. Efm erhöht (Abb. 2). Einen wesentlichen Anteil an dieser Entwicklung hat der konsequente

Beteiligung der Buche auf BaySF-Flächen

- keine
- bis 25 %
- 25 bis 50 %
- 50 bis 75 %
- über 75 %

— Wuchsgebietsgrenzen

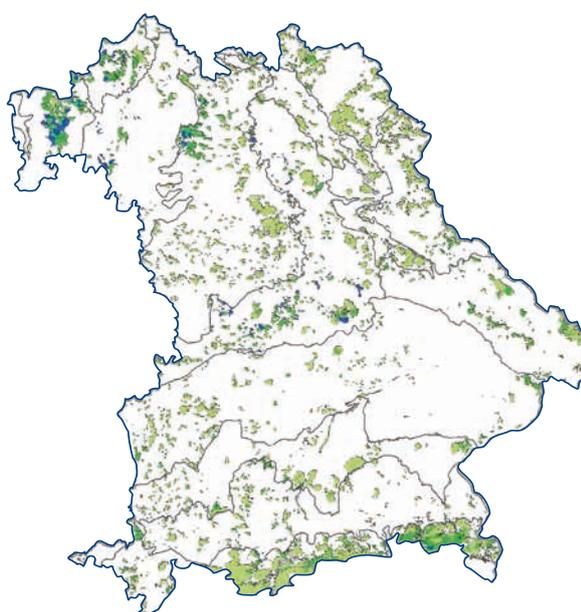


Abbildung 1: Vorkommen der Rotbuche bei den Bayerischen Staatsforsten in der Oberschicht (Prozentual je Distrikt mit Stand 2021)

(Dr. K. Müller, BaySF)

Waldumbau in den bayerischen Staatswäldern, sowie die naturschutzfachliche Berücksichtigung der Buche bei der naturnahen Waldbewirtschaftung. Der Vorratsanstieg ist v. a. in den stärkeren Durchmesserklassen zu beobachten (s. u., Abb. 7).

Auch in der Verjüngung spielt die Buche eine wichtige Rolle. Es werden jährlich rund 7.000 bis 8.000 Hektar nadelholzgeprägte Bestände durch Pflanzung, Saat oder Naturverjüngung, in gemischte, stabile Zukunftswälder umgebaut. Hier hat die Buche einen bedeuten-



Abbildung 2: Entwicklung von Vorrat und Fläche der Buche von 2011 bis 2021

den Anteil. Allein in den Endnutzungsbeständen ist im letzten Jahrzehnt die Fläche mit Buchenverjüngung unter dem Schirm des Altholzes von rund 30.000 Hektar auf rund 39.000 Hektar angestiegen.

Bewirtschaftung von Buchen- und Buchenmischbeständen im bayerischen Staatswald

Mischwälder, wichtiger denn je

In Anbetracht des immer rascher voranschreitenden Klimawandels ist das zentrale Leitbild der Erhaltung und Schaffung standortgemäßer, stabiler, gemischter und klimaangepasster Wälder wichtiger denn je. Vor dem Hintergrund der Konkurrenzkraft der Buche auf sehr vielen Standorten in Bayern gilt es, den richtigen Weg zu finden, um Mischung und Struktur zu erhalten bzw. zu etablieren. Nicht zum Ziel führen gleichmäßige Auflichtungen – z. B. im Rahmen eines Schirmschlags – über die ganze Bestandesfläche hinweg und daraus resultierende flächige, einschichtige Buchenverjüngungen. Vielmehr sollen mischbaumartenreiche, strukturierte und ungleichaltrige Wälder über lange Verjüngungsphasen entstehen, die optimalerweise in dauerwaldartige Waldaufbauformen münden. Die Bewirtschaftung der Buchenbestände soll ihrer hohen naturschutzfachlichen Bedeutung Rechnung tragen, den Ansprüchen der Gesellschaft (z. B. Erholung) gerecht

| Buchenbehandlungsgrundsätze – Orientierungshilfe bessere Standorte – | | | | | |
|---|--|--|---|--|--|
| Alter (Jahre) | 30 40 60 80 | | | | |
| Bestandsoberhöhe | 12 m 17 m 25 m 30 m | | | | |
| Nutzungsart | JP | JD | AD1 | AD2 | VJN |
| Wichtige Pflegeeingriffe | Jungwuchs- bzw. Dickungspflege | Auslesedurchforstung | Lichtwuchsdurchforstung: Durchmesserförderung 100 | Lichtwuchsdurchforstung: Durchmesserförderung 50 | Verjüngung/ Reifung/ Zielstärkennutzung |
| Maßnahmen | Mischbaumartenpflege/ Kandidatensicherung | Förderung der Elitebaumanwärter (inkl. Mischbaumarten) | Umlichtung von 100 Elitebäumen, Unter- und Zwischenstand erhalten | Umlichtung von 50 Elitebäumen, Unter- und Zwischenstand erhalten | Femelartige Einleitung/ Fortführung der VJ und ggf. Voranbau, punktuelle Umlichtung einzelner Elitebäume, Zielstärkennutzung |
| Anzahl Elitebäume bzw. Elitebaumanwärter | ca. 150 | 100 (120) | 100 | 50 | |
| Zahl der Eingriffe (in 10 Jahren) | 0 – 1 | 1 | 1 – 2 | 1 | 1 – 2 |
| Entnahmemenge | | bis 30 Efm/ha und Eingriff | max. 60 Efm/ha und Eingriff | max. 80 Efm/ha und Eingriff | max. 80 Efm/ha und Eingriff (Entnahme von max. 10 – 15 Elitebäumen je Eingriff im Jahrzehnt) |

Abbildung 3: Übersichtsschema der Pflege- und Verjüngungsgrundsätze bei Buche auf besseren Standorten

werden und der Erzeugung des wertgeschätzten erneuerbaren Rohstoffs Holz dienen.

Grundsätze zur Bewirtschaftung von Buchen- und Buchenmischbeständen

Die aktuell gültigen Grundsätze zur Bewirtschaftung von Buchen- und Buchenmischbeständen wurden 2011 bei den Bayerischen Staatsforsten etabliert und werden mittlerweile seit 10 Jahren auf der Fläche umgesetzt.

Das Behandlungskonzept ist so angelegt, dass es sowohl auf Rein- als auch auf Mischbestände angewendet werden kann. Dabei erfolgt eine Differenzierung in bessere und ertragsschwächere Standorte. Die nachfolgenden Kennwerte beziehen sich auf das Grundkonzept, welches das Wachstum der Buche auf besseren Standorten abbildet.

Die bestehenden Waldbestände, oftmals aus altersklassenweiser Bewirtschaftung entstanden, lassen sich in folgende Maßnahmenkategorien (Nutzungsarten) unterteilen (vgl. Übersicht in Abb. 3)

Jungbestandspflege (Oberhöhenbereich bis ca. 12 m):

Mögliche Maßnahmen:

- Mischwuchsregulierung
- Prüfung und ggf. Sicherung der Kandidaten
- Ggf. Astung von Mischbaumarten

In dieser Phase gilt der Grundsatz »Dickung muss Dichtung bleiben«. Oberste Priorität hat die Sicherung von Mischbaumarten. Eine systematische Negativauslese findet nicht statt. Nur in Ausnahmefällen werden stark vorwüchsige Grobformen entnommen, wenn diese die weitere Entwicklung von Kandidaten gefährden.

Ziel in der Jungbestandspflege: Am Ende der Jungbestandspflege ist eine ausreichende Anzahl (ca. 150 Bäume/ha) an gut geformten, wipfelschäftigen und gesunden Kandidaten in entsprechender räumlicher Verteilung vorhanden. Erwünschte Mischbaumarten sind ausreichend beteiligt und der Dichtungsschluss ist gewahrt. Zu frühe und zu starke Pflegeeingriffe, die zur Unterbrechung des Kronenschlusses führen, sind zu unterlassen.

Qualitativ hochwertige Mischbaumarten, wie Douglasie, Lärche oder Kirsche werden ggf. geastet.

Jungdurchforstung Oberhöhenbereich ca. 12 – 17 m):

Maßnahmen:

- Auslesedurchforstung
- Förderung von Mischbaumarten
- Anlage der Feinerschließung

Ziel in der Jungdurchforstung: Bis zum Erreichen einer Oberhöhe von ca. 17 m sind bei rd. 100 (120) qualitativ hochwertigen und stabilen Elitebaumanwärttern (je Hektar) astfreie Schaftlängen von 7 bis 8 m erreicht. Mischbaumarten sind im Auslesekollektiv ausreichend integriert, der Zwischen- und Unterstand ist gesichert.

Augenmerk liegt hier auf der Auslese in Form einer Hochdurchforstung und Förderung von Mischbaumarten. Dazu werden ca. 100 (bis 120) Elitebaumanwärter/ha ausgewählt und wo notwendig gefördert. Geeignete Mischbaumarten zählen dabei zum Kollektiv der Elitebaumanwärter. Eine gleichmäßige Verteilung ist zwar gewünscht, jedoch nicht unbedingt notwendig. Elitebaumanwärter sollen grundsätzlich gut geformt (wipfelschäftig, gerade), vital und gesund sein und möglichst keine Wasserreiser, starke Beulen, große Astnarben und Steiläste oder Zwiesel in V-Form aufweisen. In der Regel genügt ein Eingriff im Jahrzehnt (max. bis 30 Efm/ha, inkl. Feinerschießung 45 Efm/ha). Die Eingriffsstärke ist so bemessen, dass eine leichte Kronenspannung erhalten bleibt, um die natürliche Astreinigung zu erhalten. Die Kronen der Elitebaumanwärter sollen sich zur Vorbereitung auf die Lichtwuchsphase ausreichend stabilisieren, gleichzeitig soll der Unter- und Zwischenstand genügend Lichtgenuss erhalten.

Altdurchforstung (Oberhöhenbereich ca. 17 – 30 m):

Maßnahmen AD 1:

- Lichtwuchsdurchforstung an 100 Elitebäumen/ha
- Förderung von Mischbaumarten

Maßnahmen AD 2:

- Lichtwuchsdurchforstung an 50 Elitebäumen/ha
- Förderung von Mischbaumarten
- Vorhandene Biotopbäume erhalten

Die Altdurchforstung (AD) wird in zwei Phasen unterschieden, wobei in beiden Phasen die Lichtwuchsdurchforstung und somit die Durchmesserförderung und der Kronenausbau gezielt ausgewählter Elitebäume im Vordergrund steht. Auch Mischbaumarten werden immer als Element des Elitebaumkollektivs

baumartenspezifisch gefördert. Je nach standörtlicher Wuchskraft wird am Ende der AD-Phase ein durchschnittlicher Vorrat von ca. 350 Efm/ha angestrebt.

In der AD 1 (Oberhöhenbereich ca. 17–25 m, Alter 40–60 Jahre) erfolgt dies an ca. 100 Elitebäumen/ha. Die Maßnahmen konzentrieren sich ausschließlich auf diese. Es finden keine Entnahmen in den Zwischenfeldern oder vom schlechteren Ende her statt. Die Elitebäume werden schrittweise in mehreren Eingriffen durch die Entnahme von 1–2 Bedrängern in der Krone umlichtet. Die maximale Entnahmemenge je Eingriff liegt bei ca. 60 Efm/ha.

In der AD 2 (Oberhöhenbereich ca. 25–30 m, Alter 60–80 Jahre) werden je Hektar ca. 50 dieser Elitebäume weiterhin gefördert. Damit wird der Kronenausbau weiter forciert und das Absterben grüner Äste soweit möglich vermieden. Darüber hinaus dienen die regelmäßigen Eingriffe der Erhaltung des Unter- und Zwischenstandes. Maßnahmen finden wiederum ausschließlich an den Elitebäumen statt. Die Umlichtung erfolgt in einem mäßigen Eingriff mit der Entnahme von durchschnittlich 1 Bedränger je Elitebaum, maximal werden im Jahrzehnt 80 Efm/ha entnommen.

Die Reduzierung auf 50 Elitebäume/ha ist erforderlich, da ansonsten der Raum für den Kronenausbau der Elitebäume nicht mehr ausreicht. Auch eine Homogenisierung der Bestandesstruktur wird dadurch verhindert und eine größere Anzahl von Bäumen anderer sozialer Klassen bleibt in den Zwischenräumen erhalten. Die in der AD 2 nicht mehr geförderten, ehemaligen Elitebäume profitieren aus der Umlichtung in der AD 1: Sie können bis zum Ende der AD-Phase einen BHD von ca. 45 cm und damit Stammholzdimensionen erreichen. Die in der AD 2 weiter geförderten Elitebäume sollen weiter ausreifen und einen Zieldurchmesser von mind. 65 cm erreichen.

Biotopbäume werden in der AD 2 erhalten und markiert.

Verjüngungsnutzung (Oberhöhenbereich ab ca. 30 m):

Maßnahmen:

- Femelartige Einleitung der Verjüngung unter Belassen von Dunkelfeldern
- Punktuell weitere Umlichtung von Mischbaumarten
- Zielstärkennutzung
- Erhalt von Biotopbäumen, Totholzanreicherung

Die Verjüngung von Buchen- und Buchenmischbeständen setzt frühzeitig ein und erstreckt sich über sehr lange Verjüngungsphasen (50 Jahre und länger). Ziel

ist die Erzeugung von trupp-, gruppen- bis horstweise strukturierten, ungleichaltrigen und mischbaumartenreichen Beständen. Die Elitebäume sollen eine Zielstärke von mind. 65 cm BHD erreichen. Mit Erreichen des Zielvorrats von ca. 350 Efm/ha (auf besseren Standorten auch leicht darüber, auf ertragsschwächeren Standorten darunter) wird durch die Maßnahmen der laufende Zuwachs abgeschöpft; es erfolgt kein weiterer Vorratsaufbau. Nur mit einer Vorratsbegrenzung und femelartigem Vorgehen zur Schaffung unterschiedlichster lichtökologischer Verhältnisse kann sichergestellt werden, dass langfristig Strukturreichtum geschaffen und erhalten wird.

Die Verjüngung wird im Alter von 80 (90) Jahren durch betont femelartige Eingriffe und unter Belassen von Dunkelfeldern eingeleitet. So können erste Ansätze für Ungleichaltrigkeit und Struktur geschaffen werden. In der Verjüngung bereits vorhandene Mischbaumarten werden gefördert bzw. gezielt eingebracht.

Punktuell können die in der AD 2 ausgewählten Elitebäume auch in der Verjüngungsphase im Rahmen der Ausformung von Gruppenschirmstellungen bzw. von Nachlichtungen weiter gefördert werden. In Dunkelfeldern stehende Elitebäume werden nicht begünstigt.

Im weiteren Verjüngungsgang wird über Voranbauten bzw. Naturverjüngungskernen weiter femelartig, gemäß dem Lichtbedürfnis der Voraussverjüngung, nachgelichtet. Nach und nach können weitere Naturverjüngungspartien unregelmäßig über die Fläche verteilt femelartig begünstigt werden. Ab dem Alter 100 bis 110 Jahren können dabei die ersten Elitebäume mit einer Zielstärke von 65 cm BHD verjüngungsorientiert geerntet werden. Bereiche der Dunkelfelder bleiben zunächst von der Zielstärkennutzung unberührt.

Im fortschreitenden Verjüngungsgang verlagern sich die Maßnahmen in Form von differenzierten Zielstärkennutzungen mehr und mehr in die Dunkelfelder, die vorher geschaffenen Lichtstellungen sind nun ausgeformt, sie werden nicht weiter vergrößert. In dem entstehenden Bestandsgefüge gehen die Grenzen zwischen geschlossenen und lichten Partien langsam und ungleichmäßig fließend ineinander über. Zur Gewährleistung einer möglichst langen Verjüngungsphase dürfen maximal 10–15 Elitebäume pro Jahrzehnt geerntet werden.

Über den gesamten Verjüngungsgang hinweg werden vorhandene Biotopbäume erhalten und markiert. Darüber hinaus wird auf gesamter Fläche auf Totholzanreicherung gemäß dem Naturschutzkonzept der BaySF geachtet.

Die Buche im Klimawandel

Das Risiko für Buchenanbau im bayerischen Staatswald bleibt auch in Zukunft überwiegend sehr gering bis gering (Abb. 4), wobei dies standortsdifferenziert betrachtet werden muss (Wechselfeuchte bzw. wechselfeuchte Standorte können trotz geringem Klimarisiko ungeeignet sein). Darüber hinaus geht der allgegenwärtige Klimawandel auch an unserer konkurrenzstärksten Laubbaumart nicht ohne Spuren vorbei. In einigen Regionen wird die Buche aufgrund des fortschreitenden Klimawandels an Vitalität und Konkurrenzkraft verlieren. Insbesondere wird dies in Mittel-, Unter- und Teilen von Oberfranken der Fall sein. Diese Entwicklung war in den genannten Regionen in den Trockenjahren 2018 bis 2020 deutlich erkennbar. Der Trockenstress verursachte vor allem Absterbeerscheinungen in der Oberkrone der Bäume, schütterere Belaubung, Kleinblättrigkeit und vorzeitigen Laubfall bis hin zum vollständigen Absterben der Bäume (Abb. 5).

Klimarisiko Buche 2100

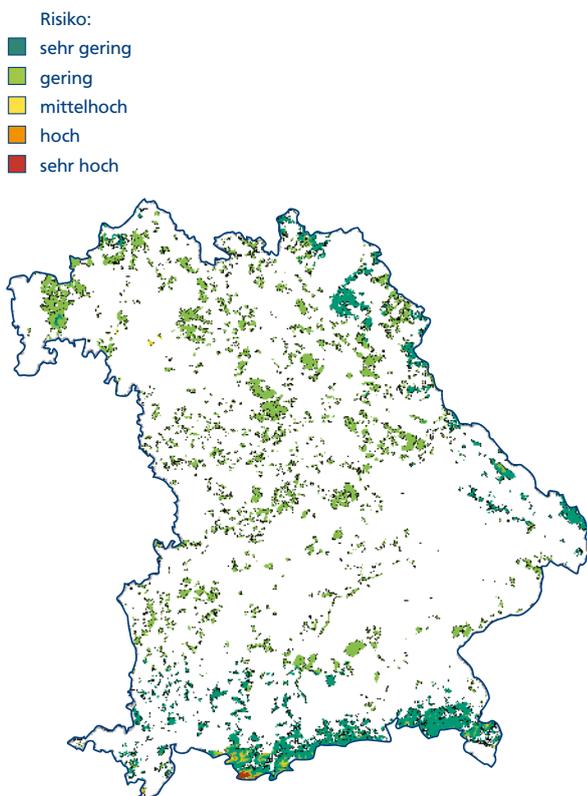


Abbildung 4: Klimarisiko für den Buchenanbau im Jahr 2100 im bayerischen Staatswald
(Dr. K. Müller, BaySF)

Auch Schleimfluss am Stamm oder das Aufreißen und Aufplatzen der Rinde an Stamm und Ästen wurde vermehrt beobachtet. In der Folge sind auch weitere Schädlinge wie beispielsweise der Buchenborkenkäfer aufgetreten.

Reaktionen auf Trockenphasen bei der Bewirtschaftung

In der akuten Phase solcher Dürre- und Absterbeerscheinungen gilt es, wie so oft in der nachhaltigen und naturnahen Waldbewirtschaftung, eine sorgsame Abwägung verschiedener Aspekte vorzunehmen. Ein Teil der absterbenden Bäume – insbesondere in Bereichen mit weit fortgeschrittenen Absterbeerscheinungen – soll zur Förderung der Biodiversität als stehendes Totholz (möglichst gruppenweise) im Bestand verbleiben. Grenzen hat dies, wo die Bäume aus Verkehrssicherungsgründen zum Schutz von Waldbesuchern, aber auch im Wald beschäftigten Personen, entnommen werden müssen. Auch soll ein Teil der Bäume zu einem Zeitpunkt, an dem noch eine gute Verwertbarkeit gegeben ist, anstelle von gesunden Bäumen geerntet werden und der Bereitstellung des klimafreundlichen und von der Gesellschaft nachgefragten Rohstoffs Holz dienen. Bei diesen Entnahmen werden Vorgaben des Artenschutzes, bestehende Schutzgebietsverordnungen sowie Erhaltungsziele und -maßnahmen in Natura2000-Gebieten berücksichtigt.

In akuten Trockenperioden, insbesondere in den Verjüngungsphasen, geben die Absterbeerscheinungen dem Wirtschaftler oft vor, welche Bäume im Rahmen waldbaulich sinnvoller Maßnahmen entnommen werden sollten. Es stellt sich aber die Frage, ob die allgemeinen Bewirtschaftungsgrundsätze für Buche im Hinblick auf ein präventives Vorbereiten der Bestände auf Trockenperioden grundsätzlich überdacht werden müssen. Mit der Frage der geeigneten Bewirtschaftung der Buche für eine möglichst hohe Toleranz in Trockenphasen beschäftigen sich derzeit bereits viele Forschungseinrichtungen – u. a. auch am Campus Weihenstephan (Professur für Wald- und Agroforstsysteme).

Dazu einige grundsätzliche Überlegungen:

Bewirtschaftung – ja oder nein?

Ein Einstellen der Bewirtschaftung auf größerer Fläche ist aus verschiedenen Gründen nicht zielführend. Zum einen zeigte es sich, dass in den Trockenphasen auch

in seit langem unbewirtschafteten Beständen deutliche Schäden aufgetreten sind. Zum anderen ist es ratsam, in den Beständen die Struktur und vor allem die Baumartenmischung aktiv zu erhöhen, um das Risiko späterer großflächiger Ausfälle zu verringern. Dies geschieht über gezielte waldbauliche Eingriffe. Des Weiteren liefern die Buchenbestände den wertvollen Rohstoff Holz, der insbesondere bei einer geschickten Kaskadennutzung einen großen Beitrag zum Klimaschutz leistet.

Eine Vergleichsstudie von Meyer et al. (2022) in hessischen Naturwaldreservaten ohne Holzeinschlag und in benachbarten Wirtschaftswäldern zeigte weder ein dramatisches Absterben von Buchenwäldern noch einen negativen Einfluss der Waldbewirtschaftung auf die Sterblichkeitsrate. Allerdings konnte nachgewiesen werden, dass die Bewirtschaftung in Dürrejahre die Verteilung der Sterblichkeit innerhalb des Buchenwaldes verändert.

Passen die Grundsätze zur Verjüngung der Bestände?

Die Erfahrungen in den Trockenjahren haben deutlich gezeigt, dass ein schirmschlagartiges Vorgehen bei der Verjüngung der Bestände kontraproduktiv ist und die deutlichsten Schäden nach sich zieht. Die Absterbeerscheinungen waren in derartig bewirtschafteten Beständen grundsätzlich am stärksten. Die Forstleute wurden für solche Waldbilder wiederholt kritisiert, aber dabei wurde oft übersehen, dass diese Bestandessituationen vor vielen Jahren, teilweise Jahrzehnten entstanden sind und die waldbauliche Strategie seit geraumer Zeit eine völlig andere ist. In den Grundsätzen der Bewirtschaftung von Buchenbeständen im bayerischen Staatswald steht bereits seit über zehn Jahren unter den »möglichen Fehlern« zu lesen: »Zu rasches Vorgehen, schirmschlagartige Auflichtung«. Beides soll also unbedingt vermieden werden.

Das betont femelartige Verjüngen erscheint dagegen auch im Hinblick auf Dürrephasen als die grundsätzlich richtige waldbauliche Strategie. Die punktuellen Auflichtungen bieten die Möglichkeit, Mischbaumarten zur Risikostreuung zu etablieren und Strukturen zu schaffen. Dazwischen verbleiben Dunkelfelder mit einem kühleren, gemäßigten Innenklima (Abb. 6).

Passen die Grundsätze zur Durchforstung der Bestände?

Das derzeitige Vorgehen bei der Durchforstung gemäß der Behandlungsgrundsätze ist eher ein zurückhaltendes mit häufigeren und dafür bemessenen Eingriffen. Ob diese vorsichtige Strategie im Hinblick auf Trockenphasen die richtige ist, lässt sich derzeit noch nicht

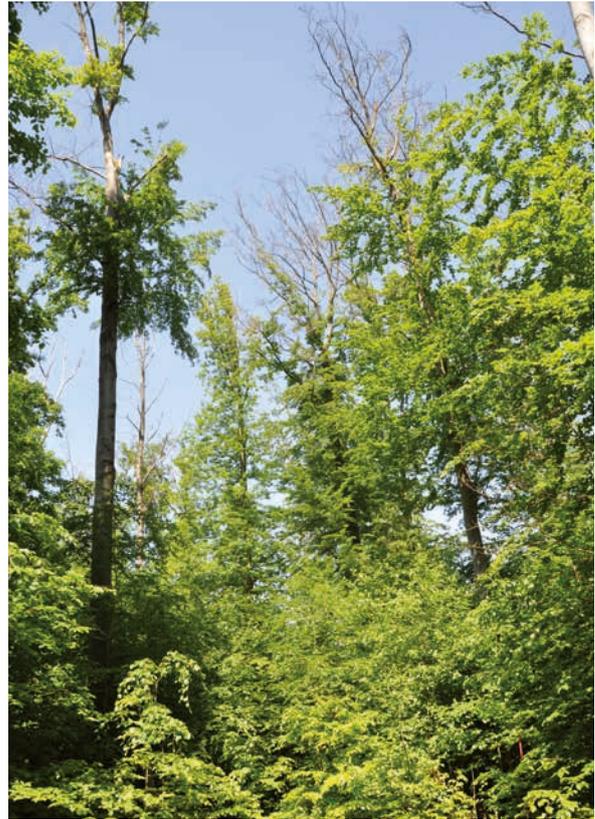


Abbildung 5: Absterbeerscheinungen bei Buche nach Trockenheit. Foto: S. Keilholz, FB Forchheim

wissenschaftlich eindeutig beantworten, insbesondere da es Anzeichen gibt, dass Bäume in jüngerem Alter eine höhere Resistenz gegenüber Trockenperioden haben als in höherem Alter (Sohn et al. 2016). Zurückhaltung oder Verzicht auf Durchforstungen führt i. d. R. zu dichten Beständen mit relativ geschlossenem Kronendach und vergleichsweise kühlem und feuchtem Bestandesinnenklima. Durchforstung lockert den Kronenschluss. Das könnte zu der Annahme führen, dass Durchforstungen im Klimawandel für die Bäume eher ungünstig sind. Dem steht jedoch entgegen, dass mit der Durchforstung auch positive Effekte verbunden sind, die sogar überwiegen dürften: Die Vitalität der verbleibenden Bäume steigt nach Durchforstung, da die Ressourcenverfügbarkeit mit steigendem Wuchsraum zunimmt. Aufgrund von geringerer Verdunstung und geringerer Interzeption ergibt sich eine höhere Bodenwasserverfügbarkeit. Geförderte Bäume bilden ein ausgedehnteres Wurzelwerk aus, was dazu führt, dass die Kapazitäten zur Aufnahme von Bodenwasser steigen (Sohn et al. 2016, Kohnle 2019). Einer Studie von Wilhelm et al. (2021) im Saarland zur Folge wiesen Versuchsbäume, die im Rahmen der QD-Strategie seit dem Jahr 2000 im Alter von ca. 45 Jahren massiv



Abbildung 6: Vorausverjüngung nach femelartigem Vorgehen. Foto: N. Remler, BaySF

freigestellt worden waren, auch in den Hitze- und Dürrejahren 2018–2020 überdurchschnittliche Zuwachswerte auf. Hieraus kann man folgern, dass in jüngeren Bestandesphasen kräftigere Eingriffe zur Vorbereitung der Bäume auf Trockenphasen zielführend sein können. Direkt während akuter Trockenphasen ist es allerdings wohl sinnvoll, Durchforstungseingriffe schwächer auszuführen bzw. auf kritischen Standorten ganz zu unterlassen. Generell sind weitere wissenschaftliche Studien wünschenswert, um noch fundiertere Erkenntnisse zur geeigneten Behandlung von Buchenbeständen im Hinblick auf die zunehmende Häufigkeit von Trockenjahren zu erhalten.

Naturschutzbedeutung der Rotbuche

Die Buche hat im bayerischen Staatswald eine äußerst große naturschutzfachliche Bedeutung. Dies ist v. a. auf ihre Flächenpräsenz im Zentrum des natürlichen Verbreitungsgebiets und die daran gebundenen Lebensgemeinschaften zurückzuführen. Viele Buchenwälder befinden sich als geschützte Lebensraumtypen gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie und aufgrund ihrer Ausstattung an Tier- und Pflanzenarten in Natura-2000-Gebieten. Buchenwälder beherbergen unzählige Totholzbewohner, walddtypische Vögel und bieten nicht zuletzt Lebensraum für viele Säugetiere wie beispielsweise seltene Fledermausarten, Bilche oder Wildkatzen.

Wichtige Strukturen in Buchenwäldern sind Biotopbäume, insbesondere Horst- und Höhlenbäume. Totholz in stehender und liegender Form ist ein entscheidender Lebensraum und Nahrungsquelle für walddtypische Tier-, Pflanzen- und Pilzarten.

Mit der Einführung des Naturschutzkonzeptes im Jahr 2009 wurde die Erhaltung und Schaffung dieser Elemente explizit als Integration des Naturschutzes im Wirtschaften der BaySF verankert. Auch in die Grundsätze der Bewirtschaftung von Buchenwäldern 2011 fand dieses Prinzip Eingang. Ergänzt wurde der integrative Naturschutz mit einer Vielzahl von kleineren und größeren Flächen, die in Hiebsruhe gestellt wurden. Im Jahr 2021 wurden diese Flächen als Naturwälder in das sogenannte grüne Netzwerk übernommen und durch weitere große Naturwälder ergänzt. Bei der Auswahl derselben wurde gezielt auf die Beteiligung von Buchenwäldern geachtet, die nun ohne weitere Bewirtschaftung langfristig in Zerfalls- und Altersphasen übergehen.

