

CLIMATE CHANGE

57/2024

Zwischenbericht

Das Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz: Wie können Synergien zwischen Biodiversitäts- und Klimaschutz gehoben werden?

Eine Analyse ausgewählter Wechselwirkungen im UBA-
Forschungsprojekt zu Szenarien für den Natürlichen
Klimaschutz

von:

Hannes Böttcher, Margarethe Scheffler, Judith Reise, Mirjam Pfeiffer, Kirsten Wiegmann, Leon Janas, Klaus Hennenberg
Öko-Institut, Berlin

Herausgeber:

Umweltbundesamt

CLIMATE CHANGE 57/2024

REFOPLAN des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3723 NK 901 0
FB001625

Zwischenbericht

Das Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz: Wie können Synergien zwischen Biodiversitäts- und Klimaschutz gehoben werden?

Eine Analyse ausgewählter Wechselwirkungen im UBA-
Forschungsprojekt zu Szenarien für den Natürlichen
Klimaschutz

von

Hannes Böttcher, Margarethe Scheffler, Judith Reise,
Mirjam Pfeiffer, Kirsten Wiegmann, Leon Janas, Klaus
Hennenberg
Öko-Institut, Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Durchführung der Studie:

Öko-Institut e.V.
Borkumstr. 2
13189 Berlin

Abschlussdatum:

Oktober 2024

Redaktion:

Fachgebiet V 1.2 Strategien und Szenarien zu Klimaschutz und Energie
Judith Voß-Stemping

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, Dezember 2024

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen*Autoren.

Kurzbeschreibung: Das Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz: Wie können Synergien zwischen Biodiversitäts- und Klimaschutz gehoben werden?

Das Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK) zielt darauf ab, Synergien zwischen Klimaschutz und Biodiversität zu schaffen. Der Bericht beleuchtet mittels Literaturanalyse die Bedeutung einer nachhaltigeren Landnutzung, um Kohlenstoff in Biomasse und Böden zu binden und gleichzeitig die biologische Vielfalt zu fördern. Ein zentraler Fokus liegt auf Änderungen der Grünlandbewirtschaftung, der Wiederherstellung von Mooren und Feuchtgebieten, sowie dem Schutz, der Vermehrung und der Anpassung von Wäldern an den Klimawandel. Darüber hinaus wird die Bedeutung von Agroforstsystemen hervorgehoben, die sowohl den Kohlenstoffgehalt im Boden als auch die Biodiversität fördern können. Der Bericht weist schließlich auf mögliche Wechselwirkungen und Zielkonflikte bei der Umsetzung von Maßnahmen hin, die in der Literatur berichtet werden, wie etwa die Konkurrenz um Fläche für alternative Nutzungen. Zudem werden Hemmnisse bei der Umsetzung des ANKs diskutiert.

Abstract: The Natural Climate Protection Action Programme: How can synergies between biodiversity and climate protection be leveraged?

The Natural Climate Protection Action Programme (ANK) aims to create synergies between climate protection and biodiversity. Through literature analysis, the report highlights the importance of more sustainable land use to sequester carbon in biomass and soils while simultaneously promoting biodiversity. A central focus is on changes in grassland management, the restoration of peatlands and wetlands, as well as the protection, expansion and transformation of forests for adaptation to climate change. Furthermore, the report emphasises the importance of agroforestry systems, which can promote both soil carbon sequestration and biodiversity. Finally, the report points out potential interactions and conflicts of objectives in implementing measures as reported in the literature, such as competition for land for alternative land uses. Finally, barriers to the implementation of the ANK are discussed.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	9
Tabellenverzeichnis	9
Abkürzungsverzeichnis.....	10
Zusammenfassung.....	11
Summary	12
1 Einleitung.....	13
1.1 Hintergrund.....	13
1.2 Ziel des Berichts	16
2 Methoden.....	17
3 Beispiele von Flächennutzungen und ihre Klimaschutz- und Biodiversitätsleistungen	20
3.1 Grünland auf mineralischen Böden	20
3.1.1 Die Rolle im ANK	20
3.1.2 Auswirkungen der Bewirtschaftungsintensität.....	20
3.1.2.1 Auswirkungen auf die Kohlenstoffspeicherung.....	20
3.1.2.2 Wechselwirkungen zwischen Kohlenstoffspeicherung und Biodiversität.....	22
3.1.2.3 Auswirkungen auf die Biodiversität.....	23
3.1.2.4 Fazit.....	24
3.1.3 Resilienz und Anpassung an den Klimawandel.....	25
3.1.3.1 Klimabedeutung von Grünland.....	25
3.1.3.2 Grünlanderhalt vs. Aufforstung aus Klimasicht	26
3.1.3.3 Klimarisiken: Dürreereignisse und ihre Auswirkungen im Grünland.....	26
3.1.3.4 Klimarisiken: Trockenstress und Nährstoffbelastung im Grünland	28
3.1.4 Weitere Risiken	28
3.1.4.1 Überflutung von Grünland.....	28
3.1.4.2 Invasive Arten im Grünland	32
3.1.5 Fazit.....	35
3.2 Agroforstsysteme	35
3.2.1 Die Rolle im ANK	35
3.2.2 Definition von Agroforst	35
3.2.3 Agroforstsysteme und ihre Wirkung auf Biodiversität	36
3.2.4 Agroforstsysteme und ihre Wirkung auf den Klimaschutz und die Klimaanpassung.....	38
3.2.5 Fazit.....	38
3.3 Organische Böden	39

3.3.1	Rolle im ANK	39
3.3.2	Fläche und Treibhausgasminderung	39
3.3.3	Auswirkungen auf die Biodiversität	41
3.3.4	Zielsetzungen zur Wiedervernässung organischer Böden und aktueller Stand	41
3.3.5	Kosten und Hemmnisse	43
3.3.6	Fazit	45
3.4	Waldbewirtschaftung und Waldmehrung auf mineralischen Böden	45
3.4.1	Rolle im ANK	45
3.4.2	Synergien zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz	46
3.4.2.1	Erhalt bestehender Wälder	46
3.4.2.2	Umbau und Nutzung bestehender Wälder	47
3.4.2.3	Aufbau neuer Waldflächen	49
3.4.2.4	Konfliktpotenzial zwischen Klima- und Waldnaturschutz	50
3.4.2.5	Fazit	51
3.4.3	Die Buche im Klimawandel	52
3.4.3.1	Einfluss von Standort und Bewirtschaftung	53
3.4.3.2	Baumphysiologische Aspekte	53
3.4.3.3	Saisonale Effekte durch den Klimawandel	55
3.4.3.4	Buchenwälder und Biodiversität	55
3.4.3.5	Fazit	56
3.4.4	Kohlenstoff in Waldböden	56
3.4.4.1	Auswirkungen von Waldbewirtschaftung auf Bodenkohlenstoffvorräte	57
3.4.4.2	Methoden zur Modellierung von Waldbodenkohlenstoff	57
3.4.4.3	Fazit	60
3.4.5	Waldumbau und Holzverwendung	60
3.4.5.1	Erfordernisse des Waldumbaus und Implikationen für das Holzaufkommen	60
3.4.5.2	Zusammenhang zwischen Kohlenstoffvorräten und Waldbiomasse und Holzprodukten	61
3.4.5.3	Fazit	61
3.4.6	Exkurs: Klimawandel und invasive Arten im Wald	62
4	Wechselwirkungen zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz	63
4.1	Wechselwirkungen zwischen Maßnahmen im natürlichen Klimaschutz nutzen	63
4.2	Umsetzbarkeit und politische Machbarkeit	69
4.2.1	Anforderungen auf EU-Ebene	69

