



Wald und Forstwirtschaft im Klimawandel

Michael Köhl, Martin Gutsch, Petra Lasch-Born, Michael Müller, Daniel Plugge und Christopher P. O. Reyer

Inhaltsverzeichnis

- 19.1 Wälder im globalen Kohlenstoffkreislauf – 250**
- 19.2 Was der Klimawandel mit dem deutschen Wald macht – 251**
 - 19.2.1 Veränderte Ausbreitungsgebiete und Artenzusammensetzung – 252
 - 19.2.2 Längere Vegetationsperioden – 253
 - 19.2.3 Waldschäden: keine einfachen Antworten – 253
 - 19.2.4 Temperatur und Niederschläge beeinflussen Produktivität – 256
 - 19.2.5 Kohlenstoffhaushalt: von der Senke zur Quelle – 256
- 19.3 Anpassung in der Forstwirtschaft – 256**
- 19.4 Kurz gesagt – 257**
- Literatur – 259**

Fast ein Drittel von Deutschland ist mit Wald bedeckt. Das entspricht etwa 11,4 Mio. Hektar (BMEL 2014). Auf einem Hektar Waldboden stehen durchschnittlich rund 336 m³ Holz – so viel wie der Inhalt von knapp fünf 40-Fuß-Containern. Mit insgesamt 3,9 Mrd. m³ besitzt Deutschland den größten Holzvorrat in Europa (Forest Europe 2020a, b; Schmitz 2019; BMEL 2014). Jedes Jahr kommen durchschnittlich 11,1 m³/ha dazu (Oehmichen et al. 2011); Holzeinschlag und natürlicher Abgang (Mortalität) schöpfen jedoch rund 87 % des Zuwachses ab (BMEL 2014).

Durch Fotosynthese und Biomassewachstum entziehen Wälder der Atmosphäre Kohlendioxid (CO₂) und binden es als Kohlenstoff im Holz. In jedem Kubikmeter Holz stecken je nach Baumart bzw. Holzdichte rund 270 kg Kohlenstoff. Damit ist der Wald ein wichtiger Kohlenstoffspeicher: 1230 Mio. ton Kohlenstoff sind in der lebenden Biomasse und 33,6 Mio. ton Kohlenstoff im Totholz der Wälder gespeichert (Schmitz 2019; Riedel et al. 2019) (► Kap. 17). Zwischen 2012 und 2017 hat der Wald in Deutschland jährlich 1,1 ton Kohlenstoff pro ha zusätzlich in der lebenden Waldbiomasse gespeichert und damit insgesamt 45,3 Mio. ton CO₂ aus der Atmosphäre aufgenommen (Riedel et al. 2019). Er wirkt deshalb in diesem Zeitraum als Kohlenstoffsénke. Diese Menge entspricht etwa 7 % der durchschnittlichen jährlichen CO₂-Emissionen von Deutschland.

Wälder produzieren nicht nur den nachwachsenden Rohstoff Holz, sondern sie leisten auch viel für die Umwelt und wirken ausgleichend auf das Klima. Über ihre Blätter und Nadeln verdunsten Bäume Wasser, das sie mit ihren Wurzeln aus dem Boden saugen. Ein Buchenwald kann im Sommer täglich mehrere Tausend Liter Wasser pro Hektar verdunsten (Schreck et al. 2016), die zur regionalen Kühlung beitragen. Der Wasserdampf kondensiert und bildet Wolken; diese reflektieren Sonnenstrahlen und wirken somit der globalen Erwärmung entgegen. Besonders stark ist dieser Effekt in den Tropen.

Klimawandel und Wälder stehen in einem komplexen Wirkungsgefüge: Die Waldzerstörung, vor allem in den Tropen, trägt etwa ein Sechstel zu den jährlichen globalen Treibhausgasemissionen bei, aber auch Änderungen der Waldbewirtschaftung beeinflussen die Waldbiomasse (Erb et al. 2018); Klimaveränderungen beeinflussen die Produktivität und Lebenskraft (Vitalität) von Wäldern. Energetische und vor allem stoffliche Verwendung von geerntetem Holz können den Verbrauch und damit die Emissionen fossiler Energieträger vermindern. Zudem wird Kohlenstoff nicht nur in der Biomasse und in Holzprodukten, sondern auch im Waldboden gebunden (FAO 2020; Knauf et al. 2015).

Wälder bedecken ein Drittel der Landfläche der Erde (FAO 2020) und sind der größte Kohlenstoffspeicher auf dem Land (Pan et al. 2011). Eingeteilt

werden sie in drei Großlebensräume: nördliche (boreale), gemäßigte und tropische Wälder. Die tropischen Wälder besitzen mit 471 ± 93 Pg (Petagramm) – ein Petagramm entspricht 1 Mrd. ton – in ihrer Vegetation und im Boden den größten Kohlenstoffvorrat, gefolgt von den borealen Wäldern mit 272 ± 23 Pg Kohlenstoff, der größtenteils im Boden gespeichert ist. In den gemäßigten Breiten sind 119 ± 9 Pg Kohlenstoff in den Wäldern gespeichert (Pan et al. 2011). Die europäischen Wälder gehören weitgehend der gemäßigten Zone an.

19.1 Wälder im globalen Kohlenstoffkreislauf

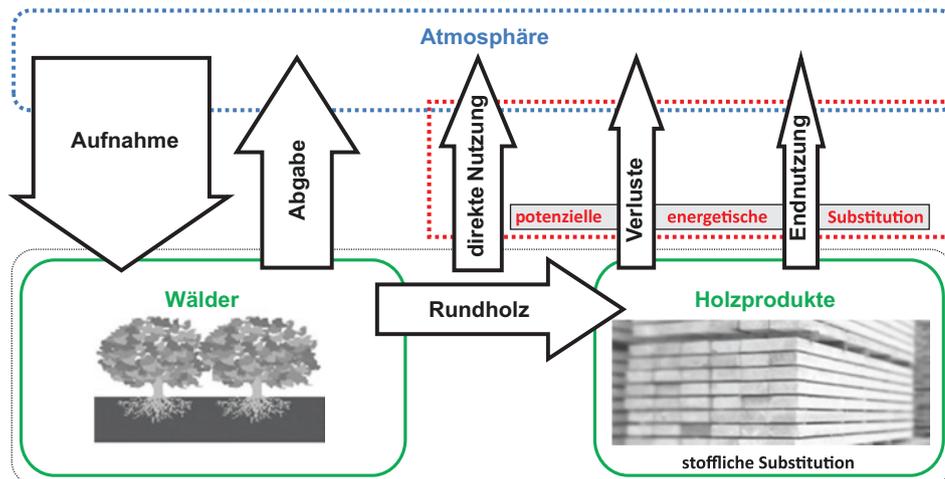
Bäume binden in ihrer Biomasse atmosphärisches CO₂ als Kohlenstoff. In Totholz oder Streu wird Kohlenstoff dagegen abgebaut und entweder als CO₂ in die Atmosphäre freigesetzt oder als Bodenkohlenstoff aufgenommen. Ist die C-Bindung durch Fotosynthese und Wachstum größer als die CO₂-Freisetzung durch Abbauprozesse, wird der Wald zur Kohlenstoffsénke. In Naturwäldern stellt sich über längere Zeit und große Gebiete ein Gleichgewicht zwischen Auf- und Abbau von Biomasse ein (Lal 2005), sodass sich langfristig betrachtet Bindung und Freisetzung von CO₂ die Waage halten. Nach Luysaert et al. (2008) gilt dieses Gleichgewicht unter Umweltveränderungen nur bedingt, wodurch auch alte Wälder weiterhin CO₂ akkumulieren können.

Der Nationale Inventarbericht zu Treibhausgasemissionen (NIR) (UBA 2011) und die Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung zeigen, dass die Kohlenstoffvorräte in den deutschen Waldböden in etwa stabil geblieben oder sogar gestiegen sind (Block und Gauer 2012; Russ und Riek 2011).

Störungen des Waldgefüges, etwa durch Sturmschäden oder Waldsterben nach Insektenbefall, können bewirken, dass über einen längeren Zeitraum große Mengen CO₂ in die Atmosphäre gelangen (Seidl et al. 2014). Neben diesen Schädigungen wird der Wald zu einer CO₂-Quelle (Kurz et al. 2008), wenn Wald- und Bodenspeicher durch anthropogen getriebene Entwaldung und Waldzerstörung (Degradation) vernichtet werden. Besonders in den Tropen tragen diese Prozesse jährlich mit rund 10 bis 17 % oder 5 bis 8 Pg CO₂eq zu den globalen jährlichen Treibhausgasemissionen von rund 50 Pg CO₂eq bei (Harris et al. 2021; Pearson et al. 2017; Ritchie und Roser 2020). Insgesamt kann von einer Senkenfunktion der globalen Wälder von -7,6 ± 4,9 Pg CO₂eq pro Jahr ausgegangen werden (boreal: -1,6 ± 1,1; temperiert: -3,6 ± 4,8; subtropisch: -0,65 ± 0,81; tropisch: -1,7 ± 8,0; Harris et al. 2021, ► Kap. 34 mit detaillierten Zahlen zu Deutschland).

Bis auf wenige Ausnahmen wie Nationalparks werden Deutschlands Wälder bewirtschaftet: Zwischen

■ **Abb. 19.1** Wald und Klima: Kohlenstoffspeicher und Kohlenstoffflüsse. Die Größe der Pfeile ist proportional zu den Anteilen an den Kohlenstoffflüssen



2002 und 2008 wurden jährlich etwa 70 Mio. m³ wertbares Nutzholz geerntet (Oehmichen et al. 2011). Im Kohlenstoffkreislauf spielen Holzernte und -verwendung daher eine wichtige Rolle. Je nach Nutzungsdauer, möglicher Mehrfachnutzung und Verwendungszweck können viele Holzprodukte zum Klimaschutz beitragen:

- In Holz festgelegter Kohlenstoff wird nach der Holzernte in Holzprodukten gespeichert (Produktspeicher).
- Energetische Nutzung von Holz setzt zwar CO₂ frei, vermeidet aber gleichzeitig CO₂-Emissionen aus fossilen Energieträgern (energetische Substitution), solange diese noch Teil des Energiemix sind.
- Bei der Herstellung funktionsgleicher Produkte verbraucht die Verwendung von Holz in der Regel weniger Energie als die Verwendung alternativer Materialien (z. B. Ziegel, Kalksandsteine, Stahl, Aluminium). Damit lassen sich ebenso Emissionen aus fossilen Energieträgern einsparen (stoffliche Substitution) (Bergman et al. 2014; Knauf et al. 2015; Churkina et al. 2020).