Ausgewählte Ergebnisse der Waldinventurdaten von BaySF veranschaulichen, dass all diese Maßnahmen in den vergangenen zehn Jahren einen deutlichen positiven Einfluss auf die Ausstattung mit älteren und stärkeren Buchen sowie Totholz und Biotopbäumen und damit auf den naturschutzfachlichen Wert unserer Buchenwälder hatten. Der Vorrat an starken Buchen

ab 60 cm BHD ist von ca. 3 Mio. Efm im Jahr 2011 auf rund 4,7 Efm im Jahr 2021 angestiegen. Die nächst darunterliegende Klasse hat eine mengenmäßige Steigerung von ca. 6,2 Mio. Efm auf rund 7,8 Mio. Efm erfahren (Abb. 7).

Neben der Zunahme der Vorräte an stärkerem Buchenholz stieg ebenso die Fläche an Buchenbeständen ab 100–160 Jahren und älter als 160 Jahre an. Der Anteil an Buchenbeständen im Alter von 101–160 Jahre nahm von ca. 35.000 ha auf rund 40.000 ha zu. Die Buchenbestände ab 160 Jahre verzeichneten eine Flächenzunahme um 16% von ca. 16.800 ha auf rund 17.200 ha (Abb. 8).

Im Rahmen der Forsteinrichtungs-Inventur werden seit 2011 Bäume mit Biotopmerkmalen (Höhlen-, Konsolenbäume, Bäume mit freiliegenden Holzkörpern größer einer Handfläche) aufgenommen. Bis zum Jahr 2021 liegt somit für jeden Forstbetrieb eine Erstaufnahme vor. Die Auswertungen aus dem Jahr 2021 zeigen, dass in den führenden Buchenbeständen ab einem Alter 100 bereits eine Biotopbaumzahl von 8,1 Stück je Hektar erreicht wurde. In Naturwäldern mit führender Buche liegt die Anzahl an Biotopbäumen bei 12,4 Stück/ha (Abb. 9).

Der Vorrat an Totholz in den führenden Buchenbeständen der Wuchsgebiete 1 bis 14 hat sich im Zeitraum

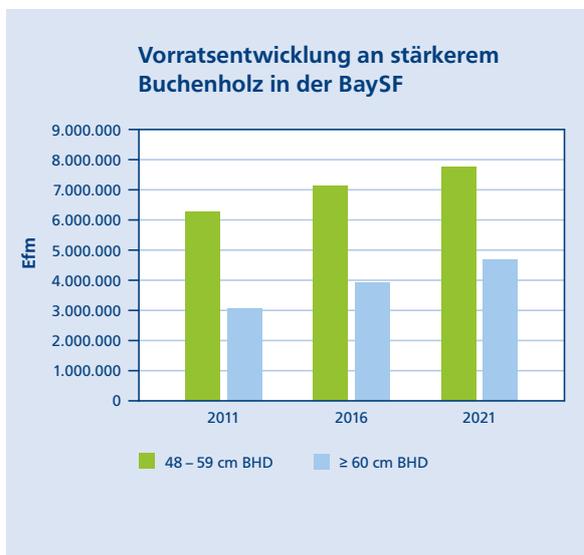


Abbildung 7: Vorrat an Buchen der Stärkeklassen 48–59 cm und über 60 cm BHD in der BaySF. Quelle: A. Schnell, BaySF

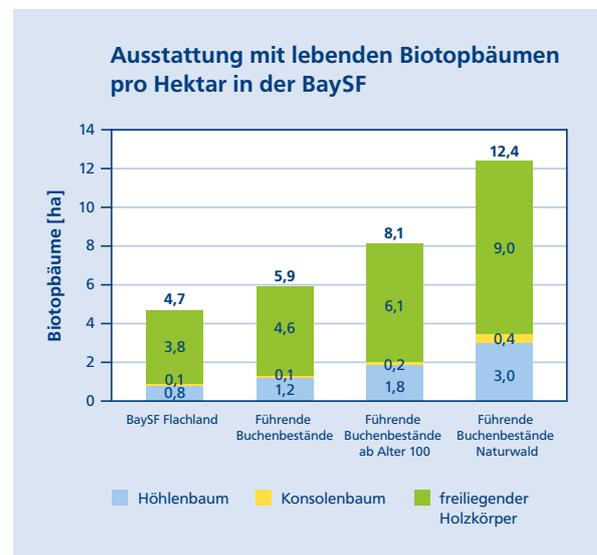


Abbildung 9: Ausstattung mit lebenden Biotopbäumen pro Hektar in der BaySF. Quelle: A. Schnell, BaySF

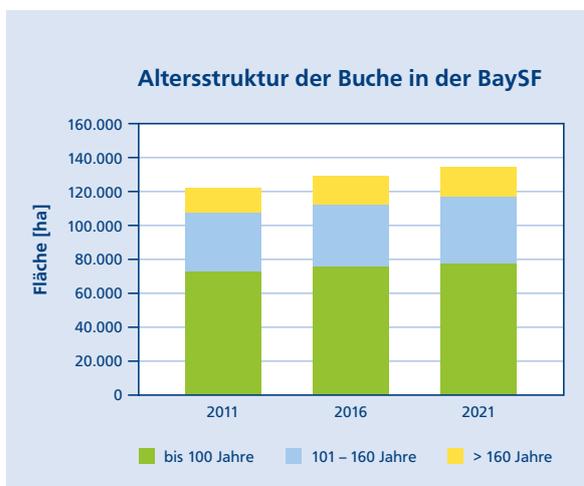


Abbildung 8: Altersstruktur der Buche in der BaySF. Quelle: A. Schnell, BaySF

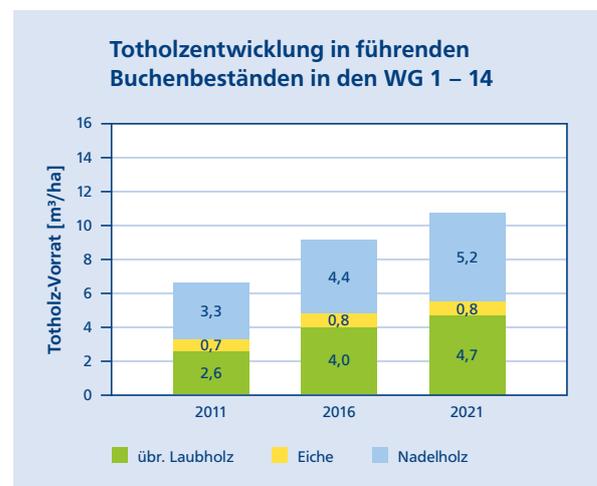


Abbildung 10: Totholzentwicklung in führenden Buchenbeständen in den Wuchsgebieten 1–14 (gemessen gemäß Inventuranleitung BaySF). Quelle: A. Schnell, BaySF

von 2011 bis 2021 insgesamt von 6,6 auf 10,7 Kubikmeter je Hektar deutlich erhöht (Abb. 10). Hierbei handelt es sich um die Totholzmenge, die gemäß Inventuranleitung der BaySF gemessen wurde. Die tatsächliche Totholzmenge ist deutlich höher, da Stöcke, schwaches Totholz < 20 cm, etc. bei der Inventur nicht erfasst werden.

Umfassende Bedeutung der Buche

Die verschiedenen Auswertungen unterstreichen die eingangs erwähnte Bedeutung der Buche im bayerischen Staatswald. Zum einen spielt sie beim Waldumbau zur Schaffung von möglichst klimaresilienten Wäldern auf vielen Standorten eine entscheidende Rolle. Zum anderen ist sie eine tragende Säule der Biodiversität unserer Waldökosysteme. Im Rahmen ihrer integrativen und naturnahen Waldbewirtschaftung tragen die Bayerischen Staatsforsten diesen Aspekten konsequent Rechnung. Der Erfolg dieser waldbaulichen Strategie lässt sich umfassend an den positiven Entwicklungen bei Fläche, Vorrat, Altersstruktur, Vorausrückung, Totholz und Biotopbäumen ablesen.

Literatur

Bayerische Staatsforsten (BaySF) (2007): Waldbauhandbuch Bayerische Staatsforsten. Grundsätze für die Bewirtschaftung von Buchen- und Buchenmischbeständen im bayerischen Staatswald, 100 S.

Kohnle, U. (2019): Durchforsten im Klimawandel: Risiko oder Prävention?, *Der Waldwirt*, 6/2019, 12-14

Meyer P.; Spínu A.P.; Mölder A.; Bauhus J. (2022): Management alters drought-induced mortality patterns in European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests, *Plant Biology*, <https://doi.org/10.1111/plb.13396>

Sohn, J.; Somidh, S.; Bauhus J. (2016): Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis, *Forest Ecology and Management*. 380, 261-273

Wilhelm, G.; Schlicker, T.; Matheis, U. (2021): 20-jährige Messreihe an Buchenausleseebäumen., *AFZ/Der Wald* 18/2021, 42-45 und *AFZ/Der Wald* 22/2021, 17-19

Keywords: European beech, Bavarian State Forests (BaySF), beech management, climate change, drought damage, nature conservation

Summary: The European beech, which is also known as the »mother of the forest«, plays an important role in Europe and thus also at the Bavarian State Forests (BaySF) in the context of forest conversion to climate-stable forests. Since the foundation of BaySF in 2005, the proportion of beech and thus beech forests have been increasing, they are getting older, reaching stronger dimensions and becoming more stocked. Furthermore, it can be determined on the basis of regular forest management that the proportion of deadwood in the state forest is continuously increasing. The deliberate leaving and also active creation of deadwood serve to increase the habitat for fungi, animals and plants.



Holzernte und Arbeitssicherheit in Buchenbeständen

Michael Bossenmaier, Thomas Fottner, Herbert Borchert

Schlüsselwörter: Holzernte, Arbeitssicherheit, geschädigte Buchen, Totholz, Verkehrssicherung, Seilunterstützte Fällung, fernbedienbare Fällkeile, maschinelle Holzernte

Zusammenfassung: In Bezug auf die Arbeitssicherheit, steht man bei der Holzernte in vielen Buchenbeständen durch die Auswirkungen der Trockenjahre vor großen Herausforderungen. Ziel soll es sein, Arbeitsverfahren zu wählen bei denen man sich gar nicht, oder möglichst wenig im Gefahrenbereich des Baumes aufhält. Hier steht die vollmechanisierte Aufarbeitung mit einem geeigneten Harvester an erster Stelle. Wenn eine maschinelle Fällung nicht möglich ist, kann die Seilwindenunterstützte Fällung oder die Verwendung von fernbedienbaren mechanischen und hydraulischen Keilen eine sichere Lösung sein. Wichtig ist, dass diese technischen Hilfsmittel von erfahrenen und geschulten Motorsägenführern fachlich richtig eingesetzt werden.

Die Buche hatte in vielen Regionen Deutschlands mit den Trockenjahren von 2018–2020 zu kämpfen. Sie wurde durch Trockenheit, Hitze und hohe Sonneneinstrahlung geschwächt und in der Folge verstärkt von Pilzen und Insekten befallen. Die Kombination dieser Belastungsfaktoren führte häufig zum Absterben von Kronenteilen oder im schlimmsten Fall des ganzen Baumes. Die Auswirkungen sind auch heute noch zu spüren, deshalb haben sich für die Holzernte in sehr vielen Buchenbeständen ganz neue Herausforderungen an die Arbeitssicherheit und die zu wählenden Arbeitsverfahren ergeben. Das oberste Gebot lautet hier: Abstand halten!

Risiko geschädigter Buchen

Bei absterbenden oder dürren Buchen (und auch anderen Laubbäumen) ist die Gefahr abbrechender Äste oder Kronenteile bei normaler motormanueller Fällung mit Schlagkeilen extrem hoch. Die Unfallstatistik liefert hierfür einen traurigen Beleg. Deshalb sollte die Baumbeurteilung hier – bevor die Motorsäge angelassen wird – intensiv und voll konzentriert durchgeführt werden. Bei Laubhölzern treten Holzfäulen oft zeit-

gleich mit der Kronenverlichtung auf. Augenscheinlich gesunde, noch grüne Äste können bereits durch Pilzbefall in ihrer Festigkeit geschwächt sein und beim Fällvorgang brechen. Bei der Baumbeurteilung sind der Anteil der bereits abgestorbenen Kronenpartien, Schleimfluss am Stamm und aufplatzende oder abblätternde Rinde wichtige Merkmale, um die Risiken für die Fällung abzuschätzen. Bei bereits länger geschädigten oder abgestorbenen Bäumen kann der Stamm beim Fällvorgang in sich zusammenbrechen, Kronenteile können hierbei entgegen der Fällrichtung aufschlagen. Häufig sind auch die verankernden Hauptwurzeln durch Holzfäule geschädigt. Bereits geringste Erschütterungen können hier zur Entwurzelung führen. Es besteht die Gefahr, dass solche Bäume unkontrolliert umfallen.

Die Risiken bei der Holzernte, vor allem in geschädigten Buchenbeständen, dürfen nicht unterschätzt werden. Extreme Vorsicht ist geboten, denn es lauern tödliche Gefahren!

Fällung oder Biotopbaum?

Zu Beginn muss geklärt werden, ob der geschädigte oder abgestorbene Baum tatsächlich gefällt werden muss. Bei einer absterbenden Esche oder Buche am Rand einer öffentlichen Straße ist die Entscheidung klar: Die Gefahr muss aus Gründen der Verkehrssicherheit beseitigt werden! In anderen Fällen können dürre Bäume aber auch als wertvoller Lebensraum im Wald belassen werden. Hierfür sind Fördermittel aus dem Vertragsnaturschutzprogramm Wald möglich.

Welches Arbeitsverfahren soll gewählt werden?

Ziel ist es immer, sich möglichst wenig im Gefahrenbereich des Baumes aufzuhalten und beim Umfallen des Baumes möglichst weit entfernt zu stehen. Im Wesentlichen hat sich folgende Hierarchie der Arbeitsverfahren bewährt:

1. Das sicherste Verfahren ist die Fällung mit einem geeigneten Harvester.
2. Ist dies nicht möglich, erfolgt eine seilwindenunterstützte Fällung.
3. Ist dies ebenfalls nicht möglich, erfolgt die Fällung mit einem fernbedienbaren Fällkeil.



Abbildung 1: Raupenharvester bei der Holzernte in einem Buchenbestand. Foto: M. Bossenmaier

Die aufgezählten Fällmethoden haben bei korrekter Ausführung eines gemeinsam: beim Fällvorgang steht niemand ungeschützt im Gefahrenbereich herabbrechender Äste oder Kronenteile.

Von einer motormanuellen Fällung mit Schlagkeilen ist wegen der auftretenden Kronenerschütterungen während des Keilens, dringend abzuraten. Die Auftreffenergie, selbst eines schwächeren Astes, der aus dem Kronenbereich herabfällt, ist enorm und kann schwerste Verletzungen zur Folge haben.

Maschinelle Fällung mit Harvester

Bei der Fällung mit dem Harvester ist die ausführende Person nicht in unmittelbarer Nähe des Baumes und durch die Fahrerkabine vor herabfallenden Baumteilen geschützt. Die Forstmaschinen müssen vorgeschriebene Sicherheitsanforderungen zum Schutz vor herabstürzenden Gegenständen erfüllen, die in der FOPS-Prüfung bewertet werden. FOPS steht für »falling object protective structure« (Weise und Heubaum 2021). Der maschinelle Holzeinschlag ist bei Laubbäumen mit größeren Herausforderungen verbunden als bei Nadelbäumen. Krümmungen, Zwiesel und Steilläste erschweren die Entastung und Einteilung in Stammabschnitte. Auch die Beurteilung der Holzqualität und Ausformung der Sortimente ist aus der Distanz der Fahrerkabine heraus schwierig. Grenzen für die maschinelle Holzernte setzen vor allem Rückegassenabstände, die größer als die vom Kran erreichbare Zone sind. Auch Baumdurchmesser, welche die

Öffnungsweite der Fällaggregate übersteigen, können eine maschinelle Fällung unmöglich machen. Oft sind es jedoch nicht die Durchmesser, sondern das große Gewicht der Laubbäume, welches die Hubkräfte der Maschinen überschreitet. Zudem wird häufig die Sicht auf den Stammfuß durch Verjüngung oder anderen Unterwuchs behindert, weshalb Bäume in Kranreichweite trotzdem nicht maschinell gefällt werden können. Darüber hinaus verhindert die Steilheit des Geländes in vielen Fällen den Maschineneinsatz. Große Raupenharvester sind am ehesten geeignet diese Grenzen zu überwinden. Durch die höhenverstellbare Fahrerkabine sind die Stammfüße auch besser einsehbar. Aufgrund des höheren Maschinengewichts sind auch größere Kranreichweiten realisierbar. Sind sie mit einer Baumhaltezange ausgerüstet (Abb. 1), können die Bäume verjüngungsschonend stehend vorgeliefert werden. Diese Maschinen benötigen jedoch breitere Rückegassen und das Umsetzen ist erheblich aufwändiger. Daher lohnt sich ihr Einsatz nur bei größeren Erntemengen. Angesichts der kleinteiligen Besitzstruktur sind die Voraussetzungen für einen wirtschaftlichen Einsatz dieser Maschinen im Privatwald eher selten gegeben. Selbst wenn Harvester zum Holzeinschlag von Laubbäumen eingesetzt werden, geschieht dies in der Praxis zumeist in kombinierten Verfahren, bei denen ein Teil der Bäume trotzdem motormanuell gefällt werden muss. Geht es rein um Verkehrsicherungsmaßnahmen, können auch Maschinen aus dem Bereich der Baumpflege eingesetzt werden, die mit

Fällaggregaten an Teleskopkränen ausgerüstet sind. Diese können die Bäume auch stückweise abtragen. Die Bäume können mit diesen Aggregaten jedoch nicht maschinell entastet werden.

Sofern eine maschinelle Fällung nicht möglich ist, kann die motormanuelle Fällung mit Unterstützung durch eine Forstseilwinde eine sichere Lösung sein. In den letzten Jahren wurden verschiedene Hilfsmittel und Arbeitstechniken für die seilwindenunterstützte Fällung entwickelt. Bei fachlich richtiger Anwendung ist eine sichere Fällung auch bei abgestorbenen Laubbäumen grundsätzlich möglich. Gleiches gilt für die technischen Lösungen bei den fernbedienbaren mechanischen und hydraulischen Keilen. Ob Seilwinde oder fernbedienbarer Fällkeil, die sichere Fällung ist trotz dieser technischen Hilfsmittel nur etwas für erfahrene und geschulte Motorsägenführer.

Seilwindenunterstützte Fällung

Grundvoraussetzung bei der seilunterstützten Fällung ist der ordnungsgemäße Zustand der Seilwinde. Wichtige Prüfpunkte sind neben der technisch einwandfreien Funktion:

- der Zustand des Windenseils
- Zustand und der Windenzugkraft entsprechende Nutzlast von Anschlags- und Befestigungsmitteln (Baumzugseil, Umlenkrolle, Rundschlingen, Schäkkel)

Bei der Durchführung der seilwindenunterstützten Fällung beginnt man mit dem Festlegen einer sicheren Aufstellung. Hierbei muss der Schlepper mit Winde stabil abgestellt werden, die Zugrichtung sollte dabei in Längsrichtung des Schleppers verlaufen. Das Rückeschild des Schleppers muss sich im Boden verankern. Grundsätzlich gibt es bei der Aufstellung zwei Varianten:

- Baum mit Hilfe einer Umlenkrolle vom Schlepper weg ziehen (umgelenkter Zug)
- Baum aus sicherer Entfernung (doppelte Baumlänge) im direkten Zug umziehen, also zum Schlepper hin

Die Variante mit umgelenktem Zug ist möglichst zu bevorzugen, da hierbei eine bessere Kommunikation zwischen Motorsägenführer und Seilwindenbediener zum einen und die Kontrolle der Schlepperstandfestigkeit zum anderen, gegeben sind.

Beim umgelenkten Zug muss ein geeigneter Ankerbaum für die Umlenkrolle ausgewählt werden

- Der Abstand zum zu fällenden Baum sollte mindestens der doppelte Anhängelänge entsprechen.

- Vorsicht – der Ankerbaum, die Umlenkrolle und die Anhängeschlinge werden mit der zweifachen Seilwindenzugkraft belastet!

Das Seil ist am zu fällenden Baum in mindestens 5 Metern Höhe zu befestigen, je höher desto besser. Der Grund hierfür liegt in der Reduktion der benötigten Zugkraft durch die Hebelwirkung und dem Vermeiden von Scherkräften im Bereich der Bruchleiste. Am einfachsten kann dies mit der Königsbronner Anschlagstechnik (KAT) erfolgen. Mit Hilfe einer Teleskopstange wird ein Dyneemaseil am zu fällenden Baum in entsprechender Höhe angebracht und anschließend Mittels Schäkkel mit dem Seilwindenseil verbunden. Das Festziehen des Dyneemaseils erfolgt entweder durch Aktivierung der Seilwinde oder händisch durch eine zweite Person. Falls die Seilwinde hierbei verwendet wird, darf beim Spannen keine Person unter der Baumkrone stehen, da bei der kleinsten Erschütterung bereits Äste abbrechen können. Durch die Verwendung der Münchehofer Sicherheitsgabel ist es möglich, dass sich die Teleskopstange am Stamm fixiert.

Sobald die Aufstellung einsatzbereit hergestellt ist, und das Seil leicht auf Spannung gebracht wurde kann der Motorsägenführer die Fällschnitte durchführen.



Abbildung 2: Königsbronner Anschlagstechnik Foto: Forst BW

| BHD | BHD | BHD | Laubbäume Zugkraft (t) bei Anschlaghöhe | | | | | Nadelbäume Zugkraft (t) bei Anschlaghöhe | | | |
|---------------------|-----------------------------|----------------------------|--|-------|------|------|------|---|-------|------|------|
| | | | 5 m | 7,5 m | 10 m | 15 m | 20 m | 5 m | 7,5 m | 10 m | 15 m |
| etwa gerade stehend | leichter Rückhänger bis 2 m | starker Rückhänger bis 5 m | | | | | | | | | |
| 45 | oder hindernde Äste | | 1,1 | 0,7 | 0,6 | 0,4 | 0,3 | 0,9 | 0,6 | 0,4 | 0,3 |
| 50 | | | 1,4 | 0,9 | 0,7 | 0,5 | 0,3 | 1,1 | 0,7 | 0,5 | 0,4 |
| 55 | 39 | | 1,6 | 1,1 | 0,8 | 0,5 | 0,4 | 1,3 | 0,9 | 0,6 | 0,4 |
| 60 | 43 | 24 | 2,0 | 1,3 | 1,0 | 0,7 | 0,5 | 1,5 | 1,0 | 0,8 | 0,5 |
| 70 | 50 | 28 | 3,0 | 2,0 | 1,5 | 1,0 | 0,8 | 2,4 | 1,6 | 1,2 | 0,8 |
| 80 | 57 | 32 | 4,0 | 2,7 | 2,0 | 1,3 | 1,0 | 3,1 | 2,1 | 1,5 | 1,0 |
| 90 | 64 | 36 | 5,0 | 3,4 | 2,5 | 1,7 | 1,3 | 3,9 | 2,6 | 2,0 | 1,3 |
| 100 | 71 | 40 | 6,2 | 4,1 | 3,1 | 2,1 | 1,6 | 4,8 | 3,2 | 2,4 | 1,6 |
| 110 | 79 | 44 | 7,5 | 5,0 | 3,8 | 2,5 | 1,9 | 5,9 | 3,9 | 2,9 | 2,0 |
| 120 | 86 | 48 | 9,0 | 6,0 | 4,5 | 3,0 | 2,2 | 7,0 | 4,6 | 3,5 | 2,3 |
| 130 | 93 | 52 | 10,5 | 7,0 | 5,3 | 3,5 | 2,6 | 8,2 | 5,4 | 4,1 | 2,7 |
| 140 | 100 | 56 | 12,2 | 8,1 | 6,1 | 4,1 | 3,0 | 9,5 | 6,3 | 4,7 | 3,2 |
| 150 | 107 | 60 | 14,0 | 9,3 | 7,0 | 4,7 | 3,5 | 10,9 | 7,3 | 5,4 | 3,6 |
| 160 | 114 | 64 | 15,9 | 10,6 | 8,0 | 5,3 | 4,0 | 12,4 | 8,3 | 6,2 | 4,1 |
| 170 | 121 | 68 | | 12,0 | 9,0 | 6,0 | 4,5 | 14,0 | 9,3 | 7,0 | 4,7 |
| 180 | 129 | 72 | | 13,4 | 10,1 | 6,7 | 5,0 | 15,7 | 10,4 | 7,8 | 5,2 |
| 200 | 143 | 80 | | 16,6 | 12,4 | 8,3 | 6,2 | | 12,9 | 9,7 | 6,4 |
| 220 | 157 | 88 | | | 15,1 | 10,0 | 7,5 | | 15,6 | 11,7 | 7,8 |
| 240 | 171 | 96 | | | | 11,9 | 9,0 | | | 13,9 | 9,3 |
| 260 | 186 | 104 | | | | 14,0 | 10,5 | | | 16,3 | 10,9 |
| 280 | 200 | 112 | | | | 16,3 | 12,2 | | | | 12,6 |
| 300 | 214 | 120 | | | | | 14,0 | | | | 14,5 |
| 320 | 229 | 128 | | | | | 15,9 | | | | 16,5 |

Abbildung 3: Calmbacher Tabelle zur Einschätzung der erforderlichen Zugkräfte bei der Seilwindenunterstützten Fällung.
Quelle: Forst BW

Eine spezielle Schnitttechnik ermöglicht es, dass der Baum sich nicht bewegt solange sich der Motorsägenführer darunter aufhält und somit keine Erschütterungen im Kronenbereich auftreten.

Der Motorsägenführer gibt das Kommando zum Umziehen. Keinesfalls darf der Seilwindenbediener selbständig damit beginnen, zu ziehen. Vor allem während des Anlegens der Fällschnitte würde dies den Motorsägenführer in Gefahr bringen. Die Freigabe zum Ziehen erfolgt erst, sobald alle Beteiligten in sicherer Entfernung am Rückweichplatz stehen.

Um die qualifizierte Schätzung des Zugkraftbedarfs (Forstseilwinde, Spillwinde, Seilzuggeräte) zu erleichtern, wurde vor etwa 15 Jahren von Baden-Württemberg Forstleuten die sogenannte Calmbacher Tabelle (Abb. 3) erarbeitet. Mit ihrer Hilfe kann die erforderliche Zugkraft für die seilwindenunterstützte Fällung in Abhängigkeit von Baumdimension, Baumneigung, Baumartengruppe und Seilansschlaghöhe ermittelt werden.

