8 Folgen des Klimawandels für die Biodiversität in Wald und Forst

Th. Hickler, A. Bolte, B. Hartard, C. Beierkuhnlein, M. Blaschke, Th. Blick, W. Brüggemann, W. H. O. Dorow, M.-A. Fritze, Th. Gregor, P. Ibisch, Ch. Kölling, I. Kühn, M. Musche, S. Pompe, R. Petercord, O. Schweiger, W. Seidling, S. Trautmann, Th. Waldenspuhl, H. Walentowski, N. Wellbrock

8.1 Einführung

Deutschland ist ein Waldland. Außerhalb der Alpen stellen Wälder fast überall die potenzielle natürliche Vegetation (pnV) dar (Ellenberg & Leuschner 2010, Bohn et al. 2003). Nicht-Waldökosysteme sind natürlicherweise entweder auf azonale (nicht vom Großklima bestimmte) Sonderstandorte beschränkt (z. B. Hochmoore, Flussauen, Küstenmarschen, Felsen und Blockhalden) oder sie sind die Folge menschlicher Landnutzung. Nutzungsbedingt bedecken Wälder heute ca. 30 % der Gesamtfläche der Bundesrepublik, dies sind mehr als 11 Mio. Hektar Fläche (Schmitz et al. 2005). Es gibt allerdings auch Regionen, in denen der Mensch das Wachstum von Wäldern erst möglich gemacht hat, vor allem durch das Trockenlegen von Mooren in Norddeutschland und im Alpenvorland (Ellenberg & Leuschner 2010).

Wälder stellen komplexe terrestrische Ökosysteme dar. In keinem anderen terrestrischen Ökosystemtyp gibt es eine vergleichbare mikroklimatische Selbstregulation. Die intensiven biotischen Interaktionen erklären auch die Bereitstellung vielfältiger biotisch vermittelter ökologischer Nischen. Global gesehen entfällt deshalb ein großer Teil der biologischen Vielfalt auf Wälder. Selbst in den vergleichsweise strukturarmen Waldökosystemen unserer Breiten, in denen wenige Baumarten dominieren, werden hohe Artenzahlen erreicht (z. B. 938 Käferarten in einem Buchenwald mit Ahorn-Linden-Schluchtwald-Anteil im Vogelsberg (Flechtner 2000), bzw. 930 Käferarten in Eichenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes (MIL und MLUV 2010)). Wie die umfangreichen Untersuchungen in hessischen Naturwaldreservaten zeigen (s. z. B. Dorow & Blick 2010), kann sogar in durchschnittlichen Buchenwäldern, die generell als arm an Spezialisten gelten (Walentowski et al. 2010), mit erheblich mehr Arten (rund 5000 Arten auf Flächen von unter 100 ha) gerechnet werden, als man bisher annahm (1500 – 1800 Arten, Weidemann & Schauermann 1986). Bei entsprechendem Strukturreichtum können solche Wälder eine erhebliche Vielfalt beherbergen (deutlich über 6000 Arten, Dorow & Blick 2010, Meyer et al. 2011).

Unsere mitteleuropäischen Wälder befinden sich im ständigen Wandel. Ihre heutigen Eigenschaften können nur vor ihrer historischen Entwicklung verstanden werden. Bezüglich der natürlichen Artenausstattung sind Zeitskalen von mehreren hunderttausend Jahren zu beachten. Im Pleistozän war der überwiegende Teil des heutigen Deutschlands, während der vorherrschenden Eiszeiten (Glaziale), von periglazialer Steppen-Tundren-Vegetation bedeckt (Lang 1994). Die lange andauernden Glazialperioden wurden immer wieder von relativ kurzen Warmzeiten (Interglaziale) unterbrochen. Wir befinden uns derzeit in einer solchen Warmzeit. Die Spuren der letzten Eiszeit sind aber allgegenwärtig. Mit jeder warmen Interglazialperiode kamen weniger Baumarten aus ihren südlichen Rückzugsräumen nach Mitteleuropa zurück, so dass dessen Baumartenflora mit jeder Eiszeit an Vielfalt verlor (Beierkuhnlein 2007). Es ist darüber hinaus anzunehmen, dass viele Baumarten auch nach 11 000 Jahren mit mildem und warmem Klima noch nicht ihr klimatisch mögliches Ausbreitungsgebiet ausgeschöpft haben (Svenning & Skov 2004).

Seit der Ausbreitung des Ackerbaus in Deutschland vor ca. 7000 Jahren beeinflusst der Mensch zunehmend die Wälder (Roberts 1998, Küster 2010). Schon in der Steinzeit wurden lokal erhebliche Flächen entwaldet, weil die aus heutiger Sicht extrem ineffiziente damalige Landwirtschaft einen hohen

Abb. 8.1: Der Frankfurter Stadtwald bei Schwanheim gegen Ende des 19. Jahrhunderts. In vielen Gegenden Deutschlands wurden Wälder vor der industriellen Revolution viel stärker genutzt als heute. Die Wälder waren offen, nährstoffarm und artenreich. *Fritz Wucherer: Bei den Schwanheimer Eichen 1988, Museumsgesellschaft Kronberg 1986.*

Flächenbedarf verursachte (Küster 2010). In der Bronzezeit stieg der Bedarf nach Holz zusätzlich durch die Erzgewinnung und Verhüttung und seit Beginn der Eisenzeit 800 v. Chr. durch weitere Industrien, z. B. die Salzproduktion (Backhaus et al. 2000, Küster 2010). Die Herstellung von 1 kg Glas in Glashütten im Taunus zum Beispiel erforderte im 17. Jahrhundert ungefähr 1 m^3 Holz (Weisbecker 1988). Waldweide und die Nutzung von Laub- und Nadelstreu als Strohersatz im Stall und für die Bodenverbesserung auf Äckern entzogen den Wäldern zusätzlich Nährstoffe. Die starke Nutzung der Wälder vor der industriellen Revolution führte schließlich dazu, dass unsere Wälder zu Beginn des 19. Jahrhunderts einen historischen Tiefstand bezüglich ihrer flächigen Erstreckung aber auch bezüglich ihrer qualitativen Eigenschaften erreichten. Geschlossene Wälder waren kaum mehr vorhanden. Die Hessische Landesforstverwaltung schätzt, dass die Wälder in vielen hessischen Mittelgebirgen heute zehnmal mehr Biomasse enthalten als zu Beginn des 19. Jahrhunderts (Backhaus et al. 2000, s. auch **Abb. 8.1**). Wahrscheinlich war der überwiegende Teil Deutschlands seit dem 14. Jahrhundert entwaldet (Bork et al. 1998, Kaplan et al. 2009) und besaß auf weiten Flächen einen parkähnlichen Charakter (Ellenberg & Leuschner 2010). In dieser vom Menschen geprägten Kulturlandschaft mit ihrer differenzierten Flächennutzung (Streu und Harznutzung, Plaggenwirtschaft, Brandwirtschaft, vielfältige Formen der Nieder- und Mittelwaldnutzungen, Hutewälder u. a.) hat eine Ausweitung des vorhandenen Spektrums der Standorte und Ökosystemtypen stattgefunden. Einige dieser historischen Waldnutzungsformen sind gelegentlich noch anzutreffen, zum Beispiel im Alpenvorland oder im fränkischen Grabfeld, und haben erhebliche Bedeutung für den Artenschutz. Waldökosysteme mit für Hochwald typischen Ökosystemeigenschaften waren bis zum Beginn des 19. Jahrhunderts in dicht besiedelten Gegenden selten. Auch die natürlichen Wälder vor dem Eingriff des Menschen waren aufgrund vielfäl-

Abb. 8.2: Dürreschäden an Eichen und Buchen am Rand des Fichtelgebirges bei Bad Berneck im August 2003. Foto Jurasinski/Beierkuhnlein.

tiger Störungen, wie z. B. Brände und Überschwemmungen, unter Umständen offener als viele unserer Nutzwälder heute (Bradshaw et al. 2003).

Eine ungefähre Vorstellung der jüngeren Veränderung der Biotopvielfalt im Wald lässt sich auch aus einem Zahlenvergleich der Betriebsarten ableiten. So bestand der Wald 1883 (einem Zeitpunkt also, als bereits massiv mit der Überführung von Nieder- und Mittelwäldern in Hochwälder begonnen worden war) in Deutschland (alte Bundesländer) aus 82 % Hochwald, 7,8 % Mittelwald und 10,2 % Niederwald (Mantel 1990). Nach den Ergebnissen der ersten Bundeswaldinventur 1987 bestand der Wald in diesen Landesteilen aus 98,4 % Hochwald, 0,5 % Mittelwald und 1,1 % Niederwald (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1990). Schmidt (1989) belegt in seiner Arbeit im Schwarzwald für das Jahr 1780 ein Verhältnis von Wald zu Reut- und Weidfeldern (durch Rodung für Ackerbau und Weide nutzbar gemacht) von 52 % zu 48 %; bereits 1925 waren diese Reut- und Weidfelder bis auf einen vernachlässigbaren Rest verschwunden. Diese historische Betrachtung macht deutlich, dass sich auch die Biodiversität des Waldes in den vergangenen Jahrhunderten massiv verändert hat.

In Zukunft könnte auch der Klimawandel unsere Wälder und deren Biodiversität stark verändern. Auswirkungen klimatischer Extreme auf Bestandesebene waren im vergangenen Jahrzehnt mehrfach großflächig in Mitteleuropa zu beobachten. Im Jahr 2003 war es eine in dieser Weise ungekannte Dürre- und Hitzeperiode, welche nicht nur einzelne Arten betraf, sondern Waldbestände flächig zu verfrühtem Blattwurf, verbunden mit Wachstumseinbußen führte (Spiecker et al. 2005, Fischer et al. 2009, **Abb. 2**).

Klimatische Wetterextreme und ihre Folgen werden wahrscheinlich zu weiteren wirtschaftlichen Einbußen führen bzw. die Bestandsstruktur maßgeblich ändern (**Kap. 2.1** und z. B. Christensen & Christensen 2004, Schäret al. 2004, Peñuelas et al. 2007). Wälder und Gebüschgesellschaften gehören in Deutschland zu den Pflanzengemeinschaften, die einen großen Anteil von durch den Klimawandel betroffenen Pflanzenarten aufweisen (Pompe et al. 2010). Es stellt sich aber die Frage, welche Waldökosysteme angesichts der kontinuierlichen Klimaveränderung und der voraussichtlich steigenden

Anzahl Extremereignisse stärker und welche weniger stark gefährdet sind und wie sich die Lebensgemeinschaften in unseren Wäldern verändern werden (Bittner & Beierkuhnlein im Druck).

8.2 Aufbau des Kapitels

Zunächst beschreiben wir anhand eines Beispiels aus der Forstwirtschaft ein wichtiges Werkzeug zur Abschätzung möglicher Folgen des Klimawandels für die Biodiversität, sogenannte „Arealmodelle" (**Kap. 2**) und diskutieren deren Anwendbarkeit. Diese Modelle werden benutzt, um zu untersuchen, wie vor allem klimatische Umweltfaktoren die Verbreitung einer Art bestimmen. In Kombination mit Klimaszenarien können solche Modelle genutzt werden, um mögliche Veränderungen des Areals in die Zukunft zu projizieren.

Dann wird diskutiert, wie der Klimawandel Waldökosysteme auf der Ebene von Bäumen, welche die Habitate für eine Vielzahl von Organismen maßgeblich formen, voraussichtlich beeinflussen wird. Hierbei unterscheiden wir die Auswirkungen des Klimawandels für die Verbreitungs- und Wuchsbedingungen der wichtigsten Baumarten (**Abs. 8.3**), Interaktionen mit Luftschadstoffen (z. B. Stickstoffdeposition, **Abs. 8.4.1**) und wie der Klimawandel Störungen, z. B. durch Schädlinge (Insektenkalamitäten, Pilzbefall und Baumkrankheiten) und Sturmschäden, beeinflussen könnte (**Abs. 3.2**). Mögliche Entwicklungen bei der Nutzung von nicht heimischen Baumarten werden gesondert behandelt (**Abs. 8.3.3**), ebenso eine Fallstudie über die mögliche Eignung von mediterranen Eichen (Kasten I). Schließlich folgt eine Zusammenfassung möglicher waldbaulicher Anpassungsmaßnahmen, welche für die Biodiversität in unseren Wäldern relevant sind (**Abs. 8.3.4**).

Im zweiten Teil werden die Folgen des Klimawandels für verschiedene Organismengruppen (Vögel, Blüten- und Farnpflanzen, Pilze und ausgewählte Arthropodengruppen) von Experten aufgrund von relevanten Merkmalen und, soweit vorhanden, Modellierungsergebnissen, sowie der Bindung an bestimmte Waldtypen abgeschätzt (**Abs. 8.4**). In Kasten II werden die Ergebnisse von Untersuchungen entlang eines Höhengradienten im Bayerischen Wald präsentiert, Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen folgen in **Abs. 8.5**.

8.3 Arealmodellierung

Seit Mitte der Neunziger Jahre werden Arealmodelle vermehrt genutzt, um mögliche klimabedingte zukünftige Veränderungen der Verbreitungsgebiete von Pflanzen- und Tierarten abzuschätzen (z. B. Sykes et al. 1996, Thuiller et al. 2005, Kölling et al. 2007, Huntley et al. 2007, Settele et al. 2008). Die Modelle basieren in der Regel auf Korrelationen zwischen Klimavariablen und Verbreitungskarten. In einigen wenigen Fällen wurden auch nicht-klimatische Umweltfaktoren berücksichtigt, insbesondere Landnutzung und Böden (z. B. Pompe et al. 2008). Weil die Modelle für Forscher, die nicht mit Modellen arbeiten oder interessierte Laien oft schwer verständlich sind, illustrieren wir sie hier an einem Beispiel, einer Studie über die Weiß-Tanne (*Abies alba*).

8.3.1 Modellierung des heutigen und potenziell zukünftigen Areals der Weiß-Tanne

Wie viele andere Pflanzenarten, kommen Baumarten stets innerhalb begrenzter geografischer Räume vor. Klima, geografische Hindernisse (wie Höhenzüge), aber auch Landnutzung und biologisch-ökologische Faktoren (z. B. Konkurrenz) limitieren die Verbreitungsgebiete (Woodward 1987). Am Beispiel einer mitteleuropäischen Baumart, der Weiß-Tanne, die vor allem im Gebirge vorkommt (**Abb. 8.3**), lässt sich dies demonstrieren. Einzelne Randvorkommen gibt es an der französischen Küste und in Dänemark, die auf forstlichen Anbau zurückgehen. Um solche geografischen Muster zu erklären, können u. a. klimatische Parameter herangezogen werden. Einfache Zusammenhänge lassen sich bereits zwischen der Jahresmitteltemperatur (Hijmans et al. 2005) und den Vorkommen bzw. Nichtvorkommen der Art finden (**Abb. 8.3, 8.4**).

In bioklimatischen Arealmodellen werden die Beziehungen zwischen Klimavariablen und den Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen von Arten oder Populationen statistisch erfasst. Damit wird es für jeden geografischen Punkt (sofern es die Datenlage zulässt) möglich, zu ermitteln, wie wahrscheinlich es ist, dass eine Art dort potenziell vorkommt. Diese errechnete sog. Vorkommenswahrscheinlichkeit reicht von 0 für den Fall, dass ein

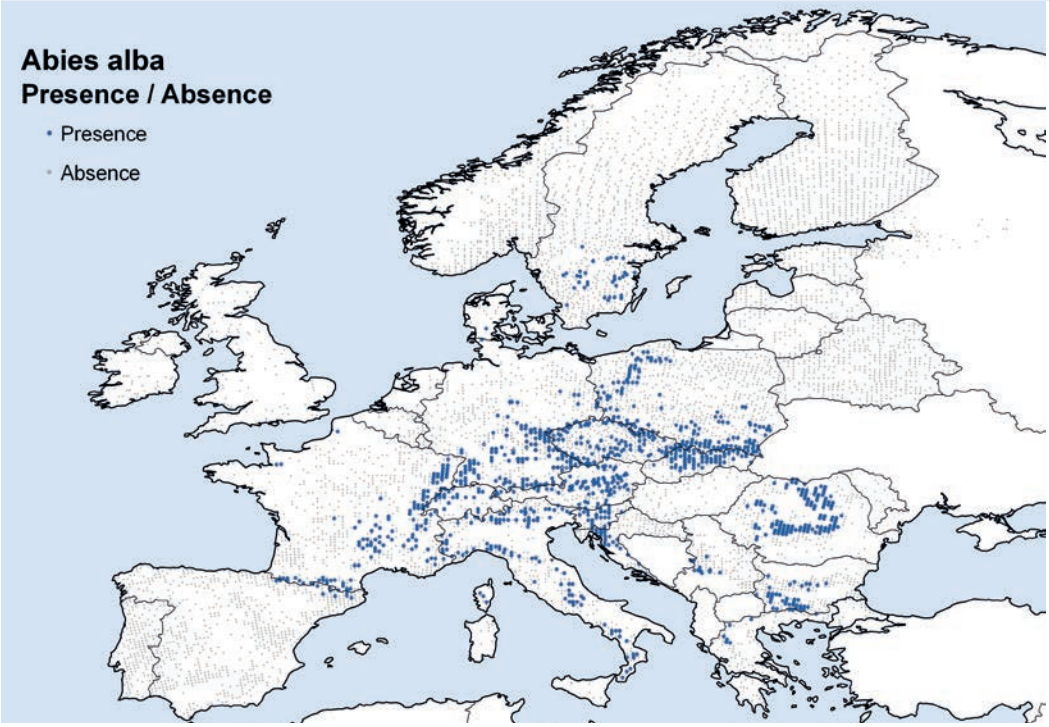


Abb. 8.3: Geographische Darstellung der Vorkommen („Präsenzen“, blaue Punkte) und Nicht-Vorkommen („Absenzen“, graue Punkte) der Weiß-Tanne. Datei aus: Europäisches Waldmonitoring-Netz Level I.

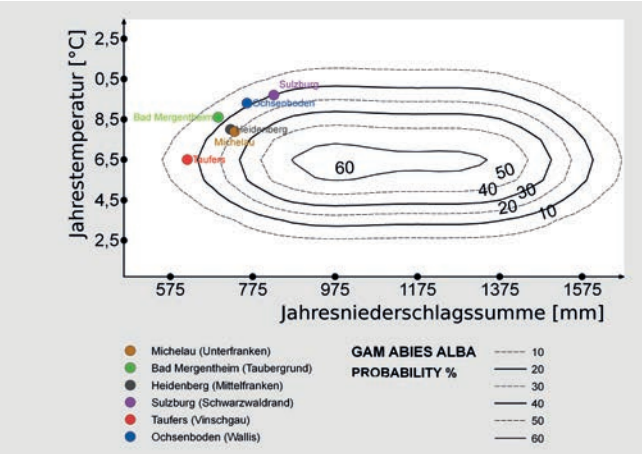


Abb. 8.4: Modellierte Vorkommenswahrscheinlichkeit der Weiß-Tanne.

Vorkommen der Art auszuschließen ist, bis maximal 1, wenn die Art dort mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit durch das Modell vorhergesagt wird. In **Abb. 8.4** ist ein sehr einfaches Arealmodell dargestellt, das den Zusammenhang zwischen dem Vorkommen der Weiß-Tanne einerseits und der Kombination von Jahresdurchschnittstemperatur und Jahresniederschlagssumme andererseits in einem Generalisierten Additiven Modell (GAM, Hastie & Tibshirani 1990) nachbildet. Isolinien gleicher Auftretens-Wahrscheinlichkeit verdeutlichen nach der Art von Höhenlinien den Aufbau des resultierenden „Wahrscheinlichkeitsgebirges“. Seinen Gipfel hat dieses bei 5 bis 7 °C und 800 bis 1300 mm Jahresniederschlag. Bei einer Wahrscheinlichkeit von 0,1 (10 %) an der äußersten Isolinie sind die Bedingungen für das Gedeihen der Weiß-Tanne so ungünstig geworden, dass man die Art, wenn überhaupt, nur noch äußerst selten antreffen wird. Dieser geringe Wahrscheinlichkeitswert markiert gleichzeitig den absoluten Anbauschwellenwert. Jenseits dieses Werts steigt das Anbaurisiko so stark an, dass man unter diesen Bedingungen auf einen Anbau verzichten sollte (Kölling et al. 2011). Über diesen Weg gelangt man somit zu einer Aussage über potenzielle Vorkommen einer Art, zum Beispiel auf der Grundlage von Klimavariablen. Es gibt aber eine Vielzahl von Verfahren, mit denen man Techniken verfeinern und auch Modelle prüfen kann.

8.3.1.1 Variablenauswahl

Die Variablenauswahl spielt bei der Arealmodellierung eine große Rolle. Je nach Ansatz und Zielstellung einer Studie werden dabei mehrere oder wenige Klimavariablen bevorzugt. In unserem Beispiel mit der Weiß-Tanne ist es gelungen, bereits mit den zwei Variablen Jahresniederschlagssumme und Jahresdurchschnittstemperatur eine beachtliche Erklärung der Präsenzen bzw. Absenzen und eine realitätsnahe Simulation der heutigen Tannenvorkommen zu erzielen. Es ist jedoch nicht klar, über welche physiologischen Prozesse diese beiden Faktoren die Verbreitung der Weiß-Tanne bestimmen. Darum haben einige Autoren nur Klimavariablen ausgewählt, für die eine eindeutige Hypothese darüber besteht, durch welchen physiologischen Prozess die jeweilige Variable für die Verbreitung einer Art maßgebend ist (Woodward & McKie 1991, Sykes et al. 1996, Svenning & Skov 2004). Es ist z. B. bekannt, dass Bäume bestimmte physiologische Anpassungen besitzen, um verschiedene Niveaus von Extremkälte im Winter zu überleben (Woodward 1987). Deswegen wird in einigen Modellen die minimale monatliche Wintertemperatur als Variable benutzt (z. B. Sykes et al. 1996). Bei der Verwendung von Mittelwerten als Eingangsparameter für die Arealmodellierung ist zudem kritisch anzumerken, dass die aktuelle Beziehung zwischen limitierenden, extremen Witterungsbedingungen (z. B. Hitze- und Trockenperioden) und den verwendeten Temperatur- und Niederschlagsmitteln einfach in die Zukunft projiziert wird. Davon kann aber nach heutigem Kenntnisstand eher nicht ausgegangen werden (Bolte et al. 2008).

8.3.1.2 Regionalisierung und Projektionen im Klimawandel

Das in Abb. 8.4 vorgestellte Arealmodell kann auch in der Fläche dargestellt und auf zukünftige Klimaverhältnisse angewandt werden (Kühn et al. 2009). Dazu können gerasterte Klimakarten verwendet werden, die entsprechende Einflussgrößen – in unserem Beispiel die Jahresdurchschnittstemperatur und die Jahresniederschlagssumme – nicht für die Gegenwart, sondern auch für eine durch Klimawandel geprägte Zukunft enthalten. Je nachdem, welches Szenario für Treibhausgasemissionen, welches globale Klimamodell und welches regionale Klimamodell benutzt werden, resultieren unter Umständen abweichende Ergebnisse.

Resultat der Anwendung von Arealmodellen sind die vorläufigen Klima-Risikokarten, die in der Bayerischen Forstverwaltung seit dem Jahr 2010 im Einsatz sind (Kölling et al. 2009a und b, Kölling et al. 2010). Sie basieren auf einer Regionalisierung einfacher Arealmodelle für die wichtigsten Baumarten, nämlich Gemeine Fichte (*Picea abies*), Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*), Europäische Lärche (*Larix decidua*), Weiß-Tanne, Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Buche (*Fagus sylvatica*), Stiel-Eiche (*Quercus robur*), Trauben-Eiche (*Quercus petraea*) und Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) für die gesamte Waldfläche Bayerns.

Die Karte für die Weiß-Tanne ist in **Abb. 8.5** dargestellt (Kölling et al. 2011). Für die drei Zeitpunkte 2000, 2050 und 2100 enthalten die Karten eine Schätzung des Anbaurisikos der Weiß-Tanne, welches aus der im europäischen Maßstab ermittelten Abhängigkeit der Vorkommenswahrscheinlichkeit von Jahresniederschlagssumme und Jahresdurchschnittstemperatur abgeleitet ist (Kölling et al. 2011). Die Karten verdeutlichen die Abnahme der für den Anbau optimalen Lagen mit sehr geringem Risiko (blaue Farbe), die sich nach und nach immer mehr auf die höheren Gebirge konzentrieren, während sich die wärmsten und trockensten Lagen im Flach- und Hügelland zusehends weniger für den Anbau eignen (rote Farbe).

Die Klima-Risikokarten werden in Bayern als Hilfsmittel im staatlichen Forstbetrieb und bei der Beratung der privaten und körperschaftlichen Waldbesitzer eingesetzt. Sie können dazu beitragen, einen klimagerechten Waldumbau, bei dem anfällige durch resistentere Baumarten ersetzt werden, voranzubringen. Letztlich geht es darum, bei der Planung des Waldes von morgen die Überschreitung von kritischen Anbauschwellenwerten möglichst zu vermeiden und optimal an die heutigen und künftigen Klimabedingungen gleichermaßen angepasste Wälder zu begründen.

In der Forstwirtschaft haben Arealmodelle gerade erst Einzug gehalten. In anderen Disziplinen, vor allem der Ökologie, wurden mit ihnen mittlerweile die Folgen des Klimawandels für die Verbreitung von Hunderten von Pflanzen- und Tierarten abgeschätzt. Die Prinzipien, nach denen die Modelle konstruiert werden, sind in der Regel ähnlich wie in unserem Beispiel mit der Weiß-Tanne. Es steht jedoch eine Vielzahl von statistischen Verfahren zur

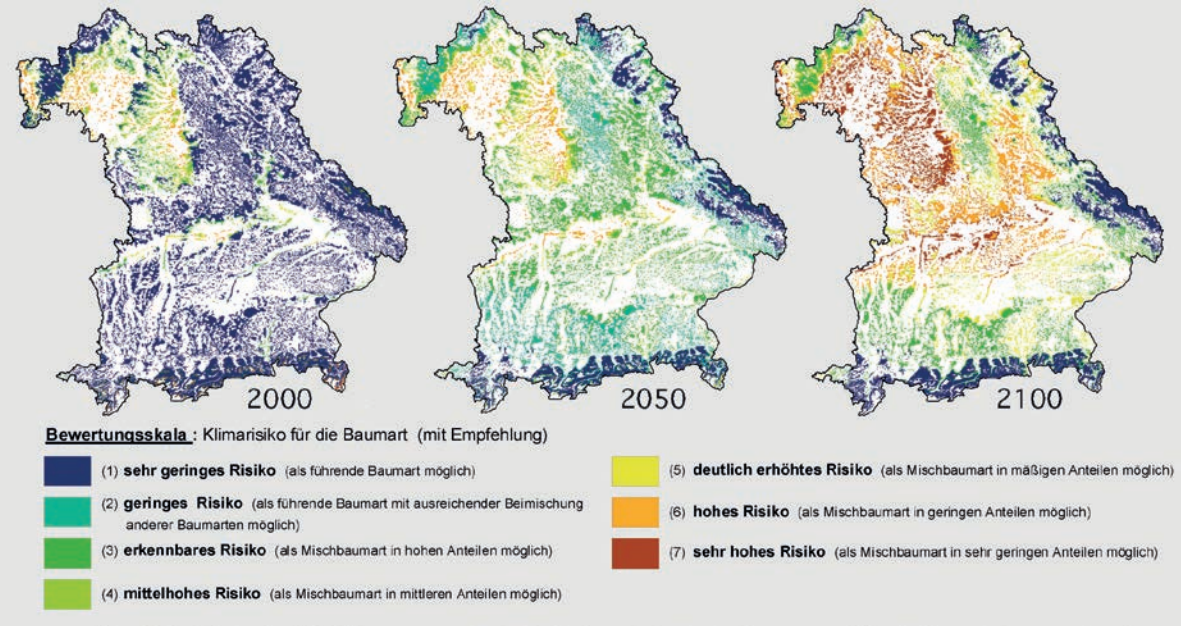


Abb. 8.5: Klima-Risikokarten für die Weiß-Tanne 2000, 2050 und 2100 in Bayern. Kölling et al. 2011.

Verfügung (Guisan & Zimmermann 2000, Pearson & Dawson 2003, Kühn et al. 2009, Pompe et al. 2008 für Deutschland). Die Spannbreite reicht von relativ einfachen multiplen Regressionsmodellen bis zu neuronalen Netzwerken und bayesianischen Ansätzen (Guisan & Zimmermann 2000, Franklin 2010, Pagel & Schurr 2012).

Verschiedene Analysevariablen können für eine Risikoanalyse benutzt werden, wobei der räumliche Verlust (Arealverlust), Gewinn (Arealgewinn) oder Arealwandel für Arten unter Berücksichtigung von Gewinn und Verlust an potenziellen Gebieten (**Abb. 8.6**) errechnet wird. Unterschiedliche Fähigkeiten der Arten, Entfernungen zu klimatisch neu passenden Gebieten zu überwinden, können zwar auch berücksichtigt werden, doch liegen bei der Mehrzahl der Arten nur unzureichende Informationen über das Ausbreitungsvermögen vor, weshalb

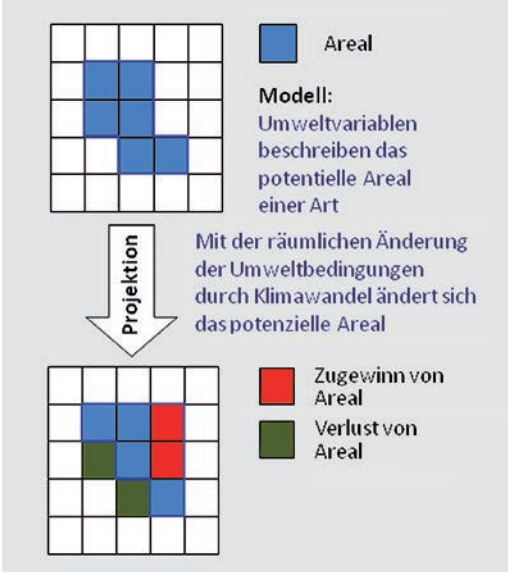


Abb. 8.6: Schema eines potenziellen Verbreitungsgebietes und dessen Projektion für eine Art durch ein Arealmodell für einen definierten geographischen Raum (Rasterzellen), Unterscheidung Arealverlust: 2 Rasterzellen, Arealgewinn 2 Zellen, Arealverlust = Fläche der Rasterzellen des jetzigen Areals, welche in Zukunft nicht mehr den Umweltansprüchen der Art entsprechen, Arealgewinn = Fläche der Rasterzellen, die zurzeit, nicht aber in der Zukunft, den Umweltansprüchen der Art entsprechen (welche jedoch oft nicht schnell genug erreicht und kolonisiert werden können), Arealwandel = Arealgewinn – Arealverlust. Modifiziert nach Midgley et al. 2006. Vgl. Pompe et al. 2011.

i. d. R. für Berechnungen alle potenziell geeigneten Räume einbezogen werden.

8.3.2 Kritik an Arealmodellen

Je nach verwendetem Verfahren weichen artspezifische Aussagen voneinander mehr oder minder ab (Pompe et al. 2010), was bei Interpretationen von Modellen beachtet werden muss. Dennoch kann für eine Vielzahl von Arten gleichzeitig eine erste grobe Risikoabschätzung unter den Bedingungen des Klimawandels durchgeführt werden. In diesem Zuge werden jedoch einige biologisch und evolutionär relevante Punkte, wie biologische Interaktionen, Adaptation, genetische und ökologische Unterschiede zwischen regionalen Populationen und Konkurrenz vernachlässigt (u. a. Bolte et al. 2008). Dies führt zu Unsicherheiten in den Modellaussagen (Kühn et al. 2009, Garzón et al. 2011). Die modellierten Arealveränderungen dürfen deshalb keinesfalls als konkrete Prognosen gedeutet werden. Sie stellen lediglich dar, wie sich ein hypothetisches Fenster von Umweltvariablen, welches mit der heutigen Artverbreitung korreliert, in der Zukunft in einem bestimmten Klimaszenario verschiebt. Weil die Korrelationen auf der heutigen Verbreitung basieren, spiegeln sie nur die unter Interaktionen mit anderen Arten, vor allem Konkurrenz, realisierte Nische wider, nicht die physiologisch mögliche fundamentale Nische (*sensu* Hutchinson 1957). Gerade im Zuge des raschen Klimawandels können sich jedoch biotische Interaktionen verändern, z. B. dadurch, dass ein wichtiger Konkurrent oder eine Nahrungs- bzw. Beuteart bzw. Bestäuber wegfällt, weil er sich nicht so schnell ausbreiten kann wie die Zielart (Schweiger et al. 2008, 2010, 2012). Außerdem ist unklar, inwiefern die heutigen Verbreitungen von Arten aktuelle Umweltverhältnisse oder historische menschliche oder klimatische Einflüsse widerspiegeln (z. B. Giesecke et al. 2007). Wie bereits erwähnt, haben Baumarten eventuell ihr klimatisches Potenzial noch gar nicht erreicht (Svenning & Skov 2004). In Bezug auf unser Beispiel mit der Weiß-Tanne ist jedoch zu erwähnen, dass die Verteilung der Hauptbaumarten in Deutschland heute wahrscheinlich nicht mehr durch die Migration seit der letzten Eiszeit limitiert ist. Außerdem unterscheiden sich verschiedene Organismengruppen in ihrer Mobilität. Schmetterlinge, die in der Regel mobiler sind, scheinen weitestgehend ihr klimatisches Potenzial erreicht zu haben (Hawkins und Porter 2003).

Von großer Bedeutung könnten biotische Interaktionen mit Pathogenen sein, deren Ausbreitung durch den Klimawandel befördert wird (**s. Abs. 8.3.2**). In den vergangenen Jahrzehnten kam es in Deutschland mehrfach zu einem sich expansiv ausbreitenden Auftreten von Krankheitserregern von Bäumen, z. B. des Erregers des Eschentriebsterbens (Schumacher et al. 2007). Das Ulmensterben hat gezeigt, dass solche Ereignisse zum lokalen Erlöschen von Populationen einzelner Baumarten führen können (Butin 2011). Das (vermehrte) Auftreten eines pathogenen Organismus ist oftmals nicht oder nicht zweifelsfrei auf Klimawandelwirkungen zurückzuführen, verdeutlicht aber die Grenzen der Modellierbarkeit. Dies kommt bei sogenannten Komplexkrankheiten mit Synergiewirkungen verschiedener Stressoren (siehe unten) noch stärker zum Tragen.

8.4 Folgen des Klimawandels für die Verbreitungsgebiete und Wuchsbedingungen der wichtigsten Baumarten

Zu den heimischen Baumarten mit der größten aktuellen Verbreitung in Deutschland gehören die Gemeine Fichte und die Wald-Kiefer als Nadelbaumarten sowie die Buche und die Trauben- und Stiel-Eiche als Laubbaumarten. Die häufigste nicht heimische Baumart ist die Douglasie (**s. Tab. 8.1**).

Die deutschen Verbreitungsschwerpunkte dieser fünf Baumarten unterscheiden sich z. T. erheblich (**Abb. 8.7**). Während Fichte und Buche vorwiegend in den Mittelgebirgslagen Deutschlands verbreitet sind, liegt der Schwerpunkt des Wald-Kiefern-Vorkommens im norddeutschen Tiefland neben regionalen Verbreitungen in Franken, der Oberpfalz und dem Pfälzer Wald. Die heimischen Eichenarten sind gleichmäßiger verbreitet mit regionalen Schwerpunkten in süd- und westdeutschen Mittelgebirgen. Auch die Douglasie kommt häufiger in den Mittelgebirgen Südwestdeutschlands vor (Baden-Württemberg, Hessen, Rheinland-Pfalz), wurde und wird aber auch auf einigen Standorten im Norddeutschen Tiefland angebaut (Schmitz et al. 2005).

Tab. 8.1: Waldfläche (nur Holzboden) und Waldflächenanteil der wichtigsten Baumarten in Deutschland (Stichjahr 2008) sowie Veränderung der Waldfläche in der Periode von 2002 bis 2008. Datengrundlage: Inventurstudie Bundeswaldinventur*, Oehmichen et al. 2011

Baumart	Waldfläche* [Mio. ha]	Waldflächenanteil [%]	Veränderung 2002 – 2008 [ha]
Fichte	2,68	26,0	↘ – 210 555
Wald-Kiefer	2,41	23,4	↘ – 52 082
Buche	1,68	16,3	↗ + 83 146
Eichen	0,95	9,2	↗ + 42 494
Douglasie	0,22	2,1	↗ + 27 357
Andere Baumarten	2,13	20,6	↗ + 100 392
Blößen, Lücken	0,24	2,4	↗ + 9 248
Gesamt	**10,31**	**100,0**	

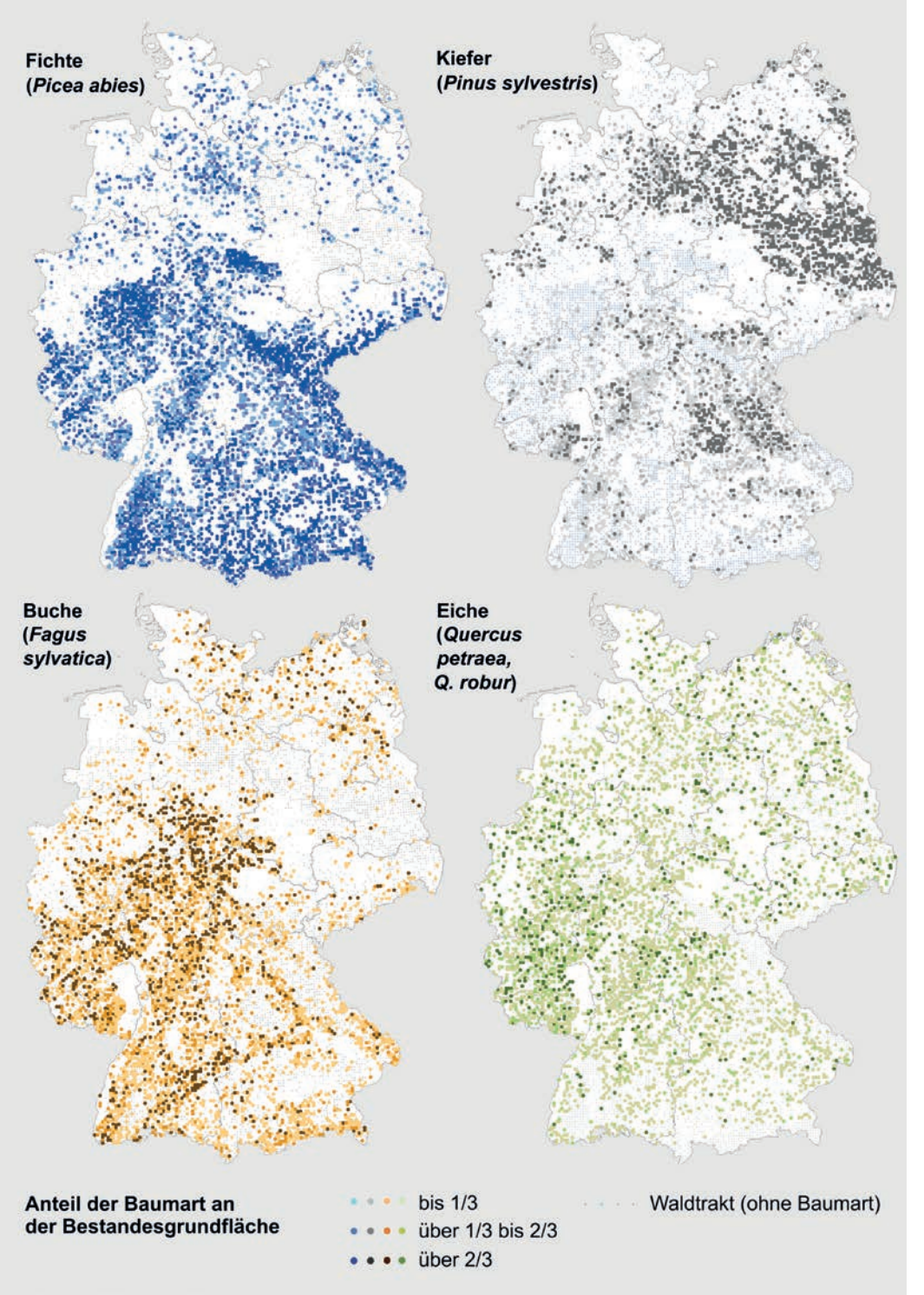
* nach Inventurstudie 2008; Abgänge der Waldfläche zwischen 2002 (Stichjahr 2. Bundeswaldinventur: 10,57 Mio. ha Holzbodenfläche) und 2008 wurden berücksichtigt, Erstaufforstungen allerdings nicht (Oehmichen et al. 2011).

Im Fall der Eichen und der Buche liegt Deutschland mehr oder weniger im Zentrum des europäischen Verbreitungsgebietes, während die Fichte in den Tieflagen an die Wärmegrenze ihres Verbreitungsgebietes stößt (**Abb. 8.8**). Weiter südlich kommt die Fichte natürlich vor allem montan und subalpin vor. In gewissen Grenzen können Bäume jedoch auch außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes angebaut werden (**Abb. 8.8**), u. a. weil man bei Pflanzungen Limitierungen während der Keimlingszeit (Dahl 1998) umgeht. Auch die Wald-Kiefer ist eine nordöstlich verbreitete Art, sie ist jedoch toleranter als die Fichte gegenüber hohen Temperaturen und Trockenheitsstress, so dass sie weiter ins Tiefland und nach Süden vordringt. Szenarien für das Klima am Ende des Jahrhunderts entsprechen einer Verschiebung der Klimazonen um mehrere hundert Kilometer nach Norden bzw. Nordosten (Ohlemüller et al 2006). Viele Gebiete, in denen heute Fichtenwald steht, würden dann Klimabedingungen aufweisen, unter welchen die Fichte zurzeit gar nicht oder nur schlecht gedeiht (z. B. Sykes et al. 1996).

Die unterschiedlichen Verbreitungsschwerpunkte der Baumarten spiegeln ihre klimatischen Minimumansprüche wider (**Tab. 8.2**). Allerdings treffen die genannten Ansprüche meist nur auf die angepassten Lokalherkünfte an den Verbreitungsrändern zu, die unter den entsprechenden Extrembedingungen wachsen. Die Ansprüche von Herkünften aus dem zentralen Verbreitungsgebiet können deutlich höher sein (vgl. Bolte et al. 2007). Im Allgemeinen gilt aber, dass die Buche und insbesondere die Fichte höhere Niederschläge während des Jahres und der Vegetationsperiode (Mai bis September) sowie kühlere Sommer benötigen als die Wald-Kiefer und die beiden Eichenarten. Günstige Klimabedingungen für Buche und Fichte liegen in den deutschen Mittelgebirgslagen und für Buche im küstennahen Tiefland vor, so dass diese Baumarten in diesen Räumen produktiv und konkurrenzstark aufwachsen können. Bei der Buche treten allerdings deutliche Unterschiede zwischen verschiedenen Herkünften bezüglich der Sensibilität gegenüber Dürre und Spätfrost auf, so dass man nicht einfach südliche Herkünfte einsetzen könnte (Kreyling et al. 2011, 2012).

Für die in Mitteleuropa im Vergleich mit der Buche generell konkurrenzschwächere Wald-Kiefer und die beiden Eichenarten (Ellenberg & Leuschner 2010) sind günstige Wuchsbedingungen dagegen im kontinental getönten Klima des zentralen östlichen Norddeutschen Tieflands zu finden, wo die Wuchsbedingungen für Buche (und auch Fichte) aufgrund

Abb. 8.7: Beteiligung der Hauptbaumarten Fichte, Wald-Kiefer, Buche und Eichen (Trauben- und Stiel-Eiche) in Deutschland an der Bestandesgrundfläche (Stichjahr 2002, Bearbeitung Franz Kroiher, vTI) nach den Aufnahmen der zweiten Bundeswaldinventur. (BWI, Schmitz et al. 2005); Angaben zum Vorkommen der Douglasie finden sich in Abb. 8.10.


Fichte
(*Picea abies*)
Kiefer
(*Pinus sylvestris*)
Buche
(*Fagus sylvatica*)
Eiche
(*Quercus petraea, Q. robur*)
Anteil der Baumart an der Bestandesgrundfläche
bis 1/3
über 1/3 bis 2/3
über 2/3
Waldtrakt (ohne Baumart)

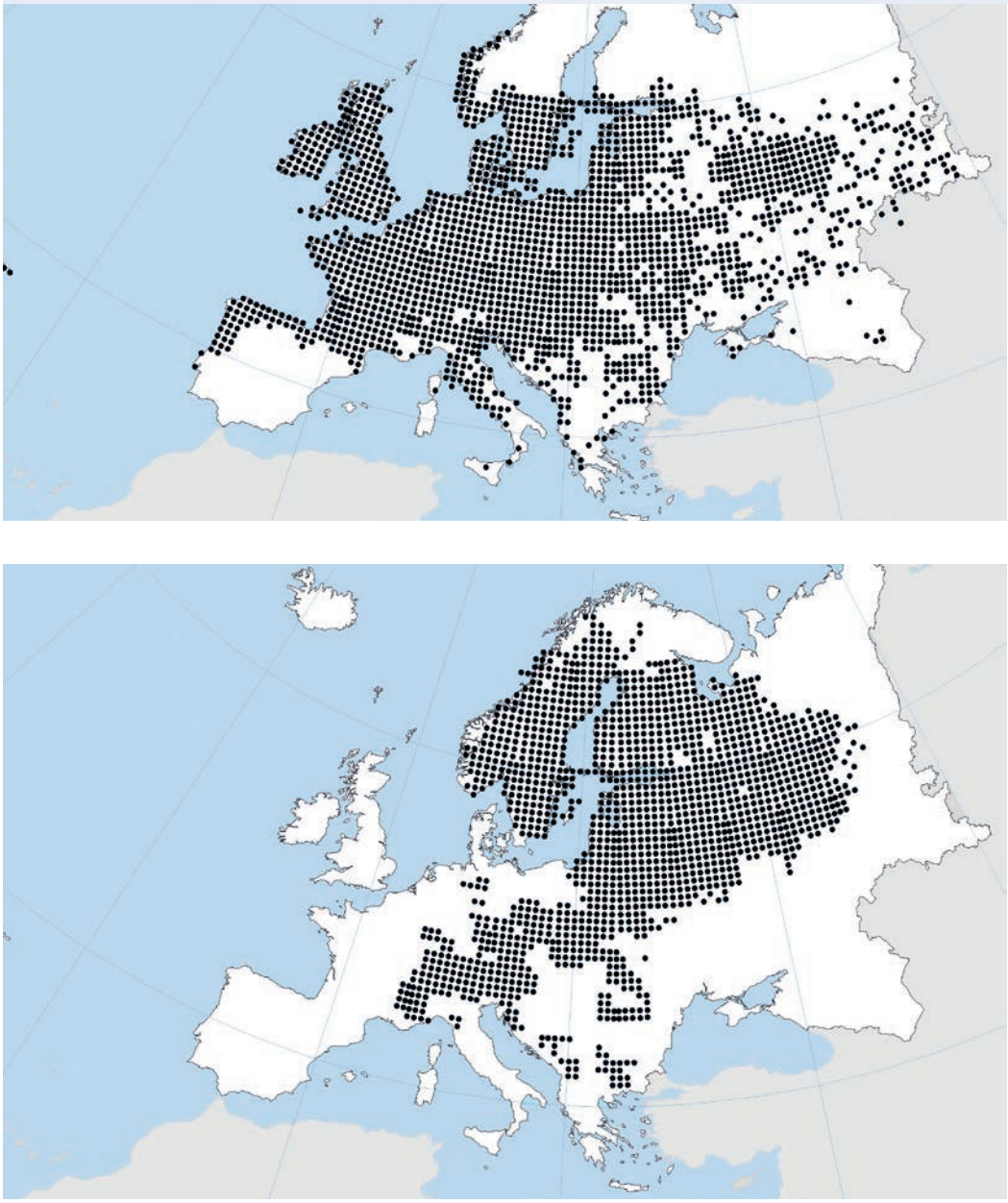


Abb. 8.8: Natürliche europäische Verbreitungsgebiete der Stiel-Eiche (**a.**) und der Fichte (**b.**). Tutin et al. 1964 – 1980.

der Niederschlagsarmut, der Sommerwärme sowie der geringen Wasserspeicherkapazität der dominierenden Sandböden eher ungünstig sind.

Minimumansprüche wie die Wald-Kiefer und die beiden Eichenarten haben auch die amerikanischen Inlandsherkünfte der Douglasie, die beispielsweise aus den kontinentalen Klimaten der Rocky Mountains stammen. Die Küstenherkünfte der Douglasie weichen von diesem Muster jedoch ab, da sie einerseits an der nordamerikanischen Pazifikküste und dem Kaskadengebirge bei hohen Winterniederschlägen gedeihen. Andererseits sind die Vegetationsperioden in Regionen der Kaskaden mit größerer Entfernung zum Meer von geringen Niederschlägen und Hitze geprägt (Hermann & Lavender 1990). Aus der kontinental-borealen Verbrei-

Tab. 8.2: Klimatische Minimumansprüche wichtiger Baumarten sowie zusätzliche Faktoren, die deren Vorkommen und Wachstum beeinflussen: Jones (1959), Carlisle & Brown (1968), Sakai & Okada (1971), Sakai (1974), Larsen & Ruetz (1980), Mayer (1984), Institut für Waldbau (1987), Hermann & Lavender (1990), Lyr et al. (1992), Walter & Breckle (1991), Deans & Harvey (1996), Višnjić & Dohrenbusch (2004), Czajkowski & Bolte (2006), Bolte et al.(2007), Morin et al. (2007), Ellenberg & Leuschner (2010), Kathke & Bruelheide (2011), USDA (2011); k. A.: keine Angaben.

Baumart	Niederschlagsmittel Jahr / Mai – Sept. [mm]	Mitteltemp. max. Juli/ min. Jan. [°C]	Max. Winterfrostresistenz Altbestand/Verjüngung [°C]	Zusätzliche wichtige Schadfaktoren
Fichte	600 / 300	18 / –18	–60 / –50 (–107)[1]	Windwurf, Borkenkäferbefall
Buche	500 / 250	19 / –3	–35 / –19 (–21)[1]	Spätfrost, Buchenrindenkrankheit (Schleimfluss)
Douglasie[2] Küstenform Inlandsform	600 / 200 360 / 220	30 / –9 21 / –9	–33 / –20 (–25)[1] –32 / –30	Spätfrost, Frosttrocknis, Douglasienschütte, Hallimasch
Wald-Kiefer	400 / 200	27 / –20	–90 / –70	Insektenbefall, Komplexschädigung (Beispiel Wallis)
Eichenarten: Stiel-Eiche Trauben-Eiche	300[3] / 200 490 / k.A.	25 / –16 25 / –4	k. A. / –56[1] –30 / –20[1]	Spätfrost, Eichen-Komplexkrankheit, Insektenbefall

[1] Verjüngung LT 50 (Letale Temperatur, bei der 50 % der Verjüngungspflanzen absterben). [2]Amerikanisches Verbreitungsgebiet [3]Mit Grundwasseranschluss.

tung von Fichte (bis Nordskandinavien, Westsibirien) und Wald-Kiefer (gesamtes Sibirien) leitet sich deren extreme Winter- und analog auch Spätfrosthärte ab (Walter & Breckle 1991). Die Buche, die Trauben-Eiche und auch die Küsten-Douglasie mit ausschließlich temperater Verbreitung leiden dagegen stärker unter extremer Winterkälte und Spätfrostereignissen. Die Stiel-Eiche, mit kontinentaler Verbreitung bis nach Südrussland und die Inlands-Douglasie sind hier als intermediär anzusehen.

Als zusätzliche Gefährdung, die mit Klima- und Witterungseinwirkung in Zusammenhang steht, kann Frosttrocknis angesehen werden, unter der besonders die Douglasie leiden kann. Frosttrocknis wird ausgelöst durch Wassermangel aufgrund von winterlicher Transpiration an Strahlungstagen bei gefrorenem Boden und dadurch eingeschränkter Wassernachlieferung. Im Herkunftsgebiet der Douglasie tritt Frosttrocknis wegen der hohen Schneebedeckung und geringer winterlicher Verdunstung nicht auf (Larsen & Ruetz 1980, Institut für Waldbau 1987). Nach Trockenjahren tritt bei der Buche vermehrt eine Komplexerkrankung mit Kambiumschäden und Schleimfluss (Buchenrindenkrankheit) auf (Röhrig et al. 2006, Arbeiter & Blaschke 2009). Als besonders gefährdet durch Windwurf und -bruch gilt die Fichte, deren häufig flach ausgeprägtes Senkerwurzelsystem besonders auf vernässten Mittelgebirgsstandorten höheren Bäumen wenig Halt bei Stürmen liefert (Köstler et al. 1968, Puhe 2003).

