Bundesamt für Naturschutz

Natura 2000 Waldlebensraumtypen im Klimawandel

Forschungsbedarfe und Möglichkeiten für Anpassungsstrategien, Management und Maßnahmen

Axel Ssymank, Markus Röhling, Götz Ellwanger
und Sonja Scheele (Hrsg.)

BfN-Schriften
681
2024

Bundesamt für Naturschutz

Natura 2000 Waldlebensraumtypen im Klimawandel

Forschungsbedarfe und Möglichkeiten für Anpassungsstrategien, Management und Maßnahmen

herausgegeben von
Axel Ssymank
Markus Röhling
Götz Ellwanger
Sonja Scheele

Impressum

Titelbild: Buchenwald auf Rügen (© Klaus Jannowitz – unsplash)

Adressen der Autorinnen und des Autors:

Markus Röhling
Dr. Axel Ssymank
Götz Ellwanger
Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstraße 110, 53179 Bonn
E-Mail: markus.roehling@bfn.de
axel.ssymank@bfn.de

Sonja Scheele
adelphi research gemeinnützige GmbH
Alt-Moabit 91, 10559 Berlin
E-Mail: scheele@adelphi.de

Fachbetreuung im BfN:

Markus Röhling
Fachgebiet II 2.2 „FFH-Richtlinie/Natura 2000“

Förderhinweis:

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) (FKZ: 3519 83 0300).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Schriften sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter www.bfn.de/publikationen heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber:
Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (creativecommons.org/licenses).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-443-7

DOI 10.19217/skr681

Bonn 2024

Inhaltsverzeichnis

Vorwort 7

Zusammenfassung 8

Abstract 9

1 Natura 2000 Waldlebensraumtypen im Klimawandel – Forschungsdefizite und Möglichkeiten für Anpassungsstrategien, Management und Maßnahmen 10

1.1 Einleitung 10

1.2 Klimawandel – Was bedeutet das? 10

1.3 Auswirkungen des Klimawandels auf die Lebensräume und Arten 11

1.4 Klimasensitivität von Lebensräumen 12

1.5 Handlungsbedarf 15

1.6 Vorträge 15

1.7 Arbeitsgruppenergebnisse 16

1.8 Ausblick 20

2 Folgen der Erderwärmung für das Management von FFH-Buchen- und Eichenwäldern 24

2.1 Ergebnisse der Klimafolgenforschung 24

2.1.1 Baumarteneignung 24

2.2 Prognosen für Buche und Eiche 27

2.3 Vulnerabilitätseinschätzung 29

2.4 Waldbauliche Anpassungen 30

2.5 Dynamisierung des Erhaltungsmanagements in FFH-Gebieten 33

2.6 Konzeptionelle Adaption von Natura 2000 34

2.7 Anpassung des Erhaltungsmanagements 35

3 Ein Statement für einen dynamischen Wald-Naturschutz 39

4 Bleibt der günstige Erhaltungszustand der FFH-Wald-Lebensraumtypen auch im Klimawandel ein sinnvolles Ziel? 43

4.1 Einleitung 43

4.2 FFH-Wald-Lebensraumtypen in Deutschland und ihr Erhaltungszustand 43

4.2.1 Gruppierung der Wald-Lebensraumtypen 43

4.2.2 Schutzbegründung für Wald-Lebensraumtypen 44

4.2.3 Erhaltungszustand der Wald-Lebensraumtypen 45

4.3 Der Klimawandel und seine Auswirkungen auf Wald-Lebensraumtypen 46

4.4 Diskussion 48

4.4.1 Zukünftige Entwicklung von FFH-Wald-Lebensraumtypen 48
4.4.2 Maßnahmenplanung für FFH-LRT im Klimawandel 50
4.5 Fazit 52
5 Mikroklimatische Messungen in Eichen-Buchen-Ökotonen der Rumänischen West-Karpaten 59
5.1 Einleitung 59
5.2 Untersuchungsansätze des NEMKLIM-Projekts 59
5.3 Erste Ergebnisse und Diskussion 62
5.4 Ausblick 65
6 Die Reaktion der Bergwälder in den bayerischen Alpen auf den Klimawandel ... 68
6.1 Einleitung 68
6.2 Wachstum und Klimawandel 73
6.3 Artenzusammensetzung und Klimawandel 75
6.4 Waldböden und Klimawandel 77
6.5 Waldmanagement und Klimawandel 78
6.6 Vulnerabilität der FFH-Waldlebensraumtypen 79
7 Klimawandel, Revitalisierung und faunistische Bedeutung von Mittelwäldern bei Bad Windsheim, Bayern 83
7.1 Einleitung 83
7.2 Standort 83
7.3 Waldbestände 83
7.4 Schäden an Baumarten 84
7.5 Verjüngung im Mittelwald 85
7.6 Schmetterlinge und Käferarten 86
7.7 Ein Reservat für Forstschädlinge 87
8 Können die Moorwälder im Hunsrück trotz Klimastress erhalten werden? 91
8.1 Einleitung 91
8.2 Die Untersuchungsstandorte 91
8.3 Untersuchungen zum Alter der Torfe 92
8.4 Wasserhaushalt der Hangbrücher 93
8.5 Torf- und bodenkundliche Kartierergebnisse 95
8.6 Kohlenstoffspeicherung in den Hangbrüchern 98
8.7 Gefährdung der Hangbrücher des Hunsrücks durch Entfichtung 101
8.8 Erhaltung und Förderung des Moorwaldes als Lebensraumtyp 102

8.9 Ausblick 104

Abbildungsverzeichnis 108

Tabellenverzeichnis 111

Abkürzungsverzeichnis 112

Vorwort

Die immer stärker spürbaren Klimaveränderungen wirken sich erheblich auf unsere Biodiversität aus. Der Klimawandel stellt inzwischen eine bedeutende Ursache für den Rückgang von Arten und Lebensräumen dar. Somit muss der Naturschutz auf diese Entwicklungen blicken und im Management der Schutzgüter neue Wege entwickeln.

Auch für die Waldlebensraumtypen nach der FFH-Richtlinie stellen häufigere Dürreperioden, veränderte Niederschlagsmengen und höhere Temperaturen hohe Beeinträchtigungen mit kurz-, mittel- und langfristigen, teils schwer mess- oder absehbaren Effekten dar. Die extrem trocknen Jahre 2018 und 2019 haben die Wälder, die ohnehin durch viele Faktoren geschwächt waren, zusätzlich erheblich geschädigt. Der Druck ist groß, die Veränderungen zu analysieren und ihnen gegebenenfalls mit angepassten Waldbau- bzw. Waldumbaukonzepten zu begegnen und die natürliche Waldentwicklung stärker in den Fokus zu rücken. Hierbei sind gerade die Veränderungen im Hinblick auf die Schutzziele für Arten und Lebensräume nach FFH- und Vogelschutzrichtlinie kritisch zu bewerten und zu diskutieren, wie aus naturschutzfachlicher sowie forstwirtschaftlicher Sicht mit den Veränderungen umgegangen werden sollte.

Noch ist das Wissen über die Folgen mancher Klimaveränderungen jedoch gering. Insbesondere bei den Waldlebensraumtypen (Wald-LRT) der FFH-Richtlinie besteht zu Verhalten der Baumarten, Auswirkungen auf den Erhalt der FFH-Anhangsarten und der charakteristischen Arten der Wald-LRT weiterer Forschungsbedarf. Gleichzeitig sind Spielräume innerhalb der gesetzlichen Vorgaben und Möglichkeiten für den Naturschutz unter den Besonderheiten der dynamischen Veränderungen in Fachdiskussionen weiter auszuloten.

Auf Einladung des Bundesamtes für Naturschutz haben deswegen Expert*innen aus Naturschutz und Forstwirtschaft die möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf die Waldlebensraumtypen im Rahmen des Workshops „Natura 2000 Waldlebensraumtypen im Klimawandel“ am 24. und 25.11.2020 online diskutiert. Zudem wurden Forschungslücken identifiziert, die Veränderungen aus Biodiversitätssicht bzw. aus Sicht des Erhalts der FFH-Schutzgüter bewertet und wie damit aus Naturschutzsicht und unter Einbeziehung der forstwirtschaftlichen Perspektive umgegangen werden soll.

Ich hoffe, dass die Ergebnisse und Anregungen vielen Wissenschaftler*innen und Akteuren der Praxis Anregungen für den zukünftigen Umgang mit den Wald LRT der FFH-Richtlinie geben können.

Sabine Riewenherm

Präsidentin des Bundesamts für Naturschutz

Zusammenfassung

Wälder sind aufgrund ihrer vielen Leistungen wichtige Ökosysteme. Aus diesem Grund werden unter anderem die typischen Waldlebensräume innerhalb der EU durch die Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie geschützt. In den vergangenen Jahren sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die Waldlebensraumtypen (Wald-LRT) mit der Zunahme der Extremwetterereignisse in den Fokus geraten. Dazu kommen weitere Belastungen, wie z. B. Stickstoffeinträge, Wildverbiss oder Zerschneidung, die auf die Wald-LRT einwirken und die Auswirkungen des Klimawandels verstärken. Um die verschiedenen Wald-LRT hinsichtlich ihrer Klimaplastizität einzuordnen, erfolgte von Petermann, Balzer et al. (2007) eine erste Einschätzung der jeweiligen Klimasensitivität.

Diese wurde anlässlich der Aktualisierung des BfN-Handbuchs zur Umsetzung der FFH-Richtlinie (Ssymank, Ellwanger et al. 2021, 2022) und der Vogelschutz-Richtlinie überprüft und gegebenenfalls angepasst. Für die Umsetzung in der Praxis wurde vom BfN vom 24. bis 25.11.2020 eine Fach-Tagung „Waldlebensraumtypen im Klimawandel“ mit dem Ziel, Forschungsdefizite und Möglichkeiten für Anpassungsstrategien, Management und Maßnahmen zum Erhalt und Verbesserung der Wald-LRT zu identifizieren, durchgeführt. Der Workshop bestand aus einer Reihe von Expertenvorträgen und Arbeitsgruppen zu den flächenmäßig weit verbreiteten Buchen und Eichen-Wald-LRT mit ihren Vorkommen innerhalb und außerhalb von Natura 2000-Gebieten sowie zu Wald-LRT auf Sonderstandorten mit einem sehr hohem Flächenanteil innerhalb von Natura 2000-Gebieten. Die Ergebnisse der Arbeitsgruppen als auch der Diskussionen waren übereinstimmend, dass wesentliche Flächenverluste bei den weitverbreiteten Wald-LRT in den nächsten Jahren voraussichtlich nicht zu erwarten sind. Lokal leidet die Buche jedoch bereits nachweislich unter Trockenstress. Schon deshalb sollten die Kronen der Buchenwälder weitestgehend geschlossen gehalten werden, um einer Verschlechterung vorzubeugen. Bei den kleinräumigen Wald-LRT auf Sonderstandorten kann es in den nächsten Jahrzehnten zu Flächenverlusten kommen, die vermutlich nur durch investive Maßnahmen aufgehalten werden können (z.B. Oberbodenabtrag zum Nährstoffentzug für die Flechtenkiefernwälder und Kiefernwälder der sarmatischen Steppe). Bei den wasserabhängigen LRT sind vor allem die Revitalisierung des Wasserhaushaltes notwendig, um die Verschlechterung der jeweiligen Wald-LRT aufhalten zu können. Insgesamt konnte der Workshop Ansätze und Maßnahmen für den Schutz der Wald-LRT liefern, um klimawandelbedingte Beeinträchtigungen und Gefährdungen entgegen zu wirken.

Abstract

Forests are important ecosystems because of their multiple services. For this reason, typical forest habitats within the EU are protected by the Habitats Directive, among others. In recent years, the effects of climate change on forest habitat types have come into focus with the increase in extreme weather events. In addition, there are other pressures, such as nitrogen inputs, game browsing or fragmentation, which affect the forest habitats and amplify the effects of climate change. In order to classify the different forest habitats in terms of their climate resilience, Petermann, Balzer et al. (2007) made an initial assessment of the respective climate sensitivity. This was reviewed and, if necessary, adjusted during the update of the BfN manual on the implementation of the Habitats Directive (Ssymank, Ellwanger et al. 2021, 2022) and the Birds Directive. In preparation for implementation in practice, the BfN held an expert workshop on "Forest habitat types in a changing climate" from 24 to 25 November 2020 with the aim of identifying research deficits and opportunities for adaptation strategies, management and measures for the conservation and improvement of forest habitat types. The workshop consisted of a series of expert presentations and working groups on the widespread beech and oak forest habitats types with their occurrences inside and outside Natura 2000 sites as well as on forest habitats types on special sites with a very high proportion of land within Natura 2000 sites. The results of the working groups as well as the discussions were unanimous that significant area losses for the widespread forest habitats types are not to be expected in the next few years. Locally, however, beech forests already been proven to suffer from drought stress. For this reason, beech forests should be kept closed as far as possible in order to maintain the forest interior climate. In the case of the small-scale forest-habitat types on special sites, there may be a loss of area in the next decades, which can probably only be stopped by investment measures (e.g. topsoil removal for nutrient removal for the lichen pine forests and pine forests of the Sarmatian steppe). In the case of water-dependent habitats, the revitalization of the water balance is particularly necessary in order to halt the deterioration of the respective forest habitats. In total, the workshop was able to provide approaches and measures for the protection of forest habitats in order to counteract pressures and threats caused by climate change.

1 Natura 2000 Waldlebensraumtypen im Klimawandel – Forschungsdefizite und Möglichkeiten für Anpassungsstrategien, Management und Maßnahmen

A. Ssymank und M. Röhling

1.1 Einleitung

Der Klimawandel in Verbindung mit dem Schutzgebietssystem Natura 2000 ist kein neues Thema und ist bereits mehrfach Gegenstand von nationalen und internationalen Fachsymposien und -workshops des BfN gewesen (Balzer, Dieterich et al. 2007, Ellwanger, Ssymank et al. 2012, Rabitsch, Winter et al. 2010, Vohland, Badeck et al. 2013). Schon seit Anfang der 2000er wurde die Thematik diskutiert, allerdings waren damals erste Auswirkungen des Klimawandels noch kaum oder nur für Fachleute erkennbar und der Fokus lag noch weitgehend auf einzelnen Arten. Mit den Dürreschäden der Jahre 2018 und 2019 sind die Waldlebensraumtypen (Wald-LRT) stärker in den Fokus der Betrachtungen zum Klimawandel geraten. Aufgrund dessen hat das BfN die Fach-Tagung „Waldlebensraumtypen im Klimawandel“ mit dem Ziel Forschungsdefizite und Möglichkeiten für Anpassungsstrategien, Management und Maßnahmen zum Erhalt und Verbesserung der Wald-LRT zu identifizieren vom 24.11. bis 25.11.2020 durchgeführt. Dabei wurde mit Fachleuten aus Wissenschaft und Praxis über die zu erwartenden Auswirkungen auf die bislang in Deutschland gemeldeten Waldlebensraumtypen, die abschätzbaren lokalen oder regionalen Verluste von Lebensraumtypen oder bestimmten Ausbildungen und eventuell neu „einwandernde“ Lebensraumtypen diskutiert.

1.2 Klimawandel – Was bedeutet das?

Bereits nach dem vierten Bericht des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) war aufgrund des vom Menschen induzierten Klimawandels mit einer Erhöhung der Mitteltemperatur je nach Modellszenario von 2,5 bis über 4 Grad Celsius zu rechnen (IPCC 2007). Nach dem sechsten Bericht der Working Group I des IPCC wird bereits bis 2030 mit einem Anstieg der Mitteltemperatur von 1,5 °C erwartet (Allan, Arias et al. 2021). Regional können diese Temperaturwerte allerdings deutlich stärker abweichen. So fallen sie in der Regel in (sub-) atlantischen Klimaregionen geringer aus, während unter subkontinentalen Bedingungen die Prognosen meist deutlich über diesen Mittelwerten liegen (z.B. ostdeutsche Trockengebiete). Damit einhergehend wird zunehmend mit anhaltenden Trockenheitsphasen und einer erhöhten Anzahl von weiteren Extremwetterlagen, wie z.B. Starkregen und Stürmen in Mitteleuropa zu rechnen sein (Abb. 1). In den letzten Jahren waren Auswirkungen auch in Deutschland zu spüren.

Hinzu kommen für die Wald-LRT weitere Zusatzbelastungen, die teilweise die Auswirkungen des Klimawandels verstärken. Dies können neben Pathogenen wie beim Eschentriebsterben oder Ulmensterben auch die hohe atmogene Stickstoffbelastung oder das Absterben von Alteichen u.a. wegen begrenzter Anpassungsfähigkeit der Altbäume an ein geändertes Wasserregime sein. Ebenfalls spielen veränderte Bewirtschaftungsbedingungen und -weisen in der Forstwirtschaft (z.B. der weitgehende Verlust historischer Bewirtschaftungsweisen wie Mittelwaldwirtschaft oder Stickstoffentzug durch Streurechen) oder die besondere Situation der meisten Eichenwälder auf sekundären Standorten eine wichtige Rolle (Ssymank, Buschmann et al. 2019a).

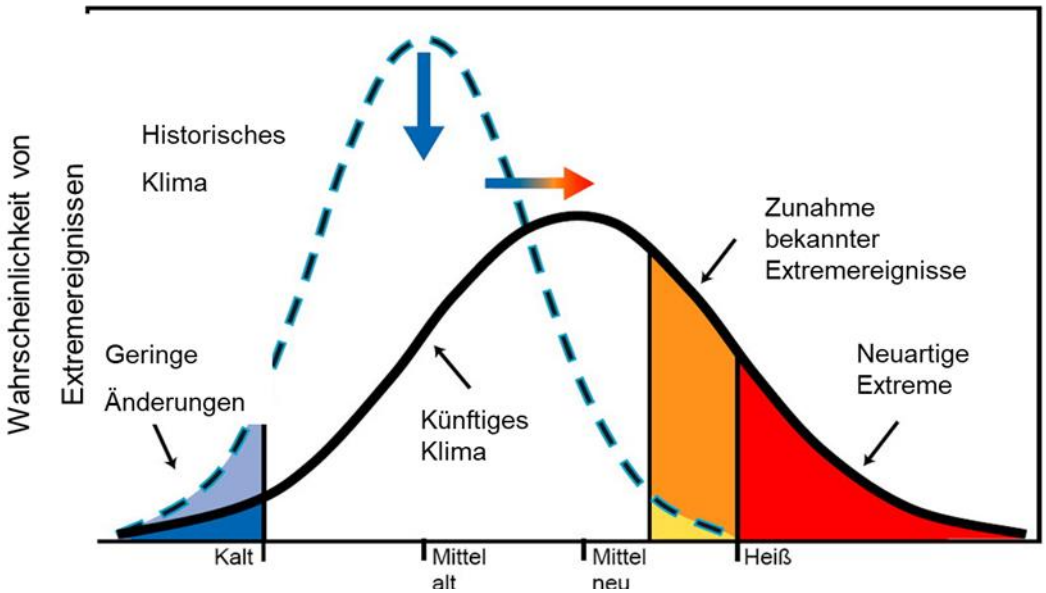


Abb. 1: a) Beginn oranger Bereich: Besondere Betroffenheit kaltstenothermer und gewässerabhängiger LRT; b) Roter Bereich: Einwandern subkont.-mediterraner LRT / Neuentstehung von LRT. Grafik verändert nach Beierkuhnlein & Foken (2008)

1.3 Auswirkungen des Klimawandels auf die Lebensräume und Arten

Auf die dargestellten Auswirkungen des Klimawandels können bei Pflanzen und Tieren unterschiedliche Reaktionen bzw. Anpassungen beobachtet werden. Da insgesamt davon auszugehen ist, dass sich durch den Klimawandel und die damit einhergehende Erwärmung die Vegetationsperiode weiter verlängert (im Vergleich zum Zeitraum 1988 bis 2027 bereits bis zu zehn Tagen [Umweltbundesamt 2019]), kann es beispielsweise zu einer früheren Rückwanderung bei Zugarten oder bei Insekten zu einer früheren Eiablage kommen. Außerdem können bei polyvoltinen Arten zusätzliche Generationen entstehen und bei Arten, die bisher in larvaler Diapause oder als Puppen überwintert haben, kann eine Überwinterung als Imagines möglich werden.

Durch die reduzierte Anzahl von Frost- und Eistagen, die fehlende oder deutlich kürzere winterliche Schneedecke und durch Veränderungen in der jährlichen Niederschlagsverteilung mit sommerlichen Wasserdefiziten, ist auch zu erwarten, dass vor allem wärmeempfindliche Arten aufgrund der sich ändernden Klimabedingungen nach Norden und in die Höhe wandern (Haaren, Saathoff et al. 2010). Dies kann zu einer (teilweisen) Desynchronisation in der Interaktion zwischen den Arten führen (z.B. Parasitoide, Blütenbestäubung, Nahrungsverfügbarkeit für die Aufzucht von Jungvögeln) und somit auch zu Veränderungen von Konkurrenzverhältnissen (Europäische Kommission 2013). Bei den Tieren geht beispielsweise Fartmann, Behrens et al. (2012) davon aus, dass von ca. 1.200 Tierarten in Nordrhein-Westfalen 48% klimasensitiv sind, wobei es ungefähr gleichviel Gewinner und Verlierer gibt. Eine Risikoanalyse von 513 Arten von Rabitsch, Winter et al. (2010) sieht bei 77% ein mittleres Risiko und bei 12% ein hohes Risiko, wobei in den Hochrisikogruppen vor allem Wirbellose vertreten sind. Auch Settele, Kudrna et al. (2008) gehen bei den Schmetterlingen von einem Verlust von ca. 30 % der Schmetterlingsarten bis 2050 aus. Insgesamt ist zu erwarten, dass sich bestehende Zönosen teilweise auflösen und neue Artenkombinationen entstehen.

Dabei werden hauptsächlich seltenere oder stenotope Arten und Lebensraumtypen betroffen sein. Zusammenfassend wird sich bei vielen Lebensraumtypen die Artenzusammensetzung ändern (Pompe, Hanspach et al. 2010), eventuell sich dadurch der Lebensraumtyp ändern, bestimmte Ausbildungen verloren gehen oder gar neue Artenkombinationen mit bisher nicht bekannten Biotoptypen oder Lebensraumtypen entstehen (Ewald, Ssymank et al. 2022, Pompe, Berger et al. 2011). Positiv hingegen reagieren submediterrane bis subkontinentale Arten, die insgesamt wärmeliebend und trockenresistenter sind. Bekannte Beispiele sind die Ausbreitung des Bienenfressers (*Merops apiaster*), der Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*), der *Manitispa*-Arten, der Holzbienen (*Xylocopa violacea*) oder einzelner *Paragus*-Arten bei den Schwebfliegen nach Norden.

1.4 Klimasensitivität von Lebensräumen

Für die in Deutschland vorkommenden Lebensraumtypen (LRT) haben erstmals Petermann, Balzer et al. (2007) eine Einschätzung zur Klimasensitivität vorgenommen. Hierbei wurden verschiedene Faktoren (z.B. Trend, Grundwasserabhängigkeit, Regenerierbarkeit) berücksichtigt. Im Rahmen der Aktualisierung des BfN-Handbuchs zu den Lebensraumtypen wurde die Einstufung überprüft und gegebenenfalls angepasst (Ssymank, Ellwanger et al. 2021 und 2022). Die klimatischen Veränderungen können sich bei den LRT entweder auf die Lebensgemeinschaften oder auf den Erhaltungszustand auswirken (Petermann, Balzer et al. 2007). Circa ein Drittel aller in Deutschland vorkommenden LRT haben eine geringe Klimasensitivität und sind somit wenig anfällig. Jedoch zeigt sich bei mehr als der Hälfte der LRT bei fortschreitender klimatischer Veränderung ein negativer Trend und sie werden sich somit voraussichtlich zumindest in der jeweiligen Artzusammensetzung ändern. Bei den besonders sensitiven LRT wie Gletscher, aber auch Watt, Salzwiesen sowie punktuell Moore und Feuchtgrünlandtypen sind Flächenverluste zu erwarten. Bei Trockenrasen, Fließgewässern und alpinen Lebensräumen ist hingegen lediglich mit Areal- bzw. Artverschiebungen zu rechnen, wobei die letztgenannten nicht weiter in die Höhe ausweichen können und somit stärker durch den Klimawandel gefährdet werden. Allerdings muss deutlich zwischen direkten Änderungen durch den Klimawandel und anthropogenen Veränderungen durch z.B. Grund- und Oberflächenwasserentnahmen oder durch weitere Belastungsfaktoren unterschieden werden.

Tab. 1: Klimasensitivität und Wasserabhängigkeit von Waldlebensraumtypen nach Petermann, Balzer et al. (2007) u. LAWA- AO (2018); aktualisiert nach Ssymank, Ellwanger et al. (2022)

LRT	Name	Sensitivität	Trend Klima	Wasserabh.	Melde%
9110	Hainsimsen-Buchenwälder	Mittel	=	Bedingt	33
9120	Atlantische, bodensaure Buchen-Eichenwälder mit Stechpalme	Mittel	=	Bedingt	57
9130	Waldmeister-Buchenwälder	Mittel	=	Bedingt	44
9140	Subalpine Bergahorn-Buchenwälder	Gering	-	Nein	100
9150	Orchideen-Kalk-Buchenwälder	Gering	+	Nein	65
9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder	Mittel	=	Ja	65
9170	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder	Gering	=	Nein	65

LRT	Name	Sensitivität	Trend Klima	Wasserabh.	Melde%
9180	Schlucht- und Hangmischwälder	Hoch	-	Bedingt	59
9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandböden mit Sieleiche	Mittel	-	Bedingt	65
91D0	Moorwälder	Hoch	-	Ja	57
91E0	Erlen-Eschen- und Weichholzauenwälder	Hoch	-	Ja	73
91F0	Hartholzauenwälder	Hoch	-	Ja	99
91G0	Subkontinentale bis pannonische Eichen-Hainbuchenwälder	Gering	+	Nein	100
91T0	Mitteleuropäische Flechtenkiefernwälder	Hoch	=	Nein	51
91U0	Kiefernwälder der sarmatischen Steppe	Hoch	=	Nein	62
9410	Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder	Hoch	-	Bedingt	48
9420	Alpine Lärchen- und/oder Arvenwälder	Mittel	-	Nein	76
9430	Montane und subalpine Bergkiefernwälder (* auf Gips- oder Kalksubstrat)	Mittel	=	Nein	

Auch bei den in Deutschland vorkommenden Wald-LRT ist mit unterschiedlichen Auswirkungen zu rechnen, die auf den Klimawandel zurückzuführen sind. Vor allem bei den kleinflächig vorkommenden und wasserabhängigen Wald-LRT (z.B. Moorwälder) sind stärkere Auswirkungen zu erwarten (vgl. Tab. 1). Die meisten von ihnen weisen zusätzlich zu einer hohen Klimasensitivität einen negativen Trend auf. Geringere Auswirkungen werden voraussichtlich beim thermophilen LRT 9150 und dem subkontinentalen LRT 91G0 zu erwarten sein. Beide weisen neben einer geringen Klimasensitivität auch einen positiven Trend auf (Tab. 1).

Bei den in Deutschland großflächig vorkommenden Wald-LRT, wie z.B. den Buchenwald-LRT 9110 und LRT 9130, können zwar teilweise Arealveränderungen vorkommen oder sich Veränderungen bei der Artenzusammensetzung ergeben, allerdings werden sie weiterhin unter die weitgefassten Definitionen im Interpretation Manual fallen (European Commission/DG Environment 2013). Jüngere Ereignisse der letzten Trockenjahre deuten darauf hin, dass bei Häufung von sehr trockenen Sommern auch Buchenwald-LRT in Randbereichen zu thermophilen Wäldern (z.B. Oberhänge des Moseltals) sowie in den niederschlagsärmeren Regionen subkontinentaler Prägung zumindest teilweise von den Auswirkungen des Klimawandels stärker betroffen sein können.

Mit Flächenverlusten ist auch bei hochmontanen bis alpinen Wald-LRT, wie den subalpinen Bergahorn-Buchenwäldern (LRT 9140) und den alpinen Lärchen- und Arvenwäldern (LRT 9420), zu rechnen. Weiterhin werden bei den wasserabhängigen Wald-LRT Flächenverluste erwartet, da u.a. das Abflussverhalten und die Hydrodynamik der Gletscher Einfluss auf das Überflutungsregime bei den Weichholz-Auenwäldern (LRT 91E0) und den Hartholzauenwäldern (LRT 91F0) nehmen.

Die mögliche Arealverschiebung einzelner LRT kann zusätzlich dazu führen, dass in Deutschland neue LRT einwandern. Dies werden voraussichtlich in erster Linie mediterrane, subkontinentale und pannonische Typen sein, die über das Rheintal/ Mosel (Südwesten), das Donautal (Südosten) sowie aus dem subkontinentalen Bereich (Tschechien, Polen) einwandern (vgl. Bittner & Beierkuhnlein 2014). Bei den Wäldern sind das voraussichtlich die pannonischen Flaumeichen-Wälder (LRT 91H0*), später eventuell noch Edelkastanienwälder (LRT 9260) oder die *Salix alba*/ *Populus alba*-Galeriewälder (LRT 91A0) in den großen Flusstalauen.

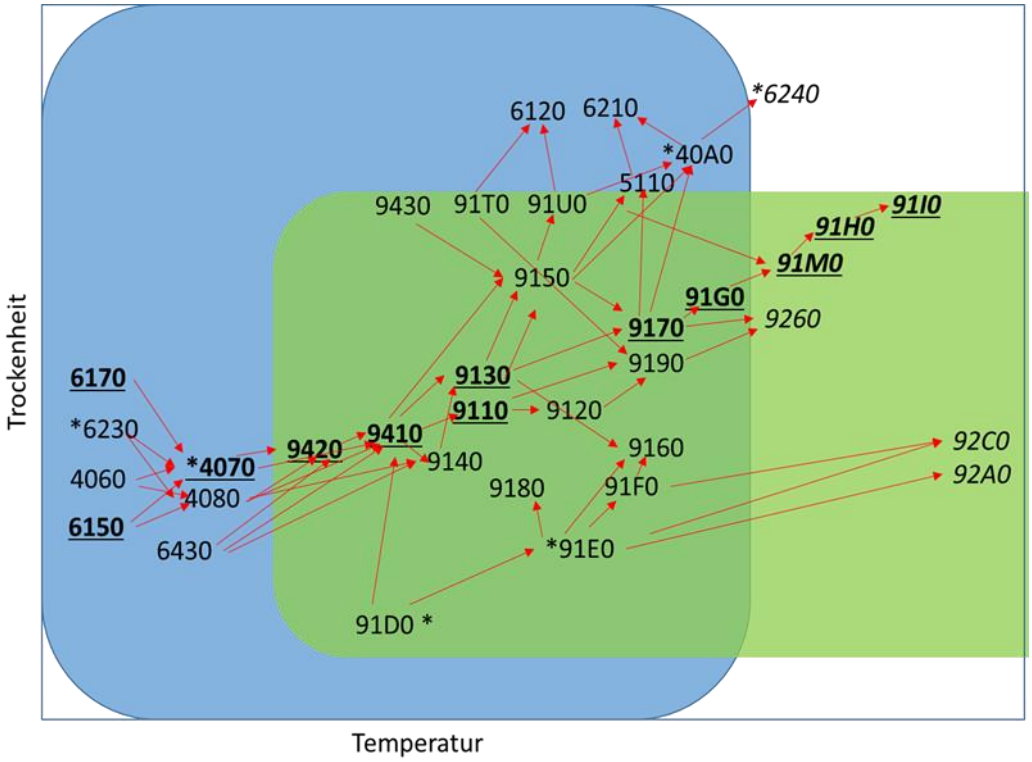


Abb. 2: Ökogramm mit im Klimawandel erwarteten LRT-Übergängen (rote Pfeile); fett und unterstrichen: zonale LRTs; blau: in Deutschland vorhandene LRTs, grün Wald-LRTs; * prioritärer LRT; kursiv: noch nicht in Deutschland vorkommende LRTs – Wald-LRT: 91H0 Pannonische Wälder mit *Quercus pubescens*, 91I0 Euro-sibirische Steppenwälder mit *Quercus spp*., 91J0 *Taxus baccata* Wälder, 91M0 Pannonische-balkanische Zerreichen- und Traubeneichenwälder, 9260 *Castanea sativa* Wälder, 92A0 *Salix alba* und *Populus alba* Galeriewälder, 92C0 *Platanus orientalis* und *Liquidambar orientalis* Wälder (*Platanion orientali*); Nicht-Wald-LRT: 4060 Alpine und boreale Heiden, 4070* Buschvegetation mit *Pinus mugo* und *Rhododendron hirsutum*, 4080 Subarktisches Weidengebüsch, 40A0* Subkontinentale peripannonische Gebüsche, 5110 *Stabile xerothermophile* Formationen von *Buxus sempervirens* an Felsabhängen (*Berberidion* p. p.), 6120* Trockene, kalkreiche Sandrasen, 6150 Boreo-alpines Grasland auf Silikatsubstraten, 6170 Subalpine und alpine Kalkrasen, 6210 Naturnahe Kalktrockenrasen und deren Verbuschungsstadien (*Festuco-Brometalia*) (* mit bemerkenswerten Orchideen), 6230* Artenreiche montane Borstgrasrasen auf Silikatböden, 6240* Subpannonische Steppen-Trockenrasen, 6430 Feuchte Hochstaudenfluren (nach Ewald, Ssymank et al. 2022)

Intensiver haben sich seit dem Workshop z.B. Ewald, Ssymank et al. (2022) mit den möglichen Veränderungen von Wald-LRT beschäftigt und hier als Experteneinschätzung ein

Diagramm mit möglichen Veränderungen in der Folge des Klimawandels vorgelegt, welches multiple Wege der Veränderungen aufzeigt (Abb. 2). Je trockener und wärmer das Klima wird, desto mehr ist eine Änderung hin zu bislang noch nicht in Deutschland vertretenen Wald-LRT zu erwarten. In bestimmten Fällen kann sich sogar aus einem Wald-LRT ein Offenland-LRT entwickeln bzw. umgekehrt.

Bislang wurde beim letzten nationalen FFH-Bericht (BfN 2019) lediglich in der kontinentalen und alpinen biogeografischen Region bei vereinzelten feucht und kühler liebenden Wald-LRT Beeinträchtigungen und Gefährdungen genannt, die im Zusammenhang mit dem Klimawandel stehen. Hierzu zählen vor allem „Temperaturzunahme“ und „Niederschlagsabnahme im Sommer“. Im nächsten nationalen FFH-Bericht könnten aufgrund der letzten Trockenjahre die Anzahl der klimainduzierten Beeinträchtigungen zunehmen.

1.5 Handlungsbedarf

Es gilt auf die verschiedenen Sektorpolitiken hinsichtlich Ihres klimarelevanten Handelns einzuwirken, um die Auswirkungen des Klimawandels abzuschwächen. Wälder und Moore sind so zu schützen und zu entwickeln, dass sie ihre Funktionen als Kohlenstoffsenken und für einen ausgeglichenen Landschaftswasserhaushalt erfüllen können. Bei den anstehenden Herausforderungen des Erhalts und Schutzes der Wald-LRT und des damit verbundenen Handlungsbedarfs darf die Klimakrise nicht isoliert betrachtet werden. Der Klimawandel trifft vielfach auf bereits vorgeschwächte Wälder, deren Vitalität und Selbstorganisationsfähigkeit erheblich herabgesetzt sind. Zerschneidung und Fragmentierung, Nährstoffeinträge, zu hohe Wildbestände, invasive Arten und neue Krankheiten, Entwässerung und Wasserentnahme führen dazu, dass sich die Resilienz von Wäldern gegenüber dem Klimawandel verschlechtert.

Ziel innerhalb des Schutzgebietsnetzes Natura 2000 sollte sein, die „Fitness“ zu erhöhen, um günstige Erhaltungszustände zu erreichen. Die Resilienz der Ökosysteme wird gestärkt, indem die Gebiete möglichst arrondiert und mit Pufferzonen versehen werden, um negative Randeinflüsse zu vermeiden bzw. deutlich zu vermindern. Bei der Arrondierung sollten sämtliche Lebensraumkomplexe mit ihrer, im Gebiet und dessen Umgebung vorhandenen, standörtlichen Variabilität und Höhengradienten inklusive den dazugehörigen jeweiligen Lebensraumtypen oder funktionell damit verbundenen Biotoptypen einbezogen werden. Zudem kann eine Analyse der Kohärenz genutzt werden, um durch Landschaftselemente den Biotopverbund zu verbessern (Europäische Kommission 2016). Auf Ebene des Gebietsmanagements erscheint es sinnvoll, mögliche Zukunftsszenarien auf Basis einer Sensitivitätsanalyse zum Klimawandel zu berücksichtigen sowie verschiedene Möglichkeiten der Wasserrückhaltung in der Landschaft mit einzubeziehen.

1.6 Vorträge

Nach der Einleitung in das Thema wurde durch Prof. Dr. Andreas Schweiger ein dynamischer Ansatz des Naturschutzes dargestellt. Er beleuchtete die adaptive Komplexität von Waldökosystemen und die Schwierigkeit die Interaktionen von Prozessen in Ökosystemen vorherzusagen. Diese machen ein adaptives Management von Waldlebensräumen notwendig. Hierzu sind genaue Definitionen der Indikatoren und Kenngrößen erforderlich, um ein solches Management implementieren zu können (Schweiger, diese Ausgabe). Andreas Schabel zeigte anschließend am Beispiel Südwestdeutschlands die Arealveränderungen von den Eichen und der Buche und die damit einhergehenden strukturellen und waldbaulichen Auswirkungen

auf den Erhaltungszustand der Wälder (Schabel, diese Ausgabe). Der Kenntnisstand über die Entwicklung von Wald-LRT im Klimawandel war Thema des Vortrags von Dr. Peter Meyer (Meyer & Demant, diese Ausgabe). Stefan Hohnwald zeigte danach erste Ergebnisse des Projekts „Nemorale Laubwälder unter Klimaextremen“ (NEMKLIM) in dem mikroklimatische Messungen in Eichen-Buchen Ökotonen in den Rumänischen West-Karpaten durchgeführt wurden, um mikroklimatische Kipppunkte im Übergang von Buchen- zu Eichenwäldern zu dokumentieren (Hohnwald, diese Ausgabe).