- Die Zugkraft einer Seilwinde ist auf dem Typenschild angegeben
- Konstantzugwinde: ein fester Zugkraftwert, z. B. 60 kN
- Herkömmliche Seilwinde: Zugkraft obere Lage und untere Lage, z. B. 40 kN und 60 kN → die Zugkraft variiert hier, je nachdem wie viel Seil von der Trommel abgespult wurde. Dies muss durch den Bediener abgeschätzt und miteinkalkuliert werden

Fällung mit ferngesteuerten Fällkeilen

Geschädigte Bäume können unter bestimmten Voraussetzungen auch mit ferngesteuerten Fällkeilen sicher gefällt werden. Der große Unterschied zur Seilwinde besteht aber darin, dass man mit ferngesteuerten Fällkeilen nur Bäume fällen darf, die theoretisch auch mit herkömmlichen Schlagkeilen gefällt werden könnten.

| gerade- stehend | Baumrückhang [m] | | | Buche im Sommer mit Laub | | | | | | Buche im Sommer ohne Laub | | | | | | Buche im Winter | | | | | |
|--------------------|--------------------|-----|-----|--------------------------|------|-----|------|-----|------|---------------------------|------|-----|------|-----|------|--------------------|------|-----|------|-----|------|
| | Einschubtiefe [cm] | | | Einschubtiefe [cm] | | | | | | Einschubtiefe [cm] | | | | | | Einschubtiefe [cm] | | | | | |
| | 0,5 | 1 | 1,5 | 0 | | 5 | | 10 | | 0 | | 5 | | 10 | | 0 | | 5 | | 10 | |
| BHD [cm] | | | | kN | to | kN | to | kN | to | kN | to | kN | to | kN | to | kN | to | kN | to | kN | to |
| 30 | | | | 14 | 1,4 | 19 | 1,9 | 29 | 3,0 | 14 | 1,4 | 19 | 1,9 | 29 | 3,0 | 14 | 1,4 | 18 | 1,8 | 28 | 2,9 |
| 35 | | | | 19 | 1,9 | 24 | 2,4 | 34 | 3,5 | 19 | 1,9 | 24 | 2,4 | 33 | 3,4 | 18 | 1,8 | 23 | 2,3 | 32 | 3,3 |
| 40 | | | | 24 | 2,4 | 30 | 3,1 | 40 | 4,1 | 24 | 2,4 | 30 | 3,1 | 39 | 4,0 | 23 | 2,3 | 29 | 3,0 | 38 | 3,9 |
| 45 | | | | 30 | 3,1 | 37 | 3,8 | 46 | 4,7 | 30 | 3,1 | 36 | 3,7 | 46 | 4,7 | 29 | 3,0 | 35 | 3,6 | 45 | 4,6 |
| 50 | | | | 37 | 3,8 | 44 | 4,5 | 54 | 5,5 | 37 | 3,8 | 43 | 4,4 | 53 | 5,4 | 36 | 3,7 | 42 | 4,3 | 52 | 5,3 |
| 55 | 34 | | | 44 | 4,5 | 52 | 5,3 | 62 | 6,3 | 44 | 4,5 | 51 | 5,2 | 62 | 6,3 | 43 | 4,4 | 50 | 5,1 | 60 | 6,1 |
| 60 | 40 | | | 53 | 5,4 | 60 | 6,1 | 71 | 7,2 | 52 | 5,3 | 60 | 6,1 | 71 | 7,2 | 51 | 5,2 | 58 | 5,9 | 69 | 7,0 |
| 65 | 46 | | | 61 | 6,2 | 70 | 7,1 | 81 | 8,3 | 61 | 6,2 | 69 | 7,0 | 81 | 8,3 | 59 | 6,0 | 68 | 6,9 | 78 | 8,0 |
| 70 | 51 | 35 | | 71 | 7,2 | 80 | 8,2 | 92 | 9,4 | 71 | 7,2 | 80 | 8,2 | 91 | 9,3 | 69 | 7,0 | 77 | 7,8 | 89 | 9,1 |
| 75 | 57 | 41 | | 82 | 8,4 | 91 | 9,3 | 104 | 10,6 | 81 | 8,3 | 91 | 9,3 | 103 | 10,5 | 79 | 8,1 | 88 | 9,0 | 100 | 10,2 |
| 80 | 62 | 46 | 32 | 93 | 9,5 | 103 | 10,5 | 116 | 11,8 | 92 | 9,4 | 102 | 10,4 | 115 | 11,7 | 90 | 9,2 | 100 | 10,2 | 112 | 11,4 |
| 85 | 67 | 51 | 38 | 105 | 10,7 | 116 | 11,8 | 129 | 13,1 | 104 | 10,6 | 115 | 11,7 | 128 | 13 | 101 | 10,3 | 112 | 11,4 | 125 | 12,7 |
| 90 | 72 | 57 | 44 | 118 | 12,0 | 130 | 13,3 | 144 | 14,7 | 117 | 11,9 | 129 | 13,1 | 142 | 14,5 | 114 | 11,6 | 125 | 12,7 | 139 | 14,2 |
| 95 | 78 | 62 | 49 | 132 | 13,5 | 144 | 14,7 | 159 | 16,2 | 131 | 13,4 | 143 | 14,6 | 157 | 16 | 127 | 12,9 | 139 | 14,2 | 153 | 15,6 |
| 100 | 83 | 68 | 55 | 147 | 15,0 | 160 | 16,3 | 175 | 17,8 | 146 | 14,9 | 158 | 16,1 | 173 | 17,6 | 142 | 14,5 | 154 | 15,7 | 169 | 17,2 |
| 105 | 88 | 73 | 60 | 163 | 16,6 | 176 | 17,9 | 192 | 19,6 | 162 | 16,5 | 175 | 17,8 | 191 | 19,5 | 157 | 16 | 170 | 17,3 | 185 | 18,9 |
| 110 | 93 | 79 | 66 | 180 | 18,3 | 194 | 19,8 | 210 | 21,4 | 178 | 18,1 | 192 | 19,6 | 209 | 21,3 | 173 | 17,6 | 187 | 19,1 | 203 | 20,7 |
| 115 | 98 | 84 | 71 | 198 | 20,2 | 212 | 21,6 | 230 | 23,4 | 196 | 20,0 | 211 | 21,5 | 228 | 23,2 | 191 | 19,5 | 205 | 20,9 | 222 | 22,6 |
| 120 | 103 | 89 | 76 | 217 | 22,1 | 232 | 23,6 | 250 | 25,5 | 215 | 21,9 | 230 | 23,4 | 248 | 25,3 | 209 | 21,3 | 224 | 22,8 | 241 | 24,6 |
| 125 | 108 | 94 | 81 | 237 | 24,2 | 253 | 25,8 | 272 | 27,7 | 235 | 24,0 | 251 | 25,6 | 270 | 27,5 | 229 | 23,3 | 244 | 24,9 | 262 | 26,7 |
| 130 | 113 | 99 | 87 | 258 | 26,3 | 275 | 28,0 | 295 | 30,1 | 256 | 26,1 | 273 | 27,8 | 292 | 29,8 | 249 | 25,4 | 265 | 27 | 284 | 29,0 |
| 135 | 119 | 104 | 92 | 281 | 28,6 | 299 | 30,5 | 310 | 31,6 | 279 | 28,4 | 296 | 30,2 | 316 | 32,2 | 271 | 27,6 | 288 | 29,4 | 307 | 31,3 |
| 140 | 123 | 109 | 97 | 305 | 31,1 | 323 | 32,9 | 344 | 35,1 | 305 | 31,1 | 321 | 32,7 | 341 | 34,8 | 294 | 30 | 312 | 31,8 | 332 | 33,8 |
| 145 | 129 | 114 | 102 | 330 | 33,6 | 349 | 35,6 | 371 | 37,8 | 327 | 33,3 | 347 | 35,3 | 368 | 37,5 | 318 | 32,4 | 337 | 34,4 | 358 | 36,5 |
| 150 | 134 | 119 | 107 | 357 | 36,4 | 377 | 38,4 | 400 | 40,8 | 354 | 36,1 | 374 | 38,1 | 396 | 40,4 | 344 | 35,1 | 363 | 37 | 385 | 39,2 |

- Erstellt unter der Annahme einer Baumhöhe von 30 m, einem Kronendurchmesser von 10 m und einer Abholzigkeit von 1 cm/m und unter der Verwendung der Sicherheitsfälltechnik.
- Einschubtiefe 0 cm entspricht der Anwendung der Tabelle unter Verwendung technischer Fällkeile.
- Die mit den Hubkraftkalkulator ermittelten Werte liegen vergleichsweise nahe an den realen »Ist-Werten«. Daher wird empfohlen, die Hubkraftangaben der verwendeten technischen Fällhilfen, insbesondere der technischen Fällkeile, mit einem praxisbewährten Sicherheitsfaktor zu reduzieren. Dieser kann bis zu 50% der Nennhubkraft betragen.

Abbildung 5: Hilfstabelle zur Ermittlung der benötigten Hubkraft bei der Fällung von Bäumen mit technischen Fällhilfen.

Quelle: Mark-Fabian Franz, KWF e.V., 2020

Das heißt: keine stärkeren Rückhänger und keine Bäume, die faul sind.

Man unterscheidet mechanische Fällkeile, die per Spindel von einem Schlagschrauber angetrieben werden (Abb. 4) und hydraulische Fällkeile, die über eine Hydraulikpumpe laufen.

Beim Einsatz von ferngesteuerten Fällkeilen wird die »Sicherheitsfälltechnik« angewendet. Jedoch sollte man einige zusätzliche Punkte gegenüber dem üblichen Fällverfahren beachten.

Das Beischneiden der Wurzelanläufe sollte insbesondere bei geschädigten Laubbäumen, vermieden werden, da hierdurch möglicherweise die Bruchleiste zusätzlich geschwächt wird.

Falls der Stamm beim Anlegen des Fallkerbs Anzeichen für stärkere Fäule aufweist, darf der ferngesteuerte Fällkeil nicht verwendet werden, da die Fasern dann nicht ausreichend belastbar sind und der Keil sich in das geschädigte Holz drückt, ohne den Baum anzuheben. In diesem Fall ist seilwindenunterstützt zu fällen.

Mechanische und hydraulische Fällkeile sind im Vergleich zu herkömmlichen Fällkeilen weniger spitz ausgeformt. Bevor diese Keile in den Fällschnitt eingesetzt werden können, muss der Fällschnitt mit einem sogenannten »Schnabelschnitt« erweitert werden (siehe Abb. 4). Der Keil wird dann auf leichte Vorspannung gebracht, bis er im Fällschnitt zuverlässig sitzt, sodass er sich bei der Vorschubbewegung nicht aus dem Fällschnitt drückt.



Abbildung 4: Fernbedienbarer mechanischer Fällkeil Foto: M. Bossenmaier

In ausreichendem Sicherheitsabstand mindestens außerhalb der Kronenprojektionsfläche wird anschließend mit Sicht auf den Fallbereich und den ferngesteuerten Fällkeil die Vorschubbewegung des Keils per Fernbedienung aktiviert und der Baum zu Fall gebracht.

Für die technischen Fällhilfen gibt es seit 2020 als Hilfsmittel zur qualifizierten Hubkraftschätzung, den Franz'schen Hubkraftkalkulator, für die Baumart Buche als Tabelle (Abb. 5) oder als Onlineversion auf der KWF-Homepage. Mit Hilfe der Franz'schen Tabelle kann die erforderliche Hubkraft bei der Fällung von Buchen mit technischen Fällhilfen (mechanische und hydraulische Fällkeile, hydraulische Fällheber) hergeleitet werden.

Die maximalen Hubkräfte betragen bei den größeren mechanischen Fällkeilen maximal ca. 25 t, vorausgesetzt diese sind in technisch einwandfreiem und gewartetem Zustand. Bei den hydraulischen Fällkeilen betragen die maximalen Hubkräfte bis zu 39 t, bei den hydraulischen Fällzylindern sogar bis zu 50t. In der Praxis sollte jedoch immer ein Sicherheitsfaktor mit eingeplant und aus Sicherheitsgründen nie an die maximale Hubkraft der Keile gegangen werden.

Ein Ausreizen der maximalen Hubkräfte ist vor allem bei geschädigten Buchen nicht zu empfehlen, da die Festigkeit des Holzes hier schon beeinträchtigt sein kann und im schlimmsten Fall die Bruchleiste abreißen kann.

Literatur

Fottner, T.; Bossenmaier, M. (2020): Geschädigte Laubbäume sicher fällen. LWF aktuell Nr. 127, S. 24-26

Franz, M.; Lippert, K. (2021): Erforderliche Hubkräfte bei der Baumfällung unter Verwendung technischer Fällhilfen. FTI 1/2021, S. 10-15

Fottner, T. (2022): Keil oder Seil?. BLW 4, S. 26-27

KWF-Homepage (2022): [hubkraftkalkulator.kwf-online.de](https://www.kwf-online.de/hubkraftkalkulator)

Weise, G.; Heubaum, F. (2021): Über die FOPS-Prüfung von Fahrer cabinen in totholzreichen Zeiten. Forsttechnische Informationen Nr. 5, S. 4-8

Keywords: Timber harvesting, occupational safety, damaged beech trees, deadwood, rope assisted felling, remote controlled felling wedges, mechanical timber harvesting.

Summary: In terms of work safety, timber harvesting in many beech stands faces major challenges due to the effects of the dry years. The aim should be to choose working methods, where one is not at all, or as little as possible in the danger zone of the tree. Fully mechanised felling with a suitable harvester is the first choice here. If mechanised felling is not possible, winch-assisted felling or the use of remote-controlled mechanical and hydraulic wedges can be a safe solution. It is important that these technical solutions are used correctly by experienced and trained chainsaw operators.

Die Besonderheiten der Buche beim Klimaschutz

Christoph Schulz, Markus Blaschke

Schlüsselwörter: Kohlenstoffspeicherung, vermiedene CO₂-Emissionen durch Energie- und Materialsubstitution, Vergleich bewirtschafteter und unbewirtschafteter Buchenwälder

Zusammenfassung: Die Buche in Deutschland trägt aktuell zum Klimaschutz bei, indem Kohlenstoff in Biomasse, Waldböden und Totholz zusätzlich gespeichert wird und indem Kohlendioxidemissionen durch die Verwendung von Buchenholz als Brennstoff vermieden werden. Die zusätzliche Einlagerung von Kohlenstoff in Holzprodukten und die Materialsubstitution spielen, anders als bei Nadelholz, bei der Buche aufgrund ihrer aktuellen Verwertungssituation eine geringere Rolle. Die Frage, ob und wie eine zukünftige Optimierung des Klimaschutzbeitrages mit der Buche erreicht werden kann, ist umstritten und hängt von den jeweiligen Annahmen ab. Dass ein Nutzungsverzicht in Buchenwäldern grundsätzlich die dauerhaft beste Option für den Klimaschutz ist, erscheint bei den aktuellen Erkenntnissen wissenschaftlich wenig belastbar.

Um die gesamte Klimaschutzleistung der Buchenwälder darzustellen, müssen vier Aspekte berücksichtigt werden:

- die Kohlenstoffspeicherung im Wald, d. h. in der lebenden, ober- und unterirdischen Biomasse, im Totholz sowie in der Humusaufgabe und im Mineralboden;
- die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten;
- die Vermeidung von Treibhausgas-Emissionen durch die Verwendung von Holz statt anderer, fossiler Energieträger (Energiesubstitution);
- die Vermeidung von Treibhausgas-Emissionen durch die Verwendung von Holz statt anderer funktionsgleicher, energieintensiverer Materialien (Materialsubstitution);

Im Folgenden werden diese Bereiche gesondert beschrieben, wobei die Besonderheiten der Buche auch über Vergleiche mit anderen Baumarten, aufgrund der Datenlage z. T. auch über den Vergleich als Laubbaum gegenüber Nadelbäumen, herausgearbeitet werden. Danach erfolgt eine zusammenfassende Betrachtung, die auch die unterschiedlichen Klimaschutzeffekte von

bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern erfasst.

Kohlenstoffspeicher Wald

Lebende Biomasse

Der Motor der Kohlenstoffbindung im Wald sind die Bäume, welche über die Photosynthese Kohlendioxid (CO₂) aufnehmen und in verschiedenen Kohlenstoffverbindungen in der lebenden, verholzten Biomasse einlagern. Wieviel Kohlenstoff (C) gebunden wird, bestimmt neben dem gebräuchlichen forstlichen Volumenmaß besonders die Holzdicke. Diese ist bei der Buche mit 554 kg/fm (Raumdichte nach Knigge und Schulz 1966), wie bei allen einheimischen Hartlaubhölzern, vergleichsweise hoch. Das führt dazu, dass bei gleichem Brusthöhendurchmesser (BHD) und gleicher Höhe, eine einzelne Buche deutlich mehr Biomasse gebildet und damit mehr Kohlenstoff gespeichert hat als z. B. eine Fichte (Abb. 1; eigene Berechnungen mit Biomassefunktionen nach Vonderach 2018 und Wurzelbiomasse nach UBA 2021). Da aber nicht die Klimaschutzleistung einzelner Bäume, sondern des Waldes bilanziert wird, muss die Flächenleistung der Baumarten betrachtet werden. Dann zeigt sich mit Daten der Bundeswaldinventur, dass die Buche besonders in den höheren Altersklassen zwar vergleichsweise hohe Kohlenstoffvorräte aufweist (Abb. 1), die Fichte ihre geringere Raumdichte aber durch eine höhere Baumzahl pro Hektar ausgleicht und somit ähnliche Flächenwerte wie die Buche erreicht (Abb. 2). Dabei ist auch zu beachten, dass die Fichte ein höheres Nutzungsprozent hat und insgesamt eine höhere Gesamtwuchsleistung erreicht (Thünen-Institut 2022).

Der eigentliche Klimaschutzbeitrag der Biomasse eines Waldes ist dessen Nettoveränderung je Flächeneinheit, für die eine Gegenüberstellung des Zugangs in Form des Biomassezuwachses und der Abgänge durch Holznutzungen und Mortalität erfolgen muss. Zwischen 2012 und 2017 wurde deutschlandweit netto 12,4 Mio. t C pro Jahr in der Biomasse gebunden, Laubholz hatte dabei mit 6,8 Mio. t C/a einen größeren Anteil als Nadelholz mit 5,6 Mio. t C/a (Riedel et al. 2019).

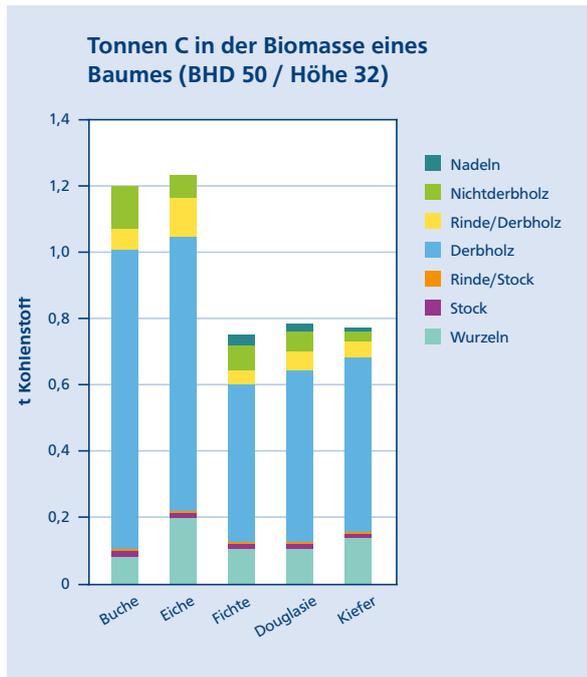


Abbildung 1: Kohlenstoffmengen in den verschiedenen Kompartimenten eines Baumes mit 50 cm BHD und 30 m Höhe. Quelle: berechnet nach Vonderach 2018, unterirdische Biomasse nach UBA 2021

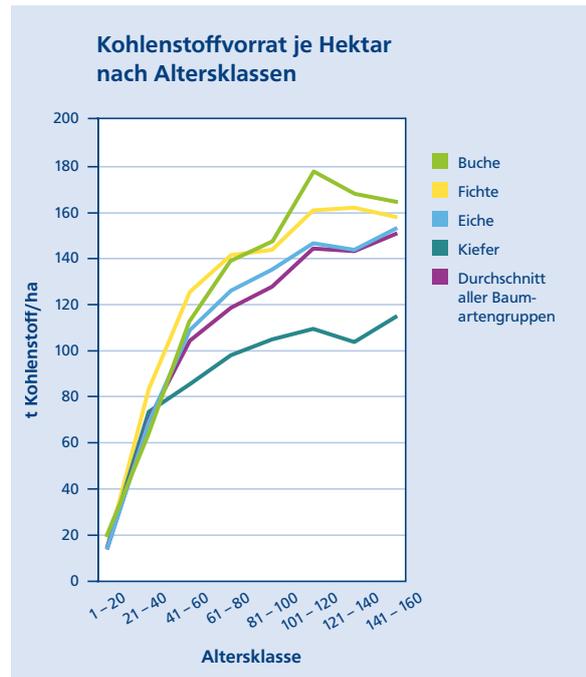


Abbildung 2: durchschnittliche Kohlenstoffvorräte je Hektar und Altersklasse in Deutschland. Quelle: Thünen-Institut 2022

Totholz

Auch der Totholzspeicher eines Waldes bindet zusätzlichen Kohlenstoff, solange die Zufuhr durch Mortalität (abgestorbene Bäume bzw. Baumteile, Kronenabbrüche usw.) und nicht exportierte Baumteile nach Nutzung (Stöcke, nicht verwertbares Holz, Kronenmaterial usw.) größer ist als der Abgang durch Zersetzung. Während die Zufuhr über das forstliche Management gesteuert werden kann, ist der Abgang, also der Totholzabbau, nicht steuerbar und von einer Vielzahl von Faktoren wie Holzigenschaften, Dimension, Feuchte und Temperatur, Position (z. B. stehend oder liegend), Bodenkontakt usw. abhängig (Meyer et al. 2009). Die Buche zeigt die Besonderheit, dass ihre Zersetzungsrates höher ist als bei den anderen Hauptbaumarten (Meyer et al. 2009; Herrmann et al. 2015). So wurde zum Beispiel bei einer Untersuchung einzelner bayerischer Wirtschaftswaldbestände und angrenzender Naturwaldreservate kein über 30 Jahre altes Buchen-totholz gefunden, während bei Eiche und Fichte auch seit über 50 Jahren abgestorbenes Totholz zu finden war (Krueger et al. 2016). Das bedeutet im Umkehrschluss, dass für den dauerhaften Aufbau eines Totholzspeichers bei der Buche mehr Totholz zugeführt werden muss als bei anderen Baumarten. Verglichen mit der lebenden Biomasse ist der durchschnittliche

Totholzspeicher je Hektar in Deutschland mit 3,1 t C (davon 1,7 t C Nadelholz, 1,1 t C Laubbäume ohne Eiche, 0,3 t C Eiche; Thünen-Institut 2022) sehr gering, so dass dessen Erhöhung nur einen kleinen Beitrag zum Klimaschutz leistet. In unbewirtschafteten Wäldern erhöht sich der Totholzspeicher nach der Stilllegung der Flächen zunächst markant (z. B. Krueger et al. 2016), verlangt dann aber auch eine stete, hohe Zufuhr, um die Senkenfunktion aufrechtzuerhalten.

Streuaufgabe und Mineralboden

Der Waldboden setzt sich aus der labileren, organischen Auflage mit einer durchschnittlichen Größe von 12 t C /ha in Bayerns Wäldern und dem deutlich größeren, stabileren Kohlenstoffspeicher im Mineralboden mit durchschnittlich 114 t C /ha zusammen (Klein und Schulz 2012). Auch hier gilt wieder, dass Auflage und Boden dann eine Kohlenstoffsénke sind, wenn die Zufuhr über die Humusbildung (aus Pflanzen- und Wurzelstreuresten, Exsudaten, Umwandlungen durch Bodenfauna und Mikroorganismen usw.) größer ist als der Verlust durch Zersetzung, Veratmung, Auswaschung oder Erosion (Mayer et al. 2020). Die Bedeutung der Baumart für den jeweiligen Kohlenstoffspeicher im Boden ist schwer zu bestimmen, da auch Klima, chemische, physikalische und biologische Bo-

deneigenschaften, Topografie, Störungen, Waldbewirtschaftung und Waldgeschichte einen starken Einfluss haben (Mayer et al. 2020). Eine Auswertung bayerischer Waldböden zeigt bei Nadel-, Laub- und Mischbeständen ähnliche Gesamtspeicher des organischen Kohlenstoffs, allerdings hat die labilere organische Auflage bei Nadelbäumen einen wesentlich höheren Anteil, während Laub- und Mischbestände, in denen die Buche ja einen maßgeblichen Anteil hat, den Kohlenstoff hauptsächlich im Mineralboden binden (Wiesmeier et al. 2013b). Dass in wärmeren Lagen Bayerns die gespeicherten Kohlenstoffmengen in der Auflage stärker abnehmen als im Mineralboden, weist auf eine geringere Empfindlichkeit der Bodenkohlenstoffspeicher von Laub- und Mischwäldern auf steigende Temperaturen hin (Wiesmeier et al. 2013b).

Für den Wald Deutschlands wird im Nationalen Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar eine jährliche Gesamtsenke im Boden von 4,4 Mio. t C gemeldet, die nicht weiter nach Baumarten differenziert ist (UBA 2021). Auswertungen der Bodenzustandserhebungen von 1992 und 2008 zeigen einen durchschnittlichen, jährlichen Anstieg von 0,41 t C je Hektar, der wesentlich auf einer Kohlenstoffzunahme im oberen Mineralboden beruht (Grüneberg et al. 2014). Unterschiede in der Aufnahmerate zwischen Laub- und Nadelwäldern konnten nicht nachgewiesen werden, der steigende Anteil des Laubholzes und die damit verbundene Verlagerung der Kohlenstoffspeicherung von der organischen Auflage in den Mineralboden wird aber als günstig für die Kohlenstoffbindung angesehen (Grüneberg et al. 2014). Die Kohlenstoffaufnahme im Boden kann über die Waldbewirtschaftung, insbesondere die Baumartenwahl, beeinflusst werden (Mayer et al. 2020). Eine europäische Metastudie zum Vergleich von Buchenreinbeständen mit nahe gelegenen anderen Reinbeständen sowie Mischbeständen zeigt, dass insbesondere durch Nadelholzbeimischung zur Buche die Kohlenstoffspeicherung im Boden erhöht werden kann (Rehshuh et al. 2021). Im Vergleich zu anderen Landnutzungsarten deutet sich für Bayern an, dass die Potenziale zur gesteuerten Erhöhung der Kohlenstoffsenke in Waldböden geringer sind als beispielsweise in Ackerböden (Wiesmeier et al. 2013a).

Kohlenstoffspeicher Holzprodukte

Durch die Ernte von Bäumen wird ein Teil des in der Biomasse gebundenen Kohlenstoffs in verschiedene Holzprodukte überführt und bleibt dort weiterhin

gespeichert. Diesem Zufluss in den Holzproduktespeicher steht der Abfluss gegenüber, der durch Verweilzeiten bzw. Lebensdauer der in früheren Zeiten zugeführten Holzprodukte bestimmt wird (Klein und Schulz 2012). Buchenholz hat vielfältige Verwendungen die von Furnieren, Span- und Faserplatten, Schichtholz, über Paletten, Möbeln, Parkett, Papier, Verpackungen und Spielzeug bis zu Brennholz reichen (z. B. Niemz 2007; Beitrag Torno, S. 141 bis 149 in diesem Band). Bezüglich der Größenordnung der dabei erzielten Kohlenstoffspeicherung ist allerdings zu beachten: Zwei Drittel des eingeschlagenen Buchenholzes in Bayern werden direkt energetisch genutzt (Knauf et al. 2016), d. h. der Kohlenstoff bleibt nur für die kurze Zeit der Trocknung und Lagerung weiterhin gespeichert. Auch von dem verbliebenen Drittel des Stamm- und Industrieholzes wird – wie auch beim Nadelholz – im weiteren Produktionsprozess ein nennenswerter Teil energetisch verwendet, so dass geschätzt weniger als 20 % des Kohlenstoffs vom eingeschlagenen Buchenholz in fertigen Holzprodukten gespeichert bleibt (Knauf und Frühwald 2020). Die Produkte aus Buchenholz sind zudem eher kurz- und mittellebig (Klein und Schulz 2012) und unterscheiden sich damit deutlich vom Nadelholz, welches dominierend in langlebigen Produkten, v. a. im Baubereich, eingesetzt wird (Mantau et al. 2013). Da das Bauwesen maßgeblich für eine Steigerung der Holzverwendung ist (Mantau et al. 2013), bedeutet dies, dass die Produkte aus Buchenholz lange nicht so effektiv wie Nadelholz zu einer Erhöhung der Senke beitragen können, solange sich die aktuell begrenzte Verwendung in langlebigen Produkten (Knauf und Frühwald 2020) nicht deutlich verbessert.

Der Holzproduktespeicher Deutschlands ist ohne weitere Unterscheidung nach Baumartengruppen zur Zeit eine Senke von jährlich insgesamt 1,3 Mio. t C (Stand 2019; UBA 2021). Aufgrund der geringeren Holzeinschlagsmenge, der beschränkten stofflichen Verwertung und den eher kurz- und mittellebigen Holzprodukten ist der Anteil der Buche an dieser Senke eher gering einzuschätzen. Angesichts eines Holzeinschlages in Deutschland von knapp 80 Mio. fm (Stand 2019; Jochem et al. 2020), was überschlägig ca. 20 Mio. t C entspricht, wird deutlich, dass große Teile des Kohlenstoffs gar nicht erst in den Holzproduktespeicher gelangen bzw. zur Kompensation des jährlichen Abflusses aus dem Holzproduktespeicher benötigt werden.

Energiesubstitution

Die CO₂-Neutralität der Holzverbrennung wird je nach Prämissen und verwendeter Methodik sehr unterschiedlich bewertet (Bentsen 2017). Es sollte jedoch nachvollziehbar sein, dass bei dauerhaft gleichbleibendem bzw. leicht steigendem Biomassespeicher wie in Deutschland (siehe Kap. 1) die entnommenen Holz mengen bei der Verbrennung nur das CO₂ wieder freisetzen, welches zeitnah der Atmosphäre entzogen wurde und dadurch keine zusätzliche Belastung der Atmosphäre stattfindet. Wenn Buchenholz fossile Brennstoffe ersetzt (substituiert), kann deshalb die Freisetzung von Kohlenstoff aus ganz anderen Erdzeitaltern vermieden werden. Wie hoch diese potenzielle Energiesubstitution ist, hängt von den Ökobilanzen der verschiedenen Energieträger ab, mit denen die Umweltwirkungen bei Gewinnung, Aufbereitung, Transport und Verbrennung für die gleiche funktionale Einheit, z. B. ein Megajoule Wärme, erfasst werden (z. B. Klein et al. 2016). Natürlich entstehen auch bei der Bereitstellung der gängigen Holzbrennstoffe Scheitholz, Hackschnitzel oder Pellets durch den Einsatz von Motorsäge, Forwarder usw. Treibhausgas-Emissionen, die je nach Intensität der Aufbereitung, der Transportentfernung und dem genutztem Heizsystem zwischen 8 g CO₂-Äquiv/Megajoule bei Scheitholz und 25 g CO₂-Äquiv/Megajoule bei Pellets schwanken (Klein et al. 2016). Gegenüber Erdgas, Öl oder Kohle können gleichwohl mit einem Festmeter Holz CO₂-Emissionen zwischen 0,3 und über 1 Tonne vermieden werden (Wolf et al. 2015).

Wie in Abschnitt »Holzprodukte« gezeigt, werden zwei Drittel des Buchenholzaufkommens direkt energetisch genutzt. Das Holz stammt in Bayern hauptsächlich aus dem Privatwald und wird zu einem hohen Anteil für den Eigengebrauch verwendet (Gößwein et al. 2020). Da die Pelletindustrie vor allem von großen (Nadelholz-)Sägewerken beliefert wird und auch bei Hackschnitzeln das Nadelholz weit dominiert (Knauf et al. 2016), wird die Buche vor allem als Scheitholz verbrannt (Gößwein et al. 2020). Durch die günstige Ökobilanz von Scheitholz ist die Treibhausgasvermeidung der Buche gegenüber Erdgas, Öl oder Kohle deshalb vergleichsweise hoch. 2019 wurden in Deutschland ca. 14 Mio. m³ Laubholz energetisch genutzt (Jochem et al. 2020). Bei einem geschätzten Anteil der Buche von 80% und einer mittleren Substitution von 0,675 t CO₂ pro m³ Holz (Klein und Schulz 2012) ergibt sich überschlägig eine jährliche Vermeidung von 7,5 Millionen Tonnen CO₂ durch die energetische Verwendung der Buche.

