

4 Bleibt der günstige Erhaltungszustand der FFH-Wald-Lebensraumtypen auch im Klimawandel ein sinnvolles Ziel?

L. Demant, J. Hagge, A. Mölder, M. Schmidt, C. Steinacker und P. Meyer

4.1 Einleitung

Die FFH-Richtlinie hat zum Ziel, die Artenvielfalt durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen zu sichern. Die EU-Mitgliedsstaaten haben sich dazu verpflichtet, dieses Ziel durch Schutzgebietsausweisungen und weitere Artenschutzmaßnahmen auch außerhalb von Schutzgebieten zu erreichen (Evans 2012). Das übergeordnete Leitbild für die Lebensräume und die Populationen der in der Richtlinie aufgeführten Arten ist ein günstiger Erhaltungszustand.

In FFH-Gebieten ist eine forst- und landwirtschaftliche Nutzung keineswegs ausgeschlossen. Diese darf jedoch nicht zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustands der vorkommenden Arten und Lebensraumtypen (LRT) führen (EU-Kommission 2015, Fischer-Hüftle 2020).

Angesichts des Klimawandels sieht sich der Naturschutz regelmäßig mit der Kritik konfrontiert, an nicht ausreichend begründeten und zu statischen Zielvorstellungen festzuhalten (Marko et al. 2018, Eser 2021). Auch im Zusammenhang mit der FFH-Richtlinie stellt sich daher immer drängender die Frage, ob deren Ziele und Leitbilder sowie das Schutzgebietssystem stärker flexibilisiert werden sollten (Vohland 2007, Hendler et al. 2010, Cliquet 2014, DVFFA 2019). Vor diesem Hintergrund gehen wir am Beispiel der Wald-Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie den folgenden Fragestellungen nach:

- Wie gut ist das Ziel eines günstigen Erhaltungszustands der FFH-Wald-Lebensraumtypen begründet?
- Stellt der bisherige Stand des Wissens über den Klimawandel und seine Auswirkungen auf Wald-Lebensraumtypen dieses Ziel in Frage?

Wir diskutieren dabei die Gültigkeit der bisherigen Schutzbegründung der FFH-Wald-Lebensraumtypen angesichts des Klimawandels, schätzen den Entwicklungstrend ihres Erhaltungszustands anhand einer Literaturlauswertung ab und erörtern Möglichkeiten des zukünftigen Naturschutzmanagements.

4.2 FFH-Wald-Lebensraumtypen in Deutschland und ihr Erhaltungszustand

4.2.1 Gruppierung der Wald-Lebensraumtypen

Mehrheitlich wird heute davon ausgegangen, dass Mitteleuropa von Natur aus dicht bewaldet wäre und dass Buchen- und Buchenmischwälder den größten Flächenanteil innerhalb der natürlichen Vegetation einnehmen würden (Ellenberg und Leuschner 2010). Vom Menschen unbeeinflusste Wälder existieren in Deutschland nicht mehr (Sabatini et al 2018, 2020). Die Naturnähe der Waldbestockung ist jedoch heterogen und auf größerer Fläche kommen natürliche Wald-LRT in einem günstigen Erhaltungszustand vor (BMU & BfN 2020). Im Zuge einer jahrtausendelangen Landnutzung haben sich zudem schutzwürdige Wald-LRT auch außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes entwickelt. Mittlerweile besteht Konsens darüber, dass diese nutzungsbedingt entstandenen LRT langfristig nur durch aktive Pflegemaßnahmen gesichert werden können (Ssymank et al. 2019).

Bei dieser differenzierten Ausgangslage ist es sinnvoll, zwischen natürlich-selbsterhaltenden und pflegeabhängigen Wald-LRT zu unterscheiden. Innerhalb der erstgenannten Gruppe kann zudem zwischen rezent-selbsterhaltenden LRT und solchen unterschieden werden, die, wie beispielsweise Moor- und Auenwälder, weitgehend erst nach einer Wiederherstellung der natürlichen abiotischen Rahmenbedingungen als selbsterhaltend eingestuft werden können.

Von den 18 in Deutschland vorkommenden Wald-LRT des Anhangs 1 der FFH-Richtlinie (Ssymank et al. 1998, BfN 2021) betrachten wir die 13 flächenmäßig bedeutsamsten (Tab. 4). Zu den rezent-selbsterhaltenden Wald-LRT zählen wir alle Buchenwälder, die bodensauren Fichtenwälder und die Schlucht- und Hangmischwälder (vgl. auch Ssymank et al. 2019, LfU/LWF 2020). Wald-LRT, die zumeist erst nach Wiederherstellung der abiotischen Rahmenbedingungen in einen selbsterhaltenden Zustand zurückgeführt werden können, sind Moorwälder, bachbegleitende Erlen-Eschen- bzw. Weichholzaunenwälder und Eichen-Ulmen-Eschen-Auenwälder.

Die Gruppe der überwiegend pflegeabhängigen Wald-LRT umfasst zum einen die Eichen-LRT und zum anderen den Flechten-Kiefernwald. Diese Waldtypen können unter bestimmten Standortbedingungen auch von Natur aus vorkommen. So sind Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder auf zeitweilig bzw. dauerhaft feuchten Böden mit hohem Grundwasserstand zu finden, die für die Buche nur schwer zu besiedeln sind. Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder sind auf wechsellückigen Böden wärmegetönter Lagen zu finden, in denen die Buche ebenfalls zurücktritt (Mölder et al. 2009, Ellenberg und Leuschner 2010). Bei den alten bodensauren Eichenwäldern handelt es sich teilweise um naturnahe Birken-Stieleichenwälder und Buchen-Eichen-Mischwälder auf Sandstandorten im nordwestdeutschen Flachland (Drachenfels 2016, Ssymank 2016). Flechten-Kiefernwälder besiedeln sehr kleinflächig von Natur aus die extremsten Standorte an der Trockenheits- und Nährstoffgrenze bodensaurer Wälder (Heiken 2008, Fischer et al. 2009). Diese Waldtypen haben ihre Fläche im Zuge der historischen Landnutzung in Form von Hute-, Nieder- und Mittelwäldern, und im Falle der Flechten-Kiefernwälder durch Streunutzung, erheblich ausgedehnt. Aufgrund der im 19. Jahrhundert einsetzenden Überführung in Hochwälder und einer Einstellung der Streunutzung spätestens in den ersten Jahrzehnten nach dem Zweiten Weltkrieg sind die genannten historischen Landnutzungsformen heute nur noch in Reliktbeständen zu finden (Bärnthol 2003, Fischer et al. 2014, 2015, Unrau et al. 2018). Viele dieser Waldbestände sind besonders reich an naturraumtypischen Arten und Strukturen und besitzen daher einen hohen naturschutzfachlichen Wert (Demant et al. 2020).

4.2.2 Schutzbegründung für Wald-Lebensraumtypen

Eine wesentliche Ursache für Konflikte zwischen Landnutzung und Naturschutz können unterschiedliche Wertvorstellungen der beteiligten Akteure sein (Grodzinska-Jurczak & Cent 2011, Meyer 2013a). Um diese tiefer liegende Ursache erkennen zu können, ist es sinnvoll, Wertvorstellungen und die daraus abgeleiteten Begründungen für Nutzung und Schutz transparent darzulegen.