Wälder, die für die energetische Substitution durch Holz genutzt werden, schöpfen nicht das maximale Potenzial der Kohlenstoffspeicherung aus. Darüber hinaus ist die Energiedichte von Holz geringer als die fossiler Energieträger. Hierdurch entsteht eine sogenannte „Kohlenstoffschuld“. Diese gleicht sich nur über einen längeren Zeitraum durch die erhöhten Substitutionseffekte und die begrenzte maximale Kohlenstoffspeicherfähigkeit von Wäldern aus bzw. wird überkompensiert (Mitchell et al. 2012). Dies gilt nur, solange fossile Energieträger weiterhin einen Teil des Energiemix ausmachen.

Der Waldspeicher vergrößert sich nur solange, bis unter stabilen klimatischen Bedingungen ein konstantes Gleichgewicht zwischen Auf- und Abbau von Biomasse erreicht ist. Dagegen akkumulieren die positiven

Effekte der Substitution mit der Zeit, es wird ein „Vermeidungsguthaben“ aufgebaut. Waldwachstum und stoffliche Holzverwendung verlagern den Kohlenstoff zwischen Atmosphäre, Waldspeicher und Holzproduktspeicher (■ Abb. 19.1), aber bringen kein zusätzliches CO₂ in dieses System. Der Aufbau von Wald- und Produktspeicher kann, bei entsprechender langfristiger Nutzung der Produkte, einen Nettoeffekt auf die Kohlenstoffbindung haben. So kann Holz aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern als Baustoff für Häuser zur Dekarbonisierung des Bausektors beitragen, wenn ein Recyclingkonzept für das Holz existiert (Churkina et al. 2020).

19.2 Was der Klimawandel mit dem deutschen Wald macht

Die erwarteten bzw. projizierten Klimaänderungen im 21. Jahrhundert werden die Zusammensetzung der Baumarten in und die Funktionsweise von Deutschlands Wäldern beeinflussen. Auch Schadfaktoren werden sich verändern (Lindner et al. 2010; Müller 2009; Seidl et al. 2014). Das zieht nicht nur ökologische Folgen nach sich, sondern auch bedeutende ökonomische (Hanewinkel et al. 2012). Wälder waren aufgrund des genetischen Potenzials von Bäumen in der Lage, sich an vergangene Phasen von natürlichem Klimawandel anzupassen. Die aktuelle, vorwiegend anthropogen bedingte Klimaveränderung weist eine höhere Geschwindigkeit auf als vergleichbare historische Änderungen im Klimasystem. Aufgrund der Langlebigkeit von Bäumen ist ein Warten auf die natürliche Anpassung oft nicht mit den gesellschaftlichen Anforderungen an den Wald als Ökosystem und Ressource vereinbar. Ein gerichtetes Einschreiten der Forstwirtschaft zum Erhalt der multifunktionalen Wälder ist dementsprechend notwendig. Im Folgenden wer-

den die vorhandenen Erkenntnisse zum Einfluss des Klimawandels auf den deutschen Wald als Grundlage für eine solche Anpassung dargestellt.

19.2.1 Veränderte Ausbreitungsgebiete und Artenzusammensetzung

Der Klimawandel beeinflusst wichtige klimatische Standorteigenschaften wie Temperatur, Länge der Vegetationsperiode und Niederschlag. Damit sind Veränderungen im Baumwachstum und der Verbreitungsökologie der Baumarten in Europa verbunden (Ellenberg und Leuschner 2010). Mittlerweile lassen sich aus der intensiven Forschung zu „Klimahüllen“, also Artverbreitungsmodellen, einige deutlich hervortretende Grundmuster in den Simulationsergebnissen zu zukünftigen Verbreitungsgebieten und Baumartenzusammensetzungen in Deutschland ableiten (► Abschn. 17.1.3). Alle vier aktuell häufigsten Baumarten Kiefer (*Pinus sylvestris*), Fichte (*Picea abies*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Trauben- und Stieleiche (*Quercus petraea*, *Quercus robur*) weisen in Zukunft eine geringere Vorkommenswahrscheinlichkeit an Standorten ihrer südlichen, also wärmeren, Verbreitungsgrenze auf (Kölling et al. 2007; Henschel 2008; Hanewinkel et al. 2010). Daraus ergibt sich die grundsätzliche Erkenntnis, dass allgemein das Vorkommen einer Baumart in unmittelbarer Nähe ihres südlich-wärmeren Verbreitungsgebiets stärker gefährdet sind als Vorkommen in der Nähe ihres nördlich-kühleren Verbreitungsgebiets (Mellert et al. 2015). Dabei ist die Änderung des Verbreitungsgebiets einer Baumart in Zukunftsprojektionen abhängig vom betrachteten Klimaszenario und dem damit verbundenen Grad der Klimaveränderung.

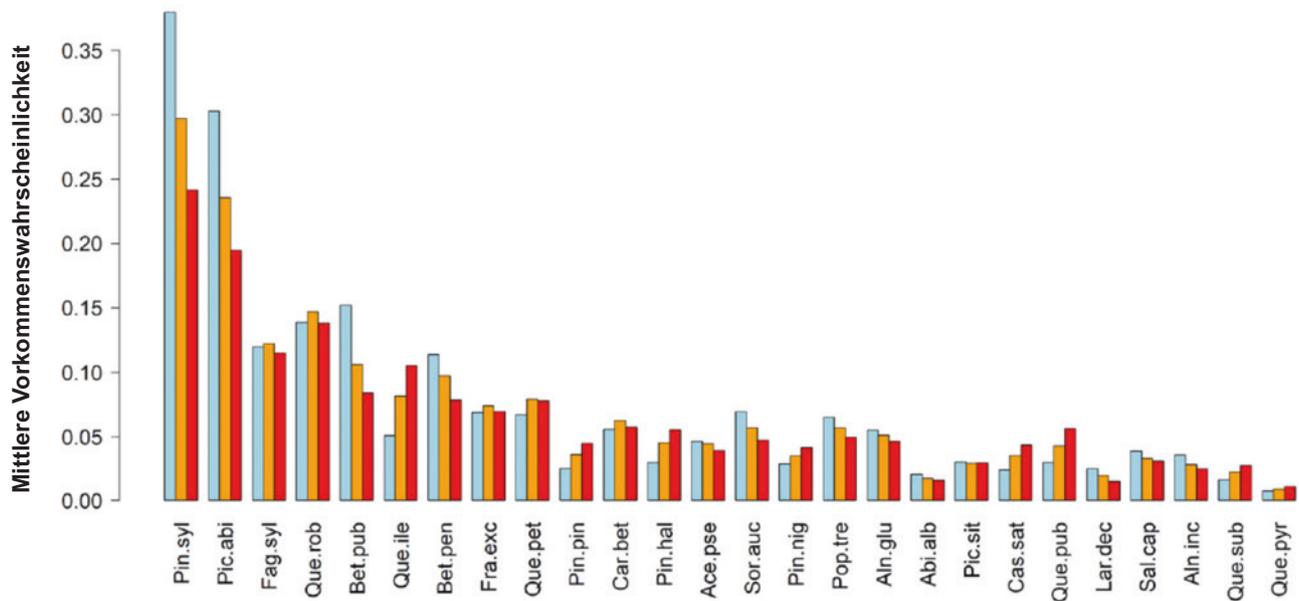
Die aktuellen Erkenntnisse dazu (Buras und Menzel 2019) bestätigen die Tendenz der bisherigen Forschung (Falk und Mellert 2011; Hanewinkel et al. 2012; Meier et al. 2012) und lassen sich gut anhand einer umfassenden Analyse, wie und in welchem Ausmaß sich die Zusammensetzung der europäischen Wälder verändert, zusammenfassen.

Während sich für die Kiefer unter dem wärmsten Klimaszenario (RCP8.5) nur sehr geringe Vorkommenswahrscheinlichkeiten in Zentral- und Südeuropa ergeben, bleiben sie unter dem mittleren Szenario (RCP4.5), z. B. im nordostdeutschen Tiefland, noch im mittleren Bereich (um 50 %). Die Fichte und Kiefer verlagern ihren Verbreitungsschwerpunkt nach Norden und in die höheren Lagen der Gebirge, aber die Fichte noch einmal in viel stärkerem Ausmaß, als es bei der Kiefer der Fall ist. So verschwindet sie beispielsweise komplett unter dem RCP8.5-Szenario. Nur in begrenzten Refugien wie in den höheren Lagen der Alpen und der Karpaten sowie in Skandinavien in Breiten höher als 60 °N

bleibt sie erhalten. Die Buchen und Stieleichen zeigen ebenso eine Verschiebung ihres Verbreitungsgebiets in Richtung Norden mit einer deutlichen Erhöhung der Vorkommenswahrscheinlichkeit im südlichen Skandinavien bei allerdings deutlich geringeren Abnahmen der Vorkommenswahrscheinlichkeit in Deutschland im Vergleich zur Kiefer und Fichte (► Kap. 15). Über ganz Europa betrachtet bleiben trotz der Rückgänge die heutigen vier häufigsten Baumarten auch bis Ende dieses Jahrhunderts dieselben (► Abb. 19.2). Deutliche Steigerungen in ihren Vorkommenswahrscheinlichkeiten erfahren mediterrane Baumarten wie z. B. Flaumeiche (*Quercus pubescens*) (s. auch Rigling et al. 2013), Steineiche (*Quercus ilex*), Aleppo-Kiefer (*Pinus halepensis*), Schwarzkiefer (*Pinus nigra*) und Strandkiefer (*Pinus pinaster*) (► Abb. 19.2).