4.2.2	Lücken im ANK	69
4.2.3	Hemmnisse	70
4.2.4	Berücksichtigung von Synergien zwischen Ökosystemleistungen.....	71
4.2.5	Priorisierung von Maßnahmen	72
5	Schlussfolgerungen.....	74
6	Literatur.....	76

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Prognostizierte Zunahme invasiver Arten bis 2060 (Abbildung 2B) im Vergleich zu heute (Abbildung 2A).....	33
Abbildung 2:	Treibhausgasbilanz von Mooren in Abhängigkeit vom mittleren jährlichen Wasserstand	40
Abbildung 3:	Treibhausgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten organischen Böden und aus der Torfverwendung (historische Daten und Projektion der Bundesregierung)	42
Abbildung 4:	Vergleich Berichterstattung und der Projektion zur Einbindung von Bodenkohlenstoff in mineralischen Waldböden (Trendfortschreibung und Yasso-modellierung)	59

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht zu ausgewählten Themen	18
Tabelle 2:	Zusammenfassung der Wirkung von Maßnahmen des natürlichen Klimaschutzes im Wald auf die CO ₂ -Speicherung, Waldbiodiversität und andere Ökosystemleistungen (ÖSL)	52
Tabelle 3:	Übersicht zu Wechselwirkungen (Synergien oder Konflikte) von ausgewählten Maßnahmen zwischen Klima-, Biodiversitätsschutz und Anpassung an den Klimawandel	65

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
ANK	Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
BZE	Bodenzustandserhebung
CO₂	Kohlendioxid
CSF	Climate Smart Forestry
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EU	Europäische Union
FFH	Fauna-Flora-Habitat
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GHG	Greenhouse Gas (Treibhausgas)
HWP	Harvested Wood Products (geerntete Holzprodukte)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (Weltklimarat)
KSG	Klimaschutzgesetz
KUP	Kurzumtriebsplantagen
LULUCF	Land Use, Land Use Change and Forestry (Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft)
NIR	National Inventory Report (Nationaler Inventarbericht)
ÖSL	Ökosystemleistungen
PV	Photovoltaik
SOC	Soil Organic Carbon (organischer Bodenkohlenstoff)
THG	Treibhausgas
UBA	Umweltbundesamt
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen
WZE	Waldzustandserhebung

Zusammenfassung

Das „Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz“ (ANK) der Bundesregierung zielt darauf ab, Synergien zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz zu maximieren. Diese beiden Bereiche sind eng miteinander verbunden, wobei der Landnutzungssektor eine Schlüsselrolle spielt. Der Bericht beleuchtet die Herausforderungen des sogenannten „Landnutzungs-Trilemmas“, bei dem Klimaschutzlösungen oft auf Kosten der Biodiversität oder der Ernährungssicherheit umgesetzt werden und umgekehrt.

Basierend auf einer umfassende Literaturrecherche identifiziert der vorliegende Bericht Synergien und Konflikte zwischen Klimaschutz- und Biodiversitätszielen. Folgende Beispiele von Flächennutzungen und ihre Klimaschutz- und Biodiversitätsleistungen werden im Bericht diskutiert:

- ▶ Grünland auf mineralischen Böden: Extensiv bewirtschaftetes Grünland spielt eine wesentliche Rolle bei der Kohlenstoffspeicherung und bietet Lebensraum für bedrohte Arten. Der Bericht zeigt, dass extensive Landnutzung mit Düngerverzicht und moderater Beweidung die Kohlenstoffbindung fördert und die Biodiversität stärkt.
- ▶ Agroforstsysteme: Diese kombinierten Landnutzungssysteme aus Bäumen und Ackerbau bieten Synergien für Kohlenstoffbindung und Artenvielfalt. Sie tragen zu einer nachhaltigen Landnutzung bei, mindern Erosion und erhöhen den Bodenkohlenstoffgehalt.
- ▶ Organische Böden: Die Wiedervernässung von Mooren und Feuchtgebieten wird als eine der effektivsten Maßnahmen zur Minderung von Treibhausgasen hervorgehoben. Diese Maßnahmen schützen nicht nur das Klima, sondern fördern auch die Wiederherstellung von Feuchtgebieten und deren Biodiversität.
- ▶ Waldbewirtschaftung und Waldmehrung: Die Umgestaltung zu resilienten Mischwäldern ist eine Schlüsselstrategie zur Förderung von Kohlenstoffspeicherung und Biodiversität. Der Bericht betont die Bedeutung des Erhalts bestehender Wälder sowie der Waldneubegründung und -wiederherstellung mit klimawandelresistenten Baumarten.

Der Bericht unterstreicht, dass Maßnahmen im Natürlichen Klimaschutz ganzheitlich betrachtet werden sollten. Die vielfältige Wechselwirkungen zwischen Klimaschutz- und Biodiversitätszielen, wie beispielsweise beim Schutz von Mooren, sollten genutzt werden, um maximale Effekte für beide Bereiche zu erzielen. Es ist Aufgabe der Politik, solche Synergien gezielt zu fördern.

Die Umsetzung des ANK erfordert eine enge Zusammenarbeit zwischen verschiedenen politischen Ebenen und Akteuren. Finanzielle Unterstützung und geeignete rechtliche Rahmenbedingungen sind entscheidend für die gesicherte Umsetzung langfristiger Landnutzungsänderungen wie die Wiedervernässung von Feuchtgebieten oder den Waldumbau. Der Bericht weist auch auf mögliche Zielkonflikte hin, etwa zwischen landwirtschaftlicher Produktion und Flächen für den Klimaschutz.

Das ANK bietet eine einzigartige Chance, die Synergien zwischen Biodiversitäts- und Klimaschutz zu nutzen. Die Politik sollte verstärkt auf Maßnahmen setzen, die diese Synergien maximieren, wie die Renaturierung von Mooren, die Reduzierung von Tierbeständen und den Waldumbau. Langfristige Finanzierung und ein integrierter politischer Ansatz sind unerlässlich, um die ökologischen Herausforderungen des Klimawandels effektiv anzugehen.

Summary

The German government's "Natural Climate Protection Action Programme" (ANK) aims to maximize synergies between climate and biodiversity protection. These two areas are closely linked, with the land use sector playing a key role. The report highlights the "land use trilemma" challenge, where climate protection solutions often conflict with biodiversity or food security goals and vice versa.

Using a comprehensive literature review, this report identifies synergies and conflicts between climate protection and biodiversity goals. The following key land uses and their climate protection and biodiversity benefits are discussed in the report:

- ▶ Grassland on mineral soils: extensively managed grassland promotes carbon sequestration and fosters biodiversity. The report shows that extensive land use with fertilizer avoidance and moderate grazing promotes carbon sequestration and strengthens biodiversity.
- ▶ Agroforestry systems: These combined land use systems of trees and arable farming offer synergies for carbon sequestration and biodiversity. They contribute to sustainable land use, reduce erosion, and increase soil carbon content.
- ▶ Organic soils: The rewetting of peatlands and wetlands is one of the most effective measures to reduce greenhouse gas emissions. These measures protect the climate and simultaneously promote the restoration of wetland-associated biodiversity.
- ▶ Forest management and forest expansion: The transformation to resilient mixed forests is a key strategy for promoting carbon storage and biodiversity. The report emphasizes the importance of preserving existing forests as well as the establishment of new forests and restoration with climate change-resistant tree species.

The report emphasizes that natural climate protection measures should not be viewed in isolation due to the many interactions between climate protection and biodiversity goals. For example, the protection of peatlands can support both climate protection and species conservation. Policies should aim to promote such synergies to maximize benefits in both areas.