Hinsichtlich des Wertes, der bestimmten Schutzgütern zugeschrieben wird, können Selbstwert (Wert aus sich selbst heraus), Eigenwert (kulturell-ästhetischer Wert für Menschen) und Nutzwert unterschieden werden (Eser & Potthast 1999). Eine vollständig widerspruchsfreie Begründung für Naturschutz lässt sich zwar aus keiner dieser Wertvorstellungen ableiten (Eser & Potthast *ibid.*), es ist aber unmittelbar einleuchtend, dass eine Beschränkung auf

den gegenwärtigen Nutzwert kaum dem Anspruch einer modernen Nachhaltigkeit im Sinne von Generationengerechtigkeit entspricht. Nach heutigem Verständnis besteht Nachhaltigkeit darin, die Befriedigung der Bedürfnisse kommender Generationen durch die gegenwärtige Nutzung von Naturgütern nicht einzuschränken (WCED 1987). Die gemeinten Bedürfnisse beziehen sich nicht allein auf materielle Güter, sondern umfassen das ganze Spektrum der Ökosystemleistungen, die letztendlich auf der Biodiversität beruhen (Constanza et al. 1997, Brockerhoff et al. 2017). Eine möglichst vollständige Erhaltung der Biodiversität lässt sich daher unmittelbar aus unserem Nachhaltigkeitsverständnis ableiten. Um eine nachhaltige Entwicklung zu gewährleisten und Zielkonflikte beim Schutz der Biodiversität zu verringern, kann es daher hilfreich sein, vielfältige Naturschutzverständnisse und Wertvorstellungen in der Gesellschaft zu berücksichtigen (Eser 2021). Im globalen Kontext ist der möglichst vollständige Schutz der biologischen Vielfalt am besten zu erreichen, wenn eine Schutzverantwortung für die jeweilige naturraumtypische, d. h. kulturhistorisch gewachsene und natürliche biologische Vielfalt übernommen wird (Lindenmayer et al. 2006, Lindenmayer & Hunter 2010), um sie als Naturerbe an kommende Generationen weiterzugeben. Eine reine quantitative Maximierung der Artenvielfalt kann dabei gegensätzlich zum Erhalt einer naturraumtypischen biologischen Vielfalt sein und zu einer Homogenisierung von Naturräumen sowie einem Biodiversitätsverlust führen (Meyer 2013b).

In diesem Sinne ist die Schutzverantwortung für die Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie gegenwärtig widerspruchsfrei und gut zu begründen. Es bleibt allerdings fraglich, inwieweit der Klimawandel zu so starken Veränderungen führt, dass eine Sicherung dieser Schutzgüter aussichtslos wird.

4.2.3 Erhaltungszustand der Wald-Lebensraumtypen

Nach der FFH-Richtlinie (Art. 17 Abs. 1) sind die EU-Mitgliedsstaaten dazu verpflichtet, alle sechs Jahre einen Bericht zum Erhaltungszustand der LRT und Arten der Anhänge vorzulegen (EC 1992). Dabei wird zwischen günstigen, ungünstig-unzureichenden und ungünstig-schlechten Erhaltungszuständen sowie zwischen sich verbessernden, stabilen oder sich verschlechternden Entwicklungstrends unterschieden (Tab. 4). Die meisten Buchenwald-LRT sowie die Schlucht- und Hangmischwälder befinden sich in der kontinentalen (biogeografischen) Region in einem günstigeren Erhaltungszustand als in der atlantischen Region (BMU & BfN 2020). Die Trendentwicklung dieser LRT ist überwiegend positiv. Gründe für diese positive Trendentwicklung können die Umstellung auf eine naturnähere Waldbewirtschaftung (Winkel und Spellmann 2019) und der damit verbundene Anstieg des Anteils an wertgebenden Strukturen wie Alt- und Totholz (BMU & BfN 2020) sowie eine lebensraumtypische Artenausstattung sein (Meyer et al. 2016). Einen ungünstigen Erhaltungszustand in der kontinentalen sowie in der atlantischen Region haben insbesondere die pflegeabhängigen LRT, wie Eichen- und Eichenmischwälder, deren Entwicklungstrend teils stabil, teils jedoch auch negativ ist. Auen-, Moor- und Flechten-Kiefernwälder haben neben einem schlechten Erhaltungszustand auch durchgängig einen negativen Entwicklungstrend (BMU & BfN 2020). Als Gründe für einen schlechten Erhaltungszustand werden bei den Au- und Moorwäldern in erster Linie Veränderungen der hydrologischen Verhältnisse sowie Entwässerungsmaßnahmen genannt (Gläser und Volk 2009), bei den Flechten-Kiefernwäldern sind es meist veränderte Artzusammensetzungen durch eine natürliche Sukzession sowie mangelnde aktive Pflegemaßnahmen und der Eintrag von Luftschadstoffen (Fischer et al. 2015). Die montanen bis alpinen bodensauren Fichtenwälder zeigen im Alpenraum einen günstigen Erhaltungszustand.

zustand mit einem stabilen Gesamttrend. Außerhalb des Alpenraums ist ihr Erhaltungszustand jedoch ungünstig-unzureichend.

Tab. 4: Erhaltungszustand (EHZ) der Wald-Lebensraumtypen (Wald-LRT) in Deutschland für die drei biogeografischen Regionen atlantisch, kontinental und alpin in der Berichtsperiode 2013-2018 und Entwicklungstrend der letzten 12 Jahre (verändert nach BMU & BfN 2020)

Lebensraumtyp (FFH-Code)	Atlantische Region	Kontinentale Region	Alpine Region	Gruppe der Wald-LRT
Hainsimsen-Buchenwald (9110)	+	+	=	RS
Waldmeister-Buchenwald (9130)	+	+	+	RS
Subalpiner Bergahorn-Buchenwald (9140)		-	=	RS
Orchideen-Buchenwald (9150)	=	=	=	RS
Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (9160)	-	-		PA
Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (9170)	-	-		PA
Schlucht- und Hangmischwald (9180)		+	=	RS
Alter bodensaurer Eichenwald (9190)	=	-		PA
Moorwald (91D0)	-	-	=	NW-RS
Erlen-Eschen-Wald/Weichholzaunenwald (91E0)	=	+	=	NW-RS
Hartholzaunenwald (91F0)	=	-		NW-RS
Flechten-Kiefernwald (91T0)	-	-		PA
Montaner – alpiner bodensaurer Fichtenwald (9410)		=	=	RS

Rot = ungünstig-schlechter EHZ, gelb = ungünstig-unzureichender EHZ, grün = günstiger EHZ, grau = unbekannt. +: sich verbessernder, =: stabiler, -: sich verschlechternder Gesamttrend. Gruppenzuordnung der Wald-LRT: RS = rezent-selbsterhaltend, PA = überwiegend pflegeabhängig, NW-RS = nach Wiederherstellung rezent-selbsterhaltend.