Anhand der o. g. klimatischen und standörtlichen Toleranzgrenzen sowie den begleitenden Schädigungen, lassen sich grundsätzliche Annahmen zu den zukünftigen Wuchs- und Existenzbedingungen der Baumarten unter den Bedingungen eines Klimawandels ableiten. Bei einer erwarteten Erwärmung, dem verstärktem Auftreten von Trockenphasen und einer möglichen Häufung von ex-tremen Sturmereignissen in Mitteleuropa (**s. Abs. 8.3.2**) würden sich auf vielen Standorten die Wuchs- und Existenzbedingungen besonders der Fichte verschlechtern. Eine wichtige destabilisierende Rolle kann dabei die Wechselwirkung zwischen Trockenheit, Totholzangebot nach Windwurf und Borkenkäferbefall spielen (Schlyter et al. 2006, Bolte et al. 2010, **Abs. 8.3.2**).

Generell sind es Interaktionen zwischen verschiedenen Stressfaktoren, welche den Wald am stärksten schädigen. Bei Eichen und Wald-Kiefer z. B. werden Komplexschädigungen (sog. Eichensterben, Thomas et al. 2003, Kiefernsterben im Wal-

lis, Bigler et al. 2006, Rigling et al. 2010) beobachtet, an denen wahrscheinlich sowohl abiotische als auch biotische Ursachen beteiligt sind. Die Douglasie kann insbesondere von pilzlichen Schaderregern wie der Rostigen Douglasienschütte, der Rußigen Douglasienschütte und von Hallimasch befallen werden. Insbesondere die Inlandsherkünfte der Douglasie sind durch die Rostige Douglasienschütte so gefährdet, dass diese in Europa derzeit nicht angebaut werden (Butin 2011). Die Buche ist von biotischen Schäden bisher vergleichsweise wenig betroffen (**Abs. 8.3.2**); die mögliche Einwanderung bzw. das Einführen neuer Schaderreger können hier die Situation aber schnell ändern (**vgl. Abs. 8.3.2**, Coulston et al. 2008). Nur auf den höher gelegenen Mittel- und Hochgebirgsstandorten mit einer bisherigen Kältelimitierung des Wachstums und auf Standorten mit einer dauerhaft gesicherten, guten Wasserversorgung können sich die Wuchsbedingungen durch die Erwärmung verbessern.

Die unteren Anbaugrenzen der Fichte in den Gebirgslagen erhöhen sich vermutlich deutlich, was zu einer erheblichen Reduktion der Fichtenanbaufläche insgesamt führen dürfte. Die Anbauoptionen der Fichte im Tiefland könnten weitgehend verloren gehen. Nutznießer dieser Entwicklung kann bei einer erfolgreichen Begrenzung der Erwärmung auf maximal 2 °C die Buche sein, die bisherige kältebedingte Standorte der Fichte in Form von Reinbeständen oder Beimischung in Mischbeständen besetzt und so ihre Anbaufläche und Wuchskraft erhöht. Allerdings zeigen die meisten Klimaszenarien eine stärkere Erwärmung (**Kap. 2**) und auch bei geringfügiger Erwärmung steigen die Risiken für Schäden durch episodische Hitze- und Trockenperioden (Bolte et al. 2009a). Auch das Risiko für Schäden durch Spätfröste kann steigen, weil die Vegetationsperiode früher beginnt und lokale Populationen an einen bestimmten Jahresgang der Temperatur angepasst sind (Bolte & Ibisch 2007, Kreyling et al.2011, 2012).

Die hohe Plastizität der Buche spricht dafür, dass sie in weiten Gebieten auch künftig eine wichtige Haupt- und Mischbaumart bleiben wird, falls die Klimaerwärmung und Trockenheitsverschärfung in einem begrenzten Rahmen bleibt. Über die Grenzen der Trockenheitstoleranz der Buche wird allerdings kontrovers diskutiert (Rennenberg et al. 2004, Ammer et al. 2005, Kölling et al. 2005, Bolte 2005, Michiels et al. 2009). Insbesondere auf flachgründigen oder sandigen Böden und im Norddeutschen Tiefland könnten sich die Wachstumsbedingungen für sie durch erhöhte Temperaturen und geringere Sommerniederschläge (**vgl. Kapitel 2.1**) entscheidend verschlechtern. Wald-Kiefer und Eichen können hier auf zukünftig trockenen Standorten möglicherweise Anbauflächen zuungunsten der Buche hinzugewinnen. Eine wichtige Option der Erhöhung der Trockenheitstoleranz der Buche kann die Einmischung von Herkünften aus Randregionen ihrer Verbreitung mit heute schon wärmerem und trockenerem Klima sein. Die bessere Anpassung solcher Herkünfte an sich verändernde Umweltbedingungen muss dabei aber vorher durch Tests bestätigt werden (Walentowski et al. 2009, Bolte & Degen 2010).

Die Rolle der Eichenarten als mögliche „Gewinner“ des Klimawandels in Deutschland ist an die erfolgreiche Kontrolle der wärmeliebenden Eichenschädlinge gekoppelt, welche die zukünftige Existenz und Produktivität der Eiche maßgeblich bestimmen können (**s. Abs. 8.3.2**); Ähnliches gilt auch für die Wald-Kiefer.

Für die Wald-Kiefer und die Fichte stellt sich die Frage, wie sich eine mögliche Wintererwärmung und verstärkte Sommertrockenheit auf den internen Kohlenstoff-Haushalt mit seinen Komponenten Assimilation, Photosynthese und Veratmung auswirken wird. Störungen der Kohlenstoffgewinne einerseits und erhöhte Dunkel- und Wurzelatmung andererseits bergen die Gefahr eines langfristigen Kohlenhydrat-Defizits und des „Verhungerns“ („carbon starvation“, McDowell et al. 2008, Allen et al. 2010). Submediterrane Klimate mit milden Wintern und guten Bedingungen für eine Schädlingsausbreitung können daher möglicherweise Grenzen für die erfolgreiche Anpassung der Wald-Kiefer an den Klimawandel darstellen. In Bezug auf die zukünftigen Eignung der Wald-Kiefer unterscheiden sich die Einschätzungen der norddeutschen forstlichen Versuchsanstalten („wenig anfällig“) von denen der süddeutschen („anfällig“) (Bolte et al. 2009b).

Große Hoffnungen bei der Anpassung an den Klimawandel werden von der Forstpraxis in die Douglasie gesetzt (vgl. Kölling 2008). Im Fokus des Interesses stehen bei dieser in Nordamerika sehr weit verbreiteten Art küstenfernere Herkünfte der

Küstendouglasie, bei denen eine hohe Toleranz gegenüber Sommertrockenheit (s. Tab. 8.2) mit einer ausreichenden Resistenz gegenüber biotischen Schaderregern (Stephan 1973) kombiniert ist. Ein Problem ist allerdings, dass viele europäische Populationen nicht mehr in ihre Quellgebiete zurückverfolgt werden können.

Die Betrachtungen machen klar, dass der Klimawandel zu einer Änderung der Habitate der dominierenden Baumarten in bisher unklarem Umfang und zu einer Ablösung von Waldgesellschaften (Sukzession) unter Beteiligung spontan einwandernder Baumarten, insbesondere aus dem Süden, führen kann (Walentowski et al. 2009). Die spontane Etablierung und Ausbreitung einwandernder Baumarten ist allerdings ein langwieriger Prozess, der von der Änderung der Umweltbedingungen, der Samenverbreitung der einzelnen Arten und der Konkurrenzkraft der etablierten Arten abhängt (Meier et al. 2012). Insbesondere die teilweise oder gänzliche Beseitigung der bestehenden Vegetation durch Störungen wie z. B. Windwurf, Trockenschäden, Waldbrand oder Schädlingsbefall spielen eine wichtige Rolle bei einer gegenseitigen Ablösung von Waldgesellschaften (Sukzession). Aktuelle Beispiele hierfür sind die Ausbreitung der Flaumeiche (*Quercus pubescens*) als Baumart der submediterranen Breiten in absterbenden Wald-Kiefernbeständen im schweizerischen Wallis (z. B. Rigling et al. 2006 a, b, Weber et al. 2007, vgl. auch Kasten I) und die Ausbreitung der Buche als nemorale Art in der von Fichte dominierten hemiborealen Zone Südschwedens nach Windwurf, Trockenheit und Borkenkäferbefall (vgl. Bolte et al. 2010, Grundmann et al. 2011).

Die Häufung von Absterbeereignissen und Störungen an der trockenheits- und wärmebestimmten, meist südlichen Verbreitungsgrenze der Baumarten („rear edge", Hampe & Petit 2005) deutet auf eine bereits sichtbare großräumige Verschiebung der Habitate einzelner Baumarten durch Klimawandel nach Norden hin (Allen et al. 2010). Auch der Anstieg der Waldgrenze im europäischen Gebirgsraum und die vertikalen Ausbreitungstendenzen heimischer Baumarten wie der Buche zuungunsten der Fichte im Bayerischen Wald ist in gewissen Grenzen der Erwärmung und Verschiebung der Höhenzonierung der Vegetation zuzuschreiben (s. Kasten II). Allerdings spielen in den Alpen häufig auch Effekte einer geänderten Landnutzung wie z. B. der Aufgabe der Almweide eine Rolle, die sich deutlicher auf das Ansteigen der Waldgrenze auswirkt als der Klimawandel (Gehrig-Fasel et al. 2007).

Die Unterstützung der natürlichen Ausbreitung bzw. „Wanderung" (Migration) von Baumarten („assisted migration") durch die Beseitigung von Ausbreitungshindernissen wie Habitatfragmentierung und die Duldung natürlicher Sukzessionen, aber auch durch das gezielte Versetzen von Populationen wird zwar kontrovers diskutiert aber nichtsdestotrotz als ein wichtiges Element eines adaptiven Waldmanagements angesehen (Millar et al. 2007, Bolte & Degen 2010).

8.4.1 Interaktionen mit Luftschadstoffen

Wälder in Mitteleuropa unterliegen bereits seit Langem erhöhten Stoffeinträgen aus Emissionen. Diese sind seit dem 19. Jahrhundert relevant und als Folge der Industrialisierung, der Verkehrsentwicklung und zunehmender Intensivierung der Landwirtschaft anzusehen. Die Einträge verändern die chemische Umwelt und damit die Lebensbedingungen der einzelnen Pflanzen mit Folgen für die Biodiversität.

Schädigende Einträge in Wälder wurden zunächst lokal als sogenannte „Rauchschäden" spürbar. In den Zeiten der Frühindustrialisierung spielten direkte Schäden an den Nadeln und Blättern der Bäume durch schwefelsaure Rauchgase nahegelegener Emittenten (z. B. Metallhütten) eine wichtige Rolle (Schröder 1883, Burschel 1989).

Seit den 1970er Jahren wurden dagegen auch in industriefernen Regionen Kronenschäden beobachtet, die durch den Ferntransport von Luftschadstoffen ausgelöst wurden. Diese besonders in den Höhenlagen der Mittelgebirge zunächst an Weiß-Tanne und Fichte, später an allen Hauptbaumarten beobachteten sog. „neuartigen Waldschäden" führten in ihrer gebietsweise großflächigen Symptomatik und Intensität ab dem Beginn der 1980er Jahre zu der Furcht vor einem „Waldsterben" und dem Beginn einer umfassenden Waldökosystemforschung, eines Waldschadensmonitorings sowie politischer Anstrengungen zur Verminderung der Luftschadstoffbelastung (u. a. Genfer Luftreinhaltekonvention; vgl. Seidling & Bolte 2009). Die „neu-

artigen Waldschäden“ wurden nicht mehr nur als Baumschädigungen angesehen, sondern als umfassende Beeinträchtigung der Wälder mit ihren ökosystemaren Leistungen und ihrer Artenzusammensetzung (z.B. Wittig et al. 1985), und damit auch der Biodiversität.

Als wichtige Ursachen der „neuartigen Waldschäden“ wurden (1) eine direkte Schädigung der Assimilationsorgane durch saure Schwefelimmissionen (Wentzel 1979, 1982) und Ozon (Bucher 1982, 1984), (2) Bodenversauerung, Basenauswaschung und Freisetzung von Aluminium und Schwermetallen in der Bodenlösung mit nachfolgenden Wurzelschädigungen und Ernährungsstörungen (Ulrich 1986, 1995) sowie (3) eutrophierende Stickstoffeinträge mit nachfolgenden Ungleichgewichten im Nährstoffangebot identifiziert (Nihlgård 1985). Eine vermittelnde Ursachenerklärung lieferte die sog. „Stresshypothese“ (Schütt et al. 1984, ähnlich zu Manion 1981), die neben der Wirkung von Luftverunreinigungen auch biotische und klimatische Einflüsse als Stressoren mit einbezog.

Im Verlauf der „Waldschadensdiskussion“ der letzten fast 30 Jahre, die sehr stark medial überprägt und nicht immer wissenschaftlich geführt wurde, trat immer mehr der Klimawandel mit seinen Komponenten Erwärmung, Trockenheit und Sturmgefahr in den Vordergrund und die Bedeutung der Immissionen dahinter zurück. Bisher wurde den Interaktionen zwischen Klima- und Witterungseffekten und Schadstoffeinträgen vergleichsweise wenig Aufmerksamkeit geschenkt und es existieren noch viele Kenntnislücken (Paoletti et al. 2007).

Bytnerowicz et al. (2007) stellten in einem Übersichtsartikel den Forschungsstand zu interaktiven Effekten von Schadstoffeintrag und Klimawandel zusammen:

(1) Die direkte phytotoxische Wirkung von Ozon sowie von hoch konzentriertem SO_2, NH_3 und NO_x wird einerseits von der Länge der Vegetationsperiode und damit von der Einwirkungszeit und andererseits vom Öffnungsgrad und der Öffnungsdauer der Spaltöffnungen beeinflusst. Eine verlängerte Vegetationszeit im Zuge des Klimawandels verstärkt die Wirkung der Schadstoffexposition, zunehmende Trockenheit verringert dagegen ihre Wirkung. Auch die erhöhte Konzentration von CO_2 in der Atmosphäre könnte die Schadstoffexposition verringern, weil die Leitfähigkeit der Spaltöffnungen in einer CO_2-angereicherten Atmosphäre sinkt (Ainsworth & Rogers 2007, Leuzinger & Körner 2007, Sitch et al. 2007). Dieser Effekt scheint jedoch bei Koniferen kaum oder gar nicht aufzutreten (Körner et al. 2007).

(2) Eine Erwärmung kann die Verwitterungsraten der Oberböden erhöhen, mit positiven Effekten auf die Pufferung eingetragener Säuren; andererseits wird die Mineralisierung der organischen Bodenkomponenten (bei ausreichender Feuchte) angeregt, mit negativen Folgen einer möglicherweise erhöhten Stickstofffreisetzung, -auswaschung und Bodenversauerung.

(3) Stickstoffeinträge können im Zusammenspiel mit einer Erwärmung das Baumwachstum positiv beeinflussen, wenn andere Ressourcen wie Wasser und übrige Nährstoffe ausreichend zur Verfügung stehen; Ozon dagegen hemmt eher die Assimilation und wirkt einer Wachstumssteigerung durch Erwärmung entgegen (King et al. 2005, Sitch et al. 2007).

(4) Allgemein verändern Stoffeinträge die individuelle Empfindlichkeit von Organismen und Arten gegenüber Störungen, die im Zuge des Klimawandels verstärkt erwartet werden. Stickstoffeutrophierung erhöht die Anfälligkeit gegenüber Spätfrost, Trockenheit und dem Befall durch Pathogene und Parasiten. Auch die Sturmfestigkeit der Wälder kann durch Stoff-einträge vermindert sein. So haben Bodenversauerung bzw. geringe Basensättigung der Böden und Stickstoffeutrophierung nach Braun et al. (2003) die Sturmschäden durch den Orkan „Lothar“ in der Schweiz erhöht. Eine geringere Tiefenerschließung der Durchwurzelung (vgl. Bodenversauerungshypothese nach Ulrich, s.o.) und ein erhöhtes Auftreten wurzelschädigender Pilze bei erhöhten Stickstoffeinträgen (Buche: *Phytophtora* ssp., Fichte: *Heterobasidion annosum*) sollen die Ursachen sein. Szenarien der Emissionsentwicklung von Stickstoffverbindungen in Europa bis 2020 (Winiwarter & Hettelingh 2011) deuten darauf hin, dass die Freisetzung von NH_3 annährend gleich bleibt, während sich der NO_x-Ausstoß vermindert. Damit bliebe die flächendeckende N-Eutrophierungsgefahr weiterhin groß, während sich die versauernde Wirkung des N-Eintrags insgesamt abschwächt.

8.4.2 Abiotische und biotische Störungen

Störungen, also zeitlich begrenzte, oft abrupte Auslenkungen von Umweltfaktoren, ob abiotisch oder biotisch, sind in Waldökosystemen systemimmanent (Otto 1994) und tragen maßgeblich zur Entwicklung und zum Erhalt der Biodiversität in Wäldern bei (Jentsch et al. 2002). Dies erscheint zunächst überraschend, da wir Wälder als stabile, langlebige Ökosysteme wahrnehmen. Entscheidend ist die zu beachtende Zeitskala. Oft sind es Ereignisse, die im Abstand von mehr als einem Jahrhundert stattfinden, welche ganz entscheidend die natürlichen Eigenschaften von Waldökosystemen bedingen. Zeitliche und räumliche Diskontinuität eröffnet gerade bei langlebigen Ökosystemen sozusagen „windows of opportunity" beispielsweise für die Regeneration etablierter Arten und auch für das Hinzutreten neuer. Bleiben Störungen ganz aus bzw. werden diese kontinuierlich durch den Menschen unterbunden, so führt dies zum Verlust von Diversität und von Funktionalität. Erhöht sich aber die Störungsfrequenz (Häufigkeit) oder auch die Intensität von Störungen (ihre Magnitude), dann kann dies ebenfalls zu substanziellen Veränderungen und zu Funktionsverlust führen.

Erst bezüglich der forstwirtschaftlichen Nutzung der Wälder wird eine ökologische Störung zu einem Schaden und der diesen auslösende Faktor zu einem Schadfaktor. Eine solch anthropozentrische Sichtweise ist entsprechend der multifunktionalen Ansprüche der modernen Gesellschaft an den Wald nachvollziehbar und wird durch die steigende Nachfrage nach nachwachsenden Energieträgern in Zukunft noch an Bedeutung gewinnen. Auch der Aspekt der Planungssicherheit spielt eine Rolle.

Allerdings ist zu beachten, dass die Unterbindung zeitlicher Dynamik und das Verhindern von Störungen negative Langzeiteffekte mit sich bringen können. Bei ausbleibenden oder menschlich unterdrückten systemimmanenten Störungen werden Dominanzbestände einzelner Arten gefördert. Solche monodominanten Bestände besitzen oft eine geringe Resilienz. In der Folge können dann eventuell nicht zu kontrollierende bzw. zu verhindernde Störungen besonders katastrophal wirken.

Grundsätzlich ist die Ökosystemstabilität an die Stabilität der Umweltfaktoren gebunden (Müller-Dombois & Ellenberg 1974). Mit Beginn der modernen Forstwirtschaft hat der Mensch durch vielfältige Maßnahmen versucht, Einfluss auf das jeweils aktuell bestehende Gleichgewicht zwischen Waldökosystemen und Umweltfaktoren zu Gunsten seiner forstwirtschaftlichen Zielsetzung zu nehmen. Die vergleichsweise hohe Stabilität der Umweltfaktoren in den vergangenen 200 Jahren ermöglichte den Aufbau einer nachhaltigen Forstwirtschaft. Aktive Waldschutzmaßnahmen minimierten Schäden und ermöglichten den Anbau von Baumarten auch außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes.

Der aktuelle Bericht von UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) und FAO (Food and Agriculture Organisation of United Nations) zum Zustand der europäischen Wälder gibt den Anteil der geschädigten Waldbestände innerhalb der EU mit gut 6 % der Gesamtwaldfläche an. Die Bedeutung von Insekten und Krankheiten als häufigste beobachtete Schadfaktoren wird dabei betont (Köhl & San-Miguel-Ayanz 2011).

In Folge des Klimawandels werden die Umweltfaktoren voraussichtlich variabler werden (**s. Kap. 2**). Störungen von Waldökosystemen werden höchst wahrscheinlich zunehmen und die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder erschweren. Insbesondere Insekten und Pilze werden, aufgrund ihrer schnellen Anpassungsfähigkeit, zu Schlüsselfaktoren der zukünftigen Waldentwicklung werden.

8.4.2.1 Wind- und Sturmwurf:

Im vergangenen Jahrzehnt traten in Deutschlands Wäldern beträchtliche Schäden durch Sturmtiefs, lokale Gewitterstürme und Tornados auf. Am schwerwiegendsten waren die Sturmtiefs Lothar 1999 und Kyrill 2007, die allein in Deutschland zu einem Schadholzanfall von jeweils mehr als 30 Millionen m^3 führten. Dies entspricht mehr als 40% des gesamten jährlichen Nutzholzeinschlags in ganz Deutschland (Jahresdurchschnitt 2002 bis 2008: 70,5 Millionen m^3, Oehmichen et al. 2011). Selbst diese Extremereignisse waren allerdings vergleichbar mit Sturmereignissen, die in der Vergangenheit auftraten und können nicht als Beleg für eine Zunahme von Sturmereignissen oder deren Intensität durch den Klimawandel in der Vergangenheit gelten (DWD 1999). Auch der erkennbare Trend einer Zunahme der Schadholzmengen durch Sturmwürfe kann nicht als Hinweis gelten, da hierbei nicht nur das Klimasignal, sondern auch die Anfälligkeit der

Wälder (z. B. deutliche Vorratszunahme in den letzten Jahrzehnten, geänderte waldbauliche Behandlung) berücksichtigt werden muss (Fröhlich 2011).

Im Hinblick auf Folgeschäden durch Borkenkäfer ist der Sturmholzanfall als potenzielles Brutmaterial von hoher Bedeutung für deren Populationsdynamik. Inwieweit sich die Sturmhäufigkeit und/oder -Intensität in Folge des Klimawandels verändern werden, ist ungewiss. Donat et al. (2011) haben die Ergebnisse von globalen und regionalen Klimamodellen in Bezug auf Veränderungen von extremen Windstärken in Europa analysiert. Die Modelle unterscheiden sich zwar regional in einigen Fällen erheblich, aber im Durchschnitt ergeben sich höhere Windgeschwindigkeiten in der Mitte und vor allem im Norden Deutschlands. Für ganz Deutschland erhöhen sich die geschätzten finanziellen Schäden (für die Gesamtwirtschaft, nicht nur den Forst) durch Stürme mit 15 – 35 % (90 % Konfidenzintervall). Zu einer ähnlichen Einschätzung gelangte auch der Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft (GDV), welcher von einer deutlichen Zunahme der Sturmschäden in Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Teilen von Niedersachsen ausgeht (GDV 2011).

8.4.2.2 Waldbrand:

Waldbrände sind in Deutschland bisher von untergeordneter Bedeutung (Schunk et al. 2009, Köhl & San-Miguel-Ayanz 2011). Es besteht ein enger Zusammenhang zwischen sommerlichen Trockenperioden und der jährlichen Waldbrandfläche (Schunk et al. 2009). Unser atlantisch getöntes Klima ist auch im Sommer in der Regel relativ feucht. Lange, mehrwöchige Trockenperioden sind ausgesprochen selten. Aufgrund der vergleichsweise nördlichen Lage ist das Klima zudem relativ kühl und Transpirationsverluste sowie wärmebedingte Bodenaustrocknung daher wenig bedeutsam. Ursächlich für Waldbrände sind das Zusammenkommen von ausreichend trockenem Brennmaterial und Zündquellen. In Deutschland entstehen Waldbrände vorwiegend durch fahrlässigen Umgang mit Zündstoffen, durch Brandstiftung und durch Blitzschlag. In Folge des Klimawandels wird das Waldbrandrisiko durch häufigere und länger andauernde Trockenperioden (Schär et al. 2004) wahrscheinlich ansteigen (Badeck et al. 2004, Beierkuhnlein & Foken 2008). Dies ergibt sich sozusagen zwangsläufig aus einer erhöhten Klimavariabilität. Konkrete Prognosen kann man hieraus aber noch nicht ableiten.

8.4.2.3 Forstinsekten:

Insekten werden analog zu den Baumarten artspezifisch auf den Klimawandel reagieren. Ihr Anpassungspotential ist aber ungleich höher, so dass mit einem deutlich erhöhten Schadrisiko zu rechnen ist; ebenso aber auch mit einer schnelleren Anpassung der „Nützlinge“. „Derzeit sind die Populationsmodelle, die für Insekten bestehen, nicht in der Lage, eine komplette Analyse aller durch Klimawandel verursachten Einflüsse und ihrer Auswirkungen auf Schadinsekten zu ermöglichen“ (Kropp et al. 2009).

Phytophage Insekten sind in die Ökosysteme durch ihre trophische Beziehung zu ihren Wirtspflanzen, die interspezifischen Wechselbeziehungen innerhalb ihrer Gilde und durch ihre Beziehung zu höheren trophischen Ebenen über Prädation und Parasitierung eingebunden. Die Änderungen im abiotischen Faktorengefüge infolge des Klimawandels wirken daher (1) direkt auf das jeweilige phytophage Insekt als auch (2) indirekt durch Beeinflussung der Vitalität der Wirtspflanze, Veränderungen im interspezifischen Beziehungsgefüge innerhalb der Gilde als auch in der Wirksamkeit von Prädatoren, Parasiten und Parasitoiden (Feemers et al. 2003).

Die erwartete Erhöhung der Sommertemperaturen verursacht mit Ausnahme von extrem hohen Temperaturen eine Beschleunigung der Entwicklungsabläufe bei Insekten. Bei Arten, die mehrere Generationen in einem Jahr ausbilden können, wie einige Borkenkäferarten (**Abb. 8.9**; Buchdrucker (*Ips typographus*), Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*) u. a.) oder phyllophage (blätterfressende) Blattwespen (Gemeine Kiefernbuschhornblattwespe (*Diprion pini*) an Kiefer), führt die Zunahme der Generationsanzahl zu einer direkten Dichteerhöhungen in einer Vegetationsperiode. Auch bei Insektenarten mit mehrjähriger Entwicklungsdauer (Maikäfer (*Melolonth a*sp.), Prachtkäfer (*Buprestidae* sp.) u. a.) kann es zu einer Verkürzung der Entwicklungszeit kommen, die mit einer geringeren Mortalität einhergeht und so zu erhöhten Populationsdichten führt (Wulf 2008, Petercord et al. 2008).

Dagegen können Insekten, die durch die Koinzidenz ihrer Entwicklung an bestimmte phänolo-

Abb. 8.9: In den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald, wie hier am Rachel, hat in naturnahen Nadelwäldern eine Borkenkäfergradation um die Jahrtausendwende zu einem flächigen Absterben der montanen Fichtenpopulation geführt. Foto: Carl Beierkuhnlein.

gische Phasen ihrer Wirtspflanzen gebunden sind (z. B. Kleine Fichtenblattwespe (*Pristiphora abietina*): Eiablage – Knospenentwicklung), nicht von der Temperaturerhöhung profitieren, sofern diese nicht zu einer Verschiebung der jeweiligen Entwicklungsphasen führt.

Eine Vielzahl mitteleuropäischer Forstinsekten sind an ein Temperaturregime unterhalb von 0 °C im Winter angepasst. Mit einer deutlichen Zunahme der Wintertemperatur und einer Abnahme der Häufigkeit von Frösten kann erwartet werden, dass die Überwinterungsmortalität bei bisher optimal angepassten Arten steigt, bspw. des im Larvalstadium überwinternden Kiefernspinners (*Dendrolimus pini*). Bei Arten mit nicht winterharten Überwinterungsstadien, z. B. Läusen (*Sternorrhyncha*), bzw. Arten mit unterschiedlich winterharten Entwicklungsstadien (z. B. Borkenkäfer) werden dagegen die Mortalitätsraten abnehmen. Dies könnte wiederum zu erhöhten Populationsdichten dieser Arten führen. Gleichzeitig profitieren aber auch antagonistische Pilze von milderen und feuchteren Wintern, so dass die Mortalitätsrate insbesondere bodenüberwinternder Insekten deutlich ansteigen könnte (Petercord et al. 2009).

Durch höhere Temperaturen und die Abnahme der Niederschläge im Sommer werden Trockenstressereignisse in der Vegetationsperiode höchst wahrscheinlich zunehmen. Schadinsekten, die auf geschwächte Wirte angewiesen sind, würden davon profitieren. Dies gilt in besonderem Maße für rindenbrütende Borken- und Prachtkäferarten.

Diese Veränderungen im abiotischen Faktorengefüge und in der Artzusammensetzung phytophager Arten führen auch zu Veränderungen in den höheren trophischen Ebenen (Feemers et al. 2003). Die langfristige Wirkung auf die Populationsdynamik von Prädatoren, Parasiten und Parasitoiden und deren Einfluss auf den Gradationsverlauf von Schadinsekten können bisher nicht abgeschätzt werden.

Insgesamt kann erwartet werden, dass die Bedeutung von thermophilen Forstinsekten zunehmen wird (Wulf 2008), die (1) auf durch Trockenstress geschwächte Wirte angewiesen sind (Borkenkäfer, Prachtkäfer), (2) mehrere Generationen ausbilden können (einige Borkenkäferarten), (3) eine Regulation durch Gegenspieler populationsökologisch bedeutungslos ist (z. B. Buchdrucker). Bei bisher als Schadinsekten bekannten Phyllophagen kann es zu nicht vorhersehbaren Verschiebungen im Gradationsmuster kommen. Bei einigen Arten werden Gradationen zunehmen und das Schadausmaß ansteigen. Die forstliche Bedeutung anderer Arten wird dagegen abnehmen.

8.4.2.4 Pilze:

Eine Zunahme der Schäden durch pflanzenpathogene bzw. fakultativ parasitische Pilze wird entsprechend der hohen Anpassungsfähigkeit dieser Arten erwartet. Allerdings ist, ebenso wie für die Insektenarten, auch bei den pilzlichen Schadorganismen das zukünftige Risiko derzeit nur mit großen Unsicherheiten zu beurteilen. Grundsätzlich muss die jeweilige Pilz-Wirtspflanzen-Interaktion intensiv analysiert werden, um Schadszenarien entwickeln zu können.

Pilzinfektionen sind in hohem Maße witterungsabhängig. Daher können pilzliche Schaderreger vom Temperaturanstieg in Folge des Klimawandels direkt profitieren. Dies gilt insbesondere für thermophile Arten, die bisher in Deutschland eine untergeordnete Bedeutung hatten. So zeigt bereits *Sphaeropsis sapinea*, der Erreger des Diplodia-Triebsterbens der Wald-Kiefer, in den vergangenen Jahren ein zunehmendes Auftreten (Blaschke & Nannig 2006). Niesar (2008) konnte zeigen, dass *Neonectria coccinea*, ein Pilz, der zum Faktorenkomplex des Buchenrindensterbens gehört, von milden Wintertemperaturen profitiert. Der Pilz bleibt bei höheren Wintertemperaturen aktiv und kann so die winterliche Ruhephase des Wirtsbaumes zur Überwindung der baumeigenen physiologischen Abwehrmechanismen (Petercord 1999) nutzen. Ein entsprechender Zusammenhang kann auch für die Wurzelhalsfäule der Erle, die von *Phytophthora alni* ausgelöst wird, festgestellt werden (Schumacher et al. 2006).

Parallel dazu kommt es zu indirekten Förderungen von Pilzbefall durch witterungsbedingte Schwächungen der Wirtspflanzen. Trockenstress-Ereignisse infolge sommerlicher Dürreperioden begünstigen Schwächeparasiten, wie z. B. den Hallimasch (*Halimasch* sp.) gegenüber ihren Wirtspflanzen (Metzler 2004). Überschwemmungen während der Vegetationszeit befördern die Infektion der Erle mit *Phytophthora alni* (Schumacher et al. 2006).

Blattpilze, wie z. B. die gefürchteten Schüttepilze der Douglasie oder der Eichenmehltau (*Microsphaera alphitoides*), benötigen bestimmte artspezifische Infektionsbedingungen, die im Wesentlichen über Feuchtigkeit und Temperatur definiert sind. Der starke Witterungsbezug macht Prognosen zur Entwicklung der Blattkrankheiten derzeit unmöglich.

Inwieweit das aktuell zu beobachtende Eschentriebsterben, ausgelöst durch den Pilz *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, in Zusammenhang mit dem Klimawandel steht, ist fraglich (Queloz et al. 2011).

8.4.2.5 Eingeführte Schaderreger

Der Klimawandel kann auch dazu führen, dass sich bisher nicht heimische Schädlinge etablieren. Neue Schaderreger aus Südeuropa können einwandern, häufig gefördert durch die Verschleppung mit Fahrzeugen entlang von Verkehrswegen, oder sie werden bspw. durch den globalisierten Warenhandel bzw. Tourismus aus Übersee eingeschleppt (Schmidt 2008, Lübbert et al. 2008, Schröder 2009). Beispiele solcher Entwicklungen sind das Ulmensterben durch den Neomycet *Ophiostoma novo-ulmi* in Europa sowie das Auftreten der Kiefernholznematode (*Bursaphelenchus xylophilus*) in Portugal, des Asiatischen Laubholzbockkäfers (*Anoplophora glabripennis*) und des Citrusbockkäfers (*Anoplophora chinensis*) in Italien. Welche Erreger in Zukunft auftreten könnten, ist kaum vorhersehbar.

8.4.3 Neue Baumarten

Unter neuen Baumarten verstehen wir hier nicht heimische Arten, d. h. alle durch den Menschen aktiv verbreiteten Baumarten, die vorher in einem Gebiet nicht vorhanden waren. Dazu zählen auch Baumarten, die vom Menschen in einer benachbarten Region eingebracht wurden und sich nun spontan zum Teil unter Verdrängung heimischer Florenelemente als invasive Arten verbreiten.

Beispiele für die auch dem Klimawandel zugeschriebene, spontane Ausbreitung nicht heimischer

Arten sind immergrüne Arten in den schweizerischen Südalpen, z. B. die ostasiatische Hanfpalme (*Trachycarpus fortunei*; Klötzliet al. 1996, Walther et al. 2002) und die invasive Verbreitung der amerikanischen Robinie (*Robinia pseudoacacia*) in Mitteleuropa (Kowarik 2003). Der Hauptgrund für die Ausbreitung nicht heimischer Baumarten in Mitteleuropa ist aber deren bewusster Anbau aus wirtschaftlichen Gründen (Asche 2010). Dies betrifft insbesondere die Douglasie, die Küsten-Tanne (*Abies grandis*), die Japanische Lärche (*Larix kaempferi*), die Rot-Eiche (*Quercus rubra*) und gebietsweise auch die Robinie, die zum Teil als besonders widerstandsfähig gegenüber den Folgen des Klimawandels angesehen werden (Bolte et al. 2009b). Die Herkunftsgebiete dieser in Deutschland im größerem Umfang angebauten nicht heimischen Baumarten sind fast ausschließlich der pazifische Nordwesten Nordamerikas (Douglasie und Küsten-Tanne), der Osten Nordamerikas (Rot-Eiche und Robinie) und die japanische Insel Honshu (Japanische Lärche). Diese Regionen weisen eine hohe Klimaähnlichkeit mit dem deutschen Anbaugebiet („climate matching", vgl. Broadmeadow et al. 2005) auf, eine Grundbedingung für eine erfolgreiche Etablierung neuer Arten. Dieser Ansatz wird auch genutzt, um mit Hilfe von Klimaprojektionen neue nicht heimische Arten bzw. neue Herkünfte etablierter Baumarten zu identifizieren, die heute unter unseren möglichen Klimabedingungen von morgen wachsen (Sykes 2001, Kölling 2008, Bergmann et al. 2010, Schmiedinger et al. 2009). Je nach Klimaszenario unterscheiden sich jedoch die Zielregionen zum Teil erheblich (Broadmeadow et al. 2005, Bergmann et al. 2010).Das in Deutschland unter verschiedenen Klimaszenarien zu erwartende Klima ist z.T. analog mit dem derzeitigen in Teilen Spaniens, Frankreich, Italiens und des Balkans (Bergmann et al. 2010).

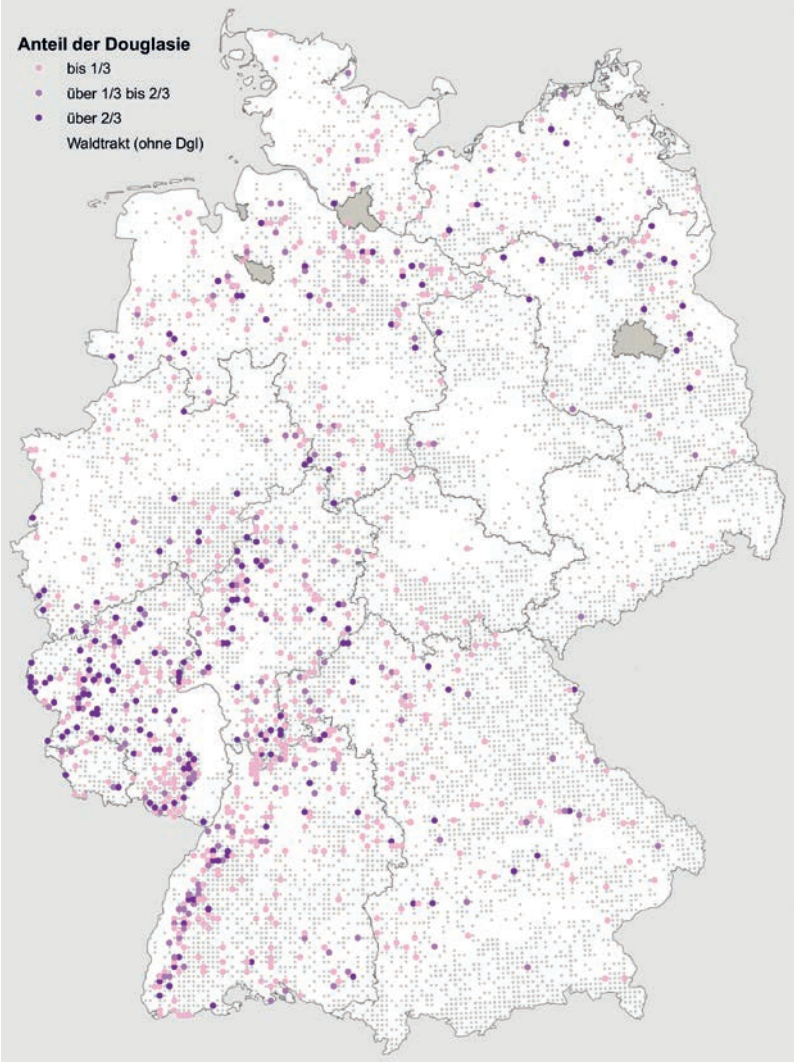


Abb. 8.10: Vorkommen und Flächenanteile der Douglasie in Deutschland und angrenzenden Ländern; für Deutschland (vgl. Kownatzki et al. 2011).

Die Douglasie ist derzeit mit etwa 2% Waldflächenanteil in Deutschland die mit Abstand häufigste nicht heimische Wirtschaftsbaumart (**Abb. 8.10**). Daher soll die Wirkung des Douglasienanbaus auf die Biodiversität stellvertretend für andere nicht heimische Baumarten dargestellt werden.

Die Douglasienfläche hat in Deutschland zwischen 2002 und 2008 erheblich zugenommen; gleichzeitig sank die Fichten- bzw. Wald-Kiefernfläche um 211 000 ha bzw. 51 000 ha (Polley et al. 2009). Durch den verstärkten Anbau produktiver und an-

gepasster Herkünfte der Douglasie sollen mögliche Produktionseinbußen bei den heimischen Nadelbaumarten Fichte und Wald-Kiefer zukünftig kompensiert und eine befürchtete Versorgungslücke (Dispan et al. 2008, Mantau 2009) geschlossen werden.

Die pflanzliche Artenvielfalt in Douglasien- und Douglasien-Mischbeständen ist ähnlich hoch oder höher als in reinen Buchenwäldern auf vergleichbarem Standort (Knoerzer et al. 1995, Kühnel 1995 für den Schwarzwald, Budde 2006 für norddeutsche Heidebestände). Die höheren Artenanzahlen sind allerdings auf „Allerweltsarten" zurückzuführen. Die Wirkung der Douglasie auf die Tierwelt ist negativer einzuschätzen. In Douglasienbeständen sind aus Insektensicht kaum hoch spezialisierte Totholzzersetzer oder Rote Liste-Arten zu finden (Goßner 2004). Allerdings kann man von einer zunehmenden Erschließung von Douglasien als Lebensraum und Nahrungspflanze ausgehen. Für die Vogelfauna stellen Douglasienbestände gegenüber Fichtenbeständen bislang besonders im Winter weniger attraktive Habitate dar (Goßner & Utschick 2001).

Die Douglasie kann sich spontan in vielen Wäldern verjüngen, was eine wichtige Voraussetzung für eine mögliche Invasivität ist. Untersuchungen in Naturwaldreservaten in Rheinland-Pfalz mit Douglasienbeimischung ergaben allerdings nur eine sporadische Verjüngung der Douglasie, wenn sie mit einheimischen Baumarten wie der Buche konkurrieren muss (Vor und Schmidt 2006). Auch Knoerzer et al. (1995) und Groß (2010) gehen für Südwestdeutschland grundsätzlich nicht von einer Invasivität der Douglasie aus. Allerdings wird vor einer „potenziellen Invasivität" der Douglasie (BfN 2010) im Hinblick auf vorkommende Einwanderung in wertvolle Habitate gewarnt (vgl. auch Walentowski 2008, Walentowski et al. 2010).

Nicht so eindeutig einzuordnen als heimische bzw. nicht heimische Baumart ist die Schwarz-Kiefer (*Pinus nigra*), die lokal bereits angebaut und ebenfalls verstärkt diskutiert wird. Natürliche Bestände finden sich in Österreich, und die Art wäre wahrscheinlich auch natürlich nach Deutschland eingewandert, wenn genügend Zeit gewesen wäre. Allerdings besitzt die Schwarz-Kiefer in ihrem Verbreitungsgebiet sehr ausgeprägte und auch morphologisch sichtbare Unterschiede, die zur Unterscheidung konkreter Unterarten geführt haben (Quézel 1980). Zudem wird die Schwarz-Kiefer auch sehr stark durch verschiedene Schädlinge befallen und somit die Verbreitung gebremst (Butin & Siepmann 1980).

Generell sollte die Bewertung der Einflüsse neuer Baumarten nicht pauschal sondern differenziert für einzelne Regionen, Standorte und benachbarte Habitate erfolgen. Moderate Einmischungen von bewährten, nicht heimischen Baumarten in naturnahen Wäldern insbesondere mit Buche werden als eine risikoarme Möglichkeit angesehen, die möglicherweise erhöhte Anpassungsfähigkeit nicht heimischer Baumarten zu nutzen und Klimarisiken für den Zuwachs und die Vitalität auf möglichst vielen Baumarten zu verteilen (Kölling et al. 2010).

8.4.4 Der Wald der Zukunft – Optionen und Grenzen

Die grundlegende Strategie einer zukünftigen Waldbewirtschaftung muss der ausreichenden Erzeugung von Rohholz für die stoffliche und energetische Verwertung, der Erhaltung und Bewahrung naturnaher Lebensräume und den Anforderungen des Klimaschutzes entsprechen. Die Wirkung einer vermehrten Kohlenstoffspeicherung in der Biosphäre auf die Netto-Freisetzung von Kohlendioxid ist erheblich, aber im Vergleich zur derzeit immensen CO_2-Freisetzung aus fossiler Verbrennung dennoch begrenzt (Prentice et al. 2001). Nur in der Kombination mit einer drastischen Reduktion der fossilen Kohlenstoff-Verbrennung und anderer Treibhausgasemissionen erscheint eine Begrenzung der Erderwärmung möglich. An eine nur mäßige, nicht vermeidbare Erwärmung können Wälder und Waldwirtschaft angepasst werden (z. B. Walentowski et al. 2009). Der Erhaltung der Biodiversität kommt dabei eine Schlüsselrolle zu, da die unterschiedliche Anpassungskapazität verschiedener Arten das Anpassungsvermögen von Waldökosystemen erhöhen kann. Im Folgenden sollen daher Maßnahmenoptionen der Waldbewirtschaftung im Hinblick auf ihre Folgen für die Minderung von Treibhausgasemissionen (Klimaschutz), Anpassung der Wälder und Erhaltung der Biodiversität diskutiert werden (Tab. 8.3).

8.4.4.1 Maßnahme 1: Aufforstung

Aufforstungen in der Form von Hochwaldbegründungen und der Anlage von Kurzumtriebsplantagen liefern die Möglichkeit der Treibhausgasmin-

Kasten I: Mediterrane Eichen in deutschen Wäldern – ein experimenteller ökologischer Ansatz für Trockenstandorte im Klimawandel

Seit 2008 wachsen auf besonders trockenen Standorten in Südhessen etwa 3000 Jungbäume mediterraner Eichenarten: Die immergrüne Stein-Eiche (*Quercus ilex*) und die laubwerfenden Arten Ungarische Eiche (*Q. frainetto*) und Flaum-Eiche. Die Auswahl der Arten erfolgte nach folgenden Kriterien: Zum einen sollten sich die Verbreitungsgebiete der Arten schon heute mit dem der heimischen Stiel-Eiche teilweise überschneiden, um die Gefahr unerwünschter ökologischer oder phytopathologischer Effekte zu minimieren.

Ein zweites Kriterium war die aktuelle Invasivität in kühlere Regionen im Zuge des Klimawandels: Die Stein-Eiche dringt aktuell in den Pyrenäen in Buchenbestände höherer Lagen vor (Peñuelas et al. 2007) und wird mittlerweile auch im südwestlichen Großbritannien als potenziell invasiver Neophyt eingestuft. Die Flaum-Eiche, die in Deutschland in isolierten Populationen auf wärmebegünstigten Standorten vorkommt, dringt in der Südschweiz in höhere, ehemals von der Wald-Kiefer besiedelte Regionen vor (Rigling et al. 2006 a, b, Weber et al. 2007).

Drittens sollten die untersuchten Arten zumindest unter gärtnerischen Bedingungen bereits in Deutschland ihre prinzipielle Klimatauglichkeit für das heute noch kältere Klima in Mitteleuropa nachgewiesen haben, insbesondere eine ausreichende Winterhärte. Als viertes Kriterium wurde die Nutzbarkeit berücksichtigt: Die Ungarische Eiche liefert eine ähnlich gute Holzqualität wie die Stiel-Eiche und ähnelt ihr auch in der Wuchsform.

In einem ökologischen Feldversuch testen Arbeitsgruppen des Biodiversität und Klima Forschungszentrums (BiK-F) gemeinsam mit Kollegen der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) im South-Hesse Oak Project (SHOP), ob unter den zu erwartenden Klimabedingungen der kommenden 100 Jahre diese südeuropäischen Laubbaumarten eine mögliche Alternative zum Anbau extraeuropäischer Forstbäume darstellen können. In der südhessischen Rheinebene kämpft die Forstwirtschaft seit Jahrzehnten mit den Folgen der Absenkung der Grundwasserspiegel durch Trinkwasserentnahme.

Mancherorts zeigen große Waldbereiche infolge eines kombinierten Schadbilds mit Trocken- und Hitzestresssymptomen und Schädlingskalamitäten vor allem seit 2003 eine negative Bestandsentwicklung, und eine geregelte Waldverjüngung ist erheblich beeinträchtigt, wenn nicht unmöglich. Auf einem Sandstandort im äußersten Südhessen (Umgebung Lampertheim) wurde eine 2 ha große Experimentalpflanzung auf einer freien Fläche unter Leitung der NW-FVA angelegt, bei der Aufwuchs, Fitness und die ökologische Funktionalität der südeuropäischen Eichenarten mit an solchen Standorten typischerweise angepflanzten Forstbaumarten verglichen werden. Dieses Experiment wird ergänzt durch bodenbiologische und baumphysiologische Untersuchungen an einem anderen Trockenstandort (eine 1 ha große Parzelle im Stadtwald Rüsselsheim auf einer Binnenland-Flugsanddüne) und auf einer 0,5 ha großen Versuchsfläche auf der mittleren Mainterrasse im Stadtwald Frankfurt. Dort wurden unter aufgelichteten Wald-Kiefernschirmen sowohl 6 – 8-jährige Einzelbäume als auch Pflanztrupps 2-jähriger Jungbäume der mediterranen Arten ausgebracht. Schwerpunkt der Untersuchungen auf diesen Flächen sind Wasserhaushalt, Fitness, Photosyntheseleistung und die Fähigkeit, der Kronenfauna (hier vor allem die Schmetterlinge (*Lepidoptera*) als Modellgruppe) und der Bodenfauna alternative Nahrungsangebote zur Stiel-Eiche bieten zu können. Die Stiel-Eiche stellte bzw. stellt an allen drei Standorten die dominante Wirtschaftsbaumart in unmittelbarer Umgebung dar – in Rüsselsheim als früherer Hutewald, in Frankfurt und Lampertheim als bestehender Hochwald.

Die bisherigen Befunde lassen sich wie folgt zusammenfassen: Während die laubwerfenden Arten Ungarische Eiche und Flaum-Eiche sich als problemlos winterhart erwiesen haben, gab es bei den Stein-Eichen-Pflanzungen (Herkunft Südfrankreich) mehrfach erhebliche Ausfälle infolge der für das Rhein-Main-Gebiet extrem kalten Winter 2008 – 2011. In jedem der drei Winter wurde an mindestens einem der Pflanzstand-

orte –18 °C erreicht, zum Teil gab es wochenlang scharfe Fröste. Solch niedrige Temperaturen sind im Untersuchungsgebiet normalerweise die Ausnahme und 4 – 7-jährige Jungpflanzen sowie 30 – 60-jährige Bäume in einer Untersuchungsfläche im Botanischen Garten der Universität Frankfurt und umliegenden Parkanlagen haben die Winter in dem etwas milderen Stadtklima mit Minima von –14° bis –16°C schadlos überstanden. Während der Photosyntheseapparat der immergrünen Art die Frostperioden im Zustand der reversiblen chronischen Photoinhibierung i. d. R. ohne Schaden übersteht, kam es jedoch infolge des scharfen Frostes zu typischen Trockenstresssymptomen mit anschließendem Absterben oberirdischer Pflanzenteile bei ca. 30 – 50 % der gepflanzten Bäume, welche dann im Frühjahr als Wurzelschösslinge wieder austrieben. Es wird vermutet, dass massive frostinduzierte irreparable Xylemembolien (Eintritt von Luft in die Wasserleitgefäße) hierfür verantwortlich waren. Um dieses Problem zu umgehen, experimentieren wir derzeit mit Pflanzmaterial aus den Südalpen, welches eine höhere Frosttoleranz haben sollte.