Implementing the ANK requires close cooperation between different political levels and stakeholders. Financial support and legal frameworks are crucial for securing long-term land use changes, such as wetland rewetting or forest conversion. The report also highlights potential conflicts of interest, such as competition between agricultural production and climate protection land use.

The ANK offers a unique opportunity to utilize synergies between biodiversity and climate protection. Policymakers should focus on measures that maximize these synergies, such as peatland restoration, livestock reduction, and forest conversion. Long-term financing and an integrated policy approach are essential to effectively address the environmental challenges of climate change.

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Die miteinander wechselwirkende **Klima- und Biodiversitätskrisen** stellen die Gesellschaft vor existenzielle Herausforderungen. Der Landnutzungssektor nimmt sowohl global als auch national eine Schlüsselrolle ein. Dieser Sektor steht nicht nur in Deutschland unter vielfältigem Druck, insbesondere durch das „**Trilemma der Landnutzung**“, welches das Spannungsfeld zwischen Klimaschutz, Erhalt der biologischen Vielfalt und Ernährungssicherheit umfasst. So besteht die Gefahr, dass individuelle Lösungsansätze für eine Herausforderung auf Kosten der anderen gehen (WBGU 2020a). Dies kann vermieden werden, wenn statt sektoraler Lösungen (Fokussieren auf nur eine der Herausforderungen) versucht wird, verschiedene Ziele auf ein und derselben Fläche zu realisieren, (WBGU 2020a). Bisherige Initiativen fokussieren häufig vor allem auf die Wiederherstellung und den Schutz von Wäldern (Temperton et al. 2019). Wälder stellen jedoch nur eines von vielen wichtigen Ökosystemen dar, die allesamt für den nachhaltigen Erhalt der menschlichen Lebensgrundlagen geschützt werden müssen. Ein umfassender, integrierter Flächenmanagement-Ansatz erfordert daher die Berücksichtigung und Wiederherstellung sämtlicher Ökosysteme (Stauder et al. 2023; Tölgyesi et al. 2022).

Pflanzen nehmen durch Fotosynthese CO₂ aus der Atmosphäre auf und fixieren es in Biomasse. Dadurch entstehen flächenbezogene Kohlenstoffvorräte in verschiedenen Pools, wie lebender Biomasse, toter Biomasse und Bodenkohlenstoff. Für eine effektive Klimawirkung solcher Senken ist es entscheidend, eine hohe Dauerhaftigkeit der Kohlenstoffeinlagerung zu gewährleisten. Die Speicherung von Kohlenstoff in Pflanzen, Boden und Holzprodukten ist jedoch **nur bedingt dauerhaft** und unterliegt einem stetigen Umsatz (Turnover), dessen Gleichgewicht darüber entscheidet, ob ein Ökosystem in seiner Gesamtheit als Quelle oder Senke fungiert. In welche Richtung sich das dynamische Gleichgewicht eines Ökosystems bewegt wird von verschiedenen natürlichen und anthropogenen Prozessen maßgeblich beeinflusst, die darüber entscheiden, ob Biomasse und Böden als Nettosenke oder -quelle für Kohlenstoff fungieren. Ein oft übersehener Faktor bei der Betrachtung natürlicher Klimaschutzmaßnahmen ist der Effekt der veränderten Rückstrahlung ins All (Albedo) durch eine Änderung der Landnutzung. So kann die Aufforstung von Trockengebieten eine Verdunklung (gleich weniger Rückstrahlung) bewirken, was abhängig von der Baumartenzusammensetzung bis zu zwei Drittel des Kühlungseffekts durch die erhöhte Kohlenstoffspeicherung der neuen Waldflächen wieder zunichtemachen kann (Rohatyn et al. 2022). Bei der Durchführung natürlicher Klimaschutzmaßnahmen sollte dieser Aspekt stets berücksichtigt und, sofern möglich, in die erwartete Klimawirkung miteinberechnet werden.

In Deutschland stellen **intensive Bewirtschaftung** sowie **Landnutzungsänderungen** ein erhebliches Risiko für natürliche Kohlenstoffspeicher dar. Die Intensivierung der Holznutzung in Wäldern führt zu einer starken Beanspruchung dieser Ökosysteme. Dadurch verringert sich der mittlere Kohlenstoffgehalt der Waldflächen, und die Bäume werden daran gehindert, höhere Kohlenstoffvorräte zu akkumulieren. Auch die landwirtschaftliche Nutzung entwässerter Moorflächen hat gravierende Folgen. Sie führt zu hohen Verlusten an Bodenkohlenstoff und damit zu beträchtlichen Treibhausgasemissionen. Landnutzungsänderungen tragen zusätzlich zur Freisetzung von Kohlenstoff bei. Beispielsweise entweicht bei der Umwandlung von Wald oder von Grünland in Siedlungsflächen Kohlenstoff sowohl aus Pflanzen als auch aus dem Boden.

Natürliche Störungen wie Stürme, Feuer, Dürreperioden (abiotische Störungen) sowie Insektenkalamitäten und Pathogene (biotische Störungen) stellen ein erhebliches Risiko für die langfristige Aufnahme und Speicherung von Kohlenstoff in Biomasse und Böden dar. Es wird

angenommen, dass die Frequenz und Intensität abiotischer Störungen aufgrund des fortschreitenden Klimawandels zunehmen könnte (Seidl et al. 2017; IPCC 2019). In europäischen Wäldern gehören Stürme und Trockenheit zu den wesentlichen natürlichen Störungen, die sehr häufig von Käferkalamitäten begleitet werden. Eine Studie von Seidl et al. (2014) prognostiziert für europäische Wälder eine Reduktion der Netto-Senkenleistung um bis zu 50 % (180 Mio. t CO₂ jährlich) aufgrund natürlicher Störungen in den Jahren 2021 bis 2030. Allein in den drei Jahren 2018 bis 2020 wurden 285.000 ha Waldbestände in Deutschland durch Stürme, extreme Trockenheit und Borkenkäferbefall beschädigt oder starben ab (Bolte et al. 2021). In den nächsten Jahrzehnten müssen 2,85 Mio. ha Fichtenbestände umgebaut werden, da diese als nicht ausreichend an den Klimawandel angepasst gelten (Bolte et al. 2021).

Der aktuelle Bericht zum **ökologischen Zustand der Lebensräume** in Deutschland zeichnet ein besorgniserregendes Bild: Lediglich 30 % der Lebensräume werden mit einem günstigen Zustand bewertet (BMU 2020). Besonders kritisch ist der Zustand der Grünlandlebensräume, von denen sich etwa 55 % in einem ungünstigen bis schlechten Zustand befinden – eine deutliche Verschlechterung im Vergleich zu 2013. Diese Entwicklung ist hauptsächlich auf die Intensivierung der Grünlandnutzung zurückzuführen, wodurch extensive Grünlandlebensräume wie Nasswiesen und Mähwiesen zunehmend verschwinden. Auch Moore und Wälder sind zu etwa 30 % in einem ungünstigen bis schlechten Zustand (BMU 2020). Ein schlechter Zustand impliziert negative Bewertungen hinsichtlich des Verbreitungsgebiets, der Fläche, spezifischer Strukturen und Funktionen sowie der Zukunftsaussichten dieser Lebensräume. Dies hat weitreichende Konsequenzen:

1. Die Funktion als natürliche Kohlenstoffsенке ist oft eingeschränkt,
2. durch Degradation kommt es zum Verlust von Kohlenstoff und Biodiversität,
3. und die Resilienz dieser Flächen gegenüber Störungen ist herabgesetzt (Norris et al. 2011; O'Hara und Ramage 2013).

Diese Entwicklungen unterstreichen die dringende Notwendigkeit von Schutz- und Renaturierungsmaßnahmen für diese wertvollen Ökosysteme.