4.3 Der Klimawandel und seine Auswirkungen auf Wald-Lebensraumtypen

Die Stabilität und Resilienz von Waldökosystemen ist nicht nur durch Landnutzungsveränderungen, sondern auch durch den Klimawandel bedroht (Côté und Darling 2010, Streitberger et al. 2017, IPBES 2019). Die damit verbundenen Umweltveränderungen können zu einer Transformation von Waldökosystemen, zum Verlust von Arten und zu geografischen Verschiebungen und Veränderung von Lebensgemeinschaften führen (EEA 2017, Keeley et al. 2018). Trotz großer Unsicherheiten im Hinblick auf die zukünftige Entwicklung des Klimas und einer begrenzten Vorhersagbarkeit klimatischer Schwankungen (Vohland et al. 2013, Streitberger et al. 2017, BfN 2020), lassen sich bereits heute klimawandelbedingte Auswirkungen auf Ökosysteme und Arten beobachten (Vohland 2007, Lindner et al. 2010, EEA 2017). Dazu gehören neben veränderten Verbreitungsgebieten von Arten und Lebensräumen auch phänologische Verschiebungen und eine Verlängerung der Vegetationsperiode. Diese Veränderungen können sich auch auf das Natura 2000-Schutzgebietssystem auswirken (Dempe et al. 2012).

Durch den Klimawandel ist eine Zunahme der Temperatur und damit auch der Wetterextreme zu erwarten (IPCC 2012). Dabei steigt zwar einerseits die Wahrscheinlichkeit für trocken-heiße Sommer an, andererseits kann es gleichzeitig aber auch weiterhin zu Kälteextremen im Winter kommen (IPCC *ibid.*). Auch eine zunehmende Häufigkeit von Starkregen und Stürmen ist wahrscheinlich (Bahn et al. 2019, Mölter et al. 2016). Insbesondere die großen Unsicherheiten bei der Modellierung extremer Ereignisse erschweren allerdings die Einschätzung der Stresstoleranz und Resilienz von Baumarten (Wagner et al. 2014).



Abb. 11: 140-jähriger Buchenbestand im Reinhardswald im Jahr 1891. Starke Kronenschäden sind 35 Jahre nach Freistellung des Westrandes und einer vorangegangenen Häufung von Trockenjahren (1884, 1886 und 1887) erkennbar (Foto: Archiv Forstamt Reinhardshagen).

Die Trockenjahre 2018 bis 2020 haben in Deutschland bereits zu stark erhöhten Mortalitätsraten der Waldbäume, vor allem der Fichte, geführt (Schuldt et al. 2020). Intensität und Auswirkungen sind regional und standörtlich allerdings sehr unterschiedlich (NW-FVA 2020a - 2020c). Auch die Absterberate von Buchen ist deutlich angestiegen (NW-FVA *ibid.*). Solche Absterbewellen in Buchenbeständen nach Trockenjahren sind aus der Vergangenheit vielfach bekannt (Abb. 1, u. a. Bonnemann 1984, Wagenhoff & Wagenhoff 1975). Die bisherigen Untersuchungen haben gezeigt, dass die Buche zwar insbesondere auf trockenen (flachgründigen) Standorten empfindlich auf Dürre reagiert, ihr Erholungspotential jedoch recht groß ist (Leuschner 2020).

Mit Hilfe von Nischen- und Verbreitungsmodellen können die möglichen Arealverschiebungen von Arten und Lebensräumen unter Klimawandel abgeschätzt werden. Die Modelle wurden allerdings meist nur auf Grundlage der rezenten Verbreitung der Arten (Realnische) erstellt und decken damit nicht das gesamte mögliche Verbreitungsgebiet der Art (Fundamentalnische) ab (Ferrier & Guisan 2006, Hender et al. 2010, Dempe et al. 2012, Beierkuhnlein et al. 2014). Neben den Verbreitungsmodellen liegen auch Risikomodellierungen aus forstwirtschaftlicher Perspektive vor, die zur Abschätzung der Anbaueignung von Baumarten

unter Klimawandel dienen (Böckmann et al. 2019). Diese erlauben jedoch keine Aussagen über die Existenzgrenzen von Baumarten oder LRT unter Klimawandel.

Böckmann et al. (2019) kommen für Niedersachsen zu dem Ergebnis, dass künftig neben der Fichte auch die Buche als Wirtschaftsbaumart einem hohen Trockenstressrisiko ausgesetzt sein wird. Für Eiche, Douglasie und Kiefer wird hingegen von einem deutlich geringeren Risiko ausgegangen. Beierkuhnlein et al. (2014) haben den Einfluss des Klimawandels auf die Areale von FFH-Lebensraumtypen modelliert. Demnach bilden Buchenwald-LRT unter den getroffenen Annahmen auch zukünftig die vorherrschende natürliche Vegetation in Mitteleuropa. Hickler et al. (2012a) kommen zu einem vergleichbaren Ergebnis. Nach Kölling (2007) reagieren insbesondere die borealen und alpinen Baumarten empfindlich auf eine moderate Erhöhung der Jahresmitteltemperatur um ca. 2°C. Die Buche zeigte hingegen nur eine geringe Veränderung. Bei einer Erhöhung der Jahresmitteltemperatur um 3 bis 4°C würde sich ein Temperatur- und Niederschlagsregime ausbilden, das derzeit in Deutschland nicht existiert. Dies könnte die Grenzen der Anpassungsfähigkeit der Baumarten überschreiten (Kölling und Zimmermann 2014). Die Modellierung von Hickler et al. (2012b) zeigt für Laubbaumarten mit einem mitteleuropäischen Verbreitungsschwerpunkt kaum Veränderungen in ihrer Verbreitung. Lediglich bei einer sehr starken Klimaerwärmung gehen Hickler et al. (ibid.) davon aus, dass Hauptbaumarten wie die Buche in Gebieten, wo sie bereits jetzt ihre Arealgrenzen erreichen, verdrängt werden. Nach der Modellierung von Hanewinkel et al. (2014) sinken hingegen die Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Buche in Mitteleuropa unter Klimawandel erheblich. Zu einem vergleichbaren Ergebnis kommen auch die Modellierungen von Thurm et al. (2018). Mette et al. (2021) schätzen die Auswirkungen des Klimawandels auf 23 europäische Baumarten anhand von Analogiegebieten ein. Unter dem Klimaszenario RCP 8.5 wird für die Buche bis 2040 zunächst eine Zunahme und bis 2100 eine deutliche Abnahme erwartet. Unter dem moderateren Szenario RCP 4.5 bleibt sie hingegen auch bis 2100 eine bedeutende natürliche Baumart.