Die Hitzewellen, die Deutschland und Europa in den Jahren 2018/19 heimgesucht haben, sind durch den menschengemachten Klimawandel mindestens drei Mal wahrscheinlicher geworden und wären ohne den menschlichen Einfluss 1,5 bis 3 °C kälter gewesen (World Weather Attribution initiative 2019). Infolgedessen können z. B. abrupte Absterbeereignisse in Wäldern (Schuldt et al. 2020) zu ebenso abrupten Änderungen der Baumartenzusammensetzung der Waldbestände führen. In den letzten Jahren konnten auch hierzu eine Reihe wissenschaftlicher Erkenntnisse gewonnen werden. Es zeigt sich, dass Laubbaumarten wie Eiche und Buche zwar sensitiv gegenüber Spätfrostereignissen reagieren, sie sich aber davon schnell wieder erholen. Eiche und Buche sind wesentlich resilienter gegenüber beispielsweise Frühjahrstrockenheit, welche das Wachstum von Fichte und Lärche stärker hemmen (Vitasse et al. 2019). Das spiegelt sich auch in den aktuellen Forschungsergebnissen zu Mortalitätswahrscheinlichkeiten der Baumarten in Deutschland im Alter von 100 Jahren wider. Die geringste Überlebenswahrscheinlichkeit weist die Douglasie auf, danach kommen Fichte und Tanne und die höchsten Überlebenswahrscheinlichkeiten mit 98 % im Alter 100 zeigen Buche und Eiche (Maringer et al. 2020). Der wichtigste Faktor, der die Überlebenswahrscheinlichkeit beeinflusste, war das Klima in Form höherer Sommertemperaturen sowie warmer und feuchter Winter. Ersteres verkürzt die Überlebenszeit der Buchen, Tannen und Eichen während Letzteres die Überlebenszeit der Fichte verringert.

Ein weiterer Faktor, der die Baumartenzusammensetzung in der Zukunft beeinflusst, ist deren zukünftige Bewirtschaftung. Der seit den 1990er-Jahren großflächig angewandte Waldumbau ist auch unter dem Aspekt des Klimawandels hoch relevant. Denn auf vielen Standorten sind Mischbestände produktiver und resilienter gegenüber biotischen Schäden (z. B. Insekten) als vergleichbare Reinbestände (Pretzsch et al. 2015; Bausch et al. 2017; Sterba et al. 2018, Madrigal-Gonzalez et al. 2020). Diese Ergebnisse sind eine wichtige Stütze



■ **Abb. 19.2** Mittlere relative Vorkommenswahrscheinlichkeiten unter aktuellen (blau) und projizierten zukünftigen (orange: RCP4.5, rot: RCP8.5) Klimabedingungen. Pin.syl: Kiefer; Pic.abi: Fichte; Fag.syl: Rotbuche; Que.rob: Stieleiche; Bet.pub: Moorbirke; Que.ile: Steineiche; Bet.pen: Hängebirke; Fra.exc: Gemeine Esche; Que.pet: Traubeneiche; Pin.pin: Strandkiefer; Car.bet: Hainbuche; Pin.hal: Aleppo-Kiefer; Ace.pse: Bergahorn; Sor.auc: Vogelbeere; Pin.nig: Schwarzkiefer; Pop.tre: Espe; Aln.glu: Schwarzerle; Abi.alb: Weißtanne; Pic.sit: Sitka-Fichte; Cas.sat: Esskastanie; Que.pub: Flaumeiche; Lar.dec: Europäische Lärche; Sal.cap: Salweide; Aln.inc: Grauerle; Que.sub: Korkeiche; Que.pyr: Pyrenäen-Eiche. (Abbildung aus: Buras und Menzel 2019, CC BY)

für die Entwicklung von Baumartenempfehlungen für die Forstpraxis unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten durch die forstlichen Versuchsanstalten (DVFFA 2019). Konkret werden diese in Form dynamischer Bestandeszieltypen (z. B. Böckmann et al. 2017; Riek und Russ 2014) oder in Form herausgearbeiteter Baumarteneigenschaften und Verbreitungsmuster ausgegeben (Forster et al. 2019). Auch in diesen Konzepten geht man davon aus, dass besonders in den Mittelgebirgen nur wenig Potenzial für reine Fichtenwälder besteht. Stattdessen steigen hier Buchenanteile und in den Tieflagen lösen Eichenwälder die Buchenwälder ab (Hanewinkel et al. 2012). Aber auch bisher seltene oder noch gar nicht berücksichtigte Baumarten werden aktuell intensiv erforscht (de Avila und Albrecht 2018), so z. B. Türkische Tanne (*Abies bornmuelleriana*), Esskastanie (*Castanea sativa*), Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera*), Ponderosa-Kiefer (*Pinus ponderosa*), Zerreiche (*Quercus cerris*), Elsbeere (*Sorbus torminalis*), Silberlinde (*Tilia tomentosa*).

19.2.2 Längere Vegetationsperioden

In den vergangenen Jahrzehnten haben sich die Vegetationsperioden ausgedehnt (Menzel und Fabian 1999; Chmielewski und Rötzer 2001; Bissolli et al. 2005). So beginnen Laubaustrieb oder Blüte früher im Jahr, Laubverfärbung und Blattfall setzen da-

gegen später ein wobei es unklar ist, ob dieser Trend sich weiter fortsetzen kann (Zani et al. 2020). Längere Vegetationsperioden können die Produktion von mehr Biomasse ermöglichen, wenn ausreichend Nährstoffe zur Verfügung stehen. Negative Auswirkungen sind aber ebenfalls möglich. Beispielsweise können die Wechselwirkungen zwischen Arten, etwa bei der Bestäubung, gestört werden (Menzel et al. 2006). Mildere Winter können die Frosthärte von Bäumen verringern und damit mehr Spätfrostschäden verursachen und durch Aktivierung des Stoffwechsels (Kohlenstoffverlust durch Atmung) die Bäume schwächen (Kätzel 2008). Eine früher beginnende und später endende Wachstumsperiode kann nur dann in vermehrtes Wachstum umgesetzt werden, wenn die Bäume im Sommer nicht in Trockenstress geraten, weil das Bodenwasser zu früh verbraucht ist (Richardson et al. 2010; Buermann et al. 2018). Längere Vegetationszeiten können Schadorganismen, die derzeit noch durch bestimmte Wärmesummen limitiert sind, begünstigen, aber auch beeinträchtigen, wenn z. B. die Schwärmzeit von Insekten verkürzt wird.

19.2.3 Waldschäden: keine einfachen Antworten

Der Klimawandel schädigt den Wald direkt oder indirekt (Möller 2009; Müller 2009; Petercord et al. 2009;

Seidl et al. 2017). Windbruch und Trockenstress beispielsweise sind direkte Schäden. Indirekt wirkt der Klimawandel, indem er die Empfänglichkeit (Prädisposition) der Bäume für schädliche Einflüsse z. B. durch Schädlingsbefall verändert und die Reaktionen auf Schadfaktoren verstärkt (Müller 2008, 2009; Reyer et al. 2017). Zuverlässige Aussagen zu den direkten und indirekten Folgen des Klimawandels sind schwierig, weil es komplexe Wechselwirkungen zwischen potenziellen Wirtsbaumarten und dem Klimawandel gibt, aber europaweit lassen sich deutliche Fingerabdrücke von sowohl Klimawandel also auch Waldstrukturveränderungen in Waldschadensstatistiken finden (Seidl et al. 2011). Auch sind die Effekte steigender Trockenheit auf die Kronenvitalität und Mortalität von Bäumen in den letzten Jahren sehr gut dokumentiert (Senf et al. 2018, 2020) ebenso wie ein genereller Zusammenhang zwischen Störungen, Waldschäden und Klimawandel (Sommerfeld et al. 2018). Darüber hinaus lässt sich schwer beurteilen, wie potenzielle Schädlinge auf den Klimawandel reagieren. Sie haben zudem natürliche „Gegenspieler“, deren Reaktionen auf ein verändertes Klima ebenfalls zu berücksichtigen ist.

Die Unsicherheit von Vorhersagen ergibt sich außerdem aus den möglichen Arealverschiebungen der Baumarten (► Kap. 15). Schäden sind vor allem dann zu erwarten, wenn Baumarten infolge des Klimawandels in nun ungeeigneten Regionen verbleiben. Mit der Anpassung der Waldbewirtschaftung und durch natürliche Arealverschiebungen werden Baumarten aber auch in Regionen vorkommen, die für sie neu geeignet sind. Durch Waldschäden, aber auch in bestimmten Phasen des Waldumbaus, entstehen dadurch neue Waldlebensräume, die unter anderem von potenziellen Waldschädlingen intensiv genutzt werden, also zumindest temporär erhöhte Risiken mit sich bringen. Dazu gehören vor allem Schadfaktoren in Waldverjüngungen wie das Schalenwild, Mäuse und einige an Jungpflanzen vorkommende Insekten, an älteren Bäumen vor allem laubfressende Insekten insbesondere an Eichen (z. B. Schwammspinner – *Lymantria dispar*, Eichenprozessionsspinner – *Thaumetopoea processionea*, Goldafter – *Euproctis chrysorrhoea*), sowie Holz und Rinden besiedelnde Insekten an allen Laubbaumarten (z. B. holz- und rindenbrütende Borkenkäferarten, Prachtkäferarten). Diese Effekte haben nur teilweise mit dem Klimawandel zu tun, sondern vorrangig mit dem Wandel der Wälder zu mehr Laubbäumen und mehr Waldverjüngung mit Laubbäumen. Die meisten Laubbäume haben schon grundsätzlich mehr Lebensräume für Organismen, darunter auch potenzielle Schädlinge und Waldumbauphasen sind anfänglich risikoreich. Die Bedeutung von Insekten an Nadelbaumarten wird, so wie in den letzten Jahrzehnten bekannt, in Nadelbaumwäldern bestehen bleiben.

■ Mehr Kohlendioxid in der Atmosphäre

Die Treibhausgasemission, die als Grundlage der verschiedenen Szenarien für den weiteren Verlauf des Klimawandels dienen, decken eine weite Spannbreite an Kohlenstoffdioxidkonzentrationen in der Atmosphäre bis 2100 ab (RCP2.6 bis RCP8.5).