Im folgenden Vortrag gab Prof. Dr. Jörg Müller Einblicke über in die Auswirkungen des Klimawandels auf Baumartenzusammensetzungen im Bayerischen Wald und referierte über die Dominanz der Buche. Die Wahrnehmung der Dominanz der Buche resultiert seiner Ansicht daraus, dass das Wachstumsverhalten der Buche meistens lediglich über einen Zeitraum der letzten 200 Jahre betrachtet wird, in denen sommerfeuchte Witterungsverhältnisse verstärkt auftraten. Wenn der Zeitraum über die letzten 1.000 Jahre betrachtet wird, ist eine Dominanz nicht durchgängig vorhanden gewesen. Weitere Faktoren, die zur heutigen Dominanz der Buche führen, sind hohe Schalenwildbestände sowie eine fehlende Dynamik in deutschen Wäldern als Konsequenz der Waldbewirtschaftung. Dadurch wurde/wird die Etablierung anderer Mischbaumarten (Eiche, Ahorn) teils behindert. Die Dominanz der Buche kann somit teilweise auch als Resultat anthropogener Einflüsse gesehen werden. Weiterhin sei der Begriff „Waldgesellschaft“ zwar als theoretisches Konstrukt wichtig, um das Zusammenwirken verschiedener Arten nachvollziehen zu können, infolge des Klimawandels kann es jedoch zu neuen Artenkombinationen kommen, für welche eine starre Betrachtung von Waldgesellschaften nicht geeignet sei. Um die Realität besser widerzuspiegeln, wären daher oft andere, breiter gefasste Bezeichnungen nützlicher, wie z.B. temperate Laubmischwälder anstelle von Buchenwaldlebensraumtypen.

Nach der ersten Arbeitsgruppensitzung wurde am zweiten Tag durch Dr. Heinz Bußler das Beispiel der wärmegetönten Eichenmischwälder um Bad Windsheim vorgestellt. Hier werden seit 30 Jahren die Baumartenveränderungen und die Auswirkungen der Mittelwaldwirtschaft auf die xylobionten Käfer und Schmetterlingsgradationen beobachtet und erforscht (Bußler, diese Ausgabe). Anschließend stellte Prof. Dr. Jörg Ewald die Wichtigkeit des Waldbodens von Bergwäldern für die Kohlenstoffspeicherung und die zunächst positive Reaktion der bayerischen Bergwälder auf die Klimaveränderungen mit z.B. Zuwachsgewinnen aufgrund der längeren Vegetationsperiode und ausreichend vorhandener Niederschläge dar (Ewald, diese Ausgabe). Als letzten Vortrag wurden durch Dr. Gebhard Schüler die Erhaltungsmöglichkeiten der südwestdeutschen Moorwälder trotz Klimastress vorgestellt (Schüler, diese Ausgabe).

1.7 Arbeitsgruppenergebnisse

In zwei Arbeitsgruppensitzungen wurde anhand von Leitfragen zuerst über die klimawandelbedingten Veränderungen der Wald-LRT, den Forschungsbedarf und über den Ist-Zustand und die Zukunftsaussichten diskutiert. In einer zweiten Arbeitsgruppenphase wurden dann entsprechende Anpassungsstrategien und Handlungsempfehlungen erarbeitet. Dabei wurden die weitverbreiteten Wald-LRT (Tab. 2) und die kleinflächigen Wald-LRT bzw. Wald-LRT auf Sonderstandorten getrennt voneinander betrachtet (Tab. 3).

Bei den meisten weitverbreiteten Buchen- und Eichen-LRT wurden bislang keine gravierende Veränderung des Areals gesehen. Lediglich aktive forstwirtschaftliche Maßnahmen lassen Auswirkungen auf das Verbreitungsgebiet der Lebensraumtypen erwarten (Tab. 2).

Insgesamt wurde für den Erhalt der Buchen-LRT eine naturnahe Bewirtschaftung mit langen Verjüngungszeiträumen und einem Alt- und Totholzkonzept als sinnvoll betrachtet. Dabei sollte sich die Bewirtschaftung grundlegend hin zu einer kleinflächigeren Nutzung ändern und auf das Innenklima geachtet werden. Grundlegend sollten die Bestände länger geschlossen gehalten werden. Dies könnte z.B. durch Zielvorgaben von Mindestvorräten gewährleistet werden.

Bei den weitverbreiteten Eichen-LRT könnte für den Erhalt vor allem bei Standorten mit einer geringen nutzbaren Feldkapazität auf Mittelwaldbewirtschaftung gesetzt werden. Dies kann zu einer Erhöhung der Einzelbaumstabilität und einer Förderung des Arteninventars führen. Bei Eichen-LRT auf sekundären Standorten muss die Eiche aktiv gegen konkurrenzstärkere Arten gefördert werden. Zudem sollten die Flächen für die Verjüngung der Eiche ausreichend groß sein, um den Lichtbedarf der Verjüngung zu gewährleisten (vgl. Tab. 2). Alternativ kommen andere pflegeintensive Eichenförderungsmaßnahmen im Halbschatten von Altbeständen in Frage, wie sie z.B. in Frankreich (Ssymank, Buschmann et al. 2019b) praktiziert werden oder gezielte Maßnahmen zur Förderung trockenheitsresistenterer Provenienzen.

Beim Forschungsbedarf wurde vor allem das mangelnde Wissen über die zukünftigen Konkurrenzbeziehungen zwischen den Baumarten angeführt. So sollte die genetische Bandbreite der heimischen Baumarten untersucht werden, um passende zukünftige Herkünfte der Baumarten zu kennen. Dies wird zu mindestens erstmals in größerem Umfang im Zuge des 4. Durchgangs der Bundeswaldinventur erfolgen.

Tab. 2: Übersicht der Arealveränderungen und Maßnahmen der weitverbreiteten Wald-LRT innerhalb und außerhalb von FFH-Gebieten

LRT	LRT-Name	Arealveränderung in den nächsten 50 Jahren	Maßnahmen für eine Verbesserung bis 2030	Aktuelle Belastungen
9110	Hainsimsen-Buchenwälder	Keine Veränderung erwartet	Bestände möglichst geschlossen halten Verjüngung durch NV	Bewirtschaftungsverfahren mit großen Auflichtungen
9120	Atlantische, bodensaure Buchen-Eichenwälder mit Stechpalme	Keine Veränderung erwartet	Gräben wieder aufstauen	Stechpalme und Eibe werden oft zurückgedrängt
9130	Waldmeister-Buchenwälder	Keine Veränderung erwartet	Bestände möglichst geschlossen halten	Bewirtschaftungsverfahren mit großen Auflichtungen
9150	Orchideen-Kalk-Buchenwälder	Keine Veränderung erwartet	Buchen- Naturverjüngung fördern, Eichenanteile erhöhen	
9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder	Ist vom Standort abhängig, auf mittleren Standorten eher keine Veränderung	Wiederherstellung des Wasserhaushalts, ggf. trockenheitsresistentere Provenienzen	Entwässerung
9170	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder	Keine/ geringe Veränderung erwartet		

LRT	LRT-Name	Arealveränderung in den nächsten 50 Jahren	Maßnahmen für eine Verbesserung bis 2030	Aktuelle Belastungen
9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit Stieleiche	Keine bzw. nur geringe Veränderung erwartet		Neophyten (*P. serotina*)
9410	Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder	keine Aussage hierzu (vom Zeithorizont stark abhängig vgl. auch Ewald, Ssymank et al. 2022)		

Wie bei Ewald, Ssymank et al. (2022) diskutiert, zeigen jedoch die letzten extrem trockenen Jahre, dass die Unsicherheit in der Prognose auch die Häufung von Extremereignissen zurückzuführen sein kann. Diese können zu mindestens an Arealgrenzen oder and standörtlichen Trockengrenzen lokal bis regional zu Verschiebungen bei den LRT führen.

Bei den Wald-LRT auf Sonderstandorten wurden viele Veränderungen an den Wald-LRT innerhalb der nächsten 50 Jahre durch den Klimawandel erwartet. Deswegen wurde die Sensitivität der meisten in der Arbeitsgruppe behandelten Wald-LRT höher als in der Vorlage (Diskussionsvorschlag) eingestuft. Vor allem bei den wasserabhängigen Wald-LRT werden Veränderungen erwartet. Zum Beispiel kann ein sich verschlechternder Wasserhaushalt zu einem Rückgang von kleineren Moorkörpern und somit auch von Moorwäldern (LRT 91D0) führen. Kleine Fließgewässer mit Eschen-Erlengaleriewäldern (LRT 91E0) können lokal in den Oberläufen in extrem trockenen Sommern vollständig austrocknen und zu temporären Fließgewässerteilen werden. Eine weitere Unsicherheit ist der derzeitige weitgehende Ausfall der Esche durch das Eschentriebsterben und der Umfang künftig sich entwickelnder Resistenzen (Demonstrationsprojekt Erhalt der Esche [www.FraxForFuture.de]).

Hinsichtlich des Forschungsbedarfs wurden mehr Projekte, wie das vorgestellte NEMKLIM-Projekt, gefordert, da es zu wenig Forschung speziell zu den Veränderungen der Wald-LRT gibt. Ebenso erscheint es wichtig, die Auswirkungen von Extremwetterereignissen zu untersuchen. Aufgrund der rechtlichen Verpflichtung zum Erhaltungsmanagement, wird es wichtig werden entsprechende Maßnahmen zu entwickeln, um die Wald-LRT erhalten zu können.

Bei den Maßnahmen wird in erster Linie die Revitalisierung des Landschaftswasserhaushalts vor allem bei Moorwäldern und bei den Auen als wichtig erachtet. Fallweise kann es dabei allerdings zu einem Rückgang sekundärer Moorwälder zugunsten von Moor-LRT kommen (vgl. Tab. 3). Zudem werden eine Kontrolle und frühzeitige Eindämmung bzw. Entnahme von Neophyten immer wichtiger. Da die Flechten-Kiefernwäldern (LRT 91T0) und den Kiefernwäldern der sarmatischen Steppe (LRT 91U0) auf nährstoffarmen Standorten vorkommen, wird eine Reduktion der Stickstoffeinträge notwendig sein, um die Lebensraumtypen erhalten zu können.

Tab. 3: Arealveränderungen und Maßnahmen der Wald-LRT auf Sonderstandorten

LRT	LRT-Name	Arealveränderung in den nächsten 50 Jahren	Maßnahmen für eine Verbesserung bis 2030	Aktuelle Belastungen
9140	subalpine Bergahorn-Buchenwälder	Verkleinerung des Areals		
9180	Schlucht- und Hangmischwälder	Starke Standortsbindung, deswegen Arealverlagerung nicht möglich	Fichtenforste in Schluchtwaldbereichen umbauen	
91D0	Moorwälder	Rückgang von kleineren Moorkörpern	Fortsetzen der Revitalisierung; langfristiger Prozessschutz; fallweise jedoch auch Rücknahme sekundärer Moorwälder im Zuge einer Verbesserung des Erhaltungsgrads von Moor-LRT 7110, 7120 und 7140	Bewirtschaftung mit Maschinen
91E0	Erlen-Eschen- und Weichholzauenwälder	LRT erlischt lokal aufgrund Wassermangels	Rückdeichung, Wasserhaushalt verbessern, Entwicklung zu flächigen LRT	Durch Bebauung, Landwirtschaft, Zerschneidung
91F0	Hartholzauenwälder	Vergrößerung des Areals	Rückdeichung, Verbesserung des Wasserregimes, Neophytenentnahme, Bibermanagement	Deiche, Kanalisierung, Fragmentierung
91G0	Subkontinentale bis pannonische Eichen-Hainbuchenwälder	Vergrößerung des Areals	Förderung der Eiche, geringer Kronenschluss um einwandern subkont. Arten zu ermöglichen	Schalenwilddichte
91T0	Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder	Nutzungsfaktor evtl. bedeutsamer als klimatische Einflüsse	Sukzession auf ehem. Sandabbauflächen (evtl. mit Inokulation), Reduktion der N-Einträge	Stickstoffeinträge

LRT	LRT-Name	Arealveränderung in den nächsten 50 Jahren	Maßnahmen für eine Verbesserung bis 2030	Aktuelle Belastungen
91U0	Kiefernwälder der sarmatischen Steppe	k. A.	Oberbodenabtrag, Beweidung, wenn nicht erforderlich keine Maßnahmen, Reduktion der N-Einträge	Stickstoffeintrag, Neophyten, Tourismus
9420	Alpine Lärchen- und/oder Arvenwälder	k. A.	Verjüngungsmöglichkeiten der Zirbe verbessern, Höhenverlagerung an geeigneten Standorten zulassen	
9430	Montane und subalpine Bergkiefern-Wälder (*auf Gips- oder Kalksubstrat)	k. A:	Verwendung autochthoner *P. uncinata* bei Sanierungen; Aufrechterhaltung alter Waldweiderechte in den sekundären Beständen mit festgelegtem Substrat	

1.8 Ausblick

Insgesamt sind die meisten Waldlebensraumtypen so breit definiert, dass Artverschiebungen und auch Veränderungen in Höhenzonationen abgedeckt sein werden. Neu einwandernde Lebensraumtypen sind zumeist bereits in den Anhängen der FFH-Richtlinie enthalten. Nichtsdestotrotz gibt es in Deutschland Anpassungsbedarf bei den Schutzgebietszielen, in der rechtlichen Umsetzung und im Gebietsmanagement. Bei eng definierten Lebensraumtypen kann es gegebenenfalls zu einem Verlust innerhalb des charakteristischen Arteninventars kommen. Bei den Wald-LRT ist wie beschrieben davon auszugehen, dass sie unterschiedlich vom Klimawandel betroffen sind. Die weitverbreiteten Wald-LRT auf mittleren bis guten Standorten werden voraussichtlich die Auswirkungen des Klimawandels besser verkraften können als kleinflächige Wald-LRT bzw. Wald-LRT auf Sonderstandorten (vgl. Fischer, Michler et al. 2015, Stefańska-Krzaczek, Faltynowicz et al. 2018). Deswegen sollten vor allem bei letzteren LRT größere Pufferzonen um die Lebensraumtypen eingerichtet werden und diese besser vernetzt werden (vgl. Beierkuhnlein & Foken 2008). Beides sollte bereits beim Gebietsmanagement beachtet werden und zudem durchgeführte Maßnahmen regelmäßig auf ihren Erfolg hin kontrolliert werden. Letzten Endes beinhalten Natura 2000-Gebiete in der Regel mehrere Arten und LRT, so dass durch den Ausfall einzelner Schutzgüter das Gebiet seine Bedeutung für das Netz Natura 2000 nicht verliert.

Einen anderen Ansatz verfolgt das Konzept der Assisted Migration. Hierbei handelt es sich um die anthropogene Ansiedlung/Verlagerung von typischen Arten, wie z.B. Baumarten an Stellen an denen sie unter künftigen klimatischen Bedingungen vorkommen können. Nach Ewald, Ssymank et al. (2022) ist das Konzept (Abb. 3) nicht nur in naturschutzfachlichen, sondern auch in forstwissenschaftlichen Kreisen umstritten. Einerseits widerspricht es dem Ziel

der FFH-Richtlinie, standortsheimische LRT möglichst lange als Wanderkorridore und Trittsteine von Arten zu erhalten und andererseits birgt es auch Risiken durch genetische Kontaminationen, Pathogene oder invasiven Arten. Unter bestimmten Umständen kann das Umsiedeln insbesondere von kleinräumig vorkommenden, immobilen Arten in neue angepasste Lebensräume sinnvoll sein um den Erhaltungszustand der Art oder des Lebensraumtyps zu erhalten.

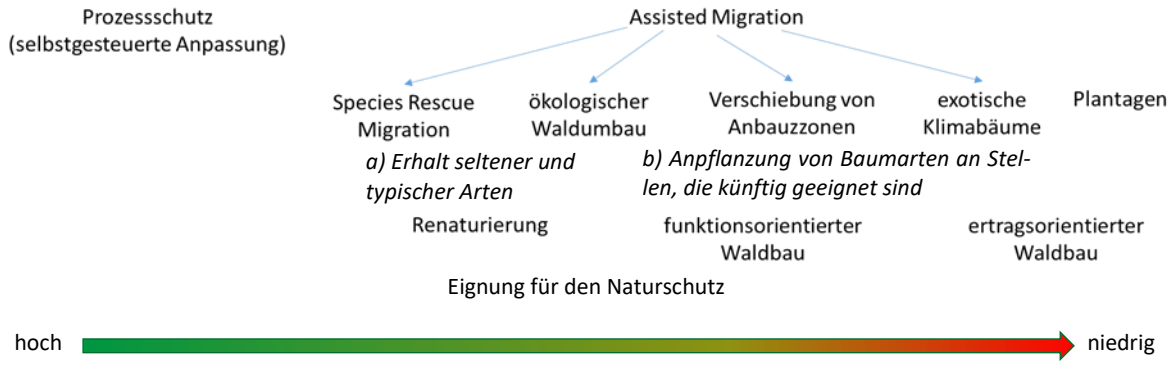


Abb. 3: Einordnung der Assisted Migration im Waldnaturschutz (nach Ewald, Ssymank et al. 2022, verändert)

Dank

Die Autoren danken Dr. Annette Doerpinghaus und Dr. Anke Höltermann für konstruktive Anregungen.

Literaturverzeichnis

Allan, R.P., Arias, P.A., Berger, S., Canadell, J.G., Cassou, C. (2021): Climate change 2021: the physical science basis: summary for policymakers: contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate. Genf (Intergovernmental Panel on Climate Change): 32 S.

Balzer, S.B., Dieterich, M.B., Beinlich, B.B. (2007): Natura 2000 und Klimaänderungen. Tagungsband zur gleichnamigen Tagung vom 28.-31. August 2006 auf der Insel Vilm. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Band 46.Beierkuhnlein, C., Foken, T. (2008): Klimawandel in Bayern: Auswirkungen und Anpassungsmöglichkeiten. Bayreuther Forum Ökologie. 113. Bayreuth (Universität Bayreuth/Bayreuther Zentrum für Ökologie und Umweltforschung): 501 S.

BfN (2019): Nationaler Bericht 2019 gemäß FFH-Richtlinie. Bundesamt für Naturschutz. https://www.bfn.de/ffh-bericht-2019 (gesehen am: 24.02.2022).

Bittner, T., Beierkuhnlein, C. (2014): Entwicklung von Szenarien zur Beeinflussung und Veränderung von Lebensräumen durch den Klimawandel. In: Auswirkungen des Klimawandels auf Fauna, Flora und Lebensräume sowie Anpassungsstrategien des Naturschutzes. 274-367.

Ellwanger, G., Ssymank, A., Paulsch, C. (Hrsg.) (2012): Natura 2000 and climate change – a challenge: presentations and conclusions of the workshop "Natura 2000 and Climate Change – a Challenge", 3rd to 7th May 2010, Isle of Vilm, Germany. Naturschutz und Biologische Vielfalt 118: 211 S.

Europäische Kommission (2013): Leitfaden für den Klimawandel und Natura 2000. Brüssel (Amt für Veröffentlichungen): 111 S. – URL: https://ec.europa.eu/environment/nature/climate-change/pdf/guidance_document_climatechange_web_de.pdf (gesehen am: 04.01.2023).

Europäische Kommission (2016): Natura 2000 und Wälder, Teil I-II. Luxemburg (Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Union): 120 S.

European Commission/DG Environment (2013): Interpretation Manual of European Union Habitats (Version EUR 28). Brussels: 144 S.

Ewald, J., Ssymank, A., Röhling, M., Walentowski, H., Hohnwald, S. (2022): Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und klimainduzierte Waldveränderung – ein Widerspruch? Natur und Landschaft: Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege 97 (7): 340-345.

Fartmann, T., Behrens, M., Möllenbeck, V., Hölzel, N. (2012): Potential effects of climate change on the biodiversity in North-Rhine-Westphalia. Naturschutz und Biologische Vielfalt 118: 63-72.

Fischer, A., Michler, B., Fischer, H.S., Brunner, G., Hösch, S., Schultes, A., Titze, P. (2015): Flechtenreiche Kiefernwälder in Bayern: Entwicklung und Zukunft. Tuexenia 35: 9-29.

Haaren, C. v., Saathoff, W., Bodenschatz, T., Lange, M. (2010): Der Einfluss veränderter Landnutzungen auf Klimawandel und Biodiversität: unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Naturschutz und Biologische Vielfalt. 94: 181, IV S.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2007): 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 (Intergovernmental Panel on Climate Change): 996 S. – URL: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/05/ar4_wg1_full_report-1.pdf (gesehen am: 12.08.2022).

LAWA-AO – Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (2018): Handlungsempfehlungen zur Identifizierung und Kennzeichnung von wasserabhängigen Natura 2000-Gebieten. 156. LAWA-Vollversammlung. Weimar (LAWA-AO): 5 S.

Petermann, J., Balzer, S., Ellwanger, G., Schröder, E., Ssymank, A. (2007): Klimawandel – Herausforderung für das europaweite Schutzgebietssystem Natura 2000. Naturschutz und Biologische Vielfalt 46: 127-148.

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 : Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben FKZ 805 81 001. BfN-Skripten 304: 98 S.

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

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: 265 S.

Settele, J., Kudrna, O., Harpke, A., Kühn, I., Swaay, C.v., Verovnik, R., Warren, M., Wiemers, M., Hanspach, J., Hickler, T. (2008): Climatic risk atlas of European butterflies. Biorisk. 1 (Special Issue). Sofia (Pensoft): 710 S.

Ssymank, A., Buschmann, A., Röhling, M., Ellwanger, G., Brandt, K., Jay, M. (Eds.) (2019a): Natura 2000 Forest habitat types on secondary sites - conservation and management strategies: presentations and conclusions of a workshop, 19th September - 21st September 2017, Bad Bergzabern, Germany. Naturschutz und Biologische Vielfalt 167: 124 S.

Ssymank, A., Buschmann, A., Röhling, M., Jay, M., Brandt, K. (Eds.) (2019b): Natura 2000 Forest habitat types on secondary sites – international exchange on conservation and management strategies and lessons learnt. Naturschutz und Biologische Vielfalt 167: 7-33.

Ssymank, A., Ellwanger, G., Ersfeld, M., Ferner, J., Lehrke, S., Müller, C., Raths, U., Röhling, M., Vischer-Leopold, M. (2021): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Deutsches Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (2009/147/EG). Band 2.1: Lebensraumtypen der Meere und Küsten, der Binnengewässer sowie der Heiden und Gebüsche. Naturschutz und Biologische Vielfalt. 172 (2.1): 795 S.

Ssymank, A., Ellwanger, G., Ersfeld, M., Ferner, J., Lehrke, S., Müller, C., Raths, U., Röhling, M., Vischer-Leopold, M. (2022): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Deutsches Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (2009/147/EG). Band 2.2: Lebensraumtypen des Grünlands, der Moore, Sümpfe und Quellen, der Felsen und Schutthalden, der Gletscher sowie der Wälder. Naturschutz und Biologische Vielfalt. 172 (2.2): 898 S.

Stefańska-Krzaczek, E., Faltynowicz, W., Szypuła, B., Kącki, Z. (2018): Diversity loss of lichen pine forests in Poland. European Journal of Forest Research 137 (4): 419-431.

UBA – Umweltbundesamt (2019): Monitoringbericht 2019 - zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel Dessau-Roßlau (Umweltbundesamt): 276 S. – URL: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/das_monitoringbericht_2019_barrierefrei.pdf (gesehen am: 27.12.2022).

Vohland, K., Badeck, F., Böhning-Gaese, K., Ellwanger, G., Hanspach, J., Ibisch, P.L., Klotz, S., Kreft, S., Kühn, I., Schröder, E., Trautmann, S., Cramer, W. (Hrsg.) (2013): Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 129: 233 S.

2 Folgen der Erderwärmung für das Management von FFH-Buchen- und Eichenwäldern

A. Schabel, A. Albrecht und H-G. Michiels

Zusammenfassung

Anhand der IPCC-Klimaszenarien wurden von der FVA für Südwestdeutschland klimadynamisierte Baumarteneignungskarten erstellt, die Aussagen über die zukünftige Baumarteneignung auf sich verändernden Waldstandorten zulassen. Verschnitten mit der jeweiligen aktuellen Bestockung lassen sich zudem Vulnerabilitätskarten erstellen, die eine räumlich präzisierte Prognose über die Verletzlichkeit unserer Wälder abgeben.

Anhand dieser Prognosen und der waldbaulich-standortkundlichen Forschung können Ansätze für die zukünftige inhaltliche Anpassung der waldbaulichen Programme abgeleitet werden, wobei hier der Fokus auf die Baumarten Buche und Eiche gelegt wird.

Abschließend werden auf dieser Basis die erwarteten Auswirkungen des „Klimawandels“ auf das FFH-Erhaltungsmanagement der prägenden Waldlebensraumtypen erörtert. Dies gilt sowohl für die inhaltlich-konzeptionelle Ausrichtung wie auch für die konkreten erhaltenden bzw. wiederherstellenden Maßnahmen.

2.1 Ergebnisse der Klimafolgenforschung

2.1.1 Baumarteneignung

Zur Unterstützung der Waldbewirtschaftung im fortschreitenden Klimawandel wurden an der Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt in Freiburg (FVA) neue Karten zur Baumarteneignung und zur Vulnerabilität der Wälder in Südwestdeutschland erstellt (Michiels, 2011, Hanewinkel et al. 2014). Neue Karten wurden notwendig, da die bisherigen Karten auf veralteten Klimadaten beruhten und Abschätzungen nur bis zum Jahr 2050 ermöglichten. Die dargestellten Inhalte betreffen vorwiegend Wirtschaftswälder und liegen für die Hauptbaumarten Fichte (*Picea abies*), Buche (*Fagus sylvatica*), Traubeneiche (*Quercus petraea*) und Weißtanne (*Abies alba*) vor. Die Baumarteneignungskarten sind nur für standortskartierte öffentliche Waldflächen verfügbar, Vulnerabilitätskarten für alle Waldflächen, auf denen diese vier Hauptbaumarten aktuell vorkommen.

Die Beurteilung der Baumarteneignung bzw. Vulnerabilität erfolgte anhand der Kriterien: Konkurrenz, Pfleglichkeit, Stabilität und Leistung. Innerhalb der Kriterien wurden wiederum einzelne Faktoren wie z.B. Anfälligkeit gegenüber Sturm, Trockenstress, Insekten etc. unterschieden. Nicht bei allen Kriterien konnten die einzelnen Faktoren mit Hilfe von Modellberechnungen beurteilt werden. Für einige Faktoren zur Beurteilung der künftigen Baumarteneignung wurde eine statische Einschätzung vorgenommen, beispielsweise bei den Konkurrenzverhältnissen. Insbesondere im Bereich des Kriteriums Stabilität konnten mit Modellberechnungen Prognosen über die künftige Eignung erstellt werden. Abb. 4 zeigt für die verschiedenen Kriterien die einzelnen Faktoren, für die eine Modellierung vorgenommen wurde (Albrecht et al. 2019a und 2019b).

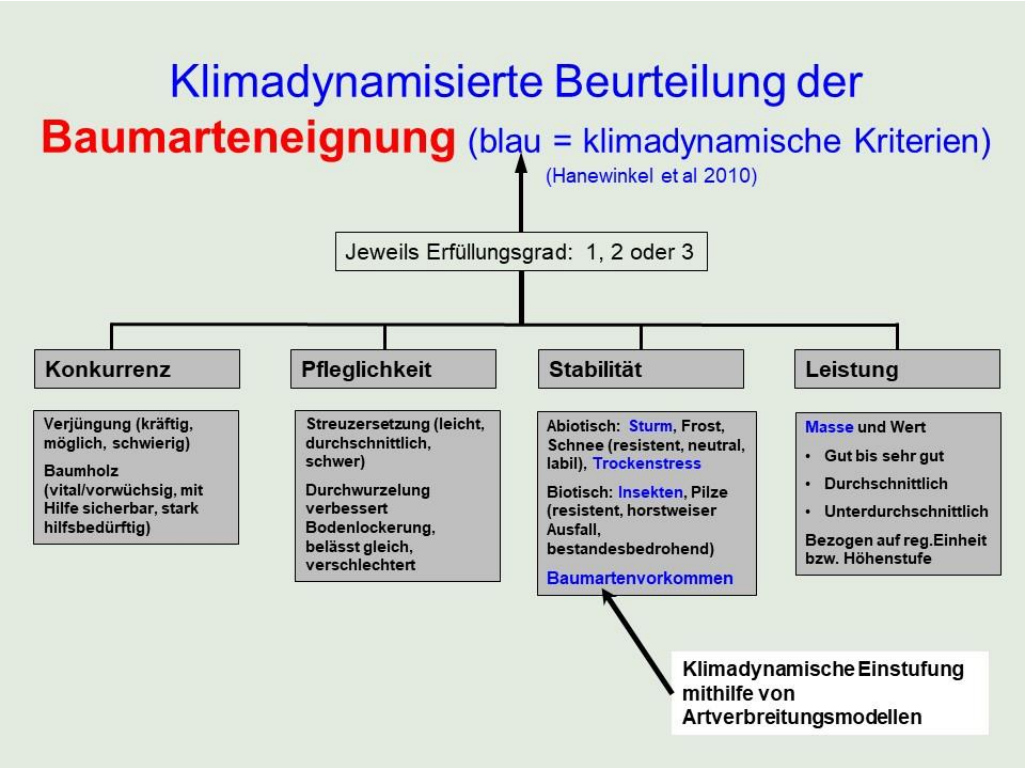


Abb. 4: Schema der dynamisierten Einschätzung der Baumarteneignung im Klimawandel (Albrecht et al. 2019b). Unter den vier Kriterien Konkurrenz, Pfleglichkeit, Stabilität und Leistung sind die einzelnen beurteilten Faktoren genannt. Farblich blau hervorgehobene Faktoren werden im weiterentwickelten Verfahren (2.0) nun klimadynamisch abgebildet. Alle anderen Faktoren entstammen dem bisher etablierten Verfahren zur Beurteilung der Baumarteneignung nach Aldinger und Michiels (1997).

Die Modellgeneration 2.0 ist eine methodische Weiterentwicklung der 2010 veröffentlichten ersten Klima-/Baumarteneignungskarten der FVA (Albrecht et al. 2019b). Mit den Baumarteneignungskarten werden Prognosen über die zukünftige walbauliche Eignung der Hauptbaumarten getroffen. Die Kombination aus herkömmlicher Standortskartierung und modellbasierter Einschätzung der klimadynamischen Eignungskriterien liefert im Endergebnis die Einschätzung der Baumarteneignung im Klimawandel, unter Berücksichtigung waldbaulicher und standortskundlicher Erfahrungen. Die Baumarteneignungskarten 2.0 wurden in einer Horizontalauflösung von 62,5 m für die mittlere (2021-2050) und ferne Zukunft (2071-2100) und für die Klimaszenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 erstellt. Diese aktuellen Szenarien des Weltklimarats (IPCC 2013) stellen die mögliche Klimaentwicklung unter verschiedenen Annahmen zur globalen Entwicklung dar. Das Szenario 8.5 ist das extremste, pessimistische und derzeit realistische Szenario. Dagegen wird in Szenario 4.5 angenommen, dass spätestens Mitte des 21. Jahrhunderts durch Klimaschutzmaßnahmen wirksam gegengesteuert wird. Vulnerabilitäts- und Baumarteneignungskarten ergänzen sich. Die Vulnerabilitätskarte identifiziert im ersten Schritt die gegenwärtig am stärksten gefährdeten Wälder als prioritäre Ansatzpunkte, an denen dann im zweiten Schritt Anpassungsmaßnahmen bzw. Waldumbau durchgeführt werden können. Die Beurteilung der Baumarteneignung ist dabei eine wichtige Entscheidungsgrundlage für die Baumartenwahl (Albrecht et al. 2019a und 2019b).

Die Baumarteneignungskarten 2.0 sind klimadynamisch konzipiert, d.h. sie stufen die vier genannten Hauptbaumarten hinsichtlich ihrer forstlichen Anbaueignung unter sich ändern-

den Klima- und Umweltbedingungen ein. Sie wurden als waldbauliche Entscheidungshilfe für die Baumartenwahl erstellt und dienen damit der langfristigen Waldentwicklungsplanung (> 10 Jahre). Die Logik ist eine Potentialbetrachtung. Die Karten eignen sich daher für Baumartenvergleiche quasi „auf der grünen Wiese“ – die aktuelle Bestockungssituation bleibt dabei unberücksichtigt. Die Darstellung der klimadynamischen Baumarteneignung erfolgt in Ampelfarben abgestuft in sieben Klassen von geeignet bis ungeeignet (Albrecht et al. 2019b). Die Klassenbildung fügt sich damit nahtlos in das in der Forstlichen Standortskartierung in Baden-Württemberg praktizierte Verfahren zur Beurteilung der Baumarteneignung ein (siehe Abb. 5, Aldinger und Michiels, 1997).

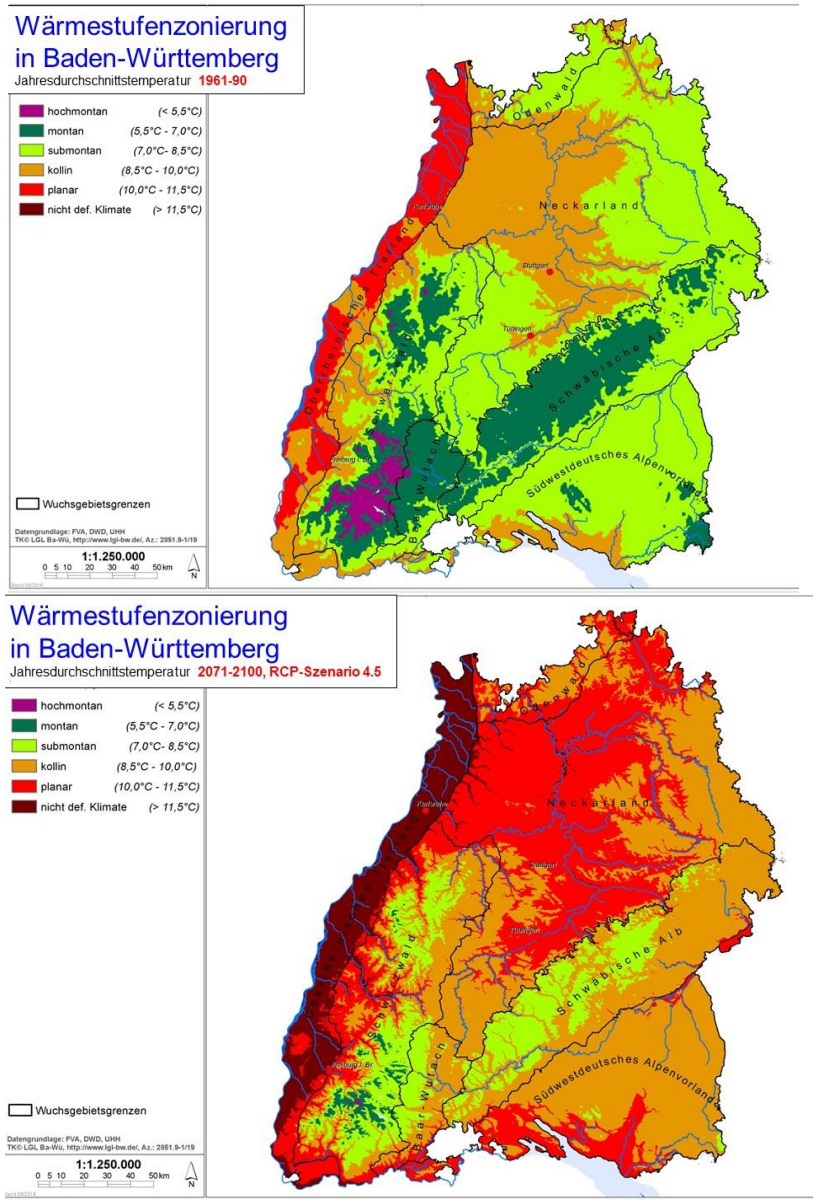


Abb. 5: Vergleich der Wärmestufenzonierung von Baden-Württemberg gemäß der Forstlichen Standortskartierung der FVA für die Periode 1961-1990 und des prognostizierten RCP Szenarios 4,5 mit seiner moderaten Ausprägung für die Periode 2071-2100

2.2 Prognosen für Buche und Eiche

Für die verschiedenen RCP-Szenarien lassen sich auf Basis der dynamisierten Baumarteneignung für die einbezogenen Baumarten, hier die Eiche und die Buche, in jedem Naturraum die Vorkommens-Wahrscheinlichkeiten berechnen. Mit den Vorkommens-Wahrscheinlichkeiten werden – ausgehend vom Jetztzustand – die zukünftige realisierte ökologische Nische unter Einbeziehung von Mortalität, Regeneration, Wachstum und Konkurrenzverhältnissen abgebildet.

So ist bei der Baumart Buche festzustellen, dass die Buche mit Ausnahme des RCP 8,5 im Jahr 2100 weiterhin am Waldaufbau von Baden-Württemberg beteiligt sein wird, wenngleich sie ihre aktuell noch dominante Rolle wahrscheinlich verlieren wird (Albrecht et al. 2019b, s. Abb. 6). Insbesondere für die von Buche und Eiche geprägten kollinen Laubmischwäldern des Neckarlandes (wgb4) ist anzunehmen, dass die Buche und damit auch die FFH-Buchenwälder

sehr rasch an Vitalität einbüßen werden, während sie in den montanen Buchenwäldern der Schwäbischen Alb weiterhin eine bestandsbildende Baumart sein wird.

Bei der Eiche hingegen wird erwartet, dass sie – insbesondere bei einer nur moderaten Erwärmung – zunächst vom Klimawandel profitiert. Insbesondere im Schwarzwald (wgb3) und der Schwäbischen Alb (wgb6) könnte die Eiche ausgehend von Tallagen neue Areale erschließen.

Markant ist der Ausfall von Buche und Eiche entlang der (Ober-) Rheinschiene (wgb1 und 2). Bereits heute ist dort die Vitalität der FFH-Buchenwälder (aufgrund der standörtlichen Ungunst), aber auch die der FFH- Stieleichenwälder (auch aufgrund der historischen Grundwasserabsenkungen) stark eingeschränkt. Dies manifestiert sich insbesondere in Absterbeprozessen in den älteren Baumkronen, die insbesondere bei der Buche rasch zum Absterben von Bäumen bis hin zu ganzen Beständen führen können.