Fischer et al. (2019) haben die Verbreitung der potentiellen natürlichen Vegetation in Form von 26 Waldgesellschaften in Bayern unter Klimawandel modelliert. Alle Szenarien zeigten erhebliche Veränderungen der Umweltbedingungen und damit einhergehend eine veränderte Verbreitung der Waldgesellschaften (Arealverschiebung in höher gelegene Gebiete, verkleinerte Flächen). Da die Modelle allerdings lediglich anhand der ökologischen Bedingungen in Bayern parametrisiert wurden, erlauben sie keine Aussage über die eigentlichen Existenzgrenzen der Waldgesellschaften. Diese Einschränkung gilt auch im Hinblick auf die Modellierung der natürlichen Waldgesellschaften von Starke et al. (2019) für Deutschland.

4.4 Diskussion

4.4.1 Zukünftige Entwicklung von FFH-Wald-Lebensraumtypen

Unter Berücksichtigung der in Kapitel 4.3 aufgeführten Nischen- und Verbreitungsmodelle und vor dem Hintergrund der großen Unsicherheiten über die Auswirkungen des Klimawandels haben wir Einschätzungen der möglichen natürlichen Entwicklung der Erhaltungszustände der FFH-Wald-LRT mit und ohne Klimawandel vorgenommen (Tab: 5). Sie sind als aggregierte Hypothesen und nicht als Ergebnis einer formalisierten und repräsentativen Experteneinschätzung zu verstehen.

Unserer Bewertung haben wir die Ergebnisse zur Klimasensitivität von LRT nach Petermann et al. (2007) gegenübergestellt. Diese erfolgte auf der Basis von Expertenurteilen, die zu drei

Sensitivitätsklassen aggregiert wurden (1 = geringe, 2 = mittlere, 3 = hohe Klimasensitivität). Vielfach ergibt sich keine Übereinstimmung zwischen den beiden Bewertungen. Dies unterstreicht die Unsicherheiten der Einschätzung und kann auch darauf beruhen, dass wir natur-schutzfachliche Pflegemaßnahmen nicht in unsere Beurteilung einbezogen haben. Darüber hinaus ist in unsere Einschätzung der aktuellere Stand der Modellierung von Verbreitungs-arealen eingeflossen.

Bei etwas mehr als der Hälfte aller FFH-Wald-LRT war aus unserer Sicht eine Abschätzung kaum möglich. Große Unsicherheiten gibt es insbesondere bei den großflächig verbreiteten Buchenwald-LRT. Orchideen-Buchenwälder könnten unter trocken-wärmeren Klimabedingungen auf Kalkstandorten Flächengewinne zulasten des Waldmeister-Buchenwaldes verzeichnen.

Bei den trockenheitstoleranteren Eichenwald-LRT, dem Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald und den alten bodensauren Eichenwäldern, könnte der Klimawandel indirekt durch eine verringerte Konkurrenzkraft von Schattenbaumarten wie der Buche zu einer Verbesserung des Erhaltungszustandes führen. Bei den Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwäldern sind das künftige Management und die Entwicklung des Wasserhaushalts die entscheidenden Faktoren, sodass eine Abschätzung ebenfalls großen Unsicherheiten unterliegt.

Für den subalpinen Bergahorn-Buchenwald sowie den montanen bis alpinen bodensauren Fichtenwald dürfte die Zunahme der Trockenheit zu Arealverlusten führen. Da das Verbreitungsgebiet des subalpinen Bergahorn-Buchenwalds auf hochmontane bis subalpine Bereiche unterhalb der Baumgrenze beschränkt ist (LWF 2009), bestehen nur wenig Möglichkeiten, das Verbreitungsgebiet in höhere alpine Lagen zu verlegen (Essl & Rabitsch 2013). Schlucht- und Hangmischwälder beinhalten auch die trockenheitstoleranteren Blockwälder an Sonnenhängen, von daher ist hier die Schwankungsbreite ebenfalls groß. Eine negative Entwicklung ist für den sickerfeuchten Schlucht- oder Schatthangwald anzunehmen.

Bei den Moorwäldern besteht schon gegenwärtig ein großer Wiederherstellungsbedarf. Unter Klimawandel dürften Trockenperioden und der Anstieg der Evapotranspiration bei höheren Temperaturen den Erhaltungszustand negativ beeinflussen. Eine verringerte Wasserspende dürfte sich ebenfalls negativ auf die wiederherstellungsbedürftigen Auenwald-LRT auswirken. Flechten-Kiefernwälder werden unserer Einschätzung nach sowohl mit als auch ohne Klimawandel nach einer erfolgreichen Wiederherstellung nur durch Wiederaufnahme der Streunutzung zu erhalten sein (Fischer et al. 2015). Eine mögliche Flächenausdehnung auf Kosten anderer Sand-Kiefernwälder unter trocken-wärmeren Bedingungen bleibt bisher spekulativ.

Tab. 5. Versuch einer Einschätzung der möglichen natürlichen Entwicklung der FFH-Wald-Lebensraumtypen mit und ohne Klimawandel unter Berücksichtigung eines Wiederherstellungsbedarfs der Standorte

Lebensraumtyp	Wiederherstellungsbedarf Standort	EHZ unter natürlicher Dynamik ohne/mit Klimawandel		Klimasensitivität
		ohne	mit	
Hainsimsen-Buchenwald (9110)	○	+	+ bis –	2
Waldmeister-Buchenwald (9130)	○	+	+ bis –	2
Subalpiner Bergahorn-Buchenwald (9140)	○	+	–	1

Lebensraumtyp	Wiederherstellungsbedarf Standort	EHZ unter natürlicher Dynamik ohne/mit Klimawandel		Klimasensitivität
		ohne	mit	
Orchideen-Buchenwald (9150)	○	+	+	1
Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (9160)	●	+ bis –	+ bis –	2
Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (9170)	○	= bis –	+	1
Schlucht- und Hangmischwald (9180)	○	+	+ bis –	3
Alter bodensaurer Eichenwald (9190)	○	= bis –	+	2
Moorwald (91D0)	●	+	= bis –	3
Erlen-Eschen-Wald/Weichholzaunenwald (91E0)	●	+	+ bis –	3
Hartholzaunenwald (91F0)	●	+	+ bis –	3
Flechten-Kiefernwald (91T0)	●	–	–	3
Montaner – alpiner bodensaurer Fichtenwald (9410)	○	+	–	3

Zeichenerklärung: Wiederherstellungsbedarf (WHB): ● = hoch, ● = mittel, ○ = gering; zukünftiger Trend des Erhaltungszustandes (EHZ) -: = negative Entwicklung (Verschlechterung), =: mäßige Entwicklung (gleichbleibend zu heute), +: positive Entwicklung (Verbesserung). Klimasensitivität nach Petermann et al. (2007): 1 = gering, 2 = mittel, 3 = hoch.

4.4.2 Maßnahmenplanung für FFH-LRT im Klimawandel

Im Zuge des Klimawandels sollte die Maßnahmenplanung in FFH-Gebieten im Sinne eines adaptiven Managementsystems aufgebaut werden (Meyer 2013a, Geyer et al. 2014, Meyer et al. 2017), das grundsätzlich auch die Möglichkeit einschließt, die Erhaltungsziele anzupassen. Allerdings ist hierfür eine hohe Evidenzschwelle anzusetzen, um zu vermeiden, dass die gut begründeten Schutzziele leichtfertig aufgegeben werden. Monitoring und Forschung in unbewirtschafteten Wäldern sollten ein fester Bestandteil des Managementsystems sein, um das eigendynamische Anpassungspotenzial der Wald-LRT besser einschätzen zu können (vgl. Meyer et al. 2017).