Materialsubstitution

Bei funktionsgleichen Produkten werden mit dem Rohstoff Holz bei Herstellung, Gebrauch und Entsorgung fast immer deutlich weniger Treibhausgase emittiert als bei alternativen Materialien wie Stahl, Beton, Aluminium usw. Das Ausmaß der Treibhausgasvermeidung kann über Ökobilanzen hergeleitet werden und hängt von dem betrachteten Produkt und den jeweiligen Materialien ab (Leskinen et al. 2018). Ein Faktor für die gute Ökobilanz von Holzprodukten ist, dass im Produktionsprozess auch das Sägerestholz für die Energiegewinnung genutzt werden kann (z. B. zur Trocknung). Dieser Effekt darf allerdings nicht zusätzlich bei der Energiesubstitution erfasst werden, da es eine Doppelanrechnung bedeuten würde (Rüter et al. 2016). Die Voraussetzung für die Anwendung der positiven Klimawirkung von Holz ist, dass nur solche Holzprodukte herangezogen werden, die tatsächlich andere Materialien ersetzen können. Nach Rüter et al. (2016) können dies Elemente des Hausbaus wie Wände, Decken, Dämmmaterial, Fenster oder Verkleidungen, Verpackungsmaterial und Paletten, Möbel, chemische Grundstoffe und Kunstfasern für Textilien sein. Papier oder Dachstühle sind Beispiele für Holzprodukte, die seltener durch andere Materialien ersetzt werden können und deshalb auch nicht zur Treibhausgasvermeidung beitragen. Gemäß der europäischen Studie von Rüter et al. (2016) haben nur 30% der eingesetzten Holzhalbwaren ein realistisches Potenzial andere Materialien zu ersetzen.

Wegen des geringen Anteils des stofflich genutzten Holzes (Abschnitt »Holzprodukte«) kann die Buche grundsätzlich nur einen verminderten Klimaschutzeffekt durch Materialsubstitution erreichen. Um die potenzielle Materialsubstitution genau herzuleiten, müssten die Stoffströme des Buchenholzes, die Marktanteile und Ökobilanzen der verschiedenen Holzprodukte und ersetzbarer Alternativprodukte bekannt sein. Auch wenn die Substitutionsfaktoren bei stofflicher Nutzung deutlich über 1 und damit höher als bei der energetischen Nutzung liegen (Leskinen et al. 2018), wird der gesamte Klimaschutzeffekt der potenzielle Materialsubstitution bei der Buche weit unter dem Wert der Energiesubstitution (Abschnitt »Energiesubstitution«) liegen.

Auswirkung eines Nutzungsverzichts

Die vorherigen Kapitel dieses Beitrags zeigen, dass die Buche aktuell in allen Bereichen einen Beitrag zum Klimaschutz leistet, entweder indem Kohlenstoff im Wald und in Holzprodukten gespeichert wird oder indem CO₂-Emissionen durch die energetische und stoffliche Verwendung vermieden werden. Ein deutlicher Mangel der Buche ist die geringe stoffliche Verwendung, die dazu führt, dass weniger Kohlenstoff in Holzprodukten weiterhin gespeichert bleibt und dass damit weniger Emissionen durch Materialsubstitution vermieden werden.

Im Zuge der Diskussionen in der Klimaschutzpolitik tritt die bisher beschriebene bloße Erfassung des aktuellen Klimaschutzbeitrages in den Hintergrund. Stattdessen wird sehr kontrovers über den Klimaschutzbeitrag verschiedener Waldbewirtschaftungssysteme und Holzverwendungen diskutiert (z. B. Luick et al. 2022; Schulze et al. 2021). Dies geschieht über Szenarien oder Analogien, die einer »was wäre, wenn«-Logik folgen (Bentsen 2017) und je nach berücksichtigten Klimaschutzeffekten, räumlichen und zeitlichen Skalen zu unterschiedlichen Ergebnissen führen (Schulz und Weber-Blaschke 2021). Bei Buchenwäldern wird dabei weniger um Strategien zur besseren Holzverwendung diskutiert, sondern fast ausschließlich um Vor- oder Nachteile eines Nutzungsverzichts, der spätestens mit der besonderen Verantwortung Deutschlands für die Buchenwälder und der Nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU 2007) zum Thema wurde.

Nachfolgend werden die Auswirkungen eines Nutzungsverzichts in Buchenwäldern lose entlang der obigen Gliederung diskutiert. Da die lebende Biomasse das dynamischste Element ist, wird sie mit Daten der bayerischen Naturwaldreservate etwas ausführlicher beschrieben.

Biomasse und Totholz

Bei einem Verzicht auf Holznutzungen steht dem Biomassezuwachs nur noch der natürliche Abgang durch Mortalität gegenüber, wodurch ein höherer Biomasseaufbau und damit eine höhere Kohlenstoffsенke erreicht wird. Bezüglich des Vergleichs mit genutzten Wäldern stellt sich v. a. eine Frage: Wie lange findet dieser Biomasseaufbau bei Nutzungsverzicht statt, d. h. wann wird sich der Kohlenstoffspeicher aufgrund verringerten Wachstums und/oder erhöhter Mortalität nicht mehr erhöhen oder sogar verringern? Mit den nachfolgenden Daten aus bayerischen Naturwaldreser-

vaten wird die zeitliche Entwicklung illustriert.

Seit der Ausweisung der ersten Naturwaldreservate (NWR) in Bayern 1978 werden spezifische Flächen von in der Mehrzahl rund einem Hektar Größe, die sogenannten Repräsentationsflächen, waldkundlich untersucht. Dabei handelte es sich in der Regel bereits bei der Ausweisung um ältere naturnahe Waldbestände, die allerdings auch kurz zuvor noch bewirtschaftet worden waren. Zunächst bezogen sich die Messungen auf den lebenden, stehenden Bestand. Seit den 1990er Jahren wird auch das stehende und liegende Totholz auf einem Teil der Flächen miterfasst. Die dabei gewonnenen Daten wurden erstmals von Klein et al. (2013) im Hinblick auf die Kohlenstoffspeicherung von ungenutzten Buchenwäldern analysiert. Nach zahlreichen weiteren Wiederholungsaufnahmen bietet sich nun die Möglichkeit die Kohlenstoffspeicherung von Buchenwäldern nach rund fünf Jahrzehnten Nutzungsverzicht zu betrachten und sich der Frage nach einem potenziellen Maximum der Speicherkapazität in Buchenwäldern in Bayern anzunähern.

Für die Analysen standen 168 Datensätze aus 58 Naturwaldrepräsentationsflächen mit führender Buche zur Verfügung. Dabei wurden ausschließlich Naturwaldreservate herangezogen, die seit 1978 ungenutzt sind. Damit liegen im Schnitt je Fläche neben der Erstaufnahme fast überall zwei Wiederholungsaufnahmen vor. Für die Totholzentwicklung liegen 91 Datensätze aus 44 NWR vor. Die Kohlenstoffvorräte des lebenden Bestandes wurden auf der Grundlage von Umrechnungsfaktoren von Vordernach (2018) ermittelt. Zur Ermittlung eines Trends der Kohlenstoffspeicherung über alle Bestände wurde ein statistisches Modell (GAM) erstellt (Wood 2017).

Für den lebenden Bestand zeigte sich seit der Ausweisung der Reservate 1978 bis heute ein Anstieg der Biomassen. Im Durchschnitt ergibt sich dabei ein Anstieg von etwa 170 t C/ha auf eine Größenordnung von 230 t C/ha. Davon entfallen auf das Derbholz etwa 200 t C/ha und auf das Nichtderbholz ca. 28 t C/ha. Das angewendete GAM-Modell zeigt in der Tendenz über alle Flächen eine Abflachung der Kurve. Dies deutet darauf hin, dass auf diesem mittleren Niveau über alle Bestände ein Gleichgewichtszustand erreicht wird, auch wenn einzelne Buchenbestände wie im NWR Knittelschlag bei Kelheim mit über 1000 Vfm/ha (Blaschke et al., S. 102 bis 107 in diesem Band) sogar auf über 325 t C/ha Speicherleistung kommen. Nimmt man die unterirdische Biomasse entsprechend den Maßgaben der nationalen Inventuranweisung (UBA 2021) hinzu, summieren sich die durchschnittlichen Werte für die letzten Jahre auf rund 250 t C/ha. Daraus ergibt sich

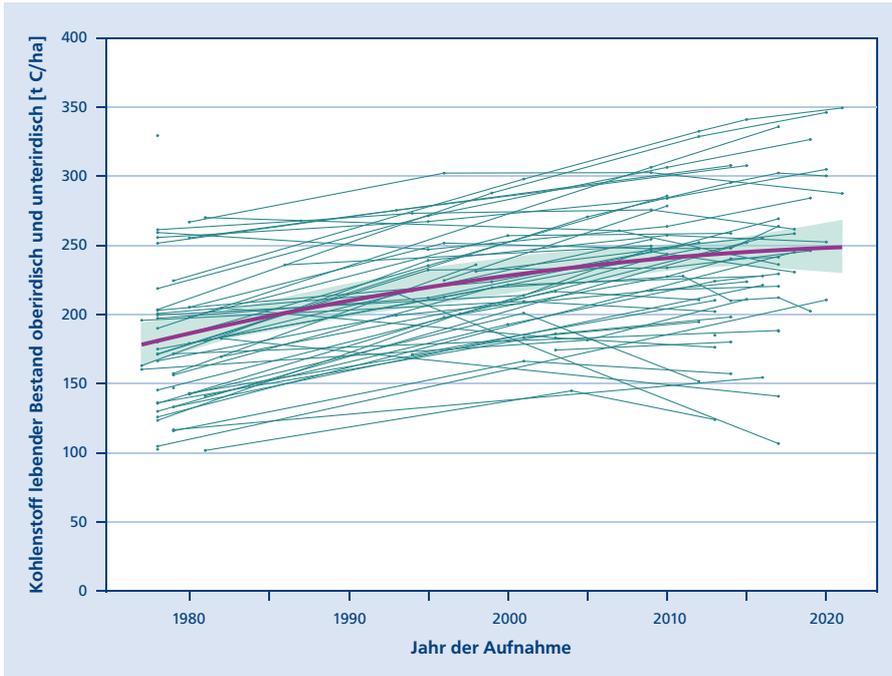


Abbildung 3: Entwicklung der in 58 Repräsentationsflächen von bayerischen Buchen-Naturwaldreservaten gespeicherten Kohlenstoffmengen der oberirdischen und unterirdischen Masse des lebenden Bestandes (grüne Linien). (Violette Linie: durchschnittliche Entwicklung auf der Grundlage eines GAM-Modells mit grauem Vertrauensbereich)

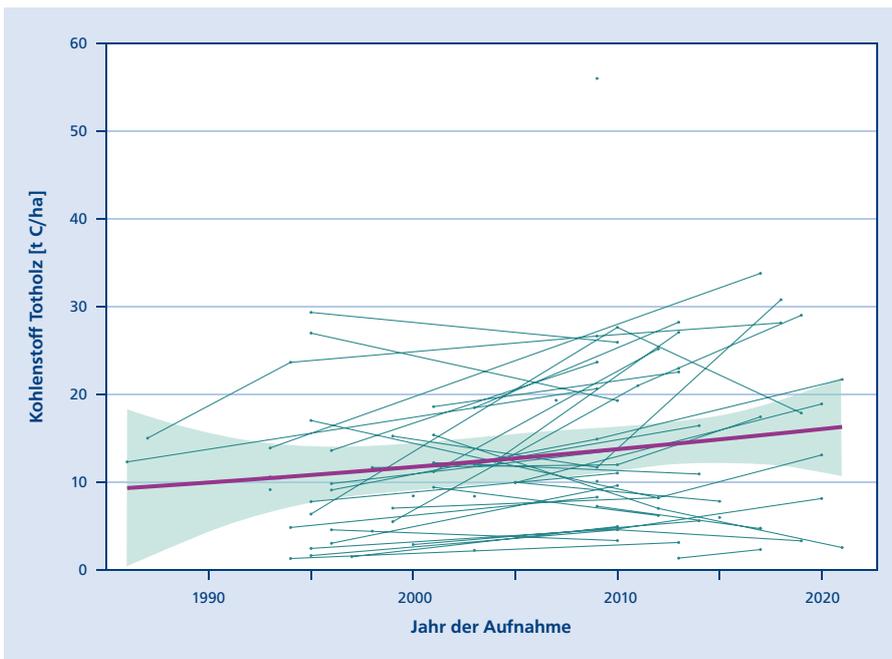


Abbildung 4: Entwicklung der in 47 Repräsentationsflächen von bayerischen Buchen-Naturwaldreservaten gespeicherten Kohlenstoffmengen des Totholzes (grüne Linien). (Violette Linie: durchschnittliche Entwicklung auf der Grundlage eines GAM-Modells mit grauem Vertrauensbereich)

eine jährliche Speicherung in der lebenden Biomasse in den Buchen-NWR von ca. $1,6 \text{ t C}/(\text{a} \cdot \text{ha})$.

Die hier angegebenen Mittelwerte werden durch die unterschiedlichen Entwicklungen in den Buchen-Naturwaldreservaten geprägt. So wachsen zwar einzelne Bestände weit über diesen Mittelwert hinaus, andere verlieren aber auch massiv an Holzvorräten durch Schadereignisse, die bei der Buche oft mit Windwurf und/oder Sonnenbrand einhergehen (Blaschke et al., S. 102 bis 107 in diesem Band).

Beim Totholz, dessen Kohlenstoffwerte ebenfalls nach den Vorgaben des UBA (2021) berechnet wurden, liegen regelmäßige Aufnahmen erst seit den 1990iger Jahren vor. Dabei deutet sich ein durchschnittlicher Anstieg in den untersuchten NWR-Flächen von etwa $9 \text{ t C}/\text{ha}$ auf etwa $16 \text{ t C}/\text{ha}$ an (Abb. 4). Dies entspricht einem Anstieg des im Totholz gespeicherten Kohlenstoffs von ca. $0,2 \text{ t C}/(\text{a} \cdot \text{ha})$. Dabei zeigt die Kurve allerdings bislang noch keine Sättigung, sodass die Kurve in den kommenden Jahren noch etwas weiter

ansteigen dürfte. Kohlenstoffspeicherung im Totholz der Buchen-NWR findet statt, allerdings wird dieser durch die bei der Buche rasch einsetzenden Abbauprozesse wiederum reduziert.

Bodenkohlenstoff

Wegen des fehlenden Biomasseexports steht in unbewirtschafteten Wäldern mehr abgestorbene Biomasse, v. a. als Totholz, und damit potenziell mehr Kohlenstoff zur Anreicherung des Bodens zur Verfügung. Der größte Teil des Totholzes wird jedoch wieder veratmet, so dass nur ein Bruchteil dazu beiträgt, die Speicher der Humusaufgabe und des Mineralbodens zu erhöhen (Krueger et al. 2016). Eine Untersuchung zum Bodenkohlenstoff in nebeneinanderliegenden Buchen-Wirtschafts- und Primärwäldern in Slowenien zeigt, dass erstere durchschnittlich 15 Prozent (bzw., 18 t C/ha) weniger Kohlenstoff, besonders in den tieferen Bodenschichten, gespeichert haben (Leuschner et al. 2022). Da fast alle Buchenwälder in Deutschland genutzt werden bzw. wurden, stellt sich in Umkehrung dieser Information die Frage, wie schnell solche Verluste des Bodenkohlenstoffs nach Nutzungsverzicht wieder ausgeglichen werden können. Verschiedene Untersuchungen zeigen, dass die jährliche Kohlenstoffaufnahme in den Böden von Laub-Naturwäldern dauerhaft weit unter 0,1 t C/ha liegen dürfte (Gleixner et al. 2009). Bei so einer Rate würde es mindestens zwei Jahrhunderte dauern, bis die oben genannten Verluste gegenüber den Primärwäldern wieder ausgeglichen werden. Verglichen mit der Kohlenstoffbindung in der lebenden Biomasse von durchschnittlich 1,6 Tonnen C/ha in den bayrischen Naturwaldreservaten (s. o.) ist der Boden in unbewirtschafteten Wäldern demnach eine eher kleine und wenig dynamische Senke, die jedoch mit zunehmender Abflachung der Senke der Biomasse (siehe Abb. 3) bedeutsamer wird.

Mehr Biomasse und Totholz statt Holzproduktespeicher und Substitution

In Wäldern mit natürlicher Entwicklung finden keine Holzentnahmen statt, was zunächst zu einem Mehrzuwachs der lebenden Biomasse und einem erhöhten Totholzspeicher im Vergleich zu einem genutzten Wald führt. Dafür gibt es keine C-Speicherung in Holzprodukten und auch keine Vermeidung von Treibhausgasemissionen durch Material- und Energiesubstitution.

Die Nettoerhöhung des Holzproduktespeichers und die Materialsubstitution sind bei Buche generell eher gering, solange nicht eine deutlich erhöhte Verwendung von Buchenholz in Holzprodukten erreicht

wird (s. o.). Deshalb ist es bei der Buche zurzeit vor allem die energetische Substitution, die dem Mehrzuwachs der Biomasse bei Nutzungsverzicht gegenübergestellt werden muss. Da die energetischen Substitutionsfaktoren unter 1 liegen (s. o.), d. h. für eine Tonne CO₂ des verbrannten Holzes weniger als eine Tonne CO₂-Emissionen aus fossilen Brennstoffen vermieden werden, ist bei einer reinen energetischen Nutzung der Buche die Klimabilanz schlechter als bei Nutzungsverzicht. Mit jedem Festmeter Buchenholz, der stofflich genutzt wird, verbessert sich dieses Verhältnis jedoch zugunsten des bewirtschafteten Waldes. Zudem ist der durchschnittliche, jährliche Gesamtzuwachs in bewirtschafteten Buchenwäldern gleichbleibend bzw. sogar erhöht (Krug 2019), während bei Nutzungsverzicht über kurz oder lang der Vorratsaufbau zurückgeht (siehe Abb. 3) und sich irgendwann gleichbleibende C-Vorräte einstellen (Nord-Larsen et al. 2019). Selbst bei rein energetischer Verwendung des Buchenholzes können sich dann bessere Klimaschutzbilanzen als bei Nutzungsverzicht ergeben.

Ein Effekt der Holznutzung, der in vergleichenden Klimabilanzen nicht unmittelbar quantifizierbar werden kann, ist der Beitrag zur Bioökonomie (Beitrag Torno, S. 141 bis 149 in diesem Band). Nur bei Nutzung kann Buchenholz als nachwachsender Rohstoff in neuen Anwendungen, z. B. Bioraffinerien, zu einer Kreislaufwirtschaft beitragen, die die erdölbasierte Wirtschaftsweise ablöst.

Resümee

Wie dargestellt, trägt die Buche generell zum Klimaschutz bei: Der Waldspeicher mit Biomasse, Totholz und Waldboden ist eine deutliche Kohlenstoffsенке und durch Energiesubstitution werden nennenswerte CO₂-Emissionen vermieden. Die Nettoerhöhung des Holzproduktespeichers und die Materialsubstitution sind bei der Buche zwar positiv, aber im Vergleich zum Nadelholz wegen des verhältnismäßigen hohen Energieholzanteils bisher eher gering.

Wenn es um die zukünftige Optimierung der Klimaschutzleistung geht, müssen alle genannten Aspekte für verschiedene Szenarien gemeinsam bilanziert werden. Es gibt solche vergleichende Studien für die Buche (Klein et al. 2013; Mund et al. 2015; Würdehoff et al. 2017), die eine höhere Klimaschutzleistung des Wirtschaftswaldes gegenüber einem Nutzungsverzicht nachweisen.

Man kann über solche Studien wissenschaftlich streiten. Das betrifft die Datenquellen, die von Großrauminventuren bis zu regionalen, nationalen oder internationalen Einzelstudien reichen und eher generelle oder eher spezifische Aussagen erlauben. Zudem wird es je nach Kombination dieser Daten mit Annahmen zu Ausgangssituation, Holznutzung und -verwendung, Substitutionsfaktoren und den betrachteten Zeiträumen zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen (Schulz und Weber-Blaschke 2021). Uns sind jedoch keine umfassenden, vergleichenden Klimaschutzbilanzen bekannt, die einen eindeutigen, dauerhaften und generellen Klimaschutzvorteil unbewirtschafteter (Buchen-)Wälder belegen. Daraus leiten wir ab, dass der Klimaschutz nicht als primärer Grund für einen Nutzungsverzicht angeführt werden kann. Umgekehrt darf Klimaschutz aber auch nicht als Argument gegen eine natürliche Entwicklung in Buchenwäldern benutzt werden, wenn dies naturschutzfachlich erforderlich ist.

Literatur

- Bentsen, N.S. (2017): Carbon debt and payback time – Lost in the forest? In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 73, S. 1211-1217. DOI: 10.1016/j.rser.2017.02.004
- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)
- Gleixner, G; Tefs, C; Jordan, A; Hammer, Ms; Wirth, Ch; Nueske, A et al. (2009): Soil Carbon Accumulation in Old-Growth Forests. In: Christian Wirth, Gerd Gleixner und Martin Heimann (Hg.): *Old-Growth Forests*, Bd. 207. Heidelberg: Springer Verlag (*Ecological Studies*, 207)
- Gößwein, S; Hiendlmeier, S; Borchert, H (2020): *Energieholzmarkt Bayern 2018*. Hg. v. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising
- Grüneberg, E; Ziche, D; Wellbrock, N (2014): Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. In: *Global change biology* 20 (8), S. 2644-2662. DOI: 10.1111/gcb.12558
- Herrmann, Steffen; Kahl, Tiemo; Bauhus, Jürgen (2015): Decomposition dynamics of coarse woody debris of three important central European tree species. In: *For. Ecosyst.* 2 (1), S. 106. DOI: 10.1186/s40663-015-0052-5
- Jochem, D.; Weimar, H.; Dieter, M. (2020): Holzeinschlag 2019 steigt – Nutzung konstant. In: *Holzzentralblatt* (33), S. 593-594
- Klein, D.; Höllerl, S.; Blaschke, M.; Schulz, Ch. (2013): The Contribution of Managed and Unmanaged Forests to Climate Change Mitigation – A Model Approach at Stand Level for the Main Tree Species in Bavaria. In: *Forests* 4 (1), S. 43-69. DOI: 10.3390/f4010043
- Klein, D.; Schulz, Ch. (2012): Die Kohlenstoffbilanz der Bayerischen Forst- und Holzwirtschaft. Abschlussbericht 9/2012
- Klein, D.; Wolf, Ch.; Tiemann, A.; Weber-Blaschke, G.; Schulz, Ch. (2016): Der »Carbon Footprint« von Wärme aus Holz. »ExpResBio« erstellt Ökobilanzen für die Bereitstellung von Rohholz und anschließender Wärmeerzeugung. In: *LWF Aktuell* (1), S. 58-61
- Knauf, M.; Frühwald, A. (2020): Laubholz-Produktmärkte aus technisch-wirtschaftlicher und marktstruktureller Sicht. Hg. v. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR). Online verfügbar unter https://www.fnr.de/fileadmin/Projekte/2021/Mediathek/Brosch_LaubholzProduktmaerkte_WEB-2021.pdf
- Knauf, Marcus; Hunkemöller, Raphael; Friedrich, Stefan; Borchert, Herbert; Bauer, Jürgen (2016): Clusterstudie Forst, Holz und Papier in Bayern 2015. Abschlussbericht. Langfassung. Freising. Online verfügbar unter http://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/service/dateien/clusterstudie2015_langfassung.pdf, zuletzt geprüft am 02.08.2018
- Knigge; Schulz (1966): Grundriß der Forstbenutzung. Entstehung, Eigenschaften, Verwertung und Verwendung des Holzes und anderer Forstprodukte. Hamburg und Berlin: Verlag Paul Parey
- Krueger, I.; Schulz, Ch.; Borken, W. (2016): Stocks and dynamics of soil organic carbon and coarse woody debris in three managed and unmanaged temperate forests. In: *Eur J Forest Res.* DOI: 10.1007/s10342-016-1013-4
- Krug, J.H.A. (2019): How can forest management increase biomass accumulation and CO₂ sequestration? A case study on beech forests in Hesse, Germany. In: *Carbon Balance and Management* 14 (1), S. 17. DOI: 10.1186/s13021-019-0132-x
- Leskinen, P.; Cardellini, G.; González-García, S.; Hurmekoski, E.; Sathre, R.; Seppälä, J. et al. (2018): Substitution effects of wood-based products in climate change mitigation. Hg. v. European Forest Institute. European Forest Institute (*From Science to Policy*, 7). Online verfügbar unter https://www.efi.int/sites/default/files/files/publication-bank/2018/efi_fstp_7_2018.pdf, zuletzt geprüft am 21.02.2019
- Leuschner, Ch.; Feldmann, E.; Pichler, V.; Glatthorn, J.; Hertel, D. (2022): Forest management impact on soil organic carbon. A paired-plot study in primeval and managed European beech forests. In: *Forest Ecology and Management* 512 (7484), S. 120163. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120163
- Luick, R.; Hennenberg, K.; Leuschner, Ch.; Grossmann, Manfred; Jedicke, E.; Schoof, N.; Waldenspuhl, T. (2022): Urwälder, Natur- und Wirtschaftswälder im Kontext von Biodiversitäts- und Klimaschutz. Teil 2: Das Narrativ von der Klimaneutralität der Ressource Holz. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 54 (1), S. 22-35
- Mantau, U.; Döring, P.; Hiller, D. (2013): Holzeinsatz im Bauwesen - Verwendungsstrukturen nach Gebäuden und Gewerken. In: Holger Weimar und Dominik Jochem (Hg.): *Holzverwendung im Bauwesen. Eine Marktstudie im Rahmen der »Charta für Holz«*. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Inst (Thünen-Report, 9)

- Mayer, M.; Prescott, C.E.; Abaker, W.E.A.; Augusto, L.; Cécillon, L.; Ferreira, G.W.D. et al. (2020): Tamm Review. Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. In: *Forest Ecology and Management* 466, S. 118127. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118127
- Meyer, P.; Menke, N.; Nagel, J.; Hansen, J.; Kawaletz, H.; Paar, U.; Evers, J. (2009): Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb. Abschlussbericht DBU-Projekt
- Mund, M.; Frischbier, N.; Profft, I.; Raacke, J.; Richter, F.; Ammer, Ch. (2015): Klimaschutzwirkung des Wald- und Holzsektors: Schutz- und Nutzungsszenarien für drei Modellregionen in Thüringen. Ergebnisse des F+E-Vorhabens »Ökosystemleistungen naturnaher Wälder in der Wald- und Klimapolitik« (FKZ 3511 84 0200). Bonn-Bad Godesberg (BfN-Skripten, 396)
- Niemz, P. (2007): Von der Waschlauge bis zum Snowboard-Kern. Verwendungsmöglichkeiten von Buchenholz. In: *Wald und Holz* (10), S. 35-37
- Nord-Larsen, T.; Vesterdal, L.; Bentsen, N. Scott; L., Jørgen B. (2019): Ecosystem carbon stocks and their temporal resilience in a semi-natural beech-dominated forest. In: *Forest Ecology and Management* 447, S. 67-76. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.05.038
- Rehshuh, S.; Jonard, M.; Wiesmeier, M.; Rennenberg, H.; Danenmann, M. (2021): Impact of European Beech Forest Diversification on Soil Organic Carbon and Total Nitrogen Stocks – A Meta-Analysis. In: *Frontiers in Forests and Global Change* 4, S. 352. DOI: 10.3389/ffgc.2021.606669
- Riedel, T.; Stürmer, W.; Hennig, P.; Dunger, K.; Bolte, A. (2019): Wälder in Deutschland sind eine wichtige Kohlenstoffsene. In: *AFZ/Der Wald* (14), 14-18
- Rüter, S.; Werner, F.; Forsell, N.; Prins, Ch.; Vial, E.; Levet, A.-L. (2016): *ClimWood2030 »Climate benefits of material substitution by forest biomass and harvested wood products: Perspective 2030«*. Final report. Hg. v. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig (Thünen Report, 42)
- Schulz, Ch.; Weber-Blaschke, G. (2021): Kontrovers diskutiert: Der Klimaschutzbeitrag der Forst- und Holzwirtschaft. Wie kommt es zu unterschiedlichen Argumentationslinien und Widersprüchen? In: *LWF Aktuell* (1), S. 19-22
- Schulze, E.D.; Rock, J.; Kroiher, F.; Egenolf, V.; Wellbrock, N.; Irsinger, R. et al. (2021): Klimaschutz mit Wald. Speicherung von Kohlenstoff im Ökosystem und substitution fossiler Brennstoffe. In: *Biologie in unserer Zeit* 51 (1)
- Thünen-Institut (2022): Dritte Bundeswaldinventur – Ergebnisdatenbank. Online verfügbar unter <https://bwi.info>, zuletzt geprüft am 14.03.2022
- UBA (2021): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2021. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990–2019. Hg. v. Umweltbundesamt (Climate Change, 43). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/treibhausgas-emissionen>
- Vonderach, Ch. (2018): Biomassefunktionen an BWI-Punkten. In: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Hg.): *Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit – Abschlussbericht zum Projekt »Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)«*. Freiburg (Berichte Freiburger Forstlicher Forschung, 101), S. 3-32
- Wiesmeier, M.; Hübner, R.; Spörlein, P.; Geuß, U.; Hangen, E.; Reischl, A. et al. (2013a): Carbon sequestration potential of soils in southeast Germany derived from stable soil organic carbon saturation. In: *Glob Change Biol*, S. 1-13. Online verfügbar unter doi: 10.1111/gcb.12384
- Wiesmeier, M.; Prietzel, J.; Barthold, F.; Spörlein, P.; Geuß, U.; Hangen, E. et al. (2013b): Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southeast Germany (Bavaria) – Implications for carbon sequestration. In: *Forest Ecology and Management* (295), S. 162-172. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.025>
- Wolf, Ch.; Klein, D.; Weber-Blaschke, G.; Schulz, Ch. (2015): Treibhausgasvermeidung durch Wärme aus Holz. *LWF Merkblatt* 34. Hg. v. LWF. LWF
- Wördehoff, R.; Schulz, Ch.; Nagel, J. (2017): Nutzung oder Nutzungsverzicht aus Sicht des Klimaschutzes. In: *AFZ/Der Wald* (21), S. 30-32
- Wood, S.N. (2017): *Generalized Additive Models: An Introduction with R* (2nd ed.). Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9781315370279>

Keywords: European beech, carbon sequestration, wood substitution effects by replacing emission-intensive materials and fuels, contribution of managed and unmanaged beech forests to climate change mitigation.