Direkte Baumschäden und direkte Wirkungen auf abiotische und biotische Schadfaktoren durch Treibhausgasemissionen (besonders Kohlendioxid) sind sehr unwahrscheinlich. Eher wirken höhere CO₂-Konzentrationen indirekt, indem sie die Nahrungsqualität der Pflanzen verändern (Docherty et al. 1997; Veteli et al. 2002; Whittaker 1999). Tendenziell steigen Biomasseproduktion und Stoffumsatz der Pflanzen, wobei diese Annahmen weiterhin mit hoher Unsicherheit für natürliche Ökosysteme behaftet sind (Wang et al. 2020) – eventuell wirkt sich das aber auch auf Risikostreuung und -vermeidung aus.

■ Steigende Temperatur

Die Erde wird wärmer: Die globale Oberflächentemperatur war im Zeitraum von 2011 bis 2020 um 1,09 [0,95 bis 1,20] °C höher als im Zeitraum von 1850 bis 1900. Sie könnte je nach Emissionsszenario bis 2100 um weitere 0,3 bis 3,3 °C steigen (IPCC 2021). Prinzipiell kann die Erwärmung direkt die Entwicklung von Insekten beeinflussen. Wärmere Blattoberflächen steigern die Fraßaktivität blattfressender Insekten, weniger Stickstoff in den Blättern (► Kap. 17) dämpft oder stimuliert potenzielle Schadinsekten.

Nach der sogenannten Temperatursummenregel ist das Produkt aus wirksamer Temperatur und Entwicklungsdauer konstant (Schäfer 2003): je höher die Temperatur, desto schneller durchlaufen Insekten ihre Entwicklungsstadien. Unklar ist aber zumeist, ob sich das für eine bestimmte Art grundsätzlich positiv oder negativ auswirkt.

Bei stabilen Generationsfolgen von Insekten werden höhere Temperaturen vorrangig Entwicklungsstadien verkürzen, oder sie beginnen früher. Einige Insekten sind dadurch erfolgreicher und verursachen in kürzeren Zeitabständen Schäden. Hingegen verläuft etwa die Entwicklung der Forleule (*Panolis flammea*) ganz anders: Höhere Temperaturen in der Schwärmzeit verkürzen diese Phase und damit das Imaginalstadium als Endstadium der Metamorphose. Dadurch kommt es zu einer unvollständigen Eiablage, und es gibt weniger Nachkommen (Escherich 1931; Majunke et al. 2000). Auch der Knospenaustrieb verändert sich durch Temperatureinflüsse, potenzielle Schadfaktoren treffen dann auf andere Entwicklungsphasen der Bäume und können sich unterschiedlich gut daran anpassen, weil erforderliche Koinzidenzen (zusammentreffen notwendiger Entwicklungsereignisse in Ort und Zeit) eintreten oder ausfallen.

Bei variablen und temperaturgesteuerten Generationsfolgen ist bei höheren Temperaturen mit

kürzeren Entwicklungszeiten oder einer Erhöhung der Generationen pro Jahr zu rechnen. Potenzielle Schädlinge wie der Große Braune Rüsselkäfer (*Hylobius abietis*) und der Blaue Kiefernprachtkäfer (*Phaenops cyanea*) dürften dann öfter als einjährige statt zweijährige Generationen vorkommen. Das bedeutendste mitteleuropäische rindenzerstörende (cambiophage) Insekt, der Große Achtzähne Fichtenborkenkäfer (*Ips typographus*), wird zunehmend drei statt bisher zwei Generationen im Jahr hervorbringen sowie entgegen bisheriger Erkenntnisse (Schopf 1989; Schmidt-Vogt 1989) öfter als bisher auch als Ei, Larve oder Puppe überwintern können (Gößwein et al. 2017; Perny et al. 2004; Jakoby et al. 2019). Doch wie stark würden diese Entwicklungen den Wald gefährden? Das ist selbst in diesen bekannten Fällen noch nicht abschließend untersucht (Schopf 1989). Die Schäden durch Rüssel- und Kiefernprachtkäfer wären zwar eventuell schneller zu erkennen, aber es würden sich auch die Schadzeiträume verkürzen.

■ Invasive und partizipierende Arten

Steigt die Temperatur in Mitteleuropa, könnten sich bislang unauffällige Arten etablieren oder besser entwickeln (partizipierende Arten), an wärmeres Klima angepasste Arten würden einwandern (invasive Arten). Zu diesen Gruppen gehören beispielsweise der Pinienprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa*), der Asiatische Eschenprachtkäfer (*Agrilus planipennis*) oder auch der Kieferholznematode (*Bursaphelenchus xylophilus*), der Schwarze Nutzholzborkenkäfer (*Xyleborus germanus*) (Immler und Blaschke 2007), besonders schwerwiegend: der Asiatische Laubholzbockkäfer (*Anoplophora glabripennis*) sowie der Erreger des Kieferntriebsterbens (*Sphaeropsis sapinea*) (Hänisch et al. 2006; Heydeck 2007). Dabei ist jedoch zu prüfen, ob Vorkommen und Anpassung dieser Arten tatsächlich mit dem Klimawandel zu tun haben. Oft sind es lediglich Einschleppungen oder in Folge des Waldwandels zuträgliche Lebensräume, die neu entstehen und dadurch die Einwanderung oder bessere Entwicklung erlauben.

■ Extreme Witterung

Dürren, Überflutungen und Stürme können direkt den Wald schädigen. Sturm ist der bedeutendste direkte Schadfaktor in deutschen Wäldern. In den vergangenen Jahren nahmen Sturmschäden deutlich zu (Majunke et al. 2008; DESTATIS 2020). In deutschen Wäldern steigt zudem der Anteil sturmgefährdeter mittelalter und alter Bestände – sogar ohne Zunahme von Witterungsextremen ist deshalb ebenso wie in den letzten 20 Jahren auch in den nächsten Jahrzehnten mit mehr Sturmschadholz zu rechnen.

Durch Witterungsextreme – vor allem Niederschlag und Stürme – entsteht darüber hinaus auch eine hö-

here Prädisposition der Bäume für schädigende Insekten. Mit den heutigen Aufarbeitungstechnologien lassen sich Massenvermehrungen von Borkenkäfern nach Dürre und Stürmen jedoch immer besser verhindern. Diese Aufarbeitungskapazitäten wurden jedoch in den Jahren 2017 bis 2020 vom Schadholzanfall deutlich überschritten. Nach Dobor et al. (2019) haben realistische Aufarbeitungsraten (< 95 % der befallenen Bäume werden entdeckt und entfernt) jedoch keine signifikanten Auswirkungen auf die Borkenkäferdynamik und die Wirkung der geringeren Borkenkäferbeeinträchtigung bei intensiver Aufarbeitung wird teilweise durch eine erhöhte Windbeeinträchtigung ausgeglichen. Außerdem bleibt über einen bisher ungekannten Zeitraum die Prädisposition der Bäume bestehen, sodass auch kleine Ausgangspopulationsdichten starke Besiedlungen auslösen konnten.

■ Arealverschiebungen und Waldbrandgefahr

Aus den eingangs beschriebenen, klimabedingten Arealverschiebungen von Bäumen ergeben sich Gebiete, in denen die entsprechenden Baumarten künftig nicht mehr existieren können (Krisengebiete). Zudem entstehen Gebiete, in denen sich bestimmte Arten neu ansiedeln werden (Initialgebiete). In den Krisengebieten werden Bäume empfindlicher gegenüber biotischen Schadfaktoren und von diesen vermehrt heimgesucht. Außerdem werden sich Folgeorganismen, die bisher kaum in Erscheinung traten, stärker zu Erstbesiedlern entwickeln. In Initialgebieten, in denen sich die andernorts verdrängten Baumarten neu ansiedeln oder angebaut werden, bilden sich neue Lebensräume. Dorthin expandieren auch potenzielle Schadorganismen, deren Populationen nach einer Anfangsphase exponentiell wachsen und sich an den neuen Lebensraum anpassen. Markante Beispiele: Verschiedene Arten von Kurzschwanzmäusen besiedeln bereits intensiv Waldumbau- und Schadflächen, Eichenprozessionsspinner (*Thaumetopoea processionea*) und Schwammspinner (*Lymantria dispar*) erweitern ihre Areale infolge des Waldumbaus hin zu Eichenwäldern.

Die von Klimaszenarien skizzierten Änderungen, u. a. Wassermangel, erhöhen die Waldbrandgefahr (Badeck et al. 2004; Hänisch et al. 2006; SMUL 2008) in Form der potenziellen Zündfähigkeiten von Bodenvegetation und Streuauflage. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass die Waldbrandindizes das Waldbrandrisiko und nicht direkt die Brandentstehung oder Brandausbreitung beschreiben, da die Waldbrandursachen und die Waldstrukturen nicht in die Kalkulation einfließen. Waldbrände sind in Deutschland als Naturereignisse ausschließlich als Blitzeinschläge bei Gewitter möglich und sehr selten; sie werden fast immer von Menschen verursacht. Sie haben

auch keine natürlich ökosystemare Funktion in deutschen Wäldern (Müller 2019). Die sich verändernden Waldstrukturen (ältere Wälder, Waldumbau) bedingen, dass die besonders gefährlichen und schwer bekämpfbaren Vollfeuer – das sind Brände von der Humusaufschicht bis einschließlich der Baumkronen – immer unwahrscheinlicher werden. Zudem verfügt Deutschland heute über eine weltweit führenden Waldbrandüberwachung und eine wirksame Waldbrandbekämpfung. Daher sinken in Deutschland seit den 1970er-Jahren tendenziell sowohl die Anzahlen als auch die Flächen von Waldbränden (Müller 2019) (► Kap. 11). Außerdem sind Waldbrandvorbeugung, -überwachung und -bekämpfung sehr effektiv. Wird der aktuelle Schutz vor Waldbränden beibehalten und weiterentwickelt, lässt sich die Waldbrandgefahr trotz Klimawandels in Deutschland wahrscheinlich beherrschen. Aktuell anliegende Probleme gibt es auf Flächen mit Munitionsbelastungen, in sogenannten Wildnisgebieten, ungesicherten Bergbaufolgelandschaften und ausgewählten Gebirgsarealen, weil dort Waldbrände entweder wegen der Gefährdung der Einsatzkräfte oder der schlechten Zugänglichkeit nicht so schnell und wirksam bekämpft werden können wie in normalen Waldgebieten (Müller 2004, 2008, 2009, 2019, 2020a, b).