Bei der zukünftigen Ziel- und Maßnahmenplanung ist es sinnvoll, das Prinzip der „no-regret“-Strategie zu verfolgen (Geyer et al. 2014). Dies bedeutet, dass gut begründete Ziele nur evidenzbasiert aufgegeben werden und Handlungen ergriffen werden sollten, die „unter heutigen Klimabedingungen einen ökologischen, ökonomischen oder gesellschaftlichen Vorteil besitzen, auch wenn der eigentliche Grund für die ergriffene Maßnahme nicht im erwarteten Ausmaß eintritt“ (Westhauser 2020). Es sollte dabei immer die Möglichkeit bestehen, das ursprüngliche Ziel wieder zu verfolgen. Insgesamt kann eine dynamische Ziel- und Maßnahmenplanung im Rahmen eines adaptiven Managements die zukünftigen Unsicherheiten (des Klimawandels) besser abfangen, was aber zu Lasten von Vorhersagbarkeit und Sicherheit gehen kann (Messier et al. 2013).

Entscheidend für die Klimaanpassung ist die Einschätzung von Schwellenwerten („Tipping-Points“, Thomson et al. 2009), ab denen eine irreversible Veränderung eintritt. Jedes Ökosystem hat dabei seinen eignen natürlichen Möglichkeitsrahmen. Diese „historical range of variability“ (Morgan et al. 1994, Keane et al. 2009) beschreibt die natürlichen Schwankungen, die innerhalb von Ökosystemen auftreten können, ohne dass die ökologische Widerstandsfähigkeit und Resilienz überschritten wird. Erst bei sehr starken Veränderungen von Umweltbedingungen, Artzusammensetzung und Struktur erscheint eine vollständige, oder auch teilweise Renaturierung in Richtung eines historischen Zustands nicht mehr sinnvoll

(Abb. 12, Hobbs et al. 2009). Bestehende Managementpläne müssten durch das Entstehen dieser „neuartigen Ökosysteme“ (= „novel ecosystems“, Hobbs et al. 2009) unter Umständen angepasst werden, damit zukünftige dynamische Entwicklungen und Veränderungen der Lebensraumbedingungen berücksichtigt werden können (Hermann et al. 2013, Marko et al. 2018).

Ein Großteil der heimischen Wälder besitzt bisher auch ohne menschliche Unterstützung ein großes Potenzial, sich nach Störungen zu regenerieren (vgl. Senf et al. 2019). Zudem muss die Anpassungsfähigkeit der Wälder an den Klimawandel auch im Kontext der vielen anderen anthropogenen Umweltveränderungen gesehen werden, die auf Wälder einwirken, seien es Grundwasserabsenkungen, Erschließung, die Einführung von standortfremden oder nicht-heimischen Arten, Stoffeinträge oder erhöhte Schalenwildbestände.

Ein wirksames Biotopverbundsystem ist eine weitere wichtige Maßnahme, um den genetischen Austausch zwischen Populationen zu ermöglichen und Anpassungsmechanismen an den Klimawandel zu fördern (Mason & Zapponi 2015, Keeley et al. 2018, Schwenkmezger 2019). Hierbei ist die Berücksichtigung der derzeitigen Vorkommen und der Ausbreitungsmöglichkeiten der LRT-typischen Arten wichtig. Im Fall von isolierten und kleinräumigen Vorkommen von LRT besteht die Gefahr, dass ausbreitungsschwache Arten nicht durch Arealverschiebungen auf den Klimawandel reagieren können (Ewald 2009, Beierkuhnlein et al. 2014). Demgegenüber zeigen mobilere Arten bereits eine Anpassung ihrer Verbreitungsareale (Essl & Rabitsch 2013).

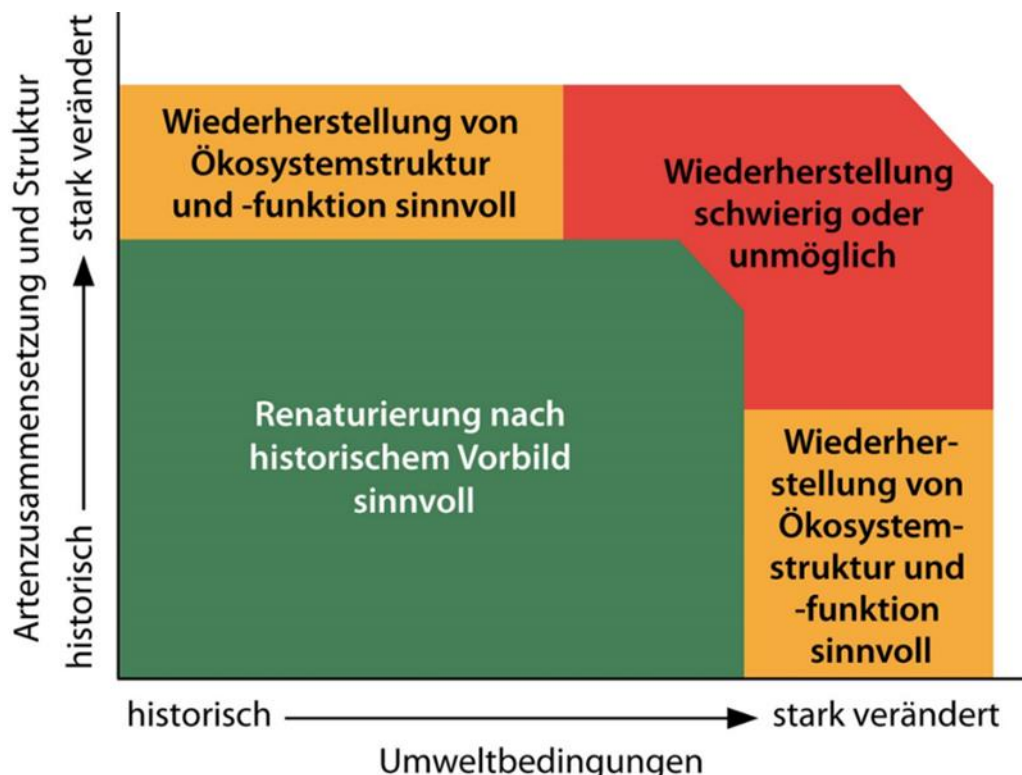


Abb. 12: Wiederherstellungsmöglichkeiten (Möglichkeitsrahmen) von Ökosystemen in Bezug auf Art und Weise der Veränderung der Umweltbedingungen und Artenzusammensetzung. Je nach Stärke der Veränderung ist eine Wiederherstellung der Ökosysteme nach historischem Vorbild sinnvoll (grün bis gelb), oder nur noch schwer zu realisieren (rot). Darstellung nach Hobbs et al. (2009), verändert.