Natürliche Senken sind Ökosysteme, die neben der Aufnahme und Speicherung von Kohlenstoff eine Vielzahl weiterer Funktionen haben. Sie bieten verschiedenen Arten **Lebensraum**, tragen wesentlich zur **Grundwasserneubildung** bei, fungieren als dynamische **Wasserreservoir**, stellen **Biomasse** bereit und sind wichtige **Erholungsgebiete** für die Bevölkerung. Die Steuerung der Senkenleistung muss alle weiteren Funktionen der als natürliche Senken fungierenden Ökosysteme berücksichtigen. Nur so kann langfristig die Resilienz der natürlichen Senken gegenüber dem sich immer schneller ändernden Klima sichergestellt werden.

Die **aktuelle Entwicklung** im Sektor „Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft“ (LULUCF)¹, der die Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) der Landnutzung sowie CO₂-Einlagerungen umfasst, ist besorgniserregend. Während in Deutschland die Netto-Kohlenstoffeinlagerung in Wäldern abnimmt (von über -80 Mio. t CO₂ in den 1990er Jahren auf ca. -40 Mio. t CO₂ im Jahr 2022), bleiben die THG-Emissionen aus organischen Böden unter Acker- und Grünland weiterhin hoch und betragen über 40 Mio. t CO₂-Äq. Die aktuellen Berichtszahlen für das Jahr 2022 weisen auf eine **Netto-Quelle des gesamten LULUCF-Sektors von ca. +4 Mio. t CO₂-Äq.** hin (UBA 2024).

Das **Bundes-Klimaschutzgesetz** (KSG) (BMJ 2019) setzt verbindliche Ziele für die Netto-Kohlenstoffeinbindung (auch als Senkenleistung bezeichnet) durch den LULUCF-Sektor. Dabei wurden die Ziele für den LULUCF-Sektor mit der Novellierung des KSG im Jahr 2024 in ihrer

¹ LULUCF = Land Use, Land Use Change and Forestry

Bedeutung noch einmal hervorgehoben. Bis zum Jahr 2030 soll eine Netto-Kohlenstoffeinbindung von mindestens -25 Mio. t CO₂, bis 2040 von -35 Mio. t und bis 2045 von -40 Mio. t CO₂ pro Jahr erreicht werden. Zusätzlich schlug die Europäische Kommission im Juli 2021 für die Novellierung der LULUCF-Verordnung ein **EU-weites Ziel der Senkenerhöhung auf -310 Mio. t CO₂-Äq. im Jahr 2030** vor. Dieses Ziel wird auf national verbindliche Ziele heruntergebrochen. Für Deutschland wurde ein Senkenziel von -30,8 Mio. t CO₂-Äq. für 2030 festgelegt, was einer Verbesserung der Senkenleistung der Jahre 2016-2018, dem Bezugszeitraum für die Einhaltung der Ziele aus der LULUCF-Verordnung, um mindestens -3,7 Mio. t CO₂-Äq entspricht. Im Mai 2023 trat die überarbeitete Verordnung in Kraft.

Eine Vielzahl europäischer Gesetze hat direkten Einfluss auf die Landnutzung in der EU und in Deutschland. Von besonderer Bedeutung ist das **EU-Wiederherstellungsgesetz**, das 2024 in Kraft trat. Dieses Gesetz verpflichtet die Mitgliedsländer zur Erstellung nationaler Wiederherstellungspläne und legt EU-weit rechtlich verbindliche Ziele für die Wiederherstellung der Natur in verschiedenen Ökosystemen fest. Gemäß dem Verordnungsvorschlag sollen bis 2030 auf mindestens 20 % der Land- und Meeresflächen der EU-Maßnahmen zur Wiederherstellung der Natur durchgeführt werden. Darüber hinaus ist vorgesehen, bis 2030 alle natürlichen und naturnahen Ökosysteme auf den Weg der Erholung zu bringen. Noch ambitionierter sind die Ziele bis 2050: bis dahin sollen 100 % der schützenswerten Ökosysteme an Land und 90 % der Meere in einen guten ökologischen Zustand versetzt werden. Diese Verordnung stellt einen bedeutenden Fortschritt für die Wiederherstellung und den Erhalt von Ökosystemen und ihren Leistungen dar. Sie umfasst sowohl Klima- als auch Biodiversitätsschutz, erfordert jedoch zusätzliche Anstrengungen der Mitgliedsländer hinsichtlich der Berücksichtigung von Flächenansprüchen und des Monitorings.

Die neue **EU-Waldstrategie** für 2030 ist eine der Leitinitiativen des Europäischen Green Deal und baut auf der **EU-Biodiversitätsstrategie** für 2030 auf. Diese wurde 2024 durch die Verordnung über die Wiederherstellung der Natur konkretisiert und schreibt ambitionierte Ziele und Verpflichtungen der EU für 2030 fest, um gesunde und widerstandsfähige Ökosysteme aufzubauen. Sie sieht einen gesetzlichen Schutz von mindestens 30 % der Landfläche und 30 % der Meeresgebiete der EU vor, wovon ein Drittel unter strengen Schutz gestellt werden soll. Zudem fordert sie Landschaftselemente mit großer biologischer Vielfalt auf mindestens 10 % der landwirtschaftlichen Fläche. Die Umsetzung dieser Politik erfordert entsprechende Maßnahmen auf nationaler Ebene.

In diesem Kontext beschloss die Bundesregierung im März 2023 das **Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz** (ANK, BMUV 2023). Dessen Ziel es ist, den Zustand von Ökosystemen und deren Klimaschutz- und Biodiversitätsleistung deutlich zu verbessern. In der aktuellen Finanzplanung 2025-2028 stehen für die kommenden Jahre 3,2 Milliarden EUR zur Verfügung. In 10 Handlungsfeldern sollen daraus einzelne Maßnahmen zum Natürlichen Klimaschutz finanziert bzw. gefördert werden. Bei der Planung und Umsetzung der Maßnahmen müssen verschiedene Faktoren berücksichtigt werden:

4. Die Wirkung der Maßnahmen unterliegt einer **zeitlichen Dynamik**.
5. Es bestehen **Wechselwirkungen** zwischen den verschiedenen Maßnahmen.
6. Die Umsetzung kann Auswirkungen auf andere Ziele haben und ggf. in Konflikt mit notwendigen Haushaltskürzungen kommen.

Diese Aspekte unterstreichen die Komplexität des Aktionsprogramms und die Notwendigkeit eines ganzheitlichen Ansatzes bei seiner Umsetzung.

1.2 Ziel des Berichts

Dieser Bericht zielt darauf ab, durch eine umfassende Literaturrecherche neue Erkenntnisse zu gewinnen, wie verschiedene Flächenkategorien optimal genutzt werden können, um Klima- und Naturschutz in Einklang zu bringen und dabei möglichst viele Synergien mit Klimaanpassung und weiteren Ökosystemleistungen zu schaffen.

Anhand konkreter Beispiele von Flächennutzungen werden die damit verbundenen Klimaschutz- und Biodiversitätsleistungen untersucht und diskutiert. Besonderes Augenmerk liegt dabei auf der Identifikation von Synergien zwischen diesen Leistungen. Darüber hinaus werden die Auswirkungen des Klimawandels auf diese Nutzungsoptionen beleuchtet. Außerdem wird das Verhältnis zwischen Klimaschutz,- Biodiversitätsschutz und Klimaanpassung flächenübergreifend analysiert und bewertet. Diese ganzheitliche Betrachtung soll dazu beitragen, innovative und nachhaltige Ansätze für eine zukunftsorientierte Flächennutzungen zu entwickeln.