Betrachtet man die landesweiten Baumarteneignungskarten unter dem RCP-Szenario 8.5 für die ferne Zukunft (2071-2100), sind bei der Buche zwar die mittleren Eignungsstufen prägend. Allerdings fallen bei näherer Betrachtung im Bereich Oberrheintal, Baar- Wutach, Schwäbisch-Fränkischer Wald und Teilen des Südwestdeutschen Alpenvorlands für die Buche ungeeignete Flächen auf. Für Eiche ungeeignete Flächen sind vor allem im Schwarzwald, dem Schwäbisch- Fränkischen Wald und an der Südostgrenze der Schwäbischen Alb lokalisiert (Albrecht et al. 2019b).

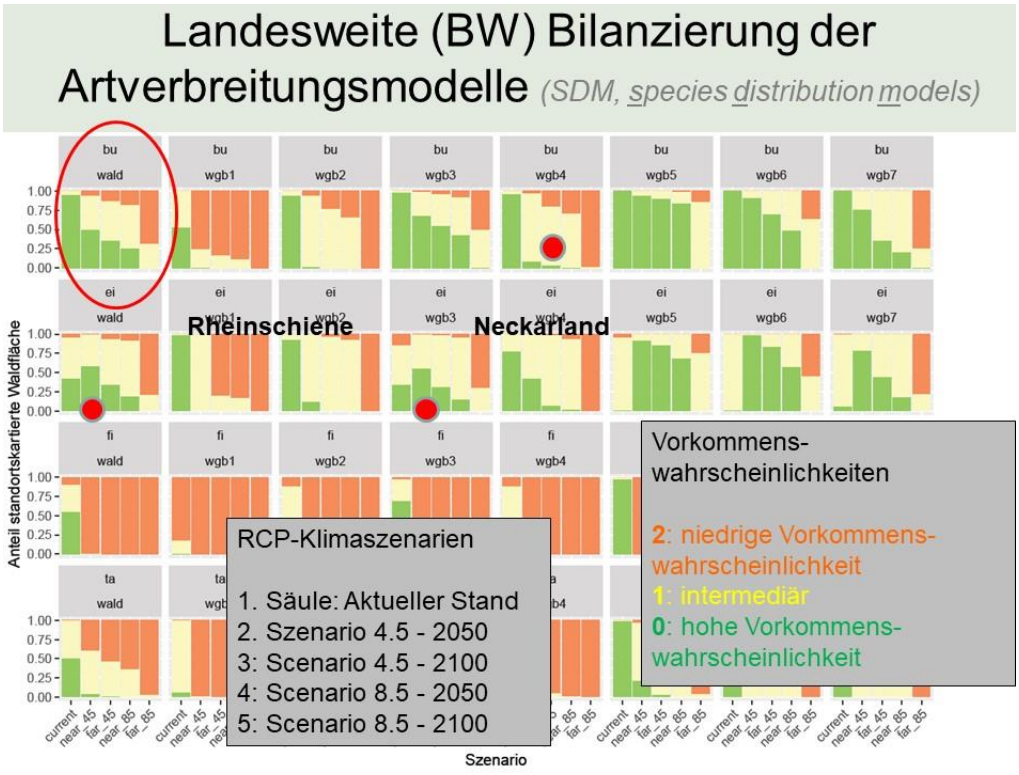


Abb. 6: Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Baumarten Eiche und Buche (Zeile 1 und 2) im Gesamtwald (Spalte 1) und in den einzelnen Wuchsgebieten (Spalte 2 bis 8) von BW. Die Vorkommenswahrscheinlichkeiten werden in drei Stufen (Orange – gelb – grün) für das bisherige Klima sowie die vier prognostizierten RCP-Klimaszenarien dargestellt (Säulendiagramme).

2.3 Vulnerabilitätseinschätzung

Die Vulnerabilitätskarten sind ein neues Produkt der Klimafolgenforschung an der FVA. Sie stellen dar, wie stark heutige Waldbestände durch vor allem klimawandeltypische Mortalitätsrisiken gefährdet sind. Die Karten sind zur Unterstützung der kurz- und mittelfristigen Waldbauplanung (1-10 Jahre) gedacht. Sie identifizieren die aktuell besonders gefährdeten Bereiche, in denen zielgerichtete Anpassungsmaßnahmen wie beispielsweise Verjüngungsplanung prioritär ansetzen sollten. Die in Gelb-Brauntönen gehaltenen Karten stellen dazu die Vulnerabilitäten in vier Klassen von sehr gering bis sehr hoch dar. In Ergänzung zur Potentialbetrachtung der Baumarteneignungskarten liefern die Vulnerabilitätskarten eine konkrete (in-situ) Gefährdungsbeurteilung der real existierenden Bestände. Auch den Vulnerabilitätskarten liegt ein multikriterielles Verfahren zugrunde, das die klimawandelbedingte Gefährdung durch simultane Bewertung mehrerer Risiken errechnet. Die Vulnerabilitätskarten wurden in einer Horizontalauflösung von 250 m erstellt und liegen für die heute aktuellen klimatischen Verhältnisse vor (Albrecht et al. 2019b, Cullmann 2019). Im Rahmen dieses Beitrages soll hier aber nicht weiter darauf eingegangen werden.

Die Vulnerabilitätskarte weist für die heutigen Buchenbestände regionale Schwerpunkte mit besonders hoher Vulnerabilität im nördlichen Oberrheingraben, im Odenwald sowie im Schwäbisch-Fränkischen Wald (in Wuchsgebiet 4) auf (Abb. 7). Zerstreut sind hohe Vulnerabilitäten auch auf der Schwäbischen Alb und im Südwestdeutschen Alpenvorland zu finden. Wälder, die in die höchste Vulnerabilitätsklasse 4 eingestuft wurden, bilden prioritäre Ansatzpunkte für Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel.

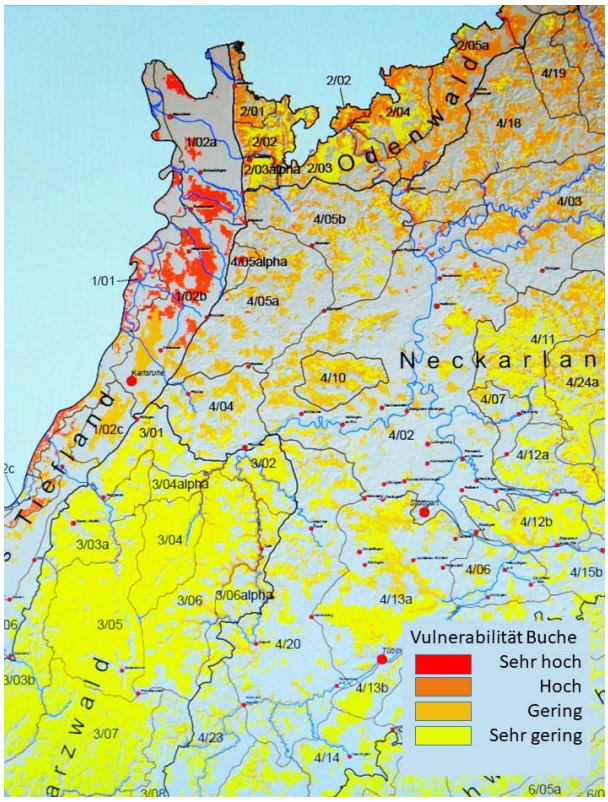


Abb. 7: Die Vulnerabilitätskarte für die Buche weist regionale Schwerpunkte mit besonders hoher Vulnerabilität im nördlichen Oberrheingraben auf. In allen anderen Bereichen ist auch zukünftig die Buche am Waldaufbau beteiligt.

Sowohl die Einstufung der realen Vulnerabilität, als auch der potentiellen Baumarteneignung unter sich ändernden Klimabedingungen liefern klare Ergebnisse (Albrecht et al. 2019b):

- Die Wälder sind bereits heute so stark vom Klimawandel betroffen, dass in den besonders vulnerablen Bereichen Anpassungsmaßnahmen vorgenommen werden müssen. Die Vulnerabilitätskarten sind hierfür ein erster Wegweiser, verorten die betroffenen Waldflächen und legen mittelfristig prioritären Anpassungsbedarf auf über 100.000 ha Fläche nahe.
- Bei allen vier beurteilten Hauptbaumarten ist mittel- bis langfristig grundsätzlich eine deutliche Verschlechterung der Eignungsbeurteilung zu konstatieren. Ein klarer Hinweis darauf, dass hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung der Wälder im Südwesten erhebliche Veränderungen unausweichlich sein dürften.

Diese Folgerungen ergeben sich für das RCP-Szenario 8.5 mehr als deutlich – dessen Eintreten bei Beibehaltung der aktuellen Entwicklungen wahrscheinlich ist. Realistischer Weise sind auch unter Szenario 4.5 entsprechende Folgen zu erwarten, wenn auch in leicht abgeschwächter Form. Insbesondere die Buche fände dann noch etwas günstigere Bedingungen vor. Ergebnis aller Szenarien ist allerdings, dass die baden-württembergischen Charakterbaumarten Buche und Tanne in bewirtschafteten Wäldern gegen Ende des 21. Jahrhunderts keine so dominierende Rolle wie bislang mehr einnehmen können (Albrecht et al. 2019b).

2.4 Waldbauliche Anpassungen

Die neu vorgelegten Ergebnisse der Klimafolgenforschung zeigen in aller Deutlichkeit: da kommt etwas auf uns zu. Deshalb heißt es, die erforderlichen Anpassungsmaßnahmen einzuleiten. Der beste Zeitpunkt, um damit zu beginnen ist: jetzt! Klar ist dabei, dass die Veränderungen so gravierend sind, dass eine unrevidierte Fortsetzung der waldbaulichen Konzepte der Vergangenheit nicht zielführend sein wird. Zwar muss das waldbauliche Rad bestimmt nicht grundsätzlich neu erfunden werden. Aber wenn sich die Umwelt markant ändert, werden sich auch einige Elemente des naturnahen Waldbaus heutiger Ausprägung weiterentwickeln müssen. Ein Blick über den forstlichen Tellerrand zeigt allerdings, dass die sich unter dem RCP-Szenario 8.5 für die Wälder im Südwesten ergebenden gravierenden Herausforderungen in gesamtgesellschaftlicher Hinsicht wohl zu den eher nachrangingen und zumindest teilweise lösbaren Problemen zählen werden. Tatsächlich fallen die sich aus dem Szenario 8.5 ergebenden globalen Konsequenzen für die Weltbevölkerung so drastisch aus (Trinkwasser, Ernährung, Gesundheit; IPCC, 2014), dass man sich deren Auswirkungen auch auf Baden-Württemberg nicht vorstellen möchte. Als Gesellschaft sollten wir daher alles daransetzen, damit dieses Szenario nicht eintritt (Albrecht et al. 2019b).

Wenn es absehbar ist, dass sich die Lebensbedingungen für Waldökosysteme in Mitteleuropa drastisch verändern, stellt sich die Frage, wie das Waldmanagement darauf reagieren kann. Welche Veränderungen sind schon jetzt absehbar, und welche können vermutet werden, ohne dass es letzte Gewissheit über die tatsächliche Entwicklung gibt?

Aus dem Vergleich mit Naturräumen warm-trockener Klimaräume, deren Temperatur und Niederschlagsverhältnisse denjenigen entsprechen, die Projektionen für die 2. Hälfte des 21. Jahrhunderts auch für Mitteleuropa entsprechen (Fischer et al. 2018), lässt sich ableiten:

- Die Produktivität, also die Wuchsleistung der Waldökosysteme wird sinken; das bedeutet, dass zugleich auch die Biomassevorräte und die Dichte der Bestockung zurückgehen und sich die Bestandesstrukturen verändern werden.
- Die Lebensbedingungen werden für frostempfindliche Arten günstiger, wodurch sich unter anderem die Diversität der Dendroflora langfristig erhöht (Beispiele Artenzahlen der Gattungen *Quercus/ Abies/ Cedrus*: Mittelmeerraum 29/7/3; Mittel- und Nordeuropa: 3/1/0).
- Pathogene Organismen werden in geringerem Maße durch Winterfröste und Kürze der Vegetationszeit limitiert.

Für die in der „Potentiellen Natürlichen Vegetation“ Mitteleuropas als weitaus vorherrschend eingeschätzten Buchenwaldökosysteme werden bereits heute warm-trockene Naturräume wie z.B. die Oberrheinebene zunehmend kritisch (Zimmermann et al. 2016, Albrecht et al. 2019a). Diese Gebiete haben zukünftig ein Klima, in dem aktuell keine Buchenwälder wachsen, und es ist fraglich, ob sich die Buchenwaldökosysteme hier unter den geänderten Bedingungen flächig behaupten werden können. Eher ist zu vermuten, dass sie Refugien an besonders im Wasserhaushalt begünstigten Standorten finden müssen.

Aktuell äußert sich die Zunahme heißer und niederschlagsarmer Witterungsperioden in diesen Regionen bereits in erhöhter Mortalität in Buchen-Althölzern. Eine erkennbare Rolle spielen dabei pathogene Pilze (Gattungen *Neonectria, Biscogniauxia, Hypoxylon*) und Insekten (Kleiner Buchenborkenkäfer, *Taphrorychus bicolor*, und Buchenprachtkäfer, *Agrilus viridis*). Buchen-Jungwuchs war dagegen in den letzten Jahren nur lokal (z.B. auf wechseltrockenen Tonböden) von Absterbevorgängen betroffen.

Eine mögliche waldbauliche Reaktion auf den Klimawandel ist in Buchenbeständen bei Arealkontinuität die Verlagerung von Hiebsmaßnahmen in die Jugendphase, um die Bäume zeitig für einen Freistand zu konditionieren und früh einen generativen Jungwuchs zu etablieren, in der sich Anpassungsprozesse vollziehen können. In den älteren Baumhölzern wären dann stärkere Eingriffe zu vermeiden, um die Bestände geschlossen zu halten, bis sie durch Schadereignisse aufgerissen werden oder planmäßig die Hiebsreife erreichen. Die nachfolgenden Verjüngungsgänge müssten – entgegen den aktuell üblichen langen Verjüngungszeiträumen - dann zur Risikoverminderung rascher erfolgen. Bei sehr schnellem Fortschritt der Klimaveränderungen werden aus Vorsorgeaspekten auch die Zieldurchmesser für die Definition der Hiebsreife zu verringern sein. Da die Konkurrenzstärke der Buche vorerst auf den meisten Standorten erhalten bleiben wird, sind im Zuge der Bestandespflege langfristig hitze- und trockentolerantere Mischbaumarten wie z.B. die Eiche, aber auch andere Laubbaumarten, gezielt zu fördern und ggf. durch Anbau in Lücken auch künstlich einzubringen. Auch die Einbringung von an trocken-warmes Klima angepasster Buchen-Provenienzen oder aber auch von nicht-einheimischen Baumarten trockenwarmer Naturräume ist denkbar. Aufgrund fehlender Erfahrungen gehen diese „Experimente“ aber zumeist mit einem hohen Anbaurisiko einher, ganz abgesehen von den ökologischen Implikationen.

Bei Arealverlust bietet sich die (rasche) Umwandlung von Buchenbeständen in von Lichtbaumarten dominierte Waldtypen, insbesondere mit Eichen an, oder aber ein frühzeitig begleiteter etwas sanfterer Umbau in einen anderen Waldtyp, was v.a. die kräftige Förderung vorhandener Mischbaumarten oder deren Vorbau betrifft. Auch eine Rückkehr zu mittelwaldartiger Bewirtschaftung ist dafür denkbar, eine Betriebsart, die traditionell in warm-trockenen Naturräumen Mitteleuropas bis heute praktiziert wird (Unter- und Mittelfranken,

Elsass, Abb. 8). Dabei wird unter einem weitständigen, offenen Bestand aus „Oberhölzern“ die Mehrzahl der Stämme in 20-30-jährlichen Stockholzhieben bewirtschaftet, was bezüglich der Hitze- und Trockentoleranz der Bäume einige Vorteile bietet:

- Frühe Gewöhnung der Oberholzbäume an den Freistand (ab dem 1. Stockholzhieb)
- Gegenüber dem Hochwald befindet sich die Biomasse relativ mehr in der Wurzel als im Spross
- Geringe Transportentfernung für Wasser in den Kronenraum
- Hohe Gehölzartenvielfalt
- Einbringung weiterer standortstauglicher Gehölzarten auch in Zukunft im regulären Betrieb (= nach jedem Stockholzhieb) möglich

Darüber hinaus ist der Mittelwald wegen seiner Artenvielfalt auch naturschutzfachlich wertvoll (Treiber 2002, Albrecht und Müller 2008). Um die Diversität der Waldlebensräume und ihrer Arten, die aus der Kulturlandschaft tradiert wurde, auch im Klimawandel zu erhalten oder gar zu steigern, und zudem zur Risikoverminderung, sollte auch künftig im Waldbau eine Vielfalt von Nutzungsformen in räumlichem Nebeneinander betrieben oder ggf. fortentwickelt werden. Gleichwohl ist auch festzustellen, dass die prognostizierten Veränderungen im Waldaufbau und bei der Anpassung der Waldbewirtschaftung nicht zu einer Verbesserung der Ertragslage der Forstbetriebe führen wird (Pauli et al. 2016). Ganz im Gegenteil ist davon auszugehen, dass die schon jetzt kaum Erträge abwerfende Laubwaldwirtschaft zukünftig vermehrt auf gesellschaftliche Transferleistungen angewiesen sein wird. Werden mit diesen Finanzmitteln die enormen positiven Ökosystemdienstleistungen der Wälder gesichert, so sind sie gut angelegtes Geld!

Abb. 8: Mittelwälder weisen bezüglich Klimastress eine hohe Einzelbaumstabilität auf. Entscheidend ist die frühzeitige Freistellung der Einzelbäume, die zu breiteren Kronen, geringeren Baumhöhen und einem intensiveren Wurzelwerk führt. Übertragen auf Wirtschaftswälder legt dies frühzeitige, starke Durchforstungen nahe (Foto: Dr. M. Rupp).

2.5 Dynamisierung des Erhaltungsmanagements in FFH-Gebieten

Aus den oben skizzierten Ergebnissen der Klimafolgenforschung ist ableitbar, dass sich die Standortsbedingungen für unsere Waldgesellschaften ändern werden. Dies führt zu „natürlichen“ Anpassungsprozessen im Aufbau und der Struktur unserer Wälder. Auch die waldbaulichen Ziele und die Behandlung der Wälder wird sich ändern (müssen). Das FFH-Erhaltungsmanagement geht aber von einer Standorts- und Strukturkontinuität der kartierten Lebensraumtypen aus. Vorrangiges Ziel in den FFH-Gebieten ist es, günstige Erhaltungsgrade zu bewahren oder wiederherzustellen. Günstig ist ein (Wald-)Lebensraumtyp, wenn sein Verbreitungsgebiet und seine Vorkommensfläche nicht abnehmen, seine qualitativen Merkmale (z.B. Arteninventar, Habitatbäume, Totholzanteil, Altersphasen) erhalten bleiben und er keinen erheblichen Beeinträchtigungen oder Gefährdungen ausgesetzt ist. Alle diese Bewertungskriterien reagieren auf den Klimawandel. Wenngleich sogar positive Effekte auftreten können (z.B. Erhöhung des Totholzanteils), so ist insgesamt doch davon auszugehen, dass es zukünftig vermehrt zu Verschlechterungen kommen wird. Dies kann v.a. durch Vorkommens- und Habitatbaumverluste, eingeschränkte Verbreitung sowie durch Veränderungen des Altersaufbaus und des Arteninventars geschehen.

Die FFH-Buchenwälder befinden sich bundesweit aktuell überwiegend in einem günstigen Erhaltungszustand. Dies ist Ausdruck der natürlichen Dominanz der Buche in unseren Wäldern, aber auch das Ergebnis einer seit Jahrzehnten an der Buchenwald-Ökosystemdynamik orientierten Waldbewirtschaftung, die zu einer steten Mehrung der Buchenwälder und insbesondere auch älterer Buchenbestände und zu einer Erhöhung der Strukturvielfalt geführt hat. Auf Grundlage der klimadynamisierten Baumarteneignungskarten und der darauf aufbauenden Vulnerabilitätskarten ist jedoch prognostizierbar, dass die Buche und insbesondere die älteren Buchenwälder zumindest in Südwestdeutschland regional stark auf Klimaextreme reagieren werden. Das Erhaltungsmanagement in FFH-Buchenwäldern steht damit zukünftig vor einer doppelten Herausforderung.

Abb. 9: Dieser Hirschkäfer (*Lucanus cervus*) stammt aus einem wärmebegünstigten Buchenwaldgebiet im Oberrheintal. Hirschkäfer dürften zu den FFH-Arten gehören, die mit der Klimaerwärmung zusätzliche Areale erobern werden (Foto: A. Schabel).

2.6 Konzeptionelle Adaption von Natura 2000

Zum einen sind die auf Kontinuität ausgelegten Bewertungsschemata sowohl beim FFH-Bericht gemäß Art. 17 der FFH-RL als auch bei den länderspezifischen Methodenhandbücher der Natura 2000- Kartierungen an die dynamischen Prozesse sowohl der wertgebenden Strukturen wie auch der Arealfluktuation anzupassen. Es gilt auch normative Fragen zu beantworten wie z.B. die Frage, inwieweit Klimaeinflüsse über die „Beeinträchtigungen und Gefährdungen“ dokumentiert werden sollen und inwieweit diese dadurch bewertungsrelevant werden. Hier geht es auch ganz allgemein um die Frage welchen Sinn es macht nur sehr langfristig behebbare Einwirkungen (wie z.B. auch die historischen Grundwasserabsenkungen in den Flussauen) zu bewerten. Dies vor dem Hintergrund, dass das Ziel der EU-Kommission (bis 2030!), eine deutliche Verbesserung der Erhaltungszustände zu erreichen, auch realisierbar sein sollte.

Zur Anpassung der Bewertungsschemata an den Klimawandel im Einzelnen:

- **Strukturdynamik:** Aus Naturschutzsicht ist die Zerfallsphase von Wäldern positiv bewertet, geht sie doch mit einem hohen Totholzangebot und einer Vielfalt an Baumhabitaten einher. Was aber, wenn diese Zerfallsphase aufgrund von Klimaextremen verfrüht auftritt, wie dies bereits vielerorts zu beobachten ist? Ausgehend von den aktuellen Bewertungsschemata ist anzunehmen, dass die klimabedingten Absterbeprozesse in den FFH-Buchenwäldern sich aufgrund des höheren Totholzangebotes positiv in der Bewertung niederschlagen. Ist dies aus Sicht des Erhaltungsmanagements ein erwünschter Effekt? Ein fortschreitender Klimastress wird auch zu Veränderungen im Altersaufbau der Buchenwälder führen. Denn insbesondere die hohen (und damit die älteren) Bäume leiden unter einer Verschlechterung der Wasserversorgung. Soll sich dies in der Bewertung der FFH-Buchenwälder niederschlagen und wenn ja, wie?
- **Standortsdynamik:** Mit der Erfassung und Bewertung der Verbreitungsgebiete und der Vorkommen besteht ein ausgeprägt statischer Ansatz in der Überwachung der Erhaltungszustände insbesondere der Lebensraumtypen. Ein Teil wie z.B. die FFH-Buchenbestände entlang des Oberrheins werden zukünftig kaum zu halten sein. Dafür dürften sich die Hainsimsen-Buchenwälder (9110) in den (hoch)montanen Lagen des Schwarzwaldes (zu Lasten der subalpinen Buchenwälder 9140) neue Areale erschließen. Und es dürfte vermehrt auch zu Flächenverschiebungen zwischen Lebensraumtypen kommen. So ist zu erwarten, dass die Fläche an Orchideen-Buchenwäldern (LRT 9150) zukünftig zu Lasten der Waldmeister-Buchenwälder (9130) zunimmt. Dies macht eine Abkehr des statisch ausgelegten Erhaltungsmanagements erforderlich, was sowohl die Abgrenzung der Lebensraumtypen in den FFH-Gebieten berührt wie auch die Abgrenzungen der FFH-Gebiete insgesamt. Und wie wird dieses „natürliche“ Floaten von einem vom Bewirtschafter z.B. durch Waldumbau eingeleiteten Lebensraumverlust abgegrenzt? Auch Fehlen gebietsübergreifende Ansätze, mit denen Verluste in den einen Gebieten durch Zugänge in anderen Gebieten ausgeglichen werden können.
- Anpassung der „**Beeinträchtigungen und Gefährdungen**“ (B&G): Mit den B&G sollen vorhandene Beeinträchtigungen und drohende Gefährdungen erfasst und dokumentiert werden. Dies mit dem Ziel, den Erhaltungszustand besser bewerten zu können, aber auch um Hinweise für gegensteuernde Konzepte zu erhalten. Im Rahmen des FFH-Berichtes nach Art. 17 der FFH-RL sind die Beeinträchtigungen in Bezug auf die letzten 6 Jahre zu erfassen. Die Gefährdungen sollen die zukünftigen 12 Jahre betrachten. Inwieweit macht

es Sinn, bei den B&G auch die prognostizierten negativen Auswirkungen des Klimawandels abzubilden? Im Wald würde dies nicht nur bei den FFH-Buchenwäldern, sondern bei nahezu allen Waldlebensraumtypen – unabhängig von den naturräumlichen Differenzierungen – zu langfristig unveränderbar ungünstigen Erhaltungszuständen führen. Und wie werden hierbei mögliche positive Effekte des zukünftigen Klimawandels wie ein erhöhtes Totholzvorkommen bei den B&G eingewogen? Diese Fragen können nur normativ beantwortet werden und es bleibt abzuwarten, wie sich hierzu die EU-Kommission positioniert.

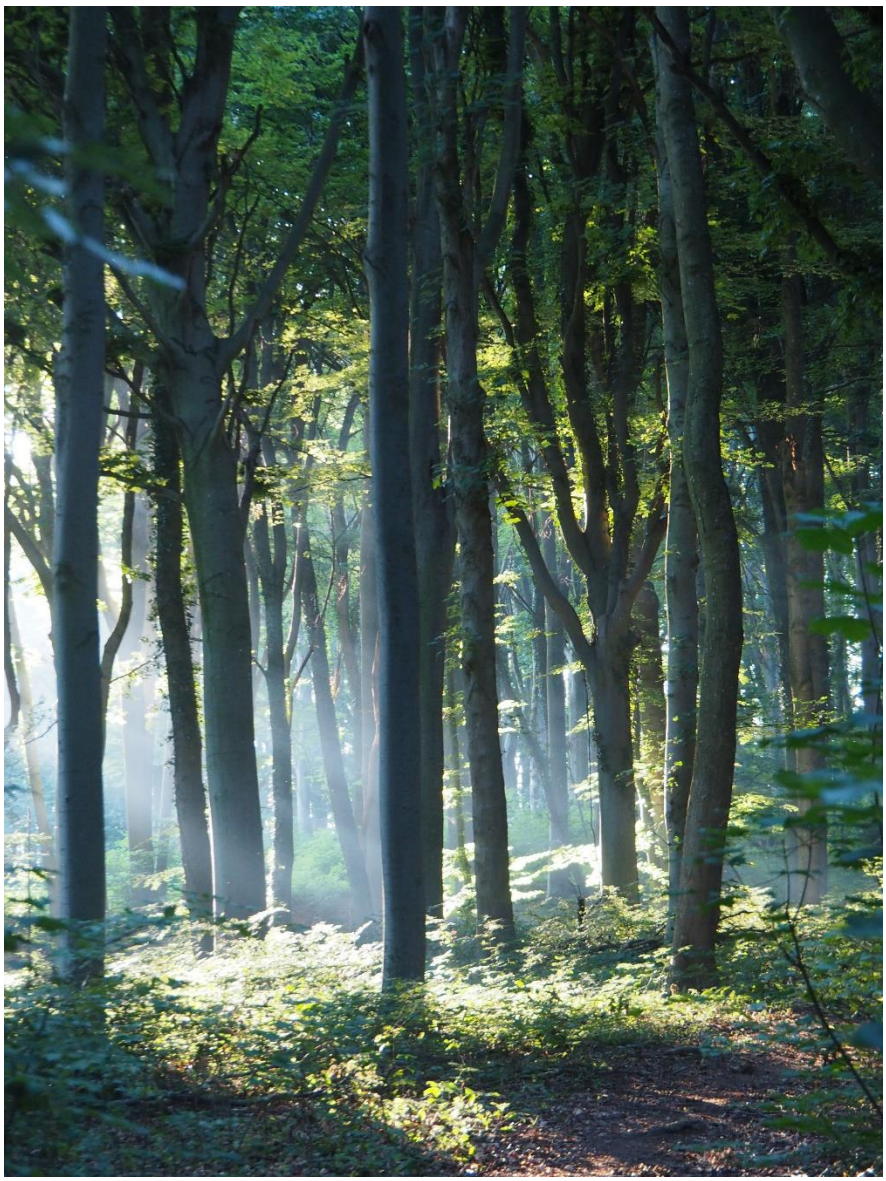


Abb. 10: Vorratsreiche und dunkle Buchenwälder sind typisch für die kollinen und submontanen Wälder in Baden-Württemberg (Foto: A. Schabel).

2.7 Anpassung des Erhaltungsmanagements

Zum anderen sind auch die Erhaltungsziele und die daraus resultierenden konkreten Erhaltungsmaßnahmen in den FFH-Buchenwäldern zu überprüfen und anzupassen („adaptives Erhaltungsmanagement“). Dies gilt sowohl für die Reduktion bestehender Beeinträchtigungen, für die Erhöhung der Resilienz durch waldbauliche Maßnahmen wie auch für die waldbauliche Begleitung von Umbauprozessen bei Arealverlust:

- Reduktion bestehender Beeinträchtigungen: Soweit Beeinträchtigungen bestehen, sind diese abzubauen. In FFH-Buchenwäldern ist dies bislang zumeist ein Defizit in der Ausstattung mit Totholz und baumgebundenen Mikrohabitaten. Die bundesweit eingeführten Alt- und Totholzkonzepte sind daher konsequent dort umzusetzen. Insbesondere dort, wo die Buche noch geeignete Standorte vorfindet, um alt zu werden.
- Bei den Eichenwäldern sind vor allem die Stieleichen-Hainbuchenwälder (LRT 9160), die Hartholzauwälder (LRT 91F0) und die alten bodensauren Eichenwälder auf Sandböden (LRT 9190) berührt. Diese Laubmischwälder mit Eichenbeteiligung sind auf zumindest zeitweise hohe Grundwasserstände angewiesen. Hier bedarf es wasserwirtschaftlicher Maßnahmen, um zu einer Erhöhung der Klimaresilienz zu gelangen.
- Erhöhung der Resilienz durch waldbauliche Maßnahmen: Durch waldbauliche Maßnahmen können die Wirkungen der Klimaerwärmung abgemildert werden. Während es in älteren Beständen sinnvoll sein kann, den Kronenschluss länger aufrecht zu erhalten, ist es in jüngeren Beständen umso wichtiger, kräftiger als bisher üblich zu durchforsten um die Einzelbaumstabilität zu erhöhen. Über einen rascheren Verjüngungsgang besteht auch die Chance Lichtbaumarten zu fördern und damit die Baumartenvielfalt in der Buche zu erhöhen. In Dauerwäldern ist davon auszugehen, dass die Zieldurchmesser reduziert werden, um klimawandelbedingten Vitalitätseinbußen (und Holzentwertungen) zuvor zu kommen.
- Einleitung von Umbaumaßnahmen bei erwartetem Arealverlust: Sind (FFH-Buchen-) Bestände langfristig nicht zu halten, z.B. weil auch die Jungpflanzen aufgrund ihrer geringen Wurzeltiefe bei sommerlicher Trockenheit verdorren, so ist ein Umbau in einen klimaresilienteren Wald sinnvoll. Dies kann, muss aber nicht ein neuer FFH-Lebensraumtyp sein. Hier bedarf es auch eines gebietsweiten oder sogar übergreifend naturräumlichen FFH-Managements, um die Folgen für den Erhaltungszustand des jeweiligen Lebensraumtyps im Blick zu behalten und entsprechend gegensteuern zu können. Entscheidend für den Umbau ist, dass die Kultur – in der Regel dürfte ein Umbau über Pflanzung verlaufen – an die erwarteten, zukünftigen Standortsbedingungen angepasst ist. Durch die Auswahl geeigneter Baumarten bzw. deren Provenienzen kann im Idealfall dadurch sehr rasch ein gesunder Folgewald begründet werden.

Alternativ zu den aufgeführten Handlungsfeldern steht immer auch die Option des „Nichtstuns“. Wird der Wald sich selbst überlassen, also findet keine multifunktionale Forstwirtschaft mehr statt, so wird es auch unter veränderten Standortsbedingungen weiterhin einen Wald geben. Es ist davon auszugehen, dass sich die klimageschädigten Bestände sehr langfristig an die neuen Bedingungen – soweit sich diese konsoldieren – anpassen werden. Die natürliche Umbauphase dauert sicherlich sehr viel länger – Jahrhunderte – als ein gesteuerter Umbau und kann über sukzessionale Zwischenwälder verlaufen. Insbesondere dann, wenn keine geeigneten, standortsgerechten Baumarten in der Nähe sind, kann auch ein „Buschwald“ entstehen, der recht langfristig Bestand haben kann.

Aus gesellschaftlicher Sicht einer multifunktionalen Waldwirtschaft, die neben dem Erhalt des tradierten Naturerbes u.a. auch die Rohstofffunktion umfasst, ist die „Nulloption“ sicherlich nur auf kleinen Flächen eine wünschenswerte Lösung. Und auch aus naturschutzfachlicher Sicht ist das “Nichtstun“ nur dann sinnvoll, wenn ein Mehrwert für unsere historisch tradierte Biodiversität zu erwarten ist. Im Hinblick auf unsere waldtypische Biodiversität ist dies aber nicht oder aber – während der Zerfallsphase – nur vorrübergehend zu erwarten.

Dieser Anspruch der Multifunktionalität gilt allerdings auch für den Waldumbau, der nur dann akzeptabel erscheint, wenn er im Rahmen der definierten (ggfls. dynamisch anzupassenden) Erhaltungsziele stattfindet.

Literaturverzeichnis

Aldinger, E., Michiels, H.-G. (1997): Baumarteneignung in der forstlichen Standortskartierung Baden-Württemberg. AFZ – Der Wald 5: 234-238.

Albrecht, A., Michiels, H.-G., Kohnle, U. (2019a): Eignung und Gefährdung der Hauptbaumarten im Klimawandel. In: FVA (Hrsg.): Waldzustandsbericht 2019; 40-46

Albrecht, A., Michiels, H.-G., Kohnle, U. (2019b): Baumarteneignung 2.0 und Vulnerabilitätskarten – Konzept und landesweite Hauptergebnisse. FVA-einblick 2/2019: 9-15.

Albrecht, L., Müller, J. (2008): Ökologische Leistung aktiver Mittelwälder. LWF aktuell 62:36-38

Cullmann, D. (2019): Verfahren Multikriterieller Bewertungen – Baumarteneigung 2.0 und Vulnerabilitäten. FVA-einblick 2/2019: 15-19.

Fischer, H.S., Michler, B., Fischer, A. (2018): Die zukünftige PNV Bayerns. LWF aktuell 4/2018: 46-49

Hanewinkel, M., Cullmann, D., Michiels, H.-G., Kändler, G. (2014): Converting probabilistic tree species range shift projections into meaningful classes for management. Journal of Environmental Management 134: 153-165.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2013): Summary for Policymakers. In: Stocker, T., Qin, D., Plattner, G., Tignor, M., Allen, S., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. (Eds.): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge (Cambridge University Press).

IPCC (2014): Summary for policymakers. In: Field, C.B., Barros, V.R., Dokken, D.J., Mach, K.J., Mastrandrea, M.D., Bilir, T.E., Chatterjee, M., Ebi, K.L., Estrada, Y.O., Genova, R.C., Girma, B., Kissel, E.S., Levy, A.N., MacCracken, S., Mastrandrea, P.R., White, L.L. (Eds.): Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, NY (Cambridge University Press): 1-32.

Michiels, H.-G. (2011): Abschlussbericht zur dynamischen Baumarteneignungsbeurteilung. FVA, Projektbericht, unveröffentlicht.

Pauli, B., Stöckli, B., Holthausen, N., Rosset C. (2016): Ökonomische Beurteilung waldbaulicher Strategien zur Bewältigung des Klimawandels im Schweizer Mittelland. In: Pluess, A.R., Augustin, S., Brang, P.: Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien. Bundesamt für Umwelt, Bern, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf: 311-337

Treiber. R. (2002) Mittelwaldnutzung – Grundlage der Vegetationsdynamik und Artenvielfalt in Wäldern der südelsässischen Hardt. Naturschutz und Landschaftsplanung 34 (11):334–345

Zimmermann, N.E., Schmatz, D.R., Galien, L., Körner, C., Huber, B., Frehner, M., Küchler, M., Psomas, A. (2016): Baumartenverbreitung und Standorteignung. In: Pluess, A.R., Augustin, S., Brang, P.: Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien. Bundesamt für Umwelt, Bern, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf: 199-222

Kontakte:

Andreas Schabel, Dr. Axel Albrecht, Dr. Hans-Gerd Michiels
Wonnhaldestraße 4
79100 Freiburg i.Br.
E-Mail: Andreas.Schabel@forst.bwl.de
Axel.Albrecht@forst.bwl.de
Hans-Gerhard.Michiels@forst.bwl.de

3 Ein Statement für einen dynamischen Wald-Naturschutz

A. Schweiger

Die Wälder Mitteleuropas unterliegen bereits seit mehr als tausend Jahren menschlicher Nutzung, so dass vergangene, gegenwärtige und zukünftige Dynamiken in der Struktur und Funktionsweise unserer Wälder stark durch menschliches Handeln beeinflusst wurden und werden (Kaplan et al. 2009). Neben der Nutzungsform zeigen die aktuell stattfindenden, menschlich bedingten Klimaveränderungen die stärksten Effekte. Ansteigende Temperaturen und die damit einhergehende Häufung von klimatischen Extremereignissen wie das vermehrte Auftreten von ausgeprägten Dürreperioden während der letzten Jahre hinterlassen deutliche Spuren mit nachhaltigen Effekten auf die Vitalität und Funktionalität unserer Wälder. Die negativen Effekte der klimatischen Veränderungen betreffen dabei nicht mehr nur einzelne, an ungeeigneten Standorten gepflanzte Baumarten, sondern entwickeln sich über die letzten Jahre zusehends zum flächendeckenden und artübergreifenden Problem, welches auf Bundesebene von Gesellschaft und Politik erkannt ist. Das Pflanzen von trockenheitstoleranteren Baumarten, die Verbesserung der Wasserspeicherfähigkeit von Waldböden, das Pflanzen von Baumarten mit unterschiedlichsten Umweltansprüchen und das Intensivieren der Waldhygiene (z.B. durch die rasche Beseitigung von Brutmaterial für Schaderreger) werden aktuell als Maßnahmen zur langfristigen Anpassung der Wälder an die gegenwärtig stattfindenden und zukünftig zu erwartenden Klimaveränderungen diskutiert (BMEL 2020). Fraglich ist allerdings, ob diese Maßnahmen ausreichen um Wälder für den Klimawandel zu wappnen bzw. welche Charakteristika von Waldökosystemen für deren Widerstandsfähigkeit (Resilienz) ausschlaggebend sind.