19.2.4 Temperatur und Niederschläge beeinflussen Produktivität

Die Hitzewelle im Sommer 2003 sowie in den Jahren 2018 und 2019 geben Hinweise auf die zukünftigen Auswirkungen des Klimawandels auf den Wald. Der Kronenzustand ist ein Indikator für die Vitalität eines Baumes und hat sich 2003 bei den meisten Baumarten deutlich verschlechtert – Trockenheit und Hitze mit den damit verbundenen Wassermangelerscheinungen sind dafür eine plausible Erklärung (ICP 2004; Senf et al. 2020). Neben dem Management (Köhl et al. 2010) beeinflusst auch die Änderung der Niederschläge und Temperatur entscheidend die Produktivität von Wäldern (Reyer et al. 2014; Gutsch et al. 2018). Bei zunehmenden Niederschlägen könnte in Deutschland bei drei von vier Hauptbaumarten die Produktivität um bis zu 7 % steigen. Wird es eher trockener, geht die Produktivität besonders an wasserarmen Standorten um 4 bis 16 % zurück (Lasch et al. 2005; Lindner et al. 2010). Der Sommer 2003 hat zudem gezeigt, dass Wälder bei Trockenheit und Wassermangel weniger Fotosynthese und mehr Atmung betreiben und zu CO₂-Quellen werden können (Dobbertin und de Vries 2008; ► Kap. 17). Damit wird in den Trockenperioden die Kohlenstoffleistung der Wälder vermindert.

19.2.5 Kohlenstoffhaushalt: von der Senke zur Quelle

Seit 1990 nimmt die Leistung des Waldes als Kohlenstoffsenke auf bewirtschafteten Flächen in Deutschland ab (Krug et al. 2009). Diese Entwicklung ist einerseits dem Altersklassenaufbau der Aufforstungen nach dem Zweiten Weltkrieg geschuldet – damals wurden durch Insektenbefall und die sog. „Reparationshiebe“ der Alliierten zerstörte Wälder wieder aufgeforstet. Andererseits resultiert die verringerte Senkenleistung aus der zyklischen Nutzung. Spätestens seit 2002 werden der Vorratsaufbau und vergangene Mindernutzungen verstärkt mobilisiert und führen zu einer stetigen Abnahme der Senkenleistung, da kurz- bis mittelfristig mehr Kohlenstoff durch Altbestands-ernte freigesetzt wird, als durch nachwachsende Jungbestände sequestriert werden kann.

Auf Basis der Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung (WEHAM) wurde unabhängig von den Auswirkungen des Klimawandels projiziert, dass Deutschlands Wald in den kommenden vier Jahrzehnten von einer CO₂-Senke zu einer CO₂-Quelle werden wird (Dunger et al. 2005; Dunger und Rock 2009; Polley und Kroiher 2006; Krug et al. 2010). Neben diesen waldbewirtschaftungsbezogenen Einflüssen auf den Kohlenstoffhaushalt der Wälder verstärken sich ebenso mit voranschreitender Erwärmung klimatisch bedingte Einflüsse. Im Rahmen umfangreicher Auswertungen aktueller Satellitendaten wurden aufgrund der außergewöhnlichen Trockenjahre 2018/2019 große Waldschäden festgestellt. Die Verluste waren in Mitteldeutschland am größten und erreichten in einigen Landkreisen bis zu zwei Drittel der Nadelwälder (Thonfeld et al. 2022).

19.3 Anpassung in der Forstwirtschaft

Die Anpassung der Bewirtschaftung an den Klimawandel zielt auf eine höhere Vitalität von Wäldern sowie eine höhere Resilienz – also die Fähigkeit, mit Veränderungen umzugehen. Anpassungen an Niederschlagsdefizite und höhere Temperaturen lassen sich mit Veränderungen in der Baumartenwahl (Lasch et al. 2005), der Bestandsstruktur etwa durch geringere Stammzahlen, aber auch durch neue Durchforstungsmethoden, Verjüngungskonzepte oder im Anbau trockenresistenter Herkünfte – also genetisch an die jeweiligen Standortverhältnisse besser angepasste Bäume der gleichen Art – realisieren (Reyer et al. 2009). Insgesamt sind die vorhandenen Anpassungskonzepte sowie deren politische Umsetzung im letzten Jahrzehnt in den meisten europäischen Ländern deutlich weiterentwickelt worden (Forest Europe 2020b).

In der Forstwirtschaft sind Entscheidungen langfristig. Zudem bestehen komplexe Wechselwirkungen zwischen dem regionalen Klimawandel und ökologischen, ökonomischen sowie sozialen Faktoren. Das alles erhöht das Produktionsrisiko im Wald (Taeger et al. 2013). Somit hängt viel von der Auswahl der richtigen Baumarten oder den richtigen Herkünften bereits angebaute Arten ab, die mit den erwarteten Umweltbedingungen besser zurechtkommen (Bolte et al. 2009). So wurde im Zuge großflächiger Aufforstungen nach den „Reparationshieben“ (► Abschn. 19.2.5) die trockenanfällige Gemeine Fichte in klimatisch nur bedingt geeigneten Gebieten angebaut, sodass es heute ein Ungleichgewicht zwischen Standort und Klimabedingungen gibt. Durch den Klimawandel wird sich dieses verstärken und auf weitere Gebiete ausbreiten (Ludemann 2010). Mit dem Anbau trockenstressresistenter Pflanzen lässt sich die Forstwirtschaft teilweise an den Klimawandel anpassen (Fyllas et al. 2009; Temperli et al. 2012). Es besteht jedoch auch das Risiko, dass Wälder, die sehr stark hinsichtlich eines bestimmten Produktionszieles optimiert sind, nicht mehr all ihre Funktionen erfüllen können, sowohl wegen der erwarteten Klimawirkungen auf den Wald als auch der sich verändernden Ansprüche der Gesellschaft an die Waldnutzung. In jedem Fall müssen jedoch Auswahl und Mischung der Baumarten regional betrachtet werden. Standortbedingungen, der projizierte regionale Klimawandel und die Reaktion der einzelnen Arten darauf müssen ebenso in die Entscheidungsfällung mit einbezogen werden (Temperli et al. 2012).

Die verschiedenen Optionen, Wälder unter sich verändernden Umweltbedingungen und gesellschaftlichen Ansprüchen sowie Anpassungs- und Klimaschutzgesichtspunkten zu bewirtschaften, sind mit einer Reihe von Konflikten und Synergien behaftet, die in die Abwägung von Managemententscheidungen mit einbezogen werden müssen. Köhl et al. (2010) zum Beispiel haben die Auswirkungen von unterschiedlichen Bewirtschaftungszielen unter verschiedenen Klimaszenarien untersucht. Sie kommen auf drei Waldbewirtschaftungstypen mit unterschiedlichen Zielen: Der „Gewinnmaximierende“ nutzt den Wald, sobald der Wertzuwachs unter 2 % sinkt. Der „Waldreinertragsmaximierende“ nutzt den Wald beim Maximum des mittleren jährlichen Ertrags. Und der „Zielstärkennutzende“ bewegt sich nah an naturnaher Waldwirtschaft und nutzt Bäume ab einem definierten Zieldurchmesser. Das Ergebnis: Je nach Bewirtschaftungstyp und Klimaszenario verändert sich von 2000 bis 2100 neben der Holzproduktion und der Baumartenzusammensetzung auch die Menge an Waldkohlenstoff (■ Abb. 19.3). Dabei beeinflusst unter den in der Studie vorausgesetzten Randbedingungen die Waldbewirtschaftung die künftige Bestandsentwicklung stärker als der Klimawandel. Ähnliches wurde für boreale Wäl-

der berichtet (Alam et al. 2008; Garcia-Gonzalo et al. 2007; Briceño-Elizondo et al. 2006).

Gutsch et al. (2018) untersuchten auf Basis von Simulationen von baumarten-, bundesland- und altersklassenspezifischen Reinbestände an den Traktecken der Bundeswaldinventur (Probeflächen) die Frage, wie sich der Klimawandel in Verbindung mit verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien auf die Bereitstellung wichtiger Ökosystemleistungen auswirkt. Auch diese Studie zeigt, dass in Deutschland die Bewirtschaftung einen vielfach größeren Effekt auf die Waldentwicklung ausübt als die Klimaszenarien. In ■ Abb. 19.3 werden auf Basis forstlicher Wuchsgebiete die Effekte zweier sich gegensätzlich gegenüberstehenden Bewirtschaftungsstrategien auf vier wichtige Ökosystemdienstleistungsgruppen (Lebensraum, Kohlenstoff, Holzernte und Wasserhaushalt) dargestellt, um regionale Unterschiede in der Effektivität von Bewirtschaftungsstrategien bei der Bereitstellung der Ökosystemleistungen aufzuzeigen. Die Analyse zeigt, dass es sinnvoll ist, verschiedene Bewirtschaftungsstrategien in Raum und Zeit miteinander gekoppelt und regional aufgelöst zu betrachten, je nach Waldstruktur und klimatischen Gegebenheiten, um vielfältige Waldleistungen möglichst effizient gesellschaftlich zu nutzen. In der Abbildung zeigt sich zum Beispiel, dass Teile des norddeutschen Tieflands ohne große negative Nebenwirkungen mit dem Fokus auf die Holzbereitstellung bewirtschaftet werden können und Wuchsgebiete im Zentrum Deutschlands besonders geeignet sind, Kohlenstoff zu speichern. Limitiert in ihrer Aussagekraft ist diese Studie allerdings durch den nicht berücksichtigten Einfluss biotischer und abiotischer Störungen.

Da Anpassungsplanungen im forstlichen Bereich langfristige Konsequenzen haben, ist eine fortlaufende, kritische Überprüfung der gewonnenen Erkenntnisse auf der Grundlage neuer Ergebnisse der Klimaforschung mit mehreren und neueren Modell- und Szenariensembles unabdingbar (Krug und Köhl 2010).