2 Methoden

Positive Auswirkungen auf die Klimaschutz- und Biodiversitätsleistung können im LULUCF-Sektor vor allem durch Nutzungsänderungen erreicht werden, entweder durch die **Umwandlung von einer Flächenkategorie in eine andere** (z.B. Ackerland auf organischen Böden zu einem wiedervernässten Feuchtgebiet) oder durch **Veränderungen innerhalb einer Flächenkategorie** (z.B. Extensivierung der Waldfläche). Um das Ziel der Literaturrecherche zu erreichen, ist es nötig für die unterschiedlichen Flächenkategorien aufzuzeigen, welche Art der Flächennutzung mit welchen Klimaschutz- und Biodiversitätsleistungen verbunden ist und ob zwischen diesen Leistungen Synergien² zu finden sind. Beispiele sind:

- ▶ Eine Wiedervernässung von Ackerland auf organischen Böden kann in einem hohen Maße THG-Emissionen mindern. Wird die vernässte Fläche zudem als ungenutzte Moorfläche restauriert, ist mit hohen Synergien für den Naturschutz zu rechnen. Wird die Fläche als Paludikultur (z.B. Torfmoosanbau) genutzt, fällt der positive Effekt für die Biodiversität und damit die Synergie deutlich kleiner aus, da durch die Torfmoosernte starke Störungen auf der Fläche stattfinden.
- ▶ Die Anlage von Agroforstsystemen in landwirtschaftlichen Flächen erhöht den Bodenkohlenstoff und den Kohlenstoff in der lebenden Biomasse, mindert Erosionsrisiken und fördert die Biodiversität. Die Zusatzeffekte sind in einer ausgeräumten Agrarlandschaft aber deutlich höher als in einer bereits strukturreichen landwirtschaftlichen Kulisse.
- ▶ Die Nutzungsaufgabe von alten Buchenwäldern erhält Lebensraum für seltene und gefährdete Waldarten, die auf Habitatstrukturen in alten Bäumen und Totholz angewiesen sind. Zugleich wird so der Kohlenstoffvorrat auf der Waldfläche erhalten, was zum Klimaschutz beiträgt. Je nach Struktur eines Waldbestands könnte es aus Sicht des Klimaschutzes sinnvoller sein, eine extensive Holzernte durchzuführen, um anschließend klimastabilere Bestände zu entwickeln. Aus Naturschutzsicht ist es hingegen tolerabel oder sogar anzustreben, weniger stabile Bestände zuzulassen. Neben Synergien können also auch Konkurrenzen zwischen Klimaschutz- und Biodiversitätsschutzleistungen auftreten.

Mittels Literaturrecherche wurden veröffentlichte Studien und laufende Projekte zum LULUCF-Sektor in Deutschland ausgewertet. Dabei wurden Themen identifiziert, die:

1. eine hohe Aktualität haben und in aktuellen Förderprogrammen und der politischen Debatte eine gewisse Rolle spielen,
2. ein relevantes THG-Minderungspotenzial entweder in Form von Emissionsminderungen oder Kohlenstofffestlegungen haben und
3. zu erwartende Wechselwirkungen mit Biodiversitätszielen besitzen.

Die identifizierten Themen wurden Quellgruppen im LULUCF-Sektor sowie nach Maßnahmen im Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz zugeordnet. In Absprache mit dem Auftragnehmer wurden die folgenden zehn Themen für die tiefergehende Analyse ausgewählt (Tabelle 1).

Ziel der Analyse war es, aufzuzeigen, welche Themen bereits ausreichend Informationen zu Klimaschutz- und Biodiversitätsschutzleistungen und zu Synergien vorliegen, und wo noch Wissenslücken bestehen.

² Als Synergien werden im Sinne der Leistungsbeschreibung verstanden, wenn die positiven Auswirkungen eines verstärkten Naturschutzes zur Resilienz von Ökosystemen gegenüber Klimawandelauswirkungen und damit zur Klimawandelanpassung beitragen, oder wenn Klimaschutzmaßnahmen gleichzeitig zu einer Verbesserung im Naturschutz führen.

Tabelle 1: Übersicht zu ausgewählten Themen

No.	Flächentyp	Thema
1	Grünland	Auswirkungen der Bewirtschaftungsintensität im Grünland auf Biodiversität und Kohlenstoffspeicherung
2	Grünland	Resilienz von Grünland im Klimawandel, Rolle in der Anpassung an den Klimawandel, Wirkung auf Kohlenstoffspeicherung sowie Aufforstung natürliche Sukzession als Alternative
3	Grünland	Risiken und Hemmnisse für Grünlandoptionen im Klima- und Biodiversitätsschutz (Überflutung, invasive Arten)
4	Ackerland/Grünland	Definitionen von Agroforstsystemen und Unterschiede bzgl. Ihrer Dauerhaftigkeit
5	Ackerland/Grünland	Wirkungen von Agroforstoptionen auf Kohlenstoffbindung und Biodiversitätsschutz
6	Ackerland/Grünland	Wirkung der Wiedervernässung drainierter organischer Böden in der Landwirtschaft sowie unterschiedliche Wasserstandhöhen auf THG-Emissionen und Biodiversität
7	Wald	Wechselwirkungen Klimaschutzstrategien im Wald und Biodiversität: Waldumbau, Vorratsaufbau und Vorratsschutz, Schnellwachsende Baumarten und Waldmehrung
8	Wald	Buche im Klimawandel: Risiken, Umgang mit reinen Buchenbeständen und Implikationen für Kohlenstoffspeicher und Biodiversität
9	Wald	Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf Waldbodenkohlenstoff (z.B. Vorraterhöhung, Waldumbau) und Methoden zur Modellierung des Waldbodenkohlenstoffs
10	Wald, HWP	Waldumbau und Holzverwendung: Auswirkungen Waldumbau hin zu mehr Laub- und Laubmischwäldern auf Holzverwendungsmöglichkeiten, auf den Holzproduktspeicher und auf die THG-Bilanz der Holznutzung

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut

In einer vertiefenden wissenschaftlichen Literaturanalyse wurde der aktuelle Wissenstand zu den 10 Themen recherchiert. Dabei lag ein Augenmerk darauf, den Bezug des Themas zum ANK zu erläutern, die Auswirkungen der diskutierten Maßnahmen auf THG-Emissionen und Kohlenstoffspeicherung zu charakterisieren, Wechselwirkungen mit Biodiversitätszielen aufzuzeigen, sowie Hemmnisse und Wissenslücken zu identifizieren. Konkret sollten folgende Fragen durch die Analyse beantwortet werden:

- ▶ Welche Annahmen zu Klima- und Naturschutz werden für die verschiedenen Flächenarten in Abhängigkeit der Flächennutzung getroffen, und wie sind diese einzuordnen (Umsetzbarkeit und politische Machbarkeit)?
- ▶ Wo gibt es Wechselwirkungen (Synergien oder Konflikte) zwischen der Förderung des Klima- und Naturschutzes auf den jeweiligen Flächen und deren Nutzung/Bewirtschaftung?
- ▶ Werden synergetische Wirkungen zwischen Klima- und Naturschutz beispielsweise in Hinblick auf die Auswirkungen resilienterer Ökosystemen dargestellt?

- Werden Auswirkungen des Klimawandels und damit einhergehende Unsicherheiten, z.B. bezüglich des Wasserhaushalts/Niederschlagsmengen und Extremwetterereignissen, auf Klimaschutz- bzw. Naturschutzpotenziale berücksichtigt?