Summary: Beech forests in Germany contribute to climate change mitigation by carbon sequestration in living biomass, forest soils and dead wood. Additionally fossil fuel emissions are avoided by prevalent Beech fuelwood use. Beech contributes less to climate change mitigation by prolonged carbon sequestration in wood products and concomitant material substitution effects. Optimal climate change mitigation strategies for Beech forests are controversial and depend on basic assumptions. Given the actual state of scientific knowledge there is little evidence for unmanaged forests to be the best permanent climate change mitigation option.

Aspekte zu Vermehrungsgut und Genetik der Buche

Randolf Schirmer, Muhidin Šeho, Barbara Fussi, Andreas Ludwig, Michael Luckas

Schlüsselwörter: Buche, Anzucht, Herkunft, Saatgut, Genetik, Generhaltung, Forstgenetisches Langzeitmonitoring

Zusammenfassung: Bei Buche als wichtigste heimische Laubbaumart kommt es entscheidend auf die Herkunft des verwendeten Vermehrungsguts an. Saatguterntebestände aus warm-trockenen Regionen werden an Bedeutung gewinnen. Bei dauerhaft ansteigenden Sommertemperaturen ist mit einem Nachlassen geeigneter Masten auf Grund von Trockenheit und Vitalitätsverlusten zu rechnen. Saatgutlagerung ist nur über kurze Zeiträume möglich. Neben Feldversuchen wird mittels ökologischer Nischenmodelle versucht, im Klimawandel besonders geeignete Herkünfte zu lokalisieren. Das Genom der Buche ist entschlüsselt, aber die Bestimmung adaptiver Marker auf dem Genom, welche beispielsweise die Trockenheitsresistenz steuern, ist derzeit noch nicht möglich. Der Ausweisung von genetisch besonders wertvollen Beständen in Umsetzung des Generhaltungsprogramms kommt daher besondere Bedeutung zu.

Die Buche ist die dominierende Baumart der feucht-gemäßigten Klimazonen Europas. In Gebieten mit zunehmendem Kontinentalklima verliert sie wegen mangelnder Frostresistenz und ausgeprägter Spätfrostanfälligkeit ihre Konkurrenzkraft gegenüber Nadelholzarten. Auch bei verstärkt auftretender Trockenheit erreicht sie den Randbereich ihres natürlichen Vorkommens. In den letzten Trockensommern wurde ihr Vitalitätsverlust auf Grund ausbleibender Niederschläge besonders sichtbar. Obwohl ihr großes Verbreitungsgebiet auf eine hohe Klimaplastizität schließen lässt, gehört die Buche bei steigenden Temperaturen und nachlassenden Niederschlägen in den standörtlichen Randbereichen ihrer Verbreitung – wie zum Beispiel auf der Fränkischen Platte – zu den Verlierern im Klimawandel.

Saatgut und Vermehrung

Erntebestände

Gemäß Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) darf nur in amtlich zugelassenen und im Erntezulassungsregister eingetragenen Buchenbeständen Saatgut für den Vertrieb geerntet werden. Fachleute der Forstverwaltung wählen dafür Waldbestände aus, die die rechtlich geforderten Mindestkriterien erfüllen. Ein Alter von wenigstens 70 Jahren, eine Mindestbestandsgröße und vor allem Kriterien wie überdurchschnittliche Stammform, Wuchsleistung und Vitalität der Buchen sind entscheidend für die Zulassung. Durch Weitervererbung dieser Eigenschaften wird sichergestellt, dass Waldbesitzer gut veranlagte und leistungsfähige Pflanzen für ihren Wald erhalten.

Im Erntezulassungsregister (EZR) für Bayern, das am Bayerischen Amt für Waldgenetik (AWG) in Teisendorf geführt wird, sind 540 Saatguterntebestände mit einer baumartenbezogenen Fläche von 11.000 ha aufgeführt. Sie sind jeweils einem Gebiet mit annähernd einheitlichen ökologischen Bedingungen, dem sogenannten Herkunftsgebiet zugeordnet. Es handelt sich dabei um eine abgegrenzte Region, in der Saatguterntebestände ähnliche phänotypische und genetische Merkmale aufweisen. Gesundheit, Stabilität und Leistungsvermögen der Wälder hängen entscheidend von der Wahl der richtigen Herkunft ab.



Abbildung 1: Erntebestand »Höllbachschlag« im Nationalpark Bayerischer Wald. Foto: M. Luckas



Abbildung 2: Männliche Blüte (links); weibliche Blüte (rechts). Foto: M. Luckas

Für die Rotbuche sind in Bayern 12 Herkunftsgebiete ausgewiesen. Zur Saatguternte zugelassene Buchenbestände sind in ganz Bayern zu finden, mit einem deutlichen Schwerpunkt im Spessart, der Fränkischen Platte und im Steigerwald. Ein besonders hochwertiger Buchensaatgutbestand in Hinblick auf Wuchs- und Formeigenschaften ist aber auch im Gebiet des Nationalparks Bayerischer Wald zu finden (Abb. 1). In Versuchen konnte eine Überlegenheit seiner Nachkommenschaften im Vergleich zu Vermehrungsgut aus Erntebeständen anderer Herkünfte nachgewiesen werden.

Fruktifikation

Frühestens im Alter von 30 Jahren beginnen Buchen, zeitgleich mit dem Blattaustrieb ab Ende April zu blühen. Der Witterungsverlauf im Vorjahr entscheidet darüber, ob aus einer Knospe ein Trieb oder eine Blüte wird. Trockenheit und hohe Temperaturen im Frühsommer können eine kräftige Blüte im Folgejahr verursachen. Buchen sind einhäusig – an einem Baum befinden sich männliche und weibliche Blüten. (Abb. 2). Sie stehen getrennt in unscheinbaren Blütenständen an jungen Trieben. Die männlichen Staubblüten hängen in Form büschelartiger Kätzchen an einem 3 bis 5 cm langen Stiel. Die weiblichen Blüten hingegen sitzen auf einem kurzen Stängel, meist zu zweit, aufrecht und geschützt von einer behaarten Umhüllung. Sie besitzen je einen Fruchtknoten mit drei Narben.

Samenreife und Ernte

Wie bei den meisten heimischen Waldbäumen erfolgt die Bestäubung auch bei der Buche durch Wind. Nach der Befruchtung der Samenanlagen entwickeln sich in einem stacheligen Fruchtknoten (Cupula) meist zwei dreikantige Nussfrüchte, die Bucheckern. Blüte und Fruktifikation finden allerdings nicht jedes Jahr statt,

sondern in unterschiedlicher Intensität in nur unregelmäßigen Abständen. Im Zeitraum 2010/21 traten sechs Jahre ohne Erntemöglichkeiten auf (Abb. 4).

Der Reifevorgang der Früchte wird durch eine zunehmende Braunfärbung angezeigt und ist Mitte bis Ende September abgeschlossen. Mit fortschreitender Austrocknung springt der Fruchtknoten auf und lässt bis in den November hinein die glänzend braunen Bucheckern fallen. Nur nach einer üppigen Blüte der herrschenden und vorherrschenden Bäume und einer Fruchtreife ohne Spätfrost, Trockenheit, Sturm oder Hagelschlag ist die Voraussetzung für eine erfolgreiche Ernte gegeben. Alle 5 bis 8 Jahre können Buchenbestände sehr stark im Sinne einer Vollmast fruktifizieren. Dieser Begriff stammt aus dem Mittelalter, als Schweine in den Wald getrieben wurden, um sie dort mit Waldfrüchten zu mästen. Bucheckern bestehen zu 23 % aus Eiweiß und zu 50 % aus Fett. Menschen sollten keine größeren Mengen an Bucheckern verzehren, da die Samenhaut den giftigen Inhaltsstoff Fagin enthält, der zu Vergiftungen führen kann (Schütt 1992).

Je nach Intensität der Mast können von einem Baum 5 bis 25 kg Saatgut geerntet werden. Großkronige Solitärer Buchen können sogar bis zu 50 kg Bucheckern tragen. Bei Vollmasten liegen unter einem Baum bis zu 500 Samen/m² (Amann 1956).

Für die professionelle Saatgutbereitstellung werden von Forstsaatgutbetrieben Erntenetze unter den Samenbäumen ausgelegt, um die Bucheckern zu sammeln (Abb. 3).

Wenn nach den ersten Herbststürmen im Oktober die Masse an Bucheckern gefallen ist, können die Netze zusammengezogen und das Buchensaatgut mittels spezieller Reinigungsmaschinen von Laub und sonstigen Verunreinigungen getrennt werden. Da im Frühjahr zuerst das Hohlkorn abfällt, sollten die Netze nicht zu früh ausgelegt werden.



Abbildung 3: Netzernte im bayerischen Staatswald
Foto: A. Ludwig

| Steckbrief Buchensamen | |
|------------------------|--|
| Fruchtbecher | Meist mit 2 Bucheckern |
| 1 kg Samen | ca. 5.000 Bucheckern ca. 800 – 15.00 Sämlinge |
| Tausendkorngewicht | ca. 190 – 220 g |

In guten Erntejahren können in einem Bestand mehrere Tonnen Bucheckern gewonnen werden. Die rekordverdächtige Vollmast des Jahres 2011 führte bayernweit zu einem Ernteergebnis von etwa 53.000 kg gereinigten Saatguts. Aus Abbildung 4 wird deutlich, dass mehr als 50% des in Bayern geernteten Buchensaatguts in den beiden Herkunftsgebieten Fränkische Alb (810 18) und Alpenvorland (810 24) gewonnen wird.

Saatgutbehandlung und Anzucht

Saatgutqualität und Lagerung

Die Qualität des Saatguts hängt u. a. von der Blühintensität und den klimatischen Bedingungen während der Fruchtreife ab. Eine Ernte ist nur lohnend, wenn 70 bis 80% der Samen beim Aufschneiden ein weißes Endosperm aufweisen. Bei Vollmasten können bis zu 90% der Bucheckern von hervorragender Qualität sein. Dagegen ist in Sprengmastjahren der Hohlkornanteil aufgrund von Selbstbestäubung häufig so hoch, dass von einer Beerntung abgesehen werden muss. Bei Spreng- und Halbmasten sind die wenigen Bucheckern zudem häufig von Schädlingen befallen und daher stark in ihrer Qualität beeinträchtigt.

Buchensaatgut entwickelt durch Akkumulation verschiedener Hormone eine natürliche Keimhemmung (Bärtels 1996), wodurch die Keimung bis zum folgenden Frühjahr unterdrückt wird. Durch Stratifikation (Kalt-Nass-Behandlung) muss diese Keimhemmung spätestens vor der Aussaat überwunden werden. Hierzu wird das Saatgut bei einer Feuchte von 28 bis 32% mindestens 100 Tage bei einer Temperatur von 3 bis 5 °C gelagert (Abb. 5). Danach kann das für die unmittelbar nachfolgende Frühlingsaussaat vorgesehene Saatgut auf 20 bis 25% Saatgutfeuchte getrocknet und bei -3 °C zwischengelagert werden.

Um auch in Jahren ohne Erntemöglichkeiten ausreichend Saatgut zur Verfügung zu haben, können Bucheckern bei optimaler Ausgangsqualität und Aufbereitungsmethodik 3 bis 4 Jahre eingelagert werden. Niedriger Wassergehalt und geringe Lagertemperatur sind hierfür Voraussetzung. Das stratifizierte Saatgut

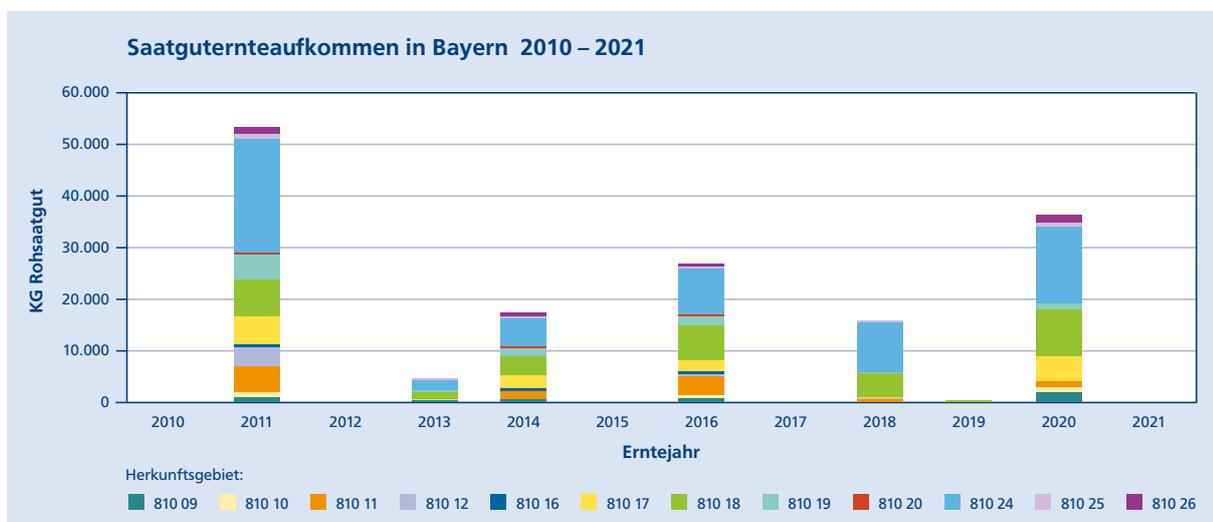


Abbildung 4: Entwicklung des Saatguternteaufkommens in Bayern im Zeitraum 2010–2021, aufgegliedert nach Herkunftsgebieten Quelle: Bayer. Erntezulassungsregister



Abbildung 5: Stratifikation von Bucheckern (links) und Aussaat (rechts) im BaySF Baumschulbetrieb Laufen. Foto: A. Ludwig

wird daher auf 8 bis 10 % Feuchtegehalt getrocknet und in luftdicht verschlossenen PE-Säcken bei -7 bis -10 °C eingefroren. In Ausnahmefällen ist eine Lagerung bis zu 5 Jahren möglich (Suzka 1974).

Lagerversuche haben gezeigt, dass Saatgut aus Vollmasten länger gelagert werden kann als solches aus Halb- und Sprengmasten (Schubert, o.A.) In einem Versuch wies 18 Jahre lang gelagertes Saatgut aus einer Vollmast noch 54% Keimfähigkeit auf. Nicht unterschätzt werden darf die Erfahrung, dass länger gelagertes Saatgut im Tetrazoliumtest unter Laborbedingungen zwar noch über eine gute Keimfähigkeit verfügen kann, die Keimkraft zum Auflaufen unter Freilandbedingungen in der Baumschule jedoch stark nachgelassen hat. Ausfälle und geringes Sämlingswachstum sind die Folge. Saaten aus langfristiger Lagerung laufen im Saatbeet dann sehr lückig auf.

Buchensaatgut steht wegen der unregelmäßig auftretenden Masten und der begrenzten Lagerdauer nur in beschränktem Umfang zur Verfügung. Freisaaten können daher im Wald aufgrund des hohen Saatgutbedarfs von 200–300 kg/ha nur in Ausnahmefällen durchgeführt werden und beschränken sich meist auf Vollmastjahre.

In Baumschulen kann bei Aussaatmengen von 100–150 g/m² mit 800 bis 1.500 verkaufsfertigen Sämlingen je Kilogramm Saatgut gerechnet werden (Krüssmann 1997). Als Regelsortiment werden ein- bis zweijährige Pflanzen (1/0, 1/1 bzw. 2/0) in den Größenklassen 15/30, 30/50, 50/80 vom Waldbesitzer angefragt.

Herkunftsunterschiede entscheidend

Die Gattung *Fagus* wird anhand morphologischer Merkmale in die Arten Rotbuche (*F. sylvatica*) und in die in Kleinasien verbreitete Orientbuche (*F. orientalis*) abgegrenzt. Im Übergangsbereich beider Arten (Nordgriechenland, Südwestbulgarien, europäischer Teil der Türkei) tritt die Hybridform *F. x moesiaca* auf. In dieser Region kommt *F. sylvatica* vorwiegend in Berglagen und *F. orientalis* in Tallagen und küstennahen Gebieten vor. Abbildung 6 zeigt die Herkunftsunterschiede anhand unterschiedlicher genetischer Muster.

Buchen zeigen aufgrund ihres großen natürlichen Verbreitungsgebiets eine große Variabilität in ihren Leistungs- und Qualitätsmerkmalen und in ihrer Toleranz

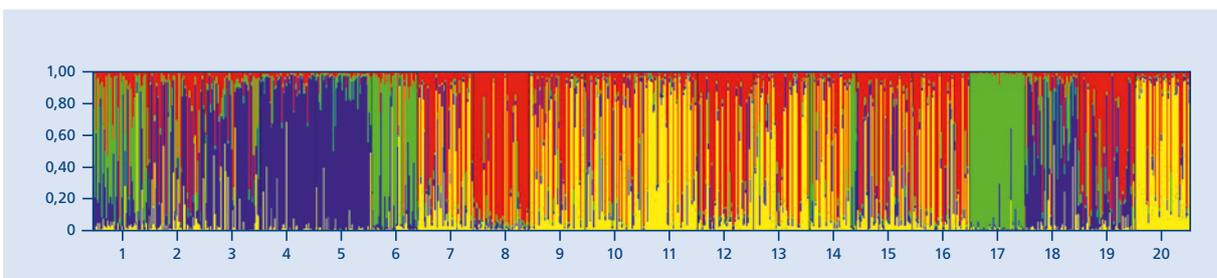


Abbildung 6: Genetische Unterschiede zwischen bulgarischen (1-6), deutschen (7-16), einer türkischen (17) einer griechischen (18), einer italienischen (19) und einer schwedischen (20) Buchenpopulation



Abbildung 7: Genetisch veränderte Blattfarbe bei Blutbuche. Foto: AWG

gegenüber Spätfrost und Trockenheit. Bei der Pflanzung hat daher nicht nur die Herkunft, sondern ggf. sogar der jeweilige Saatguterntebestand einen großen Einfluss auf den Anbauerfolg. Die räumliche Nähe eines Saatguterntebestands zum Auspendungsort zeigte sich in Anbauversuchen als weniger wichtig für den Anbauerfolg als die Verwendung von Vermehrungsgut aus vergleichbaren Höhenlagen (Kleinschmit 2008).

Bei den genetisch beeinflussten Eigenschaften ist zwischen herkunftsbezogenen und qualitätsbezogenen Merkmalen zu unterscheiden.

Wichtigste herkunftsgesteuerte Merkmale sind Austriebszeitpunkt und -geschwindigkeit sowie der Vegetationsabschluss. Sie sind Ausdruck der regionalen Anpassung einer Herkunft. Werden Hochlagenherkünfte im Tiefland ausgepflanzt, treiben sie schneller aus als dort wachsende Herkünfte und sind somit stärker spätfrostgefährdet. Als Reaktion auf den Klimawandel ist daher ausschließlich ein begrenztes Verbringen von Tieflagenherkünften in etwas höhere Lagen ratsam.

Tieflagenherkünfte benötigen eine hohe Wärmesumme und zeigen somit im Frühjahr einen verzögerten Austrieb, der sie vor Spätfrösten schützt. Tieflagenherkünfte und südliche Herkünfte können die Vegetationszeit besser ausnutzen. In Versuchen korrelierte das Wachstum positiv mit der Zeit des Vegetationsabschlusses, aber nicht mit dem Vegetationsbeginn.

Hochlagenprovenienzen beziehungsweise Herkünfte aus dem nördlichen Randbereich der Verbreitung erwiesen sich als wuchsschwächer, sind aber winterfrostsensibler (Rohmeder 1959). Sie treiben, wie Herkünfte aus südlicheren Lagen, schneller aus, wenn sie in Tieflagen oder nach Norden verbracht werden und sind somit stark spätfrostgefährdet. Die Herausforderung im Klimawandel wird sein, trockenheits- und hitzetolerante Herkünfte zu finden, die jedoch trotzdem noch eine ausreichende Frosthärte aufweisen. In Trockenstressuntersuchungen verschiedener Buchenherkünfte unter Laborbedingungen wurden erhebliche Unterschiede in der Reaktion einzelner Herkünfte beobachtet. Zentralpolnische Herkünfte litten weniger unter Trockenheit als Herkünfte aus dem ostdeutschen Tiefland und Westpolen (Czajkowski 2006).

Provenienzen aus wintermildem Küstenklima wachsen in kalten, subkontinentalen Regionen langsamer. Neben den herkunftsbezogenen Eigenschaften sind bei der Buche qualitätsbezogene Merkmale wie Drehwuchs, Zwieselbildung und Geradschaftigkeit in hohem Maß genetisch beeinflusst. Herkünfte aus höheren Lagen erbrachten in Anbauversuchen tendenziell bessere Schaftformen als Tieflagenherkünfte. Bei den Varietäten der Buche sind die rötlich gefärbten Blätter der Blutbuche (Abb. 7) sowie die herabhängenden Äste der Trauerbuche Beispiele für spontan auftretende Mutationen.

Anpassung der Verwendungsempfehlungen im Klimawandel

Die Trockenheit der letzten Jahre führte bei Buchenbeständen zu Vitalitätsverlusten und Absterbeprozessen, obwohl die Buche in Bayern vielerorts klimatische Optimalbedingungen vorfindet. Die Ergebnisse eines internationalen Herkunftsversuchs zeigen auf süddeutschen Versuchsflächen deutliche Unterschiede zwischen untersuchten Herkünften (Šeho et al. 2022). Bestimmte Herkünfte zeigen als »Generalisten« sowohl unter kalt-trockenen (Fichtelberg/Fichtelgebirge) als auch unter warm-trockenen (Kaiserstuhl/Freiburg) Klimabedingungen überdurchschnittliche Wachstumsleistungen. Im Gegensatz dazu weisen »Spezialisten« nur unter kalt-trockenen, kontinentalen Bedingungen eine höhere Überlebenswahrscheinlichkeit und ein erhöhtes Wachstum auf.

Neben Feldversuchen stellen nach Herkunftsregionen aufgesplittete Nischenmodelle eine neue Möglichkeit der Bewertung von Herkünften dar (Mellert et al. 2021a, b). Diese Vorgehensweise ermöglicht eine Aufgliederung der Herkunftsregionen nach dem dort herrschenden klimatischen Selektionsdruck. Dadurch kann die potenzielle Umwelanpassung auf der Ebene des Ökotyps bewertet werden.

Die Gliederung der europäischen Buchenherkunftsregionen erfolgt anhand der natürlichen Vegetation in 30 Einheiten (Abb. 8). Für diese Einheiten wird mit Methoden der Genetik, Baumphysiologie und Re-

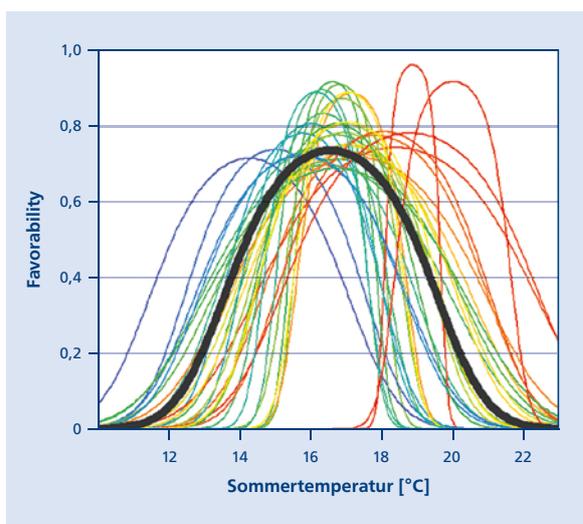


Abbildung 8: Nischenmodell für Buche (Mellert et al. 2021): Standortseignung (Favorability) unterschiedlicher Buchenherkünfte in Abhängigkeit von der Sommertemperatur.

silienzforschung untersucht, ob es unter heimischen Herkünften besonders klimatolerante, d. h. angepasste und anpassungsfähige lokale Herkünfte gibt, für die in der Praxis auch verfügbare Saatguterntebestände vorhanden sind.

Die Ergebnisse von forstgenetischen Feldversuchen und Modellierungen zeigen, dass ausgewählte Buchenherkünfte aus anderen Regionen Europas geeignet scheinen, um heimische Wälder mit an den Klimawandel angepasstem Saat- und Pflanzgut anzureichern. Die aktualisierten Verwendungsempfehlungen sehen daher für besonders vom Klimawandel betroffene Herkunftsgebiete wie beispielsweise dem Oberrheingraben die Möglichkeit vor, im Rahmen von Praxisanbauversuchen Saatgut aus wärmeren Regionen (Nordostfrankreich, Burgund) testweise zu verwenden.

Genom entschlüsselt

Das Genom der Buche als wichtigste heimische Laubbaumart wurde bereits 2018 entschlüsselt (Mishra et al. 2018). Die vollständige DNA-Sequenz ist 542 Megabasen lang und besteht aus 542.000.000 Einzelbausteinen, die auf 12 Chromosomen verteilt sind. Insgesamt wurden 130.000 Rotbuchen-Gene identifiziert.

Neben dem Erbgut im Zellkern befinden sich auch in Chloroplasten und Mitochondrien weitere Erbinformation. Die Sequenz dieses mitochondrialen Genoms wurde ebenfalls entschlüsselt (Mader et al. 2020). Zu einer einzigen DNA-Sequenz zusammengesetzt, ergibt es eine Länge von 504.715 Basenpaaren.

Insgesamt wurden 58 Gene gefunden. Innerhalb dieser Gene konnten vier für *Fagus* spezifische Genmarker (sog. SNPs, Single Nucleotide Polymorphisms) entwickelt werden. Dieses Markerset eignet sich zur Identifizierung der Gattung *Fagus* in DNA-Proben aus Baumgeweben oder Holzprodukten.

Gene sind die Grundlage des Erscheinungsbildes eines Baumes. Je vielfältiger seine genetische Ausstattung, desto reaktionsfähiger ist er angesichts sich ändernder Umweltfaktoren. Auf den Bestand bezogen sagt die genetische Vielfalt etwas über die Unterschiede zwischen den Individuen aus und ist vergleichbar mit einem Werkzeugkoffer. Je mehr Werkzeuge zur Verfügung stehen, desto besser kann sich ein Bestand an neue Umweltbedingungen anpassen.

Genetische Muster und Rückwanderungswege

Die Buchenvorkommen in Europa lassen sich auf Grundlage der nacheiszeitlichen Rückwanderung in drei Hauptgenpools unterteilen. Es wird vermutet, dass die bayerischen Herkünfte vor allem aus dem nördlichen Balkan stammen. (Magri et al. 2006, Postolache et al. 2021).

Aufgrund der Ausbreitung des Pollens durch Wind und der großflächigen Vorkommen ist die genetische Differenzierung in Deutschland zwischen Regionen sehr gering. Innerhalb der Bestände ist jedoch eine hohe genetische Diversität festzustellen (Postolache et al. 2021). Daher ist bei der Pflanzung von Buchenbeständen die Verwendung von Saatgut aus möglichst vielen verschiedenen Beständen ratsam. Um die genetische Vielfalt im Saatgut zu erhöhen, eignet sich auch die gezielte Auswahl von vielen Plusbäumen und deren Zusammenstellung in möglichst großen Samenplantagen.

Anpassungsrelevante Marker – Studien zu Trockenstresstoleranz und Phänologie

Die Lokalisierung anpassungsrelevanter Gene, die für hohe Trockenstressresistenz verantwortlich sind, wird vor dem Hintergrund des Klimawandels immer wichtiger. Mittels dieser adaptiven Marker soll es in Zukunft gelingen, Saatgut von Buchenbeständen zu empfehlen, das mit ausgeprägter Sommertrockenheit besser zurechtkommt. Über Genexpressions- oder Assoziationsstudien werden phänotypische Merkmale und Reaktionen auf Stressbedingungen mit genetischen Markern in Verbindung gebracht. Unterschiede in einem Trockenstressgen wurden zwischen Beständen von trockenen und feuchten Standorten in Bulgarien festgestellt (Fussi et al. 2014). Nur wenn bestimmte Gene und Genkombinationen gefunden werden, die ursächlich für die Trockenstresstoleranz verantwortlich sind, kann eine Auslesezüchtung in Kombination mit Feldversuchen zu praxistauglichen Ergebnissen führen.

Die großräumige genetische Struktur der Buche zeigt, dass Bestände in hohem Maß über den Genfluss miteinander verbunden sind. Die Kombination aus Genfluss, der die Diversität innerhalb der Population aufrechterhält, und Selektion, die die adaptive Differenzierung zwischen Populationen bedingt, sichert die Grundlage für eine hohe Anpassungsfähigkeit (Postolache et al. 2021).