Für den nachhaltigen Schutz von Natura 2000-Waldgebieten wird das Verständnis, die Erhaltung und die Förderung von natürlichen Dynamiken als ein integrativer Bestandteil des Naturschutzziels gesehen (Europäische Kommission 2003). Demnach lohnt es sich einen etwas genaueren Blick auf diese Dynamiken und die zu Grunde liegenden, ökologischen Mechanismen zu werfen. Die Reaktionen von Wäldern auf klimatische Veränderungen wie die zunehmende Frequenz von ausgeprägten Dürren sind oftmals zeitlich verzögert, geschehen dann aber äußert abrupt – wie es sich an den Trockenheits-bedingten Waldschäden der letzten Jahre erkennen lässt. Diese ausgeprägte, zeitliche Verzögerung und Nichtlinearität von Reaktionen sind Kennzeichen komplexer, adaptiver Systeme und deren Resilienz und sollen im Folgenden näher beleuchtet werden. Ein ökologisches System wird hierbei als ein Netzwerk aus antagonistisch und mutualistisch interagierenden Komponenten (z.B. einzelnen Arten oder Individuen) betrachtet. Im Gegensatz zu komplizierten Systemen, in denen Effekt-Kausal-Beziehungen a priori feststehen und somit vorhersagbar sind (z.B. die Funktionsweise einer Taschenuhr), können sich in komplexen Systemen die Art und Ausprägung von Reaktionen auf die gleiche Umweltveränderung über die Zeit hinweg verändern. Der Grund hierfür ist, dass sich die Einzelelemente des Systems (z.B. einzelne Baumarten oder Individuen) auf die veränderten Umweltbedingungen und die Reaktion der interagierenden Elemente (z.B. Baumindividuen in der Nachbarschaft, Krankheitserreger, etc.) kontinuierlich anpassen (Schweiger 2017). Diese adaptive Kapazität, welche häufig in Ökosystemen zu beobachten ist, ist ein zentraler Bestandteil der Resilienz von Ökosystemen (Gunderson & Holling 2002, Schweiger et al. 2019), erschwert aber zugleich die Abschätzung zukünftiger Entwicklungen. Der Grund hierfür ist, dass gegenwärtige und zukünftige Reaktionen von Ökosystemen (z.B.

die Erholung von Störungen) oftmals stark von der Historie des Systems (z.B. eines Waldbestandes) abhängig und somit idiosynkratisch, d.h. einzigartig für das betrachtete System sind.

Je heterogener, das heißt z.B. biodiverser ein derartiges ökologisches Beziehungsnetzwerk (Ökosystem) ist, desto anpassungsfähiger (resilienter) ist dieses gegenüber Umweltveränderungen. Adaptive Kapazität beschreibt somit die Fähigkeit von ökologischen Systemen sich an Umweltveränderungen in Struktur und Beziehungsgefüge durch Regeneration und Reorganisation anzupassen und dabei ihre Funktionalität zu erhalten (Gunderson & Holling 2002). Dieses Konzept fasst somit nicht-lineare Dynamiken, Reaktionsschwellen, Elemente der Ungewissheit und Überraschung in einen (quantifizierbaren) theoretischen Rahmen.

Das Ausmaß dieser adaptiven Kapazität wird stark von positiven und negativen Rückkoppelungen zwischen den interagierenden, biotischen Elementen des Systems und der abiotischen Umwelt geprägt. Negative Rückkoppelungen als sich gegenseitig hemmende Reaktionen interagierender Elemente tragen unter Umständen zu einer langen Verzögerung von Reaktionen auf Umweltveränderungen bei. Positive Rückkoppelungen als sich selbst verstärkende Reaktionen interagierender Elemente sind dagegen die Haupttriebkräfte von nichtlinearen, als abrupt erscheinenden Reaktionen (ökologischen Kettenreaktionen). Die relativen Anteile, zu denen Interaktionen in Ökosystemen von positiven und negativen Rückkoppelungen geprägt sind, wirken sich demnach stark auf die Sensitivität und Reaktivität von Ökosystemen in Bezug auf Umweltveränderungen aus (Schweiger et al. 2019). Die Geschwindigkeit, mit der biotische und abiotische Prozesse in Ökosystemen stattfinden, spielen darüber hinaus eine entscheidende Rolle. Je langsamer diese ökologischen Prozesse ablaufen, desto ausgeprägter können zeitliche Verzögerungen aber auch abrupte Reaktionen auf Umweltveränderungen sein. In Waldökosystemen, die von Bäumen als langlebige Organismen mit langen Reproduktionszyklen geprägt sind, können diese Reaktionscharakteristika komplexer adaptiver Systeme besonders ausgeprägt sein.

Je ausgeprägter der komplexe, adaptive Charakter von Ökosystemen und somit die Unvorhersehbarkeit zukünftiger Reaktionen, desto weniger erfolgsversprechend sind statische, d.h. nicht anpassungsfähige Ansätze im Management dieser Ökosysteme. Adaptives Management wird oft als Antwort auf die adaptive Reaktion von Ökosystemen gesehen. Unter adaptivem Management versteht man dabei Managementstrategien wo Entscheidungen und Maßnahmen kontinuierlich, basierend auf a priori gesetzten Zielen und Ergebnissen aus Monitoring zu den zeitlichen Entwicklungen von Kenngrößen der Ökosysteme und sozialen Umstände angepasst (rekalibriert) werden (Biggs & Rogers 2003, Schweiger et al. 2020). Adaptives Management ist also Management, das sich „anpasst“. Diese Anpassung von vorab klar definierten, wirtschaftlichen, gesellschaftlichen und/oder politischen Zielen geschieht durch die ständige Überwachung (Monitoring) vorab definierter, ökologischer Kenngrößen, welche einen quantitativen Abgleich des aktuellen, ökologischen Zustandes mit den a priori gesetzten Zielen ermöglichen. Dies geschieht im Zusammenspiel mit interdisziplinärer, von gemeinsamen Zielen geprägter Forschung (Missionsspezifische Wissenschaft) und in ständiger Rücksprache mit den wirtschaftlichen, gesellschaftlichen und politischen Akteuren. Oberstes Ziel des adaptiven Naturschutzmanagements ist es die Selbstregulation und Belastbarkeit (Resilienz) des Ökosystems zu erhalten bzw. zu fördern. Den genutzten Ökosystemen wird dabei Freiraum für unkontrollierte Entwicklung gelassen. In die eigenständige Entwicklung des Ökosystems wird nur eingegriffen, wenn vorab definierte Grenzwerte der Kenngrößen, sog. „Grenzwerte potentieller Gefährdung“ überschritten werden, also wenn das Ökosystem sich zu stark von der gewünschten Entwicklungsbahn entfernt. Diese

Grenzwerte potentieller Gefährdung werden anhand der vorab bereits angesprochenen, einfach messbaren, ökologischer Kenngrößen (Indikatoren) festgelegt und überwacht.

Derartige, dynamische Ansätze sind zwar deutlich flexibler und robuster im Umgang mit unvorhersehbaren Entwicklungen, erfordern allerdings ein adaptives und koordiniertes Zusammenspiel von gesellschaftlichen, politischen und wissenschaftlichen Akteuren – also eine aktive Vernetzung von Naturschutz, Wissenschaft, Wirtschaft, Politik und lokaler Bevölkerung. Probleme die mit einem derartigen, flexiblen Management einhergehen liegen nach wie vor in der Ungewissheit bezüglich zukünftiger Reaktionen, einem oft „falschen Alarm" auf Grund mangelnder Vorhersagbarkeit – vor allem wenn Grenzwerte und Indikatoren nicht klar definiert und messbar sind – und einem höheren finanzieller Aufwand zur Umsetzung derartiger Ansätze (z.B. für Monitoring). Auch die generelle Abneigung von Menschen gegenüber Ungewissheit und dem damit verbundenem Risiko stellen eine nicht zu verachtende Herausforderung für adaptives Management dar. Einen guten Leitfaden zum Management von Wäldern als komplexe, adaptive Systeme bietet beispielsweise Messier et al. (2013).

Zusammenfassend sind Wälder sind nicht nur als Bestände von Bäumen sondern als komplexe, ökologische Systeme aus einer Vielzahl an adaptiv interagierenden Elementen zu betrachten. Die adaptive Kapazität als maßgeblicher Bestandteil der Resilienz dieser Ökosysteme erschwert Zukunftsprognosen und bringt somit ein statisches, nicht anpassungsfähiges Management an seine Grenzen. Wir müssen lernen mit dieser Unsicherheit umzugehen und adaptiv zu reagieren um Wälder auch in einer von starken klimatischen Veränderungen geprägten Zukunft noch nachhaltig nutzen zu können. Die Heterogenität und Anpassungsfähigkeit von Menschen und Wald sind dabei als wichtigste Zukunftsversicherung unserer Wälder und ihrer Funktionalität zu sehen. Um diese beiden Faktoren aktiv fördern zu können, ist eine Abkehr von der klassischen Sichtweise von Nöten, in der Ökosysteme als starre Konstrukte mit fixem Referenzzustand gesehen werden. Gerade in einer von raschen Umweltveränderungen geprägten Zeit sind Ökosysteme als Systeme zu sehen, die (in unterschiedlicher Intensität) von Ungleichgewichtszuständen geprägt werden. Wandel sollte demnach nicht nur als nachteilige und ungewünschte Ausnahme, sondern als unvermeidbarer Teil von Ökosystemen betrachtet werden, welcher bei einem nachhaltigen Management dieser Ökosysteme unbedingt mitberücksichtigt werden muss.

Literaturverzeichnis

Biggs, H.C., Rogers, K.H. (2003): An adaptive system to link science, monitoring, and management in practice. In: Toit, J.T. du, Rogers, K.H., Biggs, H.C. (Eds.): The Kruger Experience: Ecology and Management of Savanna Heterogeneity. Washington (Island Press): 59-80.

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020): Anpassung der Wälder an den Klimawandel – eine langfristige Aufgabe. https://www.bmel.de/DE/themen/wald/wald-in-deutschland/wald-trockenheit-klimawandel.html. Aufgerufen am 20.01.2022.

Europäische Kommission (2003): Natura 2000 und der Wald: Herausforderungen und Chancen – Auslegungsleitfaden. Europäische Kommission, Generaldirektion Umwelt, Referat Natur und biologische Vielfalt, Abteilung Forst- und Landwirtschaf. Verfügbar unter: https://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/nat2000/n2kforest_de.pdf. Aufgerufen am 20.01.2022.

Gunderson, L.H., Holling, C.S. (2002): Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems. Washington (Island Press): 507 pp.

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

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): 386 pp.

Schweiger, A.H. (2017): The complex adaptive character of spring fens as model ecosystems. Frontiers of Biogeography 9 (2): 1-8. DOI:10.21425/F59232607.

Schweiger, A.H., Boulangeat, I., Conradi, C., Davis, M., Svenning, J.-C. (2019): The importance of ecological memory for trophic rewilding as an ecosystem restoration approach. Biological Reviews 94(1): 1-15. DOI: 10.1111/brv.12432.

Schweiger, A.H., Irl, S.D.H., Svenning, J.-C., Higgins, S.I. (2020): Dynamic management needs for long-lived, sporadically recruiting plant species in human-dominated landscapes. Plants, People, Planet 2 (3): 186-200. DOI: 10.1002/ppp3.10096.

Kontakt

Jun. Prof. Dr. Andreas Schweiger
Universität Hohenheim, Fachgebiet Pflanzenökolgie
Ottilie-Zeller-Weg 2
andreas.schweiger@uni-hohenheim.de

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 Arten-Schutzmaßnahmen 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 Zielvor-stellungen 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 Literaturauswertung 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. Weichholzauenwälder 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 wechseltrockenen 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 berück-sichtigen (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 aussichtlos 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 Erhaltungs-

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/Weichholzauenwald (91E0)	=	+	=	NW-RS
Hartholzauenwald (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 Areal-verschiebungen 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, Hendler 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 Aus-wirkungen 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 naturschutzfachliche Pflegemaßnahmen nicht in unsere Beurteilung einbezogen haben. Darüber hinaus ist in unsere Einschätzung der aktuellere Stand der Modellierung von Verbreitungsarealen 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/Weichholzauenwald (91E0)	●	+	+ bis –	3
Hartholzauenwald (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 ein-schätzen 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 aufgeben 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, Artenzusammensetzung 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 nichtheimischen 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 Arealver-schiebungen auf den Klimawandel reagieren können (Ewald 2009, Beierkuhnlein et al. 2014). Demgegenüber zeigen mobilere Arten bereits eine Anpassung ihrer Verbreitungsareale (Essl & Rabitsch 2013).

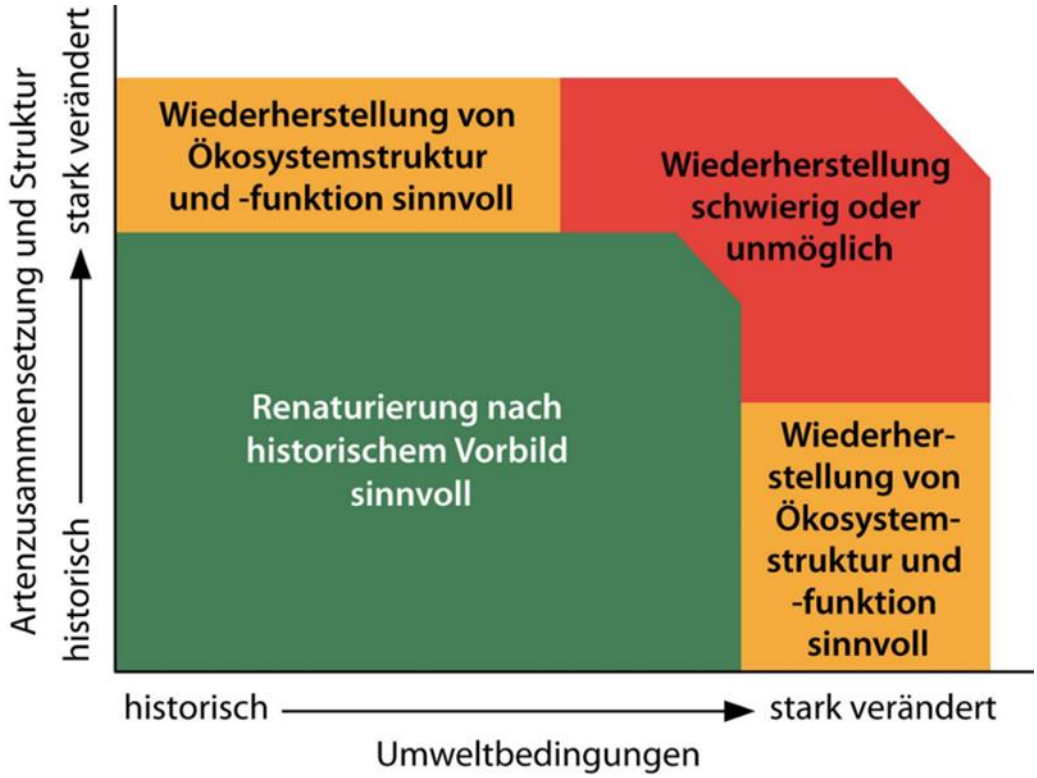


Abb. 12: Wiederherstellungsmöglichkeiten (Möglichkeitsrahmen) von Ökosystemen in Bezug auf Art und Weise der Veränderung der Umweltbedingungen und Artenzusammensetzung. Je nach Stärke der Veränderung ist eine Wiederherstellung der Ökosysteme nach historischem Vorbild sinnvoll (grün bis gelb), oder nur 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 unter-stützend wirken. Bei den großflächigen Buchenwald-LRT zeigen die bisher vor-liegenden 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.bmuv.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., Castagneyrol, 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 (Nomov 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 „Mitteleuropäische 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-Weihenstephan. 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/ifor1657-008.

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., Busch-mann, 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. Natur-schutz 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@bfn.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

5 Mikroklimatische Messungen in Eichen-Buchen-Ökotonen der Rumänischen West-Karpaten

S. Hohnwald, A.M. Petriţan, H. Walentowski und C. Leuschner

5.1 Einleitung

Die letzten trockenen und warmen Sommer in Deutschland haben selbst der breiten Öffentlichkeit klargemacht, welche Konsequenzen der Klimawandel auf die Natur und insbesondere auf die deutschen Wälder haben wird (Hauck et al. 2020). Offensichtlich wird dies z.B. in alten Buchenwäldern des Nationalpark Hainich (Thüringen), welche zum UNESCO-Welterbe zählen. Im Westteil des Nationalparks sind lokale durch Hitze und Trockenstress hervorgerufene starke Vitalitätsverluste und Absterbe-Erscheinungen in Altbuchenbeständen festzustellen (Großmann 2021). Das lokale Absterbe-Geschehen ist hier bislang auf exponierte, nach Südwesten und Westen hin offene Kuppen- und Oberhanglagen mit flachgründigen, trockenheitsanfälligen Standorten konzentriert. Wenn also selbst in einem Nationalpark derartige Kausalitäten festgestellt werden, stellt sich in der Forstwirtschaft wie im Naturschutz die Frage, inwieweit sich in Zukunft Buchen-dominierte Wälder erhalten können oder Waldtypen mit wärme- und trockenheitsresistenteren Baumarten Einzug halten sollten. Wie sehen unsere natürlichen Laubwälder in 50-80 Jahren aus, wenn das Klima-Szenario A1B, welches noch als das gemäßigtste und wahrscheinlichste angesehen wird, Wirklichkeit werden sollte? Dieses steuert auf eine Erwärmung von 2-3 K zu und führt zu verstärkten Wetterextremen und Trockenstress auch außerhalb der flachgründigen Standorte. Wann ist der ökologische Kipppunkt erreicht, an dem die Buche (*Fagus sylvatica* L.) ihre Konkurrenzkraft und Dominanz gegenüber beispielsweise der Traubeneiche (*Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl.) verliert und welche ökologischen Faktoren sind dafür hauptverantwortlich? Das hier vorgestellte NEMKLIM-Projekt (NEMKLIM = Nemorale Wälder unter Klimaextremen; Internetseite: http://blogs.hawk-hhg.de/nemklim/) ist in den letzten Jahren diesen Fragestellungen nachgegangen und hat versucht, Antworten auf diese forstpolitischen Fragen zu finden.

5.2 Untersuchungsansätze des NEMKLIM-Projekts

Im südöstlichen Mitteleuropa gibt es bereits heute natürliche Mischwälder im Grenzbereich von Buche zu Traubeneiche. In Westrumänien kann man vom kühlen präkarpatischen Bergland hinab in die warme pannonische Tiefebene diese Schwelle überschreiten. Mit abnehmender Meereshöhe ergibt sich eine Temperaturzunahme von ca. 0,5 K / 100 m Höhenmeter (Maruşca 2017). Hangabwärts ergeben sich dort Vegetationsabfolgen von mesophytischer Buche (> 550/600 - 900 m NN) über submesophytische Traubeneiche (> 300 - 550 / 600m NN), hin zu thermophytischer Ungarischer Eiche/Zerreiche (< 300 m NN**;** Walentowski et al. 2015, Indreica et al. 2019, Hohnwald et al. 2020)**.** Hier hat das NEMKLIM-Projekt versucht, mittels eines Raum-für-Zeit-Ansatzes bioklimatische Faktoren und Schwellenwerte ausfindig zu machen, welche das Kippen von Buchen- zu Eichenwäldern vorrangig verursachen und erklären (Abb. 13). Dabei wurden boden- und waldkundliche, geobotanische, dendroökologische sowie blattmorphologische Daten erhoben, aber auch Daten zu faunistischen Indikatoren für Biodiversität (z.B. Schwebfliegen, xylobionte Käfer). Die Auswertungen sollen Ansatzpunkte für vorausschauende Anpassungen von Naturschutz und Forstwirtschaft bei zunehmender Klimaerwärmung liefern. Was können wir aus naturnah bewirtschafteten

rumänischen Buchen- und Eichenwäldern für die Zukunft von Mischwäldern in Deutschland lernen?

Raum-für-Zeit-Ansätze für solche Untersuchungen sind dabei nicht ganz neu, sondern eine etablierte Methode, um in die Zukunft von Lebensgemeinschaften zu blicken: So basierten die Ideen des NEMKLIM-Projekts auf den Fragestellungen und Ergebnissen des MARGINS-Projekts (Laufzeit Oktober 2012 - September 2015; Leitung des Gesamtprojekts: Prof. Dr. A. Menzel; Bearbeitung: Dr. K. H. Mellert), in dem die fünf Hauptbaumarten Fichte (*Picea abies* (L.) H.Karst.), Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.), Buche, Traubeneiche und Weißtanne (*Abies alba* Mill.) an ihrem südlichen Arealrand u.a. in Rumänien, Bulgarien, Slowenien, Italien, Frankreich und Spanien identifiziert und in Bezug auf Boden, Bodenvegetation, Bestand und physiologisch relevante Merkmale der Zielbaumarten (Jahrringaufbau, Blattmorphologie) beprobt wurden (Mellert et al. 2015, 2016, Ewald 2021, LWF 2021). Grundlage des NEMKLIM-Projekts ist die Erkenntnis, dass die Baumarten der mitteleuropäischen (sub-) mesophytischen Buchen- und Eichen-Hainbuchenwälder (konkurrenzstarke Arten, sog. „**Konkurrierer**“ wie z.B. Buche, Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus* L.) und Hainbuche (*Carpinus betulus* L.) in Westrumänien an ihre klimatischen Trockengrenzen gelangen und schließlich von trockenheitstoleranteren Baumarten der pannonisch-balkanischen Eichenmischwälder (stärker Stress-tolerierende Arten, sog. „**Stresstolerierer**“, wie z.B. *Quercus petraea s.l.,* Zerreiche (*Qu. cerris* L.)*,* Ungarische Eiche (*Qu. frainetto* Ten.) und Orientalische Hainbuche (*Carpinus orientalis*) abgelöst werden. In der Nähe ihrer durch Wärme und Trockenheit limitierten „Rear-Edge-Vorkommen“ bilden die „Konkurrierer“ trockenheitsangepasste und akklimatisierte Modifikationen aus.

Abb. 13: Übergang von Eichen- in Buchen-Mischwälder in den westlichen Karpaten Rumäniens. Im Vordergrund (hellgrün) ist die typische starke Eichenverjüngung der kollinen Höhenstufe sichtbar. Die hellen Baumkronen am Hang sind Silberlinden, welche sich z.T. stark unter die Buchen mischen. Könnte sie eine interessante Begleitbaumart für deutsche Wälder der Zukunft sein? (Foto: S. Hohnwald, bei Bata, Rumänien, 02.05.2018)

Jenseits davon entwickeln die lichtbedürftigen „Stresstolerierer“ eine auffällige Baumarten- und innerartliche Anpassungsvielfalt. Außerdem zeigte sich, dass die Buche an ihrer südlichen Verbreitungsgrenze trotz der höheren Temperaturen von ähnlichen Zeigerpflanzen wie

bei uns begleitet werden (z.B. *Athyrium filix-femina* (L.) Roth*, Carex pilosa* Scop.*, Galium odoratum* (L.) Scop.*, Lamium galeobdolon* (L.) L.*, Melica uniflora* Retz.*, Epipactis helleborine* (L.) Crantz*, Festuca heterophylla* Lam.*, Viola reichenbachiana* Boreau) und dass sie ein bemerkenswertes Höhenwachstum zeigen kann, was auf eine komplexe Überlagerung von Vorteilen (längere Wuchsperiode) und Risiken (tödlicher Trockenstress) hindeutet. An mikroklimatischen Gunstlagen, also in luftfeuchten Schluchten und in der Nähe von Gewässern, steigt die Buche gar bis in erstaunlich tiefe Lagen hinab. Der Übergang von Rekordwachstum und Absterbe-Erscheinungen (durch Dürre) sind dabei abrupt nebeneinander zu beobachten, so dass dieses Phänomen am Ökoton (Übergang) dringend genauer untersucht werden sollte.

Dieser Intention wurde in dem NEMKLIM-Projekt in den westlichen Karpaten Rumäniens nachgegangen, welche in ca. 1000 km Entfernung Richtung Südosten und etwa 550 km weiter südlicher liegen. Anders als in Nord-Spanien grenzen die mesophytischen Buchenmischwälder hier an submediterrane subkontinentale thermophytische Zerreichen- und Balkaneichen-Mischwälder (Bohn et al. 2003). Diese weisen neben blattmorphologisch sehr variablen Traubeneichen-Sippen (*Quercus petraea s.l.*) auch die Ungarische Eiche und Zerreiche auf. Die NEMKLIM-Forschergruppe setzte sich dabei aus den folgenden fünf Arbeitsgruppen und Modulen zusammen:

1. Dendrologie, Waldinventur, Bodenkunde
2. Vegetation, Phytodiversität, Totholz
3. Blattmorphologie der Traubeneiche
4. Insekten (*Syrphidae* – Schwebfliegen, *Stratiomyidae* – Waffenfliegen, *Asilidae* – Raubfliegen, *Conopidae* – Dickkopffliegen, *Carabidae* – Laufkäfer)
5. Mikroklimatologische Messungen (Bestandsklima)

Auch in Mitteleuropa ist bekannt, dass die Buche deutlich auf Trockenstress reagiert und manche Bestände an ihren xerischen Verbreitungsgrenzen, z. B. in Süd- und Osteuropa, sogar absterben. Physiologische Messungen zeigten, dass dabei nicht nur der reine Wassermangel entscheidend ist. Auch zu hohe Blatttemperaturen und zu hohe Dampfdruckdefizite, vor allem schon beim Jungwuchs, sind verantwortlich (Lendzion & Leuschner 2008). Im NEMKLIM-Projekt wurde daher untersucht, ob das Mikroklima vielleicht generell ein wichtiger ökologischer Kipppunkt sein könnte und sich in Buchen- und Eichenwäldern am Ökoton signifikant unterscheidet. Sind die Temperaturen, die relative Luftfeuchtigkeit oder das Dampfdruck-Sättigungsdefizit (nach der Magnus-Formel berechnet) oder alle drei zusammen unterschiedlich und ökologisch bedeutend? Dazu wurden Tages- und Nachttemperaturen für zwei Monate im Sommer 2019 in viertelstündigen Intervallen mithilfe von ¡Buttons des Types DS1923 Hygrochron-Sensor der Firma Measurement Systems gemessen. Als Schutz gegen die direkte Sonneneinstrahlung wurden die Messgeräte mit weißen Hauben geschützt und in 0,5 m, 2 m und 7,5 m Höhe (untere Baumkrone) am Stamm angebracht. Gemessen wurde in Eichenwäldern, an zwei Stellen in den Ökotonen, und in Buchenwäldern, sowie in Freiflächenstationen jeweils exakt an Südwesthängen und in Buchenwäldern auch auf Nordhängen. Das Versuchsdesign wurde an drei unabhängigen Höhentransekten in den westlichen rumänischen Karpaten wiederholt, nämlich in Milova (46°08‘ N/ 21°48‘ O), Maciova (45°32‘ N/ 22° 14‘ O) und bei Eşelniţa (44°45‘ N/ 22°19‘ O); (Hohnwald et al. 2020). So wurden

insgesamt an 18 Messstellen die Werte gemessen und Mittelwerte aus den drei Wiederholungen der jeweiligen Behandlungen (Waldtypen) errechnet.

5.3 Erste Ergebnisse und Diskussion

Unsere Transektstudien zeigten, dass Eichenwälder im Schnitt im Bestandsinneren 2 K wärmer waren und ein um 2 hPa größeres Dampfdruckdefizit als Buchenwälder aufwiesen (Tab. 6; Abb. 14). Die übrigen Waldtypen reihten sich dazwischen ein.

Tab. 6: Ergebnisse der Temperaturmessungen entlang des Buchen-Eichen-Transekts in den westlichen Karpaten (Hohnwald et al. 2020, leicht verändert). Die Werte sind Durchschnittswerte der drei rumänischen Wiederholungen (SA = Standardabweichung).

Parameter/ Behandlung	Mittlere tägliche Maximum-temperatur (SA) n=446	Mittlere absolute Maximum-temperatur (SA) n=18	Mittlere Temperatur aller Werte (SA) n=63000
Eiche	26,04 (2,91)a	31,8 (0,29)a	20,67 (0,24)
Unterer Ökoton	24,59 (2,79)b	30,3 (1,15)b	20,63 (0,09)
Oberer Ökoton	24,11 (2,82)bc	29,4 (0,61)bcd	20,43 (0,18)
Buche	23,13 (2,81)c	28,5 (0,06)bc	19,47 (0,44)
Außenstation	29,11 (3,54)d	35,0 (2,69)a	20,57 (1,18)
Buche N-Hang	24,70 (2,89)b	30,2 (0,79)ad	20,43 (0,24)

An Strahlungstagen waren die Unterschiede noch deutlicher und zwar in dem Maße, dass sie nicht allein vom Höhengradient her erklärt werden konnten. Das unterschiedliche Kronendach der Wälder wirkte sich also deutlich aus. So könnte das wärmere Mikroklima ein Faktor sein, dass Buchen ihr Bestandsklima nicht mehr ausbilden können und ihre Dominanz gegenüber den Eichen verlieren. Der Buche könnte es auch einfach, besonders im Kronendach, zu heiß werden. Messungen im oberen Kronendach oder an der „wirksamen Oberfläche“ über den Baumkronen fehlten indessen und sollten in zukünftigen Projekten untersucht werden. Demgegenüber verschwanden nachts die mikroklimatischen Unterschiede. Unsere Messungen lassen erwarten, dass der klimatische Kipppunkt Buche/Eichen bei Temperaturen im Bestand von ca. 30°C und 25 hPa (in 2 m Höhe) im Mittsommer liegen (Abb. 14).

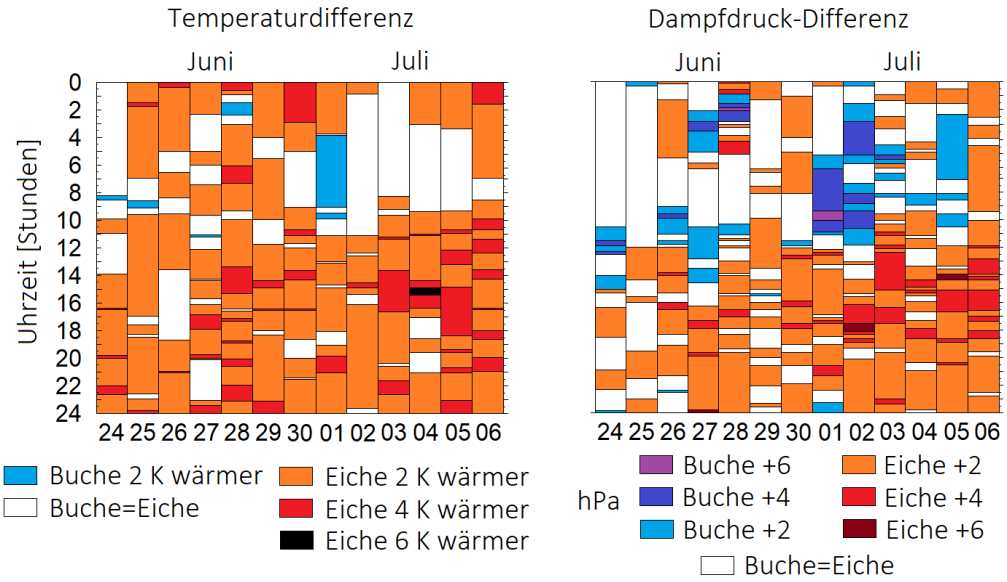


Abb. 14: Mikroklimatische Unterschiede von Buchen- und Eichenwäldern in den westlichen rumänischen Karpaten (aus Hohnwald et al. 2020, leicht verändert)

Um die Frage zu beantworten, inwieweit für die Buche nach einem durch ein extremes Wetterereignis stark veränderten Kleinklima ein Überleben bzw. eine Rückkehr i.S. von Ökosystem-Resilienz möglich ist, wurde auch der sog. Ellenberg-Quotient (EQ) herangezogen. Er dividiert die mittlere Temperatur des wärmsten Monats (Juli) durch das langjährige Jahresniederschlagsmittel. Für eine handhabbare Zahl multipliziert er das Ergebnis mit 1.000. Der resultierende Klimafeuchte-Quotient wird mit der Konkurrenzkraft der klimazonalen Hauptbaumarten verknüpft. Nach Ellenberg et al. (1986) gelten hinsichtlich der klimazonalen Vegetation folgende Erfahrungswerte:

um 10	hochmontaner Buchenwald (oder Buchen-Tannen-Wald),
10-20	montaner Buchenwald,
20-30	submontaner Buchenwald mit Eichen,
> 30	Eichenmischwald (meist ohne Buche).

Die Makroklimadaten in West-Rumänien stützten den Ellenberg-Quotient von 30 als Kipppunkt von Buche zu Eiche. Am Buche-Eichen-Ökoton wurde also deutlich, dass auch die Buche trotz ihrer Flexibilität und breiten klimatischen Amplitude (Bolte 2016) an Grenzen gelangt und dass Eichen und andere stresstolerantere Laubbaumarten in Zukunft davon profitieren können. Wann der Wandel in der Baumartenzusammensetzung auch in Deutschland ablaufen wird, ist noch unklar, da der weitere Anstieg der Erwärmung unbekannt ist und es zu Timelags und Hysterese-Effekte in Ökosystemen kommen kann.

Totholz-Muster und ihre treibenden Kräfte wurden im NEMKLIM-Projekt sowohl in bewirtschafteten als auch in sich selbst überlassenen Wäldern untersucht. Dazu wurde das Naturwaldreservat Runcu Grosi („old growth forest“; Kategorie IVa IUCN) einbezogen (Petriţan et al. 2021). Wesentliche Treiber für das Totholzvolumen waren die Waldbewirtschaftung und die jährliche Mitteltemperatur. Bei den bewirtschafteten Wäldern handelte es sich um 25–35 m hohe, reife Waldbestände (> 60-70 Jahre) mit geschlossenem Kronendach. Vor den 1960er Jahren wurden in niedrigen Intensitäten gelegentliche Holzentnahmen und Nieder-

waldhiebe durchgeführt. In der Zuständigkeit der lokalen Forstbehörden wurden sie danach in Hochwälder überführt und nach den gängigen rumänischen Waldbauschemata bewirtschaftet, bei denen die Bestände vom Stangenholzstadium bis zu einem Alter von drei Vierteln des Erntealters leicht bis mäßig (5-15% des Bestandsvolumens) ausgedünnt werden (Nicolescu, 2018). Schadholzeinschlag bzw. Aufarbeitung von Käfer- und Sturmholz wurden mit geringer Intensität (< 5% des Bestandsvolumens) durchgeführt. Die bewirtschafteten Waldtypen wiesen ein durchschnittliches Totholzvolumen von 46 m3 ha-1 auf, wobei liegendes Totholz über 70% ausmachte. Zusätzlich traten Totholzobjekte in einer Vielzahl von Zersetzungsstadien auf, wobei etwa 40% der Objekte in der frühen bis mittleren Zersetzungsstufe auftraten (Öder et al. 2021). Die beobachteten Mengen erfüllen jene Schwellenwerte, die für die langfristige Erhaltung der biologischen Vielfalt als wichtig angesehen werden (Müller & Bütler 2010, Lachat et al. 2019). Die höchsten Totholzvolumina wurden in buchendominierten Beständen gefunden (57,2 m3 ha-1). Im Naturwaldreservat lag das Totholzvolumen in denselben Waldtypen zwei- bis dreimal höher, da die fehlende Nutzung die Entwicklung von totholzreicher Alters- und Zerfallsphase fördert (Scherzinger 1996). Die bewirtschafteten Wälder und das Naturwaldreservat können sich somit ideal ergänzen. Das Reservat eignet sich als Habitat für besonders anspruchsvolle Totholz-assoziierte Arten mit Totholzmengen, welche im bewirtschafteten Wald nicht erreichbar sind. Die Waldbewirtschaftung kann hingegen gezielt die Baumartenvielfalt erhalten und fördern, die z.T. aus der Stockausschlag-Vergangenheit resultiert. Sie kann damit sowohl Totholzvielfalt, als auch Totholzschwellenwerte gewährleisten, denn Neben- und Begleitbaumarten produzieren aus unterschiedlichen Gründen überproportional viel Totholz (Öder et al. 2021).

Mithilfe von international standardisierten Malaise-Fallen (zeltähnliche Fangnetze mit Ethanol-Fangflaschen) wurde entlang derselben Transekte auch die Biodiversität von Insekten untersucht. Erste markante Ergebnisse über die Schwebfliegen, Waffenfliegen, Raubfliegen und Dickkopffliegen zeigten, dass in Deutschland seltene Buchenwald-Arten in Rumänien häufig und häufige Buchenwald-Arten Deutschlands in Rumänien selten sind (Ssymank 2020). Bussler (2020) hat in den Malaisefallen-Proben bereits zehn xylobionte Käferarten nachgewiesen, die in Mitteleuropa als Urwald-Reliktarten gelten (Eckelt et al. 2017).

Bei den Untersuchungen zur Phytodiversität und Gesamtartenvielfalt der Krautschicht wurden Arten-Akkumulationskurven angefertigt. Dabei kam das aus Deutschland bekannte Muster heraus, dass lichte Eichenwälder deutlich artenreicher sind als die unterschiedlichen mesophilen Waldtypen (dunklere Buchenwälder). Entlang des Höhengradienten konnte auch ein hypsometrischer Wandel der Pflanzen in der Krautschicht nachgewiesen werden, wobei noch weiter zu untersuchen wäre, ob es sich um einen reinen Temperatur- oder auch einen integrierten Lichtgradienten (oder beides) handelte (Heinrichs et al. 2021). Absterbende Buchen in Mitteleuropa während Dürrejahren zeigen, dass der ökologische Kipppunkt Buche-Eiche auch in manchen Hügellandgebieten Deutschlands bereits fast erreicht ist (Zimmermann et al. 2015), wie z.B. im Süd-Steigerwald, im Hainich oder im Kraichgau, bevorzugt auf Standorten mit Trockenstress, zu beobachten ist. Auch die Buche ist kein „Superbaum“. Der Preis für ihre außergewöhnliche Konkurrenzkraft sind eine erhöhte Anfälligkeit für Trockenstress und für Störung (Trade-off, Dreiecksmodell nach Grime et al. 1988). Wenn der intrinsische Beschattungs- und Kühlungseffekt im Buchenwald nicht mehr funktioniert, könnte alles recht schnell und unumkehrbar zugehen: der Trockenstress (Temperaturextreme) nimmt überproportional zu und die Stresstoleranz gewinnt dann als selektiver Faktor gegenüber der

Schattentoleranz. Relativ geringe äußere Einflüsse reichen dann wohl aus, um das System durch die Wirksamkeit verstärkender innerer Effekte in einen neuen Zustand zu versetzen.