Ökologisch können die beiden laubwerfenden Arten nach den ersten Ergebnissen die Stiel-Eiche in vielen Fällen gut ersetzen: Ihr Laub wird als alternative Raupennahrung von diversen Stiel-Eichen-Konsumenten im Freiland (in Netzbeutel- und Köderstreifenstudien) und Labor (Fraßversuche mit Tausendfüßlern (*Diplopoda*)) angenommen. Ähnliches gilt für die Bodenfauna: Auch hier wird Laubstreu aller drei mediterranen Arten mit ähnlicher oder besserer Umsatzrate wie bei der Stiel-Eiche von Primärdestruenten sowohl im Feld (in Netzbeutel- und Köderstreifenstudien) wie auch im Fraßversuch mit Tausendfüßlern abgebaut. Die biologischen und forstwissenschaftlichen Untersuchungen werden begleitet und ergänzt durch sozial-ökologische Studien, in denen die potenzielle Akzeptanz solcher Baumarten bei „Stakeholdern“ (Betroffene und Interessierte) studiert wird und Möglichkeiten für einen nachhaltigen Waldumbau unter Klimawandelszenarien ausgelotet werden.

derung durch den Effekt der biotischen Kohlenstoffeinbindung und die spätere Verwendung von Holz als Ersatz für energieintensivere Bau- und Werkstoffe sowie für fossile Brennstoffe (vgl. auch Maßnahme 4). Angesichts der Bevölkerungsdichte Deutschlands, der wachsenden Klimawandelrisiken auch für die Landwirtschaft, sowie einer potenziellen Verteuerung von Transportkosten (Import von Nahrungsmitteln) wäre es problematisch, die landwirtschaftliche Nutzfläche Deutschlands für die Nahrungsmittelproduktion zugunsten der Waldmehrung drastisch zu reduzieren (Walentowski et al. 2009). Allerdings wurden im Jahre 2010 bereits mehr als 1,8 Mio. ha landwirtschaftliche Fläche in Deutschland für den Anbau von Energiepflanzen genutzt, wobei Pflanzen für Festbrennstoffe wie z. B. Agrarholz nur auf 4 000 ha angebaut wurden (FNR 2011). Berechnungen zu Vermeidungskosten von CO_2-Äquivalenten verschiedener Bioenergie-Linien zeigen, dass Holz-Hackschnitzel-Verwertung bei der Wärmeerzeugung und der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung (Kraftwärmekopplung) deutliche Vorteile gegenüber vielen Biogas-Linien mit Verwendung landwirtschaftlicher Energiepflanzen haben; besonders ineffizient sind verschiedene Kraftstofflinien wie Biodiesel und Ethanol (WBA 2007). Eine Umverteilung der bisher für Bioenergie genutzten landwirtschaftlichen Nutzflächen zugunsten von Agrarholz (Kurzumtriebsplantagen) oder Aufforstungen können die Effizienz der Bioenergie-Erzeugung durch Biomasseeinsatz deutlich erhöhen. Bei Aufforstungen kommt es hinsichtlich der Biodiversität darauf an, dass keine wertvollen Biotope zerstört werden (Bolte et al. 2011). Die Aufforstung von intensiv genutztem Ackerland führt aufgrund der geringeren Anwendung von Dünger und chemischen Pflanzenschutzmitteln sowie einer längeren Bodenruhe in der Regel lokal zu einer Erhöhung der pflanzlichen und tierischen Biodiversität bei der nachfolgenden Nutzung als Agrarholzfläche (Busch & Lamersdorf 2010). Global muss die energetische Verwendung von Biomasse kritisch betrachtet werden, da sie zur weiteren Verknappung der Flächen für die Lebensmittelproduktion und einen erhöhten Druck auf natürliche Waldökosysteme führt, die ggf. deutlich biodiverser sein können als deutsche Wälder.

Tab. 8.3: Einfluss von forstwirtschaftlichen Maßnahmen auf den Klimaschutz, die Klimaanpassung und die Biodiversität. *Aus Bolte et al. 2011, verändert.*

Maßnahmen	Klimaschutz	Anpassung	Biodiversität
Aufforstung	+	0	+ bis – (Vorkultur und Bewirtschaftungsform)
Produktivere Baumart	+	+ bis – (Anpassungsfähigkeit)	– (?) (Homogenisierung der Bestände)
Boden- und Humuspflege	+	+	+ (?)
Waldmoorschutz (Wasserrückhaltung)	+	+	+ (Wiederherstellung seltener Habitate)
Totholzanreicherung	+ bis – (Substitutionseffekte)	+ bis – (Brutsubstrat)	+ (Seltene Strukturen)
Baumartenmischung und Strukturvielfalt	+ bis – (Gesamtproduktivität)	+	+ (Habitatvielfalt)
Anpassungsfähige Baumarten/Herkünfte	+	+	+ bis – (Neophyten, Züchtung)
Neuartige Wald- behandlungsmethoden	+ bis – (suboptimale Bestandes- dichten, Umtriebszeiten)	+	+ bis – (Wirkung auf Strukturvielfalt)

8.4.4.2 Maßnahme 2: Produktivere Baumarten

Produktive Baumarten können aufgrund von Durchmesser- und Zuwachssteigerungen in der lebenden Biomasse und damit verknüpfter positiver Wirkungen auf den Boden- und Humusspeicher zur Treibhausgasminderung beitragen. Wenn sie darüber hinaus resistent gegenüber biotischen Schaderregern und Witterungsextremen sind, können sie auch einen wichtigen Beitrag zur Klimaanpassung der Wälder leisten. In Bezug auf die Biodiversität könnte sich allerdings eine Homogenisierung der Bestände durch die Dominanz sehr produktiver Baumarten negativ auswirken (Bolte et al. 2011). Entscheidend ist nicht nur die standortgemäße Baumarten-, sondern auch die richtige Herkunftswahl. Im Falle von nicht heimischen Baumarten ist deren Einbindung in die heimische Flora und Fauna und ihr Virulenz- und Invasionspotenzial (Fähigkeit zur unkontrollierbaren Ausbreitung und Verdrängung angestammter heimischer Arten) zu berücksichtigen (Walentowski et al. 2009).

8.4.4.3 Maßnahme 3: Boden- und Humuspflege

Eine Boden- und Humuspflege durch standortgemäße Baumarten, schonende Waldbewirtschaftung und Erntetechnik kann im Prinzip allen Anforderungen (Minderung, Anpassung, Biodiversität) zugutekommen, und sollte daher gefördert werden. Hierzu gehört der Verzicht auf größere Auflichtungen des Bestandsschirmes und andere Bodenstörungen (insbesondere beim Vorliegen von Rohhumusauflagen), das Vermeiden einer flächigen Befahrung der Waldstandorte mit Erntetechnik, die Nutzung von angepasster Befahrungstechnik (Gewicht, Radanzahl, Reifen) und von Frostperioden für die Holzbringung sowie die Verwendung schonender Erschließungs- und Bringungsmethoden (Seilbringung, Pferdevorrücken) auf verdichtungssensiblen Standorten (Lüscher & Kaufmann 2008, Nemestothy 2009). Bodenverdichtung in Wäldern kann insbesondere durch erhöhte Emissionen des Treibhausgases N_2O klimaerwärmend wirken (Teepe et al. 2004). Eine solche störungsarme Waldbewirtschaftung kann auf einzelnen Standorten im Widerspruch zum Erhalt der Sippendiversität seltener und gefährdeter Tier- und Pflanzenarten stehen, die an wiederkehrende Bodenstörungen angepasst sind. Mögliche Konfliktfälle sollten von Fall zu Fall gelöst werden. Auch der Erhalt bzw. der Anbau einiger Lichtbaumarten, wie der Eichen und der Wald-Kiefer, ist häufig auf die Auflichtung des Vorbestandes angewiesen und steht im Widerspruch zu dem Verzicht auf größere Auflichtungen.

8.4.4.4 Maßnahme 4: Waldmoorschutz und Waldmoorrenaturierung (Wasserrückhaltung)

Intakte Moore befeuchten und kühlen lokal die Atmosphäre und sie speichern in Deutschland im Mittel 700 t Kohlenstoff pro Hektar (Lfu 2009, Freibauer et al. 2009), d. h. ein Mehrfaches der Kohlenstoffvorräte in Wäldern. Moore, die in ihrem Wasserhaushalt gestört sind, können dagegen erhebliche Quellen klimarelevanter Treibhausgase darstellen. Intensiv genutzte Ackerflächen auf entwässerten Niedermooren könnten über Wasserspiegelanhebung und nachfolgende Aufforstung (Renaturierung) besonders effektive Beiträge zur Treibhausgasminderung leisten (vgl. Schäfer 2005). Im Fokus der Erhaltung der Biodiversität von Waldmooren stehen dagegen v. a. schützenswerte Hoch- und Übergangsmoorkomplexe. Hochmoorvorkommen sind eng klimagebunden und räumlich eng auf humide Küsten- und Gebirgsregionen begrenzt. Bei Temperaturzunahme und Verlagerung von Niederschlägen vom Sommer- ins Winterhalbjahr ist ihre spezifische Lebewelt (z. B. Eiszeitreliktarten) künftig hohen klimatischen Risiken wie Trocken- und Hitzestress ausgesetzt. Für vorentwässerte Moore stellt der Klimawandel einen zusätzlichen Stressfaktor dar. Eine Modellierung der Habitateignung unter Klimawandel in Österreich hat gezeigt, dass dort 85 % der Hochmoore in der Mitte des 21. Jahrhunderts bei einem Anstieg der Jahresmitteltemperatur um etwa 2,3 °C einem hohen klimatischen Risiko ausgesetzt sein könnten (Niedermair & Plattner 2010).

8.4.4.5 Maßnahme 5: Totholzanreicherung

Eine weitere Maßnahme betrifft die Totholzanreicherung in Waldbeständen. Der Totholzvorrat in deutschen Wäldern ist zwischen 2002 und 2008 von durchschnittlich 20 m^3 ha^{-1} auf 24 m^3 ha^{-1} angestiegen; bezogen auf die gesamte deutsche Waldfläche sind 5,9 Mio. t Kohlenstoff durch diese Vorratsanreicherung zusätzlich gespeichert worden (Oehmichen et al. 2011). In Bezug auf die Klimaschutzleistung kann sich Totholzanreicherung im Wald dennoch negativ auswirken, wenn die entgangene Substitution von energieintensiven Bau- und Werkstoffen durch Holzprodukte aufgrund der Nichtnutzung des Totholzes mit berücksichtigt wird (Rock & Bolte 2011). Für die Biodiversität ist Totholzanreicherung eine der bedeutendsten Maßnahmen im temperaten Wald Mitteleuropas. Eine Vielzahl von Organismengruppen im Wald ist auf Totholz der jeweils waldgesellschaftstypischen Baumarten angewiesen, wobei Holzkäfer und Holzpilze die beiden artenreichsten und im Abbauprozess wichtigsten Gruppen darstellen. Die Zahl der Totholz nutzenden und besiedelnden Arten profitiert von Totholzmengen über 30 m^3 ha^{-1} (Moning et al. 2010, Müller & Bütler 2010). Die Totholzanreicherung kann (vermutlich über die erhöhte Wassereinlagerung im Ökosystem) auch zu einer besseren Pufferung von Temperaturextremen führen (Norris et al. 2011a, b).

8.4.4.6 Maßnahme 6: Anpassungsfähige Baumarten und Strukturvielfalt

Die Bedeutung der heimischen Nadelbaumarten wird gegenüber den heutigen Ausgangsbedingungen zukünftig mit hoher Wahrscheinlichkeit abnehmen. Der heimischen Weiß-Tanne kommt zwar durchaus eine zunehmende Bedeutung zu, aber nur auf bestimmten Standorten und in bestimmten Regionen; einer deutlichen Ausweitung des Tannenanbaus scheinen allerdings Grenzen gesetzt (vgl. Kölling 2011). Gleichzeitig gilt die Weiß-Tanne als sehr verbissempfindlich (Wasem & Senn 2000). In der weiteren Auswahl stünden dann die nicht heimischen Nadelbaumarten und deren Herkünfte, allen voran bereits weit verbreitete Arten wie Douglasie und Küsten-Tanne (**s. Abs. 8.3.3**). Insbesondere an diese beiden Arten knüpfen sich die Hoffnungen der Forstwirtschaft auf Erhaltung eines hohen Nadelbaumanteils in den Wäldern Deutschlands. Bei der Einbringung der nicht heimischen Baumarten ist aus naturschutzfachlicher Sicht deren örtliches Invasionsspotenzial zu bedenken (**vgl. Maßnahme 2**).

Die rückläufige Bedeutung der heimischen Nadelbaumarten kann den Laubbaumarten zugutekommen. Neben der Buche, der Stiel- und der Trauben-Eiche (siehe oben) können kurz- und mittelfristig auch andere heimische Laubbaumarten mit erhöhter Trockenheitstoleranz von zunehmender Bedeutung sein, wie z. B. Winter-Linde (*Tilia cordata*), Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Spitz-Ahorn (*Acer platanoides*). Wirtschaftlich interessant ist dabei v.a. die Trauben-Eiche, deren Anteil sich deutlich erhöhen dürfte, sofern die wärmeliebenden Eichenschädlinge kontrollierbar bleiben. Für die Wiederbewaldung nach Störereignissen sind raschwüchsige Pionierbaumarten wie Sand-Birke

(*Betula pendula*), Zitter-Pappel (*Populus tremula*) oder Eberesche (*Sorbus aucuparia*) von Bedeutung für den Wiederaufbau von Waldstrukturen und die Waldanpassung (Wagner 2004). Auf geeigneten Standorten können „Heimische Exoten" wie Feld-Ahorn (*Acer campestre)*, Elsbeere (*Sorbus torminalis*) und Wildobst (*Prunus avium*, *Malus sylvestris, Pyrus pyraster* u. a.) gute Wuchsleistungen erzielen. In besonders wintermilden Regionen kommen darüber hinaus ergänzend submediterrane Arten wie die Flaum-Eiche in Betracht (**s. Abs. 8.3.3**). Bereits bewährt haben sich nicht heimische Laubbaumarten wie Esskastanie (*Castanea sativa*), Nussarten, Rot-Eiche (*Quercus rubra)* und Robinie, denen ein hohes Anpassungspotenzial zugeschrieben wird. Bei Robinie ist die erhebliche Invasivität ein Problem für den Biodiversitätsschutz (Stroh 2005).

Eine Erhöhung der Strukturvielfalt schafft Räume für die Entfaltung unterschiedlicher Arten und Individuen. Es werden unterschiedliche räumliche und standörtliche Nischen geschaffen. Dies erhöht die „Freiheitsgrade" der Waldanpassung, da Baumindividuen unterschiedlicher Art, verschiedenen Alters und differierender Stellung im Bestand unterschiedlich auf langfristige Umweltveränderung und Störungen reagieren. Ergänzungen der Strukturvielfalt können sich durch zunehmende Schichtigkeit, Totholzanreicherung (s. Maßnahme 5) und das Belassen von Biotopbäumen ergeben (vgl. Winter et al. 2002). Die Zielvorstellung eines gemischten, reich strukturierten Waldes, welcher der Risikostreuung dienen soll, teilen Landesforstverwaltungen bzw. Landesforstbetriebe und Naturschutzorganisationen (Reif et al. 2009).

8.4.4.7 Maßnahme 7: Neuartige Waldbehandlungsmethoden

Die wichtigsten waldbaulichen Einflussmöglichkeiten liegen neben der Wahl geeigneter Baumarten und Herkünfte (**s. Maßnahme 6**) im Bereich angepasster Produktionszeiten, Altersmischungen, vertikaler und horizontaler Strukturvielfalt sowie in der Regulierung der Bestandesdichte. Einen wichtigen stabilisierenden und vitalisierenden Beitrag auf Wälder könnte in bestimmten Forsttypen eine verstärkte Durchforstung liefern, da Einzelbäume durch eine verringerte Konkurrenz ihre Wurzelsysteme weiter ausbreiten können und so besser knappe Bodenwasser- und Nährstoffressourcen nutzen können (Whitehead et al. 1984). So belegen Untersuchungen, dass in geringer Dichte aufwachsende Fichten Zuwachsdepressionen nach Trockenheit besser überwinden können (Misson et al. 2003, Kohler et al. 2010). Zudem kann eine bessere Verankerung der Bäume, eine tiefere Beastung und ein niedrigerer Schlankheitsgrad (Verhältnis von Höhe zu Brusthöhendurchmesser des Stammes) nach einer Absenkung der Bestandsdichte die Einzelbaumstabilität gegenüber Sturmschäden (Windwurf, Windbruch) verbessern (Rottmann 1986, Bachofen 2000). Allerdings gibt es wichtige Hinweise dafür, dass die Bewahrung des Waldbinnenklimas von großer Bedeutung ist, was wiederum für die Erhaltung dichterer und schattiger Bestände spricht. Hierbei geht es u. a. um das Vermögen, Temperaturextreme und -schwankungen abzupuffern und somit Hitze- und Trockenstress zu reduzieren. Biomasseärmere und offenere Wälder haben eine geringere thermodynamische Effizienz und verzeichnen stärkere Temperaturschwankungen (Norris et al. 2011a, b). Eine stärkere horizontale und vertikale Strukturierung der Waldbestände kann man durch unregelmäßige und variierende Ernte- und Verjüngungsverfahren erreichen. Eine wichtige Rolle spielt dabei die bewusste Steuerung einer vielfältigen Naturverjüngung durch die Schaffung verjüngungsfreundlicher Kleinstandorte und entsprechende Wildbestandsregulierung.

8.4.4.8 Naturwälder – eine wichtige Referenz für den Waldbau und die Waldanpassung

Naturwälder in Form von Naturwaldreservaten und Totalreservaten von Schutzgebieten stellen wichtige Referenzgebiete für den Waldbau der Zukunft (**s. Kasten II**) und eine Anpassung von Wäldern und Waldbewirtschaftung dar. Dabei geht es darum, evolutionsbiologische und ökologische Prozesse zuzulassen. Im Sinne einer „passiven Anpassung" (Bolte & Degen 2010) können spontane Vegetationsentwicklung und Sukzession beobachtet werden. Zusätzlich wird durch das Zulassen und die Förderung natürlicher Dynamik die regionalspezifische und standortstypische, genetische und morphologische Vielfalt gefördert. Naturwälder sollten repräsentativ über verschiedene Naturräume, Höhenstufen und Laubwaldgesellschaften verteilt sein (Meyer et al. 2007). Der Nutzungsverzicht in Naturwäldern sollte allerdings zumindest in Tei-

len mit einer konsequenten Wildbestandsregulierung und einer Kontrolle des Wildverbisses verbunden sein, um die Prozessdynamik in aller Breite ablaufen lassen zu können (s. Beispiel Hainich; Huss Butler-Manning 2006). Die nutzungsfreie Waldfläche kann jedoch nur in beschränktem Umfang vorgehalten werden, da die Erzeugung der umwelt- und klimafreundlichen Ressource Holz im Rahmen einer nachhaltigen Waldnutzung im Wald der Zukunft einen hohen Stellenwert besitzt. In Bezug auf die potenzielle natürliche Vegetation (pnV, Tüxen 1956) als Orientierungsmaßstab für Naturschutzmaßnahmen im Wald bzw. den naturnahen Waldbau ist zu beachten, dass diese nicht statisch ist und der Klimawandel zu erheblichen Veränderungen führen könnte (Schmidt 1997, 2005, Bolte & Ibisch 2007, Chiarucci et al.2010, Hickler et al. 2012).

8.5 Auswirkungen des Klimawandels auf die Vielfalt wichtiger Artengruppen in Waldökosystemen

Für diesen Abschnitt haben Spezialisten für verschiedene Organismengruppen die Folgen des erwarteten Klimawandels für eine Vielzahl von „Waldarten" aus verschiedenen Gruppen (**Tabelle 8.4**) abgeschätzt. Die Abschätzungen basieren auf Merkmalen, die für die Reaktion auf den Klimawandel wahrscheinlich eine wichtige Rolle spielen und Projektionen mit Arealmodellen, insoweit diese zur Verfügung standen (Ein Teil der Tagfalter, Vögel und Gefäßpflanzen). Die angewandte Methode wurde an den Kenntnisstand in Bezug auf die jeweilige Organismengruppe angepasst. Zuwanderungen von Arten, die der Klimawandel erst ermöglicht, wurden nicht berücksichtigt. Mit Ausnahme der Vögel können wir hier nur zusammenfassend die Ergebnisse für Artengruppen präsentieren. Für die Bewertungen der einzelnen Arten, verweisen wir an die Bearbeiter der verschiedenen Gruppen (unveröffentlichte Daten).

Als Waldarten haben wir hier diejenigen definiert, für die Wälder wichtige Habitate darstellen, d. h. auch diejenigen, welche sowohl im Wald als auch im Offenland vorkommen. Wir unterscheiden jedoch Waldarten im engeren und im weiteren Sinne. Unter „Wäldern" verstehen wir sowohl Forste als auch mehr oder weniger natürliche Waldtypen, inklusive nutzungsbedingt relativ offene Waldtypen, wie z. B. Hute- und Niederwälder. Waldverlichtungen, Waldsäume, Kahlschläge, Waldmoore und Waldquellen werden auch als integrale Waldhabitate behandelt, weil sie „im Wald" vorkommen. Gebüschformen, wie z. B. Weidengebüsche und Tamariskenbestände, sind ausgeschlossen. Wir haben bewusst eine sehr breite Walddefinition gewählt, weil geschlossene Hochwälder, welche heute unser Waldbild prägen, evolutionär und historisch eine relative junge Erscheinung sind (**s. Einleitung**).

Wir haben versucht, so viele Arten wie möglich aus verschiedenen Gruppen zu bearbeiten, um eine möglichst repräsentative Auswahl der gesamten Artenvielfalt abzudecken. Die endgültige Auswahl ist jedoch vor allem durch die zur Verfügung stehenden Vorarbeiten und Spezialisten sowie deren Arbeitszeit bedingt. Aus Zeitgründen wurden bei einigen Gruppen nur eine Auswahl von Arten, z. B. Rote-Liste-Arten, bearbeitet. Um an den ersten Teil des Abschnittes, in welchem wir die Folgen des Klimawandels für die Baumschicht diskutieren, anzuknüpfen, haben wir auch versucht, die Bindung an bestimmte Waldtypen zu berücksichtigen. Wir präsentieren zunächst eine Zusammenfassung der Ergebnisse (**Tab. 8.4**) und diskutieren dann die Ergebnisse für die einzelnen Gruppen.

Um die Ergebnisse der verschiedenen Projektionen von Arealmodellen zusammenzufassen, haben wir die Ergebnisse gemäß Risikoklassen nach Settele et al. (2008, modifiziert, **Tab. 8.5**) klassifiziert. Dabei berücksichtigten wir für die ersten sechs Klassen für jede Art nur den Mittelwert von verschiedenen Klimaszenarien und Arealmodellen in Bezug auf den modellierten Arealverlust bzw. Arealwandel zwischen zwei Zeitfenstern. Um auch mögliche positive Effekte des Klimawandels zu erfassen, haben wir zu den Klassen von Settele et al. (2008) eine Klasse „geringes Risiko bzw. potenzieller Benefit" hinzugefügt (LR/PB). Mögliche positive Effekte nehmen wir nur an, wenn der mittlere Arealverlust weniger als 50 % der Fläche beträgt (geringes Risiko nach Settele et al. 2008) und alle Klimaszenarien einen positiven Arealwandel ergeben. Außerdem berücksichtigen wir mit Hilfe der Kappa-Statistik (Cohen 1960) beziehungsweise anhand von AUC-Werten (Fielding & Bell 1997), wie gut die Modelle die heutige Verbreitung darstellen können.

Tab. 8.4: Zusammenfassung der Abschätzungen von Klimafolgen für verschiedene Artgruppen.

Gruppe (Bearbeiter)	Anzahl bearbeiteter Arten (Anzahl bedrohte® Arten)	Anzahl Waldarten im engeren Sinne© mit erwarteten positiven Effekten (bedrohte® Arten)	Anzahl Waldarten im engeren Sinne© mit erwarteten negativen Effekten (bedrohte® Arten)	Anzahl Waldarten im engeren Sinne, die indifferent einzustufen sind	Anzahl Waldarten im weiteren Sinne$^{\Omega}$ mit erwarteten positiven Effekten (bedrohte® Arten)	Anzahl Waldarten im weiteren Sinne$^{\Omega}$ mit erwarteten negativen Effekten (bedrohte® Arten)	Anzahl Waldarten im weiteren Sinne, die indifferent einzustufen sind	Anmerkungen
Farn-und Blütenpflanzen (Gregor)	66 (66)	22 (22)	14 (14)	9 (9)	6 (6)	9 (9)	6 (6)	Expertenschätzung
Farn-und Blütenpflanzen (Pompe, Kühn)	33 (33)	5 (9)	7 (7)	10 (10)	3 (3)	4 (4)	4 (4)	Arealmodelle
Vögel (Trautmann)	14 (10)	0 (0)	12 (9)	0 (0)	0 (0)	2 (1)	0 (0)	Arealmodelle
Schmetterlinge (Schweiger, Musche)	60 (24)	2 (2)	7 (2)	4 (1)	3 (2)	22 (11)	22 (6)	Arealmodelle
Weberknechte (Blick)	43 (4)	3 (–)	12 (4)	20 (–)	2 (–)	–	6 (–)	Expertenschätzung
Laufkäfer (Fritze)	205 (46)	24 (7)	13 (4)	56 (9)	13 (8)	10 (5)	89 (13)	Expertenschätzung
Ameisen (Dorow)	83 (41)	15 (7)	2 (1)	21 (8)	25 (14)	2 (2)	19 (9)	Expertenschätzung
Pilze (Blaschke)	3511 (1197)	17 (8)	21 (13)	n. b.	2 (1)	2 (2)	n. b.	nur Zeigerarten wurden nach Waldbindung eingestuft

© mit folgender Waldbindung (nach Schmidt et al. 2011): WG = im Wald mit Schwerpunkt im geschlossenen Wald; WL = im Wald mit Schwerpunkt im lichten Wald; W = im Wald ohne Schwerpunkt; W+ = im Wald und im Offenland mit Schwerpunkt im Wald $^{\Omega}$ mit folgender Waldbindung (nach Schmidtet al. 2011): O+ = im Wald und im Offenland mit Schwerpunkt im Offenland OW = im Wald und im Offenland ohne Schwerpunkt ®Rote Liste Kategorien 0–3: 0: ausgestorben oder verschollen 1: vom Aussterben bedroht 2: stark gefährdet 3: gefährdet

8.5.1 Farn- und Blütenpflanzen

Viele Pflanzenarten sind relativ stark an bestimmte Umweltbedingungen bzw. Pflanzengesellschaften gebunden und diese Beziehungen sind hinreichend gut bekannt (Leuschner & Ellenberg 2010). In unseren Wäldern ist die Waldnutzung ein entscheidender Faktor, wobei die mehr oder weniger starke Belichtung des Waldbodens von entscheidender Bedeutung ist. Einige der wichtigen Umwelt- bzw. Habitatfaktoren können bisher noch nicht zufriedenstellend in Arealmodellen dargestellt werden, da die Modelle nur das Klima, relativ grobe Landnutzungsklassen und Bodentypen berücksichtigen. Eine Artbindung an Auenwälder und deren zukünftige Verbreitung wird bspw. nicht berücksichtigt. Deswegen wurden Klimafolgen für die Farn- und Blütenpflanzen hier sowohl qualitativ (ohne Modellierung) als auch quantitativ mit Arealmodellen abgeschätzt. Bei der qualitativen Abschätzung können Kenntnisse zur Ökologie der Arten berücksichtigt werden, welche die Modelle nicht einbeziehen. Andererseits können die Modelle mögliche unerwartete Veränderungen, die sich nicht einfach und direkt aus bestimmten Merkmalen ableiten lassen, aufzeigen und quantifizieren.

Tab. 8.5: Risikoklassen, die für die Auswertung der Ergebnisse von Arealmodellen benutzt wurden.

Risikoklasse	Arealverlust (Mittelwert)	Kappa-Statistik (Gefäßpflanzen)	AUC-Wert (Tagfalter)
HHHR extrem hohes Risiko	> 95%	> 0.6	> 0.75
HHR sehr hohes Risiko	> 85 – 95%	> 0.6	> 0.75
HR hohes Risiko	> 70 – 85%	> 0.6	> 0.75
R Risiko	> 50 – 70%	> 0.6	> 0.75
LR geringes Risiko	≤ 50%	> 0.6	> 0.75
PR potenzielles Risiko	0 – 100%	≤ 0.6	≤ 0.75

LR/PB geringes Risiko/potenzieller Benefit: Arealverlust entspricht LR & Arealwandel (alle Szenarien) >0%

Klimafolgen für in Deutschland zurzeit bedrohte Farn- und Blütenpflanzen (Korneck et al. 1996) mit Bindung an Wälder (Schmidt et al. 2011) wurden qualitativ abgeschätzt, wobei folgende Merkmale berücksichtigt wurden: Waldtypen in denen die Zielart vorkommt, die Stärke der Bindung an Wälder bzw. offene Habitate, die Verbreitung in Europa (nach Frey & Lösch 2010), die Höhenstufe, Ansprüche an Temperatur und Feuchte, sowie deren saisonale Verteilung. Außerdem wurden Projektionen mit Arealmodellen für 138 Wald-Gefäßpflanzen ausgewertet (Pompe et al. 2010).

Eine Analyse der Waldbindung verschiedener Pflanzenarten (**Abb. 8.11**) offenbart, dass 40 % der von Schmidt et al. (2011) zusammengestellten Waldarten nur gelegentlich in Wäldern vorkommen, 29 % der gefährdeten „Waldarten" haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in Offenland. Bei diesen beiden Gruppen handelt es sich vor allem um Arten, die in lichten, historischen Waldnutzungstypen wie Weidewald, Nieder- oder Mittelwald vorkommen. Dies trifft in abgeschwächtem Maße auch auf die Artengruppen zu, die Wald und Offenland ohne Schwerpunkt (10 %) bzw. lichten Wald (9 %) besiedeln.

Ohne Berücksichtigung der Klassen „nur gelegentlich in Wäldern" und „Wald und Offenland, Schwerpunkt Offenland" ergibt die qualitative Expertenabschätzung in einer dreistufigen Skala (Abnahme, gleichbleibend, Zunahme) folgende voraussichtliche zukünftige Bestandstrends im Rahmen des erwarteten Klimawandels für die jeweiligen Waldvorkommen der bedrohten Arten (**Abb. 8.12**). Die als ausgestorben geltende aber 2011 wiederentdeckte *Carex depauperata* (Hans Reichert, Trier, mündliche Mitteilung) ist nicht berücksichtigt.

Unter den Arten, für die eine Bestandszunahme angenommen wird, finden sich ausschließlich Arten von Waldtypen, die in wärmebegünstigten Gebieten vorkommen. Eine besondere Bedeutung haben dabei xerotherme Eichenmischwälder (*Quercetalia pubescenti-petraeae*) sowie verschiedene Kiefernwald-Typen (*Cytiso ruthenici-Pinion sylvestris, Dicrano-Pinetum, Erico-Pinetum*). Ein erheblicher Rückgang der Sommerniederschläge könnte insbesondere die Arten der Eichenmischwälder begünstigen. Eine Art, die den zu erwartenden Arealwandel besonders verdeutlichen könnte, ist die Eichenmistel (*Loranthus europaeus*). Sie ist momentan auf wenige Standorte bei Pirna südöstlich von Dresden beschränkt. Da geeignete Wirtspflanzen, Stiel- und Trauben-Eiche, weit verbreitet sind und Drosseln (*Turdidae*) als Überträger der Beeren ebenfalls häufig vorkom-

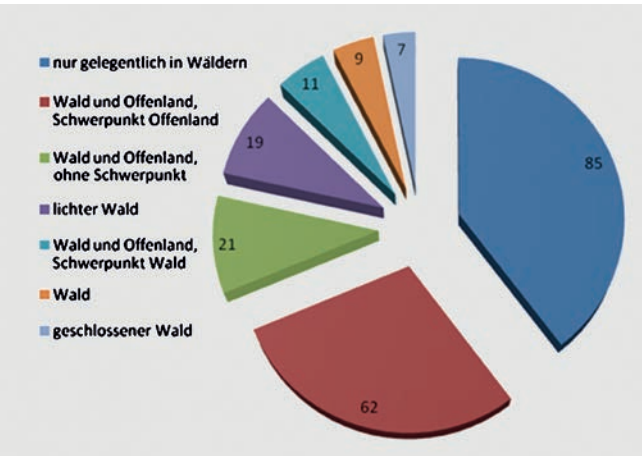


Abb. 8.11: Biotopbindung bedrohter Waldpflanzenarten. *Schmidt et al. 2011.*

men, dürfte das extrem seltene Vorkommen der Art in Deutschland klimabedingt sein. Im Gefolge einer Klimaerwärmung sollte sich die Arealgrenze der Eichenmistel deutlich nach Norden verschieben.

Unter den Arten, für die keine Abschätzung gegeben werden kann, finden sich Arten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Auen, wie die Feld-Ulme (*Ulmus minor*) oder die Weinrebe (*Vitis vinifera*) sowie auf Mykorrhiza-Pilze angewiesene Arten der Kiefern-Wälder wie das Dolden-Winterlieb (*Chimaphila umbellata*) oder das Rundblättrige Wintergrün (*Pyrola rotundifolia*). Für Arten der zweiten Gruppe lässt sich momentan nicht mit hinreichender Sicherheit abschätzen, ob geeignete Waldstadien zukünftig vermehrt oder vermindert vorhanden sein werden.

Gefährdete Arten von Bruchwald-Gesellschaften erhalten generell eine negative Einschätzung. Diese auf relativ konstante Wasserverhältnisse angewiesenen Gesellschaften würden durch die projizierten höheren Sommertemperaturen bei gleichzeitigem Rückgang sommerlicher Niederschläge zurückgehen. Für atlantisch verbreitete Arten von Bruchwäldern, die heute bereits im Westen Deutschlands ihre Arealgrenze erreichen, wie die Glatte Segge (*Carex laevigata*), bestehen ausgesprochen ungünstige Zukunftsaussichten, wenn die Sommer entsprechend der überwiegenden Mehrheit der Klimaprojektionen trockener werden. Ähnlich betroffen wären Arten der Waldquellen, wie das Glänzende Flügelblattmoos (*Hookeria lucens*), eine auffällige Moosart, die in niederschlagsreichen Lagen der Mittelgebirge und der Alpen um Quellen und in Bruchwäldern vorkommt. Wird die Wasserversorgung an Quellaustritten bedingt durch zunehmende klimatische Variabilität in der Zukunft weniger konstant sein, dürften solche Arten mit enger Standortamplitude seltener werden und regional verschwinden. Auch auf dauernd feuchte Standorte in Mooren angewiesene Moosarten wie viele Torfmoose (*Sphagnum papillosum*, *S. magellanicum*, *S. rubellum* oder *S. cuspidatum*) werden mit Sicherheit zu den Verlierern des Kllimawandels gehören. Eine Abschätzung der Folgen des Klimawandels für Moose und auch Flechten steht jedoch noch aus.

Ungünstig sind auch die Aussichten für Arten derjenigen montanen Waldgesellschaften, die nicht auf höher gelegene, momentan waldfreie Flächen der Alpen ausweichen können. Dies betrifft fichten- und

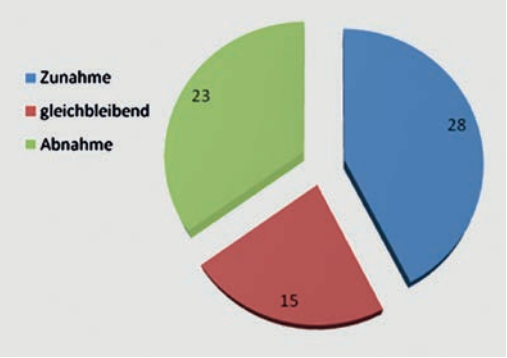


Abb. 8.12: Nach Expertenabschätzung erwartete Bestandstrends für bedrohte Waldpflanzenarten der Klassen „Wald und Offenland, ohne Schwerpunkt“, „lichter Wald“, „Wald und Offenland, Schwerpunkt Wald“, „Wald“ und „geschlossener Wald“.

tannenreiche Hochlagengesellschaften von Schwarzwald, Erzgebirge und Bayerischem Wald. Eine Art mit ungünstigen Aussichten ist zum Beispiel das Berg-Alpenglöckchen (*Soldanella montana*), welches in Deutschland nur im Bayrischen Wald und lokal westlich und südwestlich des Tegernsees vorkommt, in Europa jedoch weit verbreitet ist, oder der Englische Hautfarn (*Hymenophyllum tunbrigense*), der in Deutschland nur im Grenzgebiet zu Luxemburg an beschatteten Felsen vorkommt.

Für die quantitative Abschätzung von Klimafolgen wurden hier Ergebnisse des Projektes „Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Flora“ (Pompe et al. 2011) in Bezug auf Farn- und Blütenpflanzen mit Bindung an Wälder gemäß Haeupler et al. (2002) und Klotz et al.(2002) analysiert (n = 138 Arten, Pompe et al. 2010). Als Umweltvariablen wurden bei der Modellierung Klima, Bodentypen und Landnutzungsklassen berücksichtigt (Pompe et al. 2010). Die Ergebnisse von drei Szenarien für das zukünftige Klima und Veränderungen der Landnutzung aus dem EU-Projekt ALARM (Fronzek et al. 2012, Spangenberg et al. 2012) sowie drei statistischen Verfahren, um Korrelationen zwischen Artverbreitungen und Umweltvariablen in Modellen darzustellen (Pompe et al. 2010), wurden hier stark vereinfacht als mittlere Veränderungen der Areale zwischen zwei Zeitfenstern (1961 – 1990 und 2051 – 2080) zusammengefasst. Die Analysen ergaben, dass die zu erwartenden mittleren Arealverluste (unter der Annahme,

dass Arten jetzt noch keine Gebiete besiedeln, die der Klimawandel erst für sie besiedelbar macht) exponentiell mit der Klimaveränderung zunehmen (**Abb. 8.13**).

Regionale „Hotspots“ der modellierten Veränderungen sind Nordost- und Südwestdeutschland (Pompe et al. 2010). Im Vergleich zu anderen Biotoptypen sind „Waldarten“ weder besonders stark noch besonders schwach betroffen (Pompe et al. 2010). Wenn man jedoch den Arealwandel, d. h. die potenzielle Veränderung des Areals unter Berücksichtigung von Gebieten, welche zurzeit klimabedingt nicht besiedelt werden können (s. o.) betrachtet, ergibt sich für einige Arten ein durchaus positives Bild. Zum Beispiel die wärmeliebende Walnuss (*Juglans regia*) oder die Flaum-Eiche reagieren in den Szenarien mit starkem Arealzugewinn (Pompe et al. 2009). Der Median zeigt jedoch an, dass der Verlust den Gewinn an Areal für die Gruppe der getesteten Arten überwiegt (**Abb. 8.13**), d. h. dass die Simulationen im Schnitt einen negativen Effekt des Klimawandels für Wald-Gefäßpflanzen ergeben.

Außerdem wurden Zusammenhänge zwischen modellierten Arealveränderungen und Merkmalskombination (z. B. Ellenberg-Zeigerwerte für die Feuchtezahl) untersucht. Für Arten, deren Areal nicht hinreichend bekannt ist, um Arealmodelle zu konstruieren, wurden Verbindungen zwischen Merkmalen und modellierten Arealveränderungen genutzt, um sie einer Risikoklasse zuzuordnen (Pompe et al. 2009). Mit dieser Methode wurde jedoch nur das Extremszenario (+4 °C) analysiert. Insgesamt ergibt sich aus diesen Analysen für sieben der modellierten bedrohten Arten, die auch qualitativ bearbeitet wurden, ein potenzieller Benefit und für 28 ein geringes bis hohes Klima-Risiko (**Tabelle 8.4**). Weil für die meisten Arten, die mit beiden Ansätzen (qualitativ und Modelle) bearbeitet wurden bei der Modellierung nur das Extremszenario analysiert wurde, sind die Ergebnisse beider Ansätze nur bedingt vergleichbar.

Schließlich ist zu berücksichtigen, dass auch andere Faktoren, wie z. B. Stickstoffeinträge über die Luft (Thimonier et al. 1994, Brunet et al. 1996, Diekmann et al. 1999, Lamiere et al. 2000, Van Calster 2007) und die Veränderung des atmosphärischen CO_2-Gehaltes (z. B. Potvinet al. 2006, Dijkstra et al. 2010) die Konkurrenz-Beziehungen zwischen verschiedenen Arten beeinflussen. Insbesondere die Effekte der Veränderung der CO_2-Konzentration sind bisher nicht hinreichend bekannt (Potvin et al. 2006). Für die Zusammensetzung der Krautschicht von Wäldern auf mittleren Standorten schätzen Huwer & Wittig (im Druck) momentan noch die Nutzung und die N-Deposition bedeutsamer ein als den Klimawandel. Daraus ergibt sich, dass es schwer ist, Schlussfolgerungen zu möglichen Klimaeffekten für bestimmte Arten zu ziehen. Sicher ist, dass der Klimawandel die Artenzusammensetzung in vielen Wäldern beeinflussen wird (Pompe et al. 2010) und dass die Waldnutzung eine entscheidende Rolle spielt.

8.5.2 Vögel

Es wurden waldgebundene Vogelarten betrachtet, die in einer Rote-Liste-Kategorie (Südbeck et al. 2007) vorkommen. Die Waldbindung lässt sich bei

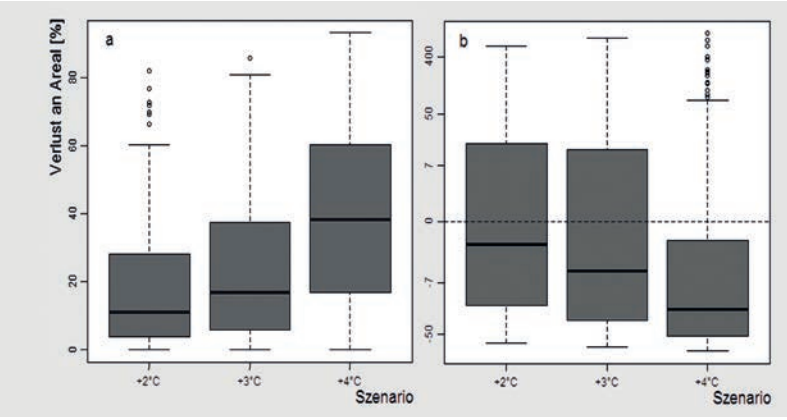


Abb. 8.13: Modellierter Arealverlust (a) und Arealwandel (b) (gemittelt aus drei statistischen Verfahren nach Pompe et al. 2008, 2010) unter Klimawandel bis 2080 von Pflanzenarten mit Bindung an den Hauptbiotoptyp Wald in Deutschland, nach Haeupler et al.(2002) und-Klotz et al.(2002) für drei unterschiedliche Szenarien (n = 138 Arten, schwarzer Balken = Median). Hierfür wurden Projektionen von Arealmodellen für zwei Referenzperioden (1961 – 1990 und 2051 – 2080) miteinander verglichen.

Vögeln insbesondere über die Spezialisierung auf Laub-, Nadel- oder Mischwald, strukturell nach der Dichte oder auch nach der Standortfeuchtigkeit bestimmen. Die Einschätzung potenzieller Veränderungen durch den Klimawandel und die Effektstärke wurde anhand von Arealmodellen vorgenommen (**s. Kapitel 10**). Dabei wurden zwei Klima- (zwei statistischen Realisierungen des Treibhausgasemissions-Szenarios A1B [ein „mittleres" Szenario, Nakićenoić & Swart 2000], Gerstengarbe & Werner 2008) und zwei Landnutzungsszenarien verwendet. In der folgenden Auswertung wurden diese als mittlere Veränderungen der Areale über alle Szenarien zwischen zwei Zeitfenstern (1961 – 1990 und 2045 – 2055) analysiert.

Die Auswertungen zeigen für keine der betrachteten Arten eine positive Modellprojektion für das zukünftige Vorkommen unter dem Einfluss des Klimawandels (**Tab. 8.6**). Dabei lässt sich die Stärke des zu erwartenden Klimaeffektes aber nicht mit der Bindung an bestimmte Verbreitungszonen (z. B. boreal), Höhenstufen (z. B. alpin) oder der Waldbindung (z. B. geschlossene Wälder) erklären. Auch der Gefährdungsgrad zeigt keine Korrelation zu den projizierten Klimaeffekten. Die Marginalität der Verbreitung scheint ebenso wenig eine Rolle zu spielen, denn für Arten wie Auer- (*Tetrao urogallus*) oder Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) mit regional eng begrenzter Verbreitung werden nur geringe Effekte projiziert, für das Haselhuhn (*Tetrastes bonasia*) mit ähnlich marginaler Verbreitung jedoch sehr starke. Mit dem Grauspecht (*Picus canus*) wird zudem nur für eine Verantwortungsart ein starker Klimaeffekt projiziert, alle anderen potenziell durch Klimawandel stark gefährdeten Arten sind nicht prioritär.

Die geringe Übereinstimmung des projizierten Klimaeffekts mit Verbreitung, Habitat und Gefährdungsgrad könnte auf Unterschiede zwischen den verschiedenen Szenarien zurückgeführt werden, die einen starken Einfluss auf die Zukunftsprojektionen haben. Insbesondere die Waldbindung und die bevorzugte Waldstruktur können in die vorhandenen Modelle nicht adäquat einbezogen werden; hierfür bedarf es Modelle, die die Artökologie noch besser berücksichtigen können. Bisher gibt es nur einzelne Untersuchungen zu Gefährdungspotenzialen der hier betrachteten Arten unter Klimawandel. So gilt der Grauspecht als klimabeeinflusst und könnte durch den Klimawandel gefährdet werden (Bauer et al. 2005), während für den Wendehals (*Jynx torquilla)* unklar ist, ob die Klimaerwärmung positive Auswirkungen auf sein Vorkommen hat (Becker et al. 2009). Beim Trauerschnäpper *(Ficedula fideleuca)*, einem Verwandten des Halsbandschnäppers *(Ficedula albicollis)*, sind negative Klimaeffekte bereits lange bekannt (u. a. Both et al. 2006). Für Hasel-, Birk- und Auerhuhn werden ebenfalls negative Effekte diskutiert (Bauer et al. 2005, Ludwig et al. 2006, Selås et al. 2011). Die vorliegende Untersuchung zeigt jedoch, dass stärkere Anstrengungen nötig sind, um das tatsächliche Gefährdungspotenzial für die untersuchten Arten zu ermitteln. Dies geschieht vor dem Hintergrund, dass der Teilindikator „Wälder" des Indikators „Artenvielfalt und Landschaftsqualität" der Bundesregierung (u. a. mit Grauspecht, Kleinspecht – *Dendrocopos minor* und Schreiadler – *Aquila pomarina*) für Vögel bis 2008 einen positiven Trend zeigte (Sudfeldt et al. 2010), sich dieser ab 2009 jedoch umkehrte. Ob diese Trendumkehr auf geänderte Waldbewirtschaftung oder klimatische Einflüsse zurückzuführen ist, ist ungewiss.

Anpassungsmaßnahmen wie z. B. Waldumbau müssen deshalb individuell beurteilt werden. Es lassen sich aber einige generelle Aussagen treffen: Der absehbare Rückgang von Nadelhölzern (**s. Abs. 3.4**) wird den Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) stärker als in den Modellen abgebildet gefährden und mit ihm andere Arten wie z. B. die heute weit verbreiteten Tannen- (*Periparus ater*) oder Haubenmeisen (*Lophophanes cristatus*) (Gottschalk et al. im Druck). Veränderungen der Struktur der Wälder werden aber auf die Mehrzahl der Arten weitaus größere Auswirkungen haben. So fördert ein höherer Totholzanteil alle hier untersuchten Spechtarten (*Picidae*). Von einer höheren Strukturvielfalt profitieren ebenso viele Arten, wobei einzelne Arten mit hoher Bindung an bestimmte Strukturen dadurch negativ beeinflusst werden könnten. Umgekehrt würde die Förderung spezieller Standorte, wie Waldmoore, einzelne (z. T. stark gefährdete) Arten wie z. B. Schreiadler oder Birkhuhn fördern, nicht jedoch die Artenvielfalt. Die Einführung anpassungsfähiger und produktiverer Baumarten als Monokulturen würde hingegen zu negativen Auswirkungen auf Vorkommen und Vielfalt der Waldvögel führen.

Art	Art (deutsch)	Kategorie§	Gesetzlicher Schutz$	Verantw.+	Waldtyp	Waldbindung*	Verbreitung++	Höhenstufe#	Klimarisiko@
Pernis aviporus	Wespenbussard	V	G WA VR	Ja	diverse Waldtypen	WG	eumitteleuropäisch-mittelrussisch	PK-SM	LR
Aquila pomarina	Schreiadler	1	G WA BV VR	Nein	v.a. feuchte Niederungswälder	W+	eumitteleuropäisch-pontisch	PK	LR-R
Falco subbuteo	Baumfalke	3	G WA VR	Ja	diverse Waldtypen	OW	eumitteleuropäisch-mittelrussisch-pontisch	PK	LR
Bonasa bonasia	Haselhuhn	2	VR	Nein	diverse lichte, unterholzreiche Waldtypen	WL	boreal-mittelrussisch-eumitteleuropäisch	SM-SA	HR-HHHR
Tetrao tetrix	Birkhuhn	2	G BV VR	Nein	offene, montane Wälder	WL	boreal-mittelrussisch-eumitteleuropäisch	SM-SA	LR
Tetrao urogallus	Auerhuhn	1	G BV VR	Nein	diverse lichte, unterholzreiche Waldtypen	WL	boreal-mittelrussisch-eumitteleuropäisch	SM-SA	LR-R
Scolopax rusticola	Waldschnepfe	V	VR	Nein	diverse unterholzreiche Waldtypen	WG	eumitteleuropäisch-boreal-mittelrussisch	PK-SM	HR-HHHR
Jynx torquilla	Wendehals	2	G BV VR	Ja	diverse offene Waldtypen	WL	eumitteleuropäisch-boreal-mittelrussisch	PK	LR
Picus canus	Grauspecht	2	G BV VR	Ja	diverse offene Waldtypen	WL	mittelrussisch-pontisch-eumitteleuropäisch	PK-SM	HHR-HHHR
Dendrocopos leucotos	Weißrückenspecht	2	G VR	Nein	diverse Waldtypen	WG	mittelrussisch-pontisch-eumitteleuropäisch	SM	HHHR
Dendrocopos minor	Kleinspecht	V	VR	Ja	diverse Waldtypen, v.a. Weichholz	WL	eumitteleuropäisch-mittelrussisch	PK	LR
Picoides tridactylus	Dreizehenspecht	2	G VR	Nein	Fichtenwälder	WG	boreal-mittelrussisch-eumitteleuropäisch	SM	LR
Ficedula albicollis	Halsbandschnäpper	3	G BV VR	Nein	lichte Buchen-und Eichenwälder	WL	mittelrussisch-pontisch-eumitteleuropäisch	PK	HHHR
Oriolus oriolus	Pirol	V	VR	Ja	v.a. lichte Laub-/Auwälder	OW	Eumitteleuropäisch-submediterran-pontisch	PK	LR

Tab. 8.6: Charakterisierung, qualitative Abschätzung von Klimafolgen und Modellprojektionen für Vögel der Roten Liste (und Vorwarnliste) in Deutschland. Waldbindung nach Berthold & Bauer (2005) und Südbeck et al. (2005). Gefährdungskategorien nach Südbeck et al. (2007); Verantwortlichkeit nach Nipkow (2009); gesetzlicher Schutz nach wissenschaftlichem Informationssystem „Vögel in Deutschland" des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten e. V. *S. www.dda-web.de); Waldtyp, Verbreitung und Höhenstufe nach Berthold & Bauer (2005), Hagemeijer und Blair (1997), Südbeck et al. (2005).*

§ Rote Liste:
0: ausgestorben oder verschollen
1: vom Aussterben bedroht
2: stark gefährdet
3: gefährdet
R: extrem selten
V: Vorwarnliste zur Roten Liste (kein Bestandteil der Roten Liste)

§G = streng bzw. besonders geschützt nach BNatSchG (2009)
BV = BArtSchV Novellierung
EG = EG-Verordnung 709/2010 [EG]; Anhang: D
FFH2 = FFH Richtlinie EG 2006/105 [FFH], Anhang: II
WA = Washingtoner Artenschutzübereinkommen
Falls der Schutz nur die Gattung oder die Familie betrifft, ist das Kürzel in Klammern gesetzt.

+Art für die Deutschland nach Nipkow (2009) eine besondere Verantwortung hat: Ja/Nein

*WG = im Wald mit Schwerpunkt im geschlossenen Wald
WL = im Wald mit Schwerpunkt im lichten Wald
W = im Wald ohne Schwerpunkt
W+ = im Wald und im Offenland mit Schwerpunkt im Wald
O+ = im Wald und im Offenland mit Schwerpunkt im Offenland
OW = im Wald und im Offenland ohne Schwerpunkt

++Schwerpunkt bzw. Zentrum der Verbreitung nach Florenregionen (nach Frey und Lösch 2010).