In FFH-Gebieten können sich in Zukunft naturschutzfachliche und rechtliche Zielkonflikte ergeben, wenn die lokalen Populationen von Anhangsarten oder FFH-Lebensraumtypen unter den Rahmenbedingungen des Klimawandels nicht mehr zu erhalten sind (Hendler et al. 2010, Cliquet 2014). Das Verschwinden von charakteristischen Arten und Lebensraumtypen oder das Auftauchen von neuen Arten in FFH-Gebieten kann somit dazu führen, dass die aktuellen Erhaltungsziele und -maßnahmen angepasst werden müssen (Möckel 2010, Bittner et al. 2011). Die zukünftige Verbreitung der Wald-LRT und ihr Erhaltungszustand werden davon abhängen, mit welcher Geschwindigkeit die klimatischen Entwicklungen ablaufen.

4.5 Fazit

Der günstige Erhaltungszustand der Wald-LRT bleibt auch unter Klimawandel ein gut begründetes Ziel des Naturschutzes. Es wird aber immer dringender, Landnutzung und Naturschutz adaptiv auszurichten, um ggf. erforderliche Anpassungen der Schutzziele rechtzeitig einzuleiten und damit die vielfältigen Ökosystemfunktionen und -leistungen dauerhaft zu gewährleisten. Dafür ist allerdings eine ausreichende Evidenz erforderlich.

Für die betrachteten Wald-LRT liegt diese Evidenz allenfalls für die subalpinen Bergahorn-Buchenwälder und die Fichtenwälder vor. Bei den Moor- und Auen-wäldern sollte zunächst die Renaturierung im Vordergrund stehen. Auf Sekundärstandorten der Eichenwald- und Flechtenkiefernwald-LRT sind vermutlich auch weiterhin aktive Pflegemaßnahmen notwendig, um einen günstigen Erhaltungszustand wiederherzustellen und langfristig zu sichern. Hier könnte der Klimawandel bei wärme- und trockenheitstoleranteren Wald-LRT teilweise unterstützend wirken. Bei den großflächigen Buchenwald-LRT zeigen die bisher vorliegenden Verbreitungsmodelle auch unter Klimawandel überwiegend keine deutlich negativen Veränderungen.

Literaturverzeichnis

- Bahn, M., Ingrisch, J., Jentsch, A. (2019): Grünlandnutzung. In: Wohlgemuth, T., Jentsch, A., Seidl, R. (Hrsg.): Störungsökologie. Bern (Haupt Verlag): 355-373.
- Bärnthol, R. (2003): Nieder- und Mittelwald in Franken. Waldwirtschaftsformen aus dem Mittelalter. Bad Windsheim (Fränkisches Freilandmuseum): 152 S.
- Beierkuhnlein, C., Jentsch, A., Reineking, B., et al. (2014): Auswirkungen des Klimawandels auf Fauna, Flora und Lebensräume sowie Anpassungsstrategien des Naturschutzes. Naturschutz und Biologische Vielfalt 137: 484 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2020): Wälder im Klimawandel: Steigerung von Anpassungsfähigkeit und Resilienz durch mehr Vielfalt und Heterogenität. Bonn-Bad Godesberg (Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz). <https://www.bfn.de/publikationen/positionspapier/waelder-im-klimawandel-mehr-anpassungsfaehigkeit-durch-mehr-vielfalt>. Aufgerufen am 20.01.2022.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2021): Verzeichnis der in Deutschland vor-kommenden Lebensraumtypen des europäischen Schutzgebietssystems NATURA 2000. <https://www.bfn.de/lebensraumtypen>. Aufgerufen am 20.01.2022.
- Bittner, T., Jaeschke, A., Reineking, B. et al. (2011): Comparing modelling approaches at two levels of biological organization – Climate change impacts on selected Natura 2000 habitats. Journal of Vegetation Science 22: 699-710. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2011.01266.x.

- BMU, BfN – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Bundesamt für Naturschutz (2020): Die Lage der Natur in Deutschland. Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht. <https://www.bmu.de/download/bericht-zur-lage-der-natur-2020/>. Aufgerufen am 20.01.2022.
- Böckmann, T., Hansen, J., Hauskeller-Bullerjahn, K. et al. (2019): Klimaangepasste Baumartenwahl in den Niedersächsischen Landesforsten. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt; Niedersächsische Landesforsten (Hrsg.): Aus dem Walde 61: 170 S.
- Bonnemann, A. (1984): Der Reinhardwald. Hann. Münden (Verlag der Weserbuchhandlung): 451 S.
- Brockerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagnyrol, B. et al. (2017): Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation* 26: 3005-3035. DOI: 10.1007/s10531-017-1453-2.
- Cliquet, A. (2014): International and European law on protected areas and climate change: Need for adaptation or implementation? *Environmental Management* 54: 720-731. DOI: 10.1007/s00267-013-0228-0.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., et al. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260. DOI: 10.1038/387253a0.
- Côté, I. M., Darling, E. S. (2010): Rethinking ecosystem resilience in the face of climate change. *PLoS Biol* 8(7): e1000438. DOI: 10.1371/journal.pbio.1000438.
- Drachenfels, O. von (2016): Eichenwald-Lebensraumtypen in Deutschland. *AFZ-DerWald* 71 (20): 20-23.
- Demant, L., Bergmeier, E., Walentowski, H. et al. (2020): Suitability of contract-based nature conservation in privately-owned forests in Germany. *Nature Conservation* 42: 89-112. DOI: 10.3897/natureconservation.42.58173.
- Dempe, H., Bittner, T., Jaeschke, A. et al. (2012): Potenzielle Auswirkungen des Klimawandels auf die Kohärenz von Schutzgebiets-Netzwerken: Ein Konzept für das Natura-2000-Netzwerk in Deutschland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44: 101-107.
- DVFFA – Deutscher Verband forstlicher Forschungsanstalten (2019): Anpassung der Wälder an den Klimawandel – Positionspapier. http://www.dvffa.de/system/files/files_site/Waldanpassung_Positionspapier_des_DVFFA_09_2019.pdf. Aufgerufen am 20.01.2022.
- EC – European Council (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities* 206: 7-50.
- EEA – European Environment Agency (2017): Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016. An indicator-based report. EEA Report 1, Luxembourg (Publications Office of the European Union): 424 S.
- Ellenberg, H., Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 6. Auflage. Stuttgart (Ulmer): 1357 S.
- Eser, U., Potthast, T. (1999): Naturschutzethik – Eine Einführung in die Praxis. Baden-Baden (Nomos Verlag): 104 S.
- Eser, U. (2021): Natur(schutz) im Wandel – Ein Werkstattbericht aus dem Bundesamt für Naturschutz. *Natur und Landschaft* 96: 261-267. DOI: 10.17433/5.2021.50153913.261-268.
- Essl, F., Rabitsch, W. (Hrsg.) (2013): Biodiversität und Klimawandel - Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Berlin, Heidelberg (Springer): 471 S.