5.4 Ausblick

Wie können klimatisch besser angepasste Baumarten oder Buchen-Populationen ihren Weg nach Deutschland finden? Die Zeit reicht für eine natürliche Einwanderung nicht aus. Die Entfernungen für Klimawandel-induzierte Arealverschiebungen sind oft zu groß, natürliche Wanderkorridore sind in der Kulturlandschaft unterbrochen, Hindernisse für Wald-Arten unpassierbar. Chancen und Möglichkeiten gezielten Eingreifens vor Ort (Optimierung des Bestandsinnenklimas zur Abmilderung von Hitze und Trockenheit; Förderung von besonders wärme- und trockenheitsangepassten Arten oder Populationen durch waldbauliche Maßnahmen), sowie die Schaffung von günstigen Ausbreitungsmöglichkeiten angrenzend an die heutigen Verbreitungsgrenzen, oder gar eine künstliche Fernverfrachtung von ausgewählten Zielarten oder bestimmten Arten-Herkünften aus Herkunftsgebieten an die Zielorte müssen in Bezug auf Chancen und Risiken sorgfältig analysiert werden. Die Klimaerwärmung und v.a. auch die häufigeren Extremwetterlagen und Störungen erfordern neue Denkansätze und Konzepte in Naturschutz und Forstwirtschaft.

Literaturverzeichnis

Bohn, U., Neuhäusl, R., Gollub, G., Hettwer, C. et al. (2003): Map of the Natural Vegetation of Europe; Scale 1: 2500000. Landwirtschaftsverlag, Münster.

Bolte, A. (2016): Chancen und Risiken der Buche im Klimawandel. AFZ Wald 71 (12): 17-19.

Bussler, H. (2020): Schriftliche Mitteilung vom 23.12.2020, Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie, Würzburg.

Eckelt, A., Müller, J., Bense, U., Brustel., H. et al. (2017): „Primeval forest relict beetles“ of Central Europe: a set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. Journal of Insect Conservation 22: 15-28.

Ellenberg, H., Mayer R., Schauermann, J. (1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Solling-Projektes. Ulmer Verlag, Stuttgart.

Ewald, J. (2021): Anbauschwellenwerte Klimawandel (MARGINS. https://forschung.hswt.de/forschungsprojekt/471-anbauschwellenwerte-klimawandel-margins. Aufgerufen am 20.01.2022.

Grime, J. P., Hodgson, J. G., Hunt, R. (1988): Comparative plant ecology. Unwin Hyman, London.

Großmann, M. (2021): Schriftliche Mitteilung vom 14.06.2021, Nationalpark-Verwaltung Hainich, Bad Langensalza.

Hauck, M., Leuschner, Ch., Homeier, J. (2020): Klimawandel und Vegetation – Eine Globale Übersicht, Springer Spektrum, Berlin.

Heinrichs, S., Öder, V., Indreica, A., Bergmeier, E. et al. (2021): The Influence of *Tilia tomentosa* MOENCH on Plant Species Diversity and Composition in Mesophilic Forests of Western Romania – A Potential Trees Species for Warming Forests in Central Europe? Sustainability 13 (14): 7996.

Hohnwald, S., Indreica, A., Leuschner, Ch., Walentowski, H. (2020): Microclimatic Tipping Points at the Beech-Oak Ecotone in the Western Romanian Carpathians, Forests 11(9): 919.

Indreica, A., Teodosiu, M., Petriţan, A. M., Öder, V. et al. (2019): Nemoral Deciduous Forests under Climatic Extremes – Phytosociological Studies along Climatic Gradients in SW Romania. In: Biennial International Symposium “Forest and Sustainable Development”, 25th-27th of October 2018, Proceedings book, 8th ed., Transilvania University Press, Braşov, 139-148.

Lachat, T., Brang, P., Bolliger, M., Bollmann, K. et al. (2019): Totholz im Wald. Entstehung, Bedeutung und Förderung. 2. Aufl., Merkbl. Prax. 52.

Lendzion, J., Leuschner, Ch. (2008): Growth of European beech (Fagus sylvatica L.) saplings is limited by elevated atmospheric vapour pressure deficits. For. Ecol. Manag. 256: 648-655.

LWF – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) (2021): MARGINS – Spezifizierung der Schwellenwerte für den klimagerechten Anbau von Waldbaumarten durch die Untersuchung von marginalen Vorkommen (Projekt W 42). https://www.lwf.bayern.de/bodenklima/baumartenwahl/110606/index.php. Aufgerufen am 20.01.2022.

Mellert, K. H., Deffner, V., Küchenhoff, H., Kölling, C. (2015): Modeling sensitivity to climate change and estimating the uncertainty of its impact: A probabilistic concept for risk assessment in forestry. Ecol. Model. 316: 211-216.

Mellert K. H., Ewald, J., Hornstein, D., Dorado-Lián, I. et al. (2016): Climatic marginality: a new metric for the susceptibility of tree species to warming exemplified by *Fagus sylvatica* (L.) and Ellenberg's quotient. European Journal of Research 135: 137-152.

Müller, J., Bütler, R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. European J. For. Res. 129: 981-992.

Nicolescu, V. N. (2018): The Practice of Silviculture. Aldus, Braşov.

Öder, V., Petriţan, A. M., Schellenberg, J., Bergmeier, E. et al. (2021): Patterns and drivers of deadwood quantity and variation in mid-latitude deciduous forests. For. Ecol.Manag. 487: 118977.

Petriţan, A. M., Petriţan, I. C., Hevia, A., Walentowski, H. et al. (2021): Climate warming predispose to drought-induced tree mortality regardless of conservation status of sessile oak forests. For. Ecol. Manag. 491: 119097.

Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Praktischer Naturschutz. Ulmer, Stuttgart.

Ssymank, A. (2020): Schriftliche Mitteilung vom 14.11.2020. Bundesamt für Naturschutz. Bonn.

Walentowski, H., Bergmeier, E.**,** Evers, J., Hetsch, W. et al. (2015): Vegetation und Standorte in Waldlandschaften Rumäniens – Plants and habitats of Wooded Landscapes in Romania. Kessel-Verlag, Remagen-Oberwinter.

Zimmermann, J., Hauck, M., Dulamsuren, C., Leuschner, Ch. (2015): Climate warming-related growth decline affects Fagus sylvatica, but not other broad-leaved tree species in Central European mixed forests. Ecosystems 18: 560-572.

Kontakte

PD Dr. Stefan Hohnwald und Prof. Dr. Helge Walentowski
Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst
Fakultät Ressourcenmanagement
Büsgenweg 1a, 37077 Göttingen
E-Mail: Helge.Walentowski@hawk.de

Dr. Any Mary Petriţan
Forstökologie, Nationales Forschungs- und Entwicklungs-institut für Forstwissenschaften „Marin Dracea“, INCDS
128 Eroilor Av., Voluntari, Ilfov, Bukarest, Rumänien

Prof. Dr. Christoph Leuschner
Georg-August-Universität Göttingen
Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften
Untere Karspüle 2, 37073 Göttingen

6 Die Reaktion der Bergwälder in den bayerischen Alpen auf den Klimawandel

J. Ewald

6.1 Einleitung

Die Bayerischen Alpen sind eine der charismatischsten Waldlandschaften Deutschlands. Innerhalb Bayerns sind sie mit 65% Waldanteil, gleichauf mit dem Spessart, der waldreichste Naturraum; mit 300.000 ha stellen sie 12,1% der bayerischen Waldfläche (Kölling 2005). Die alpine biogeographische Region enthält mit 84.328 ha 24,2% der bayerischen FFH-Gebietsflächen, welche zu 54% bewaldet sind; folglich liegen 21,9% der durch FFH-Gebiete geschützten Wälder Bayerns in diesem Naturraum (Schreiber pers. Komm.). Im Gebiet spielen 11 FFH-Waldlebensraumtypen eine größere Rolle, drei davon (9420 und 9430*) sowie der unter das Bayerische Waldgesetz fallende Gebüsch-LRT 4070* haben hier ihre einzigen Vorkommen in Deutschland (Tab. 7). Bergmischwälder (9130, 9150) und insbesondere die Fichtenwälder (9410) auf Kalk- und Dolomitgesteinen gehören zu den pflanzenartenreichsten Wäldern Europas (Večeřa et al. 2019). Das verbreitete Vorkommen von alten, seit längerem ungenutzten Waldbeständen führte jüngst zur Ausweisung von 36.946 ha (davon 26.768 ha in FFH-Gebieten) Naturwäldern nach Art. 12a Abs. 2 des Bayerischen Waldgesetzes (BayWaldG) in den Bayerischen Alpen (Bayer. StMELF 2021). Zusammen mit den Kernflächen des Nationalparks Berchtesgaden (7.640 ha) und den Naturwaldreservaten (1.514 ha) bilden sie ein ausgedehntes Netz von nutzungsfreien Wäldern (46.099 ha, 15%), das u.a. durch den hohen Staatswaldanteil ermöglicht wird.

Tab. 7: Verbreitungsmuster, aktuelle Gefährdungsfaktoren und Erhaltungsmaßnahmen der Waldlebensraumtypen der FFH-Richtlinie in der alpinen biogeographischen Region Bayerns

	Verbreitungsmuster					Gefährdungen				Erhaltungsmaßnahmen				
LRT	zonal	Inseln	Linien	Punkte	nutzungs-bedingt	Erwär-mung	Austrock-nung	Eutro-phierung	Nutzungs-änderung	Nutzungs-verzicht	naturnaher Waldbau	Wald-umbau	historische Nutzung	Renatu-rierung
4070*	x	(x)			S	(x)			↑	x				
9110	x					(x)		x		x	x	x		
9130	x					(x)		(x)		x	x	x		
9140		(x)		x	S	x			↑	x				
9150		x		(x)	(x)	↑		x	x	(x)			(x)	
9180*		(x)		x						x				
91D0*		(x)		x		x	x	x		x				x
91E0*			x				x			x	x	(x)	(x)	x
9410	x	(x)				x		(x)		x				
9420	(x)	x				x		(x)		x				
9430*				x		x	x		(x)	(x) P			(x)	(x)

Legende: 4070 * Buschvegetation mit *Pinus mugo* und *Rhododendron hirsutum* (*Mugo-Rhododendretum hirsuti*), 9110 Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*), 9130 Waldmeister-Buchenwald (*Asperulo-Fagetum*), 9140 Subalpiner Buchenwald mit Ahorn und *Rumex arifolius*, 9150 Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald (*Cephalanthero-Fagion*), 9180 * Schlucht- und Hangmischwälder (*Tilio-Acerion*), 91D0 * Moorwälder, 91E0 * Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae*), 9410 Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder (*Vaccinio-Piceetea*), 9420 Alpiner Lärchen- und/oder Arvenwald, 9430* Montaner und subalpiner *Pinus uncinata*-Wald (* auf Gips- oder Kalksubstrat); x: trifft voll zu, (x): trifft teilweise zu, S: Sekundärsukzession nach Brachfallen, P: Primärsukzession nach Erosion/Akkumulation; ↑: wärmebedingte Zunahme möglich (verändert nach Ewald 2009).

Als wesentlicher Bestandteil der natürlichen Höhenstufenfolge sind Bergwälder klassische Anschauungsobjekte für die Wirkungen des Klimas auf die Vegetation. So bereiste Alexander von Humboldt um 1800 die Berchtesgadener Alpen und präsentierte ein Modell der Höhenstufen in den Alpen (Berghaus 1838). In seinen Fußstapfen widmeten die Gebietsmonographien von Otto Sendtner (1854: Südbayern) und Anton Kerner von Marilaun (1863: Donauländer) den Bergwäldern und ihrer Höhenverteilung große Aufmerksamkeit.

1781 begann am Hohenpeißenberg (977 m) die bislang längste meteorologische Messreihe im montanen Bergwaldklima (Winkler 2006, Abb. 15), die bis heute einen Anstieg der Jahresmitteltemperatur um mehr als 2°C verzeichnet (1987-2016: 6,4°C). Im selben Zeitraum zeigten die von Haus aus hohen Niederschläge (1987-2016: 1059 mm) einen ansteigenden Trend mit Schwerpunkt im Sommer, wo die Wahrscheinlichkeit konvektiver Starkniederschläge zunahm (Fricke & Kronier 2001, Abb. 16).

Zweihundert Jahre später kompilierte Fliri (1975) Monats- und Jahresmittel von 255 Klimastationen des bayerischen Alpenraumes für die Normalperiode 1931-60, deren 23 Temperaturmessstationen ein Temperaturgefälle von 0,484°C pro 100 Höhenmeter mit einem Bestimmtheitsmaß von 95% ergaben (Ewald 1997). Aus diesem thermischen Gradienten ergibt sich eine deutliche Höhenstufung der Vegetation (Abb. 17). Die Niederschläge zeigen eine weit schwächere Höhenabhängigkeit und erreichen an Gipfelstationen Jahressummen von über 2500 mm (Fliri 1975).

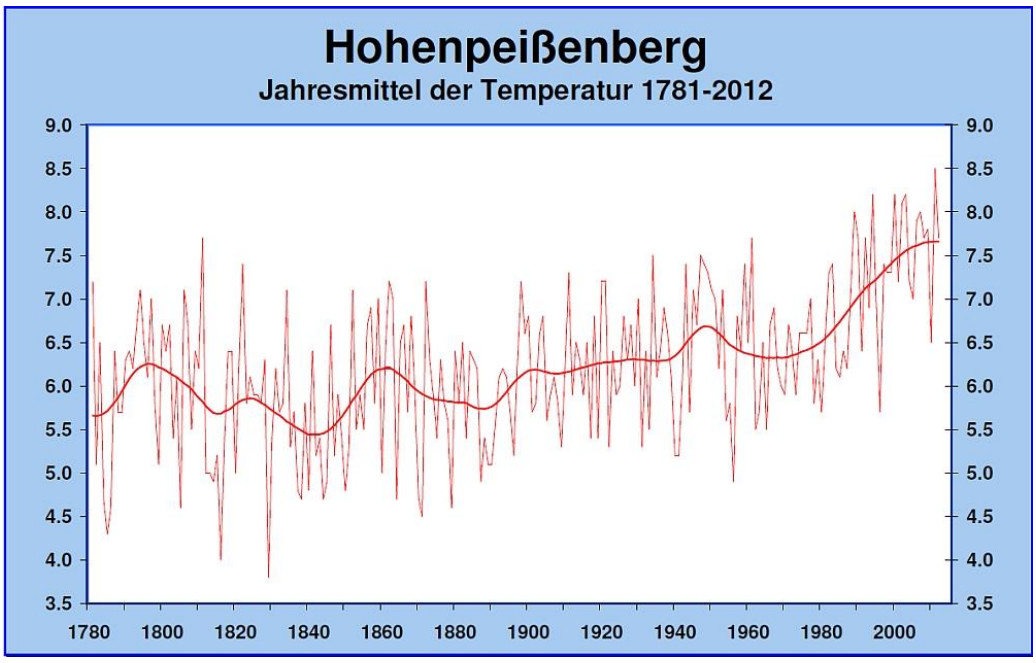


Abb. 15: Die längste Temperaturreihe im Bergwaldklima der Bayerischen Voralpen wurde am Hohenpeißenberg (989 m) gemessen; seit der "Kleinen Eiszeit" (1850) ist das Jahresmittel um ca. 2°C angestiegen (DWD 2021)

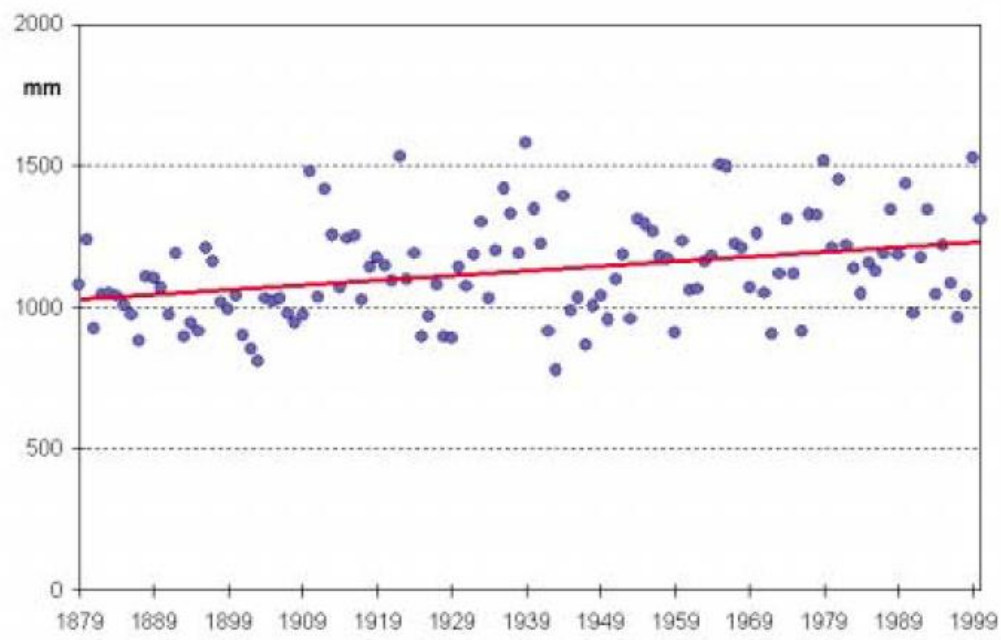


Abb. 16: Durch die Staulage sind die Niederschläge hoch und zeigen seit Beginn der Messungen einen leicht ansteigenden Trend (Fricke & Kronier 2001).

	Höhenstufe		Schlußgesellschaft	Besondere Merkmale Begleitgesellschaften	Temperatur (Mittel °C) Jahr	Januar	Juli	Vegetationszeit (Tage > 5°C/Jahr)	Niederschlag (mm/Jahr)
3200	Nival		-		<-5	< -10,7	< 1,5	< 50	?
1800	Alpin		Alpine Rasen	Schuttfluren	-5- 2	-4,5	1,5-10,1	50-140	1700-2900
	Hoch-	Subalpin	Latschengebüsch/ Lärchen-Zirbenwald	lückig, mit Rasen und Zwergstrauchheiden	2- 3	-6,2- -5,6	10,1-11,3	140-150	1600-2600
1600	Tief-	Subalpin	Fichtenwald	häufig Latschengebüsche	3- 4	-5,6- -4,9	11,3-12,5	150-160	1600-2100
1400	Hoch-	Montan	Buchen-Tannen-Fichtenwald	oft Fichten-reich, Farn-, Hochstauden- oder Gras-reich (schneereich)	4- 5	-4,9- -4,3	12,5-13,7	160-175	1400-2400
1200		Montan	Fichten-Tannen-Buchen-Wald		5- 6,9	-4,3- -3,1	13,7-16	175-200	1100-2400
800	Tief-	Montan	Tannen-Buchenwald	meist Fichten-arm, Vorkommen submontaner Baumarten	6,9- 8,4	-3,1- -2,1	16-17,8	200-215	1100-2200
500	Submontan		Buchenwald	mit Eiche	>8,4	>-2,1	> 17,8	> 215	1100-1600

Abb. 17: Ökologische und klimatische Kennzeichnung der Höhenstufen in den Bayerischen Alpen, basierend auf Daten für die Normalperiode 1931-60 aus Fliri (1975) (aus Ewald 1997)

Aus der Analyse von Pollenarchiven in Auflagehumus und Mooren leitete Kral (1990) erhebliche Schwankungen der Höhengrenzen ab, die er mit dem mittelalterlichen Klimaoptimum und der Kleinen Eiszeit, vor allem aber mit der Alm- und Forstwirtschaft in Verbindung brachte. Demnach erfolgte die Almrodung ausgehend von den Hochlagen und erniedrigte die Obergrenze geschlossener Fichtenwälder bis ins 18. Jahrhundert um ca. 500, die der Fichten-Tannen-Buchenwälder um ca. 300 m (Abb. 18).

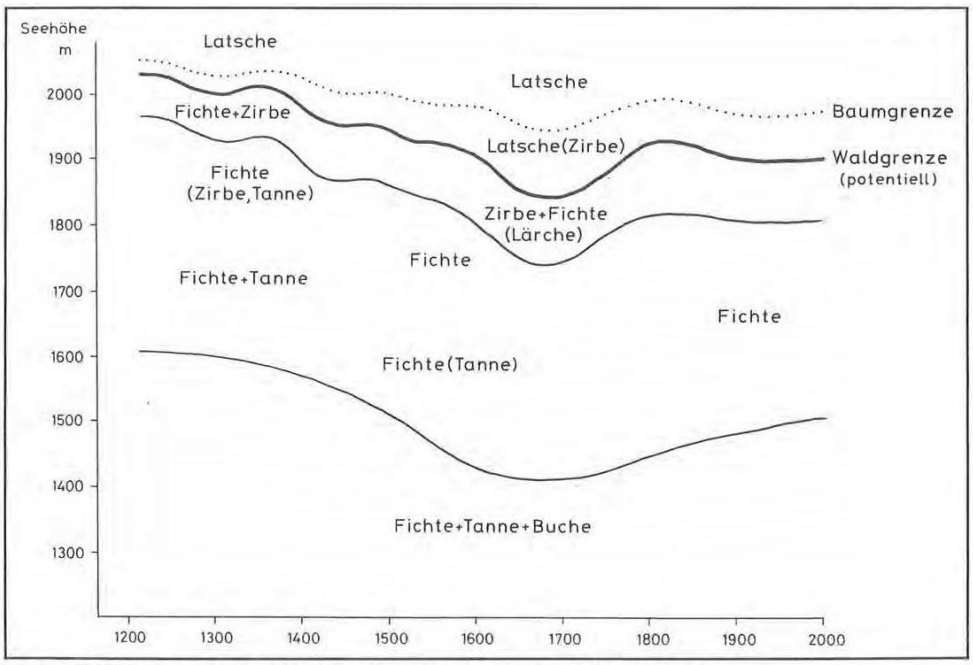


Abb. 18: Rekonstruktion der Wald- und Baumartengrenzen in den Berchtesgadener Alpen seit dem mittelalterlichen Klimaoptimum (aus Kral 1990)

Bereits 1979 modellierte Enders das Lokalklima des Nationalparks Berchtesgaden anhand von Relieffaktoren und lieferte damit einen Vorläufer für die heute verfügbaren hochauflösenden Klimamodelle (Hera et al. 2012). Reger et al. (2011) parametrisierten die Abhängigkeit der Artenzusammensetzung (mittlere Ellenberg-Temperaturzeigerwerte) von der Mitteltemperatur in der Vegetationszeit (Mai-September), Hangneigung und Hangrichtung, erstellten daraus eine Karte der vegetationswirksamen Temperatur mit 10 m Bodenauflösung und unterteilten sie in fünf Höhenstufen (Abb. 19).

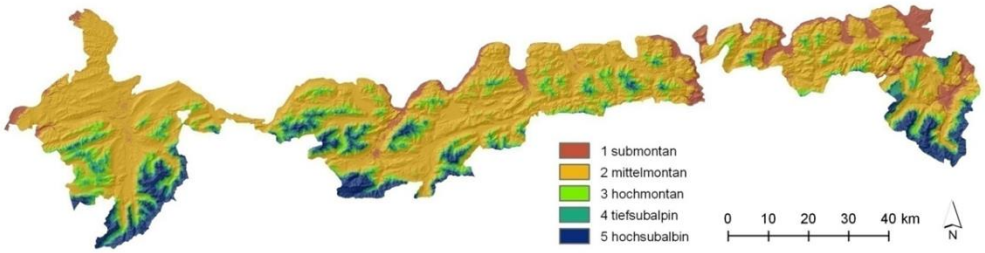


Abb. 19: Karte der Höhenstufen nach dem Modell von Reger et al. (2011)

Im Folgenden soll geklärt werden, ob und wie der bereits eingetretene Klimawandel auf die Bergwälder wirkt. Dabei werden das Baumwachstum, die Verbreitung der Pflanzenarten und die Böden betrachtet. Abschließend werden die Veränderungen im Hinblick auf die Waldbewirtschaftung, den Erhaltungszustand der Waldlebensräume und -arten sowie Ökosystemleistungen diskutiert.

6.2 Wachstum und Klimawandel

Die wärmebedingten Höhenstufen bestimmen gemeinsam mit der Bodengüte das langjährige Höhenwachstum von Fichtenbeständen (Bonität) in den Bayerischen Alpen (Abb. 20, Klemmt & Ewald 2012).

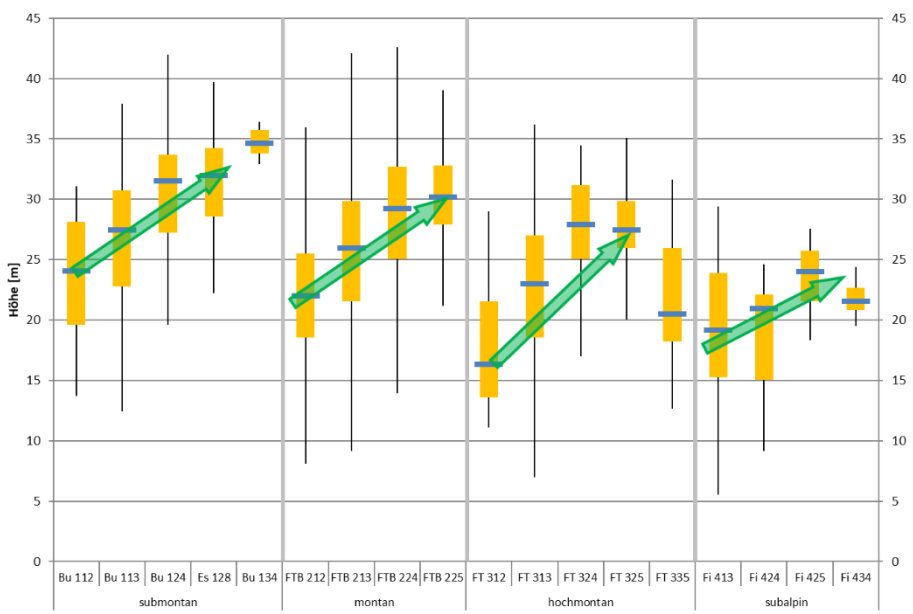


Abb. 20 Höhen der 100 jährigen Fichten in den Alpen. Die Höhe von ca. 100 jährigen Fichten hängt in erster Linie von der Bodengüte (Carbonatgehalt und Gründigkeit, mittlere Ziffer 1: carbonatreich, 2: basenreich-mergelig, 3: basenarm-sandig; Wasserhaushalt, dritte Ziffer: 2: mäßig trocken, 3: mäßig frisch, 4: frisch, 5: sehr frisch/hangfeucht, 8: feucht), in zweiter von der Höhenstufe und vom Wärmehaushalt (erste Ziffer: 1:submontan, 2: montan, 3: hochmontan, 4: subalpin) ab; die Boxplots (Box 25-75%-, Balken 5-96%-Quantile) beruhen auf 18.000 Messungen im Rahmen der Betriebsinventur der Bayerischen Staatsforsten (verändert aus Klemmt & Ewald 2012).

Die umfangreichen Untersuchungen von Hartl-Meier et al. (2014) belegen, dass sich die Beziehung zwischen Dickenwachstum und Witterung während der Vegetationsperiode mit dem Aufstieg in höhere Gebirgslagen umkehrt (vgl. auch Jolly et al. 2005): Die trocken-heißen "Weinjahre" tieferer Lagen mit ihren dürrebedingten Zuwachseinbrüchen sind in den Wäldern der Kalkalpen oberhalb einer Höhengrenze von ca. 1000 m besonders günstige Jahre: Hohe Sommertemperaturen, typischerweise mit unterdurchschnittlichen Niederschlägen gekoppelt, lockern die Kältelimitierung der Hochlagenbestände (Abb. 21). Der Befund stimmt überein mit dem von Dulamsuren et al. (2017), die in südwestdeutschen Mittelgebirgen eine Meereshöhe von 600 m als Kipppunkt zwischen Dürre- und Wärmelimitierung des Radialwachstums von Buchen ermittelten.

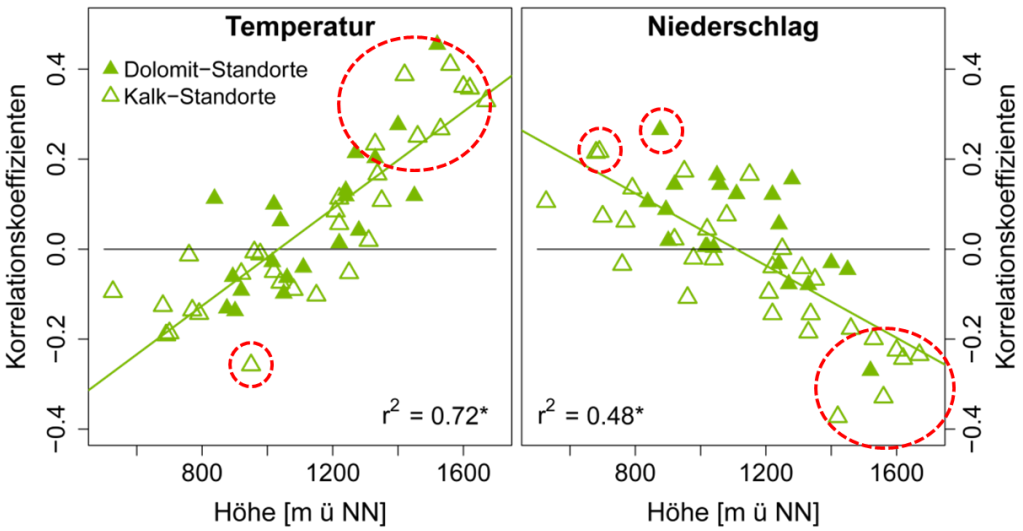


Abb. 21: Korrelationen der Jahrringbreiten von Fichtenbeständen in den bayerischen und oberösterreichischen Kalkalpen mit Temperatur und Niederschlag während der Vegetationsperiode (Mai-September) (nach Daten von Hartl-Meier et al. 2014); signifikante Korrelationskoeffizienten durch gestrichelte Kreise hervorgehoben.

6.3 Artenzusammensetzung und Klimawandel

Sendtner (1854) bestimmte bereits 1848-1853, also in der ausgehenden "Kleinen Eiszeit", die oberen Höhengrenzen von 1692 Pflanzenarten. Schmidtlein et al. (2013) verglichen diese Angaben mit den Ergebnissen der Alpenbiotopkartierung in Bayern und stellten in den tieferen Lagen der Waldstufe einen Anstieg der Höhengrenzen proportional zur Klimaerwärmung fest (Abb. 22).

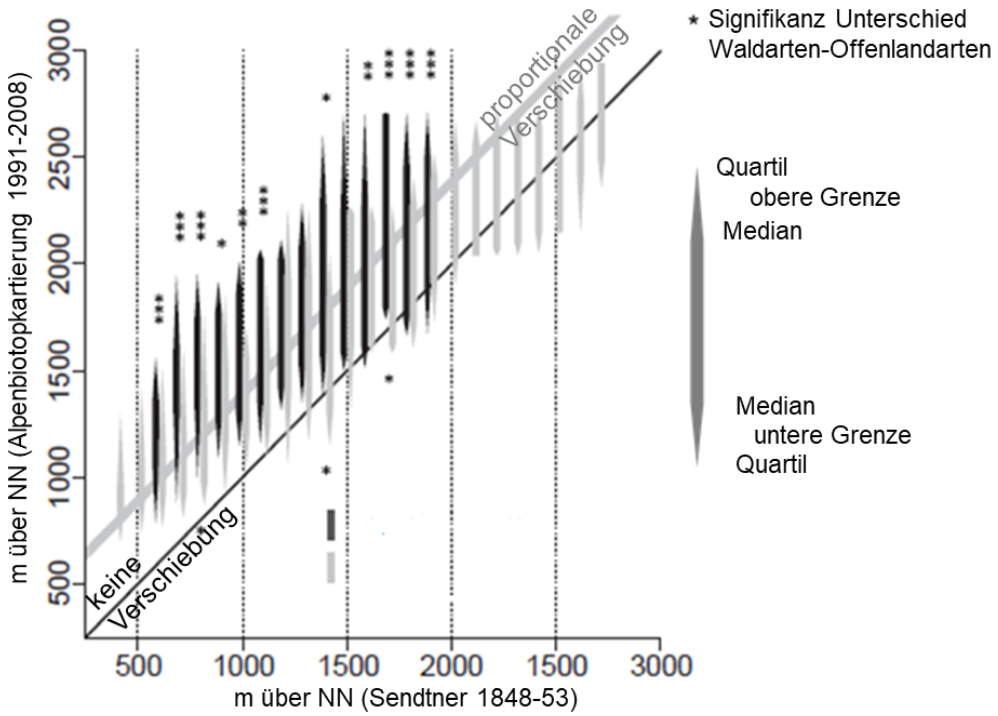


Abb. 22: Verschiebung der Höhengrenzen von 1692 Pflanzenarten in den Bayerischen Alpen (verändert aus Schmidtlein et al. 2013); gegenüber dem 19. Jahrhundert hat sich die Obergrenze der Arten in den Tieflagen stark, in den Hochlagen kaum verschoben; Waldarten sind signifikant stärker nach oben gewandert.

Die von Mellert et al. (2011) entwickelten Artverbreitungsmodelle sagen für die meisten Baumarten (bei einer Klimaerwärmung von ca. 2°C) eine Zunahme der Vorkommenswahrscheinlichkeit in größeren Höhen der Bayerischen Alpen voraus. Eine deutliche Abnahme wird lediglich für die Fichte in den submontanen Tieflagen (vgl. Abb. 20) des Alpenraums (Bodenseegebiet, Inntal, Reichenhaller Becken) modelliert (Abb. 23), der nur in den hohen Gebirgsstöcken (Allgäuer und Ammergauer Alpen, Wetterstein und Karwendel, Berchtesgadener Alpen) ein Anstieg der Höhengrenze gegenübersteht. Dagegen eröffnen sich für die Buche und insbesondere für bislang auf die Tieflagen beschränkte Baumarten wie die Esche ausgedehnte potentielle Wuchsgebiete oberhalb ihrer bisherigen Höhengrenzen.

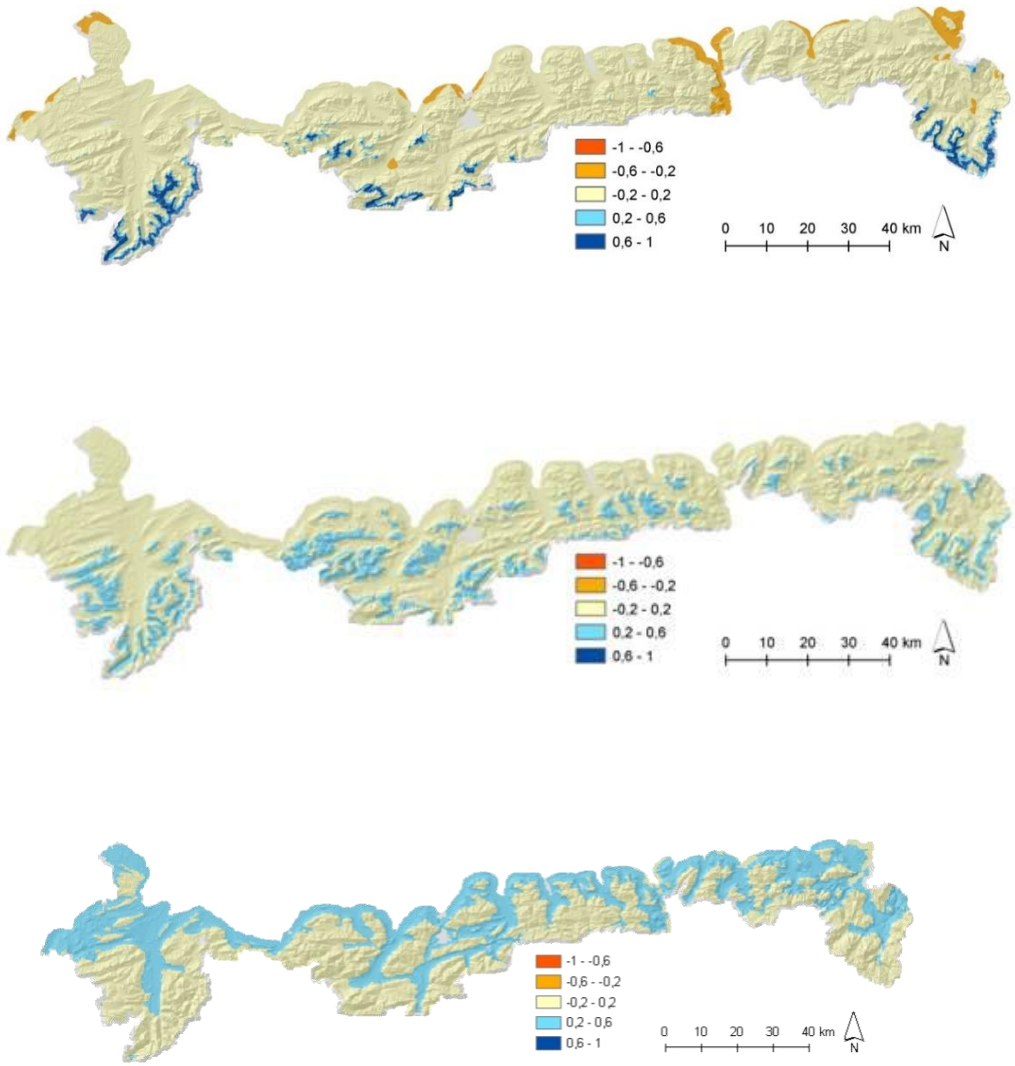


Abb. 23: Veränderung der Vorkommenswahrscheinlichkeit bis zum Jahr 2100 unter Annahme des Klimaszenarios B1 (nach Modellen von Mellert et al. 2011); rot-orange: Abnahme, blau: Zunahme. Oben: Fichte (*Picea abies*), Mitte: Buche (*Fagus sylvatica*), Unten: Esche (*Fraxinus excelsior*)

6.4 Waldböden und Klimawandel

Bodenerosion wird in erster Linie durch Niederschlagsereignisse (konvektive Starkregen bei Gewittern mit bis zu 100 mm/Stunde) verursacht (Bunza et al. 1996). Klimamodelle sagen eine Zunahme der Häufigkeit von Starkniederschlagsereignissen voraus, für die Nordalpen in den Herbstmonaten auch bis zu 30% höhere Intensitäten (Gobiet et al. 2014). Intakter Bergwald schützt gegen Bodenerosion, sein Beitrag zur Dämpfung von Hochwasserspitzen ist bei lang andauernden Niederschlägen jedoch begrenzt (Markhart et al. 2007).