#PK = planar bis kollin (bis 400 m)
SM = submontan bis montan (400 m – 1600 m)
SA = subalpin (höher als 1600 m)

* Risikoklasse aufgrund von Verbindungen zwischen ökologischen Merkmalen (Pompeet al. 2009) und modellierten Arealveränderungen (s. Abs. 4.1.2)

@ Risikokategorien: siehe Tab. 8.5

8.5.3 Weberknechte (Opiliones), Ameisen (Formicidae), Laufkäfer (Carabidae)

Aus den Tiergruppen der Weberknechte (Opiliones), der Laufkäfer (Carabidae) und der Ameisen (Formicidae) wurden alle aus Deutschland bekannten Arten mit einer einheitlichen Methodik bearbeitet. Um eine möglichst objektive Abschätzung zu erwartender Klimaeffekte zu erzielen, wurde die Bedeutung jedes Merkmals für die Reaktion auf den Klimawandel numerisch bewertet (von 1 = negative Klimaeffekte bis 3 = positive Klimaeffekte zu erwarten) und der Klimaeffekt wurde für jede Art über die Summe der Werte für die einzelnen Merkmale und in einigen Fällen weitere relevante Spezifika (s. Text) ermittelt. Das in der Arbeit von Rabitsch et al. (2010) verwendete System wurde hierfür weiterentwickelt und modifiziert. Dies war notwendig, um nicht nur Aussagen über negative Folgen des Klimawandels machen zu können sondern auch Hinweise auf mögliche positive Einflüsse auf Arten zu erhalten. Rabitsch et al. (2010) haben ihre Auswertungen auf streng geschützte Arten, FFH-Anhangsarten und auf die BfN-interne „Vorläufige Vorschlagsliste Verantwortlichkeitsarten" beschränkt. Sie werteten insgesamt 515 Tierarten aus einem breiten Spektrum von Tiergruppen aus. Von den von uns ausgewerteten Gruppen (Anzahl von in Deutschland freilebenden Arten (inkl. Unterarten): Weberknechte 53, Laufkäfer 587, Ameisen 109 Taxa) wurden von Rabitsch et al. lediglich 21 Arten einbezogen (0 Weberknechte, 16 Laufkäfer, 5 Ameisen).

Auswahlparameter:

- Waldbindung (**vgl. Tabellen 8.7, 8.9, 8.11**).
- Die Einstufung der Gefährdung der drei Tiergruppen in Deutschland erfolgte nach Müller-Motzfeld et al. (im Druck) für die Laufkäfer, nach Muster et al. (im Druck) für die Weberknechte und nach Seifert (2007) für die Ameisen.

Bewertungsparameter (ergänzend sind noch Spezifika der untersuchten Tiergruppen zu beachten, siehe unten):

- Thermische Amplitude (Thermowert): Kategorisierung in thermophob (1), eurytherm oder mesotherm (2), thermophil (3). Zwischenstufen in 0,5er Schritten sind bei dieser Kategorie möglich.
- Biotopbindungswert: stenotop in feuchtkühlen Lebensräumen (1), mesotop (2), eurytop und stenotop in trockenwarmen Lebensräumen (3).
- Höhenverbreitung (Höhenwert): Ab der planaren Stufe vorkommend (3), ab der kollin-submontanen Stufe (2), ab der montanen Stufe (1) (Höhenstufen bei den Weberknechten nach Komposch &

Gruber 2004 bzw. Martens 1978, bei den Laufkäfern nach Müller-Motzfeld 2006, bei den Ameisen nach Schaefer & Tischler 1983).

- Migrationsfähigkeit (Migrationswert): Kategorisierung in gering (1), mäßig (2), hoch (3)
- Verbreitung in Europa (Arealwert): Um die Verbreitung der Arten in Europa zu klassifizieren wurde die in **Abb. 8.14** gezeigte Unterteilung von Europa in 6 Teilregionen verwendet. Wir haben uns für eine weitgehend eindeutige Zuordnung ganzer Länder zu den Teilregionen entschieden, um die diesbezüglich meist noch unbefriedigende Bearbeitungssituation der europaweiten Kartografie der drei behandelten Tiergruppen verwendbar machen zu können. Zuerst wurde jede Art gemäß ihres Areals innerhalb der sechs Regionen eingeschätzt. Beträgt das Areal einer Art in einer Region mehr als ⅔ der Fläche wurde der Verbreitungswert 3 vergeben, für einen Arealanteil zwischen ⅓ und ⅔ der Wert 2, für einen Arealanteil unter ⅓ der Wert 1 und für das Fehlen einer Art in einer Region der Wert 0. Damit kann die Summe der Verbreitungswerte zwischen 1 (unter ⅓ in Mitteleuropa/ME) und 18 (> ⅔ in allen 6 Regionen) liegen.

Um für die Verbreitung in Europa eine den anderen Bewertungen analoge Einstufung zu erhalten, wurde die Zuweisung der Arealwerte wie folgt durchgeführt:

- Für alle Arten, die in Deutschland Expansionspotenzial haben (Verbreitungswert ME <3) wurde ermittelt, welche von diesen in Südwesteuropa, Südosteuropa oder Westeuropa einen Verbreitungswert (2 oder 3) haben, der höher ist, als der in Mitteleuropa (d. h. Arten, von denen wir auf Grund ihres häufigen Vorkommens im Süden bzw. Westen annehmen, dass sie Klimawandelgewinner sein können). Für diese Arten erfolgt die Zuweisung des Arealwertes 3.
- Allen Arten, die in Nord- oder Osteuropa einen hohen Verbreitungswert (2 oder 3) haben, der höher ist, als der in Mitteleuropa und in Mitteleuropa maximal einen Verbreitungswert von 2 erreichen, wurde der Arealwert 1 zugewiesen.
- Für die Arten, die einen maximalen Arealwert von 5 erreichen und, außer in Mitteleuropa, in den europäischen Regionen jeweils höchstens den Verbreitungswert 1 haben, erfolgt die Zuweisung des Arealwertes 1.
- Alle übrigen Arten erhalten den Arealwert 2.

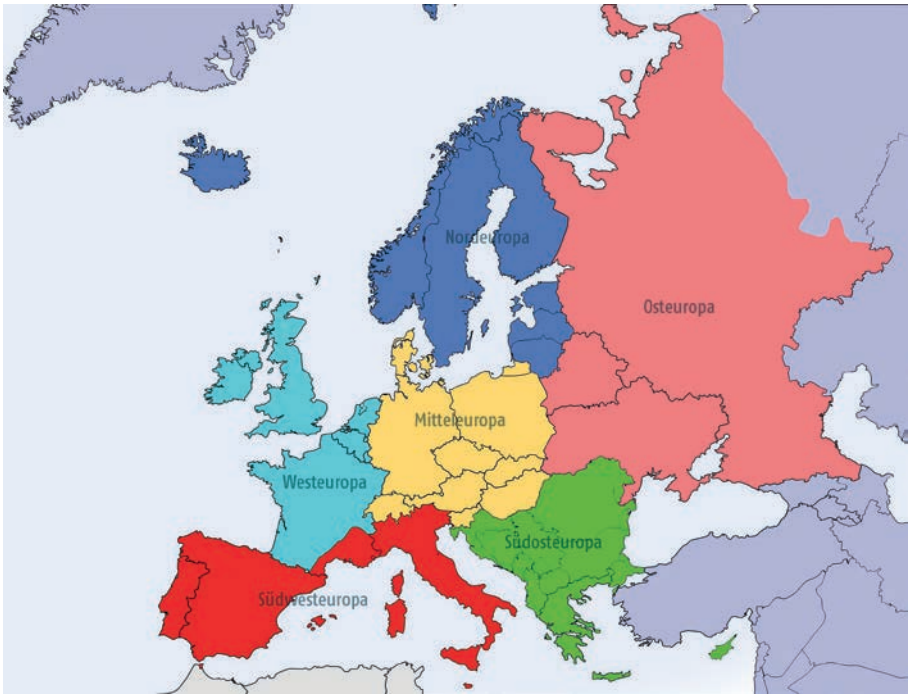


Abb. 8.14: Regionen Europas
Verändert nach: http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/3/3c/Europe_subregion_map_world_factbook.svg.

Diese fünf Parameter sind durch die jeweils gleiche Spanne von 1 bis 3 gleich gewichtet. Die Summe dieser Parameter stellt den Klimawert dar. Er kann Werte zwischen 5 und 15 erreichen.

8.5.3.1 Ergebnisse und Diskussion Weberknechte

Für die Einstufungen und Kategorisierung der 53 Weberknechtarten Deutschlands (Muster et al. im Druck, inkl. dort nicht bewerteter Arten) wurden überwiegend Komposch & Gruber (2004), Martens (1978), Staudt (2011) und neben einer Vielzahl faunistischer Arbeiten eigene Kenntnisse zu den Arten verwendet (Tab. 8.7).

Von den aus Deutschland bekannten Weberknechtarten sind insgesamt 43 (= 81 %) Waldarten, davon 35 (= 66 %) Waldarten im engeren Sinn, d. h. mit Schwerpunkt in Wäldern, und 8 (= 15 %) Waldarten im weiteren Sinne.

Die folgenden Werte basieren auf allen 43 Waldarten (Tab. 8.8).

Tab. 8.8: Anteil der Weberknechtarten an den Parameterstufen

Parameter / Parameterstufe	1	1,5	2	2,5	3
Thermowert	12	6	16	5	4
Biotopbindungswert	14		22		7
Höhenwert	4		7		32
Migrationswert	32		11		–
Arealwert	16		19		8

Thermowert. 28 % der Arten sind ausgesprochen thermophob und damit an kühl-feuchte Waldtypen gebunden. Lediglich 21 % sind termophil (Thermowert 3,0) bzw. zeigen eine Tendenz zur Thermophilie (Thermowert 2,5). **Biotopbindungswert**. 51 % der Arten sind mesotop und 33 % sind stenotop in feuchtkühlen Lebensräumen und damit potenziell durch den Klimawandel gefährdet. **Höhenwert**. Die weit überwiegende Anzahl der Arten (74 %) ist ab der planaren Stufe verbreitet. **Migrationswert**. Weberknechte haben eine geringe Ausbreitungsfähigkeit (keine Flugfähigkeit, kein Fadenflug wie z. B. Spinnen), was sich in ihrer überwiegend (74 % der Waldarten) geringen Migrationsfähigkeit niederschlägt. **Arealwert**. Die Weberknechte Deutschlands haben hohe Anteile an Arten mit vergleichsweise kleinen Verbreitungsarealen in Europa. 33 der Waldarten (= 77 %) bewohnen maximal die halbe Fläche Europas, 17 Arten (40 %) sogar nur maximal ein Viertel. Den höchsten Verbreitungswert (16) hat *Mitopus morio*. 37 % der Arten erhalten den Arealwert 1, 44 % den Arealwert 2 und 19 % den Arealwert 3.

Klimawert

12 Weberknechtarten sind potenzielle Klimaverlierer, darunter alle bedrohten Waldarten (Klimawert zwischen 5 und 7: *Amilenus aurantiacus, Gyas annulatus, Gyas titanus, Holoscotolemon unicolor, Ischyropsalis carli, Ischyropsalis hellwigi hellwigi, Nemastoma bidentatum bidentatum, Nemastoma triste, Paranemastoma bicuspidatum, Paranemastoma quadripunctatum, Platybunus bucephalus, Platybunus pinetorum*). Bis auf N. b. bidentatum, der erst jüngst in Deutschland nachgewiesen wurde und von dem noch nicht klar ist, ob es sich um eine Ausbreitung oder Verschleppung handelt (Schönhofer & Holle 2007), sind dies alles Arten mit kollin-montanem oder noch höher gelegenem Verbreitungsschwerpunkt. Zum einen werden die 20 Arten mit einem Klimawert zwischen 7,5 und 11 als indifferent gegenüber dem Klimawandel eingeschätzt. Zum anderen sind auch die sechs Arten mit einem hohen Klimawert (11,5 bis 13), die in Mitteleuropa den Arealwert 3 haben und somit ihr Areal kaum vergrößern können, als indifferent zu bezeichnen.

Die verbleibenden fünf Arten mit einem hohen Klimawert (11,5 bis 13) sind potenzielle Klimagewinner (*Astrobunus laevipes*, *Dicranopalpus ramo-*

Tab. 8.7: Einstufung der Waldbindung der Weberknechtarten Deutschlands

Waldbindung	Anzahl Arten	% (insg.)	% (Waldarten)
im Offenland und sonstigen Lebensräumen	10	18,9	
im Wald und im Offenland mit Schwerpunkt im Offenland	1	1,9	2,3
im Wald und im Offenland ohne Schwerpunkt	7	13,2	16,3
im Wald und im Offenland mit Schwerpunkt im Wald	24	45,3	55,8
im Wald mit Schwerpunkt im lichten Wald	–	–	–
im Wald ohne Schwerpunkt	5	11,3	14,0
im Wald mit Schwerpunkt im geschlossenen Wald	6	9,4	11,6
Summe	53	100,0	100,0

Tab. 8.9: Einstufung Waldbindung der Laufkäfertaxa Deutschlands

Waldbindung	Anzahl Arten	% (insg.)	% (Waldarten)
im Offenland und sonstigen Lebensräumen	382	65,1	
im Wald und im Offenland mit Schwerpunkt im Offenland	68	11,6	33,2
im Wald und im Offenland ohne Schwerpunkt	44	7,5	21,5
im Wald und im Offenland mit Schwerpunkt im Wald	32	5,5	15,6
im Wald mit Schwerpunkt im lichten Wald	–	–	–
im Wald ohne Schwerpunkt	33	5,6	16,1
im Wald mit Schwerpunkt im geschlossenen Wald	28	4,8	13,7
Summe	**587**	**100,0**	**100,0**

sus, Nemastoma dentigerum, Oligolophus hanseni, Paroligolophus agrestis). Diese Arten kommen überwiegend im Flachland vor (Staudt 2011), zum Teil bevorzugt im Bereich von Flussauen (*A. laevipes, N. dentigerum*). Die erwarteten negativen Effekte des Klimawandels für die Waldweberknechte Deutschlands überwiegen zusammenfassend deutlich gegenüber den positiven.

8.5.3.2 Ergebnisse und Diskussion Laufkäfer

Die Einstufung der 587 deutschen Laufkäferarten und -unterarten (Müller-Motzfeld et al. im Druck) erfolgte nach dem Katalog der Lebensraumpräferenzen deutscher Laufkäfer (GAC 2009) und der Arbeit zur Laufkäferfauna deutscher Wälder (Müller-Motzfeld 2001), unter Berücksichtigung einer Vielzahl faunistischer Arbeiten und eigener Kenntnisse (Tab. 8.9).

Laufkäfer sind mit 205 Taxa (35,4 %) in Wäldern vertreten. Im engen Sinne leben 93 Arten- und Unterarten (15,8 %) in Wäldern. 112 Taxa (19,1 %) kommen regelmäßig in Wäldern vor, sind aber gleichermaßen oder überwiegend im Offenland anzutreffen (Waldarten im weiteren Sinn).

Die folgende Auswertung bezieht sich auf die 205 Waldarten (Tab. 8.10).

Tab. 8.10: Anteil der Laufkäfertaxa an den Parameterstufen

Parameterwert / Parameter	1	2	3
Thermowert	26	168	11
Biotopbindungswert	37	130	38
Höhenwert	46	16	143
Migrationswert	33	122	50
Arealwert	10	165	30

Thermowert. 12,7 % der Taxa sind thermophob und an kühlfeuchte Waldtypen gebunden. 5,4 % gelten als thermophil. **Biotopbindungswert**. Die meisten Taxa (63,4 %) sind mesotop. 18,0 %) sind stenotop. 7,3 % dieser Gilde sind besonders eng an einen einzigen Lebensraumtyp gebunden. Die in feuchtkühlen Lebensräumen lebenden stenotopen Arten zählen potenziell zu den durch den Klimawandel gefährdet Laufkäfern. 18,5 % sind eurytop. **Höhenwert**. Laufkäfer, die ab der planaren Stufe verbreitet sind, stellen mit 69,8 % den größten Anteil. Ab der colinen Stufe kommen 7,8 % und ab der montanen Stufe 22,4 % der Waldarten vor. **Migrationswert**. Waldbewohnende Laufkäfer zählen als Besiedler von stabilen Lebensräumen mit einer langen Biotoptradition eher zu den ausbreitungsschwachen Arten, was sich in ihrer geringen (16,1 %) bis mäßigen (59,5 %) Migrationsfähigkeit widerspiegelt. Vor allem die Arten mit geringer Migrationsfähigkeit sind auf einen Biotopverbund angewiesen. Eine hohe Migrationsfähigkeit ist bei rund einem Viertel der Waldlaufkäfer (24,4 %) vorhanden. **Arealwert**. 3 Laufkäfertaxa (1,5 %) kommen nur in Mitteleuropa (Verbreitungswert 1) vor, 15 Arten (7,3 %) sind nahezu flächendeckend in Europa verbreitet (Verbreitungswertsumme 16 bis 18). Maximal ein Drittel der Fläche Europas wird von 62 Arten- und Unterarten (30,2 %) bewohnt. 80 Arten (39,0 %) besiedeln bis zu zwei Drittel und 63 Arten (30,7 %) über zwei Drittel der Fläche des Kontinents. 4,9 % der Arten erhalten den Arealwert 1, 80,5 % den Arealwert 2 und 14,6 % den Arealwert 3.

Klimawert

Es werden Klimawerte zwischen 6 und 13 erreicht. 23 Laufkäfertaxa haben einen Klimawert von 6 bzw. 7. Sie sind damit die potenziellen Klimaverlierer (*Bembidion starkii, Carabus menetriesi, Carabus variolosus nodulosus, Cychrus angustatus, Epaphius rivularis, Leistus nitidus, Licinus hoffmannseggii, Miscodera arctica, Nebria rufescens, Oreonebria picea, Patrobus assimilis, Platynus scrobiculatus, Pte-*

rostichus fasciatopunctatus, Pterostichus hagenbachii, Pterostichus selmanni, Pterostichus subsinuatus, Pterostichus transversalis, Trechus alpicola, Trechus montanellus, Trechus pilisensis, Trechus pulchellus, Trechus rotundipennis, Trechus splendens). *Carabus menetriesi* und *Carabus variolosus nodulosus* werden auch bei Rabitsch et al. (2010) als Hochrisikoarten eingestuft. Auf die besondere Schutzbedürftigkeit von *Carabus variolosus nodulosus, Pterostichus transversalis, Pterostichus selmanni* und *Platynus scrobiculatus* weist Müller-Motzfeld (2001) hin. Bei den potenziellen Klimaverlierern handelt es sich schwerpunktmäßig um Taxa mit montaner bis alpiner Verbreitung, die mehrheitlich zu den Waldarten im engeren Sinn zählen.

48 Arten haben einen Klimawert zwischen 8 und 10. Die Auswirkung des Klimawandels ist bei ihnen schwer abzuschätzen. Auch hier ist aber mit Klimaverlierern, wie z. B. *Leistus piceus* (Fritze & Blick 2012), zu rechnen.

Von den verbleibenden 134 Taxa mit einem Klimawert von 11 bis 13 haben 97 bereits einen Wert von 3 in Mitteleuropa, können also ihr Areal kaum vergrößern und werden daher zu den indifferenten Arten gezählt. Von den übrigen Arten zählen vor allem diejenigen zu den potenziellen Klimagewinnern (23 Taxa), deren Verbreitungsschwerpunkt eher in West-, Südwest- oder Südosteuropa liegt oder die als thermophil einzustufen sind (*Agonum duftschmidi, Agonum hypocrita, Agonum scitulum, Aptinus bombarda, Asaphidion curtum, Calathus rotundicollis, Callisthenes reticulatus, Calodromius bifasciatus, Carabus arcensis sylvaticus, Carabus auratus, Carabus monilis, Carabus problematicus, Carabus violaceus purpurascens, Dromius angustus, Dromius meridionalis, Harpalus marginellus, Harpalus progrediens, Leistus fulvibarbis, Notiophilus rufipes, Notiophilus substriatus, Philorhizus quadrisignatus, Syntomus obscuroguttatus, Syntomus pallipes*).

Die erwarteten negativen Effekte des Klimawandels für die Waldlaufkäfer Deutschlands überwiegen zusammenfassend deutlich gegenüber den positiven, da ein Arealverlust vor allem bei den Taxa zu erwarten ist, die in Europa nur in einem kleinen Areal verbreitet sind.

8.5.3.3 Ergebnisse und Diskussion Ameisen

Die 109 freilebenden deutschen Ameisenarten wurden nach Seifert (2007), einer Vielzahl faunistischer Arbeiten und eigenen Kenntnissen eingestuft. Formal unbeschriebene Taxa wurden ebenso von der Analyse ausgeschlossen wie Arten, die in Mitteleuropa nur in beheizten Gebäuden nachgewiesen wurden (**Tab. 8.11**).

Abb. 8.15: Eine Laufkäferart der FFH-Richtinie, die durch den Klimawandel besonders gefährdet ist: *Carabus menetriesi* im Bayerischen Wald. Foto: M.-A. Fritze.

83 Arten (76,1 % der einheimischen Arten) treten in Wäldern auf. Von diesen leben 37 Arten (44,6 %) schwerpunktmäßig in Wäldern (Waldarten im engeren Sinne). 46 Arten (55,4 %) kommen in Wäldern vor, haben dort aber nicht ihren Verbreitungsschwerpunkt (Waldarten im weiteren Sinne). Die folgende Auswertung bezieht sich auf die 83 Waldarten insgesamt.

Für alle 83 Waldarten wurden, wie oben beschrieben, Arealwert, Biotopbindungswert, Höhenwert, Thermowert sowie die Migrationswert berechnet und zu einem Klimawert zusammengefasst. Dabei wurde der Migrationswert aus der Koloniegröße (Anzahl Arbeiterinnen als grobes Maß für die Anzahl produzierter Geschlechtstiere, die im Wesentlichen für die Ausbreitung verantwortlich sind; 0 – 999 Arbeiterinnen = 1, 1000 – 9999 Arbeiterinnen = 2, > 10 000 Arbeiterinnen = 3) und dem Koloniegründungs- und -erhaltungsmodus (permanent sozialparasitisch = 1, temporär sozial-

Tab. 8.11: Waldbindungseinstufung der Ameisenarten Deutschlands

Waldbindung	Anzahl Arten	% (insg.)	% (Waldarten)
im Offenland und sonstigen Lebensräumen	26	23,9	
im Wald und im Offenland mit Schwerpunkt im Offenland	39	35,8	47,0
im Wald und im Offenland ohne Schwerpunkt	7	6,4	8,4
im Wald und im Offenland mit Schwerpunkt im Wald	1	0,9	1,2
im Wald mit Schwerpunkt im lichten Wald	18	16,5	21,7
im Wald ohne Schwerpunkt	12	11,0	14,5
im Wald mit Schwerpunkt im geschlossenen Wald	6	5,5	7,2
Summe	**109**	**100,0**	**100,0**

parasitisch = 2, selbstständig = 3) gleichwertig (ggf. abgerundet) berechnet.

Tabelle 8.12 zeigt die Anteile der Arten an den Parameterstufen. Es wird deutlich, dass viele Arten thermophil sind und ab der planar-kollinen Stufe vorkommen, was beides im Rahmen des Klimawandels positiv einzuschätzen ist. Das Gros der Arten ist an Biotope gebunden, bei denen angenommen werden kann, dass sie durch den Klimawandel nicht oder positiv beeinflusst werden. Bei der Migrationsfähigkeit werden die meisten Arten indifferent eingestuft, d. h. sie besitzen eine mittlere Migrationsfähigkeit, die zumindest keine extreme Auswirkung auf die Art im Zuge des Klimawandels haben dürfte. Die Verbreitung in Europa weist bei den meisten Arten ebenfalls einen mittleren Wert auf, d. h. sie besitzen in Mitteleuropa ein gewisses Expansionspotenzial, weisen aber weder ausgesprochen südliche noch nördliche Verbreitungsschwerpunkte auf. Der Klimawandel dürfte sich auf Arten mit mittleren Parameterwerten relativ gering auswirken.

Tab. 8.12: Anteil der Ameisenarten an den Parameter-stufen

Parameterwert / Parameter	1	1,5	2	2,5	3
Thermowert	2	9	8	8	56
Biotopbindungswert	4		35		44
Höhenwert	3		1		79
Migrationswert	9		53		21
Arealwert	10		53		20

Der errechnete Klimawert identifiziert zwei Arten als potenzielle Verlierer des Klimawandels: *Formica aquilonia* und *Leptothorax pacis*. *Formica aquilonia* hat ihren Verbreitungsschwerpunkt ab der montanen Stufe in den Alpen, *Leptothorax pacis* ist eine permanent arbeiterinnenlose hochmontan und subalpin verbreitete extrem seltene Art. Zwei weitere Arten (*Formica picea, Formica forsslundi*) wurden um je einen Punkt herabgestuft, da sie extreme Habitatspezialisten in feuchtkühlen Mooren darstellen. Somit sind vier Arten als potenzielle Verlierer des Klimawandels zu betrachten, zwei Waldarten im engeren und zwei Waldarten im weiteren Sinne. Für 40 Arten dürfte sich der Klimawandel positiv auswirken. Zu ihnen zählen 15 Waldarten im engeren Sinne und 25 Waldarten im weiteren Sinne. Von ihnen haben 17 bereits einen Arealwert von 3 in Mitteleuropa, können also ihr Areal kaum vergrößern. Bei diesen Arten könnte der positive Effekt auf einer Steigerung der Abundanz beruhen.

Rabitsch et al. (2010) untersuchten nur negative Einflüsse des Klimawandels auf Arten, für die Deutschland in (besonders) hohem Maße verantwortlich ist. Unter den Formiciden zählen hierzu fünf Arten (*Formica foreli, Lasius jensi, Lasius reginae, Myrmoxenus ravouxi, Temnothorax corticalis*), für die diese Autoren allesamt ein mittleres Risiko konstatierten. *Lasius jensi* lebt ausschließlich im Offenland und wurde daher hier nicht berücksichtigt. *Myrmoxenus ravouxi* wird bei der vorliegenden Analyse als relativ indifferent gegenüber dem Klimawandel eingestuft, alle übrigen Arten gelten als Gewinner des Klimawandels. Unter ihnen ist

nur *Temnothorax corticalis* eine Waldart im engeren Sinne, die übrigen besiedeln auch Wälder, haben aber ihren Verbreitungsschwerpunkt im xerothermen Offenland. Die Einstufungen bei Rabitsch et al. (2010) in die mittlere Gefährdungsklasse beruhen auf hoher Biotopbindung, Seltenheit und Rote-Liste-Status. Eine xerotherme Biotopbindung ist aber keinesfalls negativ sondern eher positiv im Zusammenhang mit dem projizierten Klimawandel zu sehen. Damit dürfte auch eine Entschärfung der Gefährdungssituation einhergehen.

Eine große Anzahl unserer heimischen Ameisenarten kann somit als Gewinner des erwarteten Klimawandels angesehen werden, insbesondere solche, die in trockenwarmen Offenländern und lichten Wäldern im planar-collinen Bereich leben. Ein eher positiver Effekt des Klimawandels auf die Zahl der Arten in Deutschland ist auch zu erwarten, weil die Anzahl der Ameisenarten in verschiedenen Lokalitäten europaweit stark mit der zur Verfügung stehenden thermischen Energie korreliert (Kumschick et al. 2009). Als besonders bedroht müssen die heute schon seltenen Arten feuchtkühler Bergregionen und Moore gelten, die oftmals als Glazialrelikte angesehen werden.

8.5.4 Tagfalter

Die meisten der 191 Tagfalter Deutschlands (nach Settele et al. 2009) sind typische Offenlandarten mit nur wenigen expliziten Waldarten wie zum Beispiel das Waldbrettspiel (*Parage aegeria*). Bei einigen Arten kann man allerdings eine mehr oder weniger starke Bindung an vor allem offene und lichte Wälder beobachten. Wir benutzten Angaben zur Habitatbindung aus Ebert (2005), um 62 Waldarten (im weiteren Sinne) von 129 Offenlandarten zu unterscheiden. Um die Effekte der Klimaänderung zu erfassen, erstellten wir Arealmodelle auf europäischer Skala für den Zeitraum von 1971 – 2000 (Setteleet al. 2008). Wir projizierten die resultierenden potenziell geeigneten Areale für das Zeitfenster von 2051 – 2080 anhand der drei IPCC Emissionsszenarien A1FI, A2 und B1 (Nakićenoić und Swart 2000) und untersuchten dann deren Auswirkungen für Deutschland hinsichtlich der folgenden ökologischen Charakteristika der Tagfalter: Habitatbindung (Ebert 2005), Temperaturnische (langjährige Jahresmitteltemperatur über das Areal, Schweiger et al. 2012), Höhenstufe (mittlere Höhenangaben gemäß Higgins & Riley 1971), Verbreitungsgebiet (Kudrnaet al. 2011) und Rote Liste Status (Reinhardt in Vorb.). Um Offenland- und Waldarten vergleichen zu können, wurden nur Arten aus vergleichbaren Höhenstufen (planar bis montan) verwendet. Offenlandarten der Subalpinstufe wurden nicht berücksichtigt.

Die Analysen zeigten, dass Waldarten wahrscheinlich viel stärker vom Klimawandel betroffen sein werden als Offenlandarten (**Abb. 8.16**). Während sich in den Modellen Arealverlust und mögliche Gewinne für Offenlandarten selbst im gravierendsten Klimaszenario (A1FI) annähernd die Waage halten, legen die Projektionen nahe, dass die Mehrzahl der Waldarten geeignete Klimaräume verlieren wird. Diese unterschiedlichen Reaktionen können durch Unterschiede in den Klimapräferenzen erklärt werden. Da Waldarten generell kühlere Klimate bevorzugen als Offenlandarten (Temperaturnische nach Schweiger et al. 2012), werden sie durch Klimaerwärmung stärker in Mitleidenschaft gezogen.

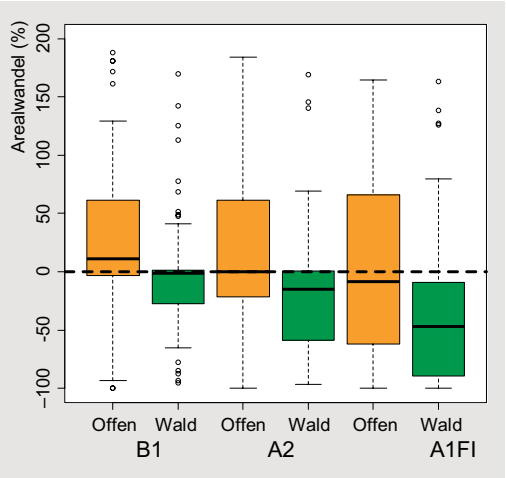


Abb. 8.16: Unterschiedliche Reaktionen von Offenland- und Waldarten für drei Klimaszenarien (B1, A2, A1FI) für 2080. Die Boxplots repräsentieren die Änderungen im Areal einzelner Tagfalterarten unter der Annahme von unbeschränkter Ausbreitung (Arealwandel). Negative Werte zeigen einen Verlust, positive einen Gewinn. Durchgehender Strich in der Box: Median; Box: mittlere 50 % aller Werte; „Whisker“: 100% der Werte ohne Ausreißer; Kreise: obere und untere Ausreißer.

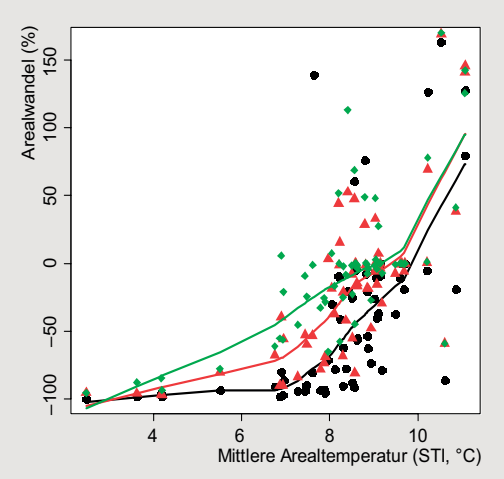


Abb. 8.17: Beziehung zwischen mittlerer Arealtemperatur (STI) und Änderung des geeigneten Areals für drei Emissionsszenarien (B1, A2, A1FI) für 2080. B1: schwarze Kreise; A2: rote Dreiecke; A1FI: grüne Diamanten.

Arten, die sehr kühle Klimate bevorzugen, erleiden in den Modellen, in manchen Fällen sogar relativ unabhängig von den Szenarien, drastische Verluste ihres Areals, manchmal bis zum völligen Verschwinden (**Abb. 8.17**). Entsprechend dieser Temperaturpräferenzen reagieren auch die Arten der unterschiedlichen Höhenstufen. Unter zukünftigen Bedingungen werden montane Arten wahrscheinlich große Teile ihres Areals – entsprechend den unterschiedlichen Szenarien – verlieren, während der Großteil der planar bis submotanen Arten eher geringfügig beeinflusst wird.

Ähnliche Zusammenhänge ergaben auch Untersuchungen zum Verbreitungsgebiet. Die Klimaräume vieler submediterraner Arten werden sich sehr wahrscheinlich vergrößern, während Rückgänge auf wenige Arten beschränkt sind und nicht sehr drastisch ausfallen. Viele mitteleuropäische Arten werden hingegen größere Anteile ihres Areals verlieren, und fast alle borealen Arten verlieren in den Modellen annähernd ihr gesamtes Areal innerhalb Deutschlands. Betrachtet man die Reaktionen der Tagfalter anhand ihres Gefährdungsstatus entsprechend der Roten Liste Deutschlands, so zeigt sich, dass nicht gefährdete Arten die Gruppe mit den wenigsten Verlusten darstellt. Interessanterweise sind die Arten, die als vom Aussterben bedroht geführt werden (Kleiner Maivogel (*Euphydryas maturna*)), Blauschwarzer Eisvogel(*Limenitis reducta*)), diejenigen, für die große Arealgewinne projiziert werden, was einigen Spielraum aber auch großen Handlungsbedarf für den Naturschutz bedeutet. Weniger positiv sieht es allerdings für die weiteren Gefährdungskategorien aus. Der Großteil der stark gefährdeten Arten und der Arten der Vorwarnliste wird mit zusätzlichen Beeinträchtigungen durch einen drastischen Rückgang der geeigneten Klimaräume konfrontiert werden.

37 % der Tagfalter in Deutschland haben entsprechend den Zukunftsprojektionen ein hohes bis extrem hohes Risiko, große Anteile (70 – 100%) ihres heutigen Areals zu verlieren (**Tab. 8.13**). Hinzu kommt, dass viele Arten im Larvenstadium eng an bestimmte Wirtspflanzen gebunden sind (Dennis et al. 2011). Wenn sich die Verbreitung der Wirtspflanze unter Klimawandel anders entwickelt als das klimatisch bedingte potenzielle Verbreitungsgebiet des Falters, führt dies zu einer zusätzlichen Limitierung (Schweiger et al. 2008, Schweiger et al. 2012, Devictor et al. 2012). Außerdem hängt das Ergebnis stark von der räumlichen Skala der Betrachtung ab. Während sieben Arten in Deutschland über 95 % ihres Areals verlieren werden, relativiert sich das auf europäischer Ebene. Hier wird das Klimarisiko derselben Arten ganz unterschiedlich von sehr hoch bis gering eingeschätzt (Settele et al. 2008). Ein interessantes Beispiel stellt der Weiße Waldportier (*Hipparchia circe*) dar, der in den Modellen bis zu 80 % seines Areals in Europa verliert, für den in Deutschland aber große Zuwächse des Areals projiziert werden. Solche Vergleiche der möglichen Auswirkungen des Klimawandels über geografische und politische Skalen hinweg können helfen, nationale Anpassungsstrategien an den Klimawandel möglichst effizient zu gestalten und in einen globalen Rahmen zu setzten.

8.5.4 Pilze

Mögliche Folgen des Klimawandels für Pilze wurden bisher kaum untersucht, und der Kenntnisstand zu diesem Thema ist gering. Dies ist ein erster qualitativer Versuch, mögliche Effekte anhand einiger Beispiele zu beschreiben. Zur Abschätzung einer möglichen Arealänderung von Pilzen in Deutschland wurden mit Hilfe des Verbreitungsat-

Tab. 8.13: Einschätzung der Klimarisiken für Tagfalter auf deutscher und europäischer Skala. Für Deutschland wurde in der Kategorie LR zusätzlich die Kategorie LR/PB unterschieden (s. o.).

EU\D	HHHR	HHR	HR	R	LR	PR	LR/PB	Summe
HHR	1	2						3 (5%)
HR	2	3	3	7	1		2	18 (29%)
R	3	4	1	1	6		2	17 (27%)
LR	1		3		3			7 (11%)
PR						17		17 (27%)
Summe	**7 (11%)**	**9 (15%)**	**7 (11%)**	**8 (13%)**	**10 (16%)**	**17 (26%)**	**4 (8%)**	**62 (100%)**

Anzahl der Arten in den jeweiligen Risikokategorien (Tabelle 8.5). Spalten für Deutschland, Zeilen für Europa. HHHR, extrem hohes Risiko; HHR, sehr hohes Risiko; HR, hohes Risiko; R, Risiko; LR, geringes Risiko; PR, potenzielles Risiko; LR/PB, geringes Risiko/potenzieller Benefit.

las der Großpilze Deutschlands (Krieglsteiner 1991) aus 3511 Arten, diejenigen herausgesucht, die bislang ihre Verbreitung entweder in den kälteren Regionen oder in den wärmeren Regionen Deutschlands besitzen und von denen eine ausreichende Zahl an Nachweisen (mindestens aus 10 Messtischblättern) vorliegen. Wie eng die Arten an Wälder gebunden sind, wurde anhand der Beschreibungen der Ökologie der Arten von Krieglsteiner (2000 – 2003) und Krieglsteiner & Gminder (2010) abgeschätzt. Als Vertreter der 23 Arten in den kälteren Regionen kann der Dünne Feuerschwamm (*Phellinus viticola*) herangezogen werden, der seine Hauptverbreitung in den Fichtenhochlagenwäldern des Bayerischen Waldes und im Alpenraum hat, der sich aber trotz des seit Jahrhunderten praktizierten Anbaus der Fichte im Flachland nicht dorthin verbreitet hat (Hahn & Bässler 2005). Die Studien in den Höhengradienten des Bayerischen Waldes (**s. Kasten II**) zeigen, dass die Art eine ausgesprochene Wärmegrenze besitzt. Für diese Arten ist zu vermuten, dass ihr potenzielles Areal in Deutschland zukünftig aufgrund des Temperaturanstieges sehr stark eingeschränkt wird oder sogar erlischt.

Dagegen ist von den 19 Arten, die sich bereits in den wärmebegünstigten Zonen Deutschlands (insbesondere im Oberrheintal mit dem Kaiserstuhl, Teilen des Neckartals, des Maintals und der Bodenseeregion) etabliert haben, aber flächenmäßig in Deutschland noch nicht sehr weit verbreitet sind, anzunehmen, dass sie sich künftig weiter ausbreiten können. Ein Beispiel für diese Arten ist der Kaiserling (*Amanita caesarea*), ein Pilz, der sein Hauptverbreitungsvorkommen im mediterranen und submediterranen Eichen- und Esskastanienwald (Krieglsteiner 2000 – 2003, Krieglsteiner & Gminder 2010) hat und eine Mykorrhiza mit Eiche, Buche und Esskastanie ausbilden kann. Aber auch von einigen Holzzersetzern wie dem Klapperschwamm (*Grifola frondosa*) mit einer Vorliebe für Eichenholz kann eine solche weitere Verbreitung vermutet werden.

8.6 Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen

Wälder dürfen in der Fläche nicht ausschließlich als forstliche Produktionsstätten betrachtet werden. Der Beitrag von Wäldern zum Erhalt (und zur Entwicklung) der Biodiversität muss beachtet werden, denn damit hängen Schutzfunktionen des Waldes wie Lawinen-, Hochwasser- oder Grundwasserschutz sowie die Erholungsfunktion zusammen (Beierkuhnlein & Foken 2008). Der Erhalt und die Gestaltung der Biodiversität in Wäldern kann dann, wenn hierdurch die Funktionalität von Waldökosystemen unter den Bedingungen des Klimawandels erhalten bleibt, nicht zuletzt auch zu einer nachhaltigen Produktionssicherung beitragen.

Der Klimawandel wird die Zusammensetzung unserer Wälder, ihre Struktur und die organismische Vielfalt, die sie beherbergen, verändern. In welcher Größenordnung die Veränderungen ablaufen werden, ist jedoch extrem unsicher.

Kasten II: Was können wir von einem Höhengradient im Bayerischen Wald lernen?

Projekte zur Erforschung der Artenzusammensetzungen in Höhengradienten haben in den letzten Jahren eine zunehmende Bedeutung im Hinblick auf die Erklärung von Veränderungen der Biodiversität im Zusammenhang mit Fragen des Klimawandels gewonnen (Bässler et al. 2010, IBISCA 2008). So konnte auch im Rahmen des Bayerischen FORKAST Forschungsverbunds ein Höhengradient in acht Naturwaldreservaten des Bayerischen Waldes angelegt werden (Wellstein & Beierkuhnlein 2011). Dieser Gradient ergänzt einen bereits seit einigen Jahren bestehenden Gradienten mit vier Transekten im Bereich des Nationalparks Bayerischer Wald (Bässler et al. 2009). Der neue Gradient reicht von den flussnahen Wäldern an Donau und Inn bis knapp unter den Gipfel des Großen Arbers (von 325 – 1405 m ü. NN) und deckt somit vor allem die tieferen Lagen des Bayerischen Waldes bzw. des Neuburger Waldes mit ab.

Mit unterschiedlichen Methoden wurden hier 90 Gefäßpflanzen, 79 Flechtenarten, 265 holzbewohnende Pilzarten, 46 Schneckenarten, 55 Vogelarten, 40 Laufkäferarten und 170 holzbesiedelnden Käferarten auf 48 Probekreisen bestimmt. An jedem Probepunkt konnten im Rahmen dieser Aufnahmen rund 90 bis 120 Arten aus den genannten Artengruppen erfasst werden. Die Artenzahlen der holzbesiedelnden Pilze und der Schnecken nahmen mit der Höhe deutlich ab, die Artenzahl der Flechten nahm gegenläufig mit der Höhe zu. Bei den anderen Artengruppen waren keine ausgeprägten Tendenzen zu erkennen. Die Verbreitung der Arten konnte mit zahlreichen weiteren Parametern, wie Wetterdaten, Bodendaten und Bestandsdaten, die ebenfalls auf den Flächen erfasst oder modelliert wurden, verschnitten werden.

Dabei zeigt sich, dass die Höhenlage, unmittelbar gekoppelt mit der gegenläufigen Jahresdurchschnittstemperatur bzw. der Temperatur in der Vegetationszeit, als der wichtigste und am meisten erklärende Faktor für die Verbreitung der Arten innerhalb unseres Höhengradienten ist. Innerhalb dieses Gradienten korrelieren auch zu erwartende extreme Ereignisse, wie zum Beispiel der zu erwartende wärmste oder kälteste Tag innerhalb von 100 Jahren, wobei die Extremwerte weniger steil mit der Höhenlage korrelieren als die Durchschnittswerte.

Für alle Arten wurden mit Hilfe einer logistischen Regression nach Jongman et al. (1987) und weiterer ähnlicher Verfahren die Auftretenswahrscheinlichkeit von Arten entlang des Gradienten berechnet. Im Idealfall zeichnet sich hierbei eine Glockenkurve mit ökologischem Optimum und ökologischer Amplitude ab. In vielen Fällen, bei denen die Arten im Grenzbereich des Gradienten vermehrt vorkommen, kann nur ein Ausschnitt dieser Kurve abgeleitet werden.

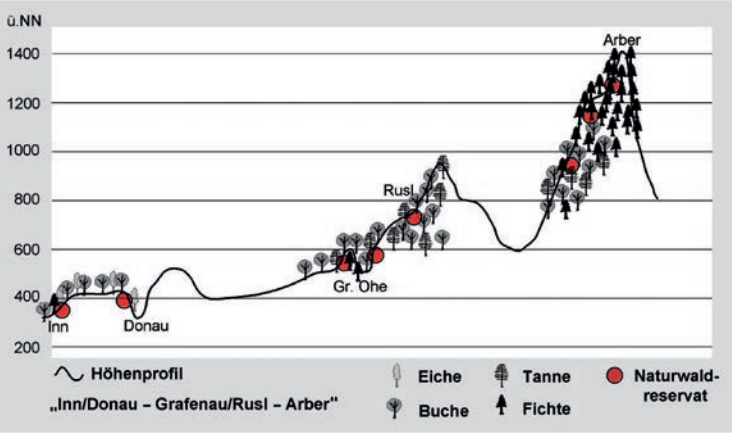


Abb. 8.18: Der Höhengradient in acht Naturwaldreservaten des Bayerischen Waldes und des angrenzenden Neuburger Waldes reicht von den Buchenmischwäldern an Inn und Donau bis zu den Hochlagen-Fichtenwäldern am Fuße des Arbers mit dem Naturwaldreservat Seeloch.

Auf der Grundlage unserer Funde zeigt sich, dass zahlreiche Arten innerhalb des Gradienten einen Grenzbereich ihres Vorkommens erreichen. Es wird deutlich, dass es nicht nur eine gleichmäßige Verteilung der Artgrenzen in Abhängigkeit von der Durchschnittstemperatur bzw. Höhenlage gibt, sondern es deuten sich für viele Artengruppen zwei ausgeprägte Grenzbereiche ab; der Übergang von den reinen Laubwäldern mit Buche, Trauben-Eiche und Edellaubhölzern zu den Bergmischwäldern mit Tannen, Fichten und Buchen sowie vom Bergmischwald zum Fichtenhochlagenwald.

Unterstellt man einen Anstieg der Jahresdurchschnittstemperatur um zwei Grad oder mehr, so ist zu erwarten, dass gerade für die Hochlagenwälder mit ihren spezifischen Arten (in unserem Projekt sind dies beispielsweise der Grüne Alpenlattich (*Homogyne alpina*), das Berg-Alpenglöckchen (*Soldanella montana*), der Dünne Feuerschwamm (*Phellinus viticola*), der Waldlaufkäfer (*Carabus sylvestris*)) ihrer Lebensgrundlage oder Nische entzogen werden. An ihre Stelle dürfte allen voran die Buche mit ihren zahlreichen Begleitarten treten.

Abb. 8.19: Die Verbreitung des Dünnen Feuerschwamm (*Phellinus viticola*) ist in Deutschland weitgehend auf natürliche Fichtenhochlagenwälder in den Alpen und im Bayerischen Wald beschränkt. Durch den Klimawandel sind diese Fichtenhochlagenwälder wie auch das Vorkommen des Dünnen Feuerschwamms gefährdet. Foto: Markus Blaschke.

Dies liegt vor allem daran, dass sich die verschiedenen Klimaszenarien so stark unterscheiden. Man darf in diesem Zusammenhang nicht vergessen, dass die den in **Kap. 2** beschriebenen Klimaszenarien zugrunde liegenden Klimamodelle nicht alle Faktoren berücksichtigen, die das Klima maßgeblich beeinflussen können. Mögliche positive Rückkopplungen durch Veränderungen des globalen Kohlenstoffkreislaufs (Denmann & Brasseur 2007, Sitch et al. 2008) bspw. wurden hier nicht berücksichtigt. Das bedeutet, dass die gesamte Spanne möglicher Klimaveränderungen weiter ist, als in **Abb. 9 in Kap. 2** dargestellt.

Außerdem ist aufgrund des vielfältigen funktionellen und strukturellen Charakters von Wäldern auch von komplexen Klimawandelwirkungen und entsprechenden Veränderungen auszugehen (z. B. Baumschädlinge, s. o.). Die große Trägheit von Waldökosystemen kann dazu führen, dass Klimawandelwirkungen oft erst verzögert, dann jedoch bei Störungen rasch, auftreten können (u. a. Plattner 2009, Jones et al. 2009, Hickler et al. 2012). Störungen werden in unseren Wäldern in Zukunft wahrscheinlich häufiger auftreten.

Eine mäßige Veränderung des Klimas würde wahrscheinlich nicht zu dramatischen Veränderungen unserer Wälder führen und Anpassungen an diese wurden bereits in die Wege geleitet.

Eine geringfügige Klimaerwärmung ohne starke Veränderung der Niederschlagsmuster kann wahrscheinlich von vielen Organismen toleriert werden bzw. diese können sich daran anpassen. Weil Deutschland mehr oder weniger im Zentrum der europäischen Verbreitung der Haupt-Laubbaumarten liegt, wären bei einer geringfügigen Klimaerwärmung auch keine massiven Veränderungen unserer Wälder und der mit ihnen verbundenen Habitate zu erwarten. Lediglich das Anbaupotenzial für die wichtigsten heimischen Nadelbäume, insbesondere die Fichte, ginge entscheidend zurück und das Risiko für Störungen stiege wahrscheinlich generell an. Anpassungsmaßnahmen an ein solches Szenarium werden im Forst-Sektor nicht nur diskutiert, sondern auch schon vielerorts umgesetzt. Es besteht ein breiter Konsensus, dass der Anteil der Fichte verringert werden soll, und dass das Ziel ein gemischter, reich strukturierter stabiler Wald mit verschiedenen Altersklassen ist, weil so die vielfäl-

tigen Risiken gestreut werden (Bolte et al. 2009a, Reif et al. 2009).

Eine starke Veränderung des Klimas könnte massive Veränderungen unserer Wälder hervorrufen.
Eine starke Klimaerwärmung, insbesondere wenn sie mit einer starken Abnahme der Sommerniederschläge einhergeht, könnte erhebliche Veränderungen unserer Wälder bewirken. Sie würde dazu führen, dass auch natürliche Hauptbaumarten, insbesondere die Buche, in den Randbereichen ihrer Toleranz gegenüber klimatischen und bodenbedingten Stressfaktoren stark geschädigt werden könnten. Bei starkem Klimawandel wären auch die meisten Populationen anderer Baumarten nicht mehr an das neue Klima angepasst, was wahrscheinlich eine erhöhte Sensitivität gegenüber Störungen und Schädlingen zur Folge hätte (Bradshaw et al. 2000, Kozlowski & Pallardy 2002, Bolte et al. 2009a). Klimatische Extremszenarien werden jedoch in forstlichen Studien zu möglichen Anpassungsmaßnahmen nur bedingt berücksichtigt; die meisten Studien gehen von einer Erwärmung von 2 – 3 Grad aus. Die entsprechenden kritischen Schwellenwerte, die einen mäßigen von einem starken Klimawandel abgrenzen könnten, sind standortabhängig und im Einzelnen nicht bekannt.

Für die Biodiversität im Wald ist die Waldbewirtschaftung bzw. der Waldnaturschutz wahrscheinlich wichtiger als der Klimawandel.
Viele der zurzeit diskutierten Anpassungsmaßnahmen im Waldbau (Tab. 8.3) könnten sich positiv auf die biologische Vielfalt auswirken. Andere wiederum, z. B. ein starker Ausbau produktiver Monokulturen würde, sich negativ auswirken. Sicher ist jedoch, dass die Veränderungen im Waldbau und im Wald-Naturschutz die Biodiversität im Wald, zumindest bei geringer Klimaerwärmung, stärker beeinflussen werden als die Klimaveränderung an sich. Das heißt jedoch nicht, dass der Klimawandel unbedeutend ist, sondern, dass indirekte Effekte, z. B. Waldumbau als Anpassungsmaßnahme, eine entscheidende Rolle spielen.

Veränderte ökonomische Rahmenbedingungen könnten jedoch zu Zielkonflikten führen und die Folgen dieser für die Waldbewirtschaftung und Biodiversität sind schwer vorauszusagen.
Es ist extrem schwierig, vorauszusagen, wie sich die ökonomischen Rahmenbedingen für die Forstwirtschaft verändern werden. Veränderte ökonomische Zwänge würden auch Veränderungen in den Bewirtschaftungsformen hervorrufen. In Anbetracht des steigenden Energiebedarfs der Welt und sinkenden Ölvorkommens ist es wahrscheinlich, dass der Bedarf nach Holz stark ansteigt (Kirilenko & Sedjo 2007). In Deutschland rechnet der Deutsche Forstwirtschaftsrat aufgrund des steigenden Bedarfs nach Holz, auch bedingt durch die Energiewende, für das Jahr 2020 mit einer Holzversorgungslücke von 20 – 30 Millionen m^3 (Deutscher Forstwirtschaftsrat 2011), ca. ein Drittel des jährlichen Nutzholzeinschlags in unseren Wäldern (Oehmichen et al. 2011).

Der Klimawandel wird auch direkt das Artengefüge unserer Wälder verändern.
Sowohl die Expertenschätzungen als auch die Ergebnisse von Arealmodellen ergeben, dass ein Großteil der bearbeiteten Waldarten vom Klimawandel beeinflusst werden wird. Die mit Hilfe von Arealmodellen projizierten Veränderungen des klimabedingten Areals sind erheblich. Für Gefäßpflanzen bspw. wurde für eine mittlere Klimaerwärmung ein mittlerer Arealverlust von ca. 18 % modelliert, für das Extremszenario (+ 4 Grad) fast 40 % (Abb. 8.13). Auch wenn viele Arten aufgrund des Klimawandels neue Gebiete besiedeln können, bedeutet dies, dass sich das lokale Artengefüge wahrscheinlich vielerorts verändern wird.