Zusätzlich können Umwelteinflüsse Gene aktivieren oder deaktivieren. Sobald diese Genregulation vererbt wird, spricht man von Epigenetik. Ein Gen für eine bestimmte Ausprägung eines Merkmals muss aber vorhanden sein. Es kommt auf das Zusammenspiel der

Gene und deren Aktivitätszustand an, um in geeigneter Weise auf Umwelteinflüsse reagieren zu können. Viele der in einem Einzelbaum aufgebauten spezifischen Zustände der Gene werden im Zuge der Vererbung wieder gelöscht. Der Einfluss vererbter Muster der Genregulationen auf den Phänotyp und dessen Reaktionsfähigkeit muss erst geklärt werden. Bei der Buche ist über diese Weitergabe der Stresserinnerung noch wenig bekannt. Es gibt jedoch Untersuchungen, die darauf hinweisen, dass z. B. bestimmte Blattmerkmale (Spaltöffnungsgröße, Spaltöffnungsdichte, Blattmasse je Fläche) epigenetisch beeinflusst sein könnten (Petrik et al. 2022). So könnte ein Trockensommer im Folgejahr die Ausbildung von kleineren Spaltöffnungen, einer höheren Spaltöffnungsdichte und dickeren Blättern verursachen.

Generhaltung und genetisches Monitoring

Die Erhaltung forstlicher Genressourcen bei Buche erfolgt in Umsetzung des »Konzepts zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung forstlicher Genressourcen in Bayern« (ASP, 2015). Ziel ist die Sicherstellung der langfristigen Weitergabe der Erbinformationen an die Folgegenerationen. Die aktuellen Umweltveränderungen vollziehen sich so schnell, dass es zum Absterben von Buchenbeständen kommt und eine natürliche Anpassung nicht mehr möglich ist. Daher muss die Förderung der Biodiversität vorrangig in durch Trockenheit gefährdeten Regionen verstärkt werden, da sie die Grundlage der Anpassungsfähigkeit darstellt.

Die Ergebnisse zeigen eine hohe genetische Vielfalt innerhalb der untersuchten Bestände. Sie sind Grundlage der Empfehlungen für Maßnahmen zur Sicherung des Genpools in den beiden südbayerischen Generhaltungszonen, die 45 % der bayerischen Waldfläche repräsentieren. In den kommenden Jahren werden weitere Bestände in den drei nordbayerischen Generhaltungszonen ausgewählt und untersucht. Neben der Erhaltung der Buche in Wirtschaftswäldern sollen zusätzlich besonders schützenswerte Einzelvorkommen auf Sonderstandorten und in Naturwaldreservaten als Generhaltungsbestände ausgewiesen werden. Vorhandene Bestände sollen erhalten und besonders wertvolle Vorkommen repräsentativ beerntet und auf geeigneten Standorten neu etabliert werden.

Die Sicherung von Waldbeständen unter sich schnell ändernden Umweltbedingungen ist ein wichtiger Aspekt nachhaltiger Waldbewirtschaftung. Grundlage



Abbildung 9:
Forstgenetische
Monitoringfläche Adlgaß
Foto: M. Šeho

hierfür ist eine Langzeitbeobachtung der genetischen Variation. In wiederholten Inventuren wird dabei bewertet, ob ein Waldbestand auf lange Sicht überleben, sich fortpflanzen und fortbestehen kann (Fussi et al. 2016). Das AWG hat hierfür ein Monitoringkonzept entwickelt, auf dessen Grundlage schädliche Änderungen der genetischen Anpassungsfähigkeit der Wälder frühzeitig erkannt werden. Grundlage hierfür sind Dauerbeobachtungsflächen unter verschiedenen Umweltbedingungen im Kranzberger Forst/Freising sowie in einem Bergwaldbestand bei Adlgaß/Inzell (Abb. 9). Neben regelmäßigen genetischen Untersuchungen werden phänologische Beobachtungen (Austriebsverlauf, Blüh- und Fruktifikationsintensität) sowie Vitalitätseinschätzungen an ausgewählten Bäumen durchgeführt. Zusätzlich werden auf beiden Flächen Wetterdaten aufgezeichnet. Dadurch werden z. B. Spätfröste, die sich negativ auf das Reproduktionsgeschehen (z. B. Absterben der Blüten) auswirken, dokumentiert.

In beiden Dauerbeobachtungsbeständen herrscht ein intakter Genfluss. Die genetische Vielfalt der Elternbäume wird vollständig auf die Naturverjüngung übertragen (Abb. 10).

Auf der Buchenfläche Adlgaß wird eine erhöhte genetische Vielfalt bei der Naturverjüngung beobachtet, da die Pflanzen aus mehreren Samenjahren stammen. Durch das forstgenetische Monitoring können zeitliche und räumliche Veränderungen genetischer Para-

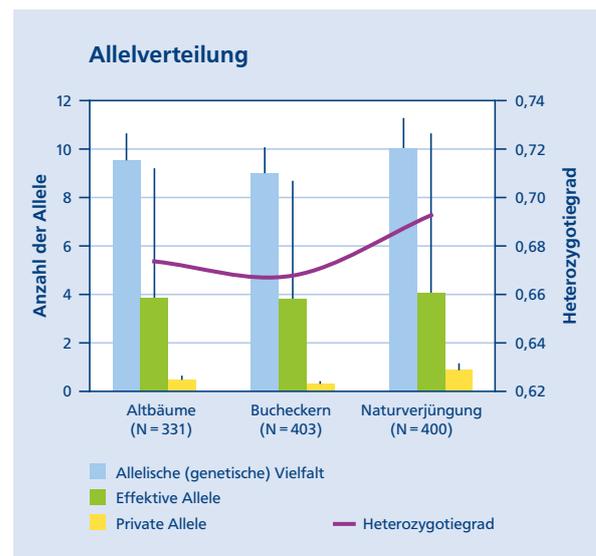


Abbildung 10: Genetische Vielfaltswerte für drei Generationen der Dauerbeobachtungsfläche Adlgaß

meter in den beiden Beständen frühzeitig aufgezeigt und die Anpassungsfähigkeit von Waldbeständen wissenschaftlich beurteilt werden.

Oberstes Ziel ist die langfristige Erhaltung der genetischen Information wertvoller Buchenbestände am Ort ihres Vorkommens. Die Bestände werden in sog. Genhaltungszonen nach ökologischen und genetischen Kriterien vorausgewählt. Derzeit läuft dieser Prozess in potenziellen Erhaltungsbeständen südlich der Donau bis hin zum Alpenbereich. Genetische Analysen von

zehn Beständen ermöglichen einen Überblick über die genetische Variabilität sowie die räumliche Verteilung der genetischen Muster.

Literatur

- Amann, G. (1956): Bäume und Sträucher des Waldes. Neumann-Neudamm, Melsungen.
- Bayerisches Amt für forstliche Saat und Pflanzenzucht (ASP) (2015): Konzept zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung forstlicher Genressourcen in Bayern. Kurzversion 23 S.
- Bärtels, A. (1996): Gehölzvermehrung. Ulmer. Stuttgart
- Czajkowski, T.; Bolte, A. (2006): Unterschiedliche Reaktion deutscher und polnischer Herkünfte der Buche auf Trockenheit. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 177, S. 30-40
- Fussi, B.; Cremer, E.; Konnert, M. (2014): Auf der Suche nach anpassungsrelevanten Genen bei Waldbäumen. LWF Wissen 74, 27-31.
- Fussi, B.; Westergren, M.; Aravanopoulos, F.; Baier, R.; Kavaliuskas, D.; Finzgar, D.; Alizoti, P.; Bozic, G.; Avramidou, E.; Konnert, M.; Kraigher, H. (2016): Forest genetic monitoring: an overview of concepts and definitions. Environ Monit Assess 188:493; DOI 10.1007/s10661-016-5489-7.
- Kleinschmit et al (2008): Schutz durch Nutzung forstlicher Genressourcen der Buche in Nordwestdeutschland in: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.): Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche.
- Krüssmann, G. (1997): Die Baumschule Blackwell Wissenschaftsverlag, 6. Auflage.
- Mader, M.; Schroeder, H.; Schott, TH.; Schöning-Stierand, K.; Montalvo, A.; Liesebach, H.; Liesebach, M.; Fussi, B.; Kersten, B. (2020): Mitochondrial Genome of *Fagus sylvatica* L. as a Source for Taxonomic Marker Development in the Fagales. Plants, 9, 1274; doi:10.3390/plants9101274.
- Mellert, K.-H.; Janßen, A.; Šeho, M. (2021a): Anpassung an Klima und Boden bestimmt die Eignung von Herkünften. LWF aktuell 4, 43-45.
- Mellert, K.-H.; Janßen, A.; Šeho, M. (2021b): Wo finden wir Alternativherkünfte der Buche für den Klimawandel? AFZ/Der-Wald 24, 16-20.
- Mishra, B.; Ulaszewski, B.; Meger, J.; Aury, J.; Bodénès, C.; Lesur-Kupin, I.; Pfenninger, M.; Silva, C.D.; Gupta, D.K.; Guichoux, E.; Heer, K.; Lalanne, C.; Labadie, K.; Opgenoorth, L.; Ploch, S.; Provost, G.L.; Salse, J.; Scotti, I.; Wötzel, S.; Plomion, C.; Burczyk, J.; Thines, M. (2018): A chromosome-level genome assembly of the European Beech (*Fagus sylvatica*) reveals anomalies for organelle DNA integration, repeat content and distribution of SNPs. doi:10.1101/2021.03.22.436437. PPR: PPR300961.
- Petrik, P.; Petek-Petrik, A.; Kurjak, D.; Mukarram, M.; Klein, T.; Gömöry, D.; StĎelcová, K.; Frýdl, J.; Konôpková, A. (2022): Interannual adjustments in stomatal and leaf morphological traits of European beech (*Fagus sylvatica* L.) demonstrate its climate change acclimation potential. Plant Biology.
- Postolache, D.; Oddou-Muratorio, S.; Vajana, E.; Bagnoli, F.; Guichoux, E.; Hampe, A.; Le Provost, G.; Lesur, I.; Popescu, F.; Scotti, I.; Piotti, A.; Vendramin, G.G. (2021): Genetic signatures of divergent selection in European beech (*Fagus sylvatica* L.) are associated with the variation in temperature and precipitation across its distribution range. Mol Ecol 30:5029-5047. <https://doi.org/10.1111/mec.16115>
- Rohmeder, E.; Schönbach, H. (1959): Genetik und Züchtung der Waldbäume. Parey, Hamburg, Berlin.
- Schubert, J. (o.A.): Lagerung und Vorbehandlung von Saatgut wichtiger Baum- und Straucharten; Landesanstalt f. Ökologie, Bodenordnung und Forsten, NRW, Eberswalde-Finow 183 S.
- Schütt, P.; Schuck H.J.; Stimm, B. (Hrsg.) (1992): Lexikon der Forstbotanik, ecomed, Landsberg/Lech.
- Šeho, M.; Sommer, C.; Kohnle, U. (2022): Der internationale Buchenherkunftsversuch von 1996/1998: Wachstums- und qualitätsrelevante Merkmale unter unterschiedlichen Standort- und Klimabedingungen in Süddeutschland. Allg. Forst und J.-Ztg. 191 Jg. 11/12, 243-261.
- Suzka, B. (1974): Storage of beech for up to 5 winters, Arboretum Kornickie, 105-128.

Keywords: Beech, breeding, origin, seed, Genetics, gene conservation, long-term forest genetic monitoring.

Summary: For beech as the most important native broadleaf tree species, the origin of the propagation material used is crucial. Seed stands from warm-dry regions will gain in importance. With permanently rising summer temperatures, a decline of suitable masts due to drought and loss of vitality is to be expected. Seed storage is only possible for short periods. In addition to field trials, ecological niche models are being used to try to localise particularly suitable provenances under climate change. The genome of beech has been decoded, but the determination of adaptive markers on the genome, which control drought resistance, for example, is not yet possible. The designation of genetically particularly valuable stands in implementation of the gene conservation programme is therefore of particular importance.

Das Holz der Rotbuche: Eigenschaften und Verwendung

Stefan Torno

Schlüsselwörter: Holznutzung, Holzeigenschaften, Holzverwendung, Stoffliche Nutzung, Neue Nutzungsmöglichkeiten, Bauprodukte, Furnierschichtholz, Brettschichtholz, Bioökonomie, Viskose, Plattformchemikalien

Zusammenfassung: Die Rotbuche ist die bedeutsamste Laubholzart in Bayern und weist mittel- bis langfristig ein hohes Nutzungspotenzial auf. Während das Holz in der Vergangenheit äußerst vielfältig verwendet wurde, hat sich – bei einer Erhöhung des Holzaufkommens insgesamt – die Nutzung zunehmend zugunsten der energetischen Verwendung verschoben, während insbesondere die Nutzung als Stammholz konstant geblieben bzw. sogar gesunken ist. Doch der Klimawandel, die Verknappung von Ressourcen und gesellschaftliche Veränderungen bedingen ein Umdenken und damit die Entwicklung neuer Anwendungsmöglichkeiten, vor allem im stofflichen Bereich. Mengenmäßig bedeutsam sowie klimawirksam ist hier vor allem der Holzbau. Doch auch die Entwicklung der Bioökonomie, die das bisher auf u. a. fossilen Ressourcen begründete Wirtschaftssystem ablösen soll, bietet neue Chancen für eine »alte« Holzart.

Holznutzung der Rotbuche

Für die Einschätzung des Holzaufkommens der Rotbuche sowie der Nutzung / des Holzeinschlags stehen als Quellen die Bundeswaldinventur (BWI) sowie die Holzeinschlagstatistik (HES) zur Verfügung. Bedingt durch das Erhebungsverfahren (Stichprobeninventur »auf der Fläche«), sind die Werte für Fläche, Vorrat und die durchschnittliche (zurückliegende) Nutzung aus der BWI sehr genau. Die Werte für die Holznutzung aus der HES liegen – bedingt durch die Methodik der Erhebung (zum Großteil stichprobenartige Befragung von Forstbetrieben) – unterhalb der Werte der BWI.

Der Anteil der Rotbuche an der bayerischen Waldfläche (2.606.000 ha) beträgt gemäß der 3. BWI (Stichjahr 2012) 14 % bzw. 388.000 ha, der Vorrat liegt bei 132 Mio. Vfm m. R. bzw. 106 Mio. Efm o. R. (LWF 2014). Die durchschnittliche jährliche Holznutzung der Rotbuche lag laut BWI im Zeitraum 2002–2012 bei 2,2 Mio. Vfm

m. R. (LWF 2014) bzw. rund 1,76 Mio. Efm o. R. Dies entspricht rund 60 % des Zuwachses im gleichen Zeitraum.

Eine Zuordnung der eingeschlagenen Holzmenge zu Sortimenten liefert die HES – sie unterscheidet in Stammholz (unterteilt in Rotbuche und Sonstiges Laubholz), Industrieholz, Energieholz und Nicht verwertetes Holz. Diese Aufteilung ist hilfreich, da sich daraus mögliche Verwendungsbereiche abschätzen lassen. Für Stammholz wird seit 2006 innerhalb der Baumartengruppe (BAG) »Buche und sonstiges Laubholz« (s. u.) nochmals zwischen Rotbuche und den sonstigen Laubhölzern unterschieden, so dass für erstere eigene Zahlen vorliegen.

Zu beachten ist, dass die Holzarten bei der BWI und der HES unterschiedlich zusammengefasst werden. Die BWI weist die Rotbuche in der Holzgruppe (HAG) »Buche« aus, während die HES in der Baumartengruppe (BAG) »Buche und sonstiges Laubholz« die Rotbuche sowie Buntlaubholz außer Eiche und Rot-eiche zusammenfasst. Um die Daten beider Gruppen miteinander vergleichen zu können, werden der HAG »Buche« der BWI die »Anderen Laubhölzer mit hoher Lebensdauer (ALH)« und die »Anderen Laubhölzer mit niedriger Lebensdauer (ALN)« zugeschlagen. Es ergeben sich somit die »neue« HAG Buche und die »bestehende« BAG Buche, die im Folgenden verwendet werden. Alle Mengen (fm) beziehen sich auf Efm o. R.

Im Zeitraum 2002–2012 wurden laut BWI in der HAG Buche jährlich rund 2,77 Mio. fm genutzt, während die HES eine Nutzung von rund 1,76 Mio. fm in der BAG Buche ausweist. D. h., über letztere wurden nur rund 64 % der tatsächlich genutzten Menge erfasst. Dieser Wert wird auch für die Betrachtung der erweiterten Auswertungs-Periode (2006–2020) verwendet, da für die BWI ab 2013 keine aktuelleren Daten vorliegen.

Da die HES die Holzmengen nach Nutzungsarten darstellt (s. o.), ist der durch sie nicht erfasste Teil (1,01 Mio. fm) auf die einzelnen Rohholz-Sortimente aufzuteilen. Knauf und Frühwald (2020) gehen hierfür davon aus, dass der überwiegende Teil (90 %) dem Energieholz zugeordnet werden kann, während nur jeweils

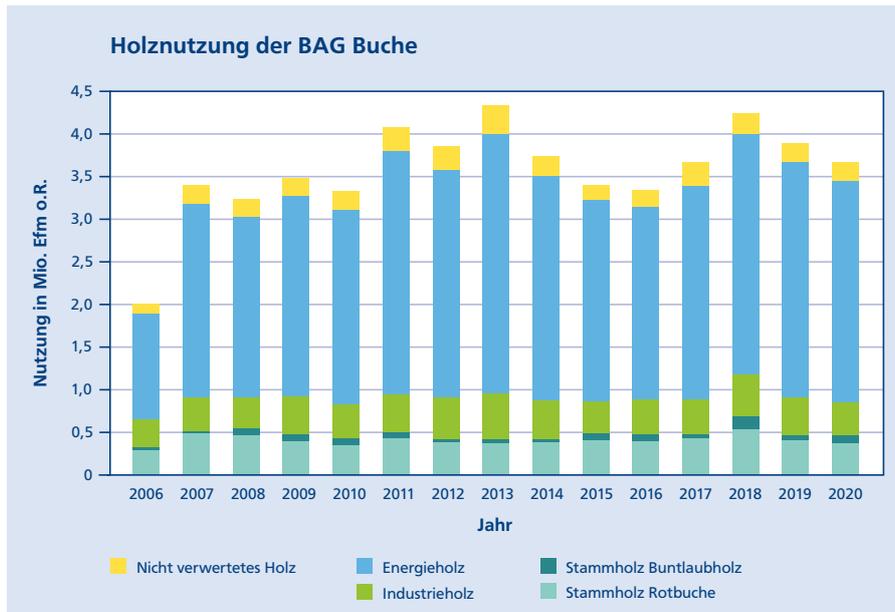


Abbildung 1: Berechnete Holznutzung der BAG Buche in Bayern im Zeitraum 2002–2020.

Datengrundlage: BWI³ (LWF 2014), Holzmarktbericht (BMELV 2008–2013/ BMEL 2014), HES (Destatis 2015–2021); eigene Berechnung

weitere 5% dem Stammholz und dem Industrieholz zugeordnet werden können.

Während nach der HES die Menge des Stammholzes explizit der Rotbuche beziffert werden kann, ist eine Anteils-Berechnung bezogen auf die Gesamtnutzung dieser Holzart nicht möglich, da die anderen Sortimente nicht zwischen Rotbuche und den sonstigen Laubhölzern unterschieden werden. Näherungsweise wird daher der Wert verwendet, welcher dem Stammholzanteil der Rotbuche, bezogen auf die insgesamt in der BAG Buche genutzte Holzmenge, entspricht.

In Abbildung 1 ist die korrigierte Nutzung auf der Basis der HES, getrennt nach Sortimenten, im Zeitraum 2006–2020 dargestellt. Erläuterungen zum Vorgehen finden sich in den folgenden Abschnitten.

Stammholz

Stammholz wird üblicherweise in der 1. Absatzstufe in der Sägeindustrie verwendet. Typische Produkte sind Schnittholz, welches unbearbeitet oder bearbeitet (getrocknet, gehobelt, besäumt etc.) weiterverkauft wird, sowie Furniere. Je nach Bearbeitungsgrad wird bereits hier eine hohe Wertschöpfung erreicht, weshalb im Folgenden ausführlicher auf dieses Sortiment eingegangen wird.

Die Stammholzmenge der BAG Buche lag nach HES im Zeitraum 2006–2012 in Bayern bei jährlich durchschnittlich 342.000 fm bzw. in der Periode 2006–2020 bei 344.000 fm. Korrigiert auf das Niveau der BWI sowie nach Knauf und Frühwald (2020) belaufen sich

die Werte auf 401.000 fm bzw. 408.000 fm, was einem Stammholzanteil von 13% bzw. 12% entspricht.

Die durchschnittlich jährlich als Stammholz genutzte Menge der Rotbuche beträgt nach HES 292.000 fm (2006–2012) bzw. 286.000 fm (2006–2020). Dies entspricht einem Anteil am Stammholzaufkommen der BAG Buche von 85% bzw. 83%. Damit lassen sich auch die Stammholzmengen berechnen – sie betragen 342.000 fm bzw. 339.000 fm.

Der Stammholzanteil der BAG Buche – bzw. gemäß der weiter oben gemachten Annahme derjenige der Rotbuche – lag nach HES auf Bundesebene bei jährlich durchschnittlich 27% (2002–2012) bzw. 26% (2002–2020), während der Wert für Bayern nur bei 17% (2006–2012) bzw. 16% (2006–2020) lag und – korrigiert – sogar nur 13% bzw. 12% betrug. D.h., der Stammholzanteil ist weitgehend konstant geblieben, liegt in Bayern aber sehr viel niedriger als im bundesdeutschen Durchschnitt. Betrachtet man den Stammholzanteil in Bayern nach den einzelnen Waldbesitzarten fällt auf, dass diese im Landeswald und Körperschaftswald wesentlich höher sind (2006–2012: 20% bzw. 25%; 2006–2020: 19% bzw. 25%) als im Bundeswald und Privatwald (2006–2012: 9% bzw. 13%; 2006–2020: 9% bzw. 12%).

Industrieholz und Energieholz

Unter Berücksichtigung der oben gemachten Annahmen (Zusammenfassung Holzarten, Mengenkorrektur, Verteilung) wurden in der BAG Buche in Bayern jährlich durchschnittlich 406.000 fm (2006–2012) bzw. 421.000 fm (2006–2020) als Industrieholz genutzt. Die Mengen

bzw. Anteile (13% bzw. 12%) liegen damit in etwa im Bereich des Stammholzes. In den gleichen Zeiträumen wurden 2,26 Mio. fm (2006–2012) bzw. 2,46 Mio. fm (2006–2020) energetisch genutzt. Dies entspricht 68% bzw. 70% des eingeschlagenen Holzes. Es besteht demnach vor allem beim Energieholz ein sehr hohes Potenzial für eine mögliche stoffliche Nutzung, vor allem dort, wo geringwertigere Holzsortimente ausreichend sind (Holzwerkstoffindustrie, Bioökonomie), wenn die Energieerzeugung anderweitig realisiert werden kann.

Holzeigenschaften der Rotbuche

Das Holz der Rotbuche ist durch die im Folgenden beschriebenen Eigenschaften und technologischen Kennwerte charakterisiert. Es ist zu beachten, dass für letztere häufig Angaben zu finden sind, die anhand kleinformatiger Holzproben ermittelt wurden, welche frei von spezifischen Merkmalen, z. B. Äste und Faserabweichung, sind. Für bestimmte Anwendungen, z. B. im Bauwesen, sind diese Werte jedoch nicht geeignet und werden daher an Proben ermittelt, die den dort

üblichen Abmessungen entsprechen und mit charakteristischen Holzmerkmalen behaftet sind. Allgemein kann man grob festhalten, dass mit einer Zerkleinerung des Holzes und anschließendem Zusammenfügen ein »Homogenisierungs-Effekt« entsteht, welcher bei einigen Produkten und bis zu einer gewissen Grenze dazu führt, dass bestimmte Eigenschaften des Vollholzes übertroffen werden. Im Bereich Bauprodukte gilt das z. B. für Furnierschichtholz im Vergleich zu einem Vollholz-Balken.

Die Holzeigenschaften der Rotbuche sind unter Bezug auf Grosser und Teetz (1998) im Steckbrief zusammengefasst (Tabelle 1).

Aufgrund der homogenen Struktur lässt sich Buchenholz händisch und maschinell mit allen Arbeitsverfahren (Schneiden, Schälen, Messern, Fräsen, Bohren, Hobeln, Schleifen) problemlos bearbeiten (Grosser und Teetz 1998). Insbesondere bei neuen Produkten, z. B. für das Bauwesen, ist jedoch eine gewisse Anpassung der Bearbeitungs-Werkzeuge (z. B. Schneiden), der Bearbeitungsmethoden (z. B. Reduzierung von

| Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i> L.) | | |
|--|--|--|
| Charakteristik: Hart und schwer | | |
| Rohdichte: 540...720...910 kg/m ³ bei 12–15 % Holzfeuchte | | |
| Farbe: Splint- und Kernholz einheitlich blaß-gelb bis rötlich-weiß, gedämpft rötlich bis rötlich-braun (Name!) | | |
| Fakultativer Farbkern: In Intensität der Färbung, Form und Ausmaß stark variierender, auf dem Stamm-Querschnitt mehrzoniger, wolkig abgestufter rotbrauner Farbkern (Rotkern), z. T. auch sternartig-spitz ausgebildet (Spritzkern). Die holztechnologischen Eigenschaften werden durch den Farbkern nicht beeinträchtigt (Koch et al. 2001). | | |
|  |  |  |
| Querschnitt mit teilweise welligen Jahrringen, dunklerem, Spätholz, Frühholz mit zahlreichen, feinen und zerstreutporig angeordneten Gefäßen sowie breiten Holzstrahlen | Radialschnitt mit charakteristischen, mehrere Millimeter hohen rötlichen Spindeln (quer angeschnittene Holzstrahlen) | Tangentialschnitt mit charakteristischen mehrere Millimeter hohen Spiegeln (längs angeschnittene Holzstrahlen) |

Tabelle 1: Steckbrief Holzeigenschaften Rotbuche



Abbildung 2a: Brettschichtholz ohne und mit Rotkern.

Foto: R. Rosin



Abbildung 2b: Furnierschichtholz als Platte und als Träger (Brettschichtholz aus Furnierschichtholz). Foto: R. Rosin

Vorschub und Drehzahl) sowie der verwendeten Hilfsmittel (z. B. Schrauben, Klebstoffe) erforderlich. Nachteilig für die Schnittholzqualität und -ausbeute können sich die häufiger vorkommenden Wuchsspannungen auswirken, die im Vergleich zu anderen Holzarten die Tendenz zum Reißen und Verwerfen des Schnittholzes bei der technischen Trocknung erhöhen. Diese können jedoch durch das Dämpfen des Holzes herabgesetzt werden. Gleichzeitig werden damit eine Homogenisierung der Holzfärbung sowie die für die Furnierherstellung und das Biegen wichtige Plastifizierung des Holzes erreicht (Grosser und Teetz 1998).

Wie die meisten einheimischen Laubhölzer (mit Ausnahme von Eiche und Edelkastanie) ist die Buche der Dauerhaftigkeitsklasse 4 (wenig dauerhaft) bzw. 5 (nicht dauerhaft) zuzuordnen (Merz et al. 2020). Dies bedeutet, dass eine Verwendung im Außenbereich (Nutzungsstufe 3), bei der das Holz frei bewittert oder dem Erdkontakt ausgesetzt ist, nicht möglich ist. In der Praxis bieten sich dennoch ausreichend Anwendungsmöglichkeiten. Dies gilt auch für das Bauwesen, wenn durch die Konstruktionsweise und bauliche Holzschutzmaßnahmen eine Bewitterung ausgeschlossen ist – auf einen chemischen Holzschutz kann und sollte daher verzichtet werden.

Zu beachten ist das vergleichsweise höhere Quellen und Schwinden (»Arbeiten«) des Buchenholzes. Dies bedeutet, dass rasche und massive Erhöhungen der Holzfeuchte, z. B. durch direkten Kontakt mit Wasser, Beregnung (Bauprodukte während der Transport- und Konstruktionsphase) oder hohe Umgebungsluftfeuchten (Wasserabgabe von Fußbodenestrich auf Baustellen) und auch Absenkungen der Holzfeuchte (starkes Aufheizen von Innenräumen) vermieden werden sollten bzw. müssen.

Insgesamt ist die Buche, insbesondere bei Beachtung dieser wenigen Punkte, für sehr viele Anwendungszwecke problemlos geeignet, zumal sämtliche Produkte i. d. R. mit einer an die spätere Nutzung angepasste Holzgleichsfeuchte hergestellt werden.

Holzverwendung

Die Rotbuche liefert das wohl am vielfältigsten nutzbare einheimische Holz. Die mehr als 250 bekannten Verwendungsmöglichkeiten (Grosser und Teetz, 1998) haben sich in den letzten Jahrzehnten jedoch z. T. stark gewandelt. Einige Anwendungsbereiche sind durch die Entwicklung innovativer (und kostengünstigerer) Werkstoffe (mit oder ohne Holz) weggefallen – z. B. für Polstermöbel-Gestelle –, während andere sich neu etabliert haben bzw. noch dabei sind, sich zu etablieren – z. B. für Bauprodukte, Textilien oder Plattform-Chemikalien. Im Folgenden können nicht alle Anwendungsmöglichkeiten und Produkte berücksichtigt werden, sondern es wird auf die nach aktuellem Stand bedeutsamsten eingegangen.