In einem weiteren Schritt erfolgte eine systematische Einordnung der Ergebnisse der Literaturrecherche mit dem Ziel Synergien zwischen Klimaschutz- und Biodiversitätsschutzleistungen, sowie Anpassung an den Klimawandel aufzuzeigen.

Diese Einordnung dient auch der Vorbereitungen auf die Modellierung von Szenarien zur Entwicklung der Sektoren Landwirtschaft und LULUCF, die im Arbeitspaket 2 vorgesehen sind im Hinblick auf die Frage, welche Flächennutzung für welche Flächenkategorien zukünftig genutzt werden sollte, um Klima- und Naturschutz in Einklang zu bringen und dabei möglichst Synergien zu schaffen.

3 Beispiele von Flächennutzungen und ihre Klimaschutz- und Biodiversitätsleistungen

3.1 Grünland auf mineralischen Böden

3.1.1 Die Rolle im ANK

Das Grünland auf mineralischen Böden ist ein wichtiger Kohlenstoffspeicher und Lebensraum für zahlreiche bedrohte Tier- und Pflanzenarten. Nach Angaben aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft sind in den oberen 30 cm des Bodens im Mittel pro Hektar 88 t C_{org} in mineralischen Böden unter Grünland gebunden. Im Vergleich dazu beträgt die durchschnittliche Kohlenstoffbindung unter Ackerland 61 t/ha (Thünen Institut für Agrarklimaschutz 2018). Gleichzeitig beherbergt Grünland einen Großteil der europäischen Pflanzendiversität (Leuschner und Ellenberg 2018). In Deutschland wurden in der Vergangenheit große Teile des artenreichen Grünlands in Ackerland oder Wälder umgewandelt oder die Bewirtschaftung wurde intensiviert. Die Restauration von mineralischem Grünland stellt somit einen wichtigen Ansatz sowohl zum Schutz der Biodiversität als auch für den Klimaschutz dar (Staude et al. 2023). Das ANK berücksichtigt die Rolle des Grünlands als Kohlenstoffspeicher und für die Biodiversität vor allem für die Ökosysteme Moore und Auen. Die Rolle des extensiv genutzten Grünlands für die Förderung der Biodiversität ist unter dem Punkt Wildnis und Schutzgebiete adressiert. Konkrete Maßnahmen zur Förderung von mineralischem Grünland außerhalb von Schutzgebieten und Auen sind im ANK nicht enthalten.

Im Rahmen der EU-Agrarpolitik wird die extensive Grünlandbewirtschaftung unter den Öko-Regelungen in der 1. Säule gefördert. Darüber hinaus haben die Bundesländer in der 2. Säule Maßnahmen zur Förderung von Grünland aufgesetzt.

Derzeit werden ca. 4,7 Mio. ha Grünland landwirtschaftlich genutzt. Der Anteil des Grünlands mit hohem Naturschutzwert (HNV-Qualitätsstufe I) liegt bei 1,6 %, in die Qualitätsstufe II fallen ca. 2,2 % und die Qualitätsstufe III ca. 2,6 % des Grünlands (BfN 2023). Aufgrund dieser Überschneidung mit der Landwirtschaft sollten Bemühungen zum natürlichen Klimaschutz und zur Wiederherstellung mit der gemeinsamen Agrarpolitik der europäischen Union zusammengedacht werden, um Zielkonflikte zu vermeiden und das Trilemma der Landnutzung zu umgehen.

3.1.2 Auswirkungen der Bewirtschaftungsintensität

3.1.2.1 Auswirkungen auf die Kohlenstoffspeicherung

Die Auswirkungen der Bewirtschaftungsintensität von Grünland auf Biodiversität (BD) und Kohlenstoffspeicherung hängen eng mit fünf Faktoren zusammen. Erstens mit der Art der Beweidung, zweitens mit der Häufigkeit der Mahd, drittens mit der Art der Düngung, viertens dem Pestizideinsatz, und fünftens dem Faktor Bewässerung, sofern diese zum Einsatz kommt. Jeder dieser Faktoren hat einen entscheidenden Einfluss auf den Zustand des Ökosystems Grünland, wobei es zu beachten gilt, dass die Art des Bewirtschaftungsregimes auf ober- und unterirdische Biodiversität und Kohlenstoffspeicherung unterschiedliche Auswirkungen haben kann (Burton et al. 2022). Die meisten Studien stimmen darin überein, dass die Böden die wichtigsten Kohlenstoffspeicher im Grünland sind. Sie speichern zum einen mengenmäßig mehr Kohlenstoff als die Vegetation, zum anderen ist die Kohlenstoff-Festlegung im Boden zeitlich weniger variabel als in der oberirdischen Biomasse. Burton et al. (2022) heben hervor, dass höhere Gehalte an Bodenkohlenstoff mit einer erhöhten Abundanz und funktioneller Vielfalt von

Bodenorganismen verbunden sind, was besonders stark für Bodenmikroorganismen und einige Wirbelosengruppen ausgeprägt ist. Die Studie betont außerdem, dass Praktiken, die den Bodenkohlenstoff erhöhen, einerseits der Bodenbiodiversität zugutekommen, gleichzeitig aber möglicherweise auch die Kohlenstoffsequestrierung weiter steigern, da sich die funktionelle Vielfalt des Bodenlebens darauf positiv auswirkt.

Ward et al. (2016) untersuchten 180 Dauergrünlandstandorte verschiedener Typen in 60 unterschiedlichen geographischen Lokalisationen mit jeweils drei Managementintensitäten (extensiv, moderat, intensiv) sowie unterschiedliche Grünlandtypen (sauer, kalkhaltig, mesotroph, feucht) und konnten zeigen, dass die meisten temperaten Grünlandflächen bezüglich der Kohlenstoffspeicherung noch nicht gesättigt sind, und dass die Kohlenstoffspeicher auf diesen Flächen damit theoretisch erhöht werden könnten. Diese Ergebnisse konnten von Bai und Cotrufo (2022) bestätigt werden. Ihnen zufolge liegen ca. 80 % aller europäischen Grasländer unterhalb der SOC-Sättigungsschwelle im Oberboden (SOC: Soil Organic Carbon, d.h. organischer Bodenkohlenstoff). Dabei betonten Ward et al. (2016), dass die meisten Bodenkohlenstoffinventuren nur den Oberboden berücksichtigen. Da aber durchaus auch in Tiefen > 30 cm noch signifikante Kohlenstoffmengen gespeichert sein können, führt das Ignorieren des Unterbodens tendenziell zu einer Unterschätzung der in Grünlandböden gespeicherten Kohlenstoffmengen. Im Rahmen der Bodenzustandserhebung werden für mineralische Grünlandböden mittlere Vorräte von 88 t/ha für den Oberboden bis zu einer Tiefe von 30 cm angegeben, was sich durch eine Bilanzierungstiefe bis in einen Meter Tiefe auf 135 t/ha erhöht. Somit befinden sich im Schnitt um die 35 % des organischen Kohlenstoffs im Unterboden. Hierbei gilt es zu beachten, dass sich je nach Bodentyp starke Unterschiede im Humusgehalt ergeben können, da beispielsweise tonige Böden höhere Humusgehalte erreichen als sandige (Thünen-Institut 2018). Organischer Bodenkohlenstoff wirkt sich zudem in mehrfacher Hinsicht positiv auf die Bodenbiodiversität aus, da C-reiche organische Bodensubstanz Lebensraum und Nahrung für eine Vielzahl von Bodenorganismen, von Mikroben bis zu Lebewesen wie Springschwänzen, Ameisen, oder Regenwürmern bieten. Die erhöhte funktionelle Vielfalt in Böden mit hohem Gehalt an organischem Kohlenstoff fördert die Aktivität des Bodenlebens, was seinerseits die Bodenstruktur und Stabilität positiv beeinflusst, positive Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt und die Wasserspeicherung hat, und komplexere Nährstoffkreisläufe unterstützt (NABU 2024; Patzel und Wilhelm 2018).