Die erwarteten Effekte für die Biodiversität in Wäldern sind nicht eindeutig negativ oder positiv, und derzeit können Voraussagen für einzelne Organismen nur in Ausnahmefällen gemacht werden.
Erwartete Klimafolgen unterscheiden sich je nach Organismengruppe. Es wird sowohl Klimagewinner als auch Verlierer geben. Bei den meisten hier bearbeiten Gruppen überwiegt die Anzahl der Klimaverlierer. Bei den Tagfaltern werden für Waldarten besonders negative Effekte erwartet, weil diese eher an kühle Bedingungen angepasst sind. Dies ist bei den Gefäßpflanzen nicht der Fall. Weil viele gefährdete Waldpflanzen wärmeliebend sind, könnten sie sogar vom Klimawandel profitieren. Für wärmeliebende Ameisen (das Gros der Arten) könnte sich der Klimawandel ebenfalls positiv auf ihre Verbreitung auswirken. Organismen, die an gleich-

bleibend feuchte Habitate angepasst sind, würden jedoch negativ von den erwarteten trockeneren Sommern beeinflusst. Bei den Tagfaltern korrelieren die projizierten Veränderungen stark mit bestimmten Merkmalen, wie z. B. der Jahresdurchschnittstemperatur im Verbreitungsgebiet, bei den Vögeln hingegen scheinen die Zusammenhänge komplexer zu sein. Diese Unterschiede machen deutlich, dass es aufgrund des derzeitigen Kenntnisstandes schwierig ist zu generalisieren. Klar ist jedoch, dass die Artenvielfalt generell nach Süden hin zunimmt (s. z. B. Thuiller et al. 2005 für Gefäßpflanzen, Kumschick et al. 2009 für Ameisen), d. h.; dass zu erwarten ist, dass langfristig eine erhebliche Anzahl neuer Arten nach Deutschland einwandert. Es wurde jedoch bisher kaum erforscht, wie schnell die Zuwanderung ablaufen könnte, und es ist unklar, wie solche Einwanderungen aus Sicht des Naturschutzes zu bewerten sind.

Wie sich der Klimawandel auf die „heimische" Biodiversität auswirken wird, hängt entscheidend davon ab, wie schnell Arten neue Areale besiedeln können.

Wenn man davon ausgeht, dass Organismen nicht in der Lage sein werden, mit dem Klimawandel „zu wandern", bedeutet jede Änderung des Klimas zunächst einmal einen Verlust an potenziellem Areal. Um mit dem Klimawandel Schritt zu halten, werden gemäß Klimaszenarien in den meisten Fällen Wanderungsraten von mehr als 1 km pro Jahr, in einigen Gebieten je nach Klimaszenario bis zu 10 km pro Jahr, nötig sein (Ohlemüller et al. 2006). Analysen historischer Veränderungen des Areals einer Vielzahl von Organismengruppen ergeben, dass in den letzten Jahrzenten durchschnittlich bereits Migrationsraten von über einem km pro Jahr nach Norden erreicht wurden (Hickling et al. 2006, Chen et al. 2011). Diese historischen Veränderungen deuten darauf hin, dass viele Arten sehr schnell neue Habitate besiedeln können. Sicher ist jedoch auch, dass viele Arten, insbesondere Habitatspezialisten, d. h. oft seltene und/oder bedrohte Arten, nicht annähernd in der Lage sein werden, sich so schnell auszubreiten wie sich das Klima verändert (Warren et al. 2001, Malcolm et al. 2006). Außerdem deuten Analysen rezenter Veränderungen der Populationsgrößen von Vögeln und Schmetterlingen in Europa im Verhältnis zu der Jahresmitteltemperatur innerhalb der Areale darauf hin, dass sich die Areale auch dieser relativ mobilen Gruppen erheblich langsamer verschieben, als man aufgrund der Temperaturveränderungen seit 1990 erwarten würde (DeVictor et al. 2012).

Arten der Gebirgswälder sind besonders gefährdet.

Dies wurde hier insbesondere durch die Analysen für Tagfalter, Weberknechte, Laufkäfer, Ameisen und die Höhengradient-Untersuchung deutlich. Gebirgsarten können auch nur bedingt mit dem Klima wandern, weil die zu Verfügung stehende Fläche mit zunehmender Höhe stark abnimmt. In Fichten-Hochlagenwäldern kommt hinzu, dass der gesamte Wald in kürzester Zeit klimabedingt stark geschädigt werden bzw. absterben kann. Einige dieser Wälder wurden aufgrund des rauen Klimas kaum vom Menschen genutzt. Sie besitzen daher eine außerordentlich lange Habitatkontinuität und sind extrem schützenswert. Sie beherbergen bspw. eine spezialisierte xylobionte (zwingend im oder am Holz lebende) Käfer-Fauna, mit einigen auch weltweit sehr seltenen Arten. Selbst eine mäßige Klimaerwärmung könnte in Bayern dazu führen, dass 90 % dieser Wälder verloren gehen (Müller-Kröhling et al. 2009).

Risikostreuung und -minderung ist ein wichtiger Aspekt für Klimaanpassung.

Es ist zurzeit kaum möglich, die Folgen des Klimawandels für einzelnen Arten oder Wälder „vorauszusagen". Für die Walderhaltung ist ein Mischwald mit verschiedenen Altersklassen der beste Garant. Im Flachland sollten heimische Laubbäume dabei die Hauptrolle spielen, aber eine Beimischung von Nadelbäumen und Exoten kann auch zur Risikostreuung beitragen.

Wir brauchen ein dynamisches Leitbild für die Entwicklung unserer Wälder und deren Biodiversität.

Das Klima, die Ansprüche an unsere Wälder und deren Nutzung könnten sich in den nächsten Jahren rapide verändern. Ein Festhalten am Istzustand ist weder wünschenswert noch realistisch. Welcher Waldtyp oder welche Arten langfristig an bestimmten Standorten „natürlich" oder „heimisch" sein werden, wird sich verändern und diese Veränderungen werden auf weltweiter Skala ablaufen. Das bedeutet, dass der Naturschutz sich zunehmend

mit einer transnationalen Perspektive auseinandersetzen sollte.

Neue Forschung wird neue Wege zeigen.
Die Klimafolgenforschung ist ein junges Forschungsfeld und hat in kurzer Zeit große Fortschritte erzielt. Es ist deshalb anzunehmen, dass sich unser Kenntnisstand in Bezug auf mögliche Folgen des Klimawandels in den nächsten Jahren und Jahrzehnten rasant entwickeln wird. Außerdem tragen mittlerweile eine Anzahl von Monitoring-Programmen dazu bei, unser Verständnis der Folgen des Klimawandels und verschiedener Wald-Bewirtschaftungsformen für die Biodiversität zu verbessern. Maßnahmen zur Klimaanpassung sollten kontinuierlich an den neusten Stand der Forschung angepasst werden. Dafür bedarf es eines intensiven Dialoges zwischen Forschern aus verschiedenen Disziplinen, Förstern, Naturschützern, politischen Entscheidungsträgern und der Bevölkerung.

Beitrag der Autoren

Thomas Hickler hat das Gesamtkapitel koordiniert, zusammen mit Andreas Bolte bis Abschnitt 3 (Effekte auf die Baumschicht). Alle Autoren haben den Gesamttext kommentiert und editiert bzw. kürzere Abschnitte geschrieben. Entwürfe für bestimmte Teilabschnitte wurden von folgenden Autoren geliefert: Pierre Ibisch und Andreas Bolte (Einleitung), Christian Kölling (Arealmodellierung, Bsp. Weiß-Tanne), Sven Pompe und Ingolf Kühn (Arealmodellierung), Andreas Bolte (Folgen des Klimawandels für die wichtigsten Baumarten, Interaktionen mit Luftschadstoffen [mit Walter Seidling und Nicole Wellbrock], Neue Baumarten [mit Christian Kölling]), Ralf Petercord (Abiotische und biotische Störungen), Wolfgang Brüggemann (Kasten I: Mediterrane Eichen in deutschen Wäldern), Helge Walentowski (Der Wald der Zukunft [mit Andreas Bolte]), Markus Blaschke (Kasten II: Höhengradient im Bayrischen Wald). Die verschiedenen Organismengruppen wurden bearbeitet von Thomas Gregor, Sven Pompe und Ingolf Kühn (Farn- und Blütenpflanzen), Sven Trautmann (Vögel), Theo Blick (Weberknechte), Wolfgang H. O. Dorow (Ameisen) und Michael-A. Fritze (Laufkäfer), Oliver Schweiger und Martin Musche (Tagfalter), Markus Blaschke (Pilze).

Danksagung

Dieses Kapital basiert auf der wissenschaftlichen Arbeit einer Vielzahl von Kollegen in den Arbeitsgruppen und Institutionen der Autoren. Für Ihre Mitarbeit an Experimenten mit mediterranen Eichen danken wir insbesondere den Projektleitern H. Rumpf (Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Waldverjüngung), D. Russell (Senckenberg Görlitz, Bodenbiologie), J. Römbke (ECT Flörsheim, Bodenbiologie) und E. Schramm (ISOE, Sozialökologie). Rüdiger Wittig, Bernhard Stribrny, Michaela Schaller und Jörg Steinkamp danken wir für das Gegenlesen und wertvolle Kommentare. Corinna Gehrmann und Jörg Dürrfeld haben mehrere Versionen mit großer Geduld gelesen, kommentiert und formatiert.

Literatur:

Ainsworth, E. A., Rogers, A. (2007): The response of photosynthesis and stomatal conductance to rising [CO_2]: Mechanisms and environmental interactions. Plant Cell and Environment 30, 258 – 270.

Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.H., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A., Cobb, N. (2010): A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. Forest Ecology and Management 259(4), 660 – 684.

Ammer, C., Albrecht, L., Borchert, H., Brosinger, F., Dittmar, Ch., Elling, W., Ewald, J., Felbermeier, B., Gilsa, V.H., Huss, J., Kenk, J., Kölling, Ch., Kohnle, U. Meyer, P., Mosandl., R., Moosmayer, H.-U., Palmer, S., Reif, A., Rehfues, K.-E., Stimm, B. (2005): Zur Zukunft der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Mitteleuropa – kritische Anmerkungen zu einem Beitrag von Renneberget al.(2004). Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung 176, 60 – 67.

Arbeiter, A.-F., Blaschke, M. (2009): Auffällige Buchenschäden in Nordbayern – In Verbindung mit massivem Befall durch den Zunderschwamm. AFZ-Der Wald, 64(9), 1328 – 1329.

Asche, N. (2010): Fremdländische Baumarten sind eine Alternative in der Waldwirtschaft. AFZ-Der Wald 65(8),10 – 12.

Bachofen, H. (2000): In gleichförmigen Gebirgswäldern plenterartige Strukturen schaffen. Informationsblatt Forschungsbereich Wald 4/2000, 1 – 3.

Backhaus, G., Buhlmann, M., Chwalczyk, C., Dertz, W., Dumm, G., Fischer, D., Freudenstein, J., Gossenauer-Marohn, H., Hocke, R., Keitel, W., Kopp, R., Krawielitzki, S., Petersson, G.A., Puchert, H., Riedesel Freiherr zu Eisenbach, B., Roeder, E., Rödig, K.-P., Sabiel, G., Scheele, G., Schwarz, K., Stoll, S., Tegeler, R., Westernacher, E (2000): Werden und Wandel – Hessens Forstwirtschaft auf dem Weg in das 3. Jahrtausend. Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Wiesbaden (Hrsg.). Eltville.

Badeck, F.-W., Lasch, P., Hauf, Y., Rock, J., Suckow, F., Thonicke, K. (2004): Steigendes klimatisches Waldbrandrisiko. AFZ - Der Wald 59(1), 90 – 93.

Bässler, C., Förster, B., Moning, C., Müller, J. (2009): The BIOKLIM Project: Biodiversity Research between Climate Change and Wilding in a temperate montane forest – The conceptual framework. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 7, 21 – 34.

Bässler, C., Müller, J., Dziock, F. (2010): Detection of Climate-Sensitive Zones and Identification of Climate Change Indicators: A Case Study from the Bavarian Forest National Park. Folia Geobotanica 45, 163 – 182.

Bauer, H.-G., Bezzel, E., Fiedler, W. (2005) Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas –Nonpasseriformes-Nichtsingvögel. Wiebelsheim. 808 S.

Becker, J., Tolkmitt, D., Nicolai, B. (2009) Comeback der Wendehälse – profitieren sie wirklich von der Klimaerwärmung? Vogelwarte 47, 346 – 347.

Beierkuhnlein, C. (2007) Biogeographie. Die räumliche Organisation des Lebens in einer sich verändernden Welt. Stuttgart. 397 S.

Beierkuhnlein, C., Foken, T. (Hrsg.) (2008): Klimawandel in Bayern – Auswirkungen und Anpassungsmöglichkeiten. Bayreuther Forum Ökologie 113, 501 S.

Bergmann, J., Pompe, S., Ohlemueller, R., Freiberg, M., Klotz, S., Kühn, I. (2010): The Iberian Peninsula as a potential source for the plant species pool in Germany under projected climate change. Plant Ecology 207, 191 – 201.

Berthold, P., Bauer, H.G. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. 3 Bde. Wiesbaden. 1767 S.

BfN – Bundesamt für Naturschutz (2010): *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco. (Pinaceae), Gewöhnliche Douglasie. Online unter: http://www.floraweb.de/neoflora/handbuch/pseudotsugamenziesii.pdf (Zugriff am 17.02.2011).

Bigler, C., Bräker, O.U., Bugmann, H., Dobbertin, M., Rigling, A. (2006): Drought as an inciting mortality factor in Scots Pine stands of the Valais, Switzerland. Ecosystems 9, 330 – 343.

Bittner, T., Beierkuhnlein, C. (im Druck): Entwicklung von Szenarien zur Beeinflussung und Veränderung von Lebensräumen durch den Klimawandel. In: Beierkuhnlein, C., Jentsch, A., Reineking, B., Schlumprecht, H., Ellwanger, G. (Hrsg.): Auswirkungen des Klimawandels auf Fauna, Flora und Lebensräume sowie Anpassungsstrategien des Naturschutzes. Naturschutz und Biologische Vielfalt, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 258-351.

Blaschke, M., Nannig, A. (2006): Triebschäden an Kiefer durch *Sphaeropsis sapinea* – ein Pilz mit ungewöhnlicher Klimaanpassung. In: Dujesiefken, D. Kockerbeck, P. (2006): Jahrbuch der Baumpflege 2006. Braunschweig, 288 S.

BNatSchG (2009): Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (Bundesgesetzblatt I S. 2542). Online unter: http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bnatschg_2009/gesamt. (Zugriff am 20.06.2011).

Bohn, U., Neuhäusl, R. unter Mitarbeit von Hettwer, C., Gollub, G., Weber, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1 : 2 500 000. Teil 1: Erläuterungstext mit CD-ROM; Teil 2: Legende; Teil 3: Karten. Landwirtschaftsverlag, Münster.

Bolte, A. (2005): Zur Zukunft der Buche in Mitteleuropa. AFZ-Der Wald 60(20), 1077 – 1078.

Bolte, A., Degen, B. (2010): Anpassung der Wälder an den Klimawandel: Optionen und Grenzen. Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research 60(3), 111 – 117.

Bolte, A., Ammer, C., Löf, M., Nabuurs, G. J., Schall, P., Spathelf, P. (2009a): Adaptive forest management – a prerequisite of sustainable forestry in the face of climate change. In: Spathelf, P. (Hrsg.): Sustainable forest management in a changing world: European perspective. Managing Forest Ecosystems 19, 115 – 139.

Bolte, A., Czajkowski, T., Kompa, T. (2007): The north-eastern distribu-

tion area of European beech – a review. Forestry 80(4), 413 – 429.

Bolte, A., Eisenhauer, D.-R., Ehrhart, H.-P., Groß, J., Hanewinkel, M., Kölling, C., Profft, I., Rohde, M., Röhe, P., Amereller, K. (2009b): Klimawandel und Forstwirtschaft - Übereinstimmungen und Unterschiede bei der Einschätzung der Anpassungsnotwendigkeiten und Anpassungsstrategien der Bundesländer. Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research 59(4), 269 – 278.

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.

Bolte, A., Ibisch, P.L. (2007): Neun Thesen zu Klimawandel, Waldbau und Waldnaturschutz. AFZ-Der Wald 62(11), 572 – 576.

Bolte, A., Ibisch, P.L., Menzel, A., Rothe,A. (2008) Anpassung der Wälder an den Klimawandel. Was Klimahüllen uns bisher verschweigen. AFZ-Der Wald 63(15), 800 – 803.

Bolte, A., Wellbrock, N., Dunger, C. (2011): Wälder, Klimaschutz und Anpassung – Welche Maßnahmen sind umsetzbar? AFZ-Der Wald 66(2), 27 – 29.

Bork, H.-R., Bork, H., Dalchow, C., Faust, B., Piorr, H.-P., Schatz, T. (1998): Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa: Wirkung des Menschen auf Landschaften. Gotha. 328 S.

Both, C., Bouwhuis, S, Lessells, C. M., Visser, M. E. (2006): Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. Nature 441, 81 – 83.

Bradshaw, R.H.W., Hannon, G.E., Lister, A.M. (2003): A long-term perspective on ungulate-vegetation interactions. Forest Ecology and Management 181, 267 – 280.

Bradshaw, R.H.W., Holmqvist, B., Cowling, S.A., Sykes, M. T. (2000): The effects of climate change on the distribution and management of *Picea abies* in southern Scandinavia. Canadian Journal of Forestry Research 30, 1992 – 1998.

Braun, S., Schindler, C., Volz, R., Flückinger, W. (2003): Forest damages by the storm 'Lothar' in Permanent observation plots in Switzerland: The significance of soil acidification and nitrogen deposition. Water, Air and Soil Pollution 142 (1 – 4), 327 – 340.

Broadmeadow, M.S.J., Ray, D., Samuel, C.J.A. (2005): Climate change and the future for broadleaved tree species in Britain. Forestry 78(2), 145 – 161.

Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Tyler, G. (1996): Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests – effects of management and soil acidity during one decade. Forest Ecology and Management 88, 259 – 272.

Bucher, J.B. (1982): Waldschäden durch Immissionen? Physiologische Veränderungen und ökotoxikologische Wirkmechanismen. Probleme der Differentialdiagnose. Gottlieb-Duttweiler-Institut, Rüschlikon (Schweiz): 91 – 109.

Bucher, J.B. (1984): Bemerkungen zum Waldsterben und Umweltschutz in der Schweiz. Forstwissenschaftliches Centralblatt 103(1), 16 – 27.

Budde, S. (2006): Auswirkungen des Douglasienraubbaus auf die Bodenvegetation im norddeutschen Tiefland. Dissertation an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen, Göttingen.

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (1990): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten in der Bundesrepublik Deutschland. 1. Forstbetriebsgröße, 2. Betriebe mit Waldfläche, 3. Waldfläche nach Betriebsart. Münster-Hiltrup. 512 S.

Bundeswaldinventur: http://www.bundeswaldinventur.de. (Zugriff am 05.10.2011).

Burschel, P. (1989): Die neue Umwelt: vom Menschen gemacht. In: Stern, H. (Hrsg.): Rettet den Wald. 2. Aufl., München. 320 S.

Busch, G., Lamersdorf, N. (Hrsg.) (2010): Kurzumtriebsplantagen – Handlungsempfehlungen zur naturverträglichen Produktion von Energie in der Landwirtschaft. Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Osnabrück. 73 S.

Butin, H. (2011) Krankheiten der Wald- und Parkbäume. Stuttgart. 320 S.

Butin, H., Siepmann, R. (1980): Triebsterben der Schwarz-Kiefer, Merkblätter der forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Nr. 19, http://www.fva-bw.de/publikationen/merkblatt/mb_19.pdf. (Zugriff am 18.01.2012).

Bytnerowicz, A., Omas, K., Paoletti, E. (2007): Integrated effects of air pollution and climate change on forests: A northern hemisphere perspective. Environmental Pollution 147, 438 – 445.

Carlisle, A., Brown, A.H.F. (1968): Biological flora of the British isles: *Pinus sylvestris* L. Journal of Ecology 56(1), 268 – 307.

Chen, I.-C., Hill, J.K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., Thomas, C.D. (2011): Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. Science 333, 1024 – 1026.

Chiarucci, A., Araujo, M.B., Decocq, G., Beierkuhnlein, C., Fernandez-Palacios, J.M. (2010): The concept of Potential Natural Vegetation: An epitaph? Journal of Vegetation Science 21(6), 1172 – 1178.

Christensen, O.B., Christensen, J.H. (2004): Intensification of extreme European summer precipitation in a warmer climate. Global and Planetary Change 44, 107 – 117.

Cohen, J. (1960): A coefficient of agreement for nominal scales. Educational and Psychological Measurement 20, 37 – 46.

Coulston, J.W., Koch, F.H., Smith, W.D., Sapio, F.J. (2008): Invasive forest pest surveillance: Survey development and reliability. Canadian Journal of Forest Research 38, 2422 – 2433.

Czajkowski, T., Bolte, A. (2006): Frosttoleranz deutscher und polnischer Herkünfte der Buche (*Fagus sylvatica* L.) und ihre Beeinflussung durch Trokkenheit. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 40, 119 – 126.

Dahl, E. (1998): The phytogeography of northern Europe (British Isles, Fennoscandia and adjacent areas). Cambridge, 303 S.

Deans, J.D., Harvey, F.J. (1996): Frost hardiness of 16 European provenances of sessile oak growing in Scotland. Forestry 69(1), 5 – 11.

Denman, K.L., Brasseur, G. (Leitautoren) (2007): Couplings Between changes in the Climate System and Biogeochemistry. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M.,

Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Hrsg.): Climate Change 2007: The Physical Science Basis.Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, 996 S.

Dennis, R.L.H., Dapporto, L., Fattorini, S., Cook, L.M. (2011): The generalism-specialism debate: The role of generalists in the life and death of species. Biological Journal of the Linnean Society 104, 725 – 737.

Deutscher Forstwirtschaftsrat e.V. (2011): Pressemitteilung12/2011 http://www.dfwr.de/presse/pressemitteilungen/PM_12_Parlamentarischer-Abend-des-DFWR.pdf

Deutscher Wetterdienst (DWD) (1999): Bewertung der Orkanwetterlage am 26.12.1999 aus klimatologischer Sicht. DWD, Offenbach, 5 S.

Devictor, V., Van Swaay, C., Brereton, T., Brotons, L., Chamberlain, D., Heliölä, J., Herrando, S., Julliard, R., Kuussaari, M., Lindstöm, A., Reif, J., Roy, D. B., Schweiger, O., Settele, J., Stefanescu, C., Van Strien, A., Van Turnhout, C. Vermouzek, S., WallisDeVries, M.F., Wynhoff, I., Jiguet, F. (2012): Differences in the climate debts of birds and butterflies at a continental scale. Nature Climate Change, (Advance online publication, DOI:10.1038/NCLIMATE1347).

Diekmann, M., Brunet, J., Rühling, A., Falkengren-Grerup, U. (1999): Effects of nitrogen deposition: Results of a temporal – spatial analysis of deciduous forests in South Sweden. Plant Biology 1, 471 – 481.

Dijkstra, F.A., Blumenthal, D., Morgan, J. A., LeCain, D.R., Follett, R.F. (2010): Elevated CO_2 effects on semi-arid grassland plants in relation to water availability and competition. Functional Ecology 24, 1152 – 1161.

Dispan, J., Grulke, M., Statz, J., Seintsch, B. (2008): Zukunft der Holzwirtschaft – Szenarien 2020. Holzzentralblatt 134(24), 685 – 687.

Donat, M.G., Leckebusch, G.C., Wild, S., Ulbrich, U. (2011): Future changes in European winter storm losses and extreme wind speeds inferred from GCM and RCM multi-model simulations. Natural Hazards Earth System Science 11, 1351 – 1370.

Dorow, W.H.O., Blick, T. (2010): Gesamtübersicht über die Gebietsfauna und ihre Bedeutung für den Naturschutz. Naturwaldreservat Goldbachs- und Ziebachsrück (Hessen). Untersuchungszeitraum 1994 – 1996. In: Dorow, W.H.O, Blick T., Kopelke J.-P.: Naturwaldreservate in Hessen. Band 11/2.2. Goldbachs- und Ziebachsrück. Zoologische Untersuchungen 1994 – 1996, Teil 2. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung 46: 237 – 270.

Ebert, G. (2005): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Stuttgart, 552 S.

Ellenberg, H., Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Aufl. Stuttgart, 1331 S.

Feemers, M., Blaschke, M., Skatulla, U., Gulder, H.-J. (2003): Klimaveränderungen und biotische Schäden im Wald. LWF aktuell 37, 19 – 22.

Fielding, A.H., Bell, J.F. (1997): A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Environmental Conservation 24, 38 – 49.

Fischer, R., Lorenz, M., Kohl, M., Mues, V., Granke, O., Lost, S., van Dobben, H., Reinds, G.J., de Vries, W. (2009): The condition of forests in Europe. 2009 Executive Report. ICP Forests and European Commission, Hamburg and Brussels 21.

Flechtner, G. (2000): Coleoptera (Käfer). In: Flechtner, G., Dorow, W. H. O., Kopelke, J.-P. Naturwaldreservate in Hessen. Band 5/2.2. Niddahänge östlich Rudingshain. Zoologische Untersuchungen 1990 – 1992. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung 32(2), 5 – 349.

FNR – Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (2011) Anbau nachwachsender Rohstoffe in Deutschland 2011. Pressegrafik. Online unter: http://www.nachwachsende-rohstoffe.de/service/daten-und-fakten/anbau/ (Zugriff am 14.10.2011).

Franklin, J. (2010): Mapping Species Distributions. Spatial Inference and Prediction. Cambridge, 328 S.

Freibauer, A., Drösler, M., Gensior, A., Schulze, E.D. (2009): Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland auf globaler Ebene. Natur und Landschaft 1, 20 – 25.

Frey, W., Lösch, R. (2010): Geobotanik: Pflanzen und Vegetation in Raum und Zeit. Heidelberg, 616 S.

Fritze, M.-A., Blick, T. (2012): Wiederfunde von *Leistus piceus* (Froelich, 1799) im Fichtelgebirge (Oberfranken/Bayern) sowie Anmerkungen zum Lebensraum und zur Ökologie (Coleoptera, Carabidae). Angewandte Carabidologie 9, 73 – 82.

Fröhlich, D. (2011): Stürmische Gesellen: Lothar, Kyrill und Co. – Zur Problematik, die zukünftige Entwicklung von Winterstürmen abzuschätzen. LWF aktuell 80, 38 – 40.

Fronzek, S., Carter, T. M., Jylhä, K.(2012): Representing two centuries of past and future climate for assessing risks to biodiversity in Europe. Global Ecology and Biogeography 21, 19 – 35.

GAC – Gesellschaft für angewandte Carabidologie (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands – Wissensbasierter Katalog. Angewandte Carabidologie, Supplement V. 45 S.

Garzón, B.M., Alía, R., Robson, T.M., Zavala, M.A. (2011): Intra-specific variability and plasticity influence potential tree species distributions under climate change. Global Ecology and Biogeography 20, 766 – 778.

Gehrig-Fasel, J., Guisan, A., Zimmermann, N.E. (2007): Tree line shifts in the Swiss Alps: Climate change or land abandonment? Journal of Vegetation Science 18, 571 – 582.

Gerstengarbe, F.W., Werner, P. C. (2008): A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. Theoretical and Applied Climatology 92, 209 – 223.

Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft (2011): Herausforderung Klimawandel. Studie des Gesamtverbandes der Deutschen Versicherungswirtschaft e. V. (GDV), Berlin, 18 S.

Giesecke, T., Hickler, T., Kunkel, T., Sykes, M.T., Bradshaw, R. (2007): Towards an understanding of the holocene distribution of *Fagus sylvatica*L. Journal of Biogeography 34, 118 – 131.

Goßner, M. (2004): Nicht tot, aber sehr anders! – Arthropodenfauna auf Douglasie und Amerikanischer Roteiche. LWF aktuell 45, 10 – 11.

Goßner, M., Utschick, H. (2001): Douglasienbestände entziehen überwinternden Vogelarten die Nahrungsgrundlage. In: Bayerische Landes-

anstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.): Waldbewohner als Weiser für die Naturnähe und Qualität der forstlichen Bewirtschaftung. Vergleichende waldökologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern unterschiedlicher Naturnähe in Mittelschwaben. LWF-Bericht 33, 41 – 44.

Gottschalk, T.K., Reiners, T., Ekschmitt, K., Mitschke, A., Sudfeldt, C. (im Druck): Bird Species Distribution Changes within German Special Protection Areas. Naturschutz und Biologische Vielfalt.

Groß, M. (2010): Erfahrungen mit der Douglasie im Landkreis Lörrach. FVA-einblick (14)3, 15 – 17.

Grundmann, B.M., Bolte, A., Bonn, S., Roloff, A. (2011): Impact of climatic variation on growth of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* in southern Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research 26(11), 64 – 71.

Guisan, A., Zimmermann, N. E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling 135, 147 – 186.

Haeupler, H., Klotz. S., Kühn, I., Durka, W. (Hrsg.) (2002): Die Biotope Deutschlands. BIOLFLOR – Eine Datenbank zu 10 biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38, 247 – 272.

Hagemeijer, W.J.M., Blair, M.J. (Eds.) (1997): The EBCC Atlas of Breeding Birds in Europe. London, 903 S.

Hahn, C., Bässler, C. (2005): Großpilze als Indikatorarten für Klimawandel 2: *Phellinus ferruginosus, Phellinus nigrolimitatus* und *Phellinus viticola*. Mycologia Bavarica 8, 43 – 62.

Hampe, A., Petit, R.J. (2005): Conserving biodiversity under climate change: The rear edge matters. Ecology Letters 8, 461 – 467.

Hastie, T.J., Tibshirani, R.J. (1990): Generalized additive models. New York, 352 S.

Hawkins, B.A., Porter, E.E. (2003): Water – energy balance and the geographic pattern of species richness of western Palearctic butterflies. Ecological Entomology 28, 678 – 686.

Herrman, R.K., Lavender, D.P. (1990): *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco. In: Burns, R.M., Barbara, H., Honkala, B.K. (Hrsg.): Silvics of North America: 1. Conifers. Agriculture Handbook 654, 527 – 540.

Hickler, T., Vohland, K., Feehan, J., Miller, P.A., Smith, B., Costa, L., Giesecke, T., Fronzek, S., Carter, T.R., Cramer, W., Kühn, I., Sykes, M.T. (2012): Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model. Global Ecology and Biogeography 21, 50 – 63.

Hickling, R., Roy, D.B., Hill, J.K., Fox, R., Thomas, C.D.(2006): Thedistributions of a wide range of taxonomic groups are expandingpolewards. Global Change Biology 12, 450 – 455.

Higgins, L.G., Riley, N.D (1971): Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas. Hamburg, 377 S.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. (2005): Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology 25, 1965 – 1978.

Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C., Willis, S.G. (2007): A Climatic Atlas of European Breeding Birds. Barcelona. 521 S.

Huss, J., Butler-Manning, D. (2006): Entwicklungsdynamik eines buchendominierten „Naturwald"-Dauerbeobachtungsbestands auf Kalk im Nationalpark Hainich/Thüringen. Waldoekologie online 3, 67 – 81.

Hutchinson, G.E. (1957): Concluding remarks. Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology 22, 415 – 427.

Huwer, A., Wittig, R. (im Druck): Low impact of climate change on species composition of a central European lowland beech forest community. Phytocoenologia.

IBISCA – Investigating the Biodiversity of Soil and Canopy Arthropods (2008): IBISCA-Queensland Predicting and assessing the impacts of climate change on biodiversity, Progress Report. Griffith University, Nathan, 38 S.

Institut für Waldbau (1987): Die einheimischen und die wichtigsten fremdländischen Baumarten. Eigenverlag des Instituts für Waldbau, Abt. für Waldbau der Tropen und Naturwaldforschung der Universität Göttingen, 273 S.

Jentsch, A.,Beierkuhnlein, C., White, P.S. (2002): Scale, the dynamic stability of forest ecosystems, and the persistence of biodiversity. Silva Fennica 36, 393 – 400.

Jones, C., Lowe, J., Liddicoat, S., Betts, R. (2009): Committed terrestrial ecosystem changes due to climate change. Nature Geoscience 2, 484 – 487.

Jones, E.W. (1959): Biological flora of the British isles: *Quercus* L. Journal of Ecology 47(1), 169 – 222.

Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F., Van Tongeren, O.F.R. (1987): Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge, 229 S.

Kaplan, J.O., Krumhardt, K.M., Zimmermann, N. (2009): The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. Quaternary Science Reviews 28, 3016 – 3034.

Kathke, S., Bruelheide, H. (2011): Differences in frost hardiness of two Norway spruce morphotypes growing at Mt. Brocken, Germany. Flora 206, 120 – 126.

King, J.S., Kubiske, M.E., Pregitzer, K.S., Hendrey, G.R., McDonald, E.P., Giardina, C.P., Quinn, V.S., Karnosky, D.F. (2005): Tropospheric O_3 compromises net primary production in young stands of trembling aspen, paper birch and sugar maple in response to elevated atmospheric CO_2. New Phytologist 168, 623 – 636.

Kirilenko, A.P., Sedjo, R.A. (2007): Climate Change and Food Security Special Feature: Climate change impacts on forestry. Proceedings of the National Academy of Sciences 104, 19697 – 19702.

Klotz, S., Kühn, I., Durka, W. (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 334 S.

Klötzli, F., Walter, G.-R., Carraro, G., Grundmann, A. (1996): Anlaufender Biomwandel in Insubrien. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26, 537 – 330.

Knoerzer, D., Kühnel, U., Theodoropoulos, K., Reif, A. (1995): Zur Aus- und Verbreitung neophytischer Gehölze in Südwestdeutschland mit besonderer Berücksichtigung der Douglasie. In: Böcker, R., Gebhardt, H., Konold, W. und Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.):

Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management. Landsberg, 67 – 81.

Köhl, M., San-Miguel-Ayanz, J. (2011): Criterion 2: Maintenance of Forest Ecosystem Health and Vitality. In: FOREST EUROPE, UNECE and FAO: State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe, 29 – 49.

Kohler, M., Sohn, J., Nägele, G., Bauhus, J. (2010): Can drought tolerance of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) be increased through thinning? European Journal of Forest Research 129(6), 1109 – 1118.

Kölling, C. (2008): Die Douglasie im Klimawandel: Gegenwärtige und zukünftige Anbaubedingungen in Bayern. LWF-Wissen 59, 12 – 21.

Kölling, C. (2011): Trockentannen – Wunschbild und Wirklichkeit. In: Ewald, J. (Hrsg.): Waldtypen, Vegetation und Klimawandel im Vinschgau, einem inneralpinen Trokkental. Remagen, 118 S.

Kölling, C., Bachmann, M., Falk, W., Grünert, S., Schaller, R., Tretter, S., Wilhelm, G. (2009a): Klima-Risikokarten für heute und morgen. Der klimagerechte Waldumbau bekommt vorläufige Planungsunterlagen. AFZ-DerWald 64, 806 – 810.

Kölling, C., Beinhofer, B., Hahn, A., Knoke, T. (2010) Wer streut, rutscht nicht – Wie soll die Forstwirtschaft auf neue Risiken im Klimawandel reagieren? AFZ-Der Wald 65(5), 18 – 22.

Kölling, C., Dietz, E., Falk, W., Mellert, K.-H. (2009b): Provisorische Klima-Risikokarten als Planungshilfe für den klimagerechten Waldumbau in Bayern. LWF Wissen 63, 31 – 39.

Kölling, C., Falk, W., Walentowski, H. (2011): Standörtliche Möglichkeiten für den Anbau der Tanne (*Abies alba* und *Abies grandis*) in Bayern. LWF-Wissen 66, 11 – 19.

Kölling, C., Walentowski, H., Borchert, H. (2005): Die Buche in Mitteleuropa. AFZ-Der Wald 60(13), 696 – 701.

Kölling, C., Zimmermann, L., Walentowski, H. (2007): Klimawandel: Was geschieht mit Buche und Fichte? AFZ-Der Wald 62(11), 584 – 588.

Komposch, C., Gruber, J. (2004): Die Weberknechte Österreichs (Arachnida, Opiliones). Denisia 12, 485 – 534.

Korneck, D., Schnittler, M., Vollmer, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. Schriftenreihe Vegetationskunde 28, 21 – 187.

Körner, C., Morgan, J.A., Norby, R. (2007): CO_2 fertilisation: when, where, how much? In Canadell, S.G., Pataki, D.E., Pitelka, L.F. (Hrsg.): Terrestrial ecosystems in a changing world. Berlin Heidelberg, 336 S.

Köstler, J.N., Brückner, E., Bibelriether, H. (1968) Die Wurzel der Waldbäume. Hamburg, 284 S.

Kowarik, I. (2003): Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart, 380 S.

Kownatzki, D., Kriebitzsch, W.-U., Bolte, A., Liesebach, H., Schmitt, U., Elsasser, P. (2011): Zum Douglasienanbau in Deutschland: ökologische, waldbauliche, genetische und holzbiologische Gesichtspunkte des Douglasienanbaus in Deutschland und den angrenzenden Staaten aus naturwissenschaftlicher und gesellschaftspolitischer Sicht. Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research Sonderheft 344, 67 S.

Kozlowski, T.T., Pallardy, S.G. (2002): Acclimation and adaptiveresponses of woody plants to environmental stresses. The Botanical Review 68, 270 – 334.

Kreyling, J., Huber, G., Jentsch, A., Konnert, M., Nagy, L., Thiel, D., Wellstein, C., Beierkuhnlein, C. (2011b): Innerartliche Plastizität und lokale Anpassungen von Waldbäumen - Die innerartliche Vielfalt ist ein Schlüsselkriterium für eine erfolgreiche Klimaanpassung. LWF aktuell 85, 12 – 13.

Kreyling, J., Thiel, D., Nagy, L., Jentsch, A., Huber, G., Konnert, M., Beierkuhnlein, C. (2012): Late frost sensitivity of juvenile *Fagus sylvatica* L. differs between southern Germany and Bulgaria and depends on preceding air temperature. European Journal of Forest Research 131 (3), 717–725.

Krieglsteiner, G.J. (1991): Verbreitungsatlas der Großpilze Deutschlands (West), Stuttgart, Band 1 (Teil A und B), 1016 S.

Krieglsteiner, G.J. (2000 – 2003): Die Großpilze Baden-Württembergs, Band 1 – 4, Stuttgart.

Krieglsteiner, G.J., Gminder, A. (2010): Die Großpilze Baden-Württembergs, Band 5, Stuttgart, 671 S.

Kropp, J., Holsten, A., Lissner, T., Roithmeier, O., Hattermann, F., Huang, S., Rock, J., Wechsung, F., Lüttger, A., Pompe, S., Kühn, I., Costa, L., Steinhäuser, M., Walther,C., Klaus, M., Ritchie, S., Metzger, M. (2009): Klimawandel in Nordrhein-Westfalen - Regionale Abschätzung der Anfälligkeit ausgewählter Sektoren. Abschlussbericht des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MUNLV), Potsdam, 259 + XVI S.

Kudrna, O., Harpke, A., Lux, K., Pennerstorfer, J., Schweiger, O., Settele, J., Wiemers, M. (2011): Distribution atlas of butterflies in Europe. Gesellschaft für Schmetterlingsschutz, Halle, 576 S.

Kühn, I., Vohland, K., Badeck, F., Hanspach, J. Pompe, S., Klotz, S. (2009): Aktuelle Ansätze zur Modellierung der Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die biologische Vielfalt. Natur & Landschaft 84(1), 8 – 12.

Kühnel, U. (1995): Zum Einfluß des Douglasienanbaus auf buchendominierte Waldökosysteme. Vergleichende vegetations- und standortsökologische Untersuchungen am Südwestrand des Schwarzwaldes. Diplomarbeit an der Forstlichen Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 89 S.

Kumschick, S., Schmidt-Entling, M. H., Bacher, S., Hickler, T., Espadaler, X., Nentwig, W. (2009): Determinants of local ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and activity density across Europe. Ecological Entomology 34, 748 – 754.

Küster, H. (2010): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa – von der Eiszeit bis zur Gegenwart. C. H. Beck, München, 423 S.

Lameire, S., Hermy, M., Honnay, O. (2000): Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. Journal of Vegetation Science 11, 695 – 704.

Lang, G. (1994): Quartäre Vegetationsgeschichte Europas – Methoden und Ergebnisse. Jena, 462 S.

Larsen, J.B., Ruetz, W.F. (1980): Frostresistenz verschiedener Herkünfte der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und der Küstentanne (*Abies grandis*) entlang des 44. Breitengrades in Mittel Oregon. Forstwissenschaftliches Centralblatt 99, 222 – 233.

Leuzinger, S., Körner, C. (2007): Water savings in mature deciduous forest trees under elevated CO_2. Global Change Biology 13, 2498 – 2508.

LfU Bayerisches Landesamt für Umwelt (2009): Intakte Moore – prima fürs Klima. Faltblatt, Augsburg. Online unter: http://www.lfu.bayern.de/natur/moorentwicklungskonzept/index.htm. (Zugriff am 14.10.2011).

Lübbert, J., Berger, S., Walther, G.-R. (2008): Klimatisch bedingt treten neue Pflanzenarten auf. In: Lozan, J., Graßl, H., Jendritzky, G., Karbe, L., Reise, K. (Hrsg.): Warnsignal Klima: Gesundheitsrisiken. Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen. Hamburg, Wissenschaftliche Auswertungen, GEO, 82 – 85.

Ludwig, G.X., Alatalo, R.V., Helle, P., Linden, H., Lindstrom, J., Siitari, H. (2006): Short- and long-term population dynamical consequences of asymmetric climate change in black grouse. Proceedings of the Royal Society B 273, 2009 – 2016.

Lüscher, P., Kaufmann, G. (2008): Mechanische Belastung von Waldböden. Ursachen und Schadensminimierung. Wald und Holz 89(1), 44 – 45.

Lyr, H., Fiedler, H.J., Tranquillini, W. (Hrsg.) (1992): Physiologie und Ökologie der Gehölze. Stuttgart, 620 S.

Malcolm, J.R., Liu, C., Neilson, R.P., Hansen, L., Hannah, L.E.E. (2006): Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. Conservation Biology 20, 538 – 548.

Manion, P.D. (1981): Tree disease concepts. Englewood Cliffs, 416 S.

Mantau, U. (2009): Holzrohstoffbilanz Deutschland: Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung bis 2012. LBF – vTI Agriculture and Forestry Research, Sonderheft 327, 27 – 36.

Mantel, K. (1990): Wald und Forst in der Geschichte. Ein Lehr- und Handbuch. Hannover, 518 S.

Martens, J. (1978): Weberknechte, Opiliones – Spinnentiere, Arachnida. Die Tierwelt Deutschlands 64, 1 – 464.

Mayer, H. (1984): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. 3. Aufl. G. Fischer, Stuttgart, New York. 483 S.

McDowell, N., Pockman, W.T., Allen, C.D., Breshears, D.D., Cobb, N., Kolb, T., Sperry, J., West, A., Williams, D., Yepez, E.A. (2008): Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? Tansley review. New Phytologist 178, 719 – 739.

Meier, E.S., Lischke, H., Schmatz, D.R., Zimmermann, N.E. (2012): Climate, competition and connectivity affect future migration and ranges of European trees. Global Ecology and Biogeography 21, 124 – 178.

Metzler, B. (2004): Hallimasch: Kambiumbefall nach Trockenheit. Waldschutz–Info 3, FVA Baden-Württemberg, 2 S.

Meyer, P., Bücking, W., Gehlhar, U., Schulte, U., Steffens, R. (2007): Das Netz der Naturwaldreservate in Deutschland: Flächenumfang, Repräsentativität und Schutzstatus im Jahr 2007. Forstarchiv 78, 188 – 196.

Meyer, P., Schmidt, M., Blick, T., Brunet, J., Dorow, W.H.O., Hakes, W., Härdtle, W., Heinken, T., Hertel, D., Knapp, H.D., Leuschner, C., Oheimb, G. v., 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.

Michiels, H.-G., Aydin, C.-T., Bolte, A., Hein, S., Hussendörfer, E., Mühlethaler, U., Reif, A., Schmidt, W. (2009): Ökologischer Steckbrief und waldbauliche Bewertung der Buche. Forst und Holz 64(9), 18 – 21.

Midgley, G.F., Hughes, G.O., Thuiller, W., Rebelo, A. G. (2006): Migration rate limitations on climate change-induced range shifts in Cape Proteaceae. Diversity and Distributions 12, 555 – 562.

MIL & MLUV Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft & Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz (2010): Biologische Vielfalt in den Wäldern Nordostdeutschlands. Studie der Landesforstverwaltungen der Bundesländer Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern auf der Grundlage ausgewählter Indikatoren. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft, Brandenburg, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz, Mecklenburg-Vorpommern, Potsdam/Schwerin, 47 S.

Millar, C.I., Stephenson, N.L., Stephens, S.L. (2007): Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. Ecological Applications 17(8), 2145 – 2151.

Misson, L., Vincke, C., Devillez, F. (2003): Frequency responses of radial growth series after different thinning intensities in Norway spruce (*Picea abies* (*L.*) Karst. stands. Forest Ecology and Management 177, 51 – 63.

Moning, C., Bußler, H., Müller, J. (2010): Schlüsselwerte in Bergmischwäldern als Grundlage für eine nachhaltige Forstwirtschaft. Wissenschaftliche Schriftenreihe Nationalpark Bayerischer Wald 19, 5 – 103.

Morin, X., Améglio, T., Ahas, R., Kurz-Besson, C., Lanta, V., Lebourgeois, F., Migletta, F., Chuine, I. (2007): Variation in cold hardiness and carbohydrate concentration from dormancy induction to bud burst among provenances of three European oak species. Tree Physiology 27, 817 – 825.

Museumsgesellschaft Kronberg (Hrsg.) (1986): Fritz Wucherer, 1873 – 1948, ein Meister der Kronberger Malerkolonie im 20. Jahrhundert. Dokumentation der Museumsgesellschaft Kronberg, Band 6. Kronberg, 140 S.

Müller, J., Bütler, R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. European Journal of Forest Research 129, 981 – 992.

Müller-Dombois, D., Ellenberg, H. (1974): Aims and methods of vegetation ecology. New York, 547 S.

Müller-Kroehling, S., Walentowski, H., Bußler, H., Kölling, C. (2009): Natürliche Fichtenwälder im Klimawandel – Hochgradig gefährdete Ökosysteme. LWF Wissen 63, 70 – 85.

Müller-Motzfeld, G. (2001): Laufkäfer in Wäldern Deutschlands. Angewandte Carabidologie Supplement 2, 9 – 20.

Müller-Motzfeld, G. (Hrsg.) (2006): Carabidae (Laufkäfer). In: Freude, H., Harde, K.W., Lohse, G.A. & Klausnitzer, B.: Die Käfer Mitteleuropas. Heidelberg, Berlin, 521 S.

Müller-Motzfeld, G., Schmidt, J., Trautner, J. (im Druck): Rote Liste der Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera carnibidae). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70.

Muster, C., Blick, T., Schönhofer, A., Harms, K. H., Malten, A., Staudt, A., Stumpf, H., Tolke, D. (im Druck): Rote Liste der Weberknechte Deutschlands (Arachnida: Opiliones). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (4).

Nakićenaić, N. & Swart, R. (Hrsg.) (2000): Special report on emission scenarios. A special report of working group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK.

Nemestothy, N. (2009): Boden unter Druck – sind Bodenschutz und Holzernte vereinbar? BFW-Praxisinformation 19, 9 – 13.

Niedermair, M., Plattner, G. (2010): Moore im Klimawandel. – Studie des WWF Österreich, der Österreichischen Bundesforste und des Umweltbundesamtes, Wien. 22 S. http://www.oebf.at/uploads/tx_pdforder/Studie_Moore_im_Klimawandel.pdf

Niesar, Ch.M. (2008): Symptom- und Ursachenanalyse der aktuellen Buchenerkrankung in höheren Lagen von Nordrhein-Westfalen. Göttingen, 120 S.

Nihlgård, B. (1985): The ammonium hypothesis – an additional explanation of the forest dieback in Europe. Ambio 14, 2 – 8.

Nipkow, M. (2009): Vogelschutz in Deutschland. Das NABU-Grundsatzprogramm Vogelschutz. NABU, Berlin, 64 S.

Norris, C., Hobson, P., Ibisch, P.L. (2011b): Microclimate and vegetation function as indicators of landscape thermodynamic efficiency. Journal of Applied Ecology (49, 562 – 570).

Norris, C., Ibisch, P., Hobson, P. (2011a): Searching for empirical evidence of forest resilience - developing indicators of the thermodynamic efficiency of ecosystems. In: Knapp, H.D., Fichtner, A. (Hrsg.): Beech forests. Joint natural heritage of Europe. BfN-Skripten 297. BfN (Bundesamt für Naturschutz), Bonn, 77 – 85.

Oehmichen, K., Demant, B., Dunger, K., Grüneberg, E., Hennig, P., Kroiher, 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 343, 164 S.

Ohlemüller, R., Gritti, E. S., Sykes, M.T., Thomas, C.D. (2006): Towards European climate risk surfaces: The extent and distribution of analogous and non-analogous climates 1931 – 2100. Global Ecology & Biogeography 15, 395 – 405.

Otto, H.-J. (1994): Waldökologie. Stuttgart, 391 S.

Pagel, J., Schurr, F. M. (2012): Forecasting species ranges by statistical estimation of ecological niches and spatial population dynamics. Global Ecology and Biogeography 21, 293 – 304.

Paoletti, E., Bytnerowicz, A., Andersen, C., Augustaitis, A., Ferretti, M., Grulke, N., Günthardt-Goerg, M.S., Innes, J., Johnson, D., Karnosky, D., Luangjame, J., Matyssek, R., McNulty, S., Müller-Starck, G., Musselman, R., Percy, K. (2007): Impacts of air pollution and climate change on forest ecosystems — emerging research needs. The Scientific World Journal 7(S1), 1 – 8.

Pearson, R.G., Dawson, T.P. (2003): Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? Global Ecology & Biogeography 12, 361 – 371.

Peñuelas, 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, 829 – 837.

Petercord, R. (1999): Entwicklung bewirtschafteter Buchen-Edellaubholz-Mischbestände unter dem Einfluß der Buchenwollschildlaus (*Cryptococcus fagisuga* L.) unter besonderer Berücksichtigung physiologischer und genetischer Aspekte. Göttingen, 277 S.

Petercord, R., Leonhard, S., Muck, M., Lemme, H., Lobinger, G., Immler, T., Konnert, M. (2009): Klimaänderung und Forstschädlinge. LWF aktuell 72, 4 – 7.

Petercord, R., Veit, H., Delb, H., Schröter, H. (2008): Forstinsekten im Klimawandel – alte Bekannte mit neuem Potenzial? Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. FVA-einblick 12(1), 36 – 39.

Plattner, G.-K. (2009): Terrestrial ecosystem inertia. Nature Geoscience 2, 467 – 468.

Polley, H., Hennig, P., Schmitz, F. (2009): Eine Kohlenstoffinventur auf Bundeswaldinventur-Basis: Holzvorrat, Holzzuwachs, Holznutzung in Deutschland. AFZ-DerWald 64(20), 1076 – 1078.

Pompe, S., Berger, S., Bergmann, J., Badeck, F., Lübbert, J., Klotz, S., Rehse, A.-K., Söhlke,G., Sattler, S., Walther, G.-R., Kühn, I. (2011): Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Flora und Vegetation in Deutschland. BfN-Skripten 304. BfN (Bundesamt für Naturschutz), Bonn, 1 – 98.

Pompe, S., Berger, S., Walther, G.-R., Badeck, F., Hanspach, J., Sattler, S., Klotz, S., Kühn, I. (2009): Mögliche Konsequenzen des Klimawandels für die Pflanzenwelt in Deutschland. Natur & Landschaft 84(1), 2 – 7.

Pompe, S., Hanspach, J., Badeck, F., Klotz, S., Bruelheide, H., Kühn, I. (2010): Investigating habitat-specific plant species pools under climate change. Basic and Applied Ecology 11(7), 603 – 611.

Pompe, S., Hanspach, J., Badeck, F., Klotz, S., Thuiller, W., Kühn, I. (2008): Climate and land use change impacts on plant distributions in Germany. Biology Letters 4, 564 – 567.