- EU-Kommission (2015): Natura 2000 and forests – A Guidance Document. Part I-II. Brüssel: 60 S. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/855ca711-8450-11e5-b8b7-01aa75ed71a1>. Aufgerufen am 20.01.2022.
- Evans, D. (2012): Building the European Union's Natura 2000 network. *Nature Conservation* 1: 11-26. DOI: 10.3897/natureconservation.1.1808.
- Ewald, J. (2009): Veränderung der Waldlebensräume Bayerns im Klimawandel. *Laufener Spezialbeiträge* 2/09: 26-33.
- Ferrier, S., Guisan, A. (2006): Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology* 43: 393-404. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2006.01149.x.
- Fischer, P., Heinken, T., Meyer, P. et al. (2009): Zur Abgrenzung und Situation des FFH-Lebensraumtyps „Mittleuropäische Flechten-Kiefernwälder“ (91TO) in Deutschland. *Natur und Landschaft* 84: 281-287.
- Fischer, P., Bültmann, H., Drachenfels, O. von, et al. (2014): Rückgang der Flechten-Kiefernwälder in Niedersachsen seit 1990. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 34: 54-65.
- Fischer, A., Michler, B., Fischer, H.S. et al (2015): Flechtenreiche Kiefernwälder in Bayern: Entwicklung und Zukunft. *Tuexenia* 35: 9-29.
- Fischer, H.S., Michler, B., Fischer, A. (2019): High resolution predictive modelling of potential natural vegetation under recent site conditions and future climate scenarios: Case study Bavaria. *Tuexenia* 39: 9-40. DOI: 10.14471/2018.39.001.
- Fischer-Hüftle, P. (2020): Rechtliche Anforderungen an die Forstwirtschaft in Natura 2000-Gebieten. *Natur und Recht* 42: 84-89. DOI: 10.1007/s10357-020-3638-9.
- Glaeser, J., Volk, H. (2009): Die historische Entwicklung der Auenwälder in Deutschland – Ein Überblick. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 180: 140-151.
- Geyer, J., Strixner, L., Kreft, S. et al. (2014): Adapting conservation to climate change: a case study on feasibility and implementation in Brandenburg, Germany. *Regional Environmental Change* 15: 139-153. DOI: 10.1007/s10113-014-0609-9.
- Grodzinska-Jurczak, M., Cent, J. (2011): Expansion of nature conservation areas: Problems with Natura 2000 implementation in Poland? *Environmental Management* 47: 11-27. DOI: 10.1007/s00267-010-9583-2.
- Hanewinkel, M., Cullmann, D.A., Michiels, H.-G. et al. (2014): Converting probabilistic tree species range shift projections into meaningful classes for management. *Journal of Environmental Management* 134: 153-165. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.01.010.
- Heinken, T. (2008): Vaccinio-Piceetae (H7). Beerstrauch-Nadelwälder: Teil 1: Dicrano-Pinion (H. Dierschke, Hrsg.). *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands* 10: 94 S.
- Hendler, R., Rödder, D., Veith, M. (2010): Flexibilisierung des Schutzgebietsnetzes Natura 2000 vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Natur und Recht* 32: 685-692. DOI: 10.1007/s10357-010-1950-5.
- Hermann, J.-M., Kiehl, K., Kirmer, A., et al. (2013): Renaturierungsökologie im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und neuartigen Ökosystemen. *Natur und Landschaft* 88: 149-154.
- Hickler, T., Vohland, K., Feehan, J. et al. (2012a): Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model: Future changes in European vegetation zones. *Global Ecology and Biogeography* 21: 50-63. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2010.00613.x.

- Hickler, T., Bolte, A., Hartard, B. et al. (2012b): Folgen des Klimawandels für die Biodiversität in Wald und Forst. In: Mosbrugger, V., Brasseur, G. P., Schaller, M., Stribrny, B. (Hrsg.): Klimawandel und Biodiversität: Folgen für Deutschland. Kapitel 8. Darmstadt (Wissenschaftliche Buchgesellschaft): 164-220.
- Hobbs, R. J., Higgs, E., Harris, J.A. (2009): Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 599-605. DOI: 10.1016/j.tree.2009.05.012.
- IPBES – the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E.S. et al. (Eds.). Bonn (IPBES secretariat): 56 S. DOI: 10.5281/zenodo.3553579.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2012): Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. A special report of working groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Field, C.B., Barros, V., Stocker, T.F. et al. (Eds.). Cambridge, New York (Cambridge University Press): 582 S.
- Keane, R.E., Hessburg, P.F., Landres, P.B. et al. (2009): The use of historical range and variability (HRV) in landscape management. *Forest Ecology and Management* 258: 1025-1037. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.05.035.
- Keeley, A.T.H., Ackerly, D.D., Cameron, D.R. et al. (2018): New concepts, models, and assessments of climate-wise connectivity. *Environmental Research Letters* 13: 073002. DOI: 10.1088/1748-9326/aacb85.
- Kölling, C. (2007): Klimahüllen für 27 Waldbaumarten. *AFZ-DerWald* 62 (32): 1242-1245.
- Kölling, C., Zimmermann, L. (2014): Klimawandel gestern und morgen. Neue Argumente können die Motivation zum Waldumbau erhöhen. *LWF Aktuell* 99: 27-31.
- Leuschner, C. (2020): Drought response of European beech (*Fagus sylvatica* L.) – A Review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 47: 125576. DOI: 10.1016/j.ppees.2020.125576.
- LfU, LWF – Bayerisches Landesamt für Umwelt, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2020): Handbuch der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Bayern. Augsburg, Freising-Weißenstephan. 175 S. + Anlage.
- Lindenmayer, D.B., Franklin J.F., Fischer J. (2006): General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131: 433-445. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.02.019.
- Lindenmayer, D., Hunter, M. (2010): Some guiding concepts for conservation biology. *Conservation Biology* 24: 1459-1468. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2010.01544.x.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, M. et al. (2010): Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259: 698-709. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.09.023.
- LWF – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2009): Beiträge zum Bergahorn. Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Freising. 75 S.
- Marko, K., David, H., Lado, K. (2018): Biodiversity in (the Natura 2000) forest habitats is not static: its conservation calls for an active management approach. *Journal for Nature Conservation* 43: 250-260. DOI: 10.1016/j.jnc.2017.07.004.
- Mason, F., Zapponi, L. (2015): The forest biodiversity artery: towards forest management for saproxylic conservation. *iForest* 9: 205-216. DOI: 10.3832/ifer1657-008.