19.4 Kurz gesagt

Infolge des Klimawandels verschieben sich die Vegetationszonen, Verbreitungsgebiete der Baumarten und die Artenzusammensetzung der Wälder. Sowohl die höheren Temperaturen als auch die veränderte Verteilung der Niederschläge sowie zunehmende Extremereignisse werden sich auf die Waldökosysteme auswirken. Sturmschäden und Trockenstress werden insbesondere die Entwicklung von Holz und Rinden besiedelnden Insekten an allen Baumarten verstärken. Durch den zunehmenden Laubbaumanbau ist mit weiter zunehmenden Vorkommen laubfressender Insekten zu rechnen wobei standortferne Fichtenmono-

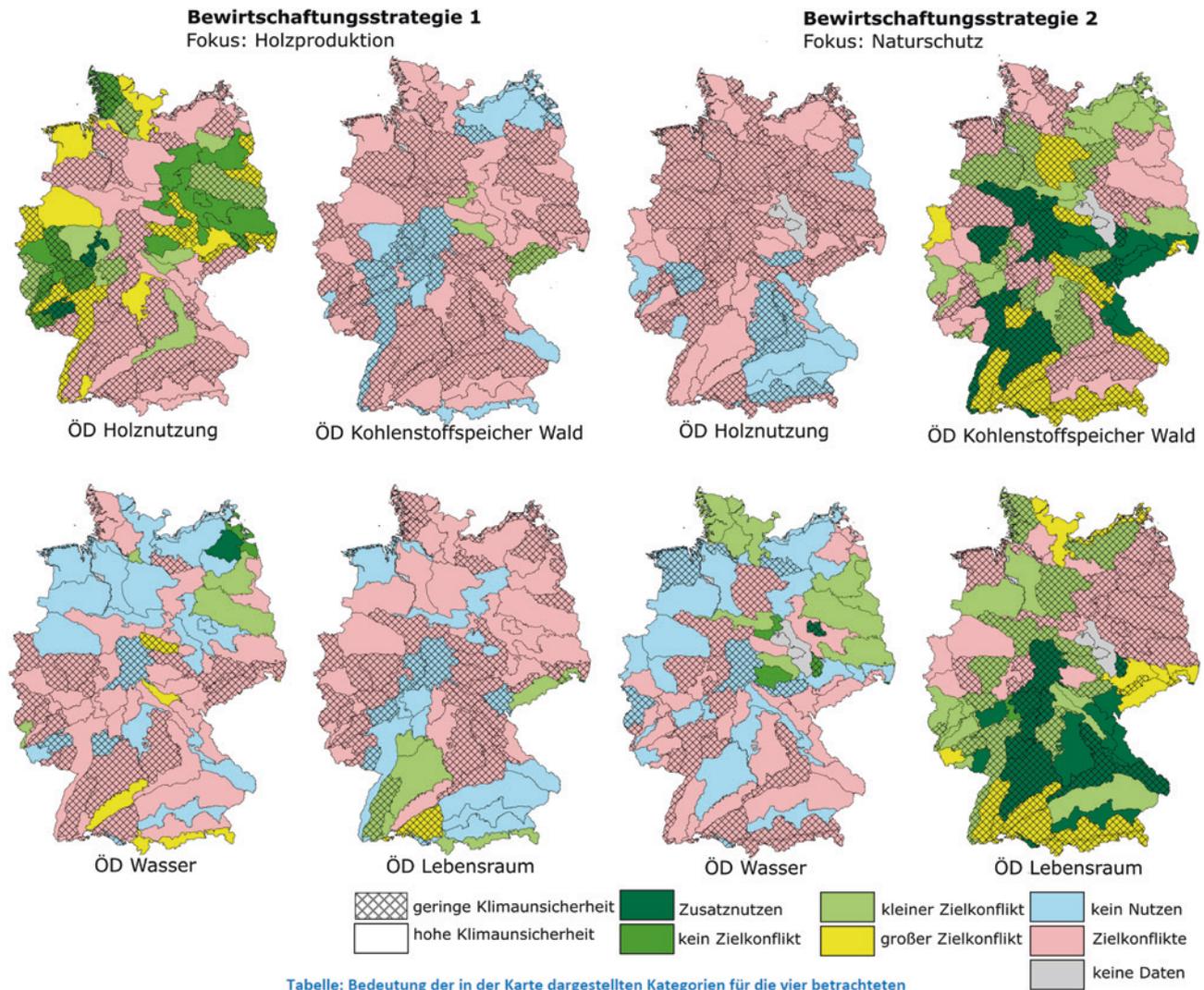


Tabelle: Bedeutung der in der Karte dargestellten Kategorien für die vier betrachteten Ökosystemdienstleistungen (ÖD). Entnommen aus Gutsch et al. 2018.

Kategorie	Bedingung 1 (Fokus ÖD)	Bedingung 2 (die drei anderen ÖD)
Zusatznutzen	starker positiver Effekt auf ÖD	positiver Effekt auf zweites ÖD und maximal nur geringe negative Effekte auf andere ÖD
kein Zielkonflikt	starker positiver Effekt auf ÖD	maximal nur geringe negative Effekte auf andere ÖD
großer Zielkonflikt	starker positiver Effekt auf ÖD	mindestens stark negativer Effekt auf eine andere ÖD
kleiner Zielkonflikt	geringer positiver Effekt auf ÖD	maximal nur geringe negative Effekte auf andere ÖD
kein Nutzen	geringer negativer Effekt auf ÖD	maximal nur geringe negative Effekte auf andere ÖD
Zielkonflikte	negative oder gering positive Effekte auf ÖD	mindestens stark negativer Effekt auf eine andere ÖD

■ **Abb. 19.3** Konflikte und Synergien zwischen den Ökosystemleistungen (ÖD) Holzproduktion (*timber*), Kohlenstoffspeicherung (*carbon*), Versickerung (*water*) und Habitatbereitstellung (*habitat*) als Indikator für Lebensraum für Arten und somit die Biodiversität für ein biomasse- (*biomass production strategy*) und ein naturschutzorientiertes (*nature conservation strategy*) Bewirtschaftungsszenario. Eine hohe Klimasicherheit (*high climate certainty*) ist gegeben, wenn ein Konflikt oder eine Synergie zwischen Ökosystemleistungen robust über 90 % aller Klimaszenarien gefunden wurde. (Gutsch et al. 2018, CC BY 3.0)

kulturen weiterhin massiv gefährdet sind. Waldbrände werden mit Ausnahme einiger für die Einsatzkräfte derzeit unzugänglicher Gebiete unter Beibehaltung und Weiterentwicklung des hohen Niveaus des Waldbrand-schutzes und wegen der waldstrukturell bedingt sin-

kenden Empfänglichkeit für Zündungen und Brand-ausbreitungen in Deutschland aller Voraussicht nach beherrschbar bleiben. In Mitteleuropa wird der Eichen-wald zunehmen, beginnend in den Tieflagen. Der Buchenwald wandert von den Tieflagen in die Mittel-

gebirge. Dort werden sich die Kiefern- und Fichtenwälder allmählich zurückziehen. Es gilt, sich den dadurch stark zunehmenden potenziellen Schadfaktoren in Eichen- und Buchenwäldern rechtzeitig zuzuwenden, Systeme des Monitorings und der Regulation zu entwickeln und anwendungsbereit zu halten.

Bei Anpassungsstrategien spielen somit die Waldbewirtschaftung sowie die standort- und klimaangepasste Auswahl der Baumarten eine große Rolle. Geeignete Strategien berücksichtigen auch die Produktion des Rohstoffs und Energieträgers Holz. So lässt sich die Funktion von Wäldern als Zwischenspeicher im globalen Kohlenstoffkreislauf sichern und fördern. Holzprodukte können zudem energieintensive Materialien und fossile Energieträger ersetzen und zu einer Reduktion der Treibhausgasemissionen beitragen, solange fossile Energieträger weiterhin einen Teil des Energiemix ausmachen und Verlagerungseffekte nicht zu höheren Emissionen in anderen Teilen der Welt führen.