Potvin, C., Chapin III, F.S., Gonzales, A., Leadley, P., Reich, P., Roy, J. (2006): Plant biodiversity and responses to elevated carbon dioxide. In: Canadell, S. G., Pataki, D.E.,

Pitelka, L.F. (Hrsg.): Terrestrial ecosystems in a changing world. Berlin, 103 – 112.

Prentice, I.C., Farquhar, G.D., Fasham, M.J.R., Goulden, M.L., Heimann, M., Jaramillo, V.J., Kheshgi, H.S., Le Quere, C., Scholes, R. J., Wallace, D. W. R. (lead authors) (2001) The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. In: Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A. (Hrsg.): Climate change 2001: The scientific basis. Contribution of the workinggroup I to the third assessment report of the International Panel of Climate Change. Cambridge, 183 – 239.

Puhe, J. (2003): Growth and development of the root system of Norway spruce (*Picea abies*) in forest stands - a review. Forest Ecology and Management 175, 253 – 273.

Queloz, V., Grünig, C.R., Berndt, R., Kowalski, T., Sieber, T. N., Holdenrieder, O. (2011): Cryptic speciation in *Hymenoscyphus albidus*. Forest Pathology 41(2), 133 – 142.

Quézel P. (1980): Biogéographie et écologie des conifères sur le pourtour méditerranéen. In: Pesson P. (Hrsg.): Actualité d'écologie forestière. Paris, 205 – 255.

Rabitsch, W., Winter, M., Kühn, E., Kühn, I., Götzl, M., Essl, F., Gruttke, H. (2010): Auswirkungen des rezenten Klimawandels auf die Fauna in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt 98, 1 – 268.

Reif, A., Brucker, U., Kratzer, R., Schmiedinger, A., Bauhus, J. (2009): Waldbau und Baumartenwahl in Zeiten des Klimawandels aus Sicht des Naturschutzes. Abschlussbericht eines F+E-Vorhabens im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 124 S.

Reinhardt, R., Bolz, R. (2001): Rote Liste und Gesamtartenliste der Tagfalter (Rhopalocera) Deutschlands. (Lepicoptera: Papilionoidea et Hesperioidea). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(3), 167 – 194..

Rennenberg, H., Seiler, W., Matyssek, R., Gessler, A., Kreuzwieser,J. (2004): Die Buche (*Fagus sylvatica*) – ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteleuropa? Allgemeine Forst- u. Jagd-Zeitung 175, 210 – 224.

Rigling, A., Dobbertin, M., Bürgi, M., Feldmeier-Christe, E., Gimmi, U., Ginzler, C., Graf, U., Mayer, P., Zweifel, R., Wohlgemuth, T. (2006a): Baumartenwechsel in den Walliser Waldföhrenwäldern. Forum für Wissen 2006, 23 – 33.

Rigling, A., Dobbertin, M., Gimmi, U., Graf Pannatier, E., Gugerli, F., Heiniger, U., Polomski, J., Rebetez, M., Rigling, D., Weber, P., Wermelinger, B., Wohlgemuth, T. (2006b): Verdrängen Flaum-Eichen die Walliser Waldföhren? Merkblatt für die Praxis 41. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, CH.

Rigling, A., Eilmann, B., Köchli, R., Dobbertin, M. (2010): Mistletoe-induced crown degradation in Scots pine threatened by drought. Tree Physiology 30, 845 – 852.

Roberts, N. (1998): The Holocene. An environmental history. Oxford, 344 S.

Rock, J., Bolte, A. (2011): Auswirkungen der Waldbewirtschaftung 2002 bis 2008 auf die CO_2-Bilanz. AFZ-DerWald 66(15), 22 – 24.

Röhrig, E., Bartsch, N., Lüpke, B. v. (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage. 7. Aufl., Stuttgart, 479 S.

Rottmann, M. (1986): Wind und Sturmschäden im Wald. Frankfurt, 128 S.

Sakai, A. (1974): Freezing resistance of trees in North America with reference to tree regions. Ecology 54(1), 118 – 126.

Sakai, A., Okada, S. (1971): Freezing resistance of conifers. Silvae Genetica 20, 91 – 97.

Schaefer, M., Tischler, W. (1983): Wörterbuch der Biologie. Ökologie. 2. Aufl. Stuttgart, 354 S.

Schäfer, A. (2005): Umweltverträgliche Erlenwirtschaft auf wieder vernässten Niedermoorstandorten. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 39(4), 165 – 171.

Schär, Ch., Luigi Vidale, P., Lüthi, D., Frei, Ch., Häberli, Ch., Liniger, M. A., Appenzeller, Ch.(2004): The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. Nature 427, 332 – 336.

Schlyter, P., Stjernquist, I., Bärring, L., Jönsson, A.M., Nilsson, C. (2006): Assessment of the impacts of climate change and weather extremes on boreal forests in northern Europe, focusing on Norway spruce. Climate Research 31, 75 – 84.

Schmidt, M., Kriebitsch, W.-U., Ewald, J. (Hrsg.) (2011): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. BfN-Skripten 299. BfN Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 1 – 111.

Schmidt, O. (2008): Südländische Insekten überwinden die Alpen. In: Lozan, J.,Graßl, H., Jendritzky, G., Karbe, L., Reise, K. (Hrsg.): Warnsignal Klima: Gesundheitsrisiken. Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen. Hamburg, Wissenschaftliche Auswertungen, GEO, 73 – 77.

Schmidt, P.A. (1997): Naturnahe Waldbewirtschaftung – Ein gemeinsames Anliegen von Naturschutz und Forstwirtschaft? Forstwirtschaftliches Centralblatt 117, 193 – 205.

Schmidt, P.A. (2005): Die potenzielle natürliche Vegetation unter dem Aspekt der Waldentwicklung und naturnaher Waldbewirtschaftung an ausgewählten Beispielen ost- und mitteleuropäischer Waldgebiete. BfN-Skripten 156 Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas. BfN Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 383 – 398.

Schmidt, U.E. (1989): Entwicklungen in der Bodennutzung im mittleren und südlichen Schwarzwald seit 1780. Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg 146(1), 206 S.

Schmiedinger, A., Bachmann, M., Kölling, C., Schirmer, R. (2009): Verfahren zur Auswahl von Baumarten für Anbauversuche vor dem Hintergrund des Klimawandels. Forstarchiv 80, 15 – 22.

Schmitz, F., Polley, H., Hennig, P., Schwitzgebel, F. (2005): Die zweite Bundeswaldinventur – BWI: Der Inventurbericht. Bundesministerium für, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn, 231 S.

Schönhofer, A., Holle, T. (2007): *Nemastoma bidentatum* (Arachnida: Opiliones: Nemastomatidae): Neu für Deutschland und die Tschechische Republik. Arachnologische Mitteilungen 33, 25 – 30.

Schröder, J. v. (1883): Die Beschädigung der Vegetation durch Rauch und die Oberharzer Hüttenrauchschäden. Berlin, 333 S.

Schröder, Th. (2009): Forstliche Quarantäneschädlinge. LWF aktuell 72, 8 – 10.

Schumacher, J., Leonhard, S., Grundmann, B.M., Roloff, A. (2006): New alder disease in Spreewald biosphere reserve: Causes and incidental factors of an epidemic. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes 58(6), 141 – 147.

Schunk, Ch., Leuchner, M., Menzel, A. (2009): Waldbrand – Historische, aktuelle und zukünftige Bedeutung in Bayern. LWF aktuell 72, 30 – 31.

Schumacher, J., Wolf, A., Leonard, S. (2007): Erster Nachweis von *Chalara Froxinea* (T. Kowalski) in Deutschland – Ein Verursacher neuartiger Schäden an Eschen. Deutscher Pflanzenschutzdienst 59, 121 – 123.

Schütt, P., Blaschke, H., Holdenrieder O., Koch, W., Lang, K.J., Schuck, H.J., Stimm, B., Summerer, H. (1984): Der Wald stirbt an Streß. München, 264 S.

Schweiger, O., Biesmeijer, J.C., Bommarco, R., Hickler ,T., Hulme, P.E., Klotz, S., Kühn, I., Moora, M., Nielsen, A., Ohlemüller, R., Petanidou, T., Potts, S.G., Pysek, P., Stout, J.C., Sykes, M.T., Tscheulin, T., Vila, M., Walther, G.R., Westphal, C., Winter, M., Zobel, M., Settele, J. (2010): Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. Biological Reviews 85, 777 – 795.

Schweiger, O., Heikkinen, R.K., Harpke, A., Hickler, T., Klotz, S., Kudrna, O., Kühn, I., Pöyry, J., Settele, J. (2012): Increasing range mismatching of interacting species under global change is related to their ecological characteristics. Global Ecology and Biogeography 21, 88 – 99.

Schweiger, O., Settele, J., Kudrna, O., Klotz, S., Kühn, I. (2008): Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. Ecology 89, 3472 – 3479.

Seidling, W., Bolte, A. (2009): Krankheiten und Gefährdung des Waldes - Entwicklung der Wälder Mitteleuropas und ihrer Gefährdung. Bonn, 6 S. http://www.bpb.de/themen/E5X8II,0,0,Krankheiten_und_Gef%E4hrdung_des_Waldes.html.

Seifert, B. (2007): Die Ameisen Mittel- und Nordeuropas. Lutra, 368 S.

Selås, V., Sonerud, G.A., Framstad, E., Kålås, J.A., Kobro, S., Pedersen, H.B., Spidsø, T.K., Wiig, Ø. (2011): Climate change in Norway: Warm summers limit grouse reproduction. Population Ecology 53, 361 – 371.

Settele J., Feldmann R., Reinhardt R., Steiner R. (2009): Ulmer Naturführer Schmetterlinge: Die Tagfalter Deutschlands. Stuttgart, 256 S.

Settele, J., Kudra, O., Harpe, A., Kühn, I., Swaay, C.v., Verovnik, R., Warren, M., Wiemers, M., Hansbach, J., Hickler, T., Kühn, E., Halder, I.v., Veling, K., Vliegenhart, A., Wynhoff, I., Schweiger, O. (2008): Climatic risk atlas of European Butterflies. Sofia-Moscow, 10 S.

Sitch, S., Cox, P.M., Collins, W.J., Huntingford, C. (2007): Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. Nature 448, 791 – 794.

Sitch, S., Huntingford, C., Gedney, N., Levy, P.E., Lomas, M., Piao, S.L., Betts, R., Ciais, P., Cox, P., Friedlingstein, P., Jones, C.D., Prentice, I.C., Woodward, F. I. (2008): Evaluation of the terrestrial carbon cycle, future plant geography and climate-carbon cycle feedbacks using five Dynamic Global Vegetation Models (DGVMs). Global Change Biology 14, 2015 – 2039.

Spangenberg, J.H., Bondeau, A., Carter, T. R., Fronzek, S., Jaeger, J., Jylhä, K., Kühn, I., Omann, I., Paul, A., Reginster, I., Rounsevell, M., Schweiger, O., Stocker, A., Sykes, M.T., Settele, J. (2012): Scenarios for investigating risks to biodiversity. Global Ecology and Biogeography 21, 5 – 18.

Spiecker, K.M. (2005): Trockenheit ist nicht gleich Trockenheit. AFZ – Der Wald 60(4), 164 – 167.

Staudt, A. (2011): Nachweiskarten der Spinnentiere Deutschlands (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones).http://spiderling.de/arages. (Zugriff am 15.9.2011).

Stephan, B.R. (1973): Über die Anfälligkeit und Resistenz von Douglasien-Herkünften gegenüber *Rhabdocline pseudotsugae*. Silvae Genetica 22, 149 – 153.

Stroh, K. (2005): UmweltWissen. Neophyten – Pflanzenportraits. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 12 S.

Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T. Schröder, K., Sudfeldt, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. BfN (Bundesamt für Naturschutz), Bonn, 792 S.

Südbeck, P., Bauer, H.-G., Boschert, M., Boye, P., Knief, W. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung, 30.11.2007. Berichte zum Vogelschutz 44, 23 – 81.

Sudfeldt, C., Dröschmeister, R., Langgemach, T., Wahl, J. (2010): Vögel in Deutschland – 2010. Dachverband Deutschar Avifaunisten, Bundesamt für Naturschutz, Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten, Münster, 56 S.

Svenning, J.-C., Skov, F. (2004): Limited filling of the potential range in European tree species. Ecology Letters 7, 565 – 573.

Sykes, M.T. (2001): Modelling the potential distribution and community dynamics of Lodgepole Pine (*Pinus contorta* Dougl. ex. Loud.) in Scandinavia. Forest Ecology and Management 141, 69 – 84.

Sykes, M.T., Prentice, I.C., Cramer, W. (1996): A bioclimatic model for potential distributions of north European tree species under present and future climates. Journal of Biogeography 23, 203 – 233.

Teepe, R., Brumme, R., Beese, F., Ludwig, B. (2004): Nitrous oxide emission and methane consumption following compaction of forest soils. Soil Science Society of America Journal 68, 605 – 611.

Thimonier, A, Dupouey, J.L., Bost, F., Becker, M. (1994): Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in northeast France. New Phytologist 126, 533 – 539.

Thomas, F.M., Blank, R., Hartmann, G. (2003): Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe, Forest Pathology 32, 4 – 5.

Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M.B., Sykes, M.T., Prentice, I.C. (2005): Climate change threats to plant diversity in Europe. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 102, 245 – 250.

Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H.,

Walters, S.M., Webb, D.A. (Hrsg.) (1964 – 1980): Flora Europaea.Bände 1 – 5, Cambridge.

Tüxen, R. (1956): Die heutige potenzielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angewandte Pflanzensoziologie 13, 5 – 42.

Ulrich, B. (1986): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. Forstwirtschaftliches Centralblatt 105, 421 – 435.

Ulrich, B. (1995): The history and possible causes of forest decline in central Europe, with particular attention to the German situation. Environmental Review 3, 262 – 276.

USDA – United States Department of Agriculture (2011): Natural Resources Conservation Service, Plants profile: *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco – Douglas-fir. http://plants.usda.gov/ java/ profile?symbol=PSME. (Zugriff am 08.08.2011).

Van Calster, H., Baeten, L., De Schrijver, A., De Keersmaeker, L., Rogister, J. E., Verheyen, K., Hermy, M. (2007) Managementdriven changes (1967 – 2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest. Forest Ecology and Management 241, 258 – 271.

Višnjić, C., Dohrenbusch, A. (2004): Frostresistenz und Phänologie europäischer Buchenprovenienzen. Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung 175, 101 – 108.

Vor, T., Schmidt, W. (2006): Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Vegetation der Naturwaldreservate „Eselskopf“ (Nordwesteifel) und „Grünberg“ (Pfälzer Wald). Forstarchiv 77, 169 – 178.

Wagner, S. (2004): Klimawandel - einige Überlegungen zu waldbaulichen Strategien. Forst und Holz 59(8), 394 – 398.

Walentowski, H. (2008): Die Douglasie aus naturschutzfachlicher Sicht. LWF Wissen 59, 67 – 69.

Walentowski, H., Bolte, A., Ibisch, P.L., Glogner, K., Reif, A. (2009): AFSV-Konzeptpapier Wald im Klimawandel – Möglichkeiten der Risikominderung. Forst und Holz 64(9), 10 – 13.

Walentowski, H., Bußler, H., Bergmeier, E., Blaschke, M., Finkeldey, R., Gossner, M.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.

Walter, H., Breckle, S.-W. (1991): Spezielle Ökologie der gemäßigten und arktischen Zonen außerhalb Euro-Nordasiens. 2. Aufl. Stuttgart, 586 S.

Walther, G-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J-M., Hoegh-Guidberg, O., Bairlein, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. Nature 416, 389 – 395.

Warren, M. S., Hill, J. K., Thomas, J. A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D. B., Telfer, M. G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S. G., Greatorex-Davies, J. N., Moss, D., Thomas, C. D. (2001): Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. Nature 414, 65 – 69.

Wasem, U., Senn, J. (2000): Fehlende Weisstannenverjüngung - Hohe Schalenwildbestände können die Ursache sein. Wald Holz 81(9), 11 – 14.

WBA Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik. Gutachten. http://www.bmelv.de/SharedDocs/Standardartikel/Ministerium/Organisation/Beiraete/Veroeffentlichungen/NutzungBiomasseEnergiegewinnung.html. (Zugriff am 14.10.2011).

Weber, P., Bugmann H., Rigling, A. (2007): Radial growth responses to drought of *Pinus sylvestris* and *Quercus pubescens* in an inner-Alpine dry valley. Journal of Vegetation Science 18(6), 777 – 792.

Weidemann G., Schauermann J. (1986): Die Tierwelt, ihre Nahrungsbeziehungen und ihre Rolle. S. 179 – 266 in: Ellenberg, H., Mayer, R.,Schauermann, J. (Hrsg.): Ökosystemforschung. Ergebnisse des Solling-Projekts 1966 – 1986 Stuttgart, 507 S.

Weisbecker, J. (1988): Wald in Hessen – Gestern, Heute und Morgen. Frankfurt, 217 S.

Wellstein, C., Beierkuhnlein, C. (2011): Wälder im Klimawandel: Interdisziplinäre Forschung über ökologische Folgen und Anpassungsoptionen. LWF aktuell 85, 4 – 5.

Wentzel, K.F. (1979): Die Schwefel-Immissionsbelastung der Koniferenwälder des Raumes Frankfurt/Main. Forstarchiv 50, 112 – 121.

Wentzel, K.F. (1982): Immissionen oder saurer Regen – wovon sterben die Wälder und Seen? Der Forst- und Holzwirt 36, 410 – 413.

Whitehead, D., Jarvis, P.G., Waring, R.H. (1984): Stomatal conductance, transpiration, and resistance to water-uptake in a *Pinus-sylvestris* spacing experiment. Canadian Journal of Forest Research 14(5), 692 – 700.

Winiwarter, W., Hettelingh, J.-P. (2011): Future scenarios of nitrogen in Europe. In: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B. (Hrsg.): The Europen Nitrogen Assessment. Cambridge, 551 – 569.

Winter, S., Schumacher, H., Möller, G., Flade, M. (2002): Vom Reichtum des Alterns. Buchenaltholzbestände und ihr Beitrag zum Erhalt der Lebensgemeinschaft von Tieflandbuchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland – Projektvorstellung und Zwischenergebnisse. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 36(2), 69 – 76.

Wittig, R., Ballach, H, Brandt, C. (1985): Increase of number of acid indicators in the herb layer of the Millet Grass-Beech Forest of the Westphalian Bight. Angewandte Botanik 59, 219 – 232.

Witzel, G., Metzler, B. (2011): Eschentriebsterben in Stangen- und Baumhölzern. AFZ-Der Wald 66(1), 24 – 27.

Woodward, F. I. (1987): Climate and Plant Distribution. Cambridge, 174 S.

Woodward, F.I., McKee, I.F. (1991): Vegetation and Climate Environment International 17(6), 535 – 546.

Wulf, A. (2008): Über die Zunahme thermophiler Schadorganismen in

den Wäldern – Umbaupläne müssen dies berücksichtigen. In: Lozan, J., Graßl, H., Jendritzky, G., Karbe, L., Reise, K.(Hrsg.): Warnsignal Klima: Gesundheitsrisiken. Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen. Hamburg, Wissenschaftliche Auswertungen, GEO, 282 – 285.

Volker Mosbrugger, Guy Brasseur,
Michaela Schaller, Bernhard Stribrny (Hrsg.)

Klimawandel und Biodiversität

Folgen für Deutschland

WBG
Wissen *verbindet*

Volker Mosbrugger
Guy Brasseur
Michaela Schaller
Bernhard Stribrny

Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland

Volker Mosbrugger
Guy Brasseur
Michaela Schaller
Bernhard Stribrny

Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über http://dnb.d-nb.de abrufbar.

Das Werk ist in allen seinen Teilen urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung ist ohne Zustimmung des Verlags unzulässig. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung in und Verarbeitung durch elektronische Systeme.

© 2012 by WBG (Wissenschaftliche Buchgesellschaft), Darmstadt
Die Herausgabe des Werkes wurde durch die Vereinsmitglieder der WBG ermöglicht.
Layout, Satz und Prepress: schreiberVIS, Bickenbach
Einbandabbildung: Trockenes Flussbett des Sylvensteinstausee, Deutschland © picture-alliance
Einbandgestaltung: ((bitte herstellungsseitig ergänzen))
Gedruckt auf säurefreiem und alterungsbeständigem Papier
Printed in Germany

Besuchen Sie uns im Internet:
www.wbg-wissenverbindet.de

ISBN 978-3-534-25235-0

Elektronisch sind folgende Ausgaben erhältlich:
eBook (PDF): 978-3-534-73051-3
eBook (epub): 978-3-534-73052-0

Inhaltsverzeichnis

Gruß- und Geleitwort

1. **Einführung** 12
   - 1.1 **Biodiversität** 12
   - 1.2 **Wetter, Klima und Klimawandel** 12
   - 1.3 **Treibhauseffekt** 12
   - 1.4 **Naturräumliche Gliederung Deutschlands** 12

2. **Klimawandel in Deutschland** 12
   - 2.1 **Bereits erkennbarer Klimawandel** 12
   - 2.2 **Zu erwartender Klimawandel** 12
   - 2.3 **Klimawandel in Städten** 12

3. **Biodiversitätswandel in Deutschland** 12
   - 3.1 **Einleitung** 12
   - 3.2 **Biodiversitätswandel in der Erdgeschichte** 12
   - 3.2.1 Stand der Wissenschaft 12
   - 3.2.2 Wie kann man Diversität und ihren Wandel erforschen? 12
   - 3.2.3 Fallbeispiele 12
   - 3.3. **Rezenter Biodiversitätswandel** 12
   - 3.3.1 Stand der Wissenschaft 12
   - 3.3.2 Fallbeispiele 12
   - 3.4 **Synthese** 12

4. **Auswirkungen auf das Grundwasser** 12
   - 4.1 **Einführung** 12
   - 4.2 **Direkte Auswirkungen** 12
   - 4.2.1 Quantitative Veränderungen 12
   - 4.2.2 Qualitative Veränderungen 12
   - 4.2.3 Meeresspiegelanstieg 12
   - 4.3 **Indirekte Auswirkung** 12
   - 4.3.1 Erhöhte Nutzung des Grundwassers 12
   - 4.3.2 Veränderungen der Landnutzung 12
   - 4.3.3 CO_2-Speicherung 12
   - 4.3.4 Grundwasseranreicherung 12
   - 4.4 **Schlussfolgerungen** 12
   - 4.5 **Handlungsempfehlungen für Entscheidungsträger** 12

5. **Auswirkungen auf limnische Lebensräume** 12
   - 5.1 **Einführung** 12
   - 5.1.1 Auswirkungen auf Seen 12
   - 5.1.2 Auswirkungen auf Bäche und Flüsse 12
   - 5.2 **Effekte von Klimawandel auf die Biodiversität: Bedeutende Aspekte** 12
   - 5.2.1 Dispersion und Etablierung 12
   - 5.2.2 Genetische Vielfalt 12
   - 5.2.3 Multiple Stressoren: Die Interaktion von Klima- und Landnutzungswandel und ihre Auswirkung auf limnische Biozönosen 12
   - 5.2.4 Etablierung gebietsfremder Arten 12
   - 5.2.5 Makroinvertebraten montaner Bergbäche 12
   - 5.3 **Handlungsempfehlungen und Forschungsbedarf** 12
   - 5.3.1 Handlungsempfehlungen für die Praxis 12
   - 5.3.2 Forschungsbedarf 12

6. **Auswirkungen auf marine Lebensräume** 12
   - 6.1 **Die Nordsee** 12
   - 6.1.1 Nordseeplankton 12
   - 6.1.2 Nordseebenthos 12
   - 6.1.3 Nordsee-Fischfauna 12
   - 6.2 **Das Weltnaturerbe Wattenmeer** 12
   - 6.2.1 Vogelarten im Wattenmeer 12
   - 6.2.2 Meeressäuger im Wattenmeer 12
   - 6.2.3 Einwandernde Arten und Neobiota in der Nordsee 12
   - 6.3 **Die Ostsee** 12
   - 6.4 **Handlungsempfehlungen und Forschungsbedarf** 12
   - 6.4.1 Nordsee 12
   - 6.4.2 Wattenmeer 12

7. **Auswirkungen auf Bodenökosysteme** 12

7.1 **Einleitung** 12

7.2 **Vielfalt und Funktion der Bodenfauna** 12

7.3 **Kohlenstoffspeicherung und Humusversorgung der Böden in Deutschland** 12

7.3.1 Kohlenstoffdynamik in Böden 12

7.3.2 Einfluss des Menschen auf die Kohlenstoffspeicherung im Boden 12

7.3.3 Auswirkungen des Klimawandels auf die Entwicklung der Humusgehalte in Böden 12

7.4 **Die Bedeutung der räumlichen und zeitlichen Entwicklung des Wurzelwachstums – Fallbeispiel Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflands** 12

7.4.1 Einleitung

7.4.2 Struktur und Funktion von Wurzelsystem und Mykorrhiza im Stoffkreislauf von Waldumbaustandorten 12

7.5 **Zur Rolle der Interaktion von Rhizobakterien und Mykorrhiza** 12

7.6 **Die Bedeutung von Landnutzungssystemen für die biologische Diversität** 12

7.6.1 Einleitung 12

7.6.2 Agroforstwirtschaft als alternativer Nutzungsansatz in der temperierten Zone 12

7.7 **Zusammenfassung und Handlungsempfehlungen** 12

7.7.1 Mesofauna 12

7.7.2 Kohlenstoffhaushalt von Böden 12

7.7.3 Wurzelsysteme und Mykorrhiza 12

7.7.4 Rhizobakterien und Mykorrhiza 12

7.7.5 Landnutzungssysteme 12

8. **Folgen des Klimawandels für die Biodiversität in Wald und Forst** 12

8.1 **Einführung** 12

8.2 **Aufbau des Kapitels** 12

8.3 **Arealmodellierung** 12

8.3.1 Modellierung des heutigen und potenziell zukünftigen Areals der Weiß-Tanne 12

8.3.2 Kritik an Arealmodellen 12

8.4 **Folgen des Klimawandels für die Verbreitungsgebiete und Wuchsbedingungen der wichtigsten Baumarten** 12

8.4.1 Interaktionen mit Luftschadstoffen 12

8.4.2 Abiotische und biotische Störungen 12

8.4.3 Neue Baumarten 12

8.4.4 Der Wald der Zukunft – Optionen und Grenzen 12

8.5 **Auswirkungen des Klimawandels auf die Vielfalt wichtiger Artengruppen in Waldökosystemen** 12

8.5.1 Farn- und Blütenpflanzen 12

8.5.2 Vögel 12

8.5.3 Weberknechte (Opiliones), Ameisen (Formicidae), Laufkäfer (Carabidae) 12

8.5.4 Pilze 12

8.6 **Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen** 12

9. **Auswirkungen auf landwirtschaftlich genutzte Lebensräume** 12

9.1. **Einleitung:**

9.1.1. Bedeutung der Agrarlandschaft als Lebensraum und der Biodiversität für die Landwirtschaft 12

9.1.2. Weitere Einflussfaktoren auf die deutsche Landwirtschaft und (Agro-)Biodiversität 12

9.2. **Auswirkungen des Klimawandels auf landwirtschaftliche Lebensräume und Biodiversität** 12

9.2.1. Auswirkungen des Klimawandels auf landwirtschaftliche Produktionsbedingungen/Prozesse und Folgen für die (Agro-)Biodiversität 12

9.2.2. Auswirkungen von Anpassungsmaßnahmen auf landwirtschaftliche Lebensräume und Folgen für die (Agro-)Biodiversität 12

9.2.3. Auswirkungen von Klimaschutzmaßnahmen, wie insbesondere der Biomasseproduktion auf landwirtschaftliche Lebensräume und Folgen für die (Agro-) Biodiversität 12

9.3 **Fallstudien** 12

9.3.1. Artenreiches Grünland – Ein Kapital zur Anpassung an den Klimawandel? 12

9.3.2. Veränderter Einsatz von Pflanzenschutzmitteln - Folgen und Anpassung für Wasserqualität und Biodiversität 12

9.3.3. Bestäubung als Ökosystemdienstleistung 12

9.3.4. Monetäre Bewertung von Agrarlandschaft, Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen 12

9.4. **Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen** 12

9.4.1 Schlussfolgerungen 12

9.4.2 Handlungsempfehlungen 12

10. **Auswirkungen auf geschützte und schutzwürdige Arten** 12

10.1 **Geschützte und schutzwürdige Arten** 12

10.2 **Fragestellungen und Aufbau des Kapitels** 12

10.3 **Vögel** 12

10.3.1 Beschreibung der Artengruppe 12

10.3.2 Datenverfügbarkeit 12

10.3.3 Naturschutzfachliche Bedeutung der Artengruppe 12

10.3.4 Beobachtete Veränderungen anhand von wissenschaftlichen Untersuchungen oder Monitoring 12

10.3.5 Vorhergesagte Veränderungen anhand von Modellierungen 12

10.3.6 Diskussion: Wissenslücken und Forschungsbedarf sowie Ideen zur Verbesserung der Datenbasis als Entscheidungshilfe für Stakeholder 12

10.4 **Libellen** 12

10.4.1 Beschreibung der Artengruppe 12

10.4.2 Datenverfügbarkeit 12

10.4.3 Naturschutzfachliche Bedeutung der Artengruppe 12

10.4.4 Beobachtete Veränderungen anhand von wissenschaftlichen Untersuchungen oder Monitoring 12

10.4.5 Vorhergesagte Veränderungen auf Basis von Szenarien 12

10.4.6 Diskussion: Wissenslücken und Forschungsbedarf, sowie Ideen zur Verbesserung der Datenbasis als Entscheidungshilfe für Stakeholder 12

10.5 **Amphibien und Reptilien** 12

10.5.1 Beschreibung der Artengruppe 12

10.5.2 Datenverfügbarkeit 12

10.5.3 Naturschutzfachliche Bedeutung der Artengruppe 12

10.5.4 Veränderungen: Beobachtete Veränderungen anhand von wissenschaftlichen Untersuchungen oder Monitoring 12

10.5.5 Vorhergesagte Veränderungen anhand von Modellierungen und Experimenten 12

10.5.6 Diskussion: Wissenslücken und Forschungsbedarf sowie Ideen zur Verbesserung der Datenbasis als Entscheidungshilfe für Stakeholder 12

10.6 **Fang- und Heuschrecken** 12

10.6.1 Beschreibung der Artengruppe 12

10.6.2 Datenverfügbarkeit 12

10.6.3 Naturschutzfachliche Bedeutung der Artengruppe 12

10.6.4 Veränderungen: Beobachtete Veränderungen anhand von wissenschaftlichen Untersuchungen oder Monitoring 12

10.6.5 Vorhergesagte Veränderungen anhand von Modellierungen und Experimenten 12

10.6.6 Diskussion: Wissenslücken und Forschungsbedarf, sowie Ideen zur Verbesserung der Datenbasis als Entscheidungshilfe für Stakeholder 12

10.7 **Zusammenfassung und Diskussion** 12

11. **Urban-industrielle Lebensräume** 12

11.1 **Die Bedeutung der urban-industriellen Biodiversität** 12

11.2 **Stadtklimatische Grundlagen** 12
11.2.1 Klimarelevanz städtischer Oberflächen 12
11.2.2 Urbane Energiebilanz 12
11.2.3 Städtische Überwärmung und Luftverunreinigung 12
11.2.4 Einflüsse des globalen Klimawandels auf Stadtökosysteme 12
11.2.6 Ausblick 12
11.3 **Zustandsbeschreibung und Entwicklungsprognosen** 12
11.3.1 Flora 12
11.3.2 Vegetation 12
11.4 **Städte als Modellfall der Reaktion auf Klimawandel** 12
11.5 **Maßnahmen** 12
11.5.1 Allgemeine stadtbezogene Maßnahmen gegen den Klimawandel 12
11.5.2 Maßnahmen zur Förderung der städtischen Vegetation 12
11.5.3 Kriterien für die Auswahl von Pflanzenarten 12
11.5.4 Ausblick 12

12. **Auswirkungen auf die Gesundheit** 12
12.1 **Einführung in das Thema** 12
12.2 **Zusammenfassung – Stand von Wissenschaft und Forschung – „state of the art“** 12
12.2.1 Biodiversität 12
12.2.2 Biodiversität und Gesundheit 12
12.3 **Arzneimittel aus der Natur** 12
12.4 **Klimaänderung und Gesundheit** 12
12.4.1 Direkte Wirkungen des Klimawandels 12
12.4.2 Indirekte Wirkungen des Klimawandels 12
12.5 **Fazit, Handlungsempfehlungen oder Forschungsbedarf, Kosten/Nutzen** 12

13. **Anpassung und Mitigation – Zielkonflikte und Synergien mit Biodiversität und Naturschutzzielen** 12
13.1. **Einleitung** 12
13.1.1. Biodiversität und Ökosystemleistungen 12
13.1.2. Klimaschutz und Klimaanpassung 12
13.2. **Auswirkung von Mitigations- und Anpassungsmaßnahmen auf die Biodiversität** 12
13.2.1. Der Umbau des Energiesektors 12
13.2.2. Landwirtschaft 12
13.2.3. Forstwirtschaft am Scheideweg 12
13.2.3. Zielkonflikte beim Hochwasserschutz 222
13.2.4. Städtebau und Siedlungsstruktur 222
13.2.5. Tourismus 222
13.3. **Anpassung des Naturschutzes: Herausforderungen in Zeiten des Klimawandels** 222
13.3.1. Dynamische Ökosysteme – dynamischer Naturschutz 222
13.3.2. Anpassung des Naturschutzes an die Erfordernisse des Klimawandels 222
13.3.3 Unsicherheiten und Planungsinstrumente 222
13.4. **Schlussfolgerungen** 222
13.4.1 Verbesserung der Datengrundlagen durch Monitoring 222
13.4.2. Verständnis der Mechanismen 222
13.4.3. Mainstreaming der In-Wert-Setzung Ökosystemdienstleistungen 222

14. **Gesellschaftliche Wahrnehmung von Klima- und Biodiversitätswandel – Herausforderungen und Bedarfe** 222
14.1 **Einleitung** 222
14.2 **Gesellschaftliche Wahrnehmung klimabedingter Biodiversitätsveränderungen in der Forstwirtschaft** 222

14.2.1 Entscheidungen unter Unsicherheit 222
14.2.2 Konsensinseln 222
14.2.3 Finanzierung 222
14.2.4 Ausblick 222
14.3 Gesellschaftliche Wahrnehmung klimabedingter Biodiversitätsveränderungen in der Landwirtschaft 222
14.3.1 Weltweites Bienensterben - Bestäubung 222
14.3.2 Erneuerbare Energien – Agroenergiepflanzen 222
14.3.3 Nahrungsmittelproduktion in der Landwirtschaft – Folgen für das Klima und Rolle der Verbraucher 222
14.3.4 Ausblick 222
14.4 Gesellschaftliche Wahrnehmung klimabedingter Biodiversitätsveränderungen in der Gewässerwirtschaft 222
14.4.1 Wasser in der Politik
14.4.2 Klimawandel und Landnutzungswandel in der Wasserwirtschaft 222
14.4.3 Nichtheimische, invasive Arten 222
14.4.4 Krankheiten 222
14.4.5 Was wir brauchen 222
14.5 Gesellschaftliche Wahrnehmung klimabedingter Biodiversitätsveränderungen von Stadtflora und Stadtgrün 222
14.5.1 Das ambivalente Verständnis von städtischer Natur 222
14.5.2 Städtische Wärmeinsel und die Besonderheiten der urbanen Biodiversität 222
14.5.3 Städte als Quellen invasiver Arten 222
14.5.4 Stadtgrün und städtische Wärmeinsel 222
14.5.5 Ausblick 222
14.6 Der gesellschaftliche Umgang mit Biodiversität und Klimawandel aus ethischer Perspektive 222
14.6.1 Interessenkonflikte benennen 222
14.6.2 Naturschutz, biologische Vielfalt und nachhaltige Entwicklung 222
14.6.3 Von Warenwerten und wahren Werten: Grenzen der monetären Bewertung von Ökosystemdienstleistungen 222
14.7 Folgen aus internationalen Vereinbarungen 222
14.7.1 Der internationale Verhandlungsprozess 222
14.8 Zusammenfassende Bewertung, Forschungs- und Handlungsbedarf 222
14.8.1 Handlungsbedarf 222
14.8.2 Forschungsbedarf 222

15. Zusammenfassung 222
15.1 Forschungs- und Entwicklungsbedarf 222
15.2 Handlungsempfehlungen 222
15.2.1 Terrestrisch 222
15.2.2 Marin und linmisch 222
15.2.3 Politik und Raumplanung 222
15.2.4 Gesellschaft 222
15.3 Fazit 222

Glossar 222

Register 222

Abkürzungsverzeichnis 222

Verzeichnis der Autoren und Institute 222

Danksagung 222

1 Einführung

G. Brasseur, V. Mosbrugger, M. Schaller, B. Stribrny

Der Klimawandel und die Biodiversität bzw. der Verlust an Biodiversität stellen zentrale Herausforderungen für die Menschheit dar und haben – direkt oder indirekt – Auswirkungen auf nahezu alle Lebensbereiche. Der vorliegende Statusbericht, der die aktuellen Erkenntnisse aus der Klima-, der Klimafolgen- sowie der Biodiversitätsforschung aus zahlreichen Disziplinen zusammenführt, soll Interessierten aus Politik, Wissenschaft, Wirtschaft und Gesellschaft einen umfassenden Einblick in die Auswirkungen des Klimawandels auf Biodiversität (und vice versa), Ökosysteme und Ökosystemdienstleistungen ermöglichen und die Grundlage für wissensbasiertes Handeln liefern.

So sind beispielsweise neben der Land- und Forstwirtschaft insbesondere energie- und/oder flächenintensive Wirtschaftsbereiche von Umweltveränderungen betroffen. Aber auch Vertreter von Branchen und Sektoren, die auf Ökosystemdienstleistungen angewiesen sind oder direkt von biologischen Produkten abhängen, können sich an Hand des Berichts über den Stand der Forschung und die Auswirkungen des Klimawandels auf alle gesellschaftlich relevanten Lebensräume und Handlungsfelder in Deutschland informieren. Politiker aller Ebenen sind darauf angewiesen, in ihre Entscheidungen über zukünftige Strategien zur Anpassung an den Klimawandel den aktuellen Stand der Forschung einbeziehen zu können; Bürger möchten wissen, wie der Klimawandel z. B. das Leben in urbanen Regionen beeinflussen wird; Naturschutzbehörden müssen bei Planungen für Schutzgebiete schon heute berücksichtigen, welche Arten dort zukünftig überhaupt noch leben können und Wissenschaftler und die interessierte Zivilgesellschaft profitieren von dem hier gebündelten Fachwissen.

Im Fokus des Berichts steht die aktuelle Situation zu Klimawandel und Biodiversität für alle relevanten Lebensräume bzw. Handlungsfelder sowie Kurzfrist- und Langfrist-Trends, unter besonderer Berücksichtigung von Unsicherheiten. Dabei werden Forschungs-, Informations- und Handlungsbedarfe identifiziert und Handlungsempfehlungen für Politik, Wissenschaft, Wirtschaft und Gesellschaft entwickelt. Wesentlicher Schritt bei der Erstellung der Synthese war eine Statuskonferenz im Mai 2011, während der die verschiedenen sektoralen und integrativen Kapitel vorgestellt und insbesondere im Hinblick auf weitere Interaktionen diskutiert sowie weitere Aspekte ergänzt wurden. Somit beinhaltet das Buch nun neben den Grundlagenkapiteln (Klimawandel in Deutschland; Biodiversitätswandel in Deutschland; Auswirkungen auf das Grundwasser und Auswirkungen auf Böden) eine Zusammenschau der Auswirkungen auf menschliche und natürliche Lebensräume (limnische/marine Lebensräume; forstlich und landwirtschaftlich genutzte Lebensräume, Naturschutzgebiete, urbane Lebensräume; Gesundheit) sowie Querschnittskapitel zum Themenkomplex „Anpassung und Mitigation – Zielkonflikte und Synergien“ und zur gesellschaftlichen Wahrnehmung.

1.1 Biodiversität

Biodiversität umfasst die Vielfalt des Lebens auf der Erde. Biodiversität bedeutet dabei mehr als nur Artenvielfalt und findet auf verschiedenen Ebenen statt. Dazu zählen:

- die Diversität der Gene,
- die Diversität der Arten,
- die Diversität der Ökosysteme,
- und die Diversität der Wechselwirkungen zwischen den Arten und Ökosystemen.

Das internationale Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) definiert Biodiversität als „die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören." Die CBD wurde auf dem „Erdgipfel" in Rio de Janeiro 1992 ins Leben gerufen und ist mittlerweile von 193 Vertragsparteien unterzeichnet worden.

Diese Komplexität bildet auch einen Grund dafür, dass Biodiversität nicht messbar ist. Es gibt demnach auch keine Einheit, Maßzahl oder Größenordnung, mit der man Biodiversität quantitativ beschreiben kann. Deshalb benutzt man Indikatoren, um Veränderungen in der Biodiversität eines Gebietes erfassen zu können. Für die Bundesrepublik Deutschland hat das Bundesamt für Naturschutz (BfN) im Jahre 2006 den Indikator für Artenvielfalt und Landschaftsqualität eingeführt. Dieser Indikator beschreibt für die gesamte Fläche Deutschlands den Zustand von Natur und Landschaft unter dem Einfluss vielfältiger Nutzungen. Er bilanziert Veränderungen im Bestand ausgewählter Vogelarten, welche die wichtigsten Landschafts- und Lebensraumtypen in Deutschland repräsentieren. Steigt die Qualität eines Lebensraums, so drückt sich dies in zunehmenden Beständen der ausgewählten Vogelarten aus. Der Indikator für Artenvielfalt und Landschaftsqualität weist dementsprechend eine positive Entwicklung auf. Da die ausgewählten Vogelarten in artenreichen und reichhaltig gegliederten Landschaften mit intakten, nachhaltig genutzten Lebensräumen auftreten, bildet der Indikator indirekt auch die Entwicklung zahlreicher weiterer Arten in dem jeweiligen Beobachtungsraum ab.

Ein Verlust an Biodiversität ist in der Regel mit negativen Folgen verbunden. Die heutige Biodiversität ist das Ergebnis einer Evolution, die sich über Millionen von Jahren weiterentwickelt hat. Mit dem Aussterben von Tier- oder Pflanzenarten gehen Erbgut und artspezifische Merkmale unwiederbringlich verloren. Beispiele aus der Frühzeit sind das Urpferd, der Urstier und das Mammut, welches noch während der letzten Eiszeit in Europa lebte. Deutschland war zu dieser Zeit von einer spärlichen Tundrenvegetation bedeckt (**Abb.** 1.6). Die heutige Biodiversität in Deutschland ist Ergebnis einer Radiation von Arten, die nach dem Rückzug des skandinavischen Eispanzers einsetzte. Aktuell gelten in Deutschland je über 500 Tier- und Pflanzenarten (einschließlich Pilzen) als ausgestorben oder verschollen. Zu den ausgestorbenen Wildpflanzen in Deutschland zählen, unter vielen anderen, die Alpen-Weide (*Salix alpina*), der Bodensee-Steinbrech (*Saxifraga oppositifolia ssp. amphibia*) oder das Flachs-Leimkraut (*Silene linicola*). Mit einem Rückgang der Biodiversität verringern sich meist auch die Ökosystemdienstleistungen, die für das Leben der Menschen von existenzieller Bedeutung sind. Beispiele sind die Fotosynthese der Pflanzen, die Kohlendioxid aufnehmen und Sauerstoff für unsere Atmung an die Atmosphäre freisetzen, ebenso wie die Steigerung der Bodenfruchtbarkeit durch bodenlebende Organismen wie Regenwürmer und Einzeller sowie die Bestäubung unserer Nutzpflanzen durch Insekten.

Im Zuge des Klimawandels wird eine Beschleunigung des bereits zu beobachtenden Artensterbens befürchtet, da dieser für viele Arten zu schnell stattfindet, um sich an die sich ändernden Klimabedingungen anpassen zu können. Gleichzeitig wird der Klimawandel bzw. der globale Wandel auch Arten, die bisher nicht in Deutschland vorkommen, neue Lebensbedingungen eröffnen. Treten diese sogenannten Neobiota in Konkurrenz zu einheimischen Arten, ist hier auch von invasiven Arten die Rede, die traditionelle Artengemeinschaften verändern können.

Mit dem Verlust von Arten und einer hohen Diversität an Erbgut gehen gleichzeitig Möglichkeiten verloren, sich an zukünftige Auswirkungen des Klimawandels anzupassen. Doch gilt der Erhalt einer hohen Biodiversität nicht nur als Garant für Anpassungsmaßnahmen in der Zukunft; unabhängig von ihrem Wert für Ökosystemdienstleistungen gilt es die Artenvielfalt auch um ihrer selbst willen zu erhalten. So hat sich z. B. die EU in ihrer Biodiversitätsstrategie vom Mai 2011 mit einer Reihe von prioritären Maßnahmen zum Ziel gesetzt, das beispiellose Tempo des Artensterbens zu reduzieren bzw. den weiteren Verlust an biologischer Vielfalt bis 2020 zu verhindern. In Deutschland dient die Nationale Biodiversitätsstrategie von 2007 dazu, möglichst viele Akteure in den Prozess einzubinden, und auf internationaler Ebene soll die jüngst eingerichtete Biodiversitätsplattform IPBES – Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services – dazu dienen, den Dialog zwischen

Wissenschaft und Politik zu verbessern, um nach dem Vorbild des Zwischenstaatlichen Weltklimarates (IPCC) die Umsetzung von Maßnahmen zu befördern.

1.2 Wetter, Klima und Klimawandel

Wetter, Witterung und Klima unterscheiden sich im Zeitrahmen. Wetter ändert sich oft innerhalb von Stunden oder Tagen. Witterung umfasst alle Wetterveränderungen, die innerhalb von Wochen oder Monaten auftreten. Klima ist eine statistische Beschreibung der mittleren Wetterbedingungen an einem Ort in einem langen, meist 30-jährigen Beobachtungszeitraum. Das heißt, wandelt sich das Klima, dann verändern sich alle Wetterverhältnisse an einem Ort über einen langen Zeitraum. Dabei kann es am selben Ort wärmer oder kälter, niederschlagsreicher oder trockener, stürmischer oder ruhiger werden als in dem vorangegangenen Vergleichszeitraum. Zu den wichtigsten physikalischen Klimaelementen zählen u. a. Lufttemperatur, Strahlung, Niederschlag, Luftfeuchte, Sonnenscheindauer, Bewölkung, Luftdruck und Wind. Dazu treten die chemischen Klimaelemente, d. h. Klimaeigenschaften, die durch die stoffliche Zusammensetzung der Luft und der Niederschläge charakterisiert sind.

Klima ist aber nicht nur eine statistische Größe der mittleren Wetterverhältnisse. Klima ist ein Teil des Systems Erde. Alle Teilsysteme der Erde sind wechselseitig miteinander verbunden – sie interagieren. So ist z. B. die belebte Welt, die Biosphäre, über Wechselwirkungen eng mit dem Klima auf diesem Planeten verbunden: Bakterien begannen vor etwa 2,6 Milliarden mit der Abgabe von Sauerstoff in die Atmosphäre, ohne den die meisten der heutigen Lebensformen nicht möglich wären. Wälder, die in der Karbonzeit weite Teile der Erde eroberten, spielen bis heute eine maßgebliche Rolle als Senke für Kohlendioxid aus der Atmosphäre und als Kohlenstoffspeicher. Darüber hinaus sind sie ein wichtiger Bestandteil des globalen Wasserkreislaufs. Wasser, in Form von Wasserdampf, ist das wirkungsvollste Treibhausgas in der Atmosphäre. Gleichzeitig absorbieren Wälder aufgrund ihrer dunklen Oberflächen mehr Sonnenenergie als zum Beispiel eine helle Sandwüste. Damit reduzieren sie die sogenannte Albedo, den Rückstrahl-Effekt für Sonnenenergie von der Erde in den Weltraum. Die Strahlungsbilanz der Erde ist ein wichtiger Klimafaktor.

Zu den Teilsystemen der Erde zählen:

- die Atmosphäre, Gas- und Schutzhülle der Erde, Ort groß- und kleinräumiger Wetterereignisse und schneller Austauschprozesse innerhalb von Stunden über Verdunstung, Wind und Wolken sowie Niederschlag,
- die Kryosphäre, Eishülle der Erde, repräsentiert durch Poleiskappen, Gletscher, Schnee und Permafrost, „Kühlschrank“ des Planeten,
- die Hydrosphäre, Wasserhülle der Erde, Grundwasser, Flüsse, Seen, Meere und insbesondere die thermohaline Zirkulation der globalen Ozeanströmungen, die große Wärme- und Kältemengen rund um den Planeten transportiert,
- die Pedosphäre, Bodenhülle der Erde, gekennzeichnet durch viele organische und anorganische Reaktionen, Ort des Bodenlebens mit hoher Arten- und Individuenzahl, Substrat für praktisch alle Landpflanzen, stoffliche Grundlage für alle forst- und landwirtschaftlichen Produkte,
- die Lithosphäre, feste Gesteinshülle der Erde, gekennzeichnet durch Kontinente und ozeanische Kruste, die Drift der kontinentalen Platten führt zur Plattentektonik, Gebirgsbildung ist Ursache für Vulkanismus sowie von Erd- und Seebeben, Gebirgsbildung und Verwitterung prägen die Morphologie der Landschaften, größter Speicher im System der globalen Stoffkreisläufe von allen Elementen mit sehr langsamen Austauschreaktionen von über 100 Millionen von Jahren,
- die Biosphäre, der belebte Raum der Erde, reicht bis etwa 60 km Höhe in die Atmosphäre und bis ca. 5 km Tiefe in die Lithosphäre. Wichtig für den Menschen sind die Ökosystemdienstleistungen der Biosphäre, zum Beispiel die Freisetzung von Sauerstoff durch Pflanzen in die Atmosphäre, die Bodenfruchtbarkeit, die Selbstreinigung von Gewässern oder die Bestäubung von Nutzpflanzen,
- und die Anthroposphäre, der vom Menschen geschaffene Lebensraum mit Emissionen, die qualitativ und quantitativ signifikant in die Bilanz der natürlichen Stoffkreisläufe eingreifen. Ein Beispiel ist die Verbrennung fossiler Energieträger und die damit verbundene Freisetzung von Treibhausgasen.

Das EU-Projekt ENSEMBLES

Innerhalb des EU Projekts ENSEMBLES (Teil des FP6-Forschungsprogramms der europäischen Kommission (EC); Zeitraum 2004 – 2009) wurde eine Vielzahl regionaler Klimamodelle mit unterschiedlichen Globalmodellen angetrieben und ein Ensemble von Klimaprojektionen erstellt. Die Grundidee des Projekts war, möglichst viele globale und regionale Klimamodelle für dasselbe Gebiet, dieselben Zeiträume und in denselben Auflösungen laufen zu lassen, um ein Modellensemble zu erzeugen. Mit dieser Methode soll die Genauigkeit und Verlässlichkeit von Vorhersagen verbessert werden und Unsicherheiten quantitativ geschätzt werden, um ein klareres Bild zukünftiger Klimaszenarien zu bekommen.

Die Bandbreiten der Modellergebnisse wurden ausgewertet und analysiert. Die **Abbildungen 1.1** und **1.2** zeigen Ergebnisse zur Robustheit des Klimaänderungssignals, wie sie aus dem Multi-Modell-Ensemble von 16 Modellen gewonnen wurden. Die Änderungen des simulierten Zeitraums 2021 – 2050 relativ zum Referenzzeitraum 1961–1990 sind für die Jahresmittel der Temperatur in 2 m Höhe (2 m Temperatur) und des Niederschlags dargestellt. Das Signal der 2 m Temperatur ist positiv und wesentlich größer als die Standardabweichung. Deshalb kann das Signal der Temperaturänderung bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts als relativ robust bezeichnet werden. Das Niederschlagssignal zeigt dagegen eine klare Zweiteilung Europas mit einem Anstieg im Norden und einer Abnahme im Süden. Auch dieses Ergebnis kann als robust angesehen werden, da sich alle Modelle mit der Niederschlagszunahme in Nordeuropa einig sind, während nur 2 bis 4 Modelle von 16 keine Abnahme in Südeuropa zeigen.