Als größter terrestrischer Kohlenstoffspeicher der Erde kommt Waldböden weltweit eine Schlüsselfunktion im Klimawandel zu. In den Bergwäldern ist ihre Bedeutung nochmals höher, weil sie die höchsten Kohlenstoffvorräte außerhalb der Moore aufweisen (Wiesmeier et al. 2014) und weil Baumwachstum und Waldfunktionen maßgeblich durch die Bodenfruchtbarkeit begrenzt sind (Klemmt & Ewald 2012). In den Kalkalpen sind beide Funktionen eng gekoppelt: Unter Wald werden umso mächtigere Humusauflagen angehäuft, je weniger minerali-

scher Feinboden vorhanden ist – auf wenig verwitterten Fels und Schutt entstehen Skeletthumusböden (auch als Tangel bezeichnet). Ihre Flächenverbreitung wird auf 9% der Waldfläche (also ca. 27.000 ha) geschätzt (Olleck et al. 2020).

Untersuchungen des Stoffhaushalts und Mineralisationsexperimente zeigen die Temperaturabhängigkeit von Abbauprozessen (Kohlpaintner & Göttlein 2020). Mutmaßlich erwärmungsbedingter Humusabbau unter Bergwald wurde sowohl in Paarvergleichen nach dem *Space-for-Time*-Prinzip (Prietzel 2020) als auch in echten Zeitreihen nachgewiesen. So fanden Prietzel & Christophel (2013) binnen 24 bzw. 38 Jahren Abnahmen um 14 bzw. 11%, die mit der zeitgleichen Erwärmung erklärt werden könnten (Abb. 24).

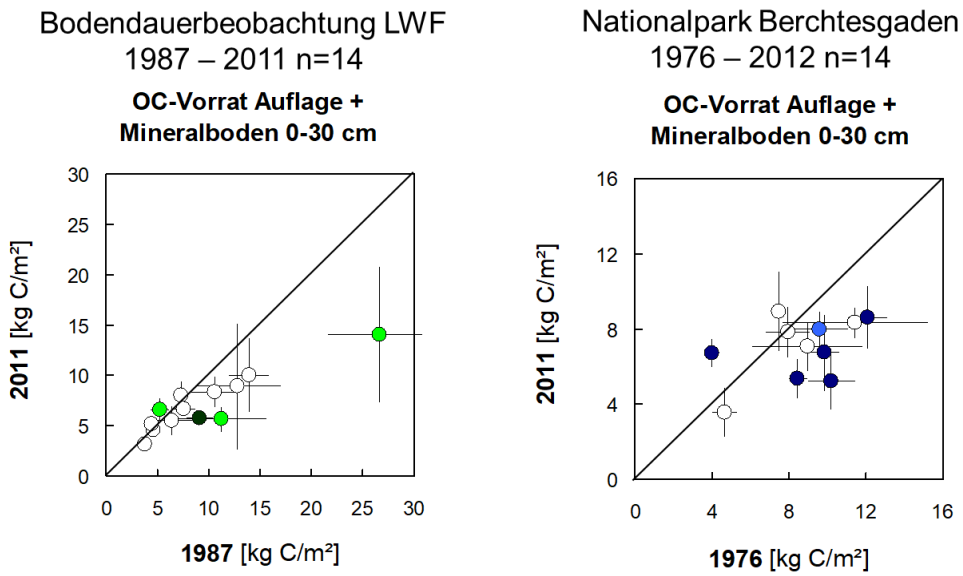


Abb. 24: Veränderung der Bodenkohlenstoffvorräte unter Bergwäldern seit 1987 (Bodendauerbeobachtungsflächen) bzw. seit 1976 (Humusinventuren im Nationalpark Berchtesgaden); dunkelgrüne bzw. -blaue Symbole bezeichnen mächtige Humusauflagen (verändert nach Prietzel & Christophel 2013)

Nach Ewald et al. (2020) wirken der Förderung des Humusabbaus durch hohe Temperaturen und Waldverlichtung Nekromasseeinträge aus Streu, v.a. aber aus Totholz entgegen und sollten im Rahmen einer vorsorgenden Humuspflege gefördert werden. Hier bestehen Synergien zwischen Bodenschutz, Klimaschutz und der Entwicklung von Naturwäldern, in denen signifikant höhere Auflagehumusvorräte nachgewiesen wurden (Christophel et al. 2013).

6.5 Waldmanagement und Klimawandel

Für die Vulnerabilität gegenüber und die Anpassung der Wälder an den Klimawandel ist die durch Störungen initiierte Walddynamik (Sekundärsukzession) von entscheidender Bedeutung (Kulakowski et al. 2017). Die konventionelle Holzernte wird in den Bayerischen Alpen außerhalb weniger gut erschlossener Gunstlagen meist als einzelstamm-, gruppenweise oder schlitzförmige "Gebirgsplenterung" mit Seilbringung durchgeführt. Wo die Naturverjüngung nicht mit dem angestrebten Baumartenspektrum übereinstimmt, erfolgen örtlich Voranbau oder Mischwuchsregulierung, wobei der Erfolg maßgeblich von Schalenwilddichte und -verbiss abhängt (Burschel & Mosandl 1990). Natürliche Störungen durch Windwurf und Borkenkäferbefall betreffen auch in den Alpen bevorzugt strukturarme Fichtenreinbestände (Höllerl

2009), wobei ein großflächiges Absterben wie im Bayerischen Wald, Harz und Tatra dank der höheren topographischen Komplexität der Kalkalpen bislang ausgeblieben ist (Senf & Seidl 2017). Punktuell führen Sturmschäden zu massiven Bodenverlusten und gefährden die Funktionsfähigkeit der Bergwälder bis hin zur Verkarstung (Göttlein et al. 2014).

Die Mortalität an Kiefern wie sie in inneralpinen Trockentälern beobachtet wird (Dobbertin & Rigling 2012) hat die niederschlagsreichen Nordalpen bislang nicht erreicht. Auch Waldbrände, die in den südlich angrenzenden Tiroler Kalkalpen seit Jahrhunderten häufig vorkommen (Sass 2019), sind in den Bayerischen Alpen bislang selten und kleinflächig geblieben.

Eine Wiederherstellung von Schutzfunktionen erfordert aufwändige Sanierungsmaßnahmen (Dinser 1996), die derzeit auf ca. 14.000 ha durchgeführt werden. Die Zielsetzungen Bodenschutz und Naturgefahrenminderung stehen örtlich in einem Spannungsfeld mit dem Schutz wärmeliebender Lichtwald- und Offenlandarten (Reichhart & Adelmann 2020), was eine Abwägung und räumliche Priorisierung der Ökosystemleistungen verlangt (Simoncic et al. 2013).

6.6 Vulnerabilität der FFH-Waldlebensraumtypen

Die zonalen Bergmischwälder der montanen Stufe (9110, 9130) erscheinen in zweifacher Hinsicht weniger stark vom Klimawandel betroffen (Tab. 7): Bei Rückgang der Nadelbäume zu Gunsten der Buche bleibt die LRT-Eigenschaft erhalten - Fischer et al. (2020) prognostizieren die Umwandlung in *Hordelymo-Fageten* (LRT 9130) - und ein Flächenzuwachs an der Obergrenze erscheint plausibel. Insbesondere thermophile Buchenwälder (9150) könnten sogar profitieren. Im hochmontanen Verbreitungsgebiet der Bergmischwälder (oberhalb 1.200 m) ist auf günstigen, tief- bis mittelgründigen Böden neben der Zunahme der Buchenanteile ein Anstieg der Produktivität von Fichte und Tanne zu erwarten (vgl. auch Seidl et al. 2011). Für die LRTs 4070* und 9140 erscheint bei Nachlassen der extensiven Beweidung mittelfristig eine Zunahme wahrscheinlich, die zunächst nicht durch den Klimawandel konterkariert wird. Die Vulnerabilität gegenüber Klimaerwärmung wurde von Ewald (2009) vor allem für die Moorwälder (91D0*) und die Nadelwald-LRTs der subalpinen Stufe (9410, 9420) als hoch bewertet. Deren Achillesferse sind ihre Hauptbaumarten Fichte und Zirbelkiefer, die von schattentoleranteren Baumarten bedrängt werden und ohne geeignete Tangelhumusauflagen oberhalb der heutigen Waldgrenze kaum geeignete Ersatzräume finden dürften. Für die erst kürzlich in die Liste der deutschen FFH-LRT aufgenommenen Carbonat-Spirkenwälder (9430*) könnten mittelfristig ähnliche Gefährdungen wie in den Relikt-Föhrenwäldern mit Wald-Kiefer (Rigling et al. 2013) eintreffen.

Diese Einschätzungen setzen voraus, dass die Klimaerwärmung auf unter 2°C begrenzt wird und die Sommerniederschläge auf hohem Niveau und gleichmäßig verteilt bleiben. Bei darüber hinaus gehenden Szenarien muss mit dynamischeren Störungsregimen und noch stärkeren Veränderungen der Wald-Lebensraumtypen gerechnet werden.

Literaturverzeichnis

Bayer. StMELF – Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (2021): Naturwälder in Bayern: Hintergrundwissen – FAQs. https://www.stmelf.bayern.de/wald/lebensraum-wald/236354/. Aufgerufen am 20.01.2022.

Berghaus, H.K. (1838): Umrisse der Pflanzengeographie. Gotha: I. Perthes.

Bunza, G., Jürging, P., Löhmannsröben, R., Schauer, T., Ziegler, R. (1996): Abfluß- und Abtragsprozesse in Wildbacheinzugsgebieten. Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 27: 25-36.

Burschel, P., Mosandl, R. (1990): Silviculture in mountain forests. In. Gordon, P. (Ed.): Silvicultural systems, University of York, 6-9 April 1990. Edinburgh: 28-49.

Christophel, D., Spengler, S., Schmidt, B., Ewald, J., Prietzel, J. (2013): Customary selective harvesting has considerably decreased organic carbon and nitrogen stocks in forest soils of the Bavarian Limestone Alps. Forest Ecology and Management 305: 167-176.

DWD – Deutscher Wetterdienst (2021): Oberservatorium Hohenpeißenberg. dwd.de/DE/forschung/atmosphaerenbeob/zusammensetzung_atmosphaere/hohenpeissenberg/bild/lange_tempreihe.html. Aufgerufen am 20-01.2022.

Dinser, K. (1996): Schutzwaldsanierung im Bayerischen Hochgebirge. Fallbeispiel Hinterstein im Oberallgäu. Forstwiss. Cbl. 115: 231-245.

Dobbertin, M., Rigling, A. (2012): Der Rückgang der Gemeinen Kiefer in den alpinen Trockentälern. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 46: 88-95.

Dulamsuren, C., Hauck, M., Kopp, G., Ruff, M., Leuschner, C. (2017): European beech responds to climate change with growth decline at lower, and growth increase at higher elevations in the center of its distribution range (SW Germany). Trees - Structure and Function 31 (2): 673-686. DOI: 10.1007/s00468-016-1499-x.

Enders, G. (1979): Theoretische Topoklimatologie. Forschungsbericht Nationalpark Berchtesgaden 1: 92 S.

Ewald, J. (1997): Die Bergmischwälder der Bayerischen Alpen - Soziologie, Standortbindung und Verbreitung. Berlin, Dissertationes Botanicae, 290: 234 S.

Ewald, Jörg (2009): Veränderung der Waldlebensräume Bayerns im Klimawandel. Laufener Spezialbeiträge 2/09: 26-33.

Ewald, J., Göttlein, A., Prietzel, J., Kohlpaintner, M., Reger, B., Olleck, M. (2020): Alpenhumus als klimasensitiver C-Speicher und entscheidender Stadortfaktor im Bergwald. (Synthese und Ausblick). In: J. Ewald, A. Göttlein, J. Prietzel et al. (Hrsg.): Alpenhumus als klimasensitiver C-Speicher und entscheidender Standortfaktor im Bergwald. Freising: Zentrum Wald-Forst-Holz Weihenstephan. Forstliche Forschungsberichte 220: 5-19.

Fischer, A., Michler, B., Fischer, H.S. (2020): Welche Standortänderungen im Zuge des laufenden Klimawandels sind denkbar in den Bayerischen Alpen, und was hätte das für Konsequenzen für den zukünftigen Wald im Gebirge? Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt 85: 111-122.

Fliri, F. (1975): Das Klima der Alpen im Raume Tirols. Monographien zur Landeskunde Tirols 1. Innsbruck: 454 S.

Fricke, W., Kronier, M. (2001): Betrachtungen zum Klimawandel am Hohenpeißenberg. In: Deutscher Wetterdienst (Hrsg.): Klimastatusbericht 2001. Offenbach: 250-257.

Gobiet, A., Kotlarski, S., Beniston, M., Heinrich, G., Rajczak, J., Stoffel, M. (2014): 21st century climate change in the European Alps - A review. Science of the Total Environment 493: 1138-1151. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.07.050.

Hartl-Meier, C., Zang, C., Dittmar, C., Esper, J., Göttlein, A., Rothe, A. (2014): Vulnerability of Norway spruce to climate change in mountain forests of the European Alps. Climate Research 60 (2): 119-132. DOI: 10.3354/cr01226.

Hera, U., Rötzer, T., Zimmermann, L., Schulz, C., Maier, H., Weber, H., Kölling, C. (2012): Klima en détail. Neue, hochaufgelöste Klimakarten bilden wichtige Basis zur klimatischen Regionalisierung Bayerns. LWF aktuell 86/2012: 34-37.

Höllerl, S. (2009): Auswirkungen von waldbaulichen Maßnahmen auf die Stabilität (Resistenz und Elastizität) von Fichtenreinbeständen in der Bergmischwaldstufe der Bayerischen Alpen. Dissertation. Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Freising: 361 S.

Göttlein, A., Katzensteiner, K., Rothe, A. (Hrsg.) (2014): Standortsicherung im Kalkalpin – SicALP. Abschlussbericht zum Forschungsprojekt INTERREG BY/Ö J00183. Freising. Forstliche Forschungsberichte 212: 172 S.

Jolly, W.M., Dobbertin, M., Zimmermann, N.E., Reichstein, M. (2005): Divergent vegetation growth responses to the 2003 heat wave in the Swiss Alps. Geophysical Research Letters 32 (18): L18409. DOI: 10.1029/2005GL023252.

Kerner, A. (1863): Das Pflanzenleben der Donauländer. Innsbruck (Verlag der Wagner'schen Universitätsbuchhandlung): 348 S.

Klemmt, H.-J., Ewald, J. (2012): Wachstumskundliche Unterschiede der Waldtypen in den Bayerischen Alpen. LWF aktuell 87/2012: 18-19.

Kölling, C. (2005): Waldökologische Naturräume Bayerns. Forstliche Wuchsgebietsgliederung. Mit Beiträgen von H. Dahlhäuser, K. Foerst, K. Kreutzer, P. Sammler, J. Ewald. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising.

Kohlpaintner, M., Göttlein, A. (2020): Nährstoff- und Wasserhaushalt des Systems „Alpenhumus“ (Teilprojekt Mesoskala). In: Ewald, J., Göttlein, A., Prietzel, J. et al. (Hrsg.): Alpenhumus als klimasensitiver C-Speicher und entscheidender Standortfaktor im Bergwald. Freising: Zentrum Wald-Forst-Holz Weihenstephan. Forstliche Forschungsberichte 220: 61-100.

Kral, F. (1990): Ein pollenanalytischer Beitrag zur natürlichen und anthropogenen Waldentwicklung in den Berchtesgadener Alpen. Forschungsbericht Nationalpark Berchtesgaden 20: 7-19.

Kulakowski, D., Seidl, R., Holeksa, J., Kuuluvainen, T., Nagel, T.A., Panayotov, M. et al. (2017): A walk on the wild side: Disturbance dynamics and the conservation and management of European mountain forest ecosystems. Forest Ecology and Management 388: 120131. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.07.037.

Markhart, G., Kohl, B., Perzl, F. (2007): Der Bergwald und seine hydrologische Wirkung – eine unterschätzte Größe? LWF Wissen 55: 34-43.

Mellert, K.H., Fensterer, V., Küchenhoff, H., Reger, B., Kölling, C., Klemmt, H.J., Ewald, J. (2011): Hypothesis-driven species distribution models for tree species in the Bavarian Alps. Journal of Vegetation Science 22 (4): 635-646. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2011.01274.x.

Olleck, M., Reger, B., Ewald, J. (2020): Verbreitung und Vorkommen von Alpenhumus – Regionalisierung auf Landschaftsebene (Teilprojekt Makroskala). In: Ewald, J., Göttlein, A., Prietzel, J. et al. (Hrsg.): Alpenhumus als klimasensitiver C-Speicher und entscheidender Standortfaktor im Bergwald. Freising: Zentrum Wald-Forst-Holz Weihenstephan. Forstliche Forschungsberichte 220: 21-60.

Prietzel, J. (2020): Humuschemie und Mikrobiologie des Systems „Alpenhumus“ (Teilprojekt Mikroskala). In: Ewald, J., Göttlein, A., Prietzel, J. et al. (Hrsg.): Alpenhumus als klimasensitiver C-Speicher und entscheidender Standortfaktor im Bergwald. Freising: Zentrum Wald-Forst-Holz Weihenstephan. Forstliche Forschungsberichte 220: 101-154.

Prietzel, J., Christophel, D. (2013): Humusschwund in Waldböden der Alpen. LWF aktuell 97/2013: 44-47.

Reger, B., Kölling, C., Ewald, J. (2011): Modelling effective thermal climate for mountain forests in the Bavarian Alps: Which is the best model? In Journal of Vegetation Science 22 (4): 677-687. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2011.01270.x.

Reichhart, S., Adelmann, W. (2020): Zwischen Licht und Schatten: Naturschutz versus Naturgefahrenabwehr am Beispiel des Karbonat-Trockenkiefernwaldes. ANLiegen Natur 42 (2): 1-16.

Rigling, A., Bigler, C., Eilmann, B., Feldmeyer-Christe, E., Gimmi, U., Ginzler, C. et al. (2013): Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. Global Change Biololgy 19: 229-240. DOI: 10.1111/gcb.12038.

Sass, O. (Hrsg.) (2019): Waldbrände in den Nordtiroler Kalkalpen: Verbreitung – Geschichte – Regeneration. Innsbrucker Studienkreis für Geographie. Innsbruck: Geographie Innsbruck. Innsbrucker geographische Studien 41: 218 S.

Schmidtlein, S., Faude, U., Rössler, O., Feilhauer, H., Ewald, J., Meyn, A., Schmidt, J. (2013): Differences between recent and historical records of upper species limits in the northern European Alps. Erdkunde 67 (4): 345-354. DOI: 10.3112/erdkunde.2013.04.04.

Seidl, R., Rammer, W., Lexer, M. J. (2011): Climate change vulnerability of sustainable forest management in the Eastern Alps. Climatic Change 106 (2): 225-254. DOI: 10.1007/s10584-010-9899-1.

Sendtner, O. (1854): Die Vegetationsverhältnisse Südbayerns nach den Grundsätzen der Pflanzengeographie und mit Bezugnahme auf die Landeskultur. München: Literarisch-artistische Anstalt.

Senf, C., Seidl, R. (2018): Natural disturbances are spatially diverse but temporally synchronized across temperate forest landscapes in Europe. Global Change Biology 24 (3): 1201-1211. DOI: 10.1111/gcb.13897.

Simoncic, T., Boncina, A., Rosset, C., Binder, F., Meo, I. de, Cavlovic, J. et al. (2013): Importance of priority areas for multi-objective forest planning: a Central European perspective. International Forestry Review 15 (4): 509-523. DOI: 10.1505/146554813809025685.

Večeřa, M., Divíšek, J., Lenoir, J., Jiménez-Alfaro, B., Biurrun, I., Knollová, I. et al. (2019): Alpha diversity of vascular plants in European forests. Journal of Biogeography 46 (9): 1919-1935. DOI: 10.1111/jbi.13624.

Wiesmeier, M., Barthold, F., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A. et al. (2014): Estimation of total organic carbon storage and its driving factors in soils of Bavaria (southeast Germany). Geoderma Regional 1: 67-78. DOI: 10.1016/j.geodrs.2014.09.001.

Winkler, P. (2006): Hohenpeißenberg 1781 - 2006, das älteste Bergobservatorium der Welt. Offenbach am Main: Selbstverl. des Dt. Wetterdienstes. Geschichte der Meteorologie in Deutschland 7: 174 S.

Kontakt

Prof. Dr. Jörg Ewald
Hochschule Weihenstephan-Triesdorf
Institut für Ökologie und Landschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3
85354 Freising
E-Mail: joerg.ewald@hswt.de

7 Klimawandel, Revitalisierung und faunistische Bedeutung von Mittelwäldern bei Bad Windsheim, Bayern

H. Bußler und S. Finnberg

7.1 Einleitung

Die Stockausschlagwirtschaft um Bad Windsheim hat eine über 1.000-jährige Tradition (Finnberg & Bußler 2019). Sie wird heute wieder auf 760 Hektar von verschiedenen Eigentümern praktiziert. Der letzte Stockhieb im Stadtwald von Bad Windsheim erfolgte 1958. Nach Beendigung der Mittelwaldwirtschaft wurden 150 Hektar in Laubhochwald überführt. Über 50 Hektar wurden in Fichten- und Kiefernbestände umgewandelt. Inzwischen sind die Nadelholzbestände infolge von Stürmen, Trockenheit und Borkenkäfergradationen in Auflösung oder bereits komplett ausgefallen. Die Fauna und Flora der Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwälder (*Galio sylvatici-Carpinetum*) im Gebiet ist von landes- und bundesweiter Bedeutung. Um 800 Großschmetterlingsarten und über 560 xylobionte Käferarten sind im Gebiet nachgewiesen (Dolek et al. 2008, Bußler & Finnberg 2020, Finnberg & Bußler 2019). Zum Erhalt und zur Förderung der gefährdeten Arten erfolgte 2010 die Reaktivierung der Mittelwaldwirtschaft im Stadtwald auf zunächst 100 Hektar. Gefördert aus Mitteln des Vertragsnaturschutzprogramms Bayern wird die Stockausschlagfläche kontinuierlich erweitert. Mit dem Klimawandel verändert sich die Baumartenzusammensetzung. Mit einer Ausnahme zeigen die standortheimischen Laubbaumarten bisher aber eine hohe Resilienz gegen Erwärmung und Trockenphasen. Im Trockenjahr 2018 kam es nur zu massiven Ausfällen bei der Rotbuche, deren standörtliche Grenze erreicht wurde. Ähnliche Tendenzen wurden bei Untersuchungen von Hohnwald et al. (2020) und Walentowski et al. (2021) festgestellt.

7.2 Standort

Die Wälder im „Kehrenberggebiet“ um Bad Windsheim liegen in Nordbayern in der Windsheimer Bucht der Mainfränkischen Platten, im Steigerwald und dem Anstieg der Frankenhöhe im Fränkischen Keuper-Lias-Land. Mit 300 bis 460 m ü.NN reichen die Höhenstufen von der kollinen bis in die submontane Stufe. Die Geologie wird durch die Schichten des Gipskeupers gebildet. Die Böden der Myophorien- und Estherienschichten sind tonhaltig und extrem wechselnass bis wechseltrocken, die Rotbuche ist unter diesen extremen bodenphysikalischen Verhältnissen nicht vertreten. Die Temperatur liegt im langjährigen Mittel bei 8,4°C, seit 1988 immer darüber, 2014, 2015 und 2019 über 10°C mit einem Maximum von 10,8°C im Jahr 2018. Der jährliche Niederschlag beträgt durchschnittlich 690 mm, schwankt aber extrem von minimal 426 mm im Jahr 2003 bis maximal 844 mm im Jahr 2007. Im Jahr 2018 lag die Niederschlagssumme bei 492 mm, davon fielen nur 229 mm in der Vegetationszeit.

7.3 Waldbestände

Die Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwälder sind gekennzeichnet durch eine hohe Baum- und Strauchartenvielfalt und eine vielfältige Bodenvegetation. In der Gras- und Krautschicht finden sich botanische Raritäten wie Diptam (*Dictamnus albus*), Kleine Traubenhyazinthe (*Muscari botryoides*), Borstige Glockenblume (*Campanula cervicaria*), Purpurblauer Steinsame (*Litospermum purpurocaeruleum*) und Langblättriges Hasenohr (*Bupleurum longifolium*). Es finden sich auch subkontinentale Reliktarten wie Buntes Perlgras (*Melica picta*), Weißes Fingerkraut (*Potentilla alba*), Thüringer Fingerkraut (*Potentilla thuringiaca*), Schmal-

blättriges Lungenkraut (*Pulmonaria angustifolia*), Purpurklee (*Trifolium rubens*), Kassubenwicke (*Vicia cassubica*), Preußisches Laserkraut (*Laserpitium prutenicum*) und Langblättriger Ehrenpreis (*Veronica longifolia*). Die Stieleiche (*Quercus robur*) ist die Hauptbaumart. Beigemischt sind bis zu 20 weitere heimische Laubbaumarten, darunter als Besonderheiten Speierling (*Sorbus domestica*), Elsbeere (*Sorbus torminalis*), Wildapfel (*Malus sylvestris*) und Wildbirne (*Pyrus achras*). Nach 1958 wurde die bis dahin im Gebiet ausgeübte Mittelwaldwirtschaft im Stadtwald Bad Windsheim aufgegeben. Es erfolgte eine Überführung der Bestände in Hochwald, meist unter künstlicher Nadelholzbeteiligung oder sogar eine radikale Umwandlung in Nadelholzreinbestände mit Fichte und Kiefer. Im Stadtwald erfolgte 2010 die Reaktivierung der Mittelwaldwirtschaft zunächst auf 100 Hektar. Die Waldfläche im „Kehrenberg" beträgt 1540 Hektar, davon werden 680 Hektar Eichenbestände im Mittelwaldbetrieb und 80 Hektar im Niederwaldbetrieb von verschiedenen Eigentümern bewirtschaftet. In etlichen Gemeinden im Umfeld wurde erst in den letzten Jahren die Mittelwaldwirtschaft wieder reaktiviert, bevorzugt in historischen Stockausschlagflächen, in denen noch Reliktvorkommen wärmeliebender Lichtwaldarten, wie beispielsweise des Hirschkäfers (*Lucanus cervus*) vorhanden waren.

7.4 Schäden an Baumarten

Die Fichte (*Picea abies*) erwies sich bereits ab 1990 nach Sturmschäden und nachfolgenden Gradationen von Buchdrucker (*Ips typographus*) und Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*) als sehr labil. Erste flächige Bestandsauflösungen erfolgten nach dem Trockenjahr 2003 und großflächig ab dem Jahr 2018. Zu verstärkten Ausfällen an Weiß- und Küstentannen (*Abies alba*, *Abies grandis*) kam es 2015, an Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und Europäische Lärche (*Larix decidua*) seit 2017. Wald- und Schwarzkiefer (*Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*) sind seit 2017 vom Diplodia-Triebsterben (*Sphaeropsis sapinea*) betroffen, die Esche (*Fraxinus excelsior*) seit 2013 durch das Eschentriebsterben, verursacht durch die Nebenfruchtform der aus Asien eingeschleppten Pilzart *Hymenoscyphus fraxineus*. 2018 kam es erstmals zu vielen letalen Trockenschäden an älteren Rotbuchen, kleinflächig auch an älteren Aspen (*Populus tremula*) und Birken (*Betula pendula*). Zu keinen nennenswerten Schäden und Ausfällen kam es bisher bei Stiel- und Traubeneiche (*Quercus petraea*), Winter- und Sommerlinde (*Tilia cordata*, *Tilia platyphyllus*), Feldahorn (*Acer campestre*), Feldulme (*Ulmus carpinifolia*), Spitzahorn (*Acer platanoides*) , Hainbuche (*Carpinus betulus*), Vogelkirsche (*Prunus avium*), Elsbeere, Speierling, Wildbirne und Wildapfel. Trotz der zyklisch wiederkehrenden starken Auflichtung der Bestände sind interessanterweise bisher auch keinerlei Schäden durch Prachtkäfer festzustellen (Finnberg & Bußler 2019). Die Liste der nachgewiesenen Prachtkäfer umfasst 26 Arten, darunter sehr häufig auch den Zweipunkt-Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus*), der beim Forstschutz als gefährlicher Eichenschädling gilt.

Abb. 25: Frische Hiebsfläche im Jahr 2020 (Foto: H. Bußler)

7.5 Verjüngung im Mittelwald

Die Umtriebszeit im Unterholz beträgt 30 Jahre. Dieser Zyklus orientiert sich an den Empfehlungen von Dolek et al. (2008). Jährlich werden im Stadtwald drei Hektar genutzt. Das Unterholz wird komplett auf den Stock gesetzt (Abb. 25).

Die Oberholzdeckung wird auf 30 Prozent reduziert, die Oberholzbäume unterliegen keiner begrenzten Umtriebszeit und sollen zumindest teilweise bis zum Zerfall auf der Fläche verbleiben. Die Hiebsflächen werden aneinander gereiht um ein Nebeneinander unterschiedlicher Sukzessionsstadien zu schaffen und um den Artenaustausch im Verbund zu ermöglichen. Die Lichtstellung auf den Hiebsflächen fördert über Jahre ein reichhaltiges Blütenangebot in der Strauch- und Krautschicht (Abb. 26).

Abb. 26: Zweijährige Hiebsfläche im Jahr 2020 mit Sternmiere (*Stellaria holostea*), Diptam (*Diptamnus albus*), Purpurblauem Steinsamen (*Lithospermum purpurocaeruleum*), Pfirsichblättriger Glockenblume (*Campanula persicifolia*) und Straußblütiger Wucherblume (*Chrysanthemum corymbosum*) (Foto: H. Bußler)

Trotz der extremen Trockenjahre sind bisher Schäden an der Verjüngung nicht eingetreten. Da die Deckung der Oberschicht auf 30 Prozent reduziert ist, verringert sich die Interzeption rechnerisch um bis zu 70 Prozent. Je nach Niederschlagsmenge kommen somit bis zu 100 Liter Niederschlag pro Quadratmeter mehr auf den Boden als in einem dicht geschlossenen Bestand. Die Stockausschläge profitieren zusätzlich von ihrem gut entwickelten Wurzelsystem.

7.6 Schmetterlinge und Käferarten

Von deutschlandweiter Bedeutung ist die Schmetterlingsfauna im Gebiet. 83 Tagfalterarten sind nachgewiesen, wertgebend sind hierbei die sogenannten Lichtwaldarten der inneren Waldmäntel. Diese Gruppe ist auf lichte Wälder mit hoher Bodenfeuchte angewiesen. Diese Bedingungen finden sich nur in Auwäldern oder in wechselfeuchten Mittelwäldern (Dolek et al. 2008). Die Gesamtzahl der Makrolepidoptera liegt bei circa 750 Arten. Darunter sechs Arten des Anhang II der FFH-Richtlinie, Maivogel (*Euphydryas maturna*), Abbiß-Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*), Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche teleius*), Schwarzer Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche nausithous*), Heckenwollafter (*Eriogaster catax*), Spanische Flagge (*Euplagia quadripunctaria*), sowie vier weitere Arten des Anhang IV, Gelbringfalter (*Lopinga achine*), Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*), Thymian-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche arion*) und Nachtkerzenschwärmer (*Proserpinus proserpinus*) (Dolek et al. 2008). Schon immer im Gebiet beheimatet sind auch der Schwammspinner (*Lymantria dispar*) und der Eichen-Prozessesionsspinner (*Thaumetopoea processionea*). Mit ihnen vergesellschaftet und von ihren zyklischen Gradationen profitieren die räuberischen und arboricolen Laufkäferarten Kleiner Puppenräuber (*Calosoma inquisitor*) und der in Deutschland

sehr seltene Große Puppenräuber (*Calosoma sycophanta*). Das Gebiet ist mit seinem wärmegetönten Klima, seiner ungebrochenen Laubholztradition und seinen eichengeprägten und mischbaumartreichen Wäldern auch ein Standort von deutschlandweiter Bedeutung für xylobionte Käferarten. Bisher wurden über 560 Arten nachgewiesen, darunter über 200 Arten der Roten Liste gefährdeter Tierarten Bayerns und 15 sogenannte „Urwaldreliktarten“ (Müller et al. 2005, Eckelt et al. 2017). Die FFH-Anhang-II-Art Hirschkäfer (*Lucanus cervus*) besitzt im Gebiet stabile und individuenstarke Populationen. Im Stadtwald Bad Windsheim hat auch die kleinste und in Mitteleuropa seltenste Hirschkäferart, der Kurzschröter (*Aesalus scarabaeoides*), eines von nur drei weiteren bayerischen Vorkommen. Charakteristisch für den Mittelwald ist auch eine hohe Beteiligung von Aspe und Salweide (*Salix caprea*), auch von älteren Individuen, wie sie im Wirtschaftswald extrem selten sind. Über 110 xylobionte Käferarten konnten bisher an beiden Baumarten nachgewiesen werden. Die Aspe im Mittelwald ist ein wichtiges Bindeglied zur Fauna der Auwälder, dies zeigt die hohe Übereinstimmung im Artenspektrum von xylobionten Käferarten und Großschmetterlingen (Dolek et al. 2008). Im letzten Jahrzehnt konnte auch eine Einwanderung von bisher als Offenlandarten geltenden weiteren Insektenarten in die Mittelwälder festgestellt werden, darunter die Violette Holzbiene (*Xylocopa violacea*) und die Wanzenarten *Spilostethus saxatilis* und *Tropidothorax leucopterus*.

7.7 Ein Reservat für Forstschädlinge

Schwammspinner und Eichen-Prozessionsspinner galten vor 40 Jahren noch als Besonderheiten der bayerischen Schmetterlingsfauna (Fink 1982). 1994 kam es zu einer ersten größeren Gradation des Schwammspinners, auf über 30.000 Hektar erfolgte in Franken eine Bekämpfung mit dem Häutungshemmer „Dimilin“, das nicht selektiv auch andere phytophage Insekten betraf. 2018 wurde wiederum ein Anwachsen der Populationen des Schwammspinners festgestellt und eine Bekämpfung wegen einer vermeintlichen „Bestandbedrohung“ der Eichenwälder angeordnet. Um Bad Windsheim konnte jedoch festgestellt werden, dass die Eigelege auffällig klein waren und sich die Art teilweise bereits in der Retrogradation befand. Gleichzeitig konnte ein sukzessiver Anstieg der Populationen des Großen Puppenräubers (Abb. 27) und von Raupenfliegen, Erz-, Brack- und Schlupfwespen beobachtet werden.

Abb. 27: Im Jahr 2019 erreichte die Massenvermehrung des Großer Puppenräubers (*Calosoma sycophanta*) ihren Höhepunkt (Foto: H. Bußler)

Zum Schutz der seltenen und teilweise hochgradig gefährdeten Insektenarten im Gebiet verweigerte die Stadt Bad Windsheim 2018 und 2019 eine Bekämpfung des Schwammspinners in ihren Wäldern. 2019 kam es kleinflächig zu Licht- bis Kahlfraß (Abb. 28), aber auch zu einem sich verstärktem Ausbruch der Polyedervirose bei den Raupen. Eine Wiederbelaubung erfolgte noch im gleichen Jahr durch den Johannistrieb. Im Jahr 2020 ist die Gradation vollständig zusammengebrochen ohne dass es zu nennenswerten Ausfällen am Baumbestand kam (Abb. 29)

Abb. 28: Unbehandelte Fläche im Juli 2019 mit beginnendem Johannistrieb (Foto: S. Finnberg)

Abb. 29: Dieselbe Fläche wie in Abb. 28 im Juni 2020 (Foto: S. Finnberg)

Literaturverzeichnis

Bußler, H., S. Finnberg (2020): Bad Windsheim – Maintaining insect diversity in oak dominated coppice forests.- In: Krumm, F., Schuck, A. & A. Rigling (Eds.): How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe. European Forest Institute (EFI) & Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birmensdorf, 591-599.

Dolek, M., Bußler, H., Schmidl, J., Geyer, A., Bolz, R., A. Liegl (2008): Ökologische Bedeutung und Schutz von Mittelwäldern in Bayern. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): UmweltSpezial, 37 S.

Eckelt, A., Müller, J., Bense, U., Brustel, H., Bussler, H., Chittaro, Y., Cizek, L., Frei, A., Holzer, E., Kadej, M., Kahlen, M., Köhler, F., Möller, G., Mühle, H., Sanchez, A., Schaffrath, U., Schmidl, J., Smolis, A., Szallies, A., Nemeth, T., Wurst, C., Thorn, S., Christensen, R.H.B., S. Seibold (2017): „Primeval forest relict beetles“ of Central Europe: a set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. Journal of Insect Conservation. DOI: 10.1007/s10841-017-0028-6.

Fink, G. (1982): Beobachtungen an einer relativ intakten Großschmetterlingsfauna im Gebiet des Kehrenbergs. In: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Mitteilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns 42, 117-123.

Finnberg, S., H. Bußler (2019): Insektenvielfalt im Mittelwald. AFZ-DerWald 20/2019, 22-25.

Hohnwald, S., Indreica, A., Walentowski, H., C. Leuschner (2020): Microclimatic Tipping Points at the Beech-Oak Ecotone in Western Romanian Carpathians. Forests 2020,11, 919. DOI: 10.3390/f11090919.

Müller, J., Bußler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Möller, G., Mühle, H., Schmidl, J., P. Zabransky (2005): Urwald relict species – Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition – Urwaldrelikt-Arten – Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität und Habitattradtion. Waldökologie online 2: 106-113.

Walentowski, H., Hohnwald, S., Heinrichs, S., Kasper, J., Ssymank, A., Wildhagen, H., Bergmeier, E., C. Leuschner 2021: Nemorale Laubwälder unter Klimaextremen. BfN-Skripten 600, 122 S.