Ward et al. (2016) fanden die größten Kohlenstoffvorräte bei einer mittleren Managementintensität (25-50 kg N ha⁻¹ a⁻¹, Besatz bis zu 1.5 LU ha⁻¹, 1 Schnitt im Mittsommer (Heu, Silage), Beweidung im Spätsommer/Herbst), mittlere BD mit im Mittel ca. 15 Arten pro m²). Auf moderat bewirtschafteten Flächen fanden sich 7-10 % mehr Bodenkohlenstoff bis 1m Tiefe als in intensiv oder extensiv bewirtschaftetem Grünland. Intensives Management reduziert Bodenkohlenstoff gegenüber moderatem und extensivem Management (19 % bzw. 25 % weniger in den obersten 7.5 cm), signifikante Effekte lassen sich bis auf 40 cm Tiefe und schwach signifikante bis auf 60 cm Tiefe feststellen. Die Ergebnisse dieser Studie legen damit nahe, dass der Bodenkohlenstoff sensitiv auf die Bewirtschaftungsintensität reagiert. Dieser Effekt ist dabei nicht auf die oberen Bodenschichten begrenzt und auch unterhalb von 30cm feststellbar. Diese Ergebnisse werden durch Untersuchungen von Böhner et al. (2016) unterstützt. Den Autor:innen zufolge ist die Kohlenstoffspeicherung abhängig von Vegetationstyp, Bodeneigenschaften (Temperatur, Wasser- und Nährstoffgehalt, amorphe Eisen- und Aluminiumoxide), und Bewirtschaftungsintensität. Auch die Effekte einzelner Managementaspekte auf die Kohlenstoffspeicherung wurden in dieser Studie untersucht. Düngung kann den Ergebnissen zufolge den Kohlenstoffvorrat erhöhen, während Mahd ohne Düngung zu einer Reduzierung des Bodenkohlenstoffs führt.

Eine mittlere Bewirtschaftungsintensität ergab auch in der Untersuchung von Böhner et al. (2016) die höchste Kohlenstoffspeicherung. Dabei bestimmt die Wurzelmasse den Autor:innen zufolge die Kohlenstoffkonzentration im Oberboden maßgeblich. Eine moderate oder geringe Nutzungsintensität führt demnach zu einem lockereren und krümeligen Oberboden, welcher das Wurzelwachstum, die Bodendurchlüftung und Wasserinfiltration begünstigt.

Mit der Managementintensität nimmt die Bodenlagerungsdichte generell zu und labiler Bodenkohlenstoff und Intra-Aggregat-Kohlenstoff reduzieren sich (Ward et al. 2016). Regelmäßiges Düngen und eine hohe Schnittfrequenz erfordern häufiges Befahren mit schwerem Gerät und erhöhen damit die Bodenverdichtung bis auf ca. 25cm Tiefe. Viehtritt hingegen verdichtet den Boden vor allem auf 5-10cm Tiefe. Eine große Wurzelmasse und hoher Humusgehalt im Oberboden können stärkere Bodenverdichtung verringern und die mechanische Belastbarkeit erhöhen (Böhner et al. 2016). Die zeitliche Nachwirkung langfristiger Grünlandbewirtschaftung beeinflusst den Bodenkohlenstoff bis in eine beträchtliche Tiefe des Bodenprofils (Ward et al. 2016) und wirkt auch dann noch nach, wenn eine Änderung der Bewirtschaftungsart und -intensität bereits vor einigen Jahren erfolgt ist.

3.1.2.2 Wechselwirkungen zwischen Kohlenstoffspeicherung und Biodiversität

Zwei Nutzungsextreme bedrohen die Biodiversität im Grünland,: entweder die Nutzungsaufgabe auf Grenzertragsstandorten, die wirtschaftlich wenig attraktiv und durch natürliche Limitierungen schwer bewirtschaftbar sind, oder andererseits die Intensivierung und der Umbruch zu Ackerland (Gerowitt et al. 2013). Dabei wirkt sich hohe Biodiversität im Grasland im Regelfall positiv auf die Bodenkohlenstoffspeicherung aus, als Resultat von erhöhtem Input durch unterirdische Biomasse in Form von Wurzelbiomasse, Exsudaten, und einer Förderung mikrobieller Nekromasse (Bai und Cotrufo 2022). Die mikrobielle Nekromasse im Oberboden kann einen erheblichen Anteil zum SOC beitragen. Kontinuierliche Beweidung wirkt sich negativ auf Bodenbedeckung, Biodiversität und Produktivität aus, was auch die Bildung von SOC verringert und die Verluste aus bereits gespeichertem SOC erhöht. Ein rotierendes Beweidungsschema ermöglicht demnach höhere SOC-Vorräte als eine kontinuierliche Beweidung (Bai und Cotrufo 2022).

Für die Kohlenstoffspeicherung im Boden leistet die Diversität der Bodenorganismen einen wichtigen Beitrag, da sie die Humusproduktion und damit langfristige Kohlenstoffspeicherung gewährleisten (Wagg et al. 2014). Belebte Böden mit hoher funktioneller Diversität erfüllen die natürlichen Bodenfunktionen besser, haben einen höheren Humusgehalt, und tragen zur natürlichen Fruchtbarkeit der Böden bei. Durch die Bildung von organo-mineralischen Verbindungen und stabilisierenden Bodenaggregaten³ tragen Bodenorganismen wie Bakterien, Algen, Pilze, Würmer, Springschwämme und Asseln dazu bei, dass Kohlenstoff in stabileren Formen im Boden gespeichert wird (Six et al. 2004). Somit kann eine bodenschonende Bewirtschaftung, die eine hohe Bodenbiodiversität begünstigt, die Widerstandsfähigkeit des Bodens gegenüber Klimaveränderungen erhöhen und zur Stabilität der Kohlenstoffspeicherung beitragen, während intensiv bewirtschaftete Böden mit geringer Organismenvielfalt eher CO₂ freisetzen (Lal 2004).

Der Zeitpunkt der Mahd hat einen zentralen Einfluss auf die oberirdische Biodiversität: findet diese zu früh oder zu häufig statt, hat dies negative Folgen für Bodenbrüter und spätblühende Arten. Eine häufige Mahd und die damit verbundene Düngung verdrängt außerdem viele im

³ Bodenaggregate entstehen durch die Zusammenlagerung einzelner Bodenbestandteile wie Tonminerale, Schluff- und Sandkörner sowie organischer Stoffe. Sie bilden größere strukturbildende Einheiten in unterschiedlicher Form, Größe und Stabilität. Durch die Wirkung von Bodenorganismen wie Regenwürmer und Mikroorganismenausscheidungen gebildete Aggregate sind oft stabiler als solche, die durch rein physikalische Prozesse entstehen.

Grünland heimische Arten, vor allem Kräuter und Gräser (Gerowitt et al. 2013; Tölle-Nolting 2022).

Der schlechte Zustand des Grünlands in Deutschland ist auf eine zu intensive Nutzung und einen Rückgang der extensiven Weidehaltung zurückzuführen (Tölle-Nolting 2022). Fehlende Strukturvielfalt auf Landschaftsebene, intensive Düngung, der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Verbuschung bzw. Sukzession durch Nutzungsaufgabe haben negative Effekte auf die Artenvielfalt. Auf Landschaftsebene trägt das Verschwinden von Altgrasstreifen und Hochstaudenfluren zum Verlust an Habitaten und Nahrungsquellen für zahlreiche Tierarten bei. Eine intensive Nutzung verringert die Wurzelmasse und SOC-Bildung durch Verdichtung und reduziertes Bodenleben. Außerdem wirkt sich der aus der Tierhaltung stammende Eintrag von Medikamenten und Antibiotika aus tierischen Ausscheidungen evtl. negativ auf die mikrobielle Vielfalt und Funktion im Boden aus. Hierzu sind weiterführende Studien empfehlenswert, da möglicherweise auftretende Effekte noch nicht voll erforscht und verstanden sind.