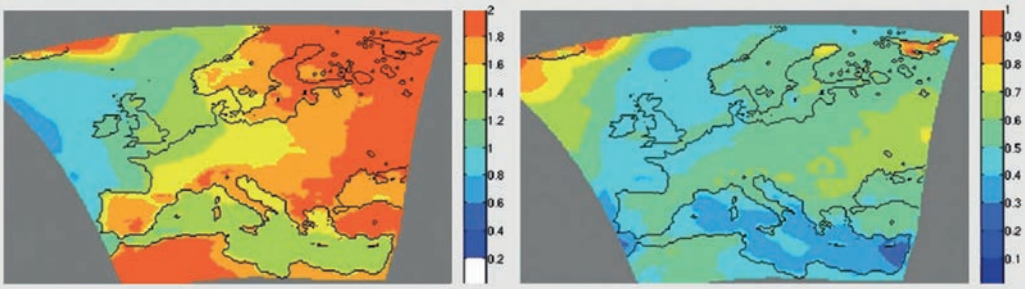


Abb. 1.1: Klimaänderungssignal (2021 – 2050 relativ zu 1961 – 1990) der 2 m Temperatur [°C]. Links: Ensemble-Mittelwert; rechts: Ensemble-Standardabweichung.

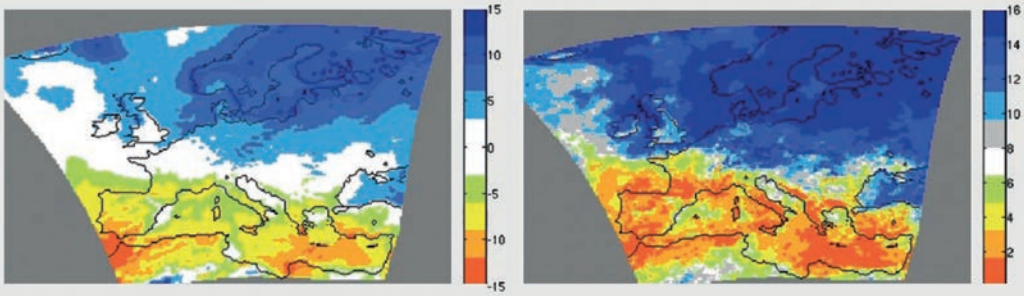


Abb. 1.2: Klimaänderungssignal (2021 – 2050 relativ zu 1961 – 1990) des Niederschlags [%]. Links: Ensemble-Mittelwert; Rechts: Anzahl an Regionalmodellen (von insgesamt 16), die einen Niederschlagsanstieg zeigen.

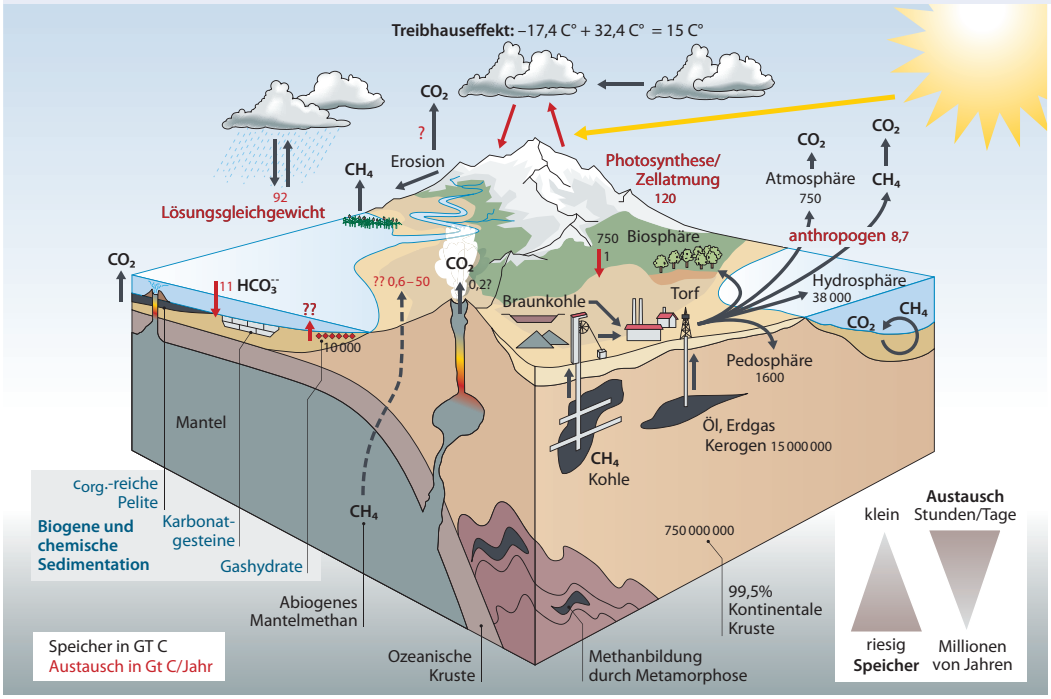


Abb. 1.3: Natürlicher Kohlenstoffkreislauf, anthropogene Nutzung fossiler Energieträger und Treibhauseffekt. In der Kruste treten riesige Kohlenstoffspeicher (Kohle, Erdöl, Erdgas, Karbonatgesteine etc.) mit langsamen Austauschprozessen (z. T. mehrere hundert Millionen Jahre) auf. Mittlere Speicher- und Austauschgrößen sind in der Hydro-, Pedo- und Biosphäre zu finden. Die Atmosphäre zeichnet sich durch kleine Speichervolumen, schnelle Austauschreaktionen und vergleichsweise kurze Verweilzeiten aus (z. B. anthropogenes CO_2 ca. 120 Jahre). Verändert nach Stribrny & Kuch 2009.

1.3 Treibhauseffekt

Klima wird von unterschiedlichen Faktoren gesteuert. Ein wichtiger Faktor ist die Zusammensetzung der Erdatmosphäre. Bedingt durch den stetig steigenden Verbrauch an fossilen Energieträgern sind im Zeitraum vom Jahre 1800 bis 2011 die CO_2-Gehalte in der Atmosphäre um ca. 40 % von 280 ppmV auf 390 ppmV gestiegen. Anthropogen erhöhte CO_2-Gehalte in der Atmosphäre verstärken den sogenannten natürlichen Treibhauseffekt und resultieren in einem Anstieg der globalen Durchschnittstemperaturen. Durch den Treibhauseffekt, der zu einer Erwärmung der Erdoberfläche von etwa 33 °C beiträgt, liegt die globale Durchschnittstemperatur derzeit bei +15 °C statt bei –18 °C. Leben, so wie wir es kennen, wäre ohne den Treibhauseffekt der Atmosphäre nicht möglich (**Abb. 1.3**).

Anhaltend hohe Emissionen an strahlungsaktiven Gasen, wie z. B. Kohlendioxid, in die Atmosphäre werden den Treibhauseffekt verstärken und voraussichtlich bedeutende Auswirkungen auf das Erdsystem haben. Neben dem weiterhin wachsenden Verbrauch von fossilen Energieträgern als Hauptenergiequelle sind Landnutzungsänderungen im Zuge von landwirtschaftlichen Aktivitäten Hauptfaktoren, die zum weiteren Anstieg der Treibhausgasemissionen beitragen. Um die Reaktion des Klimas auf menschliche Aktivitäten zu erfassen, werden numerische Modelle verwendet. Diese Modelle betrachten mehrere mögliche Szenarien sozioökonomischer Entwicklungspfade und die damit verbundenen Treibhausgasemissionen. Auf Grund der globalen Natur des Klimas müssen Simulationen des erwarteten Klimas mithilfe von globalen Modellen durchgeführt werden, in denen atmosphärische, ozeanische, Land- und Eiskomponenten gekoppelt werden. Informationen auf der regionalen Ebene mit hoher räumlicher Auflösung werden i. d. R. durch Nesten von regionalen in globalen Klimamodellen erhalten.

Höhere Durchschnittstemperaturen wiederum führen zu mehr Energie im System Erde und damit zu einer höheren Dynamik und zu einer verstärkten Variabilität des Wetters. Gleichzeitig steigt auch die Zahl der extremen Wetterereignisse wie Hitzewellen, Dürren, Tiefwasserstände, Waldbrände, Stürme, Sturmfluten, Starkregen, Starkschnee, Hochwasser und Überschwemmungen, die sich besonders stark auf Mensch und Umwelt auswirken. Ein sparsamer und nachhaltiger Umgang mit Energie und eine Substitution fossiler Energieträger durch erneuerbare Quellen sind deshalb aus drei Gründen notwendig:

- Klimaschutz durch Reduktion der Treibhausgasemissionen,
- Ressourcenschutz wertvoller fossiler Rohstoffe,
- Erhalt der Artenvielfalt, der Ökosysteme und ihrer Dienstleistungen.

Abb 1.4: Klimagebiete in Deutschland. 1 = Gemäßigt-subozeanisches Klima, 2 = Gemäßigt subkontinentales Klima, 3 = Gemäßigt-subozeanisch-subkontinentales Klima der Mittelgebirge, 4 = Gemäßigtes Gebirgsklima. Verändert nach Finke et al. 1998.

1.4 Naturräumliche Gliederung Deutschlands

Mit einer Fläche von knapp 360 000 km² und ca. 82 Millionen Einwohnern zählt Deutschland zu den dichtbesiedelten Flächenländern der Erde. Für das Klima und die Biodiversität steht die naturräumliche Gliederung basierend auf den geologisch-geographischen Gegebenheiten im Vordergrund. Deutschland gehört mit einer geographischen Lage zwischen etwa 47 bis 55 Grad nördlicher Breite und ca. 6 bis 15 Grad östlicher Länge zu der kühlgemäßigten Klimazone Mitteleuropas. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 9 °C. Von Norden nach Süden hin betrachtet setzt sich Deutschland aus den marinen Lebensräumen von Nord- und Ostsee sowie aus den folgenden Großregionen zusammen:

- Norddeutsches Tiefland,
- Mittelgebirgszone,
- Südwestdeutsches Schichtstufenland,
- Alpenvorland und
- alpine Hochgebirgszone (**Abb. 1.5 und 1.8**).

Diese gehören wiederum verschiedenen Klimazonen an (**s. Abb. 1.4**).

Abb. 1.5: Orohydrographische Karte der Bundesrepublik Deutschland. Ergänzt nach Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Frankfurt am Main, 2011.

Abb. 1.6: Räumliche Verbreitung der maximalen Eisbedeckung (weiß, Mächtigkeit in Metern) während der letzten Eiszeit, etwa 12 000 bis 13 000 Jahre vor heute. Moränenmaterial wurde von dem nordeuropäischen Eisschild südwärts in das Norddeutsche Tiefland und von den Alpengletschern nordwärts ins Alpenvorland verbracht. Weite Teile der Nordsee, die Doggerbank ist rot umrandet, aber auch der Adria lagen trocken (hellgraue Bereiche). Stribrny et al. 2012.

Die **Nordsee** ist ein flaches randliches Schelfmeer des Atlantischen Ozeans. Der deutsche Anteil an der Nordsee begrenzt sich auf den sogenannten „Entenschnabel" als ausschließliche Wirtschaftszone. Einzige deutsche Hochseeinsel in der Nordsee ist Helgoland, das seine Entstehung der Aufwölbung eines Salzstocks im geologischen Untergrund verdankt. Daneben prägen die nord- und ostfriesischen Inseln und das Wattenmeer der Deutschen Bucht den Lebensraum Nordsee. Die **Ostsee** ist im Gegensatz zur Nordsee ein europäisches Binnenmeer und wird als größtes Brackwassermeer der Erde durch einen hohen Zufluss an Süßwasser aus Flüssen und einen geringen Austausch mit salzhaltigem Meerwasser durch die dänische Meerenge charakterisiert. Die größten deutschen Ostseeinseln sind Rügen und Fehmarn.

Das **Norddeutsche Tiefland** ist geologisch ein Teil des norddeutschen Beckens und bildet geographisch den westlichen Ausläufer des osteuropäischen Tieflandes. Das Landschaftsbild und die Morphologie der norddeutschen Tiefebene werden in weiten Teilen durch die jüngsten, quartären Vereisungen geprägt (**Abb. 1.6**). Boddenlandschaften wechseln sich mit jungen holozänen Fluss- und Seemarschen, pleistozänen Alt- und Jungmoränenlandschaften sowie Flugsanddünen ab. Dementsprechend herrschen im Norddeutschen Tiefland i. d. R. fruchtbare Marschböden und Podsole, das heißt Bleicherden auf quarzreichen Dünensanden als Ausgangsgestein, vor (**Abb. 1.7**). Sie bilden die stoffliche Grundlage für Grün- und Weideland, Ackerland mit Getreideanbau und Wälder. Abholzung und Plaggenwirtschaft führten zu einer Verarmung der Böden (Podsolierung) und zu ausgedehnten Heideflächen. Rhein, Ems, Weser, Elbe Havel und Oder entwässern das Gebiet nach Norden umgeben von Auen und Bruchwäldern.

Die **Mittelgebirgszone** ist heterogenen geologischen Ursprungs und stark gegliedert. Zu ihr gehören das Rheinische Schiefergebirge, der Harz, das Erzgebirge, Frankenwald, Thüringer Wald, Spessart, Odenwald und der Schwarzwald mit Erhebungen bis zu 1493 m (Feldberg). Das deutlich ältere, stärker verwitterte geologische Material (u. a. aus dem Erdzeitalter der Trias und des Devons, **Abb. 1.8**) führt zu ärmeren und bei fortgeschrittener Bodenentwicklung stärker versauerten Böden. Für die Mittelgebirgszonen mit kühlgemäßigten und kühlen, niederschlagsreichen Klimaten (**Abb. 1.4**) stellen Ranker und Braunerden die typischen Bodenarten dar, die sich auf silikatischen Ausgangsgesteinen wie z. B. Schiefer oder Graniten bilden. In den Mittelgebirgen dominieren insbesondere in flachgründigen Hanglagen Wälder und Waldwirtschaft vor extensiver Landbewirtschaftung mit Getreideanbau und Grünlandwirtschaft.

Das **Südwestdeutsche Schichtstufenland** besitzt ebenfalls Mittelgebirgscharakter. Höchste Erhebung ist der Lemberg mit 1015 m. Das Schichtstufenland baut sich aus Gesteinsserien des Erdmittelalters mit den Formationen der Trias und des Jura auf, die im Zeitraum von 251 bis 142 Millionen Jahren abgelagert wurden. Die Schichten dieses Gebietes, welches vom Oberrheingraben, über das Muschelkalk- und Keuperbergland bis in die Schwaben- und Frankenalb reicht, fallen mehr oder weniger gleichmäßig flach nach Südosten ein. Die Abtragung der unterschiedlich harten Gesteinsserien führt zu Schichtstufen, die meist steil nach Nordwesten hin abfallen, so zum Beispiel die Steilstufe des Albtraufs in der Schwäbischen Alb. Die Gesteinsabfolgen der Trias mit Bundsandstein, Muschelkalk und Keuper bilden je nach Zusammen-

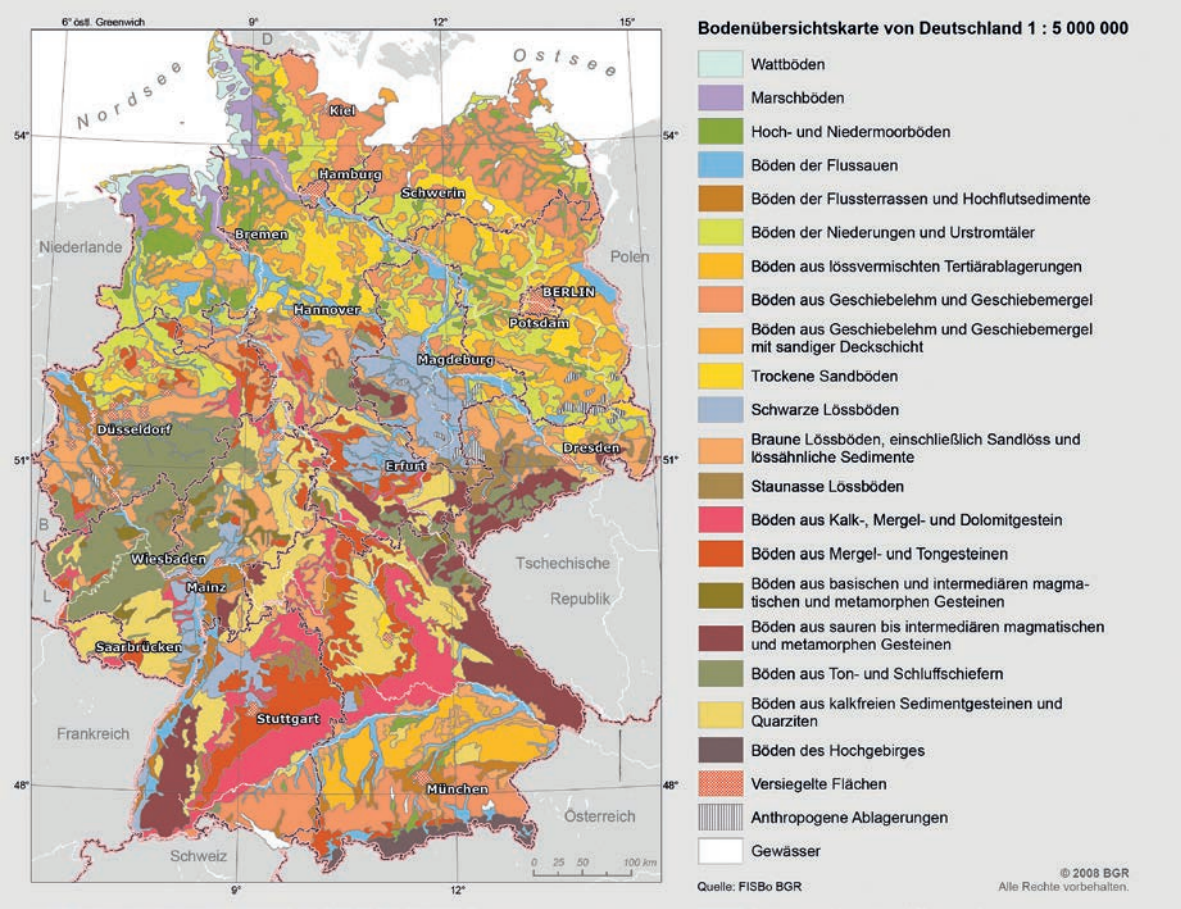


Abb. 1.7: Bodenübersichtskarte von Deutschland im Maßstab 1 : 5 000 000. BÜK 5000, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.

setzung das Ausgangsmaterial für unterschiedliche Bodenbildungen und Bodennutzungen. Auf den Sandsteinabfolgen des Buntsandsteins und des Keupers bilden sich nährstoff- und ertragsarme Böden, Ranker und Braunerden. Dünnbesiedelte Waldgebiete mit forstwirtschaftlicher Nutzung prägen hier das Landschaftsbild. Im Gegensatz dazu weisen Gebiete mit Kalksteinserien des Muschelkalks und des Oberen Jura, insbesondere wenn sie mit Löß überlagert sind, sehr fruchtbare Rendzina-Böden auf, die im Gäuland mit den Flüssen Main, Jagst und Tauber intensiv ackerbaulich genutzt werden.

Das **Alpenvorland** erstreckt sich zwischen der Donau im Norden und dem Gebirgszug der nördlichen Kalkalpen im Süden. Die zwischen 300 und 800 m hoch gelegene, flach hügelige Landschaft fällt meist nach Norden ab und wird von Iller, Lech, Isar und Inn zur Donau hin entwässert. Geologisch zählt das Alpenvorland zum Molassebecken der Alpen. Im mittleren Tertiär, vor etwa 34 bis 5 Millionen Jahren, lagerten sich hier bis zu 4000 m mächtige marine und terrestrische Sedimente ab, die von großen Flusssystemen aus dem Gebiet der sich auffaltenden Alpen nach Norden in deren Randsenke geschüttet wurden. Das Tertiärhügelland des Voralpenraums wurde, vergleichbar der Norddeutschen Tiefebene, von eiszeitlichen Ablagerungen überdeckt, die auch noch heute die Morphologie prägen. Neben einer Gletscherendseen- und Moränenlandschaft gestalten ausgedehnte Schotterebenen und Schotterterrassen das Landschaftsbild. Als typische Böden sind im Alpenvorand neben Sand

Abb.1.8: Geologische Übersichtskarte von Deutschland mit stratigraphischer (in Millionen Jahren):

Holozän	0 – 0,01
Pleistozän	0,01 – 1,8
(Quartär	0 – 1,8)
Tertiär	1,8 – 65
Kreide	65 – 142
Jura	142 – 200
Trias	200 – 251
Perm	251 – 296
Karbon	296 – 358
Devon	358 – 418
Prädevon	>418
Känozoische Vulkanite	0 – 65
Paläozoische Vulkanite	251 – 545

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Stratigraphische Tabelle von Deutschland 2002.

Abb. 1.9: Verteilung der Flora-Fauna-Habitat-Gebiete in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz 2011.

und Schotter, Löss, Parabraunerden und vereinzelt Moorböden zu finden. Das relative feuchte Hügelland ist in weiten Bereichen entwaldet. Eine intensive Acker-Grünland-Wirtschaft zeichnet diese ertragreiche Agrarregion aus.

Die **Hochgebirgszone der Alpen** ist die südlichste Großregion Deutschlands. Sie erstreckt sich vom Alpenvorland bis an die Grenze zur Schweiz und Österreich. Mit 2962 m erreicht die Zugspitze die größte Höhe in den deutschen Alpen, die ansonsten meist Gipfel zwischen 1000 und 2000 m aufweisen. Geologisch und geographisch zählt der deutsche Teil der Alpen zu den Nördlichen Kalkalpen. Dieser von Westen nach Osten verlaufende Faltengebirgszug wird im Wesentlichen aus Kalksteinen und Dolomiten aus dem Mesozoikum aufgebaut. Die heutige Morphologie der Alpen ist Resultat von Gebirgsbildung und quartären Vereisungen. Noch heute prägen Gletscher und glaziale Gelände- und Ablagerungsformen, wie z. B. U-förmige

Täler oder Schuttfächer das Bild der Alpen. Die Bodenverhältnisse und das Mikroklima sind im Hochgebirge sehr unterschiedlich. Im Bereich der Nördlichen Kalkalpen dominieren dort, wo sich Böden bilden können, karbonat- und humusreiche Rendzinen. Neben der Höhenlage und der Zusammensetzung der Ausgangsgesteine spielen für Vegetation und Landnutzung auch Sonneneinstrahlung und Niederschlag auf Nord- oder Südhängen eine Rolle. Etwa die Hälfte des deutschen Alpenraumes ist mit Wald bedeckt. Jeweils etwa 20 % nehmen Agrarflächen, zumeist in Tälern und mittleren Hanglagen, sowie Grasland in Anspruch. Verstädterung und Flächen für Freizeitnutzung breiten sich aus.

Neben extensiv genutzten land- und forstwirtschaftlichen Flächen sind als Lebensraum für die natürliche Artenvielfalt auch **Schutzgebiete** von besonderer Bedeutung: **Abb. 1.9** gibt einen Überblick über den Stand der Umsetzung der Fauna-Flora Habitate im Rahmen des Natura 2000-Netzwerkes in Deutschland. Besonders hoch ist z. B. der Anteil der gemeldeten Flächen in Mecklenburg-Vorpommern mit seiner naturnahen Seenlandschaft. Auch Flußauen können bei natürlicher Belassenheit wertvolle Habitate und Vernetzungsstrukturen zwischen verschiedenen Artarealen darstellen. Deutlich weniger Schutzgebiete sind im bevölkerungsreichsten Bundesland Nordrhein-Westfalen gemeldet. Parks und Grünflächen haben hier wie auch in anderen Metropolregionen eine besondere Bedeutung für die natürliche Fauna und Flora sowie das Stadtklima.

Literatur

ENSEMBLES-Website: http://ensemblesrt3.dmi.dk/. Abschlussbericht des Projekts:http://ensembles-eu.metoffice.com/docs/Ensembles_final_report_Nov09.pdf.

Finke, P., Hartwich, R., Dudal, R., Ibánez, J., Jamagne, M., King, D., Montanarella, L., Yassoglou, N. (Hrsg.) (1998): Georeferenced Soil Database for Europe. – Manual of Procedures, Vers. 1.0. European Soil Bureau Research Report No. 5 (EUR 18092 EN), Office for Publications of the EC; Luxembourg.

Stribrny, B., Kuch, U. (2009): Climate change and vector-borne diseases: Using the past to predict the future. Publ. Health Jour., 20, 5 – 7, Bayer Environmental Science.

Stribrny, B., Sonnewald, M., Türkay, M. Uhl, D., Wilmsen, M., Wolters, S. (2012): Die Doggerbank – Gerölle erzählen eine Klimageschichte. Natur, Forschung, Museum, 142, Heft 1/2, 36 – 43.

Zusammenfassung

15

V. Mosbrugger, G. Brasseur, P. Becker, M. Schaller, B. Stribrny

Die Erde ist ein dynamisches System. Komplexe Prozesse und Wechselwirkungen steuern den Stoffaustausch zwischen der festen Kruste, den Böden, den Gewässern, der Biosphäre und der Atmosphäre. Leben wird auf diesem Planeten erst durch diese Stoffkreisläufe möglich. Insbesondere seit dem Beginn der Industrialisierung greift der Mensch zunehmend in diese Stoffkreisläufe ein. Eingriffe in die Natur ergeben sich im Wesentlichen beim Bau von Städten und Infrastruktur, durch Industrie und Verkehr, durch Fischerei, Land- und Forstwirtschaft sowie den Abbau von Rohstoffen. Nicht selten wirken sich die menschlichen Eingriffe nachteilig auf die Natur, die naturnahen Lebensräume und die Vielfalt des Lebens aus. Das starke Wachstum der Erdbevölkerung führt zu einem stetig steigenden Verbrauch natürlicher Ressourcen wie Trinkwasser, landwirtschaftlich nutzbare Böden und Rohstoffe. Durch die Verbrennung fossiler Energierohstoffe und Landnutzungsänderungen werden, neben anderen Quellen, sogenannte Treibhausgase in die Atmosphäre freigesetzt. Dadurch stieg die globale Durchschnittstemperatur während der letzten 60 Jahre im Durchschnitt um 0,13 °C pro Jahrzehnt. Der überwiegende Teil dieser seit 1950 beobachteten Erwärmung geht nach Aussagen des „Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen“ (Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC) mit „sehr hoher Wahrscheinlichkeit“ (d. h. mit einer Wahrscheinlichkeit von über 90 %) auf menschliche Aktivitäten zurück. Im Jahre 2010 standen ca. 34 Milliarden t anthropogener CO_2-Emissionen einem geogenen und biogenen Gesamtgleichgewicht von 550 Milliarden t CO_2 als Teil des globalen Kohlenstoffkreislaufs gegenüber. Während die geogenen und biogenen Quellen meist mit entsprechenden Senken verbunden sind, gilt dies für die vom Menschen freigesetzten Treibhausgase in der Regel nicht. Klimamodelle zeigen für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland einen Anstieg der durchschnittlichen Jahrestemperatur für den Zeitraum „2021–2050“ um 1,0 bis 2,0 °C und für den Zeitraum „2071–2100“ um 2,2 bis 4,0 °C gegenüber dem Wert der internationalen Klimareferenzperiode „1961–1990“. Besonders spürbar wird der Klimawandel bei uns voraussichtlich in der Verteilung der Niederschläge. Die Niederschlagsmengen bleiben zwar auf das Jahr gerechnet annähernd konstant, doch es muss damit gerechnet werden, dass die Niederschläge im Sommer bundesweit um bis zu 40 % ab-, im Winter dagegen um bis zu 40 % zunehmen können. Aussagen über Veränderungen von Extremwetterereignissen, insbesondere extremen Winden, sind bislang sehr unsicher.

In dem vorliegenden Synthesebericht wurden die Auswirkungen des Klima- und Biodiversitätswandels auf unterschiedliche **Lebensräume und die Gesellschaft in Deutschland** untersucht:
So könnte durch den Anstieg der Jahresdurchschnittstemperatur und die Veränderung im Niederschlagsregime – in Abhängigkeit des Zusammenspiels von sommerlichen Trocken- und winterlichen Nässeperioden – in weiten Teilen Deutschlands der Grundwasserspiegel aufgrund einer geringeren Grundwasserneubildung absinken. Das hätte weitreichende Konsequenzen für **grundwasserabhängige Ökosysteme**, wovon kurz- und mittelfristig besonders Feuchtgebiete, langfristig aber auch Landökosysteme betroffen sind. Außerdem steht zu befürchten, dass sich die Wasserqualität verschlechtert, z. B. durch Nährstoffeintrag, Erhöhung der Salzkonzentration und geringere Verdünnung von Schadstoffen. Da einzelne Arten innerhalb eines Biotops in Konkurrenz zueinander stehen, können sich schon durch geringfügige

Zu- oder Abnahmen von Grundwasserinhaltsstoffen oder Grundwasserständen Veränderungen der Ökosysteme und deren Ökosystemdienstleistungen ergeben.

Der projizierte Klimawandel führt in **limnischen Biotopen** vermutlich zu tiefgreifenden Veränderungen der Lebensgemeinschaften. Die Quantifizierung dieser Veränderungen, insbesondere von Wassertemperaturänderungen, Schad- und Nährstoffmobilisierungen und den äußerst komplexen biotischen Interaktionen, ist jedoch schwierig. Nicht zuletzt ist zu beachten, dass der Klimawandel nicht der einzige Stressor ist, der unsere Gewässer belastet. Viele Gewässersysteme sind bereits durch Verschmutzung, Verbau und Wasserstandsregulierung beeinflusst. Der Klimawandel wird in diesem „Multistressoren-Cocktail" vermutlich deutlich intensiver wirken als in unbelasteten Systemen. Ein weiterer Verlust von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen (Trinkwasser, Fischfang, etc.) ist daher wahrscheinlich.

In der **Nordsee** stiegen von 1980 bis 2005 die winterlichen Temperaturen am Meeresboden deutlich an, in Teilgebieten der Deutschen Bucht und entlang der holländischen Küste im Mittel um 2–3 °C, in der nördlichen Nordsee um 1 °C. Hydrographisch ist die Nordsee auch jenseits der flacheren Küstenzonen kein einheitliches Gewässer. Die Grenzen zwischen den Wasserkörpern sind variabel und verschieben sich sowohl jahreszeitlich als auch bedingt durch atmosphärische Großereignisse wie z. B. durch die Nordatlantische Oszillation (NAO). So führten in den späten 1980er Jahren atmosphärische Bedingungen mit starken westlichen Winden zu einem starken Einstrom von Atlantikwasser und bewirkten grundlegende ökologische Änderungen auf allen trophischen Ebenen, vom Phytoplankton bis zu den Fischen. Es wird beobachtet, dass südliche Arten in die Nordsee vordringen und in diesem Zusammenhang Artenzahlen und Biodiversität häufig ansteigen. Deutschland hat eine besondere Verantwortung gegenüber der Weltgemeinschaft für das Wattenmeer der Nordsee, ein UNESCO-Weltnaturerbe. Es ist das weltweit größte zusammenhängende Wattsystem mit vorgelagerten Barriere-Inseln und einer Vielzahl von Übergängen zwischen Land und Meer sowie einer hohen Vielfalt von Arten, die sich an diesen extremen Lebensraum angepasst haben.

Für die **Ostsee** zeigen Klimaprojektionen, dass die Wintertemperaturen steigen und Niederschläge im Winter zunehmen, während die Sommer trockener werden. Durch mehr Niederschläge im Winter erhöht sich Frischwassereintrag, was zur Abnahme des Salzgehaltes führt. Eine Abnahme des Salzgehaltes beeinflusst die Verteilung, das Wachstum und die Reproduktion der Fauna in der Ostsee. Ein niedriger Salzgehalt verursacht beim Zooplankton osmotischen Stress und resultiert in einer Verschiebung der Artenzusammensetzung von marinen Arten zu Süßwasserarten. Eine derartige Änderung der Artenzusammensetzung hat deshalb Einfluss auf die Nahrungsqualität, die Wachstumsrate und den Fettgehalt von Fischen. Eine Abnahme des Salzgehaltes in Kombination mit anoxischen oder sauerstoffarmen Bedingungen reduziert z. B. die Überlebenswahrscheinlichkeit von Kabeljaueiern.

Auch die Auswirkungen der Klimaveränderung auf **Böden** sind komplexer Natur. Einerseits führt eine erhöhte Bodentemperatur bei ausreichender Bodenfeuchte zu einem Abbau der organischen Substanz. Andererseits wirken die Verlängerung der Vegetationsperiode sowie die durch erhöhte CO_2-Konzentrationen gesteigerte Pflanzenproduktivität diesem Prozess entgegen. Welcher Prozess dominiert, hängt von den jeweiligen regionalen Bedingungen ab. Die Abnahme von Bodenfrost im Winter beeinträchtigt die Bodenfruchtbarkeit und erhöht die Erosions- und damit auch die Auswaschungsgefahr. Wahrscheinlich vermehrt auftretende Wärme- und Dürreperioden im Sommer trocknen die Böden häufiger aus, was sich auf die Aktivität der Bodenfauna und -flora und auf die Bodenstruktur negativ auswirkt. Kommt es im Anschluss zu einem Starkregenereignis, ist sowohl mit Erosionsschäden als auch mit einer erhöhten Belastung für Grund- und Oberflächengewässer durch Schadstoffe zu rechnen. Diesen Veränderungen sollte durch eine angepasste, zum Beispiel weitgehend pfluglose, Bodenbearbeitung Rechnung getragen werden.

Sowohl die Land- als auch die **Forstwirtschaft** stehen vor großen Herausforderungen. Im Sommer nehmen Dürreperioden, Stürme und die Waldbrandgefahr wahrscheinlich zu. Eine Verlagerung der Niederschläge in den Winter führt wiederum zu erhöhtem Schneebruch. Klimabedingt treten neue Schädlinge und Krankheiten auf. Alle genann-

ten Faktoren zusammen erschweren es, die wachsende Nachfrage nach Holzprodukten und Energieholz zu decken. Selbst wenn Vegetationsmodelle zeigen, dass der Buchenwald auch unter den Bedingungen des Klimawandels weiterhin die dominierende natürliche Vegetationsform darstellen wird, können die Auswirkungen des Klimawandels lokal dramatisch sein und die Klimaschutzfunktion des Waldes ggf. gefährden. Wälder und Waldböden speichern große Mengen des Treibhausgases CO_2 in Form von organischem Kohlenstoff. Wälder und Waldböden fungieren in den letzten Jahren sogar als CO_2–Senken, die Treibhausgase aus der Atmosphäre aufnehmen. Zudem dämpfen Wälder regionale Klimaextreme.

In Deutschland nehmen **landwirtschaftlich genutzte Flächen** mit ca. 17 Millionen Hektar oder 170 000 km^2 knapp die Hälfte der Gesamtfläche ein. Ackerland, Weiden und Wiesen prägen hier das Landschaftbild. Landwirtschaftliches Offenland ist von substanzieller Bedeutung für den Erhalt der Artenvielfalt in Deutschland. Es bietet Raum für Biosphärenreservate und Schutzgebiete der EU-Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (FFH-Gebiete). Die Agrobiodiversität der landwirtschaftlich genutzten Flächen integriert ein breites Spektrum von Artengruppen von Bakterien, Archaebakterien, Pilzen, Kultur- und Wildpflanzen, Insekten, Spinnen, Vögeln, Reptilien, Amphibien bis hin zu Säugetieren. Außer Bestäubungsleistungen werden eine Reihe weiterer Ökosystemdienstleistungen von der Agrobiodiversität erbracht, wie z. B. die Gewährleistung des Nährstoffkreislaufs, die Regulierung von Kulturschädlingen und Pflanzenkrankheiten, der Erhalt der örtlichen Wildtiere und -pflanzen, der Wasser- und Erosionsschutz. Wie diese vielfältigen Interaktionen im Einzelnen vom Klimawandel betroffen sein werden, ist bisher nur in Ansätzen bekannt. Sicher ist, dass die Artenvielfalt durch die Veränderung der Agrarlandschaft im Zuge des Klimawandels – wie z. B. durch den Anbau von neuen Kulturen und der Veränderung von Betriebssystemen – betroffen sein wird. Hier spielt auch die Ausweitung des Biomasseanbaus in Folge von Klimaschutzmaßnahmen eine große Rolle: So hat die hierbei zu beobachtende Tendenz zur Ausweitung von Monokulturen in der Regel negative Konsequenzen für die biologische Vielfalt. Gefragt ist hier eine Bioenergieproduktion unter Nachhaltigkeitskriterien, die auf regionalen Wertschöpfungsketten aufbaut und die globale Nahrungsmittelversorgung nicht gefährdet.

Der Klimawandel wirkt sich auf verschiedene Organismen in unterschiedlicher Weise aus, abhängig von der Biologie, Ökologie und Physiologie der betroffenen Arten. **Geschützte und schutzwürdige Arten** sind in diesem Zusammenhang von besonderem Interesse, weil Deutschland eine besondere Verantwortung für ihren Erhalt trägt. Bei geschützten und schutzwürdigen Arten sind heute schon Auswirkungen des Klimawandels erkennbar. So zeigen mobilere Artengruppen (Vögel, Libellen, einige Heuschrecken) in Deutschland eine nordwärts gerichtete Ausbreitung. Bei den weniger mobilen Amphibien und Reptilien hingegen ist diese Entwicklung noch nicht zu beobachten. Je nach Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel könnten also in Zukunft mobile Artengruppen sogar stärker vom Klimawandel betroffen sein als weniger mobile. Letztere tragen bei eingeschränkter Anpassung an den Klimawandel jedoch ein höheres Aussterberisiko. Ein abgestimmtes Klimawandel- und Biodiversitätsmonitoring wäre ein wichtiger Schritt, um Auswirkungen auf ganze Artengemeinschaften und damit auch die Veränderungen von Ökosystemen und Ökosystemdienstleistungen abschätzen zu können.

Städtische Gebiete werden sich im Rahmen des ablaufenden und projizierten Klimawandels stärker erwärmen als das Umland. Die städtischen Wärmeinseln werden also noch deutlicher hervortreten als bisher. Entsprechend ist mit starken Auswirkungen auf die Biodiversität in den städtischen Regionen zu rechnen. Bezüglich der städtischen Flora und Fauna wird von einer weltweiten Homogenisierung gesprochen. Bei der Mehrzahl der in Städten vorkommenden Organismen handelt es sich um weltweit verbreitete Arten, für die aus Sicht der Konvention von Rio weder für Deutschland noch für eines seiner Bundesländer eine besondere Verantwortung im Hinblick auf den Schutz der urban-industriellen Biodiversität besteht. Eine Besonderheit stellen seltene, wärmeliebende Arten der Roten Listen Deutschlands dar, die als Pionierarten auf offenem urbanem Gelände, insbesondere auf Bahn- und Industriebrachen, vorkommen. Darüber hinaus besitzt die städtische Biodiversität große Bedeutung für Freizeit, Hobby, Erholung, Wohlbefin-

den und damit auch für die Gesundheit. Diese wird im Zuge des Klimawandels unter stadtklimatischen Gesichtspunkten weiter zunehmen, so dass bei der Auswahl von Stadtgrün und Parkanlagen darauf geachtet werden sollte, möglichst Arten zu pflanzen, die an das künftige Stadtklima angepasst sind und gleichzeitig einen möglichst günstigen Kühleffekt ausüben.

Die Folgen des projizierten Klimawandels bergen für die deutsche Bevölkerung erhebliche **Gesundheitsrisiken**. Insbesondere sind hier Extremwetterereignisse zu nennen. So starben im Sommer 2003 in Frankreich hitzebedingt 14 800 und in Deutschland ca. 3 500 Personen. Auch die Zahl der allergischen Erkrankungen wird zunehmen. Bereits im Jahr 2015 könnte jeder zweite Europäer an einer Allergie leiden. Gleichzeitig steigt die Anzahl an Krankheiten, die durch Zwischenwirte übertragen werden. Aussagen über die Wirkungen der Klimaänderung blieben bis jetzt jedoch überwiegend qualitativ. Klare quantitative Aussagen für den Gesundheitsbereich fehlen. Anpassungsstrategien werden gleichwohl häufig gefordert und deren Umsetzung, zum Beispiel durch die Einrichtung von Überwachungs- und Frühwarnsystemen, angemahnt. Die Umsetzung der geforderten Anpassungsstrategien ist wichtig, da mit einfachen Maßnahmen negative Folgen für die Gesundheit minimiert werden können.

Die aktuellen und projizierten Auswirkungen des anthropogenen Klimawandels, aber auch die teilweise negativen Auswirkungen von Klimapolitik – von **Mitigation und Anpassung** – auf die Biodiversität sowie mögliche Synergieeffekte geraten zunehmend ins Blickfeld. Besonders deutlich wird dies in Deutschland und auch in globaler Perspektive bei der forcierten Nutzung nachwachsender Rohstoffe als erneuerbare Energiequelle. Aber auch Anpassungen an klimatische Veränderungen, wie z. B. verstärkte Hochwasserschutzmaßnahmen, die Migration aus Küstengebieten oder die Zunahme von sozialen Konflikten, können negative Auswirkungen auf die Biodiversität haben. Durch die monetäre In-Wert-Setzung von Ökosystemleistungen und Biodiversität ist es möglich, die Kosten für einen effektiven Biodiversitäts- bzw. Naturschutz denen des Biodiversitätsverlustes aufgrund unterlassener Schutzmaßnahmen gegenüber zu stellen und kommunizierbar zu machen. Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) nennt jedoch den Schutz der „Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen" (*biodiversity and ecosystem services*) immer im Zusammenhang. Die Erhaltung von Ökosystemdienstleistungen (als einzelner Begriff) ist also ein anderes Schutzziel als der Schutz von Biodiversität und kann unter bestimmten Umständen zu Zielkonflikten führen. Die Erhaltung von Ökosystemdienstleistungen als Teil des Natur- und Umweltschutzes ist eine wichtige Strategie, um beide Teilziele zu erreichen.

Der **Naturschutz** ist das zentrale Steuerungselement zum Schutz und Erhalt der Biodiversität in Deutschland. Nach § 1 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG 2009) ist es Aufgabe des Naturschutzes, die biologische Vielfalt, die Leistungs- und Funktionsfähigkeit sowie die Vielfalt, Eigenart, Schönheit und den Erholungswert von Natur und Landschaft dauerhaft zu sichern. Nahezu alle anthropogenen Aktivitäten können eines der genannten Schutzziele tangieren, so dass die Belange des Naturschutzes gegen andere gesellschaftliche Interessen abgewogen werden müssen. Naturschutz ist daher als gesellschaftliche Querschnittsaufgabe zu verstehen. Ein bewahrend-dynamisches Naturschutzkonzept, das den Erhalt tradierter Landschaftselemente weiterhin ermöglicht, und zugleich Neuentwicklungen und Transformationen zulässt, könnte den künftigen vielfältigen Anforderungen an den Naturschutz gerecht werden.

Biodiversitätspolitik steht häufig vor der Herausforderung, lokale Bedingungen mit internationalen Prozessen zu verbinden: Auf der einen Seite stehen internationale Maßnahmen, um Erhaltungsstrategien zu verknüpfen und zu koordinieren, lokal liegen jedoch konkrete naturräumliche und sozioökonomische bzw. sozio-kulturelle Anforderungen vor. Ähnlich wie beim Klimaschutz ist eine Vielzahl von Akteuren in die Nutzung und Erhaltung der Biodiversität involviert: Politik, Verwaltung, Wirtschaft, Zivilgesellschaft und Wissenschaft. Verbindliche Entscheidungen im Bereich der Biodiversitätspolitik werden damit faktisch auf vielfältigen Entscheidungsebenen getroffen, die es zielführend miteinander zu verknüpfen gilt. Das Wissen über ökologische Prozesse, funktionale Zusammenhänge und ökosystemare Wechselwirkungen ist dabei eine wichtige Voraussetzung für das Management von Ökosystemen, den Naturschutz und die nach-

haltige Nutzung von Ökosystemleistungen. Dieses Wissen ist die Basis für gesellschaftliches Gestalten und Entscheiden – allerdings können verfügbare Informationen und vorhandenes Wissen von den Akteuren unterschiedlich interpretiert und bewertet werden.

15.1 Forschungs- und Entwicklungsbedarf

Es besteht ein beachtlicher Forschungsbedarf zum Themenkomplex Biodiversität und Klimawandel, der sich folgenden Fragestellungen zuordnen lässt:

1. Erweiterung des Verständnisses der verschiedenen Ökosysteme und –prozesse.
2. der jeweiligen Interaktionen mit dem Klimawandel (weitere Driver: Landnutzungswandel, Habitatfragmentierung, etc.).
3. der Weiterentwicklung von Modellen, Indikatoren und Monitoringprogrammen sowie
4. der Evaluierung und Weiterentwicklung von Politikmaßnahmen; letzteres v. a. unter dem Aspekt der Integration von sozialwissenschaftlichen Fragen.

Im Einzelnen beinhaltet dies Forschungsbedarfe zur:

- Erweiterung der Kenntnisse zur Entwicklung von Interaktionen in ökologischen Netzwerken und der (Re-) Organisation von Artengemeinschaften unter Einfluss des Klimawandels sowie der daraus resultierenden Effekte auf Ökosystemfunktionen, u. a. durch Langzeitstudien.
- Erweiterung der Kenntnisse zur (reaktiven und genetischen) Anpassungsfähigkeit verschiedener Arten an sich rasch verändernde klimatische Rahmenbedingungen.
- Weiterentwicklung von Verbreitungsmodellen durch die Einbeziehung von biotischen Interaktionen und der artspezifischen Ausbreitungsfähigkeit sowie die Kombination von Verbreitungsmodellen mit Individuen-basierten Modellen.
- Entwicklung und Weiterentwicklung von Modellen der Auswirkungen von Klima- und Biodiversitätswandel auf die Regionen Deutschlands.
- Unterstützung besonders betroffener Arten und Biotope durch Monitoring, Modellierung und Forschungsprogramme.
- Erfassung des Risiko- und Invasionspotenzials von einwandernden Tier- und Pflanzenarten.
- Intensivierung der national wie international existierenden Forschungsvorhaben im Bereich Boden und Klima sowie eine Vernetzung der relevanten Akteure zum zielgerichteten Austausch der wissenschaftlichen Befunde und zum Aufbau einer Wissensplattform zu den Themen Humusversorgung, Speicher- beziehungsweise Quellenfunktion von Böden für Kohlenstoffverbindungen, Bodenschutz und Klimawandel.
- Verbesserung des Kenntnisstandes über die Auswirkung des Klimawandels auf Grundwässer, deren Verfügbarkeit und Qualität, sowie auf Böden, hinsichtlich Fruchtbarkeit, Erosion, Auswaschung und Senken oder Quellenfunktion für Kohlenstoff beziehungsweise CO_2.
- Entwicklung standardisierter Methoden und Verfahren zur qualitativen und quantitativen Erfassung von Biodiversitätsveränderungen. Die Erarbeitung von VDI-Richtlinien zur Biodiversität durch den Verein Deutscher Ingenieure (VDI) könnte die Erfassung von Biodiversitätsänderungen und die Umsetzung entsprechender rechtlicher Vorgaben erleichtern sowie staatliches Handeln unterstützen.

15.2 Handlungsempfehlungen

Für einen gleichzeitigen Klimaschutz und Biodiversitätserhalt sowie den Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen als Basis für die Anpassung an den fortschreitenden Klimawandel lassen sich zusammenfassend folgende Handlungsstrategien formulieren:

Im Bereich der Wissenschaftspolitik gilt es, Forschungsaktivitäten weiter zu bündeln, um der Komplexität der Forschungsaufgaben gerecht zu werden. Ähnliches gilt für die Politik: um Synergieeffekte nutzen zu können bzw. Konfliktpotential ausräumen zu können, ist eine Integration von Klimapolitik, Naturschutzpolitik und weiteren sektoralen Politiken im Sinne einer nachhaltigen Landnutzung im weiteren Sinne nötig. Wichtige Instrumente der Umsetzung liegen im Bereich der Landschafts- und Raumordnungsplanung, der Integration von Klimasensibilität in existierende Prüfverfahren (Umweltverträglichkeitsprüfung) und der konsequenten

In-Wert-Setzung von ökosystemaren Dienstleistungen. Für die betrachteten Lebensräume lassen sich Im Einzelnen folgende Maßnahmen identifizieren.

15.2.1 Terrestrisch:

- Verbesserung der „grünen Infrastruktur“ in Deutschland und Europa über die Weiterentwicklung des Naturschutzgebietssystems und die Etablierung von effektiven Biotopverbundsystemen (s. auch Natura 2000) hinaus. Die Handlungsoptionen reichen von der Vernetzung von Naturschutzgebieten und Biotopen durch grüne Korridore, über Grünbrücken für den Wildwechsel, grünen Stadtinseln, grünen Frischluftschneisen und begrünten Dächern bis hin zu grünen Technologien für Energiegewinnung, Verkehr sowie den Bau und Betrieb von Gebäuden und Industrieanlagen. Bei der Anlage städtischen Grüns ist darauf zu achten, die Zahl der allergenen Pflanzen nicht zu erhöhen.
- Flächenhafte Kartierung aller grundwasserabhängigen Ökosysteme und Verbreiterung von Auen und Überschwemmungsflächen von Flüssen im küstenfernen Bereich zum Hochwasserschutz, zur Erhöhung der Grundwasserneubildung und zum Abfangen von Sediment- und Nährstofffrachten.
- Verbesserung der Wasserrückhaltung in der Landschaft, Renaturierung von Feuchtgebieten, insbesondere von Mooren bzw. Moorböden.
- Erhalt von Mischwald mit verschiedenen Altersklassen, dabei sollten heimische Laubbäume im Flachland die Hauptrolle spielen.
- Schutz der Böden mit ihren wichtigen Funktionen für Bodenfruchtbarkeit, Bodenbiodiversität, Wasserhaushalt und als Kohlenstoffspeicher. Das gilt insbesondere für hydromorphe Grundwasserböden (Gleye, Salzböden, Auenböden) und Stauwasserböden (Pseudogleye).
- Erhöhung der Arten- und Biotopvielfalt der Wälder und damit Unterstützung ihrer Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel.
- Förderung des Erhalts der Artenvielfalt (Genbanken), der Diversifizierung und Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion, ggf. auch des ökologischen Landbaus als Voraussetzung für eine hohe Agrobiodiversität und Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel.
- Vermehrung und Anpassung des Stadtgrüns durch die Wahl geeigneter Arten und Vegetationstypen sowie durch eine stärkere Berücksichtigung der Spontanvegetation.

15.2.2 Marin und linmisch:

- Vorausschauende Raumplanung in Ost- und Nordsee inklusive Wattenmeer für eine nachhaltige Nutzung und einen zielgerichteten Schutz der marinen Ressourcen und Ökosysteme.
- Intensivierung von Langzeitstudien zur Entwicklung von limnischen Lebensgemeinschaften und ökologischen Prozessen in Abhängigkeit von klimatischen Faktoren und anderen Umweltvariablen.

15.2.3 Politik und Raumplanung:

- Integration der Biodiversitäts- und Klimaschutzziele in alle Politikbereiche.
- Abgestimmte politische Vorgehensweise zur Erreichung der Sektorziele: Erneuerbare Energien, Agrarpolitik, Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt und Nationales Klimaschutzprogramm.
- Minimierung der Flächenkonkurrenz durch Erhöhung der Synergien zwischen Mitigation- und Anpassungsmaßnahmen sowie Naturschutzkriterien.
- Eine umfassende Abschätzung der transregionalen Effekte umweltpolitischer Maßnahmen im Hinblick auf ihren möglichen Beitrag zur Verschärfung globaler Problemlagen wie dem Klimawandel und dem Verlust der Biodiversität.

15.2.4 Gesellschaft:

- Veränderung des Konsumverhaltens, wie z. B. der Ernährungsgewohnheiten der Bevölkerung. Der Kauf regionaler Produkte, insbesondere aus dem Ökolandbau, fördert tendenziell die Biodiversität, während veredelte Produkte wie Fleisch zu erhöhter Flächenkonkurrenz und einer Intensivierung der Landnutzung führen. Dies hat nicht nur unmittelbare Auswirkungen auf die regionale und nationale Biodiversität, sondern durch die weltweiten Marktverflechtungen auch Effekte auf andere Regionen der Erde.

- Monetarisierung des Wertes von Ökosystemen und ökosystemaren Leistungen zur verbesserten Berücksichtigung und Wertschätzung des Naturschutzes in materiell orientierten Gesellschaften.