Bauprodukte

Konstruktive Bauprodukte

Ein vielversprechendes, sowie mengenmäßig bedeutendes Anwendungsfeld sind Bauprodukte aus Rotbuche (bzw. auch aus anderen Laubhölzern). Vor allem bei der Verwendung in der primären Tragstruktur können diese ihr volles Potenzial ausspielen. Laubholz erlaubt bei gleicher Leistungsfähigkeit die Reduzierung der Bauteilquerschnitte. Dies führt zu architektonisch interessanteren Konstruktionen und ermöglicht z. B. größere Raumhöhen oder mehr Geschosse bei

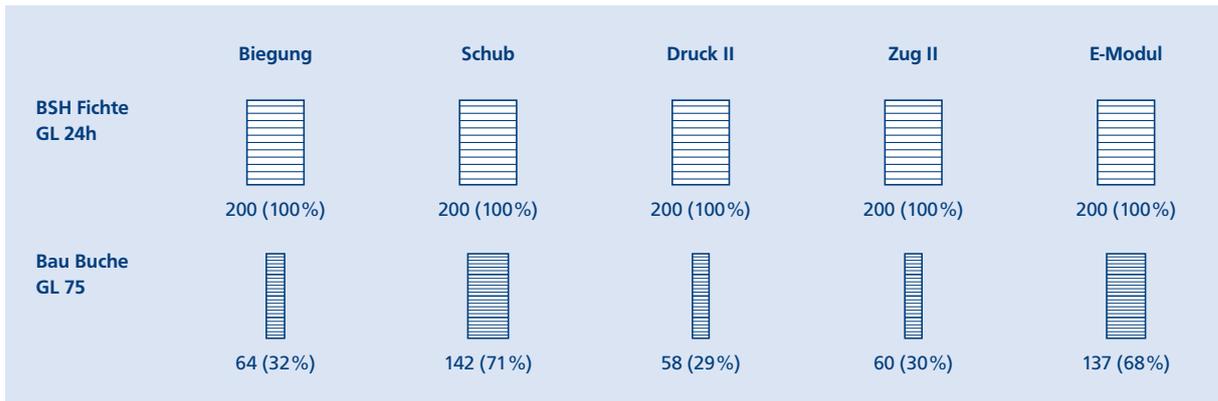


Abbildung 3: Vergleich von Querschnitten gleicher Tragfähigkeit, bei denen jeweils unterschiedliche Beanspruchungen maßgeblich werden; Annahmen: Nutzungsklasse 1, $h = 300 \text{ mm}$, $k_{\text{mod}} = 0,8$, $\alpha_M = 1,3$. Quelle: Merz et al. 2020

gleichbleibender Gebäudehöhe. Bei gleichen Bauteilquerschnitten sind Konstruktionen mit höherer Leistungsfähigkeit realisierbar, also z. B. Überspannungen größerer Flächen oder die Erhöhung der Gesamtzahl der Geschosse – interessant insbesondere für urbane Ballungsräume, in denen die Baufläche knapp ist.

Bei Buche kommen aus technologischen Gründen vorrangig geklebte Produkte zum Einsatz, obwohl der Einsatz von Vollholz (nicht keilgezinkt) baurechtlich zulässig ist. Ausgangsmaterial für geklebte Produkte sind entweder Bretter bzw. Lamellen oder Furniere. Erstere lassen sich zu Brettschichtholz (BSH) und Brettsperrholz (BSP oder CLT) verarbeiten, letztere zur Furnierschichtholz (FSH oder LVL) (Abb. 2). Bislang bauaufsichtlich geregelt und damit zugelassen in Europa sind BSH und FSH. Das vom Nadelholz bekannte und in den letzten Jahren vor allem im mehrgeschossigen Holzbau zunehmend verwendete BSP ist noch nicht am Markt verfügbar, Forschungsarbeiten dazu laufen jedoch bereits. BSH und FSH können als stabförmige Bauteile für Stützen, Träger und Schwellen eingesetzt werden, FSH zusätzlich als gleichzeitig tragendes und aussteifendes plattenförmiges Bauteil für z. B. Wand- und Deckenscheiben.

Wichtige Parameter für den Einsatz als Baumaterial sind die Festigkeit und die Steifigkeit. Die Biegefestigkeit ist bei geklebten Produkten aus Buche im Vergleich zu Fichte (Standard-BSH GL24) zweimal (BSH) bis dreimal (FSH) so hoch – das Potenzial zur Materialeinsparung ist vorhanden (Abb. 3). Weitere, noch signifikantere Vorteile ergeben sich bei Anwendungen, bei denen die Zug- und Druckfestigkeit maßgeblich wird. Dies kann auch zusätzlich genutzt werden, um Nadelholz-Bauteile in stark belasteten Zonen (Ober- und Untergurte von Biegeträgern, Anschluss- und Auflagerbereiche von Bauteilen) gezielt zu verstärken. So entstehen optimierte und ressourcenschonende

Hybrid-Bauteile, z. B. BSH aus Buche und Fichte. Bei der Steifigkeit liegen die Werte zwischen 15 % (BSH) und 40 % (FSH) höher – das heißt bei Verwendungen, bei welchen es auf die Verformung (Durchbiegung) ankommt, ist das Potenzial zur Materialeinsparung vergleichsweise gering (Merz et al. 2020).

Ein weiteres Produkt ist Sperrholz aus Buche, welches für tragende und aussteifende Zwecke eingesetzt werden kann.

In Tabelle 2 sind Produkte aus Rotbuche für den konstruktiven Holzbau sowie einige ihrer Eigenschaften aufgeführt.

Innenausbau, Fußböden und Möbel

Aufgrund der hohen Härte und Abriebfestigkeit wird Rotbuchenholz häufig für Treppen und Fußböden verwendet. Bei Letzteren ist die Nachfrage nach massiven, großformatigen Produkten wie Parkett oder Dielen, rückläufig. Aufgrund des Verhaltens des Buchenholzes bei Feuchteänderung (s. o.) erfordern sie einen fachgerechten Einbau und sind anspruchsvoller in der Pflege. Aus diesem Grund wird Buche eher in schichtförmig aufgebauten Werkstoffen (Lamine) verwendet.

Zu den Haupteinsatzbereichen von Buchen-Schnittholz und -Furnieren zählt die Möbelherstellung: Schränke, Tische, Stühle, Betten, Gestelle für Polstermöbel (rückläufig) – entweder vollständig oder zumindest teilweise. Zum Einsatz kommt dabei Massivholz in Form von Schnittholz, aber auch Holzwerkstoffe wie Sperrholz und Schichtholz, welche entweder zweidimensional für ebene Flächen oder als Formsperrholz und Formschichtholz für mehrdimensionale Teile Verwendung finden – das bekannteste Beispiel dürften hier die Sitzschalen von Stühlen sein. Ein weiteres bekanntes Produkt sind die aus gebogenem Buchenholz hergestellten »Kaffeehaus« oder »Thonet-Stühle«. Vorteilhaft erweisen sich bei der Verwendung als Möbel-

| Hersteller / Zulassungsinhaber | Studiengemeinschaft Holzleimbau e. V. | Pollmeier Furnierwerkstoffe GmbH |
|---------------------------------------|--|--|
| Produkt | Brettschichtholz aus Buche und Brettschichtholz-Buche-Hybridträger | Brettschichtholz aus Buchen-Furnierschichtholz |
| Regel / Zulassung | abZ/ aBG Z-9.1-679 | ETA 14 / 0354 |
| Holzart 1 | Buche | Buche |
| Holzart 2 | Fichte, Kiefer, Tanne | – |
| Träger-Aufbau | | |
| Aufbau | homogen o. kombiniert symmetrisch/ Hybrid | homogen |
| Höhe [mm] | ≤ 600 / ≤ 900 | ≤ 600 |
| Breite [mm] | ≤ 160 | 50 – 300 |
| Länge [m] | – | ≤ 35 |
| Festigkeit [N/mm²] | | |
| Biegung $f_{m,k}$ | 28,0 – 48,0 ⁽¹⁾ | 75,0 |
| Zug | | |
| parallel $f_{t,0,k}$ | 21,0 | 55 |
| rechtwinkl. $f_{t,90,k}$ | 0,5 | 1,2 |
| Druck | | |
| parallel $f_{c,0,k}$ | 25,0 | 49,5 |
| rechtwinkl. $f_{c,90,k}$ | 8,4 | 8,3 |
| Schub $f_{v,k}$ | 3,4 / 2,5 | 4,0 |
| Steifigkeit [N/mm²] | | |
| $E_{0,mean}$ | 13.500 – 15.100 / 13.20014.700 ⁽¹⁾ | 16.700 |
| G_{mean} | 1.000 | 850 |
| Rohdichte [kg/m³] | | |
| ρ_k | 650 / 350 | 680 |

Tabelle 2: Eigenschaften von Brettschichtholz und Brettschichtholz aus Furnierschichtholz aus Rotbuche

⁽¹⁾ Niedrigste und höchste Klasse

holz wiederum die hohe Abriebfestigkeit und Robustheit des Holzes, was insbesondere in Bereichen, in denen das Mobiliar starker Beanspruchung ausgesetzt ist (z. B. öffentliche Einrichtungen, Schulen, Krankenhäuser, Veranstaltungsräume), wichtig ist (Grosser und Teetz 1998).

Bei Produkten mit »gestalterischem Charakter« bietet Buche den besonderen Vorteil, dass sie sich durch Beizen oder Lackieren optisch an andere Holzarten, so z. B. auch Tropenhölzer, anpassen lässt. Damit ist den Verarbeitern eine Reaktion auf »Trends« gut möglich.

Verpackung, Transport, Maschinenbau

Der Verpackungs- und Transportsektor stellt eine weitere typische Anwendung von Rotbuchenholz dar. Massiv oder in Form von Sperrholz dient es insbesondere zur Herstellung von Schwerlast-Paletten und Kisten/Behältern aller Art. Transport-Container sowie -Fahrzeuge (LKW, Güterwagen) besitzen oft Böden und/oder Seitenwände aus (beschichteten) Sperrholz- oder Multiplexplatten aus Rotbuche. Im Maschi-

nen- und Anlagenbau wird überall dort, wo Holz zum Einsatz kommt, dasjenige der Rotbuche verwendet (Grosser und Teetz 1998).

Bahnschwellen

Die wohl bekannteste Nutzung, in der Rotbuche (ergänzt durch Eiche) eine »exklusive Nische« besetzt, sind Bahnschwellen. Aufgrund der Notwendigkeit zur Imprägnierung (s. o.) ist diese Anwendung jedoch stark zurückgegangen bzw. zukünftig ungewiss. Die Anwendung des Imprägniermittels Kreosot, ein Destillat aus Steinkohlenteeröl mit einer Mischung zahlreicher Verbindungen mit polyzyklischen, aromatischen Kohlenwasserstoffen als Hauptanteil, ist mit Einführung der Biozidprodukteverordnung in der EU stark beschränkt (Pfabigan 2015). Holzschwellen wurden bzw. werden in dem Zusammenhang durch solche aus Stahl oder Beton ersetzt, die jedoch nicht für alle »Einsatzbereiche« (z. B. Weichen, alte und enge Tunnel, Verschiebepfad, in engen Bogenradien) gleichermaßen gut geeignet sind wie Holzschwellen (Pfabigan 2022). Die

ÖBB hat derzeit einen Jahresbedarf von 40.000 Stück Gleisschwellen aus Buche (Reiterer 2022), im Netz der Deutschen Bahn liegt er bei 30.000–40.000 Stück, Tendenz abnehmend (Suhren 2022). Die Entwicklung umweltverträglicher Lösungen für die Imprägnierung ist bereits vielversprechend, Langzeiterfahrungen aus dem Praxis-Einsatz liegen derzeit jedoch noch nicht vor (Pfabigan 2022).

Gebrauchs- und Alltagsgegenstände

Bei genauerem Hinsehen wird man immer wieder feststellen, dass viele Gegenstände des täglichen Bedarfs und Gebrauchs vollständig oder anteilig aus Rotbuchenholz bestehen. Zu nennen sind hier z. B. Spielzeug, Küchenhelfer, Sportgeräte sowie Werkzeug- und Gerätestiele (Grosser und Teetz 1998). Diese Gegenstände sind zwar zumeist von geringer Größe und das verwendete Holzvolumen ist vergleichsweise klein, allerdings lassen sich so insbesondere auch Seitenware und Resthölzer aus der Sägeindustrie noch wertschöpfend verarbeiten bzw. haben sich einige Produkte durchaus feste »Nischen« erobert.

Bioökonomie

Ein weiteres Anwendungsfeld, welches erst in Teilen erschlossen ist, bietet die Verwendung von Rotbuchenholz als Rohstoff in der Bioökonomie (Bauer et al. 2020). In der Definition der Bundesregierung umfasst die Bioökonomie die Erzeugung, Erschließung und Nutzung biologischer Ressourcen, Prozesse und Systeme, um Produkte, Verfahren und Dienstleistungen in allen wirtschaftlichen Sektoren im Rahmen eines zukunftsfähigen Wirtschaftssystems bereitzustellen (BMBF 2020). Insofern lässt sich behaupten, dass die Nutzung des Rohstoffs Holz bereits sehr lange der Bioökonomie zuzuordnen ist. Die »moderne« Bioökonomie, wie diese Definition zu sehen ist, umfasst jedoch auch die Anwendung neuester Technologien. Dies bedeutet, dass der »alte« Rohstoff Holz weitaus vielfältiger genutzt werden kann und neben der Entwicklung von neuen Produkten auch fossile Rohstoffe in bereits bestehenden Produkten ersetzt werden können.

Ein wesentlicher Bestandteil der Nutzungsstrategie ist die umfassende und weitgehend vollständige Nutzung des Rohstoffs Holz, welche nur eine möglichst geringe Menge tatsächlicher »Abfälle« zurücklässt, die entweder thermisch verwertet werden können oder

deponiert werden müssen. In diesem Zusammenhang wurde der umfassendere Begriff »Bioproduktwerke« (Lehner 2019) geprägt. Der geläufigere Begriff »Bioraffinerie« zielt spezifischer auf die Verwendung qualitativ geringwertiger (Rund)Holzsortimente und/oder von Reststoffen und Nebenprodukten der Holzverarbeitung ab, bei welcher die ursprüngliche Holzstruktur bereits teilweise aufgelöst wurde.

Grundsätzlich können in der Bioökonomie viele Holzarten verwendet werden. Auch hier gibt es jedoch Unterschiede, welche bestimmte Hölzer für unterschiedliche Produkte und Einsatzbereiche qualifizieren, z. B. das Verhältnis von Cellulose zu Lignin, Art und Menge der Holzinhaltsstoffe oder auch die Morphologie der Holzfasern. Dies wiederum bedingt die Auswahl der zur Verfügung stehenden Verfahren, welche für die Be- und Verarbeitung genutzt werden können, z. B. bei der Herstellung von Zellstoff.

Ein »Vorteil« der Rotbuche liegt bereits ganz am Anfang der Nutzungskette: Sie ist die mit Abstand häufigste Laubholzart in Bayern und im Vergleich zu Nadelholz fallen bei Pflege und Durchforstung in größerem Umfang Rohholz-Sortimente an, die aus technologischer Sicht nicht oder nur bedingt sägefähig bzw. durch geringe Ausbeuten unwirtschaftlich zu verarbeiten sind. In Bioraffinerien können daraus anstelle einer direkten energetischen Nutzung zunächst innovative Produkte mit hoher Wertschöpfung und Klimaschutz-Leistung erzeugt werden (Abb. 4).

Cellulose

Aus Rotbuchen-Zellstoff (Cellulose) lassen sich Viskose oder Lyocell herstellen. Viskose- und Lyocell-Fasern sind vielfältig für Textilien (Ersatz von Baumwolle), Fließstoffe für Kosmetik- und Hygiene-Artikel und industrielle Anwendungen, z. B. Verpackungen, einsetzbar. Im Vergleich zur Produktion von Baumwollstoffen wird für die Faserproduktion nur ein Bruchteil des Wassers verwendet. Zudem vermeidet die Verwendung von Holz den Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden sowie künstlicher Bewässerung. Mit der auf ionischen Lösungen basierten HighPerCell-Technologie lassen sich Cellulose-Fasern herstellen, die aufgrund ihrer Charakteristik auch für technische Anwendungen interessant sind, z. B. als Armierung in Spannbeton.

Durch thermisch-mechanische Prozesse entstehen aus Cellulose Nanocellulosen. Deren Anwendungspotenzial ist enorm und bei weitem noch nicht abschließend erforscht. Mikrofibrillierte Cellulose (MFC)



Abbildung 4: Produkte, die mit der Entwicklung der Bioökonomie neue Verwendungsmöglichkeiten für die Rotbuche schaffen:

Oben: Für die Herstellung von Viskose wird der Buchen-Zellstoff (Cellulose) zunächst gelöst und dann in einem Spinnbad zu einem Faden ausgefällt;

Mitte: Vanillin, hergestellt aus Lignin;

Unten: Bio-Carbonfasern aus Cellulose und bald auch aus Lignin.

Quelle: Technikum Laubholz GmbH (oben und Mitte), Deutsche Institute für Textil- und Faserforschung Denkendorf (unten)

und nanokristalline Cellulose (NCC) können für Werkstoffe, elektrische Isolationen, Verpackungen, Beschichtungen und Barrieren, transparente Filme und Folien, Medizin- und Kosmetikprodukte, Filter und Absorptionsmaterialien, Farben und Bauprodukte sowie als Zusatzstoff für Lebensmittel eingesetzt werden. Spaltet man Cellulose in ihre einzelnen Zucker-Bausteine (Glucose), lassen sich diese weiter zu Ethanol (Biotreibstoff) oder Chemikalien weiterverarbeiten, welche auf fossilen Rohstoffen basierende Chemikalien eins zu eins ersetzen können. Beispiele hierfür sind Ethylen (Folgeprodukt Polyethylen PET), Propylen (Folgeprodukt Polypropylen PP), Ethylen- und Propylen glycol (Textilien, Verpackungen, Enteisungsmittel, Verbundwerkstoffe, Arzneimittel, Kosmetika).

Hemicellulose

Hemicellulose bzw. Hemicellulosen – ein Gemisch unterschiedlicher Zucker – könnten industriell sehr bedeutsam werden. Xylane z. B. dienen der Gewinnung von Xylose als Basis für Xylit (Zuckeraustauschstoff) und Furfural, einer bedeutsamen Plattformchemikalie für die Herstellung von Arzneimitteln und Lösungsmitteln für die chemische Industrie. Weitere Einsatzmöglichkeiten sind Biotenside, biologische Weichmacher, Hydrogele und Folien für Verpackungen.

Lignin

Lignin wird derzeit noch häufig zur Energieerzeugung in den Zellstoffwerken verwendet, Lignosulfonate darüber hinaus auch als unspezifische Dispergier- (z. B. Baustoff und Textilindustrie) und Bindemittel (z. B. Holzwerkstoffindustrie). Doch durch »Reinigung« und Weiterverarbeitung kann eine Vielzahl spezifischer Produkte hergestellt werden. Dazu gehören Aromastoffe (z. B. Vanillin), Lösungsmittel, Synthesegas, Ethen, Benzol oder Acetylen. Neueste Entwicklungen sind der Einsatz in Redox-Flow-Batterien zur Energiespeicherung sowie als Vorstufe für Bio-Carbonfasern.

Potenziale für die stoffliche Verwendung

Eine Studie zum Marktpotenzial von Laubholzprodukten (Knauf und Frühwald 2020) zeigt auf, dass für Laubhölzer bzw. für die Rotbuche, die größten quantitativen Potenziale in der Verwendung preiswerter Holzsortimente (Industrieholz bzw. Energieholz) in der Holzwerkstoff- und der Verpackungsindustrie bestehen – dies jedoch mit dem Zusatz, dass das bislang hauptsächlich dafür eingesetztes Nadelholz weniger verfügbar bzw. teurer wird. Zudem müssten entspre-

chende Mengen »umgeleitet« werden. Höherwertigen Holzsortimenten werden zusätzliche Potenziale im Innenausbau (Massivparkett, Treppen, Massivholzplatten für den Möbelbau) attestiert, wobei Anwendungen im konstruktiven Bereich eher hinterfragt werden. Insgesamt müssen diese Anwendungen jedoch durch geeignete Maßnahmen »wiederbelebt« und ausgebaut werden.

Experten sehen große Chancen für die Verwendung der Rotbuche in der holzbasierten Bioökonomie – allerdings sollten auch hier hochwertige und/oder langlebige Produkte im Fokus stehen.

Holzenergie

Rotbuchenholz wird, wie auch andere Laubholzarten, derzeit zu großen Teilen direkt zur Erzeugung von Wärmeenergie für Gebäude verwendet (s. o.). Insbesondere regional ist eine »moderne« Holzenergie ein wichtiger Baustein der Energiewende, da hierbei kein fossiler Kohlenstoff freigesetzt wird. Dennoch sollte aus Gründen der Klimapolitik, der Nachhaltigkeit und der Ressourceneffizienz zukünftig eine stärkere Kaskadennutzung angestrebt werden, das Holz also vor der Verbrennung über mehrere Stufen insgesamt möglichst lange stofflich genutzt werden.

Literatur

Bauer, J.; Rahm, J.; Torno, S. (2020): Holzbasierte Bioökonomie. Potenziale und aktuelle Entwicklungen. Cluster-Initiative Forst und Holz in Bayern gGmbH, 1. Auflage Februar 2020, Freising, 23 S.

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (2014): Nachhaltig und naturnah. Wald und Forstwirtschaft in Bayern. Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. 33 S.

Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) (2020): Nationale Bioökonomiestrategie. März 2020, Berlin, 65 S.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2014): Holzmarktbericht 2013. Abschlussergebnisse für die Forst- und Holzwirtschaft des Wirtschaftsjahres 2013. Bonn

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) (2008–2013): Holzmarktbericht 2007–2012. Abschlussergebnisse für die Forst- und Holzwirtschaft des Wirtschaftsjahres 2007–2012. Bonn

Grosser, D.; Teetz, W. (1998): Einheimische Nutzhölzer (Loseblattsammlung) Nr. 7: Buche. CMA, Bonn. Hrsg.: HOLZABSATZFONDS – Absatzförderungsfonds der deutschen Forstwirtschaft, Bonn 1998, 5 S.

Knauf, M.; Frühwald, A. (2020): Marktpotenziale von Laubholzprodukten aus technisch-wirtschaftlicher und marktstruktureller Sicht (LaubholzProduktmärkte). Februar 2020, Bielefeld, Reinbek. 224 S.

Koch, G.; Bauch, J.; Puls, J.; Welling, J. (2001): Ursachen und wirtschaftliche Bedeutung von Holzverfärbungen. Interdisziplinäre Forschung am Beispiel der Rotbuche. Forschungsreport Verbraucherschutz, Ernährung, Landwirtschaft 02/2001. Braunschweig 2001. Senat. S. 30-33

Lehner, L. (2019): Bioproduktewerke. Schlüssel zur biologischen Transformation industrieller Fertigung. Fachveranstaltung »Holz in der Bioökonomie = Bioraffinerie?«, Straubing, 24.10.2019

Merz, K.; Niemann, A.; Torno, S. (2020): Bauen mit Laubholz. DETAIL Praxis, DETAIL Business Information GmbH, München, 111 S.

Pfabigan, N. (2015): Alternative Imprägniermittel für Bahnschwellen aus Holz. Eine technische, ökonomische und ökologische Herausforderung. Wiener Holzschutztag 2015, S. 89-94

Pfabigan, N. (2022): Mündliche Mitteilung

Reiterer, H. (2022): Mündliche Mitteilung

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2015–2021): Fachserie 3, Reihe 3.3.1. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Forstliche Bodennutzung. Holzeinschlagstatistik 2014–2020. Wiesbaden

Keywords: wood consumption, wood properties, wood utilization, material utilization, new utilization opportunities, building products, laminated veneer lumber, glulam, bioeconomy, viscose, platform chemicals

Summary: Beech is the most important hardwood species in Bavaria and has a high utilisation potential in the medium to long term. While the wood was used in many different ways in the past, its use has increasingly shifted in favour of energy use - with an increase in the overall volume of wood - while its use as stemwood in particular has remained constant or even declined. However, climate change, resource scarcity and social changes require rethinking and thus the development of new applications, especially in the material sector. In terms of volume, timber construction is particularly important and has a positive impact on the climate. However, the development of the bioeconomy, which is intended to replace the economic system based on fossil resources also offers new opportunities for an »old fashioned« wood species.



Die Buche

Fagus sylvatica L.



Die einhäusigen Blüten erscheinen mit dem Laube an den jungen Trieben, und zwar die weiblichen an den Spitzen derselben, die männlichen aus den Blattwinkeln. Die männlichen Blüten haben einen ziemlich gleichförmigen fünf- bis sechsspaltigen außen behaarten Kelch und 10–15 Staubgefäße mit ziemlich langen sehr dünnen Staubfäden (2.). Sie bilden ungefähr zu 8–10 dicht zusammengedrängt ein fast kugeliges langgestieltes Kätzchen (1.). Die weibliche Blüthe besteht aus einem dreikantigen Fruchtknoten, welcher von einer behaarten viertheiligen Hülle (Perigon) gekrönt ist, zwischen welcher 3 behaarte fadenförmige gekrümmte Narben stehen (5.). Fruchtknoten dreifächerig, in jedem Fach mit 2 Samenknospen (7.). Solcher höchst einfach ausgebildeten Blüten stehen stets je 2 in einer mit behaarten, Anfangs weichen Stachelborsten bedeckten viertheiligen gemeinsamen, äußerlich von mehreren schmal lanzettlichen Deckblättchen umstandenen Hülle (4.), welche bei der Frucht reife dick und hart wird und in 4 Klappen aufspringt (8.).

Die Frucht ist demnach eine falsche vierklappige Klap- sel, in der bei dem Aufspringen die 2 kaffeebraunen, scharf dreikantigen Samen, die „Bucheckern“ oder „Bucheln“ sichtbar werden (8.), welche mit einer flachen dreieckigen Grundfläche, dem Nabel, im Grunde der Hülle fest sitzen, sich nach erfolgter Reife ablösen und abfallen,

meist zugleich mit der weit aufklaffenden, mit einem dicken rauh behaarten Stiele versehenen Hülle. Auf dem Querschnitt des Samens sieht man die großen regelmäßig in einander gewundenen Samenlappen (10.); der Keim liegt in der Spitze des Samens.

Das Blatt der Buche ist breit eiförmig mit wenig ausgezogener Spitze, am Rande sehr unbestimmt, meist den Enden der Seitenrippen entsprechend, seicht und unregelmäßig gezähnt, jedoch nur an der oberen Hälfte, und im Bereiche der Zähnelung etwas welligkraus. Es ist in der Hauptsache auf beiden Seiten kahl, nur der Rand ist fein und seidenartig gewimpert und die Mittel- so wie die Seitenrippen mit anliegenden Härchen bedeckt. Die Seitenrippen, durchschnittlich 6–9 auf jeder Seite, stehen deutlich abwechselnd und treten nach dem Blattrande hin etwas auseinander, laufen also nicht parallel. Die Blattmasse ist derb und lederartig, die Farbe unten merklich heller als oben. Der 3 bis 4 Linien lange Blattstiel ist behaart und an ihm tritt die eine Seite des Blattes stets etwas tiefer herab als auf der andern, das Blatt ist also etwas ungleichseitig. Neben dem noch jungen Blatte stehen 2 lange zungenförmige röthliche Nebenblättchen, welche aber bald abfallen.

Aus: Rothmähler, Emil Adolf: Der Wald. Leipzig u. a., 1863 (S. 367–369)

Praxishilfe für Baumartenwahl im Klimawandel

Der Klimawandel stellt die Waldbesitzer vor große Herausforderungen. Welche Baumarten können bei den sich ändernden Umweltbedingungen heute und in Zukunft bestehen? Die LWF stellt in zwei Bänden aktuelles Wissen zu 32 Baumarten kompakt zur Verfügung.

In den bayerischen Wäldern zeichnen sich durch die trocken-heißen Sommer und Stürme der letzten Jahre weitreichende Folgen für den Wald ab. Forstleute und Waldbesitzende müssen daher eine aktive und rasche Anpassung der Wälder an den Klimawandel vornehmen. Eine entscheidende Frage beim Waldumbau ist der Wissensstand zur Baumarteneignung. Dieses Wissen hat die LWF im Jahr 2019 in übersichtlicher Form in der Praxishilfe »Klima – Boden – Baumartenwahl« mit 16 Baumarten veröffentlicht. Jetzt ist ein zweiter

Band mit zehn seltenen heimischen und sechs alternativen Baumarten erschienen.

Forstliche Beratung noch besser machen

Innerhalb der letzten Jahre hat die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) neues, umfangreiches Wissen zu den Standortansprüchen der Baumarten erarbeitet. Mit dem Waldatlas und dem Bayerischen Standortinformationssystem (BaSIS) im Bayerischen Waldinformationssystem (BayWIS) wurde dieses Wissen der Forstverwaltung zur Verfügung gestellt. Zusätzlich wurden 2019 mit dem ersten Band der »Praxishilfe Klima – Boden – Baumartenwahl«, im Folgenden kurz »Praxishilfe« genannt, verständliche

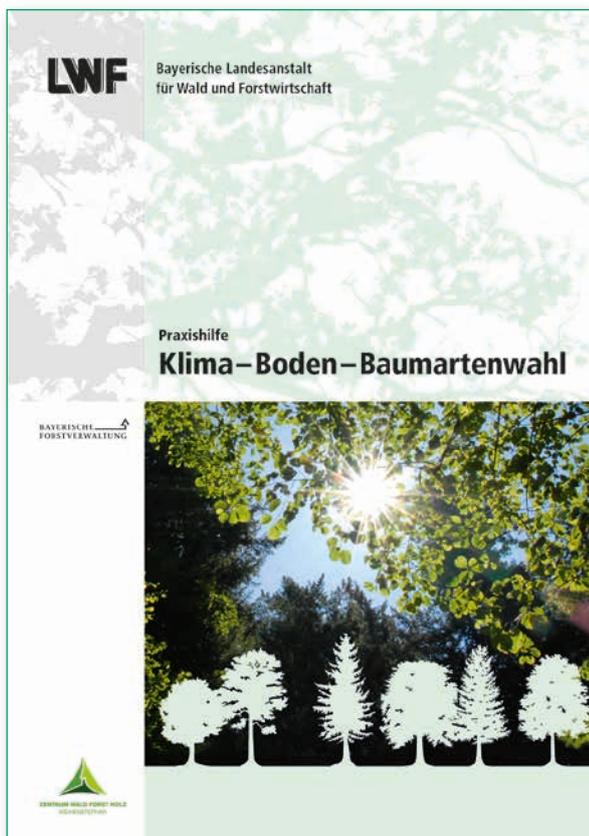


Abbildung 1: Die Praxishilfe Band I beschreibt 16 häufigere Baumarten.