Kontakte

Dr. Heinz Bußler
Am Greifenkeller 1 B
91555 Feuchtwangen
E-Mail: heinz.bussler@t-onlinde.de

Sven Finnberg
Waldhaus 1
91459 Markt Erlbach
E-Mail: sven.finnberg@web.de

8 Können die Moorwälder im Hunsrück trotz Klimastress erhalten werden?

G. Schüler

8.1 Einleitung

Die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz hat im Rahmen des vom Waldklimafonds geförderten Forschungsprojektes „MoorWaldBilanz“ zusammen mit der Universität Trier, der Universität Würzburg, der Fa. UDATA und dem Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz hydrologische, pedologische und geobotanische Untersuchungen an ausgewählten Hangbruchstandorten im und im Umfeld des Nationalparks Hunsrück-Hochwald durchgeführt (Schüler et al. 2020). Bislang gab es nur wenige Untersuchungen zu den Hangbrüchern des Hunsrücks, z.B. von Reichert (1975), Lehmann (1986), Ruthsatz & Holz (1997) und Ruthsatz (1999, 2000). Oft wurde auf die Kartierarbeiten von Hoffmann (1957) verwiesen, der aber nur ein Konglomerat aus anstehender Staunässe, organischer Auflagenmächtigkeit und Länge der Durchnässungsphase im Hinblick auf die Anbauwürdigkeit der Baumart Fichte klassifiziert hat. Das Projekt MoorWaldBilanz hatte mit seinen verschiedenen Untersuchungsansätzen das Ziel, die Genese der Hangbrücher im Hunsrück und Ihre wichtige Rolle im Kohlenstoffhaushalt zu beschreiben. Dazu wurden diese Standorte kartiert und mit Messeinrichtungen für ein langfristiges Monitoring versehen. Auf diesen Grundlagen wird diskutiert, ob die Hangbrücher im Klimawandel als einzigartige Lebensräume eine Überlebenschance haben (Schüler 2012).

Moorwälder sind nach der Natura 2000-Definition Laub- und Nadelwälder auf feucht-nassem Torfsubstrat, in der Regel mit Sphagnum-Arten und Zwergsträuchern, oligotrophen Nährstoffverhältnissen und hohem Grundwasserspiegel (Code: 91D0). Im Hunsrück sind ausgeprägte Moorwälder vorwiegend mit Moorbirken bestockt. Oft sind sie eng mit anderen Moorbiotoptypen verzahnt. Im Unterwuchs sind Torfmoose und Zwergsträucher zu finden. Aufgrund der speziellen Lebensbedingungen tritt dieser Lebensraum in Deutschland zwar fast überall, aber oft nur kleinflächig und vereinzelt auf. Intakte Moorwälder und generell Moore besitzen einen dauerhaft gesättigten Wasserkörper und bauen aufgrund der sauerstoffarmen Bedingungen organische Biomasse auf (Schüler et al 2020).

8.2 Die Untersuchungsstandorte

In Rheinland-Pfalz schätzt man den Flächenanteil der potenziellen Moorstandorte auf ca. 7000 ha wobei Hauptverbreitungsgebiete vertorfte Altarme in den Flussauen des Oberrheins, die Eifelmaare, der Westerwald und die Hangbrücher im Hunsrück (Hunsrückbrücher) sind (Dehner et al. 2014). Auf saarländischem Gebiet tritt dieser Lebensraum am Dollberg und im Eisener Wald auf.

Hang- und Quellmoore sind im Hunsrück weit verbreitet. Sie finden sich vor allem an den Hängen der Quarzitrücken, da dort aufgrund der wasserstauenden Schichten und dem niederschlagsreichen Klima in den Hochlagen ideale Bedingungen für die Bildung von Quell- und Hangmooren gegeben sind (Schüler et al. 2020).

Als Untersuchungsflächen wurden sechs Hangmoore ausgewählt, die unterschiedliche Handlungsszenarien aufweisen, die von Prozessschutz, Grabenverschlüssen bis zu großflächigen Entfichtungsmaßnahmen reichen.

- Das Johannenbruch im Süden der Gemeinde Neuhütten ist durch einen Fichtenaltbestand bestockt, und es weist ein dichtes, aber vernachlässigtes Netz von Entwässerungsgräben auf.
- Im Thierchbruch im Norden der Gemeinde Thranenweiher wurden 2016 die bedeutendsten Abflussgräben verschlossen (Zuger Methode – Lugon et al. 2009). Ein aufstockender naturferner Sitkafichtenbestand wurde nicht entnommen.
- Im Thranenbruch im Osten der Gemeinde Thranenweiher wurden 2017 bedeutende Gräben verschlossen. Die Renaturierungsfläche wurde großflächig entfichtet.
- Im Gebrannten Bruch im Süden der Stadt Morbach wurden 2011 Abflussgräben verschlossen.
- Im Palmbruch ebenfalls im Süden der Stadt Morbach wurden in den 1990er Jahren Abflussgräben verschlossen.
- Der Kernbereich im südlichen Teil des Riedbruchs östlich der Gemeinde Thranenweiher kann als hydrologisch weitgehend unbeeinflusst angesehen werden.

Die Angaben zu den einzelnen Hangmoorstandorten wurden der Originalarbeit von Schüler et al. (2020) entnommen.

8.3 Untersuchungen zum Alter der Torfe

Von ausgewählten Torfen wurden mit 14C- und OSL-Methoden Altersdatierungen durchgeführt. Diese lieferten die entscheidenden Hinweise auf die Ökologie und Genese der Hangbrücher des Hunsrücks (Schüler et al. 2020).

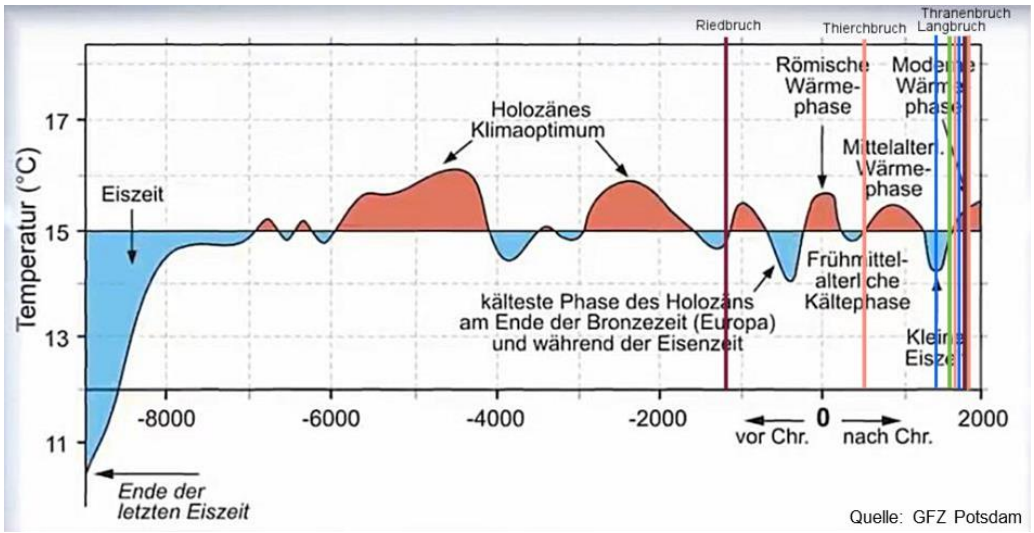


Abb. 30: Altersdatierung der untersuchten Hangbrücher und Einstufung in das Klimageschehen der letzten 3000 Jahre (Quelle: Schüler et al., 2020)

Mit den 14C- oder Radiokohlenstoffdatierung können kohlenstoffhaltige, insbesondere organische Materialien radiometrisch datiert werden. Die OSL (Optisch stimulierte Lumineszenz)-Analyse können Sedimenten datiert werden, indem natürlich vorkommenden Mineralien, wie z.B. Quarz oder Feldspat, erhitzt werden, wodurch deren Kristallgitter vorher gespeicherte

Energie in Form von Licht abgeben. Dabei wird das Ereignis der letzten Belichtung durch Sonnenlicht datiert (Balter 2011).

Die Sedimentaltersdatierungen zeigten, dass der mineralische Untergrund zuletzt im frühen bis mittleren Holozän belichtet wurde. Die ältesten Torfreste in den Hangbrüchern wurden mittels der 14C-Altersdatierung dagegen auf ein Alter von etwa 3100 Jahren datiert. Überwiegend beläuft sich das Alter der Torfe jedoch nur auf wenige 100 Jahre. Kopf (2019) hat gezeigt, dass das Torfwachstum der Hunsrückbrücher im Zusammenhang mit klimatischen Kältephasen steht. Es darf also davon ausgegangen werden, dass in den Kältephasen des Holozäns Torf aufgebaut, und in Wärmephasen wieder abgebaut wurde. Damit unterliegen die Hangbrücher einer von holozänen Klimaschwankungen bestimmten Dynamik von Torfauf- und -abbauprozessen.

8.4 Wasserhaushalt der Hangbrücher

Der Weg des Hangzugwassers und die Einflüsse auf den Bodenwasserhaushalt und damit auf die Wasserversorgung der Hangbrücher wurden durch eine Kombination aus Geoelektrik und geoelektrischem Monitoring, Bodenradar, Rammkernsondierungen sowie GIS-basierter Reliefanalyse von Trappe & Kneisel (2019b) untersucht.

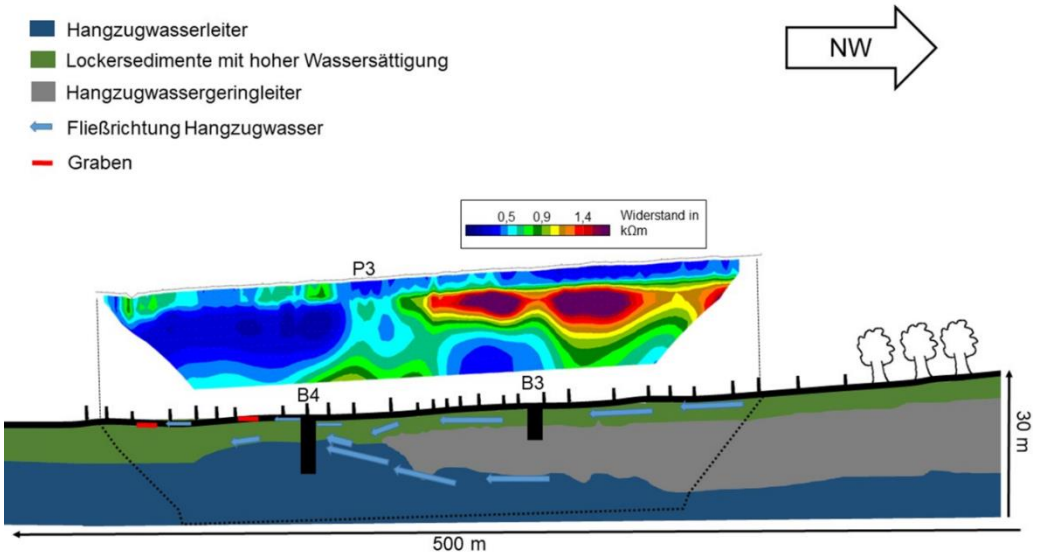


Abb. 31: Beispiel für die hydrogeologischen Verhältnisse (Quelle: Trappe & Kneisel (2019a))

Mit diesem Multimethoden-Ansatz haben Trappe & Kneisel (2019b) die hydrogeologischen Verhältnisse des oberflächennahen Untergrundes abgeleitet. Demnach fließt vom Regen gespeistes Hangzugwasser oberhalb stauender Lagen von ungeklüftetem Quarzit oder von Tonschiefer im geklüfteten Quarzit, quarzitischen Schutt oder auch in den periglazialen Deckschichten hangabwärts (Abb. 31). Initialpunkte, an denen Torfauflagen entstehen können, finden sich beim Austritt des Hangzugswassers im Bereich von Quellen als auch bei einem Return-Flow (Abb. 32), solange die sich ansiedelnden Torfmoose aufgrund des Mikroreliefs der Mineralbodenoberfläche dauerhaft vernässt bleiben.

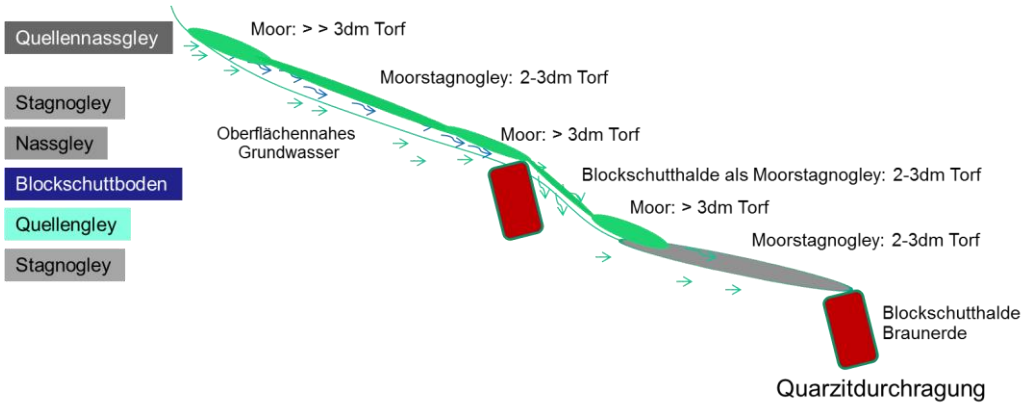


Abb. 32: Interflow, Quellaustritte und Return Flow sind die Voraussetzung zur Entstehung der Hangbrücher (Quelle: Dehner & Steinrücken 2019)

Hydrologisch sind die Hangbrücher daher den Quell- und von ungespanntem Hangwasser versorgten Durchflussmooren, oder Durchströmungsmooren zuzuordnen (Succow 1988, Succow & Josten 2001, Succow et al. 2012). In den Hangbrüchern des Hunsrücks besitzt das Hangzugwasser Mineralbodenwassercharakter, aber es ist oberflächennah durch den dort anstehenden Hauptgrundwasserleiter, das arme Ausgangsgestein des Taunusquarzits und dessen arme Verwitterungsprodukte, geprägt. Daher entwickelten sich die Hangbrücher zu den sauren und nährstoffarmen Lebensraumtypen, den Moorwäldern auf oligotrophen Niedermooren mit Übergangsmoortorfen (Schüler et al. 2020).

Bei den hydrologischen Untersuchungen wurden die Wasserstände des ungespannten Grundwassers und die geoökologischen Begleitparameter gemessen, um Hinweise auf die Entstehungs- und Existenzbedingungen der Torfe in den Hangbrüchern zu erhalten. Da der Interflow, der die Hunsrückbrücher speist, fast ohne zeitliche Verzögerung auf Niederschlagsereignisse reagiert und auch innerhalb von wenigen Stunden nach Beendigung eines Niederschlagsereignisses wieder deutlich abnehmen kann, haben Niederschläge einen indirekten Einfluss auf die Hangbrücher (Abb. 33 und Abb. 34) (Kopf 2019).

Bei zusätzlichen starken anthropogenen Störungen des Wasserhaushaltes, wie Entwässerungsgräben, Wegebau mit Wegebegleitgräben und Rohrdurchlässen sowie die flächige Entnahme des aufstockenden Waldbestandes (Entnahme des Verdunstungsschutzes, negative Veränderung des Mikroklimas und verstärkte Einstrahlung), sinkt der freie Wasserspiegel ab (Abb. 33), die Torfauflage wird durchlüftet und kann periodisch austrocknen. Insbesondere, wenn gleichzeitig die Umgebungstemperaturen eine erhöhte biologische Aktivität der Zersetzerorganismen zulassen, wird Torf abgebaut. In diesem Fall entwickeln sich die Hunsrückbrücher von einer Kohlenstoffsenke zur Kohlenstoffquelle und der Lebensraumtyp Moorwald ist stark gefährdet (Schüler et al. 2020).

Kopf (2019) zeigte aber auch, dass ungespanntes Grundwasser permanent in den obersten Zentimetern der Torfauflage anstehen kann, wenn es das Mikrorelief und die oberflächennahe Wasserführung durch das Bodensubstrat zulassen und wenn die Hangbrücher keine ‚wesentlichen' anthropogenen Beeinträchtigungen aufweisen (Bsp.: Kernbereich des Riedbruchs, Abb. 34). Dies ist die Voraussetzung dafür, dass die Torfauflage nicht abgebaut wird, dass sich ggf. neuer Torf bildet und das der Lebensraumtyp Moorwald auch unter Klimawandelbedingungen erhalten werden kann, sofern der entstehende Klimastress nicht die Toleranzgrenzen der Torferhaltung überschreitet.

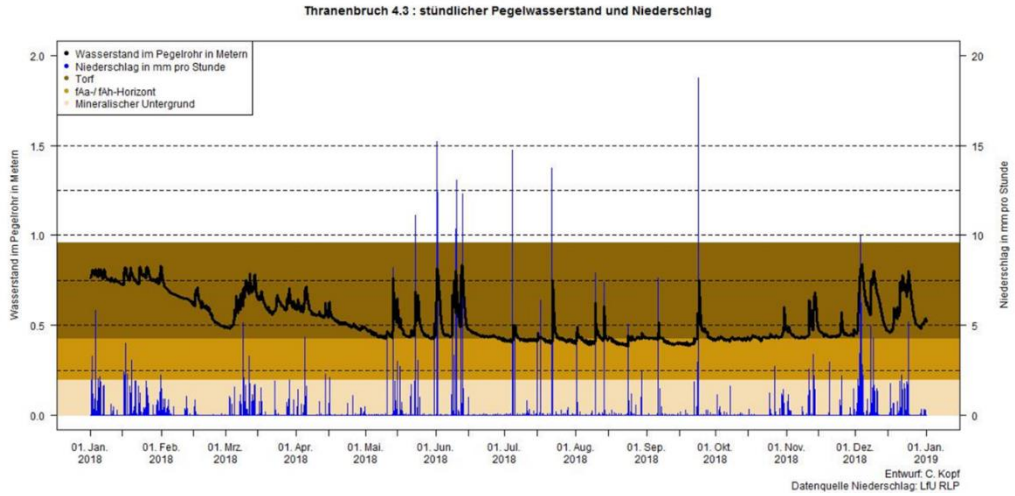


Abb. 33: Periodische Austrocknung der Torfauflage im Thranenbruch (Quelle: Kopf 2019)

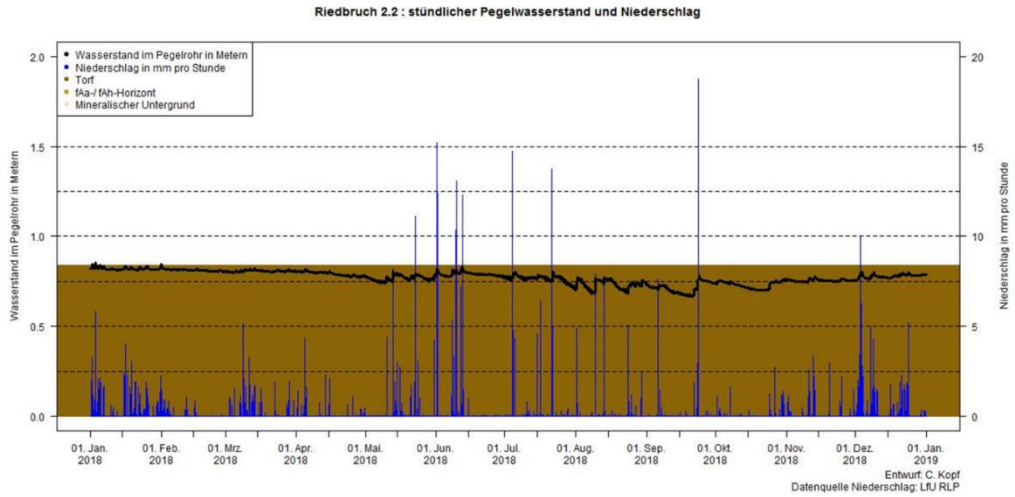


Abb. 34: permanente Durchfeuchtung der Torfauflage im Riedbruch (Quelle: Kopf 2019)

8.5 Torf- und bodenkundliche Kartierergebnisse

Hölzer & Schloss (2019) haben mit einer Torfmooskartierung mit Identifizierung und Charakterisierung der Torfmoosarten nachgewiesen, dass Torfmoose an zahlreichen Stellen im Nationalpark zu finden sind (Abb. 35), ohne dass sich jedoch überall gleich ein darunterliegender Torfkörper gebildet hätte. Voraussetzung für die Erhaltung und das Wachstum der Torfauflage sind eine permanente Durchfeuchtung und niedrige Temperaturen, so dass biologische Abbauprozesse gehemmt werden und sich Torf akkumulieren kann (Schüler et al. 2020).

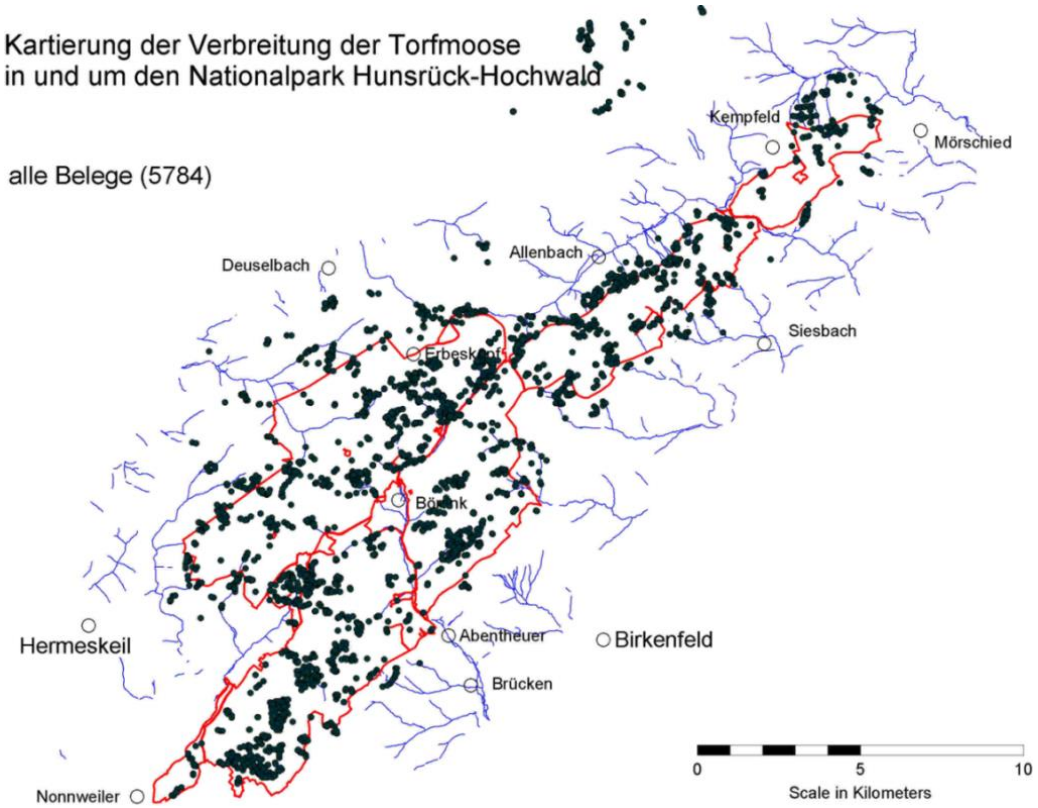


Abb. 355: Verbreitung der Torfmoose im Nationalpark Hunsrück-Hochwald (Quelle: Hölzer 2017)

Bei den pedologischen Untersuchungen wurden die Torfmächtigkeiten und die flächenhafte Ausdehnung der Hangbrücher untersucht. In Profilgruben wurden pedologische, geophysikalische und chemische Bodenparameter erfasst. Die Kartierung von Böden und Torfauflagen ergab eine gute Übersicht über die potenziellen Standorte der Moorbildung in den Hangbrüchern (Schüler et al. 2020).

Auf engstem Raum entstehen Hangbrücher in einem Mosaik von verschiedenen Bodentypen mit Übergängen von organischen Böden zu hydromorphen, mineralischen Böden (Abb. 36). Kleinstandörtlich befinden sich terrestrische und hydromorphe Flächen in unmittelbarer Nachbarschaft. So ist es charakteristisch, dass sich die etwas mächtigeren Torfauflagen entlang der Fließbahnen des Hangzugswassers entwickelt haben. Sie folgen damit dem Mikro-Oberflächenrelief des Geländes, welches durch die Kraft des fließenden Wassers gestaltet wurde (Abb. 37). Diese Kraft des fließenden Wassers im Interflow wird auch dadurch dokumentiert, dass die Hauptlage im mineralischen Boden unter der organischen Auflage, auch unter dem Torf, teilweise flächig wegerodiert wurde (Schüler et al. 2020).

Hinzu kommen jedoch auch anthropogene Einflüsse auf das Oberflächenrelief, z.B. durch die Anlage von Drainagegräben. In manchen dieser Gräben haben sich im Laufe der Zeit Torfmoose angesiedelt, ohne weggeschwemmt zu werden (Schüler et al. 2020).

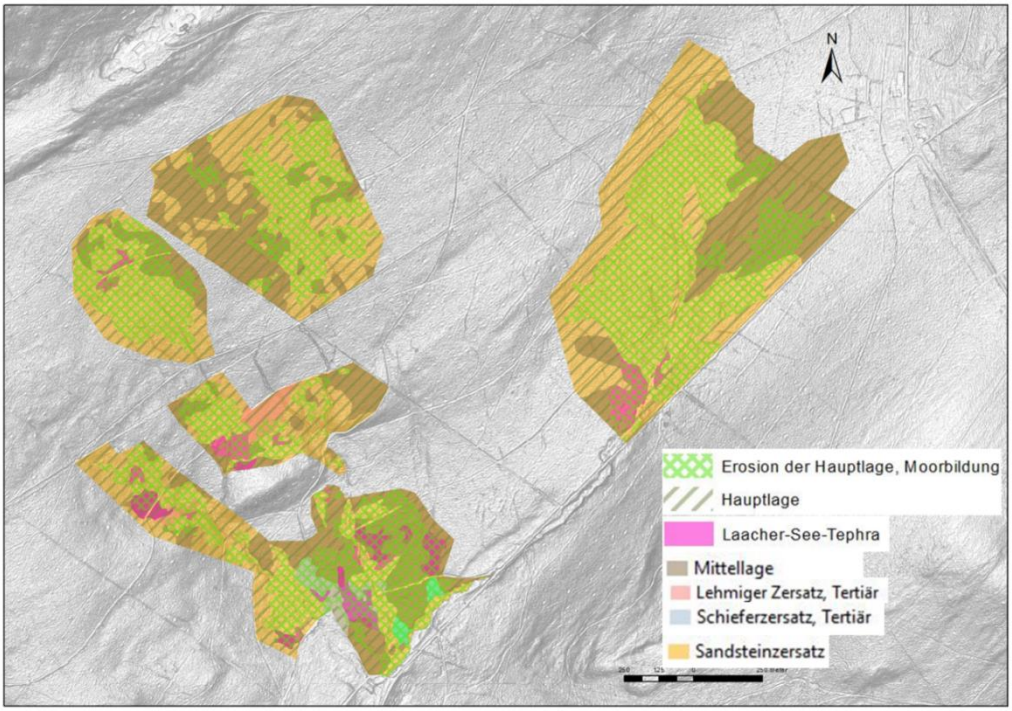


Abb. 36: Ergebnisse der Bodenkartierung (Quelle: Dehner & Steinrücken 2019)

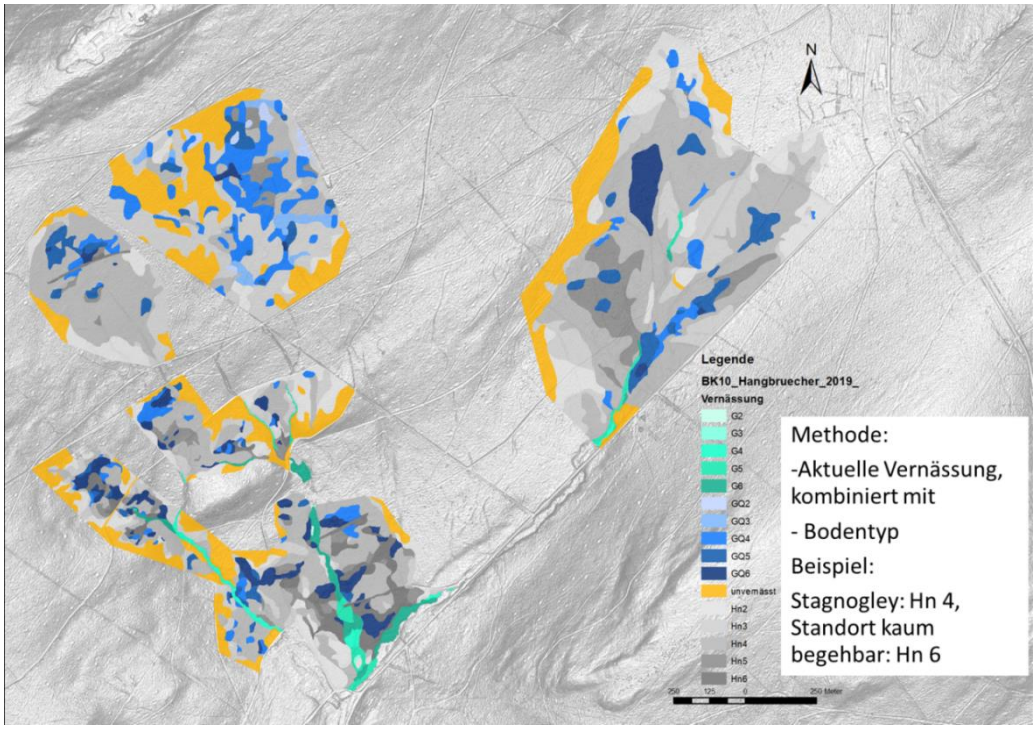
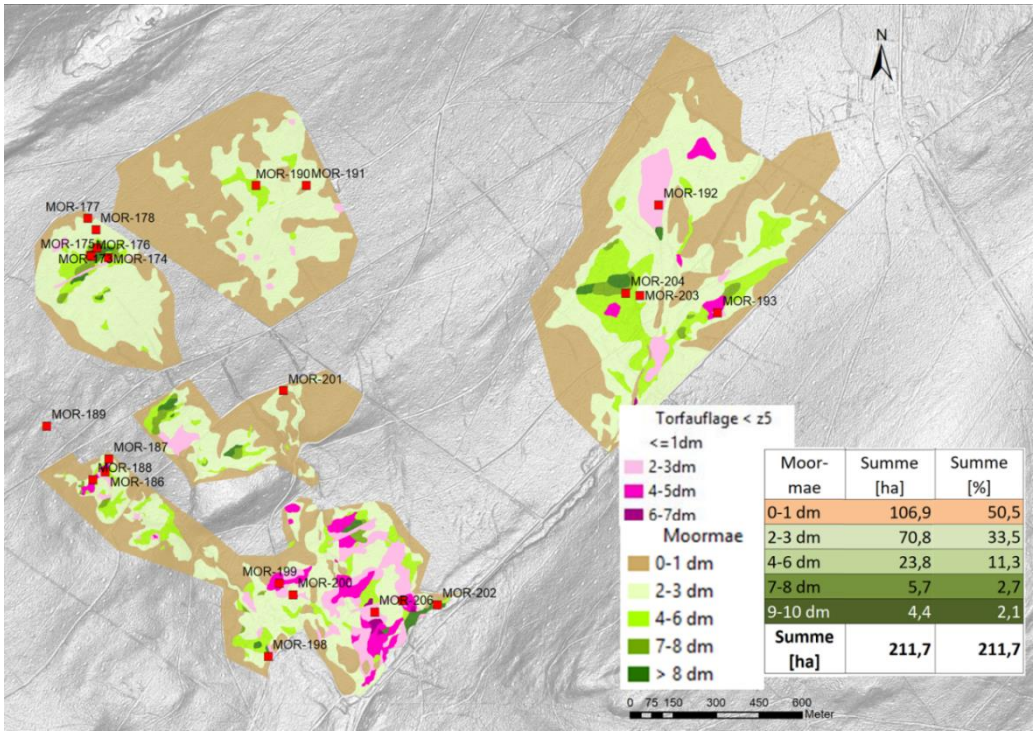


Abb. 37: Aktuelle Vernässung als Voraussetzung für die Torfbildung und -akkumulation , die Ziffern kennzeichnen eine zunehmende Vernässung, G=Gley, GQ=Quellen-Gley, HN=Niedermoor(gley) (Quelle: Dehner & Steinrücken 2019)

Die Kartierergebnisse beschreiben die Torfmächtigkeiten und belegen die erhebliche Heterogenität der Hangbrücher des Hunsrücks (Abb. 38). In Abhängigkeit des kleinststandörtlichen Wasserhaushaltes und der damit verbundenen Torfaufbau- und -abbauprozesse, die wiederum durch die vorherrschenden Klima- und Wetterbedingungen gesteuert werden, variieren

die Torfmächtigkeiten in den Hangbrüchern erheblich. Auf den überwiegenden Flächen in den Hangbrüchern wurden organische Auflagen von maximal nur 10 cm Mächtigkeit festgestellt. Mächtigkeiten der Torfauflagen von mehr als 40 cm sind schon verhältnismäßig selten anzutreffen, im Einzelfall sind die Torfauflagen aber auch bis zu 100 cm mächtig (Schüler et al. 2020).



Moormae	Summe [ha]	Summe [%]
0-1 dm	106,9	50,5
2-3 dm	70,8	33,5
4-6 dm	23,8	11,3
7-8 dm	5,7	2,7
9-10 dm	4,4	2,1
Summe [ha]	**211,7**	**211,7**

Abb. 38: Kartierergebnisse der Torfmächtigkeiten (Quelle: Dehner & Steinrücken 2019)

Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung dieser wasserabhängigen Lebensraumtypen müssen die kleinstandörtlich differenzierten Standortseigenschaften berücksichtigen, z.B. bei der Wiederherstellung eines naturnahen Wasserhaushaltes durch den Rückbau und den Verschluss von künstlichen Gräben, insbesondere wann und ob Gräben in potenziellen, aber drainierten Hangmooren verschlossen werden sollen. Damit kann vermieden werden, dass natürliche Prozesse der Torfbildung nicht durch Maßnahmen zur Regulierung des standörtlichen Wasserhaushaltes gestört werden. Ein Grabenverschluss ist eben nur angezeigt, wenn Gräben zur Tiefenerosion neigen und nicht Teil des natürlichen, reliefbedingten Fließsystems sind (Schüler et al. 2020).

8.6 Kohlenstoffspeicherung in den Hangbrüchern

Mit den Analysen der Kohlenstoffgehalte und den Lagerungsdichten in den einzelnen Torflagen lassen sich in Kombination mit den Kartierergebnissen über die Ausdehnung und Mächtigkeiten der Torfauflagen Kohlenstoffvorräte in den Hangbrüchern berechnen (Schüler et al. 2020).

In den Hangbrüchern weisen die meisten Torfe eine starke Zersetzung mit Zersetzungsgraden von h6-h10 (nach von Post 1922) auf, die aerobe Bedingungen während der Akkumulation von organischem Material aufgrund des aktuellen oberflächennahen Wasserhaushaltes anzeigen. So geht der zunehmende Zersetzungsgrad immer auch mit einem abnehmenden Gehalt an

organischer Substanz einher. Die Kohlenstoffgehalte mit 40 bis 45 % in schwach zersetztem und mit 30 bis 40 % in stärker zersetztem Torfmaterial sind im Vergleich zu anderen Mooren gering (Wüst-Galley et al. 2016), aber vergleichbar z.B. zu den organischen Böden aus der Studie von Rosskopf et al. (2015) (Schüler et al. 2020). Eine Störung des Wasserhaushaltes in den Hangbrüchern mit nachfolgender Mineralisierung führt zu einer erhöhten Lagerungsdichte der Torfe mit typischen Werten von mehr als 0,15 g cm-3 (Leifeld et al. 2011; Krüger et al. 2016). Ungestörte Moore weisen dagegen Lagerungsdichten unter 0,10 g cm-3 auf (Minkkinen & Laine 1998; Wüst-Galley et al. 2016; Leifeld et al. 2011; Krüger et al. 2016).

Analog zu den kartierten Torfmächtigkeiten (Abb. 38) sind auch die Kohlenstoffvorräte in den Torfauflagen der Hangbrücher sehr heterogen verteilt (Abb. 39). In den Hangbrüchern überwiegen Flächen mit geringeren Kohlenstoffvorräten zwischen nahezu 0 und 200 t ha-1. Kleinere Teilflächen haben jedoch höhere Kohlenstoffvorräte, vergleichbar zu den von Wüst-Galley et al. (2016) untersuchten Mooren in der Schweiz mit durchschnittlich 500 t ha-1. Kleinstandörtlich wurden in den Hangbrüchern des Hunsrücks sogar Kohlenstoffvorräte bis zu 800 t ha-1 berechnet (Schüler et al. 2020).

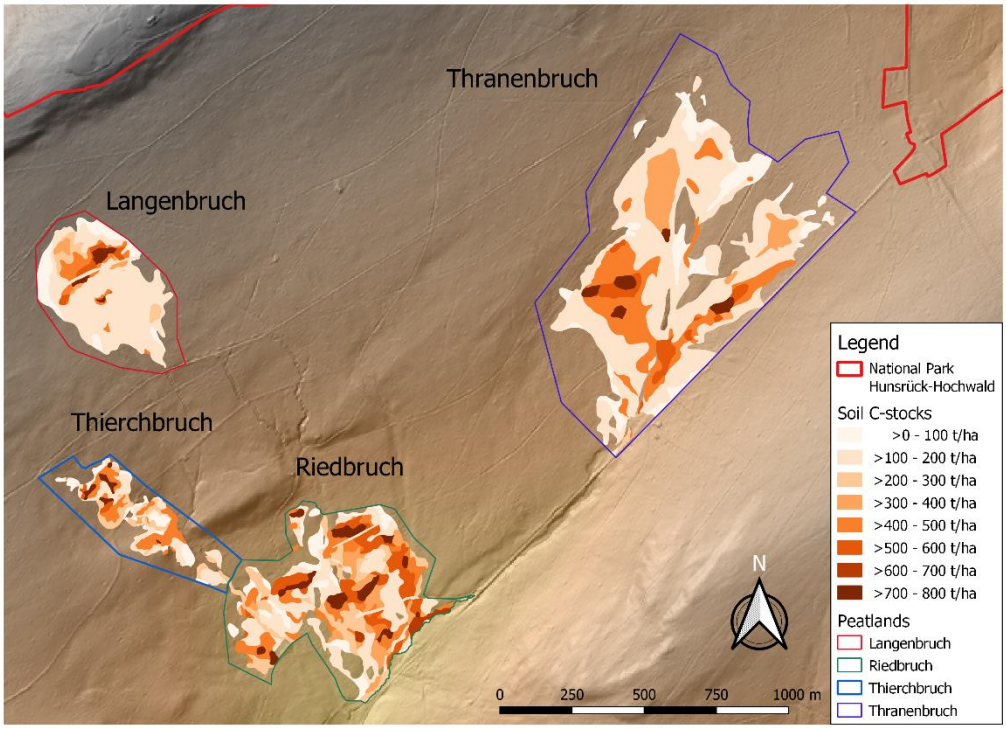


Abb. 39: Kohlenstoffvorräte in den organischen Auflagen der Hangbrücher des Untersuchungsraumes (Quelle: Krüger et al. 2021)

Höchste mittlere Kohlenstoffvorräte wurden im naturnahen Riedbruch mit 234 t ha-1 gefunden, während der naturferne mit Fichten bestockte Johannenbruch im Mittel nur 2 t ha-1 Kohlenstoff in der organischen Auflage speichert. Im staunassen Johannenbruch kommen wirklich hydromorphe Standortsverhältnisse mit Torfauflagen kaum vor (Schüler et al. 2020).