15.3 Fazit

Klimawandel und Biodiversitätsveränderungen zählen derzeit zu den größten Herausforderungen für die Menschheit. Internationale Abkommen wie die Klimarahmenkonvention (UNFCCC) und die Konvention zum Schutz der biologischen Vielfalt (CBD) sind für die Lösung dieser globalen Probleme unumgänglich, selbst wenn bei den Verhandlungen und bei der Umsetzung viele Kompromisse eingegangen werden müssen. Umso wichtiger ist es, nachhaltige Treibhausgasreduktionsziele zu implementieren, Synergien zwischen den Abkommen zu nutzen und Konflikte zu vermeiden.

Für Deutschland haben die vorangegangenen Kapitel dieses Buches z. T. deutliche Auswirkungen für die verschiedenen Lebensbereiche durch diese Umweltveränderungen aufgezeigt. Wenn auch in vielen Bereichen das Verständnis der komplexen Ökosysteminteraktionen weiter verbessert werden muss, um Biodiversität wirksam schützen zu können, können bereits eine Reihe von notwendigen Handlungsempfehlungen an Politik und Gesellschaft formuliert werden.

So gilt es auf nationaler Ebene insbesondere Akteure und Entscheidungsträger aus Politik, Wirtschaft, Wissenschaft und Gesellschaft noch besser zu vernetzen, um koordinierte und zielführende Strategien, Programme und Aktionen durchführen zu können. Deutschland ist hierfür – auch im internationalen Vergleich – strategisch, verwaltungstechnisch, wirtschaftlich und institutionell grundsätzlich gut aufgestellt. Das Nationale Klimaschutzprogramm, die nationale Anpassungsstrategie an den Klimawandel und die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt der Bundesregierung bilden einen konzeptionellen Rahmen und enthalten entsprechende Ziele und Maßnahmen. Als problematisch für die Umsetzung dieser beiden Strategien erweisen sich immer wieder Interessenkonflikte zwischen Klima- und Naturschutz: Dabei spielen konkurrierende Flächeninanspruchnahmen für die Erreichung der betreffenden Schutzziele oft eine entscheidende Rolle. Die Energiewende, verbunden mit erheblichen Infrastrukturmaßnahmen wie dem Neubau von konventionellen Kraftwerken, Pumpspeicherkraftwerken, Fernleitungsnetzen, Photovoltaik-, Windkraft- und Biogasanlagen sowie die Nutzung von Biokraftstoffen sind aktuelle Beispiele dafür. Gleiches gilt für Küsten- und Hochwasserschutzmaßnahmen und deren Folgen für die Biodiversität. Es ist deshalb notwendig, das Klimaschutzprogramm und die Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung sowie nationale und regionale Anpassungsstrategien im Sinne einer synergetischen Zielerreichung zusammenzuführen. Wirtschaft und Gesellschaft sind aufgefordert, den Staat bei der Zielerreichung zu unterstützen.

Hans Carl von Carlowitz (1645–1714), Oberberghauptmann am kursächsischen Hof in Freiberg, wies als Begründer des Prinzips der Nachhaltigkeit darauf hin, dass immer nur so viel Holz geschlagen werden sollte, wie durch Aufforstung, Säen und Pflanzen nachwachsen kann. Aufgabe einer nachhaltigen Industriegesellschaft ist es, dieses Prinzip auf möglichst viele Bereiche des täglichen Lebens zu übertragen.

Die nachhaltige Nutzung und der Schutz von Natur und Umwelt, die Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Rohstoffverbrauch, Boden- und Grundwasserschutz, sowie die Reduktion der Treibhausgasemissionen bis hin zur Klimaneutralität von Wirtschaft und Gesellschaft sowie eine Reflexion der gängigen Wachstums- und Konsummuster sind Vorrausetzungen für einen Erhalt der Ökosysteme und der menschlichen Lebensgrundlagen – auch für zukünftige Generationen.

Glossar

AO: Die Arktische Oszillation (AO) beschreibt die Klimavariabilität auf der Nordhalbkugel. Sie ist definiert als die erste Hauptkomponente der Anomalien der geopotentiellen Höhe relativ zur 1000 hPa Fläche (Thomson & Wallace 1998). Wenn die Klimavariabilität durch den Nordatlantik bestimmt wird, sind AO und NAO identisch; wenn der Pazifik dominiert, sind sie unterschiedlich.

Apophyten: Einheimische Pflanzen, die in der Lage sind, vom Menschen gestörte Standorte zu besiedeln, z. B. viele einheimische Unkräuter.

Archäophyten: Alteinwanderer-Pflanzenarten, die seit dem Neolithikum bis zum Jahr 1500 (zum Teil wird das Jahr 1492 – Entdeckung Amerikas – zur Abgrenzung genutzt) in eine geographisch definierte Region eingewandert sind.

Archaeen: Archaeen, früher auch Archaebakterien oder Urbakterien genannt, bilden neben den Bakterien (Bacteria) und den Eukaryoten (Eukaryota) eine der drei Domänen, in die alle zellulären Lebewesen eingeteilt werden. Archaeen sind einzellige Organismen mit einem meist in sich geschlossenen DNA-Molekül.

Arealerweiterung/-verschiebung: Arealverschiebungen bzw. -erweiterungen von Arten bezeichnen ganz allgemein die räumliche Veränderung in der Verbreitung von Arten über Ihre bisherige Verbreitungsgrenze hinaus. Die Verbreitung einer Art wird u. a. von abiotischen Verhältnissen wie beispielsweise der Temperatur bestimmt. Erhöht sich so z. B. die Temperatur in der Nordsee, so kann sie für Arten „bewohnbar“ werden, deren Verbreitung bisher auf den wärmeren Nordatlantik begrenzt war.

Benthos: Die Lebensgemeinschaften im und auf dem Meeresboden, zu denen hauptsächlich wirbellose Tiere und Bodenfische gehören.

Biostratigrafie: Wissenschaftsdisziplin, die sich mit der chronologischen Bestimmung von Gesteinsschichten mit Hilfe von Fossilien beschäftigt.

Boddenlandschaften: Ein Bodden ist ein vom offenen Meer durch Landzungen abgetrenntes Küstengewässer an der Ostsee. Boddengewässer (-landschaften) sind bedeutende Lebensräume für viele Vogelarten und insbesondere wichtige Rastplätze für Zugvögel wie Kraniche und viele Gänsearten.

Boden-pH: Der Boden-pH ist ein Merkmal des Säure- und Basengehaltes des Bodens. Er basiert auf dem Maß des pH-Wertes und wird durch natürliche Puffersysteme beeinflusst. Der pH-Wert ist eine dimensionslose Zahl. Er ist der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffionenaktivität.

C_3-Pflanzen: C_3-Pflanzen arbeiten mit dem Grundtypus der Photosynthese. Da sich die Spaltöffnungen bei heißem und trockenem Wetter schließen, um einer zu hohen Verdunstung von Wasser vorzubeugen, zeigen sie im Vergleich zu C_4-Pflanzen unter diesen Bedingungen eine verringerte Photosyntheseleistung. Sie sind jedoch unter normalen Temperatur- und Lichtverhältnissen effizienter.

C_4-Pflanzen: C_4-Pflanzen nutzen einen Stoffwechselweg, um Kohlenstoffdioxid für die Photosynthese zunächst räumlich vorzufixieren und erst dann wie C_3-Pflanzen im Calvin-Zyklus zu Kohlenhydraten aufzubauen. Der Name C_4 leitet sich vom ersten Fixierungsprodukt ab, welches durch die Assimilation von Kohlenstoffdioxid entsteht. Während dies bei C_3-Pflanzen eine Kohlenstoffverbindung mit drei C-Atomen ist, findet man in C_4-Pflanzen eine Verbindung mit vier C-Atomen.

Common Wadden Sea Secretariat (CWSS): Das Gemeinsame Wattenmeersekretariat - Common Wadden Sea Secretariat (CWSS) hat seit 1987 seinen Sitz in Wilhelmshaven. Es koordiniert und unterstützt die trilaterale Wattenmeer-Kooperation zwischen Dänemark, Deutschland und den Niederlanden, deren Ziel es ist, Naturschutz und menschliche Nutzung miteinander in Einklang zu bringen. Grundlage hierfür sind u. a. die im Wattenmeerplan festgelegten gemeinsamen Ziele und der Maßnahmenkatalog für die Erreichung dieser Ziele. Das Gemeinsame Wattenmeersekretariat ist seit der Aufnahme des niederländischen und deutschen Teils des Wattenmeeres in die Liste der UNESCO als Weltnaturerbe zuständig für die Koordination und Durchführungsarbeiten in Verbindung mit dem Weltnaturerbe Wattenmeer.

Conjoint: Die Conjoint-Analyse (CONsidered JOINTtly) oder Trade-off Analyse ist ein Überbegriff für verschiedene aus der mathematischen Psychologie stammende Verfahren, die zur Messung von Präferenzen und Einstellungen angewendet werden. In der Literatur existiert jedoch keine einheitliche Definition. In Conjoint Verfahren werden den Befragten eine Auswahl von unterschiedlichen Gütern oder Szenarien vorgelegt, die sie nach ihren individuellen Präferenzen entweder ordnen (Ranking) oder bewerten (Rating). Bei der Choice basierten Conjoint-Analyse müssen sich die Befragten für eines der vorgegebenen Szenarien ent-

scheiden. Anhand des Conjoint-Verfahrens ist es möglich, aus den Angaben des Befragten auf dessen Präferenzen bezüglich der einzelnen Merkmale und Merkmalsausprägungen der Güter oder Szenarien zu schließen. Wird ein monetäres Merkmal integriert, lassen sich mit Hilfe der Analyse Zahlungsbereitschaften erheben. Choice Experimente stellen eine Weiterentwicklung der ursprünglichen Conjoint-Analyse dar und sind für die Erhebung wohlfahrttheoretisch konsistenter Werte einsetzbar.

Contingent Rating: Beim Contingent Rating (kontingente Beurteilung, Bewertung oder Einschätzung) werden vordefinierte Skalen zur Erhebung von Vorlieben für bestimmte Merkmalsausprägungen bzw. die Wichtigkeit der Merkmale erfragt; Das Rating ermöglicht es, Informationen darüber zu erfassen, um wie viel mehr die befragten Personen eine Alternative gegenüber einer anderen bevorzugen. Ein mögliches Rating-Item wäre z. B. „Wie wichtig ist Ihnen das Thema Biodiversität? Bitte bewerten Sie anhand der folgenden Skala von 1 bis 5“. Dabei entspricht „1“ sehr wichtig und „5“ unwichtig. (2. Alternative: „Wie wichtig ist Ihnen das Thema Klimawandel?“). Bewertet der Befragte „Biodiversität mit „2“ und Klimawandel mit „4“ kann jedoch nicht davon ausgegangen werden, dass für die befragte Person Biodiversität doppelt so wichtig ist wie Klimawandel. Daher sind Ratings nur bedingt für die Erhebung von Präferenzen einsetzbar. Sie können aber beispielsweise zur Überprüfung der Validität von Choice Experiment-Ergebnissen eingesetzt werden (z. B. um zu überprüfen ob die am höchsten bewertete Wichtigkeit eines Gutes auch mit der höchsten Zahlungsbereitschaft übereinstimmt).

Ecosystem engineering: Als Ecosystem engineers werden Organismen bezeichnet, die direkt oder indirekt die Verfügbarkeit von Ressourcen für andere Organismen modulieren, indem sie biotische wie abiotische Faktoren verändern. Ecosystem engineering führt demnach zur Modifikation, Erhaltung und/oder Schaffung von Habitaten.

Emissionsszenario: Bei Emissionsszenarien handelt es sich um plausible Annahmen über die zukünftige Entwicklung der Treibhausgasemissionen unter Zugrundelegung soziökonomischer Einflussfaktoren.

Ex-Situ Artenerhalt: Ist der Erhalt von Tier- oder Pflanzenarten außerhalb des ursprünglichen Lebensraumes bzw. Herkunftsortes. Beispielsweise kann dieser durch die Anlage und Pflege von Gendatenbanken (Erhalt genetischer Variabilität auf Populationsebene) oder botanischen Gärten umgesetzt werden. Der Ex-Situ Artenerhalt wird durch den globalen Wandel sowie den Klimawandel zunehmend an Bedeutung gewinnen. Er kann beispielsweise dazu dienen, gefährdete einheimischen Tier- oder Pflanzenarten, die an bestimmten Standorten durch invasive Tier- oder Pflanzenarten bedroht werden, zu erhalten. Aber auch im Hinblick auf Agrobiodiversität ist er bedeutend z. B. um landwirtschaftlich genutzte Pflanzen auch für nachfolgende Generationen bereit stellen zu können.

Genotyp: Unter dem Genotyp versteht man den vollständigen Satz von Genen bzw. die Gesamtheit aller Erbanlagen, die ein Organismus besitzt. Der Genotyp bestimmt damit die Variabilität oder Schwankungsbreite, innerhalb derer sich die Gesamtheit aller Merkmale unter dem Umwelteinfluss entwickeln kann. Der Genotyp ist damit ein entscheidendes Kriterium für die Anpassungsfähigkeit eines Organismus bei sich ändernden Umweltbedingungen z. B. dem Klimawandel.

Grundwasser: Unterirdisches Wasser, das die Hohlräume der Erdrinde zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegung ausschließlich von der Schwerkraft und den durch die Bewegung selbst auslösenden Reibungskräften bestimmt wird (DIN 4049).

Grundwasserneubildung: Übertritt von Wasser zum Grundwasserkörper durch flächenhafte oder lokalisierte Infiltration von Niederschlag oder durch lineare oder punktuelle Infiltration aus Oberflächengewässern (basierend auf DIN 4049).

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): Der IPCC (Weltklimarat) ist ein zwischenstaatliches Gremium zur wissenschaftlichen Einschätzung des Klimawandels. Er wurde im Jahr 1988 vom Umweltprogramm der Vereinten Nationen und der Weltorganisation für Meteorologie WMO eingerichtet und hat seinen Sitz in Genf.

Klima: Das Klima beschreibt die Gesamtheit aller Wettererscheinungen an einem bestimmten Ort über einen längeren Zeitraum von mindestens zehn, i. A. 30 Jahren.

Klimaprojektion: Eine Klimaprojektion ist eine Simulation des möglichen zukünftigen Klimas unter Vorgabe der wichtigsten klimatischen Randbedingungen des Klimasystems wie insbesondere der erwarteten Entwicklung der Treibhausgasemissionen in Form von Emissionsszenarien. Im Gegensatz zu Wettervorhersagen sind Klimaprojektionen stets nur für längere Zeiträume auszuwerten und stellen keine termingenauen Prognosen dar.

Klonal: Klonale Pflanzen können sich vegetativ fortpflanzen; dabei werden genetisch identische Nachkommen erzeugt (Bsp.: Walderdbeeren).

Mykorrhizierung: Als Mykorrhiza bezeichnet man eine Form des Zusammenlebens (Symbiose) von Pilzen und Pflanzen, bei der der Pilz mit dem Feinwurzelsystem der Pflanze verbunden ist. Die Mykorrhizapilze liefern der Pflanze Nährstoffe und Wasser und erhalten ihrerseits einen Teil der durch die Photosynthese der Pflanzen erzeugten Kohlenhydrate. Die Mykorrhizapilze verfügen über ein im Vergleich zur Pflanze erheblich größeres Vermögen, Mineralstoffe und Wasser aus dem Boden zu lösen, wodurch i. d. R. die Wasser-, Stickstoff- und Phosphat-Versorgung der mykorrhizierten Pflanzen verbessert wird.

NAO: Das dominante Signal in der interannuellen Variabilität der atmosphärischen Zirkulation im Bereich des Nordatlantiks, und damit der Nord- und Ostsee, ist die Nordatlantische Oszillation (NAO, Hurrell 1995). Hurrell definiert den NAO Index als Differenz zwischen den normierten Anomalien des Bodenluftdrucks zwischen dem Azorenhoch und dem Islandtief. Da die Signale besonders stark im Winter ausgeprägt sind, wird oft nur ein Winterindex betrachtet. Ein positiver NAO Index ist verbunden mit verstärkten Westwindlagen und milden Wintern, ein negativer mit Ostwindlagen und kalten Wintern.

Neobiota/Bioinvasion: Unter Neobiota versteht man Organismen, die direkt oder indirekt durch den Menschen in ein für die Art nicht heimisches Gebiet gelangt ist. Die Art muss sich darüber hinaus in dem jeweiligen Gebiet etablieren d. h. über einen längeren Zeitraum (min. 25 Jahre) dort wild leben oder sich über mindestens drei Generationen fortpflanzen. Der gesamte Prozess der erfolgreichen Etablierung von Neobiota wird auch Bioinvasion genannt.

Neophyten: Neueinwanderer-Pflanzenarten, die seit dem Jahr 1500 (zum Teil wird das Jahr 1492 – Entdeckung Amerikas – zur Abgrenzung genutzt) in eine geografisch definierte Region eingewandert sind.

Neozoen: Nichteinheimische Tierarten in einer geografischen Region

Phylogenie: Stammesgeschichtliche Entwicklung der Lebewesen

Phytoplasmose: Phytoplasmen, d. h. zellwandfreie Bakterien sind die Verursacher einer Vielzahl von Pflanzenkrankheiten, den sogenannten Phytoplasmosen. Phytoplasmosen verursachen einen erheblichen wirtschaftlichen Schaden, da sie auch viele Kulturpflanzen schädigen. Häufige Symptome von Phytoplasmosen sind Blattvergilbungen, Zwergwuchs und Besenwuchs.

Plankton: Zum Plankton zählen alle Organismen, die in der Wassersäule (Pelagial) leben und passiv durch Strömungen verfrachtet werden bzw. im Wasserkörper schweben. Man unterscheidet zwischen Phytoplankton (einzellige Pflanzen) und Zooplankton (Tiere).

Radiation: Radiation bedeutet in der Evolutionsbiologie die Auffächerung einer wenig spezialisierten Art durch Herausbildung spezifischer Anpassungen an die vorhandenen Umweltverhältnisse in viele stärker spezialisierte Arten. Damit verbunden ist die Ausnutzung unterschiedlicher, vorher nicht besetzter ökologischer Nischen.

Treibhauseffekt: Der Treibhauseffekt ist die Wirkung von Treibhausgasen in der Atmosphäre auf die Temperatur am Boden. Dadurch stellt sich auf der Erdoberfläche eine höhere Temperatur ein, als sich ohne Treibhauseffekt einstellen würde. Der Effekt entsteht dadurch, dass die Atmosphäre weitgehend transparent für von der Sonne ankommende kurzwellige Strahlung ist, jedoch wenig transparent für langwellige Infrarotstrahlung ist, die von der warmen Erdoberfläche und von der erwärmten Luft emittiert wird. Das wichtigste Treibhausgas der Erde ist Wasserdampf.

Wasserkreislauf: Zirkulation des Wassers in fester, flüssiger und gasförmiger Form in der Erdatmosphäre, auf der Erdoberfläche und im oberen Teil der Erdkruste; wird durch Sonnenenergie und Schwerkraft in Bewegung gehalten.

Win-win Situation: Eine Situation bzw. das Ergebnis einer Entscheidung oder Verhandlung, in der sich die Beteiligten (zwei oder mehr Parteien) als „Gewinner der Situation“ bzw. im Vorteil sehen. D. h. durch das Ergebnis erzielen die beteiligten Parteien mehr Nutzen als wenn sie keine Entscheidung getroffen hätten.

Register

Aedes *albopictus* 331
Aedes aegypti 331 f.
Aedes japonicus 331 f.
Aerosol 318, 323, 327, 366
Agrarpolitik 48, 223 f., 246, 249 f., 378, 380, 382, 418
Agrarökosystem 152, 222 ff., 349
Agrarsektor 231,233, 245
Agrobiodiversität 222 ff., 244, 248 f., 377 ff., 415, 418, 421
Algenblüte 75, 96, 323 f., 334
Allergie 308, 319
Alpen-Mosaikjungfer *Aeshna caerulea* 270
Alpenstrandläufer 115
Alpensalamander *Salamandra atra* 273, 274
Alpensegler *Apus melba* 263
Ambrosia 73, 320 ff.
Amerikanischer Ochsenfrosch Lithobates catesbeianus 273, 276
Amsel Turdus merula 266
Anisakis 325
Anisakis simplex 325
Anisakiasis 325
Anpassung 12, 78, 100 ff.,122, 142, 147 ff., 167 ff., 180 ff., 207, 223 ff., 262 ff., 303 ff., 416 ff.
Anpassungskapazität 184, 231, 245, 249, 313, 350, 400 f.
Anpassungsstrategie
-, deutsche 122, 374, 397
Aquakultur 99, 118, 122, 325
Artbildung 44, 51,
Aussterben 13, 40 ff., 95, 100 ff., 153, 204, 230, 242, 263, 272 ff., 308
Auster
-, pazifische 118 f.
Archaeophyten 46
Apophyten 46
Anthroposphäre 14
Arten
-, einwandernde 93, 118, 177, 281, 417
-, fremde 118 ff., 269 ff., 308, 376, 386
-, heimische 108–110, 116 ff., 167, 171 ff.,201 ff., 224, 237 f., 251, 272 ff., 297 ff., 327 ff., 375 f., 386 ff.
-, invasive 13, 98 f., 113, 122, 182, 271 ff., 309, 331, 384 ff., 403, 406
-, ruderale 49 f., 389
-schutz 165, 246 ff.,272, 403
-vielfalt 12 ff., 42 ff., 67 ff., 108 f., 144 ff., 184, 190 ff., 209, 222 ff., 233 ff., 262, 278 ff., 309, 324, 347 ff., 372 f., 392, 403
-wahl 375 f., 392, 418
Artverbreitungsmodell 267, 281, 283
Äskulapnatter *Zamenis longissimus* 274
Aspisviper *Vipera aspis 274*
Asthma 319, 321 ff.
Atmosphäre 14
Auwaldzecke 327

Bach 93 f., 99 ff.
Batai-Virus 333
Bekassine *Gallinago gallinago 265*
Benthos 109 ff.
Bergmolch *Ichthyosaura alpestris* 274
Bestäuber 171, 239 ff., 348
Bestäubung 13 f., 228,239 ff., 378 ff.
Bewässerung 58, 68, 71, 76 f., 299, 362, 383
Bewertung 50, 59, 139, 152, 154, 184, 190, 198, 240, 243 ff., 268 ff., 347,359 ff., 373 f., 385, 388, 392 ff.
Bienenfresser *Merops apiaster* 263, 287, 289
Biodiversität 12 ff., 52, 57 f., 92 ff., 101 f., 108 ff., 134, 208 ff., 222 ff.,243 ff., 290, 309 ff., 343, 352 ff.,373 ff.,
-spolitik 372 f.,, 395, 416
-swandel 38 f., 47
Biodiversitätsstrategie
-, Nationale 13, 393, 419
Bioenergie 232, 380
Biogeographie 43, 279
Bioindikatorsystem 238
Biologischer Regime Shift 107, 110
Biosphäre 14
Biostratigraphie 42,
Blaualge 323 f.
Blauflügelige Sandschrecke *Sphingonotus caerulans* 281, 282
Bruchwasserläufer *Tringa glareola* 265
Blauzungenkrankheit 329
Blue Tongue Virus (BTV) 329
Boden 18 f., 70 ff.,128 ff., 222 ff., 413, 417 f.
-feuchte 65 ff.
-schutz 348, 417
Borreliose 326
Bruterfolg 115
Bulgarian Emerald *Somatochlora borisii* 268
Bundesamt für Naturschutz 13
Buschmücke
-, asiatische 331

CBD (Convention on Biological Diversity) 251, 419
Cestoden 325
Chikungunya-Fieber 331 f.
Chinesischen Gottesanbeterin *Tenodera sinensis* 278
Chironex fleckeri 324
CO_2 16, 413 ff.
-Düngeeffekt 226 ff.
-Emissionen 413
-Speicherung 73 ff.
Common Wadden Sea Secretariat 122

Community Temperature Index (CTI) 267, 284
Coxiella burnetti 327
CII (Climate Impact Indicator) 267
Culex pipiens 332 f.
Culicidae 331
Culicoides imicola 329
Culicoides obsoletus 329
Cyanea capillata 324
Cyanophyceen 323

D*achbegrünung 301 ff.*
Dengue-Fieber 332
Dengue-Virus 332
Dermacentor marginatus 327
Dermacentor reticulatus 327
Deutsche AWZ (Ausschließliche Wirtschaftszone) 112
Dinoflagellaten 120
Diphyllobothrium latum 325
Diphyllobothriasis 325
Dirofilaria immitis 332
Dirofilaria repens 333
Diskurs
-feldanalyse 373, 375, 378
-, forstlicher 374
-, gesellschaftlicher 372, 395, 402 ff.
-, wissenschaftlicher..372, 388
Dispersion 94 f.
Diversifikationsrate 43
Diversifizierung 231, 248, 251 f.
Diversität
-, genetische 94 ff.
Doggerbank 110 f.
Drift
-, genetische 95
Dürre 314

EHEC 328, 333 f.
Eichenprozessionsspinner 322
Eiderente *Somateria mollisima* 265
Eiszeit 18, 164
Ektoparasiten 325
Endoparasiten 325
Energien
-, erneuerbare 379 ff., 403
Energiebilanz
-, urbane 292
Energiepflanzen 379 f., 403
Entscheiden 372 ff., 387, 397, 402, 404
Entscheidungshilfe 375
Entscheidungsprozess 372 f., 400 ff.
Entwicklungspolitik 397
Erdgeschichte 39, 42
Erdkröte *Bufo bufo* 274
Ernährungspolitik 382
Eschericia coli 328
Etablierung 94 ff.
EU-Agrarförderung 237
EU Meeresstrategierichtlinie 122
EU Wasserrahmenrichtlinie 122, 246
Europäische Sumpfschildkröte *Emys orbicularis* 273, 274, 275, 285
Evolutionsgeschichte 43

Fadenmolch *Lissotriton helveticus* 274
Faktoren
-, biotische 324
-, abiotische 324
Fauna 41, 45
Faunenwandel 41
Feldgrashüpfer *Chorthippus apricarius* 282
Feldlerche *Alauda arvensis* 261
Feldsperling *Passer montanus* 261
Felsenschwalbe *Ptyonoprogne rupestris* 263
Feuchtgebiet, Feuchtbiotop 61 ff.
Feuerqualle 324
Feuersalamander *Salamandra salamandra* 274
Finanzierung 376 ff.
Fisch 94 ff., 324 ff.
-adler Pandion haliaetus 264, 265
-parasit 325
-produkt 325
Fischerei 108 ff.
Fitis *Phylloscopus trochilus* 264, 265
Fliege 328
Flora 387 f.
Flora-Fauna-Habitatgebiete 21 f., 415
Florenwandel 39
Fluss 61 ff., 93, 97, 100
Forschungsbedarf 100 ff., 121, 226, 249,334 ff., 406, 417
Forst 376, 377
Forst- und Waldwirtschaft 374 ff., 382, 404 f.
Fossilien 42 ff.
Fronten 326
FSME (Frühsommer-Meningoenzephalitis) 326

Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum* 269
GAP (Gemeinsame Agrarpolitik der EU) 223 f., 249, 251
Garnele 110
Geburtshelferkröte *Alytes obstetricans* 273, 274, 275
Geisterlibelle *Boyeria irene* 269 f.
Gekielter Flussfalke *Oxygastra curtisii* 268, 270, 288
Gelbbauchunke *Bombina variegata* 274
Gelbfiebermücke 331
Gelbspötter *Hippolais icterina* 264, 265
Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* 279, 281
Generalisten 49 f., 241
Genpool 95
Gerechtigkeit 374, 393, 394 ff., 400, 405

geschützt 261 f., 264, 266, 268, 272 ff.
Gestreifte Quelljungfer *Cordulegaster bidentata* 270
Gewässerwirtschaft 382 ff., 403
Gnitzen 329
Goldregenpfeifer *Pluvialis apricaria 265*
Gottesanbeterin Mantis religiosa 278, 279, 281, 285
Grasfrosch Rana temporaria 274
Große Königslibelle *Anax imperator* 269
Große Moorjungfer *Leucorrhinia pectoralis* 268
Grundwasser 57 f.
-absenkung 65 ff.
-anreicherung 75 ff.
-beschaffenheit 66
-fauna 57, 70
-neubildung 58, 61 ff., 71 ff., 79
-spiegel 58 ff.
-stand 65 ff., 75 ff.
-qualität 58 ff., 68 ff.
Grüne Flussjungfer *Ophiogomphus cecilia* 268
Grüne Lauchschrecke *Mecostethus parapleurus* 280, 282
Grüne Strandschrecke *Aiolopus thalassinus* 280, 282
Grünfink *Carduelis chloris* 266
Grünland 71 ff., 222, 233 ff.

Handlungsempfehlungen 78, 101, 121, 152, 205, 247 ff., 334,
Hantaviren 308
Haselhuhn *Bonasa bonasia* 263
Hasenpest 327
Haussperling *Passer domesticus* 261
Heidelerche *Lullula arborea* 261
Helazurjungfer *Coenagrion mercuriale* 268, 286
Herkunft 237 f.
Hitzewelle 310 ff.
Holzbock 326
Honigbiene 240, 244
Hunde-Herzwurm 332
Hundezecke
-, braune 327
Hyalomma marginatum 327
Hybridisierung 95, 389

Indikatoren 49, 110, 250, 261 f., 267 ff., 284, 389
Infrastruktur 51, 413
-, grüne 52, 418
Insekten 180 ff., 241 ff.,
-, aquatische 94, 96, 100
In-situ-Erhalt 251
Insurance-Hypothese 235 f., 248
Interessensgruppe 385, 393 ff.., 399
Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) 13, 52, 373, 402, 405
Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 23, 34, 52, 203, 413
Isopren 304 f.
Italienische Schönschrecke *Calliptamus italicus* 282
Ixodes ricinu 326 f.

Kabeljau 112 f.
Kampfläufer *Philomachus pugnax* 265
Karmingimpel *Carpodacus erythrinus* 265
Kegelrobbe 117
Kleine Goldschrecke *Euthystira brachyptera* 282
Kleine Königslibelle Anax parthenope 269
Kleine Moosjungfer *Leucorrhinia dubia* 270
Kleine Pechlibelle *Ischnura pumilio* 270, 287
Kleiner Wasserfrosch *Pelophylax lessonae* 275
Kleines Granatauge *Erythromma viridulum* 269
Kleines Sumpfhuhn *Porzana parva* 265
Klima 14 ff., 24, 402 ff.
-modell 15, 26 ff., 120, 135
-projektionen 15, 26, 30 ff., 62, 261 ff., 275, 277, 281, 283
-schutz 231 ff., 344 f., 394, 415 ff.
-zone 17
Klimarahmenkonvention (UNFCCC) 394, 398 f., 419
Klimaschutzprogramm
-, Nationales 361, 418 f.
Klimawandel 12 ff., 34, 38 ff., 64 f., 76 ff., 94 ff., 102, 166 f., 177 ff., 207 ff., 415 ff.
-, globaler 344,
-, Gegenmaßnahmen 293, 302
Koevolution 243
Kohlendioxid 16, 133
Kohlenstoffkreislauf 16
Kohlenwasserstoff
-, biogen 294, 295, 304
Konnektivität 50, 244
Konflikt 373, 377, 382, 385, 393 ff.
Konsumverhalten 242, 251 f., 418
Kranich *Grus grus* 264, 265
Krankheitserreger 325 ff.
Kreuzkröte *Epidalea calamita* 274
Kreuzotter *Vipera berus* 275, 276, 288
Kryosphäre 14
Küstenkrabbe
-, asiatische 119
Küstenseeschwalbe *Sterna paradisaea* 265

Landmanagement 237, 248
Landnutzung 47 ff., 58, 62, 72, 79
-sänderung 79, 96, 135, 230, 244, 246
Landwirtschaft 222, 377 ff., 383, 385, 398, 400, 403 f., 405, 407
-, Biologische 233

-, Konventionelle 223, 233
Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus discolor* 280, 287
Laubfrosch *Hyla arborea* 273, 275, 285
Lauchschrecke *Mecostethus parapleurus* 280, 282
Lebensraum 128, 222
Lebensstandard 242
Lepidoptera 185, 322
Leishmaniose 330
Leistungen
-, regulierende 244
-, kulturelle 245
Leuchtqualle 324
Lithosphäre 14
Luftbeimengung 316

Makroinvertebraten 94, 95, 99, 101
Makrophyten 92, 95, 99
Mandarinente *Aix galericulata* 265
Marikultur 325
Mauereidechse *Podarcis muralis* 273, 274, 275, 276, 288
Mediterrane Feuerlibelle *Crocothemis erythraea* 268, 269, 287
Meeresfrüchte 323
-säuger 116 f.
-spiegelanstieg 71, 113
Microcystin 323
Mitigation 416
Mittelmeermöwe *Larus michahellis* 263
Mittelsäger *Mergus serrator* 265
Mobilität 244
Monitoring 241, 250
montan 94, 96, 99 ff., 104, 105
Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla 263*
Moor 188, 362, 418
Moorente Aythya nyroca 265
Moorfrosch Rana arvalis 274, 275
Mücke 328
Multifunktionalität 247
Muschel 111, 323
-, vergiftung 323

Nachhaltigkeit 243 ff., 419
Nachtigall *Luscinia megarhynchos* 264
Nadelholz-Säbelschrecke *Barbitistes constrictus* 282
Nahrung
-skette 228, 262, 324
-smittel 134, 324, 333
-snetze 109, 121, 131, 239
Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer 123 f.
Naturschutz 52, 101, 208 ff., 343 f.,354 ff., 362 ff., 416 ff.
Naturschutzpolitik 402, 417
Nematoden 130 ff., 325
Neobiota 93 f., 98 f., 118, 359
Neophyt 13, 46, 320 ff.
Neozoen 47
Nichtwissen 373 f., 386, 405, 407
Niederschlag 14, 24, 58 ff., 69, 120 f., 314
-, sveränderungen 226
Niedrigwasserabfluss 58
Nischen
-, klimatische 244
Nördlicher Kammmolch *Triturus cristatus* 274, 289
Nordsee 18, 106 ff., 324, 414
Nutzen-Kosten-Analyse 244 ff.

Ohrentaucher *Podiceps auritus* 265
Ökosystem 45, 59 ff., 75 ff., 343, 417
-, grundwasserabhängige 57 ff., 68, 75 ff.
-forschung 47, 116,
-dienstleistungen 13 f., 52, 102, 223 ff., 385, 393, 396 ff.
-prozesse 232, 250
Orpheusspötter *Hippolais polyglotta* 263, 264
Östliche Smaragdeidechse *Lacerta viridis* 274
Ostsee 18, 119 ff., 324, 414
Oszillation
-, nordatlantische 106, 110, 120, 414
Ozon 316 ff.
-, troposphärisch 294
Ozonbildungspotenzial 305

Paläobotanik 43
Paläontologie 42 f.
Paläovegetation 39,
Paläozoologie 43
Pathogene 76, 325 f.
Pedosphäre 14
Pelagia noctiluca 324
Pfeifente *Anas penelope* 265
Pflanzen
-schutzmittel 223 ff., 238
-züchtung 231
Phlebotomus 329
Phlebotomus mascittii 329
Phlebotomus perniciosus 329
Phleboviren 330
Phylogenie 44 f.
Pilzerkrankung 229, 238
Plankton 108 f.,
-blüte 323
Pokaljungfer *Cercion/Erythromma lindenii* 268
Politik 373 ff., 396 f.
-, internationale 374, 401
-integration 249
-strategien 399
Pollen 319 ff.
Population 236 ff., 251, 272 f.

Q-Fieber 327
Qualle 324
QSR (Quality Status Report) 114, 122

Radiation 13, 41, 44
Räuber-Beute-Beziehung 324

Raubseeschwalbe *Sterna caspia* 265
Reservoirwirt 308, 330
Rhipicephalus sanguineus 327 f.
Rickettsiosen 327
Ringdrossel *Turdus torquatus 263*
Rippenqualle 109 f.
Risiko 190, 203 ff., 374 ff., 382, 396
Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* 281
Rotbauchunke *Bombina bombina 274, 275*
Rotdrossel Turdus iliacus 265
Rote Federlibelle Platycnemis acutipennis 270
Rote Liste 260, 263, 265, 267 ff., 272, 278, 283, 286 ff.
Rotflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda germanica* 279, 282, 286
Rotflügelige Schnarrschrecke *Psophus stridulus* 282
Rotschenkel 115
Ruhrgebiet 294 f.

Säbelschnäbler 115
Salinität 324
Salzwasserintrusion 64, 68, 71, 74
Sandmücke 329 f.
Sandregenpfeifer *Charadrius hiaticula* 265
Schafzecke 327
Schädling 182, 223, 228, 232
-, synanthrop 328
Schellente *Bucephala clangula* 265
Schlagschwirl *Locustella fluviatilis* 265
Schleppnetzfischerei 325
Schlingnatter *Coronella austriaca* 275, 276
Schreiadler *Aquila pomarina* 265
Schutzgebiet 222, 249, 252, 262, 269, 271 f., 276, 278, 288 f., 361 ff.
schutzwürdig 260, 266, 274, 280, 283, 284, 415
Schwarzhalstaucher *Podiceps nigricollis* 265
Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus* 263
Schweinswal 117
Schwimmkrabbe 110
Science-Policy-Interface 373, 406 f.
See 92 ff., 102
-hund 116 f.
Seeadler *Haliaeetus albicilla 264, 265*
Sindbis-Virus 333
Sozialwissenschaft 400, 402, 406
Sperbergrasmücke *Sylvia nisoria* 265
Spezialist 100, 241
Spießente *Anas acuta* 265
Springfrosch *Rana dalmatina* 274, 275
Sprosser *Luscinia luscinia* 264, 265
Stadtklima 35, 291, 302
Stakeholder 375, 404, 406
-Dialog 373, 376 f.
Stechmücke 308, 331 ff.
Steinwälzer *Arenaria interpres* 265
Steppen-Sattelschrecke *Ephippiger ephippiger* 278, 280, 282
Stressoren
-, multiple 91, 96, 99
Strukturelement 222 ff.
Sturm 316
Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus* 269
Südliche Eichenschrecke *Meconema meridionale* 280, 281, 288
Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* 269
Südliche Moasikjungfer *Aeshna affinis* 269, 288

TEEB 52, 245, 361, 396
Teichfrosch *Pelophylax kl. esculentus* 274
Teichmolch *Lissotriton vulgaris* 274
Temperatur 15 ff., 23 ff., 310 ff.
-erhöhung 92, 225, 236
Tide
-, rote 323
Tigermücke
-, asiatische 331 f.
Toskana-Virus 330 f.
Toxine 323
transdisziplinär 374, 402, 405 ff.
Trapezkrabbe 118 f.
Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca* 262, 264, 265, 267
Trauerseeschwalbe *Chlidonias niger* 265
Treibhauseffekt 16
Treibhausgas 413
Trilaterales Monitoring and Assessment Program (TMAP) 115
Tularämie 327

Übersichtskarte
-, geologische 20
Uferfiltration 76
Umweltpolitik 400
Unkraut 228,238
Unsicherheit 363, 373 ff., 382 f., 387, 404
Unternehmen 372, 405
Usutu-Virus 266, 333

Variabilität
-, genetische 244
Vegetatio
-sntwicklung 236
-speriode 225 ff.
Vektoren 118 f., 308, 326 ff.
Verbreitungsmuster 43 ff.
Verwundbarkeitsindex 240
Vielfalt
-, innerartliche 236

Violetter Sonnenzeiger *Trithemis annulata* 270
Vogelart 115, 194, 261 ff.
Vorsorge 335, 383, 385, 399, 406
Vulnerabilität 230 ff., 249

Waldeidechse *Zootoca vivipara* 276
Waldlaubsänger *Phylloscopus sibilatrix* 264
Waldumbau 138 f., 169, 374 ff.
Waldwasserläufer *Tringa ochropus* 265
Wärmeflussdichte
-, latente 292
Wärmeinsel
-, städtische 290 292 f., 389 ff.
-, oberirdisch 293
-, unteridisch 293
Wassermasse
-, atlantische 106, 111
Wasser
-kreislauf 58 f., 76
-politik 384
-qualität 58 f., 68 ff., 238 f., 334
-temperatur 106, 108, 110, 112, 113, 120
-versickerung 291
-wirtschaft 382 ff., 403
Wechselkröte *Pseudepidalea viridis* 274
Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* 279, 282
Weißbartseschwalbe *Chlidonias hybridus* 265
Weiße Federlibelle *Platycnemis latipes* 270
Wendehals *Jynx torquilla* 267, 285
Wert 374, 384, 391 f., 394 ff., 400, 405 ff.
Wertschätzung
-, monetäre 245 f.
West-Nil-Virus 332 f.
Westliche Beißschrecke *Platycleis albopunctata* 279, 286
Westliche Smaragdeidechse *Lacerta bilineata* 274, 275
Weltnaturerbe Wattenmeer 113 f.
Wiedehopf *Upua epops* 263, 264
Wiesenotter *Vipera ursinii* 273, 285
Wirtschaft
-sbäume 375
-swälder 375 ff.
Wissen 100 ff., 244, 372 f., 382 f., 386, 395, 399, 402, 405 ff.
-, lokales 402
-stransfer 373, 387, 406
Wittling 112
Würfelnatter *Natrix tessellata* 274
Würfelqualle 324

Zecke 326 ff.
Zippammer *Emberiza cia* 263
Zoonose 325
Zukunftsprojektionen 121,195, 267
Zweipunkt-Dornschrecke *Tetrix bipunctata* 280, 282, 283
Zwergmöwe *Larus minutus 265*
Zwergohreule Otus scops 263, 287
Zwergschnäpper Ficedula parva 265
Zwitscherschrecke *Tettigonia cantans* 282, 283

Abkürzungsverzeichnis

BBV Bayerischer Bauernverband
BfN Bundesamt für Naturschutz
BiK-F Biodiversität und Klima Forschungszentrum
BMBF Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMELV Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BÖLW Bund ökologische Lebensmittelwirtschaft
BUND Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V.
CBA Community Based Adaptation
CBD Convention on Biological Biodiversity
COP Conference of the Parties
CSC Climate Service Center Germany
DAS Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel
DBV Deutscher Bauernverband
DLG Deutsche Landwirtschaftliche Gesellschaft
DNR Deutscher Naturschutzring
ESS Ökosystemdienstleistungen
EU Europäische Union
FAO-ITPGRFA Food and Agriculture Organisation – International Treaty on Genetic Resources for Food and Agriculture
FFH Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU
GEC Globaler Umweltwandel
GFZ Deutsches GeoForschungsZentrum
HBV Hessischer Bauernverband
IASS Institute for Advanced Sustainability Studies e. V.
ICES International Council for the Exploration of the Sea, Kopenhagen
IEEP Institute for European Environmental Policy
iLUC Impacts of indirect land use change
IMO Internationale Seeschifffahrts-Organisation
IÖW Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung
IPBES Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change
ISOE Institut für sozial-ökologische Forschung
MA Millennium Ecosystem Assessment
MDG Millennium Development Goals
NABU Naturschutzbund Deutschland e.V. () etc.)
NBS Nationale Biodiversitätsstrategie
NGO Non-Governmental Organization
PES Payment for Ecosystem Services
PIK Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung
REDD Reducing Emissions from Deforestation in Developing Countries
SBSTTA Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice
SGN Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung
SLOSS Single Large or Several Small
SSC Species Survival Commission
SRU Sachverständigenrat für Umweltfragen
TVB Thüringer Bauernverband e.V.
TEEB The Economics of Ecosystems and Biodiversity
THG Treibhausgas
UFZ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
VZBV Verbraucherzentrale Bundesverband
WBGU Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen
WFD Water Framework Directive
WWF World Wildlife Fund
UFZ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
UN United Nations
UNFCCC United Nations Framework Convention on Climate Change
UNCBD United Nations Convention on Biological Diversity
UNCMS United Nations Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals
UNCCD United Nations Convention to Combat Desertification
UNEP United Nations Environment Programme
USA United States of America
vTI Johann Heinrich von Thünen-Institut
WB Weltbank
WTO Welthandelsorganisation

Autoren

J. Amendt BiK-F, Frankfurt am Main

G. Brasseur CSC, Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Hamburg

C. Baessler UFZ, Department Biozönoseforschung, Halle (Saale)

P. Becker Deutscher Wetterdienst, Offenbach

C. Beierkuhnlein Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Biogeographie

O. Bens GFZ, Helmholtz-Zentrum Potsdam

M. Blaschke Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising

Th. Blick SGN, Entomologie III, Frankfurt am Main

M. Boersma Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Biologische Anstalt Helgoland

K. Böhning-Gaese BiK-F, Frankfurt am Main

A. Bolte Institut für Waldökologie und Waldinventuren (vTI), Eberswalde

W. Brüggemann Goethe-Universität Frankfurt am Main, Institut für Ökologie, Evolution und Diversität

J. Buse Johannes Gutenberg-Univeristät Mainz, Institut für Zoologie, Abt. Ökologie

R. Czeck Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Wilhelmshaven

T. Deutschländer Deutscher Wetterdienst, Offenbach

J. W. Dippner Leibniz-Institut für Ostseeforschung, Warnemünde

W. H. O. Dorow SGN, Entomologie III, Frankfurt am Main

U. Doyle SRU, Geschäftsstelle Berlin

S. Ehrich Institut für Seefischerei (vTI), Hamburg

G. Ellwanger BfN, Bonn

U. Eser Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen

M. K. Exo Institut für Vogelforschung, Wilhelmshaven

K. Filz Universität Trier, Lehrstuhl für Biogeographie

M. A. Fritze Callistus – Gemeinschaft für Zoologische und Ökologische Untersuchungen, Eckersdorf

Ch. Görg UFZ, Department Umweltpolitik, Leipzig

Th. Gregor BiK-F, SGN, Frankfurt am Main

E.-M. Griebeler Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Institut für Zoologie, Abt. Ökologie

P. Haase BiK-F, SGN, Abt. für Limnologie und Naturschutzforschung, Frankfurt am Main

B. Harthard Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt, Abt. Wald und Gesellschaft, Freiburg

D. Hering Universität Duisburg-Essen, Abt. für Hydrobiologie

Th. Hickler BiK-F, SGN, Goethe-Universität Frankfurt am Main, Institut für Physische Geographie

Th. Himmelsbach Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

A. Hoffmann Umweltbundesamt, Berlin

G. Houben Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

O. Hüppop Institut für Vogelforschung, Wilhelmshaven

R. F. Hüttl GFZ, Helmholtz-Zentrum Potsdam

P. L. Ibisch Centre for Economics and Ecosystem Management; Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Fachbereich Wald und Umwelt

F. Imbery Deutscher Wetterdienst, Offenbach

D. Jacob CSC, Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Hamburg

A. Jaeschke Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Biogeographie

Th. Jahn ISOE, Frankfurt am Main

K. Jensen Universität Hamburg, Biozentrum Klein Flottbek

U. Kaminski Deutscher Wetterdienst, Offenbach

M. Kattwinkel UFZ, Fachabt. Ökotoxikologie, Leipzig

A. Klipstein BiK-F, ISOE, Frankfurt am Main

S. Klimpel BiK-F, Frankfurt am Main

St. Klotz UFZ, Department Biozönoseforschung, Halle (Saale)

A. Klussmann-Kolb BiK-F, Goethe Universität Frankfurt am Main, Institut für Ökologie, Evolution und Diversität

Ch. Kölling Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising

I. Kröncke Senckenberg am Meer, Abt. Meeresforschung, Wilhelmshaven

U. Kuch BiK-F, Frankfurt am Main

I. Kühn UFZ, Halle (Saale)

W. Kuttler Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Angewandte Klimatologie

M. Liess UFZ, Fachabt. Ökotoxikologie, Leipzig

K. Lorenz IASS, Potsdam

St. Lötters Universität Trier, Lehrstuhl für Biogeographie

A. Lüttger PIK, Potsdam

A. Lux ISOE, Frankfurt am Main

A. Malzahn Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Biologische Anstalt Helgoland

H. Marencic Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven

A. Markert Senckenberg am Meer, Abt. Meeresforschung, Wilhelmshaven

D. Mebs Goethe-Universität Frankfurt am Main, Institut für Rechtsmedizin

G. Millat Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Wilhelmshaven

V. Mosbrugger BiK-F, SGN, Frankfurt am Main

R. Müller Goethe-Universität Frankfurt am Main, Abt. für Aquatische Ökotoxikologie

G. Müller-Westermeier Deutscher Wetterdienst, Offenbach

A. N. Muellner-Riehl BiK-F, Abt. für Systematik, Evolution und Klimawandel; SGN; Universität Leipzig, Institut für Biologie, AG Molekulare Evolution und Systematik der Pflanzen

M. Musche UFZ, Halle (Saale)

J. Namyslo Deutscher Wetterdienst, Offenbach

H. Neumann Senckenberg am Meer, Abt. Meeresforschung, Wilhelmshaven

H. Nitsch Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI) Braunschweig

C. Nowak BiK-F; SGN, Abt. für Limnologie und Naturschutzforschung, Frankfurt am Main

J. Ott BUND, Landesverband Rheinland-Pfalz

St. Pauls BiK-F, Frankfurt am Main

R. Petercord Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising

S. Pompe Technische Universität München, Lehrstuhl für Terrestrische Ökologie; UFZ, Department Biozönoseforschung, Halle (Saale)

S. Rajmis IÖW, Berlin

H. Reiss Senckenberg am Meer, Abteilung Meeresforschung, Wilhelmshaven

D. Rödder Zoologisches Forschungsmuseum Alexander Koenig, Herpetologie, Bonn

M. Roos Deutscher Wetterdienst, Offenbach

E. Rottgardt Leuphana Universität Lüneburg

K. Runge Leuphana Universität Lüneburg

D. J. Russell Senckenberg Museum für Naturkunde, Görlitz

M. Schaller CSC, Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Hamburg

Th. Schmidt Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI), Braunschweig

B. Schneider Universität Potsdam, Institut für Erd- und Umweltwissenschaften, Potsdam-Golm

B. U. Schneider GFZ, Helmholtz-Zentrum Potsdam

W. Schoenberg Universität Hamburg, Biozentrum Klein Flottbek

E. Schramm ISOE, BiK-F, Frankfurt am Main

St. Schrader Institut für Biodiversität (vTI), Braunschweig

E. Schröder BfN, Bonn

U. Schulte Universität Trier, Fachbereich Biogegraphie

O. Schweiger UFZ, Halle (Saale)

W. Seidling Institut für Waldökologie und Waldinventuren (vTI), Eberswalde

A. Sell Institut für Seefischerei (vTI), Hamburg

J. Settele UFZ, Department Biozönoseforschung, Halle (Saale)

M. Sobottka Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Wilhelmshaven

A. Steinel Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

Ch. Sticht Institut für Biodiversität (vTI), Braunschweig

D. Straile Universität Konstanz, Limnologisches Institut

W. Strasdas Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Fachgebiet Nachhaltiger Tourismus

B. Stribrny BiK-F, Frankfurt am Main

St. Stoll BiK-F; SGN, Abt. für Limnologie und Naturschutzforschung

O. Tackenberg BiK-F; Goethe-Universität, Institut für Ökologie, Evolution und Diversität, Frankfurt am Main

S. Trautmann BiK-F; Dachverband Deutscher Avifaunisten e. V., Münster

U. Veith Universität Trier, Lehrstuhl für Biogeographie

K. Vohland Museum für Naturkunde, Leibniz-Institut für Biodiversität und Evolutionsforschung, Berlin

N. Wagner Universität Trier, Lehrstuhl für Biogeographie

Th. Waldenspuhl Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt, Abt. Wald und Gesellschaft, Freiburg

H. Walentowski Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising

A. Wehrmann Senckenberg am Meer, Abteilung Meeresforschung, Wilhelmshaven

H.-J. Weigel Institut für Biodiversität (vTI), Braunschweig

N. Wellbrock Institut für Waldökologie und Waldinventuren (vTI), Eberswalde

P. Werner PIK, Potsdam, Forschungsbereich II, Klimawirkung und Vulnerabilität

K. H. Wiltshire Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Biologische Anstalt Helgoland

K. Wirtz Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Hamburg

R. Wittig Goethe-Universität Frankfurt am Main, Institut für Ökologie, Evolution und Diversität, Abt. Ökologie und Gebotanik

R. Zeppenfeld Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Fachgebiet Nachhaltiger Tourismus

H. Zimmermann-Timm Goethe-Universität Frankfurt am Main, GRADE

Danksagung

Die Herausgeber bedanken sich bei allen Autorinnen und Autoren und bei der Wissenschaftlichen Buchgesellschaft für die sehr gute Zusammenarbeit. Die hessische „Landesoffensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz (LOEWE) hat das Erscheinen dieses Buches dankenswerterweise unterstützt.