Literatur

- Alam A, Kilpeläinen A, Kellomäki S (2008) Impacts of thinning on growth, timber production and carbon stocks in Finland under changing climate. *Scand J Forest Res* 23:501–512
- de Avila AL, Albrecht A (2018) Alternative Baumarten im Klimawandel: Artensteckbriefe – eine Stoffsammlung. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Freiburg
- Badeck FW, Lasch P, Hauf Y, Rock J, Suckow F, Thonicke K (2004) Steigendes klimatisches Waldbrandrisiko. *AFZ-Der Wald* 59:90–93
- Bauhus J, Forrester DI, Gardiner B, Jactel H, Vallejo R, Pretzsch H (2017) Ecological stability of mixed-species forests. In: Pretzsch H, Forrester D, Bauhus J (Hrsg) *Mixed-species forests*. Springer, Berlin. ► https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9_7
- Bergman R, Puettmann M, Taylor A, Skog KE (2014) The carbon impacts of wood products. *For Prod J* 64:220–231
- Bissolli P, Müller-Westermeier G, Dittmann E, Remisová V, Braslavská O, Stastný P (2005) 50-year time series of phenological phases in Germany and Slovakia: a statistical comparison. *Meteorol Z* 14(2):173–182
- Block J, Gauer J (2012) Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz: Ergebnisse der zweiten landesweiten Bodenzustandserhebung BZE II. *Mitteilungen der Forschungsanstalt Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* 70:228
- BMEL (2014) *Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur*. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Berlin
- Böckmann T, Hansen J, Hauskeller-Bullerjahn K et al (2017) Klimaangepasste Baumartenwahl in den Niedersächsischen Landesforsten. Aus dem Walde – Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen, Bd 61. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen
- Bolte A, Ammer C, Löff M, Madsen P, Nabuurs G-J, Schall P, Spatthelf P, Rock J (2009) Adaptive forest management in central Europe: climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scand J Forest Res* 24:473–482
- Briceño-Elizondo E, Garcia-Gonzalo J, Peltola H, Kellomäki S (2006) Carbon stocks and timber yield in two boreal forest ecosystems under current and changing climatic conditions subjected to varying management regimes. *Environ Sci Policy* 9(3):237–252
- Buermann W, Forkel M, O’Sullivan M et al (2018) Widespread seasonal compensation effects of spring warming on northern plant productivity. *Nature* 562:110–114. ► <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0555-7>
- Buras A, Menzel A (2019) Projecting tree species composition changes of European forests for 2061–2090 Under RCP4.5 and RCP 8.5 Scenarios. *Front. Plant Sci* 9:1986. ► <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01986>
- Chmielewski FM, Rötzer T (2001) Response of tree phenology to climate change across Europe. *Agric For Meteorol* 108:101–112
- Churkina G, Organschi A, Reyer CPO, Ruff A, Vinke K, Liu Z, Reck BK, Graedel TE, Schellnhuber HJ (2020) Buildings as a global carbon sink. *Nat Sustain* 3:269–276
- DESTATIS (2020) Auswirkungen extremer Wind- und Wetterlagen auf den Wald. ► https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2020/02/PD20_N006_413.html
- Dobbertin M, de Vries W (2008) Interactions between climate change and forest ecosystems. In: Fischer R (Hrsg) *Forest ecosystems in a changing environment: identifying future monitoring and research needs Report and Recommendations – COST Strategic Workshop*, 11–13 March 2008. Stueber Grafik, Göttingen, S 8–12
- Dobor L, Hlásny T, Rammer W, Zimová S, Barka I, Seidl R (2019) Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks? *J Appl Ecol* 57:67–76
- Docherty M, Salt DT, Holopainen JK (1997) The impacts of climate change and pollution on forest pests. In: Watt AD, Stork NE, Hunter MD (Hrsg) *Forests and Insects*. Chapman & Hall, London
- Dunger K, Rock J (2009) Projektionen zum potentiellen Rohholzaufkommen. *AFZ-Der Wald* 64(20):1079–1081
- Dunger K, Bösch B, Polley H (2005) Das potentielle Rohholzaufkommen 2002 bis 2022 in Deutschland. *AFZ* 60(3):114–116
- DVFFA (2019) Anpassung der Wälder an den Klimawandel. Positionspapier des Deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten (DVFFA). ► http://www.dvffa.de/system/files/files_site/Waldanpassung_Positionspapier%20des%20DVFFA_09_2019.pdf. Zugegriffen: 14. Dez. 2020
- Ellenberg H, Leuschner C (2010) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. vollständig neubearbeitete Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart, S 1334
- Erb K-H, Kastner T, Plutzar C, Bais ALS, Carvalhais N, Fetzel T, Gingrich S, Haberl H, Lauk C, Niedertscheider M, Pongratz J, Thurner M, Luysaert S (2018) Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. *Nature* 553:73–76
- Escherich K (1931) *Die Forstinsekten Mitteleuropas*. Raul Parey, Berlin
- Falk W, Mellert KH (2011) Species distribution models as a tool for forest management planning under climate change: risk evaluation of *Abies alba* in Bavaria. *J Veg Sci* 22(4):621–634
- FAO (2020) *Global Forest Resources Assessment 2020: Main Report*. FAO Forestry Paper, Rome
- Forest Europe (2020a) *State of Europe’s Forests*. UN-ECE, UN-FAO, Liaison Unit Oslo. Bratislava, S 394
- Forest Europe (2020b) *Adaptation to climate change in sustainable forest management in Europe*, Liaison Unit Bratislava, Zvolen
- Forster M, Falk W, Reger B (2019) *Praxishilfe Klima – Boden – Baumartenwahl*. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF)
- Fyllas N, Troumbis A (2009) Simulating vegetation shifts in north-eastern Mediterranean mountain forests under climatic change scenarios. *Glob Ecol Biogeogr* 18(1):64–77
- Garcia-Gonzalo J, Peltola H, Briceño-Elizondo E, Kellomäki S (2007) Effects of climate change and management on timber

- yield in boreal forests, with economic implications: a case study. *Clim Chang* 81:431–454
- Gößwein S, Lemme H, Petercord R (2017) Prachtkäfer profitieren vom Trockensommer 2015. *LWF aktuell* 112:14–17
- Gutsch M, Lasch-Born P, Kollas C, Suckow F, Reyer CPO (2018) Balancing trade-offs between ecosystem services in Germany's forests under climate change. *Environ Res Lett* 13(4):045012. ► <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aab4e5>
- Hanewinkel M, Hummel S, Cullmann DA (2010) Modelling and economic evaluation of forest biome shifts under climate change in Southwest Germany. *For Ecol Manage* 259(4):710–719
- Hanewinkel M, Cullmann DA, Schelhaas MJ, Nabuurs GJ, Zimmermann NE (2012) Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nat Clim Chang* 3(3):203–207
- Hänisch T, Kehr R, Schubert O (2006) Schwarzkiefer auf Muschelkalk trotz Sphaeropsis-Befall? *AFZ-Der Wald* 61:227–230
- Harris NL, Gibbs DA, Baccini A et al (2021) Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. *Nat Clim Chang* 11:234–240. ► <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00976-6>
- Henschel A (2008) Habitatmodellierung der drei Baumarten Waldkiefer, Traubeneiche und Stieleiche. Geographisches Institut, Berlin, Humboldt-Universität. Diplom, S 119
- Heydeck P (2007) Pilzliche und pilzähnliche Organismen als Krankheitserreger an Kiefern. In: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (Hrsg) *Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung*. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd XXXII. Verlagsgesellschaft, Potsdam
- ICP (2004) The condition of forests in Europe: 2004 Executive Report, Geneva
- Immler T, Blaschke M (2007) Forstschädlinge profitieren vom Klimawandel. *LWF aktuell* 14(5):24–26
- IPCC (2021) Summary for policymakers. In: *Climate change 2021: The physical science basis. Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change* [Masson-Delmotte V, Zhai P, Pirani A, Connors SL, Péan C, Berger S, Caud N, Chen Y, Goldfarb L, Gomis MI, Huang M, Leitzell K, Lonnoy E, Matthews JBR, Maycock TK, Waterfield T, Yelekçi O, Yu R, Zhou B (Hrsg)]. ► <https://www.ipcc.ch/report/sr15/summary-for-policymakers/>
- Jakoby O, Lischke H, Wermelinger B (2019) Climate change alters elevational phenology patterns of the European spruce bark beetle (*Ips typographus*). *Glob Change Biol* 25:4048–4063. ► <https://doi.org/10.1111/gcb.14766>
- Kätzel R (2008) Klimawandel. Zur genetischen und physiologischen Anpassungsfähigkeit der Baumarten. *Arch Forstwes Landwirtschftsökol* 42:9–15
- Knauf M, Köhl M, Mues V, Olschofsky K, Frühwald A (2015) Modeling the CO₂ – effects of forest management and wood usage on a regional basis. *Carbon Bal Manage* 10:13
- Köhl M, Hildebrandt R, Olschofsky K, Köhler R, Rötzer T, Mette T, Pretzsch H, Köthke M, Dieter M, Mengistu A, Makeschin F, Kenter B (2010) Combating the effects of climatic change on forests by mitigation strategies. *Carbon Bal Manage* 5(8)
- Kölling C, Zimmermann L, Walentowski H (2007) Klimawandel: Was geschieht mit Buche und Fichte? *AFZ-Der Wald* 11:584–588
- Krug J, Köhl M (2010) Bedeutung der deutschen Forstwirtschaft in der Klimapolitik. *AFZ-Der Wald* 65(17):30–33
- Krug J, Koehl M, Riedel T, Bormann K, Rueter S, Elsasser P (2009) Options for accounting carbon sequestration in German forests. *Carbon Bal Manage* 4:5
- Krug J, Kriebitzsch W-U, Riedel T, Olschofsky K, Bolte A, Polley H, Stümer W, Rock J, Öhmichen K, Kroiber F, Wellbrock N (2010) Potenziale zur Vermeidung von Emissionen sowie der zusätzlichen Sequestrierung im Wald und daraus resultierenden Fördermaßnahmen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Thünen-Institut, Hamburg
- Kurz WA, Dymond CC, Stinson G, Rampley GJ, Neilson ET, Carroll AL, Ebata T, Safranyik L (2008) Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature* 452:987–990
- Lal R (2005) Forest soils and carbon sequestration. *For Ecol Manage* 220:242–258
- Lasch P, Badeck F, Suckow F, Lindner M, Mohr P (2005) Model-based analysis of management alternatives at stand and regional level in Brandenburg (Germany). *For Ecol Manage* 207(1–2):59–74
- Lindner M, Maroschek M, Netherer S, Kremer A, Barbati A, Garcia-Gonzalo J, Seidl R, Delzon S, Corona P, Kolstrom M, Lexer MJ, Marchetti M (2010) Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *For Ecol Manage* 259(4):698–709
- Ludemann T (2010) Past fuel wood exploitation and natural forest vegetation in the Black Forest, the Vosges and neighbouring regions in western Central Europe. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol* 291:154–165
- Luyssaert S, Schulze E-D, Börner A, Knohl A, Hessenmöller D, Law BE, Ciais P, Grace J (2008) Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455:213–215
- Madrigal-Gonzalez J, Calatayud J, Ballesteros-Canovas JA et al (2020) Climate reverses directionality in the richness-abundance relationship across the World's main forest biomes. *Nat Commun* 11(1):5635. ► <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19460-y>
- Majunke C, Möller K, Funke M (2000) Zur Massenvermehrung der Forleule (*Panolis flammea* Schiff., Lepidoptera, Noctuidae) in Brandenburg. *Forstwirtsch Landsch ökol* 34:127–132
- Majunke C, Matz S, Müller M (2008) Sturmschäden in Deutschlands Wäldern von 1920 bis 2007. *AFZ-Der Wald* 63:380–381
- Maringer J, Stelzer A-S, Paul C, Albrecht AT (2020) Ninety-five years of observed disturbance-based tree mortality modeled with climate-sensitive accelerated failure time models. *Eur J Forest Res*. ► <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01328-x>
- Meier ES, Lischke H, Schmatz DR, Zimmermann NE (2012) Climate, competition and connectivity affect future migration and ranges of European trees. *Glob Ecol Biogeogr* 21(2):164–178
- Mellert KH, Ewald J, Hornstein D, Dorado-Liñán I, Jantsch M, Taege S, Zang C, Menzel A, Kölling C. (2015). Climatic marginality: a new metric for the susceptibility of tree species to warming exemplified by *Fagus sylvatica* (L.) and Ellenberg's quotient. *Eur J For Res* 135(1):137–152. ► <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0924-9>
- Menzel A, Fabian P (1999) Growing season extended in Europe. *Nature* 452:987–990 (397:6721)
- Menzel A, Sparks TH, Estrella N, Roy DB (2006) Altered geographical and temporal variability in response to climate change. *Glob Ecol Biogeogr* 15:498–504
- Mitchell SR, Harmon ME, O'Connell KEB (2012) Carbon debt and carbon sequestration parity in forest bioenergy production. *GCB Bioenergy* 4:818–827
- Möller K (2009) Aktuelle Waldschutzprobleme und Risikomanagement in Brandenburgs Wäldern. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 42:63–72
- Müller M (2004) Klimawandel – Auswirkungen auf abiotische Schadeinflüsse und auf Waldbrände sowie mögliche forstliche Anpassungsstrategien. In: Brandenburgischer Forstverein e. V. (Hrsg) *Klimawandel – Wie soll der Wald der Zukunft aussehen?* Brandenburgischer Forstverein, Eberswalde, S 45–55
- Müller M (2008) Grundsätzliche Überlegungen zu den Auswirkungen eines Klimawandels auf potenzielle Schadfaktoren in mitteleuropäischen Wäldern. In: Forstverein Mecklenburg-Vorpommern e. V. (Hrsg) *Tagungsberichte, Güstrow*, S 152–161