- Messier, C., Puettmann, K.J., Coates, K.D. (2013): Managing forests as complex adaptive systems - Building resilience to the challenge of global change. London (Routledge): 368 S.
- Mette, T., Brandl, S., Kölling, C. (2021): Climate Analogues for Temperate European Forests to Raise Silvicultural Evidence Using Twin Regions. Sustainability 13, 6522. DOI: 10.3390/su13126522.
- Meyer, P. (2013a): Forstwirtschaft und Naturschutz – Konfliktpotenzial und Synergien am Beispiel von Natura 2000. In: Lehrke, S., Ellwanger, G., Buschmann, A. et al. (Eds.): Natura 2000 im Wald – Lebensraumtypen, Erhaltungszustand, Management. Naturschutz und Biologische Vielfalt 131: 177-197.
- Meyer, P. (2013b): Biodiversität im Wald. AFZ-DerWald 68 (17): 24-25.
- Meyer, P., Blaschke, M., Schmidt, M. et al. (2016): Wie entwickeln sich Buchen- und Eichen-FFH-Lebensraumtypen in Naturwaldreservaten? Naturschutz und Landschaftsplanung 48(1): 5-14.
- Meyer, P., Wevell von Krüger, A., Balcar, P. et al. (2017): Anpassung standort-heimischer Baumarten an den Klimawandel. AFZ-DerWald 72 (16): 21-23.
- Möckel, S. (2010): Rechtliche Herausforderungen für den Biodiversitätsschutz in Zeiten des Klimawandels. In: Korn, H., Schliep, R., Stadler, J. (Hrsg.): Biodiversität und Klima –Vernetzung der Akteure in Deutschland VI. Ergebnisse und Dokumentation des 6. Workshops. BfN-Skripten 263: 50-53.
- Mölder, A., Bernhardt-Römermann, M., Leuschner, C. et al. (2009): Zur Bedeutung der Winterlinde (*Tilia cordata* Mill.) in mittel- und nordwestdeutschen Eichen-Hainbuchen-Wäldern. Tuexenia 29: 9-23.
- Mölter, T., Schindler, D., Albrecht, A.T. et al. (2016): Review on the projections of future storminess over the north Atlantic European region. Atmosphere 7(4) 60: 1-40. DOI: 10.3390/atmos7040060.
- Morgan, P., Aplet, G.H., Haufler, J.B. et al. (1994): Historical range of variability: a useful tool for evaluating ecosystem change. Journal of Sustainable Forestry 2: 87-111. DOI: 10.1300/J091v02n01_04.
- NW-FVA – Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.) (2020a): Waldzustandsbericht 2020 für Hessen. 40 S. <https://www.nw-fva.de/index.php?id=281>. Aufgerufen am 20.01.2022.
- NW-FVA – Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.) (2020b): Waldzustandsbericht 2020 für Niedersachsen. 40 S. <https://www.nw-fva.de/index.php?id=281>. Aufgerufen am 20.01.2022.
- NW-FVA – Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.) (2020c): Waldzustandsbericht 2020 für Sachsen-Anhalt. 40 S. <https://www.nw-fva.de/index.php?id=281>. Aufgerufen am 20.01.2022.
- Petermann, J., Balzer, S., Ellwanger, G. et al. (2007): Klimawandel – Herausforderung für das europaweite Schutzgebietssystem Natura 2000. Naturschutz und Biologische Vielfalt 46: 127-148.
- Sabatini, F.M., Burrascano, S., Keeton, W.S. et al. (2018): Where are Europe's last primary forests? Diversity and Distributions 24: 1426-1439. DOI: 10.1111/ddi.12778.
- Sabatini, F.M., Keeton, W.S., Lindner, M. et al. (2020): Protection gaps and restoration opportunities for primary forests in Europe. Diversity and Distributions 26: 1646-1662. DOI: 10.1111/ddi.13158.
- Schuldt, B., Buras, A., Arend, M. et al. (2020): A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. Basic and Applied Ecology 45: 86-103.
- Schwenkmezger, L. (2019): Auswirkungen des Klimawandels auf hessische Arten und Lebensräume. Liste potentieller Klimaverlierer. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Naturschutzskripte 3: 54 S.

- Senf, C., Müller, J., Seidl, R. (2019): Post-disturbance recovery of forest cover and tree height differ with management in Central Europe. *Landscape Ecology* 34: 2837-2850. DOI: 10.1007/s10980-019-00921-9.
- Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C. et al. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53: 560 S.
- Ssymank, A. (2016): Biodiversität und Naturschutz in Eichen-Lebensraumtypen. *AFZ-DerWald* 71 (20): 10-13.
- Ssymank, A., Buschman, A., Röhling, M. et al. (2019): Natura 2000 Forest habitat types on secondary sites – conservation and management strategies. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 167: 124 S. DOI 10.19213/973167.
- Starke, H., Gärtner, S., Reif, A. (Hrsg.) (2019): Naturnähe der Baumartenzusammensetzung in Deutschland: Einfluss von Referenz, Bewertungsmethodik und Klimawandel Band 1. BfN-Skripten 531: 276 S.
- Streitberger, M., Ackermann, W., Fartmann, T. et al. (2017): Eckpunkte eines Handlungskonzepts für den Artenschutz in Deutschland unter Klimawandel / Key points for an action plan for species conservation under climate change in Germany. BfN-Skripten 466: 71 S.
- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S. et al. (2009): Forest resilience, biodiversity, and climate change: a synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series 43: 67 S.
- Thurm, E. A., Hernandez, L., Baltensweiler, A. et al. (2018): Alternative tree species under climate warming in managed European forests. *Forest Ecology and Management* 430, 485-497. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.08.028.
- Unrau, A., Becker, G., Spinelli, R. et al. (Eds.) (2018): Coppice forests in Europe. Freiburg (Albert Ludwig University): 392 S.
- Vohland, K. (2007): Naturschutzgebiete im Klimawandel – Risiken für Schutzziele und Handlungsoptionen. *ANLiegen Natur* 31/1: 60-67.
- Vohland, K., Badeck, F., Böhning-Gaese, K. et al. (2013): Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 129: 131 S.
- Wagenhoff, A., Wagenhoff, E. (1975): Verlauf und Auswirkungen des Buchenrindensterbens im Forstamt Bovenden in den Jahren 1959 bis 1965. *Aus dem Walde* 24: 110-168.
- Wagner, S., Nocentini, S., Huth, F. et al. (2014): Forest management approaches for coping with the uncertainty of climate change: trade-offs in service provisioning and adaptability. *Ecology and Society* 19 (1): 32. DOI: 10.5751/ES-06213-190132.
- WCED – World Commission on Environment and Development (1987): Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. Oxford. 300 S.
- Westhauser, A. (2020): No-/low-regret Maßnahmen – Eine Einführung. <https://www.waldwissen.net/de/lebensraum-wald/klima-und-umwelt/klimawandel-und-co2/no-/low-regret-massnahmen>. Aufgerufen am 20.01.2022.
- Winkel, G., Spellmann, H. (Hrsg.) (2019): Naturschutz im Landeswald, Konzepte, Umsetzung und Perspektiven; Ergebnisse der F+E-Vorhabens "Natur-schutz im öffentlichen Wald" (FKZ 3513840100). BfN-Skripten 542: 334 S.

Kontakte

Dr. Laura Demant*
Bundesamt für Naturschutz
Fachgebiet I 2.2 „Naturschutz, Gesellschaft und soziale Fragen“
Konstantinstraße 110, 53179 Bonn
E-Mail: laura.demant@bfm.de (*korrespondierende Autorin)

Jonas Hagge, Andreas Mölder, Marcus Schmidt, Claudia Steinacker, Peter Meyer
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Waldnaturschutz
Professor-Oelkers-Str. 6,
34346 Hann. Münden