Bei der Umwandlung der über mehr als 100 Jahre bewirtschafteten Fichtenwälder in die potenziell natürlichen Moorwald-Lebensraumtypen werden die anthropogen eingebrachten Fichten häufig im Kahlschlag entfernt. Um die Auswirkungen möglicher Entfichtungsmaßnahmen auf die Kohlenstoffbilanz abschätzen zu können, wurden die Kohlenstoffvorräte der

jeweils aufstockenden Fichtenwälder den Kohlenstoffvorräten in den Torfauflagen einschließlich der in den Wurzeln vorhandenen Kohlenstoffvorräte gegenübergestellt. Naturgemäß variieren die Kohlenstoffvorräte der Waldbestände entsprechend der Baumart, dem Alter, der jeweiligen Bestockungsdichte – insbesondere Blößen mindern den Kohlenstoffvorrat je Hektar erheblich – und der Ertragsklasse. Die Kohlenstoffvorräte der aufstockenden Fichtenwälder in den Hangbrüchern sind mit durchschnittlich 47 t ha-1 deutlich höher als die von entwässerten Moorwäldern in borealen Regionen (Minkkinen et al. 1999). Stellenweise werden aber in den Fichten, die in den Hangbrüchern wachsen, auch bis zu 160 t ha-1 Kohlenstoff und mehr gespeichert (Schüler et al. 2020).

Verschiedene Studien haben gezeigt (Ojanen et al., 2013; Meyer et al., 2013; Hommeltenberg et al., 2014), dass Moorwälder trotz Standortsentwässerung als rezente Kohlenstoff-Senken – im borealen Klimagürtel – fungieren können, wenn die laufende Kohlenstoffspeicherung in einer wachsenden, stabilen Moorwaldgesellschaft eine mögliche periodische Kohlenstofffreisetzung aus der Torfauflage kompensieren kann.

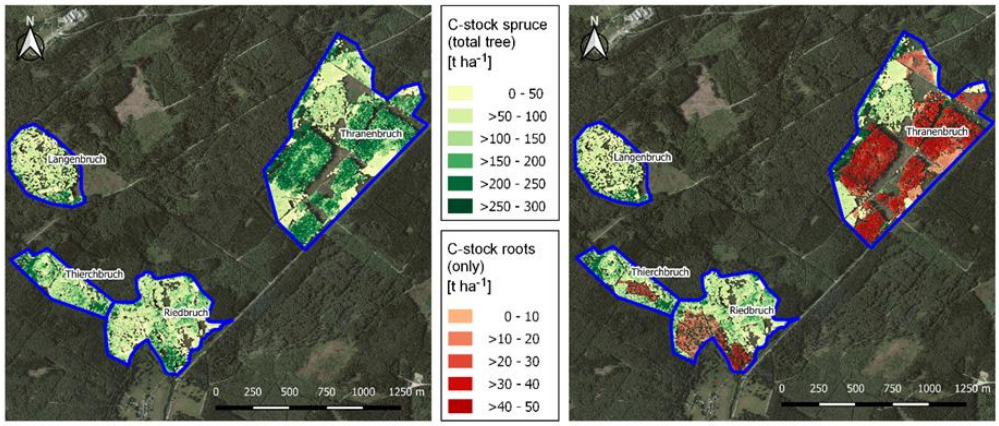


Abb. 40: Verteilung der Kohlenstoffvorräte der Fichtenflächen in den Hangmooren vor und nach der Entfichtung (Quelle: Krüger et al. 2021)

Im Thranenbruch, in dem im Zuge der „Renaturierungsmaßnahmen“ die aufstockenden Fichten im Kahlschlag genutzt wurden, betrugen die durchschnittlichen Kohlenstoffbestände der Fichtenwälder ursprünglich 69 t ha-1. Die Fichtennutzung erfolgte hier durch eine Vollbaumernte, so dass auch der Kohlenstoffvorrat, welcher in den Nadeln, im Reisig und in der Rinde gespeichert sind, aus der Fläche exportiert wurde (Abb. 40). Nur die Wurzeln der Fichten sind mit ihrem Kohlenstoff in der Fläche verblieben. Der Kohlenstoffvorrat, welcher in den Wurzeln gespeichert ist, kann in älteren Fichtenbeständen 50 t ha-1 erreichen, doch auch dieser variiert ähnlich wie beim oberirdischen Anteil des Fichtenbestandes entsprechend dem Alter, der Bestockungsdichte und der Ertragsklasse (Schüler et al. 2020). Wegen der nassen Standortverhältnisse und der gehemmten Zersetzung von organischer Substanz bleibt dieser Kohlenstoffvorrat der holzigen Wurzelbiomasse jedoch auch nach den Entfichtungsmaßnahmen langfristig im Torf gespeichert (Minkkinen et al. 2018).

Wird das Stammholz der Fichten einer dauerhaften Nutzung zugeführt, z.B. im Hausbau, so kann zumindest der Kohlenstoff im Stammholz als nachhaltig gebunden angesehen werden, während der Kohlenstoffvorrat in Nadeln, Reisig und Rinde kurzfristig in die Atmosphäre geht

(Laine et al. 1992; Minkkinen et al. 2002; Mäkiranta et al. 2012; Ojanen et al. 2013; Sloan et al. 2018).

Tab. 8: Kohlenstoffvorräte in den Kompartimenten der untersuchten Hangbrücher (verändert nach Krüger et al. 2021)

	Fläche [ha]	Kohlenstoffvorrat vor der Entfichtung						Kohlen-stoffent-zug durch Fichten-einschlag [%]
		Organische Auflage [t/ha[	Wurzel-masse [t/ha]	[%]	Stamm-holz [t/ha]	Zweige/ Nadeln [t/ha]	Gesamt [t/ha]	
Thranenbruch	81	139	11	**68**	40	29	**219**	**27**
Riedbruch	34	234	8	**85**	30	14	**286**	**4**
Thierchbruch	14	125	10	**71**	37	18	**190**	**4**
Langbruch	20	162	4	**87**	16	7	**189**	**0**
Johannenbruch	51	2	7	**20**	24	11	**44**	**0**
Total	**200**	**121**	**9**	**73**	**32**	**15**	**177**	

In den untersuchten Hangbrüchern des Nationalparks Hunsrück-Hochwald befinden sich trotz aller Heterogenität zwischen 70 und 90 % der Kohlenstoffvorräte in der organischen Auflage (Torf) einschließlich der Wurzelbiomassen (Tab. 8). Nur ein Viertel oder weniger des Kohlenstoffes ist im jeweils aufstockenden Fichtenbestand gespeichert. Ist ein Hangbruch durch die zurückliegende Fichtenbewirtschaftung und Störung des Wasserhaushaltes jedoch sehr stark degradiert – oder war es nie als Hangmoor ausgebildet -, so werden die Kohlenstoffvorräte diametral zugunsten der aufstockenden Fichtenbestände und zuungunsten des Bodenkohlenstoffvorrates verteilt, wie es das Beispiel des Johannenbruchs mit nur 20 % Kohlenstoffvorrat in der organischen Auflage und in den Wurzeln zeigt (Schüler et al. 2020).

Ca. 13 % der Fläche des 10.230 ha großen Nationalparks Hunsrück-Hochwald sind potenzielle Hangbruchflächen. In deren Torflagen werden ca. 171.530 t Kohlenstoff gespeichert. Die Hangbrücher des Hunsrücks sind damit neben ihrer Funktion als Kohlenstoffspeicher typische Landschaftsmerkmale des Nationalparks Hunsrück-Hochwald, insbesondere wenn sich dort in Zukunft wieder die einzigartigen Moorwald-Lebensraumtypen entwickeln können (Schüler et al. 2020).

8.7 Gefährdung der Hangbrücher des Hunsrücks durch Entfichtung

Bei einer großflächigen Nutzung der standortsfremden Fichten im Kahlschlag – wie im Thranenbruch – verändert sich das Mikroklima in den Hangbrüchern in extremer Weise, da die obere Verdunstungsebene oberhalb der Fichtenkronen nun auf die Ebene der Torfmoose reduziert wird. Wenn die Hangbrücher wassergesättigt sind, muss von einer Verdunstung nahe der potenziellen Verdunstung ausgegangen werden, welche nur durch atmosphärische Bedingungen, insbesondere durch den Sättigungsdampfdruck in der umgebenden Luft gesteuert wird, während vorher die Spaltöffnungen in den Fichtennadeln entsprechend dem

geringer werdenden Wasservorrat in den Böden die aktuelle Verdunstung eingeschränkt haben. Hinzu kommt, dass die Fichtenwurzeln das Verdunstungswasser zumindest teilweise aus mehreren Dezimetern Bodentiefe entnehmen, während im Hangbruch das Wasser unmittelbar aus der Verdunstungsebene stammt, da die Torfmoose keine Wurzeln besitzen und das ungespannte Grundwasser im Idealfall bis an die Oberfläche ansteht. Dies aber verursacht eine Austrocknung der obersten Torfschicht, wie sie Kopf (2019) im Thranenbruch gemessen hat. Selbst eine periodische Austrocknung der Torfauflagen kann bereits die für Hangbrücher typischen Moose und Bodenpflanzen schädigen. Der Grundwasserspiegel in den Hangbrüchern ist der wichtigste Einflussfaktor auf die Entstehung von Treibhausgasemissionen. Bei einem Kahlschlag muss dem Kohlenstoffexport mit der oberirdischen Fichtenbiomasse – im Thranenbruch immerhin fast 30% des Gesamtkohlenstoffvorrates - ein Kohlenstoffverlust aus einem gesteigerten Torfabbau hinzugerechnet werden. Zusätzlich führen stärker schwankende Grundwasserstände durch Wiedervernässung und Austrocknung der organischen Auflagen zu hohen Lachgas- und Methanemissionen (Schüler et al. 2020). Damit können degradierende Hangbrücher zu Hotspots von Treibhausgasemissionen werden (Basiliko et al. 2007, Jungkunst et al. 2004, Koskinen et al. 2016, Moore et al. 2011, Strack et al. 2004, Tiemeyer et al. 2016).

Die aktuellen Stoffumsätze, welche von meteorologischen Bedingungen, aber auch von anthropogenen Einflüssen, wie die Entfichtung, gesteuert werden, sind damit ausschlaggebend dafür, ob sich die Hangbrücher zu einer Kohlenstoffsenke oder zu einer Kohlenstoffquelle entwickeln (vgl. Mäkiranta et al. 2010; Rigney et al. 2018). Das Zurücklassen von leicht zersetzlichem Schlagabraum kann die Rate der Kohlenstofffreisetzung durch eine stärkere Zersetzungsrate auch im darunter liegenden Torfboden erhöhen (Mäkiranta et al. 2012; Ojanen et al. 2017). Auch Korkiakoski et al. (2019) haben beschleunigte Treibhausgasemissionen als Folge von Kahlschlägen und der Veränderung des Mikroklimas in Mooren identifiziert. Daher empfehlen Rigney et al. (2018), sämtlichen Schlagabraum nach Holzeinschlägen zu entfernen, um die CO2-Emissionen aus der Zersetzung der Rest-Biomasse zu begrenzen.

8.8 Erhaltung und Förderung des Moorwaldes als Lebensraumtyp

Zur Unterstützung der Kohlenstoffsenkenfunktion und zur Erhaltung des Moorwald-Lebensraumtyps muss der Wasserhaushalt der Hangbrücher naturnah erhalten werden, so dass die Torfauflage nahezu das ganze Jahr permanent vernässt ist und die Zersetzeraktivitäten gehemmt werden. Dies fördert auch die Erfüllung der Standortansprüche der potentiell natürlichen Moorwälder. Ist der Wasserhaushalt jedoch bereits gestört, obwohl das Potential einen wertvollen Lebensraum als Hangbruch erwarten lässt, so sollte der Wasserdurchfluss gebremst und lineare Wasserflüsse in der Fläche so verteilt werden, dass diese Ökosysteme anhaltender und im Idealfall dauerhaft mit Wasser versorgt werden. Kann der ungespannte Grundwasserspiegel flächig und dauerhaft angehoben werden, bestehen große Chancen, dass sich eine typische torfbildende Vegetation ansiedeln und ausbreiten kann, und dass die Zersetzung der organischen Substanz gebremst wird (Schüler et al. 2020).

Bei Maßnahmen zur Erhaltung und Unterstützung des Hangbruch-Lebensraumes wird die günstigste Kohlenstoffbilanz dann erreicht, wenn die im Hangbruch wachsenden Bäume belassen werden (vgl. Rigney et al. 2018) – unabhängig ob sie der natürlichen Waldgesellschaft angehören, oder ob sie Restbestände aus der zurückliegenden Fichtenbewirtschaftung sind. Wenn der Standort zu nass wird und ganzjährig nass bleibt, werden Fichten zunehmend geschwächt und absterben (Abb. 41). Langfristig wird sich eine standortsangepasste Sukzession,

z.B. mit Moorbirke (*Betula pubescens*) einfinden (Abb. 42). Diese Sukzession kann sich dann über Jahrzehnte hinweg zu einem Moorwald entwickeln, sofern der Wildbestand dies zulässt (Schüler et al. 2020).

Abb. 41: Absterbende und abgestorbene Fichten im nassen Bereich des Riedbruchs (Foto: G. Schüler)

Abb. 42: Moorwald mit Moorbirke (*Betula pubescens*) im Gebrannten Bruch (Foto: G. Schüler)

Der sich entwickelnde Moorwald und die – zwar nur langsam – wachsende Torfauflage speichern den Kohlenstoff, der durch die absterbenden Fichten freigesetzt wird, weil diese

Freisetzung nur schleichend vonstattengeht. Die Fichtennadeln und das Feinreisig fallen nur nach und nach zu Boden, da sich der Absterbeprozess der Fichten über Jahrzehnte hinzieht. Die schließlich abgestorbenen Fichten bleiben als Totholzgerüst lange unzersetzt auf der Hangbruchfläche stehen. Die Fichtenwurzeln speichern den Kohlenstoff sogar äußerst langfristig, da sie in einer vernässten Torfauflage dauerhaft erhalten bleiben (Schüler et al. 2020).

Der Nationalpark Hunsrück-Hochwald als Entwicklungs-Nationalpark befindet sich noch in der Übergangsphase zum absoluten Prozessschutz unter Verzicht auf jeglichen Holzeinschlag. Die Holzproduktionsfunktion der vormaligen Fichtenwälder wird damit durch die Ökosystemdienstleistungen Kohlenstoffspeicherung und Erhaltung des natürlichen Lebensraumtyps der Moorwälder mit einer dann ungesteuerten Entwicklung abgelöst (Schüler et al. 2020).

8.9 Ausblick

Die Torfauflagen der Hangbrücher sind immer nur in kalten klimatischen Perioden, wie der Kleinen Eiszeit, gewachsen, und die Torfakkumulation in den Hangbrüchern unterliegt einem dynamischen Prozess. Also wird in den Wärmephasen Torf auch wieder abgebaut werden (Schüler et al. 2020). Schon momentan beträgt die durchschnittliche Temperaturerhöhung in diesem Wuchsraum 1,6°C seit der Klimaaufzeichnung 1881 (RLP Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen 2020). Nach IPCC (2014) wird sich das globale Klima in den nächsten Jahrzehnten weiter erwärmen. Modellrechnungen ergeben für den Hunsrück eine Temperatursteigerung bis zu 5°C gegenüber dem Bezugszeitraum von 1971-2000. Selbst bei gleichbleibenden Jahresniederschlagssummen, wird sich ein Wasserdefizit von mehreren hundert l m-2 durch die über Temperaturerhöhung und Veränderung des Sättigungsdampfdruckes der bodennahen Atmosphäre gesteigerte potentielle Evapotranspiration einstellen. Wenn sich dann noch bei nahezu unveränderter jährlicher Niederschlagssumme die Niederschlagsverteilung zugunsten weniger, aber stärkerer (Stark-)Niederschläge verändert, sind für die Hangbrücher zukünftig längere (sommerliche) Trockenstressphasen anzunehmen. Daher gibt es eine große Wahrscheinlichkeit, dass die Torfmächtigkeiten und die räumlichen Ausdehnungen der Hangbrücher unter den Bedingungen des Klimawandels zurückgehen, wenn nicht gar verschwinden werden.

Literaturverzeichnis

Balter, M. (2011): New light on ancient samples. Science 332: 658, DOI:10.1126/science.332.6030.658-b

Basiliko, N., Blodau, C., Roehm, C., Bengtson, P., Moore, T.R. (2007): Regulation of Decomposition and Methane Dynamics across Natural, Commercially Mined, and Restored Northern Peatlands. Ecosystems 10: 1148-1165.

Dehner, U., Vom Lehn, B., Braun, E., Sauer, S., Steinrücken, U., Wiesner, T. (2014): Moore. Klimawandel in Rheinland-Pfalz. Mainz.

Dehner, U., Steinrücken, U. (2019): Moorkartierung im Hunsrück. Präsentation beim Abschlusskolloquium des WKF-Projektes MoorWaldbilanz.

Hölzer, A. (2017): Kartierung der Verbreitung der Torfmoose in und um den Nationalpark Hunsrück-Hochwald. In: Krebühl, J. (Hrsg.): Moore schützen, Denkanstöße 13: 24-31.

Hölzer, A., Schloss, S. (2019): Torfprofile und die Verbreitung der Torfmoose als Erklärung der Geschichte und Funktion der Brücher im Nationalpark Hunsrück-Hochwald, einschließlich Schlußfolgerungen aus Pollenanalysen. Präsentation beim Abschlusskolloquium des WKF-Projektes MoorWaldBilanz.

Hoffmann, D. (1957): Die Brücher des Hochwaldes. Eine Untersuchung über ihre Entstehung, Entwicklungstendenzen und die Möglichkeit der Ausschöpfung ihrer potentiellen Leistungsfähigkeit durch meliorative und waldbauliche Maßnahmen. Mitt. a. d. Forsteinrichtungsamt Koblenz 6: 39 S.

Hommeltenberg, J., Schmid, H. P., Drösler, M., Werle, P. (2014): Can a bog drained for forestry be a stronger carbon sink than a natural bog forest?. Biogeosciences 11 (13): 3477-3493.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2014): Klimaänderung 2014. Synthesebericht. Beitrag der Arbeitsgruppen I, II und III zum Fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC). Genf. Deutsche Übersetzung durch Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle, Bonn, 2016.

Jungkunst, H. F., Fiedler, S., Stahr, K. (2004): N2O emissions of a mature Norway spruce (*Picea abies*) stand in the Black Forest (southwest Germany) as differentiated by the soil pattern. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 109 (D7).

Kopf, C. (2019): Hypothese der Hangbruchgenese im südwestdeutschen Mittelgebirge anhand hydrologischer, pedologische und geobotanischer Untersuchungen in der Region des Nationalparks Hunsrück-Hochwald. Diss. a. d. Univ. Trier: 81 S. plus Anhang. Mitt. a.d. Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 85/20: 75 S. plus Anhang.

Korkiakoski, M., Tuovinen, J.-P., Penttilä, T., Sarkkola, S., Ojanen, P., Minkkinen, K., Rainne, J., Laurila, T., Lohila, A. (2019): Greenhouse gas and energy fluxes in a boreal peatland forest after clearcutting. Biogeosciences 16: 3703-3723, DOI: 10.5194/bg-16-3703-2019

Koskinen, M., Maanavilja, L., Nieminen, M., Minkkinen, K., Tuittila, E-S. (2016): High methane emissions from restored Norway spruce swamps in southern Finland over one growing season. Mires and Peat 17, Article 02: 1-13.

Krüger, J. P., Alewell, C., Minkkinen, K., Szidat, S., Leifeld, J. (2016): Calculating carbon changes in peat soils drained for forestry with four different profile-based methods. Forest ecology and management 381: 29-36.

Krüger, J. P., Dotterweich, M., Seifert-Schäfer, A., Hoffmann, S. Kopf, C., Kneisel, C., Dotzler, S., Nink, S. Stoffels, J., Schüler, G. (2021): Carbon stocks and their spatial distribution of drained and rewetted peatland forests in a low mountain range area, Germany. Mires and Peat 27: 1-18, DOI:10.19189/MaP.2020.BG.StA.1991..

Laine, J., Vasander, H., Puhalainen, A. (1992): A method to estimate the effect of forest drainage on the carbon store of a mire. Suo 43 (4-5): 227-230.

Lehmann, L. (1986): Hangbrücher bei Morbach und Hochscheid. Erläuterungen zur Bodenkarte 1:5000. Landesamt für Umweltschutz Rheinland-Pfalz, 32 S.

Leifeld, J., Gubler, L., Grünig, A. (2011): Organic matter lo sses from temperate ombrotrophic peatlands: an evaluation of the ash residue method. Plant and soil 341 (1-2): 349-361.

Grosvernier, P., Staubli, P., Lugon, A., Matthey, Y., Pearson, S. (2009): Regeneration von Hochmooren. Grundlagen und technische Maßnahmen. Umwelt-Vollzug Nr. 0918. Bundesamt für Umwelt, Bern. 96 S

Mäkiranta, P., Riutta, T., Penttilä, T., Minkkinen, K. (2010): Dynamics of net ecosystem CO2 exchange and heterotrophic soil respiration following clearfelling in a drained peatland forest. Agricultural and Forest Meteorology 150 (12): 1585-1596.

Mäkiranta, P., Laiho, R., Penttilä, T., Minkkinen, K. (2012): The impact of logging residue on soil GHG fluxes in a drained peatland forest. Soil Biology and Biochemistry 48: 1-9.

Meyer, A., Tarvainen, L., Nousratpour, A., Björk, R.G., Ernfors, M., Grelle, A., Wallin, G. (2013): A fertile peatland forest does not constitute a major greenhouse gas sink. Biogeosciences 10: 7739-7758.

Minkkinen, K., Laine, J. (1998): Effect of forest drainage on the peat bulk density of pine mires in Finland. Canadian Journal of Forest Research 28 (2): 178-186.

Minkkinen, K., Vasander, H., Jauhiainen, S., Karsisto, M., Laine, J. (1999): Post-drainage changes in vegetation composition and carbon balance in Lakkasuo mire, Central Finland. Plant and Soil 207 (1): 107-120.

Minkkinen, K., Korhonen, R., Savolainen, I., Laine, J. (2002): Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900-2100 – the impact of forestry drainage. Global Change Biology 8 (8): 785-799.

Minkkinen, K., Ojanen, P., Penttilä, T., Aurela, M., Laurila, T., Tuovinen, J.P., Lohila, A. (2018): Persistent carbon sink at a boreal drained bog forest. Biogeosciences 15: 3603-3624.

Moore, T.R., Young, A., Bubier, J.L., Humphreys, E.R., Lafleur, P.M., Roulet, N.T. (2011): A multi-year record of methane flux at the Mer Bleue Bog, Southern Canada. Ecosystems 14: 646-657.

Ojanen, P., Minkkinen, K., Penttilä, T. (2013): The current greenhouse gas impact of forestry-drained boreal peatlands. Forest ecology and management 289: 201-208.

Ojanen, P., Mäkiranta, P., Penttilä, T., Minkkinen, K. (2017): Do logging residue piles trigger extra decomposition of soil organic matter? Forest ecology and management 405: 367-380.

Reichert, H. (1975): Die Quellmoore (Brücher) des südwestlichen Hunsrücks. Beiträge zur Landespflege in Rheinland-Pfalz 3: 101-164.

Rigney, C., Wilson, D., Renou-Wilson, F., Müller, C., Moser, G., Byrne, K.A. (2018): Greenhouse gas emissions from two rewetted peatlands previously managed for forestry. Mires and Peat 21: 1-23.

RLP Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen (2020): Projektionen der Entwicklung der mittleren Temperatur im Kalenderjahr im Bundesland Rheinland-Pfalz bis Ende des 21. Jahrhunderts. Unveröffentl. Graphik.

Rosskopf, N., Fell, H., Zeitz, J. (2015): Organic soils in Germany, their distribution and carbon stocks. Catena 133: 157-170.

Ruthsatz, B., Holz, I. (1997): Dauerbeobachtung von Vegetation und Quellmechanismus im „Palmbruch“ und „Oberluderbruch“ der NSG „Hangbrücher bei Morbach“/Hunsrück. Decheniana 150: 109-168.

Ruthsatz, B. (1999): Die Quellwässer von Hangmooren im Hunsrück (Rheinland-Pfalz). Chemismus und Einfluss auf Vegetation und Flora. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 38: 1-48.

Ruthsatz, B. (2000): Vergleich der Qualität von Quellwässern aus bewaldeten und agrarisch genutzten Einzugsgebieten im westlichen Hunsrück und ihr Einfluss auf die Vegetation der durchsickerten Feuchtflächen. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 39: 167-189.

Schüler, G. (2012): Waldmoore – im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft. http://moor.naturpark-erzgebirge-vogtland.de/Moore_und_Forstwirtschaft_-_Gebhard_Schuler.pdf

Schüler, G., Kopf, Chr., Gorecky, A., Krüger, J.-P., Dotterweich, M., Seifert-Schäfer, A., Hoffmann, S., Scherzer, J., Kneisel, C., Trappe, J., Hill, J., Stoffels, J., Dotzler, S., Nink, S., Dehner, U., Steinrücken, U., Hölzer, A., Schloß, S. (2020): Die Hangbrücher des Hunsrücks. Erkenntnisse aus dem Projekt MoorWaldBilanz – Kohlenstoffbilanzen bei der Renaturierung von Moorwäldern am Beispiel Hunsrück-Hochwald. Mitt. a.d. Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 86/20: 110 S.

Sloan, T.J., Payne, R.J., Anderson, A.R., Bain, C., Chapman, S., Cowie, N., Gilbert, P., Lindsay, R., Mauquoy, D., Newton, A.J., Andersen, R. (2018): Peatland afforestation in the UK and consequences for carbon storage. Mires and Peat 23: 1-17.

Strack, M., Waddington, J.M., Tuittila, E.-S. (2004): Effect of table drawdown on northern peatland methane dynamics: Implications for climate change. Global Biogeochemical Cycles 18: GB4003, DOI:10.1029/2003GB002209

Succow, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Fischer Verlag

Succow, M., Joosten, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Science Publishers, Stuttgart.

Succow, M., Jeschke, L., Knapp, H. D. (Hrsg.) (2012): Naturschutz in Deutschland. Verl. Ch. Links: 333 S.

Tiemeyer, B., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Förster, C. (2016). High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. Global change biology 22 (12): 4134-4149.

Trappe, J., Kneisel, Chr. (2019a): Geophysikalische und Sedimentologische Untersuchungen an Hangmooren. Präsentation beim Abschlusskolloquium des WKF-Projektes MoorWaldbilanz

Trappe, J., Kneisel, Chr. (2019b): Geophysical and sedimentological Investigations of peatlands for the assessment of lithology and subsurface water pathways. Geosciences 2019(9): 118, DOI:10.3390/geosciences9030118

Von Post, L. (1922). Sveriges Geologiska Undersöknings torvinventering och nagra av dess hittills vunna resultat. Sven. Mooskulturföreningens Tidskr. 37: 1-27.

Wüst-Galley, C., Mössinger, E. & Leifeld, J. (2016). Loss of the soil carbon storage function of drained forested peatlands. Mires and Peat 18 (07): 1-22.

Kontakt:

Prof. Dr. Gebhard Schüler
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz
Hauptstrasse 16, 67705 Trippstadt
Email: gebhard.schueler@wald-rlp.de

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: a) Beginn oranger Bereich: Besondere Betroffenheit kaltstenothermer und gewässerabhängiger LRT; b) Roter Bereich: Einwandern subkont.-mediterrander LRT / Neuentstehung von LRT. Grafik verändert nach Beierkuhnlein & Foken (2008) 11

Abb. 2: Ökogramm mit im Klimawandel erwarteten LRT-Übergängen (nach Ewald, Ssymank et al. 2022) 14

Abb. 3: Einordnung der Assisted Migration im Waldnaturschutz (nach Ewald, Ssymank et al. 2022) 21

Abb. 4: Schema der dynamisierten Einschätzung der Baumarteneignung im Klimawandel (Albrecht et al. 2019b, Aldinger und Michiels 1997). 25

Abb. 5: Vergleich der Wärmestufenzonierung von Baden-Württemberg gemäß der Forstlichen Standortskartierung der FVA für die Periode 1961-1990 und des prognostizierten RCP Szenarios 4,5 mit seiner moderaten Ausprägung für die Periode 2071-2100 27

Abb. 6: Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Baumarten Eiche und Buche im Gesamtwald und in den einzelnen Wuchsgebieten von Baden-Württemberg. 28

Abb. 7: Die Vulnerabilitätskarte für die Buche weist regionale Schwerpunkte mit besonders hoher Vulnerabilität im nördlichen Oberrheingraben auf. In allen anderen Bereichen ist auch zukünftig die Buche am Waldaufbau beteiligt. 29

Abb. 8: Mittelwälder weisen bezüglich Klimastress eine hohe Einzelbaumstabilität auf. Entscheidend ist die frühzeitige Freistellung der Einzelbäume, die zu breiteren Kronen, geringeren Baumhöhen und einem intensiveren Wurzelwerk führt. Übertragen auf Wirtschaftswälder legt dies frühzeitige, starke Durchforstungen nahe (Foto: M. Rupp). 32

Abb. 9: Dieser Hirschkäfer (*Lucanus cervus*) stammt aus einem wärmebegünstigten Buchenwaldgebiet im Oberrheintal. Hirschkäfer dürften zu den FFH-Arten gehören, die mit der Klimaerwärmung zusätzliche Areale erobern werden (Foto: A. Schabel). 33

Abb. 10: Vorratsreiche und dunkle Buchenwälder sind typisch für die kollinen und submontanen Wälder in Baden-Württemberg (Foto: A. Schabel). 35

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). 47

Abb. 12: Wiederherstellungsmöglichkeiten (Möglichkeitsrahmen) von Ökosystemen in Bezug auf Art und Weise der Veränderung der Umweltbedingungen und Artenzusammensetzung. Darstellung nach Hobbs et al. (2009), verändert. 51

Abb. 13: Übergang von Eichen- in Buchen-Mischwälder in den westlichen Karpaten Rumäniens. (Foto: S. Hohnwald, bei Bata, Rumänien, 02.05.2018) 60

Abb. 14: Mikroklimatische Unterschiede von Buchen- und Eichenwäldern in den westlichen rumänischen Karpaten (aus Hohnwald et al. 2020, leicht verändert) 63

Abb. 15: Die längste Temperaturreihe im Bergwaldklima der Bayerischen Voralpen wurde am Hohenpeißenberg (989 m) gemessen; seit der "Kleinen Eiszeit" (1850) ist das Jahresmittel um ca. 2°C angestiegen (DWD 2021) 70

Abb. 16: Durch die Staulage sind die Niederschläge hoch und zeigen seit Beginn der Messungen einen leicht ansteigenden Trend (Fricke & Kronier 2001)..... 71

Abb. 17: Ökologische und klimatische Kennzeichnung der Höhenstufen in den Bayerischen Alpen, basierend auf Daten für die Normalperiode 1931-60 aus Fliri (1975) (aus Ewald 1997) 72

Abb. 18: Rekonstruktion der Wald- und Baumartengrenzen in den Berchtesgadener Alpen seit dem mittelalterlichen Klimaoptimum (aus Kral 1990) 72

Abb. 19: Karte der Höhenstufen nach dem Modell von Reger et al. (2011) 73

Abb. 20: Höhen der 100 jährigen Fichten in den Alpen (verändert aus Klemmt & Ewald 2012).. 74

Abb. 21: Korrelationen der Jahrringbreiten von Fichtenbeständen in den bayerischen und oberösterreichischen Kalkalpen mit Temperatur und Niederschlag während der Vegetationsperiode (Mai-September) (nach Daten von Hartl-Meier et al. 2014). 75

Abb. 22: Verschiebung der Höhengrenzen von 1692 Pflanzenarten in den Bayerischen Alpen (verändert aus Schmidtlein et al. 2013). 76

Abb. 23: Veränderung der Vorkommenswahrscheinlichkeit bis zum Jahr 2100 unter Annahme des Klimaszenarios B1 (nach Modellen von Mellert et al. 2011);. Oben: Fichte (*Picea abies*), Mitte: Buche (*Fagus sylvatica*), Unten: Esche (*Fraxinus excelsior*) 77

Abb. 24: Veränderung der Bodenkohlenstoffvorräte unter Bergwäldern seit 1987 (Bodendauerbeobachtungsflächen) bzw. seit 1976 (verändert nach Prietzel & Christophel 2013) 78

Abb. 25: Frische Hiebsfläche im Jahr 2020 (Foto: H. Bußler) 85

Abb. 26: Zweijährige Hiebsfläche im Jahr 2020 (Foto: H. Bußler) 86

Abb. 27: Im Jahr 2019 erreichte die Massenvermehrung des Großer Puppenräubers (*Calosoma sycophanta*) ihren Höhepunkt (Foto: H. Bußler)..... 88

Abb. 28: Unbehandelte Fläche im Juli 2019 mit beginnendem Johannistrieb (Foto: S. Finnberg)..... 88

Abb. 29: Dieselbe Fläche wie in Abb. 4 im Juni 2020 (Foto: S. Finnberg)..... 89

Abb. 30: Altersdatierung der untersuchten Hangbrücher und Einstufung in das Klimageschehen der letzten 3000 Jahre (Quelle: Schüler et al., 2020) 92

Abb. 31: Beispiel für die hydrogeologischen Verhältnisse (Quelle: Trappe & Kneisel (2019a)) 93

Abb. 33: Periodische Austrocknung der Torfauflage im Thranenbruch (Quelle: Kopf 2019 95

Abb. 34: Permanente Durchfeuchtung der Torfauflage im Riedbruch (Quelle: Kopf 2019) 95

Abb. 35: Verbreitung der Torfmoose im Nationalpark Hunsrück-Hochwald (Quelle: Hölzer 2017) 96

Abb. 36: Ergebnisse der Bodenkartierung (Quelle: Dehner & Steinrücken 2019) 97

Abb. 37: Aktuelle Vernässung als Voraussetzung für die Torfbildung und -akkumulation , die Ziffern kennzeichnen eine zunehmende Vernässung, G=Gley, GQ =Quellen-Gley, HN=Niedermoor(gley) (Quelle: Dehner & Steinrücken 2019) 97

Abb. 38: Kartierergebnisse der Torfmächtigkeiten (Quelle: Dehner & Steinrücken 2019) 98

Abb. 39: Kohlenstoffvorräte in den organischen Auflagen der Hangbrücher des Untersuchungsraumes (Quelle: Krüger et al. 2021) 99

Abb. 40: Verteilung der Kohlenstoffvorräte der Fichtenflächen in den Hangmooren vor und nach der Entfichtung (Quelle: Krüger et al. 2021) 100

Abb. 41: Absterbende und abgestorbene Fichten im nassen Bereich des Riedbruchs (Foto: G. Schüler) 103

Abb. 42: Moorwald mit Moorbirke (*Betula pubescens*) im Gebrannten Bruch (Foto: G. Schüler) 103

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Klimasensitivität und Wasserabhängigkeit von Waldlebensraumtypen nach Petermann, Balzer et al. (2007) u. LAWA- AO (2018); aktualisiert nach Ssymank, Ellwanger et al. (2022) 12

Tab. 2: Übersicht der Arealveränderungen und Maßnahmen der weitverbreiteten Wald-LRT innerhalb und außerhalb von FFH-Gebieten 17

Tab. 3: Arealveränderungen und Maßnahmen der Wald-LRT auf Sonderstandorten 19

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) 46

Tab: 5. Versuch einer Einschätzung der möglichen natürlichen Entwicklung der FFH-Wald-Lebensraumtypen mit und ohne Klimawandel unter Berücksichtigung eines Wiederherstellungsbedarfs der Standorte 49

Tab. 6: Ergebnisse der Temperaturmessungen entlang des Buchen-Eichen-Transekts in den westlichen Karpaten (Hohnwald et al. 2020, leicht verändert). Die Werte sind Durchschnittswerte der drei rumänischen Wiederholungen (SA = Standardabweichung). 62

Tab. 7: Verbreitungsmuster, aktuelle Gefährdungsfaktoren und Erhaltungsmaßnahmen der Waldlebensraumtypen der FFH-Richtlinie in der alpinen biogeographischen Region Bayerns 69

Tab. 8: Kohlenstoffvorräte in den Kompartimenten der untersuchten Hangbrücher (verändert nach Krüger et al. 2021) 101

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erklärung
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
B&G	Beeinträchtigung und Gefährdung
BfN	Bundesamt für Naturschutz
FFH	Fauna-Flora-Habitat
LRT	Lebensraumtyp

Die „BfN-Schriften“ sind eine seit 1998 unperiodisch erscheinende Schriftenreihe in der institutionellen Herausgeberschaft des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) in Bonn. Sie sind kurzfristig erstellbar und enthalten u.a. Abschlussberichte von Forschungsvorhaben, Workshop- und Tagungsberichte, Arbeitspapiere oder Bibliographien. Viele der BfN-Schriften sind digital verfügbar. Printausgaben sind auch in kleiner Auflage möglich.

DOI 10.19217/skr681

Bundesamt für Naturschutz