- Müller M (2009) Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Schadfaktoren in den deutschen Wäldern. *Wiss Zeitschr TU Dresden* 58(3–4):69–75
- Müller M (2019) Waldbrände in Deutschland, Teil 1. *AFZ-DerWald* 74(18):27–31
- Müller M (2020a) Waldbrände in Deutschland, Teil 2. *AFZ-DerWald* 75(01):29–33
- Müller M (2020b) Waldbrände in Deutschland, Teil 3. *AFZ-DerWald* 75(23):42–46
- Oehmichen K, Demant B, Dunger K, Grüneberg E, Hennig P, Kroihner F, Neubauer M, Polley H, Riedel T, Rock J, Schwitzgebel F, Stümer W, Wellbrock N, Ziche D, Bolte A (2011) Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald. *Landbauforschung vTI agriculture and forestry research. Sonderheft, Bd 343*. Thünen-Institut, Braunschweig
- Pan Y, Birdsey RA, Fang J et al (2011) A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333:988–993
- Pearson TRH, Brown S, Murray L et al (2017) Greenhouse gas emissions from tropical forest degradation: an underestimated source. *Carbon Bal Manage* 12:3
- Perny B, Gruber F, Pfister A (2004) Merkblatt Großer Brauner Rüsselkäfer. Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Wien, Folder. ► <http://bfw.ac.at/400/2320.pdf>
- Petercord R, Leonhard S, Muck M, Lemme H, Lobinger G, Immler T, Konnert M (2009) Klimaänderung und Forstschädlinge. *LWF aktuell* 72:4–7
- Polley H, Kroihner F (2006) Struktur und regionale Verteilung des Holzvorrates und des potenziellen Rohholzaufkommens in Deutschland im Rahmen der Clusterstudie Forst- und Holzwirtschaft. *Inst Waldökol Waldinvent. BFH, Eberswalde*, S 128
- Pretzsch H, del Río M, Ammer C et al (2015) Growth and yield of mixed versus pure stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) analysed along a productivity gradient through Europe. *Eur J For Res* 134(5):927–947. ► <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0900-4>
- Reyer CPO, Guericke M, Ibisch PL (2009) Climate change mitigation via afforestation, reforestation and deforestation avoidance – and what about adaptation to environmental change? *New For* 38:15–34
- Reyer CPO, Lasch-Born P, Suckow F, Gutsch M, Murawski A, Pilz T (2014) Projections of regional changes in forest net primary productivity for different tree species in Europe driven by climate change and carbon dioxide. *Ann For Sci* 71:211–225. ► <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0306-8>
- Reyer CPO, Bathgate S, Blennow K et al (2017) Are forest disturbances amplifying or canceling out climate change-induced productivity changes in European forests? *Environ Res Lett* 12(3):34027. ► <http://stacks.iop.org/1748-9326/12/i=3/a=034027>
- Richardson DA, Black TA, Ciais P et al (2010) Influence of spring and autumn phenological transitions on forest ecosystem productivity. *Phil Trans R Soc* 365:3227–3246
- Riedel T, Stümer W, Henning P, Dunger K, Bolte A (2019) Wälder in Deutschland sind eine wichtige Kohlenstoffsene. *AFZ-DerWald* 14:14–18
- Riek W, Russ A (2014) Regionalisierung des Bodenwasserhaushaltes für Klimaszenarien als Grundlage für die forstliche Planung. In *Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum 9. Winterkolloquium. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landekompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg) Eberswalde* 55, 20–30. ► <http://forst.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.4595.de/efs55.pdf>. Zugriffen: 4. Mai 2016
- Rigling A, Bigler C, Eilmann B, Feldmeyer-Christe E, Gimmi U, Ginzler C, Graf U, Mayer P, Vacchiano G, Weber P, Wohlgemuth T, Zweifel R, Dobbertin M (2013) Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. *Global Change Biol* 19:229–240. ► <https://doi.org/10.1111/gcb.12038>
- Ritchie H, Roser M (2020) CO₂ and greenhouse gas emissions. Published online at OurWorldInData.org. ► <https://ourworldindata.org/co2-and-other-greenhouse-gas-emissions>
- Russ A, Riek W (2011) Pedotransferfunktionen zur Ableitung der nutzbaren Feldkapazität – Validierung für Waldböden des nordostdeutschen Tieflands. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 11:5–17
- Schäfer M (2003) Wörterbuch der Ökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- Schmidt-Vogt H (1989) Krankheiten, Schäden, Fichtensterben. *Die Fichte, Bd 2. (Teil 2)*
- Schmitz F (2019) Herausragendes aus der Kohlenstoffinventur 2017. *AFZ-DerWald* 14:34–36
- Schopf A (1989) Die Wirkung der Photoperiode auf die Induktion der Imaginaldiapause von *Ips typographus* (L) (Col, Scolytidae). *J Appl Entomol* 107:275–288
- Schreck M, Lackner C, Walli AM (2016) Österreichs Wald. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien 85:28
- Schuldt B, Buras A, Arend M et al (2020) A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic Appl Ecol* 45:86–103
- Seidl R, Schelhaas MJ, Lexer MJ (2011) Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Glob Chang Biol* 17(9):2842–2852. ► <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02452.x>
- Seidl R, Schelhaas M-J, Rammer W, Verkerk PJ (2014) Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nat Clim Chang* 4:806–810
- Seidl R, Thom D, Kautz M et al (2017) Forest disturbances under climate change. *Nature Clim Change* 7:395–402. ► <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
- Senf C, Pflugmacher D, Zhiqiang Y, Sebald J, Knorn J, Neumann M, Hoster P, Seidl R (2018) Canopy mortality has doubled in Europe's temperate forests over the last three decades. *Nat Commun* 9:4978. ► <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07539-6>
- Senf C, Buras A, Zang CS, Rammig A, Seidl R (2020) Excess forest mortality is consistently linked to drought across Europe. *Nat Commun* 11:6200. ► <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19924-1>
- SMUL – Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2008) Sachsen im Klimawandel. Thieme und Co KG, Meißen
- Sommerfeld A, Senf C, Buma B et al (2018) Patterns and drivers of recent disturbances across the temperate forest biome. *Nat Commun* 9:4355. ► <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06788-9>
- Sterba H, Dirnberger G, Ritter T (2018) The contribution of forest structure to complementarity in mixed stands of Norway Spruce (*Picea abies* L. Karst) and European Larch (*Larix decidua* Mill.). *Forests* 9(7):410. ► <https://doi.org/10.3390/f9070410>
- Taeger S, Zang C, Liesebach M, Schneck V, Menzel A (2013) Impact of climate and drought events on the growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) provenances. *For Ecol Manage* 307:30–42
- Temperli C, Bugmann H, Elkin C (2012) Adaptive management for competing forest goods and services under climate change. *Ecol Appl* 22:2065–2077
- Thonfeld F, Gessner U, Holzwarth S, Kriese J, da Ponte E, Huth J, Kuenzer C (2022) A first assessment of canopy cover loss in Germany's Forests after the 2018–2020 Drought Years. *Remote Sens* 14:562
- UBA (2011) Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar. *Clim Change* 11:1990–2009

- Veteli TO, Kuokkanen K, Julkunen-Tiitto R, Roininen H, Tahvanainen J (2002) Effects of elevated CO₂ and temperature on plant growth and herbivore defensive chemistry. *Glob Chang Biol* 8:1240–1252
- Vitasse Y, Bottero A, Cailleret M, Bigler C, Fonti P, Gessler A, Lévesque M, Rohner B, Weber P, Rigling A, Wohlgemuth T (2019) Contrasting resistance and resilience to extreme drought and late spring frost in five major European tree species. *Glob Change Biol* 25:3781–3792
- Whittaker JB (1999) Impacts and responses at population level of herbivorous insects to elevated CO₂. *Eur J Entomol* 96:149–156
- Wang S, Zhang Y, Ju W et al (2020) Recent global decline of CO₂ fertilization effects on vegetation photosynthesis. *Science* 370(6522):1295. ► <https://doi.org/10.1126/science.abb7772>
- World Weather Attribution initiative (2019) Human contribution to the record-breaking July 2019 heatwave in Western Europe. ► <https://www.worldweatherattribution.org/human-contribution-to-the-record-breaking-july-2019-heat-wave-in-western-europe/>. Zugegriffen: 13. Juni 2022
- Zani D, Crowther TW, Mo L, Renner SS, Zohner CM (2020) Increased growing-season productivity drives earlier autumn leaf senescence in temperate trees. *Science* 370:1066–1071

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (► <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.