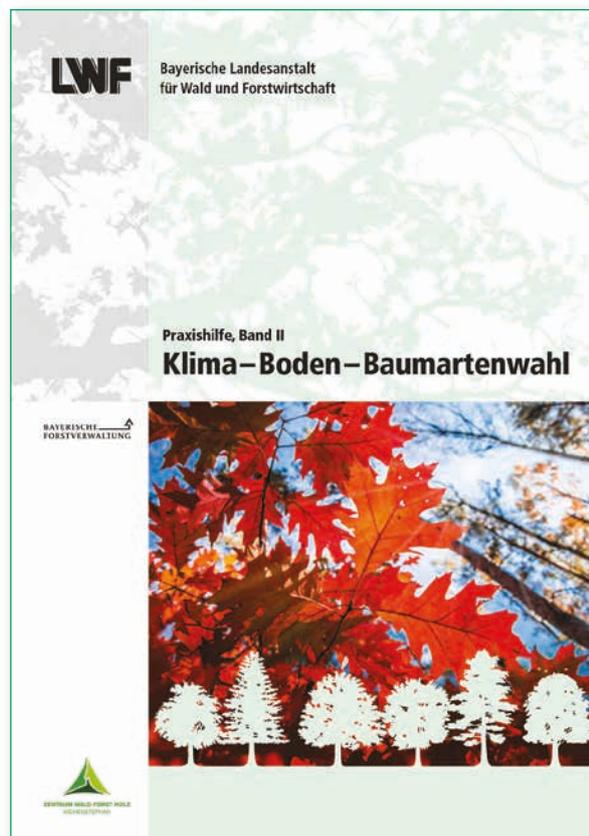


Abbildung 2: In Band II der Praxishilfe werden 16 seltene und nicht-heimische Baumarten beschrieben.

und nachvollziehbare Erläuterungen für 16 Baumarten (Fichte, Weißtanne, Waldkiefer, Europäische Lärche, Douglasie, Buche, Stieleiche, Traubeneiche, Bergahorn, Spitzahorn, Feldahorn, Esche, Winterlinde, Schwarzerle und Sandbirke) erstellt.

Für diese Praxishilfe wurden sowohl Informationen aus der Literatur, aktuelle Ergebnisse verschiedener vorangegangener Projekte als auch Expertenwissen genutzt. Die Praxishilfe ergänzt die Informationen aus dem Bereich der Standortansprüche mit kurzen Beiträgen zu den Themen Leistung, Holzverwendung, Waldschutz, Artenvielfalt sowie Waldbau, um mit einem möglichst breiten Überblick die Baumartenwahl zu unterstützen.

Praxishilfe jetzt ergänzt

Im August 2020 ist der zweite Band der Praxishilfe mit weiteren 16 Baumarten (Küstentanne, Schwarzkiefer, Japanische Lärche, Roteiche, Zerleiche, Flaumeiche, Französischer Ahorn, Sommerlinde, Bergulme, Elsbeere, Speierling, Vogelbeere, Wildbirne, Vogelkirsche, Edelkastanie und Robinie) erschienen. Wie der erste Band ist auch diese Praxishilfe als Ergänzung zu BaSIS zu sehen und eng damit verknüpft. Auch bei diesem Band wurden sowohl aktuelle Ergebnisse verschiedener vorangegangener Projekte, Informationen aus der Literatur als auch Expertenwissen genutzt. Die Praxishilfen ergänzen die Informationen aus dem Bereich der Standortansprüche und Herkunft mit kurzen Beiträgen zu weiteren entscheidungsrelevanten Themen, um mit einem möglichst breiten Überblick die Baumartenwahl zu unterstützen.

Steckbriefe für den übersichtlichen Vergleich

Die Praxishilfen bestehen aus jeweils zwei Teilen. Im ersten Teil werden Grundlagen zu den in BaSIS und in den Steckbriefen enthaltenen Informationen erläutert. Der zweite Teil besteht aus vierseitigen Baumartensteckbriefen.

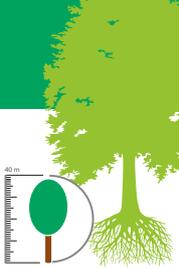
Die Grundlagen erläutern die Hintergründe, die zum besseren Verständnis und dem Umgang mit den Steckbriefen beitragen. Zum jeweiligen Thema werden Methoden und Modelle zu den abgeleiteten Schwellenwerten dargestellt sowie Übersichtstabellen präsentiert. Ergänzungen zu den Fachthemen Verbreitung, Holzverwendung, Waldschutz, Artenvielfalt und Waldbau vervollständigen diesen Teil.

Die vierseitigen Steckbriefe behandeln wesentliche ökologische Ansprüche der Baumarten, um das in BaSIS dargestellte Anbaurisiko zu ergänzen und nachvollziehbar zu machen. Von der Verbreitung der Arten und Herkunftsinformationen wird über ökologische Toleranzen, Klimahüllen und Bodenansprüche die Breite der Aspekte dargestellt, die letztlich den Anbaurisiko-Karten zu Grunde liegen. Ergänzt werden die Steckbriefe um die weiteren Fachthemen Leistung, Holzverwendung, Waldschutz und Artenvielfalt. Die Steckbriefe münden dann in einem kurzen Abriss zu Möglichkeiten der waldbaulichen Umsetzung.

Primäres Ziel ist die prägnante Darstellung praxisrelevanten Wissens zur Baumartenwahl im Klimawandel, was in Form der vierseitigen Baumartensteckbriefe realisiert wurde. Durch die Vergleichbarkeit der Darstellung aller Baumarten entfaltet die Praxishilfe ihre besondere Stärke. Dies ermöglicht es dem Leser (Berater oder Waldbesitzer), für eine gegebene Standortsituation in Frage kommende Baumarten quasi nebeneinander zu legen und die Chancen und Risiken der Baumarten vergleichend zu betrachten. Die Achsen aller Abbildungen wurden nicht verändert, damit der Vergleich zwischen beiden Bänden möglich ist. Im zweiten Band wurde die Datengrundlage der klimatischen Beschreibung der europäischen Vorkommen aktualisiert, was beim Vergleich der Klimahüllen beachtet werden muss. Die beiden Bände der Praxishilfe sind in Summe ein Kompendium, das es in der vorliegenden Form mit der Darstellung des aktuellen Wissensstands der Jahre 2019 und 2020 noch nicht gibt.

Informationen zur Herkunft wurden im zweiten Band der Praxishilfe integriert. Herkunftsempfehlungen ste-

Buche Fagus sylvatica



Die Buche ist die dominierende Baumart in den natürlichen Waldgesellschaften Mitteleuropas und - abgesehen von wenigen Sonderstandorten - fast immer bestandsbildend. In Bayern ist sie der häufigste Laubbau. Zudem gehört sie zu den wirtschaftlich bedeutendsten Laubbäumen Mitteleuropas. In den meisten Regionen kann sie wegen ihrer breiten Standortsamplitude und ihrer hohen Anpassungsfähigkeit auch in Zukunft für den Anbau empfohlen werden.

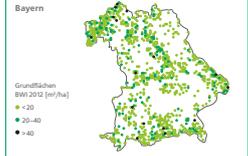
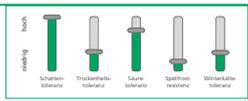
Verbreitung

Das natürliche Verbreitungsgebiet der Buche erstreckt sich vom Atlantik im Westen bis zum Schwarzen Meer im Osten und vom Süden Skandinaviens bis Sizilien. Man nimmt jedoch an, dass die natürliche Ausbreitung der Buche noch nicht abgeschlossen ist. Die Höhengrenze liegt in Skandinavien geringfügig über Meeresebene, steigt aber, umso weiter man nach Süden kommt. Im Harz und im Thüringer Wald liegt sie bei 900 m NN, im Schwarzwald und in den Nordalpen bei 1.500 m, in den Südalpen und dem Apennin bei 1.800 m. Auf Sizilien wächst die Buche bis auf 2.250 m Seehöhe.

Bayern hat mit insgesamt 338.000 ha, das sind rund 14% der Waldfläche Bayerns, rechnerisch die größte Buchenfläche Deutschlands. Größere Arealanteile existieren auf den sehr trockenen Standorten der Fränkischen Platte, den nordostbayerischen Grenzgebirgen und flussbegleitenden stark wasserbeeinflussten Standorten südlich der Donau.

Arteigenschaften

Ihre Fähigkeit, in der Jugend Schatten zu ertragen und im Alter viel Schatten zu werfen, macht die Buche zur konkurrenzstärksten Baumart Mitteleuropas. Frühsommerwärme schadet der Buche.

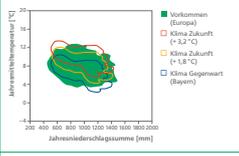
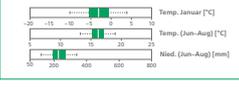




Buche

Klima

Die Buche bevorzugt ozeanisches, feuchtes, relativ wintermildes Klima, kommt aber als Baumart des Bergmischwaldes auch in kühleren Gebirgslagen vor. Das Klima Bayerns liegt im Buchenoptimum und wird auch in Zukunft im Optimum liegen. Bei einer stärkeren Temperaturerhöhung werden allerdings in den wärmeren Regionen (z.B. Krüzungen und am Chiemsee) die Toleranzgrenzen überschritten.

Die Verbreitung gen Osten wird durch zu niedrige Wintertemperaturen und zu geringe Niederschläge begrenzt. Untypisch für die Baumart sind Januartemperaturen unter -7 °C. Die warm-trockene Verbreitungsgrenze liegt in Rumänien, die wärmsten Gebiete mit Buchenwäldern sind z.B. die Halbinsel Krim und die Nordküste Frankreichs.

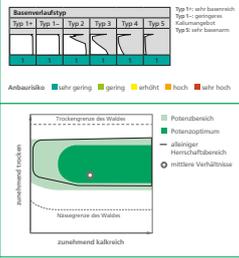



Wasser und Boden

Die Buche reagiert empfindlich auf wechsel-, staunasse und sehr saure Böden. Hier werden nur die oberen Bodenschichten durchwurzelt, wodurch sie trotz Herzwurzelsystems an Stabilität verliert. Ausschlussstandorte sind Böden mit regelmäßiger Überschwemmung oder hoch anstehendem Grundwasser.

Die Buche hat eine breite Nährstoffamplitude. Sie wächst auf basisreichem Kalk als auch auf saurem Silikatgestein. Sie meidet felsige Schluchten und Blockhalden, strenge Tone und reine Sandböden in sommertrockener Lage. Die gut zersetzbare Laubstreu trägt zur Bodenverbesserung bei. Auf stark sauren Böden besteht die Gefahr der Rohhumusablagerung.

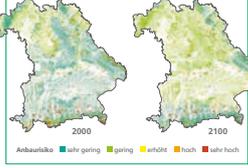
Aufgrund ihrer ökologischen Eigenschaften nimmt die Buche einen sehr großen Herchschaftsbereich ein. Sie ist von Natur aus bestrebt, Bestände zu bilden. Nur wo es für die Buche zu nass, zu trocken oder zu sauer wird, verliert sie an Konkurrenzkraft und andere Baumarten können sich eher durchsetzen. Das Wuchsoptimum befindet sich auf mittel- bis tiefgründigen, frischen, nährstoff- und basenreichen, lockeren Lehmböden mit ausreichend Niederschlag in den Sommermonaten.

Buche

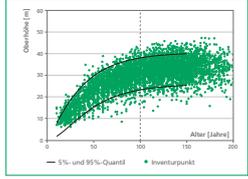
Anbauisiko

Die Prognose für die Buche im Klimawandel ist differenziert. Bayern liegt aktuell im klimatischen Buchenoptimum. Lediglich in den zukünftig trockensten und wärmsten Gebieten wie der Südlichen Fränkischen Platte ist ihre Eignung eingeschränkt. In den höheren Lagen der Mittelgebirge und der Alpen könnte künftig mit einer Erweiterung des Areals und höherer Konkurrenzkraft zu rechnen sein.



Leistung

Die Buche gehört zu den wirtschaftlich bedeutendsten Laubbäumen Mitteleuropas. Sie ist auf fast allen Standorten eine sehr produktive Baumart. Eine Besonderheit ist ihre hohe Plastizität bis ins hohe Alter, woraus ihre sehr lange Zuwachsstreckung resultiert. Ein Rückgang der Wuchstleistung ist nicht zu erwarten. Mit der Fichte kann sie allerdings nicht mithalten. Die Buche erreicht nur 70 % des Volumenzuwachses der Fichte. Dafür steht die ökologische und ökonomische Risikostreuung im Vordergrund, die mit der Wahl entsprechend angepasster Baumarten in Mischbeständen erreicht wird.



Holzverwendung

Die Buche ist hinsichtlich der Holznutzung mengenmäßig der wichtigste Laubbau in Mitteleuropa. Holzeigenschaften: Das Holz ist feinsporig und homogen. Splint und Kern sind gleichmäßig bis ungleichmäßig bis rötlichweiß. Ein Farbkern ist im Alter möglich. Das Holz ist schwer (Rohdichte ca. 720 kg/m³) und härter als das der Eiche. Die hohe Abriebfestigkeit ermöglicht hohe Beanspruchungen. Verarbeitbarkeit: Gedämpft lässt sich das Holz ausgezeichnet biegen. Es ist gut zu bearbeiten, zu messen und zu schälen. Es ist nicht witterungsfest, jedoch leicht zu imprägnieren. Einsatzbereiche: Die Buche spielt als Nadelholz eine wichtige Rolle. Im Konstruktionsbereich erfüllt die Buche bereits in geringeren Dimensionen die Anforderungen an Bauholzprodukte, als wir sie vom Nadelholz kennen. Produkte sind Bretschichtholz (BSH) sowie Träger, Platten und Paneele auf Basis von Buchen-Furnierschichtholz. Holzfasern der Buche liefern den Zellstoff für hochwertige Papiere und für Viskosefasern der Textilindustrie. Als Holzwerkstoff für mitteldicke Faserplatten erlaubt sie im Vergleich zum Nadelholz eine besondere Tiefrasurqualität. Große Bedeutung hat Buche im Energieholzbereich. Zukunftweisende Einsatzbereiche sind die Bioökonomie mit dem Ziel, fossile Ressourcen durch nachwachsende Rohstoffe zu ersetzen.



Buche

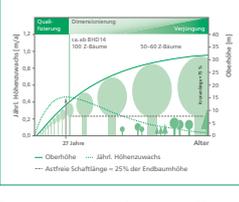
Waldschutz

Die Buche ist hinsichtlich ihres gegenwärtigen Waldschutzzrisikos unauffällig. Allerdings gibt es mit dem Buchenrindensterben eine schwebende Komplexerkrankung. Das Buchenrindensterben ist auf die Kombination von Schäden durch die parenchymausgedehnten Buchenwollschädler, dem anschließenden Befall durch Ringelrippe der Gattung Nectria sowie dem Befall durch Holzfäuleerregende wie dem Zunderschwamm zurückzuführen. Darüber hinaus ist die Buche sehr anfällig für Sonnenbrandschäden. Unter den rindenbrütenden Insekten hat der BuchenPrachtkäfer eine hohe, oft unterschätzte Bedeutung. Insbesondere diese Art profitiert von sommerlichen Trockenphasen und ist häufig unschlüssig für Zapftrunks. Rindenbrütende Borkenkäfer sind dagegen bislang von untergeordneter Bedeutung (Buchenborkenkäfer und Kleiner Buchenborkenkäfer). Starke Verbis- und Schältschäden treten bei überhöhten Schalemlw-Beständen auf.



Artenvielfalt

Die Buche ist in fast allen Waldgesellschaften zu finden. Die wichtigsten Buchenwaldgesellschaften sind: Hainmisch-, Waldmeister-, Waldgersten- und Orchideen-Buchenwald. Bei der Buche steht der Erhalt von Biotopbäumen und stehendem Starktotholz im Vordergrund. Bei hohem Höhlen- und Nischenangebot treten Hohlbohrer- und sogar Zwergschnäger auf. Insgesamt brüten in den Buchenwäldern Mitteleuropas bis zu 70 Vogelarten. Charakterarten sind Waldläubiger, Schwarzspecht sowie die Folgenutzer seiner Großhöhlen, Hohltaube und Waldkauz. In alten, strukturreichen Wäldern ist der Mittelpecht eine zentrale Leitart. Kein anderer Laubbau Mitteleuropas ist mit so vielen Pflanzen vergesellschaftet wie die Buche. Neben Mykorrhizapartnern wie dem Süßhänchen Milchsüßling sind vor allem zahlreiche Totholzpilze wie der Artige Stachelbaum an Buchenholz zu finden. Für fast 30 pflanzenfressende Käferarten und über 70 Schmetterlingsarten ist die Buche der bevorzugte Wirtbaum. Ausschließlich, d.h. monophag, an die Buche gebunden ist unter den xylobionten Arten nur der Buchen-Prachtkäfer, unter den phytophagen Käferarten nur die Larve des Buchenspringers.



Waldbau

Frostempfindlich, hohe Kronenplastizität bis ins hohe Alter, vielerorts verjüngungsfähig und dominant gegenüber anderen Baumarten. Wichtige Nebenbestandbaumart. Verjüngung: zur Vermeidung von Grobformen Voranbau durch Pflanzung oder Saat unter Schirm. Auf Freiflächen nur im Seitenschutz, am Hang mit Kalbfußabfluss oder lockerem Vorwald. Bei Naturverjüngung je nach gewünschter Mischbaumart und -anteilen gezielte Lichtsteuerung für rechtzeitige Einbringung notwendig. Pflege: frühzeitige Sicherung von 100-150 Optionen einschließlich Mischbaumarten (Abstand 8-10 m). Gegen Ende bessere Förderung von 100-150 Optionen. Erhalt der Kronenspannung zur Astreinigung. Eingriff nur, wenn Optionen gefährdet sind. Durchforstung: bei Erreichen einer grünstreifen Schafflänge von 6-8 m oder BHD 14 cm Umlichtung von zunächst 100 (Abstand 10 m), in der späteren Lichtwuchsphase 50-60 Z-Bäumen (Abstand > 13 m) durch Entnahme der stärksten Brédänger. Eingriffe alle 5 Jahre. Begutachtung der Z-Bäume alle 5 Jahre und gegebenenfalls Eingriffe. Eine durchgängige Aufgabe in Beständen, in denen die Buche führend ist, besteht in der Sicherung der Mischbaumarten.

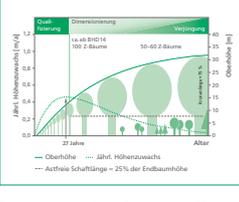


Abbildung 3: Steckbrief Buche. Jede Baumart wird auf vier »Steckbrief«-Seiten kompakt beschrieben.



hen für 15 Arten des ersten Bandes und acht Arten des zweiten Bandes (Küstentanne, Schwarzkiefer, Japanische Lärche, Roteiche, Sommerlinde, Vogelbeere, Edelkastanie, Robinie) zur Verfügung. Die Empfehlungen sind unter anderem im Internet auf den Seiten des Bayerischen Amtes für Waldgenetik zu finden. Zerr- und Flaumeiche unterliegen zwar dem Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG), für diese Arten sind aber keine Herkunftsgebiete in Deutschland ausgewiesen. Für die dem Forstvermehrungsgutgesetz unterliegenden Baumarten sind die Erzeugung (z. B. Pflanzenanzucht von ausländischen Samen) und das Inverkehrbringen klar geregelt und die Bestimmungen müssen eingehalten werden.

Zusammenfassung

Die Praxishilfen »Klima – Boden – Baumartenwahl« der LWF beschreiben in zwei Bänden jeweils 16 Baumarten mit vierseitigen Steckbriefen. In einem Grundlagenteil werden Methoden und Hintergründe erläutert. Das aktuelle Wissen zu den Themen Verbreitung, Herkunft, Arteigenschaften, Klima, Wasser und Boden, Anbaurisiko, Leistung, Holzverwendung, Waldschutz, Artenvielfalt und Waldbau ist auf den vierseitigen Baumartensteckbriefen so aufbereitet, dass ein Vergleich zwischen den Baumarten leicht möglich ist.

Dabei nehmen die Praxishilfen die Informationen aus dem Geoinformationssystem BaSIS der Bayerischen Forstverwaltung auf und ergänzen dieses mit weiteren fachlich relevanten Aspekten. Die Praxishilfen sind so aufgebaut, dass sie auch ohne das BaSIS-Programm von forstfachlich ausgebildeten Personen gut und einfach verwendet werden können. Die Praxishilfe kann gegen einen Unkostenbeitrag bei der LWF bestellt werden, sie stehen aber auch auf den Internetseiten der LWF zum freien Download zur Verfügung.



Die Bände der Praxishilfe können als Ringbuch bestellt oder als PDF auf den Internetseiten der LWF heruntergeladen werden.

Dokumenteninfos:

Autoren: Manuela Forster, Wolfgang Falk, Birgit Reger, Karl-H. Mellert, Jörg Kunz, Muhidin Šeho, Christine Hopf, Andrea Nißl

Redaktion: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft

Bayerische Landesanstalt für
Wald und Forstwirtschaft
Abt. Boden und Klima
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
D - 85354 Freising
Tel: 08161 45910



Bäume des Jahres

| Jahr | Baum des Jahres | Tagung Deutschland | Tagung Bayern | LWF Wissen Nr. |
|------|--------------------|---------------------------------------|---------------------------|-----------------|
| 1989 | Stieleiche | | | |
| 1990 | Rotbuche | | | |
| 1991 | Sommerlinde | | | |
| 1992 | Bergulme | Hann. Münden | | |
| 1993 | Speierling | | | |
| 1994 | Eibe | | Ebermannstadt | 10 (vergriffen) |
| 1995 | Spitzahorn | | | |
| 1996 | Hainbuche | | Arnstein | 12 (vergriffen) |
| 1997 | Vogelbeere | Tharandt | Hohenberg an der Eger | 17 (vergriffen) |
| 1998 | Wildbirne | Göttingen | Ulsenheim | 23 (vergriffen) |
| 1999 | Silberweide | Schwedt/Oder | Michelau/Oberfranken | 24 (vergriffen) |
| 2000 | Sandbirke | Tharandt | Waldsassen | 28 |
| 2001 | Esche | Hann. Münden | Schernfeld (WEZ) | 34 |
| 2002 | Wacholder | (Schneverdingen, abgesagt) | Kloster Ettal | 41 |
| 2003 | Schwarzerle | Burg/Spreewald | Rott am Inn | 42 |
| 2004 | Weißtanne | Wolfach/Schwarzwald | Gunzenhausen | 45 |
| 2005 | Roskastanie | München | | 48 |
| 2006 | Schwarzpappel | Eberswalde mit Oder und Rees am Rhein | Essenbach | 52 |
| 2007 | Waldkiefer | Gartow | Walderbach | 57 |
| 2008 | Walnuss | Bernkastel | Veitshöchheim | 60 |
| 2009 | Bergahorn | Garmisch-Partenkirchen | | 62 |
| 2010 | Vogelkirsche | (abgesagt) | Veitshöchheim | 65 |
| 2011 | Elsbeere | Nettersheim | Haßfurt | 67 |
| 2012 | Europäische Lärche | Hünfeld | Kelheim | 69 |
| 2013 | Wildapfel | Tharandt und Osterzgebirge | Bayreuth | 73 |
| 2014 | Traubeneiche | Bad Colberg-Heldburg | Lohr am Main | 75 |
| 2015 | Feldahorn | Enningerloh | München | 77 |
| 2016 | Winterlinde | | Berchtesgaden | 78 |
| 2017 | Fichte | Gotha | Bad Steben | 80 |
| 2018 | Edelkastanie | | Eichstätt | 81 |
| 2019 | Flatterulme | Davert/Münsterland | Landshut | 83 |
| 2020 | Robinie | nicht stattgefunden | Onlinetagung | 84 |
| 2021 | Stechpalme | nicht stattgefunden | Onlinetagung | 85 |
| 2022 | Rotbuche | nicht stattgefunden | Onlinetagung + Gramschatz | 86 |

Jedes Jahr im Oktober wird der Baum des Jahres von der »BAUM DES JAHRES – Dr.-Silvius-Wodarz-Stiftung« und dem »Kuratorium Baum des Jahres« (KBJ) für das darauffolgende Jahr gewählt. www.baum-des-jahres.de

Anschriften der Autoren

Dr. Gregor Aas

Universität Bayreuth, Ökologisch-Botanischer Garten
95440 Bayreuth
Gregor.Aas@uni-bayreuth.de

Markus Blaschke

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Markus.Blaschke@lwf.bayern.de

Dr. Herbert Borchert

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Herbert.Borchert@lwf.bayern.de

Karin Bork

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Karin.Bork@lwf.bayern.de

Dr. Michael Bossenmaier

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Michael.Bossenmaier@lwf.bayern.de

Paul Dimke

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Paul.Dimke@lwf.bayern.de

Dr. Markus Engel

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Markus.Engel@lwf.bayern.de

Wolfgang Falk

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85355 Freising
Wolfgang.Falk@lwf.bayern.de

Walter Faltl

Bayerische Staatsforsten
Tillystraße 2
93053 Regensburg
Walter.Faltl@baysf.de

Dr. Bernhard Förster

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Bernhard.Foerster@lwf.bayern.de

Thomas Fottner

Bayerische Waldbauernschule
Goldbergstraße 10
93309 Kelheim
Thomas.Fottner@wbs.bayern.de

Dr. Barbara Fussi

Bayerisches Amt für Waldgenetik
Forstamtsplatz 1
83317 Teisendorf
Barbara.Fussi@awg.bayern.de

Dr. Andreas Hahn

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Andreas.Hahn@lwf.bayern.de

Dr. Richard Heitz

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Richard.Heitz@lwf.bayern.de

Dr. Sebastian Höllerl

Bayerische Staatsforsten
Tillystraße 2
93053 Regensburg
Sebastian.Hoellerl@baysf.de

Sonja Jensen

Bayerische Staatsforsten
Tillystraße 2
93053 Regensburg
Sonja.Jensen@baysf.de

Dr. Hans-Joachim Klemmt

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Hans-Joachim.Klemmt@lwf.bayern.de

Markus Kölbl

Bayerische Staatsforsten
Tillystraße 2
93053 Regensburg
Markus.Koelbel@baysf.de

Dr. Thomas Kudernatsch

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Thomas.Kudernatsch@lwf.bayern.de

Michael Luckas

Bayerisches Amt für Waldgenetik
Forstamtsplatz 1
83317 Teisendorf
Michael.Luckas@awg.bayern.de

Andreas Ludwig

Bayerisches Amt für Waldgenetik
Forstamtsplatz 1
83317 Teisendorf

Dr. Tobias Mette

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Tobias.Mette@lwf.bayern.de

Dr. Stefan Müller-Kroehling

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Stefan.Mueller-Kroehling@lwf.bayern.de

Michael Muser

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Michael.Muser@lwf.bayern.de

Alexandra Nannig

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Alexandra.Nannig@lwf.bayern.de

Markus Neufanger

Bayerische Staatsforsten
Tillystraße 2
93053 Regensburg
Markus.Neufanger@baysf.de

Prof. Dr. Hans Pretzsch

Technische Universität München
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2
85354 Freising
Hans.Pretzsch@tum.de

Dr. Peter Pröbstle

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Peter.Proebstle@lwf.bayern.de

Wolfram Rothkegel

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Wolfram.Rothkegel@lwf.bayern.de

Ottmar Ruppert

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Ottmar.Ruppert@lwf.bayern.de

Dr. Bastian Schauer

Lehrstuhl für Tierökologie der Universität Bayreuth
 Universitätsstr. 30
 95447 Bayreuth
Bastian.Schauer@uni-bayreuth.de

Randolf Schirmer

Bayerisches Amt für Waldgenetik
 Forstamtsplatz 1
 83317 Teisendorf
Randolf.Schirmer@awg.bayern.de

Julia Schißlbauer

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
 Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
 85354 Freising
Julia.Schisslbauer@lwf.bayern.de

Olaf Schmidt

Praterinsel 1
 80538 München
petraundolaf.schmidt@gmx.de

Alexander Schnell

Bayerische Staatsforsten
 Tillystraße 2
 93053 Regensburg
Alexander.Schnell@baysf.de

Christoph Schulz

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
 Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
 85354 Freising
Christoph.Schulz@lwf.bayern.de

Dr. Muhidin Šeho

Bayerisches Amt für Waldgenetik
 Forstamtsplatz 1
 83317 Teisendorf
Muhidin.Seho@awg.bayern.de

Rudolf Seitz

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
 Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
 85354 Freising
Rudolf.Seitz@lwf.bayern.de

Angelika Siemonsmeier

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
 Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
 85354 Freising
Angela.Siemonsmeier@lwf.bayern.de

Joachim Stiegler

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
 Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
 85354 Freising
Joachim.Stiegler@lwf.bayern.de

Stefan Torno

Cluster Forst und Holz
 Obere Hauptstraße 36
 85354 Freising
Torno@cluster-forstholzbayern.de

Prof. Dr. Helge Walentowski

Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst
 Göttingen
 Büsgenweg 1a
 37077 Göttingen
Helge.Walentowski@hawk-hhg.de

Norbert Wimmer

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
 Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
 85354 Freising
Norbert.Wimmer@lwf.bayern.de

Sabrina Wunderl

Bayerische Staatsforsten
 Tillystraße 2
 93053 Regensburg
Sabrina.Wunderl@baysf.de