3.1.2.3 Auswirkungen auf die Biodiversität

Die Beziehung zwischen Biodiversität im Bereich der Insekten und Nutzungsintensität wurde 2020 von Klein et al. mithilfe der Abundanz von Heuschrecken untersucht. Hierbei zeigte sich, dass die höchste Abundanz in Wiesen mit mittlerer Bewirtschaftung auftritt, während sie sowohl in intensiv bewirtschafteten und nährstoffreichen als auch in nährstoffarmen trockenen Wiesen niedrig war. Auch zeigten sich negative Effekte durch eine häufige Mahd (Klein et al. 2020). Ekroos et al. (2020) konnten zeigen, dass Stickstoffinput den Artenreichtum von Bienen in Grünland reduziert und sich negativ auf seltenere Bienenarten auswirkt. Ihren Ergebnissen zufolge ist die Nutzungsintensität und der Stickstoffinput als Faktor bedeutender für Grünlandbienen als die Komplexität der Landschaft. Auch Allan et al. (2014) konnten einen negativen Effekt hoher Nutzungsintensität auf die Biodiversität (absolute Ökosystembiodiversität - Multidiversität) nachweisen. Eine zeitlich variable Nutzungsintensität über verschiedene Jahre erhöht ihren Ergebnissen zufolge die Multidiversität, insbesondere die der seltenen Arten.

Ein negativer Trend durch Nutzungsintensivierung auf die gesamte Multifunktionalität europäischer Grasländer wurde von Schils et al. (2022) im Rahmen einer Review-Studie nachgewiesen. Gleichzeitig wurde ein positiver Effekt einer geringen Bewirtschaftungsintensität auf Biodiversität, Klimaregulierung und Wasserreinigung deutlich, auch wenn die Bereitstellung von qualitativ hochwertigem Tierfutter davon beeinträchtigt wird. Eine höhere Anzahl an Pflanzenarten in der Grasschicht zeigte gleichzeitig keine negativen Folgen auf die Produktivität.

Burton et al. (2022) sowie Le Provost et al. (2021) heben hervor, dass Boden- und oberirdische Biodiversität unterschiedlich auf Landnutzung und Bodeneigenschaften reagieren: während Bodenorganismen stärker von Bodeneigenschaften wie beispielsweise der Textur und dem pH-Wert beeinflusst werden, der sich zudem unterschiedlich auf verschiedene taxonomische Gruppen auswirkt, spielt für oberirdische Gemeinschaften die Landnutzungsart und -intensität eine größere direkte Rolle. Intensive Landnutzung wirkt sich zwar sowohl ober- als auch unterirdisch negativ auf die Biodiversität aus, aber der Effekt ist bei oberirdischen Gemeinschaften ausgeprägter und direkter und damit der primäre Treiber der oberirdischen Diversität. Allerdings reagieren einige unterirdische Gruppen wie Mykorrhizapilze, die auf Symbiose mit bestimmten Grünland-Pflanzen angewiesen sind, empfindlicher gegenüber Landnutzungsintensivierung als andere Gruppen. Le Provost et al. (2021) verweisen darauf, dass Faktoren auf Landschaftsebene einen stärkeren Einfluss auf die ober- als unterirdische Diversität haben. Dennoch sind Habitatkonnektivität und -permanenz auch wichtig für die

Erhaltung der unterirdischen Diversität. Verschiedene Komponenten der Landnutzungsintensität wie Düngung, Beweidung und Mahd beeinflussen ober- und unterirdische Diversität unterschiedlich. So hat Düngung einen stärkeren negativen Einfluss auf die unterirdische Diversität, während Mahd und Beweidung die oberirdische Diversität unmittelbarer beeinflussen (Le Provost et al. 2021).

Obwohl es einige Korrelationen zwischen oberirdischer und unterirdischer Biomasse gibt, sind beide Biodiversitätsaspekte nicht immer stark miteinander verbunden. Dies bedeutet, dass Schutzmaßnahmen beide Komponenten individuell, aber auch in ihrer Wechselwirkung berücksichtigen müssen. Allgemein gilt, dass Bewirtschaftungspraktiken, die den Bodenkohlenstoff erhalten oder erhöhen, sich in der Regel auch positiv auf die allgemeine Ökosystemgesundheit und Biodiversität auswirken.

Busch et al. (2019) untersuchten 150 Dauergrünlandstandorte in drei Regionen Deutschlands mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität (Düngung, Mahd/Beweidung, Kombinationsindex aus diesen Faktoren). Dabei reagierten 34 % von 151 Pflanzenarten negativ, 10 % positiv auf hohe Bewirtschaftungsintensität. Die Reaktion auf Düngung und Mahdhäufigkeit war stärker ausgeprägt als die auf Beweidungsintensität, und Pflanzenarten mit positiver Reaktion hatten breitere ökologische Nischen, konkurrenzabhängige funktionale Traits, hohe Ellenberg-Zeigerwerte⁴ für Nährstoff- und Wasserversorgung, und hohe Mahd-Toleranz unter raumzeitlich variablen Bedingungen. Arten mit negativer Reaktion hatten relativ enge Nischen, waren an raumzeitlich homogene Standorte mit niedriger Bewirtschaftungsintensität gebunden, und hatten eine an nährstoffarme, basenreiche Böden angepasste nährstoffkonservative Strategie. Den Ergebnissen dieser Studie zufolge schafft Beweidung neue Habitat-Nischen und begünstigt Ruderalarten⁵, die anthropogen stark veränderter und/oder gestörter Wuchsplätze besiedeln.

3.1.2.4 Fazit

Ergebnisse der Literaturanalyse deuten auf eine mittlere Nutzungsintensität als Optimum (z.B. 25-50 kg N ha⁻¹ a⁻¹, Besatz bis zu 1.5 Großvieheinheiten/ha⁻¹, 1 Schnitt im Mittsommer, Beweidung im Spätsommer/Herbst) (sowohl für die Biodiversität als auch für den Bodenkohlenstoffspeicher) als Optimum angesehen werden kann (Ward et al. 2016). Im Grünland sind vor allem die Böden als Kohlenstoffspeicher relevant: Die meisten Böden sind noch nicht gesättigt und können weiteren Kohlenstoff speichern. Die höchsten Kohlenstoffvorräte finden sich häufig bei moderater bis mittlerer Bewirtschaftungsintensität. Vor allem die Oberböden (bis 20 cm) können bei mittlerer Bewirtschaftungsintensität ca. 20 % mehr Kohlenstoff speichern als in einem intensiv genutzten Grünland oder einem unbewirtschafteten Grünland. (Soussana et al. 2010) kommen in ihrer Studie zu dem Schluss, dass bei optimaler Bewirtschaftung der Humusaufbau in extensivem Grünland sogar die negativen Auswirkungen der Methanentstehung der beweidenden Rinder vollständig kompensieren kann, während intensiv bewirtschaftete Schnittflächen in der Nettobilanz eine Quelle für die Atmosphäre darstellen. Sie warnen jedoch auch, dass die Bodenkohlenstoffbindung sowohl reversibel als auch anfällig für Störungen, Biodiversitätsverlust und Klimawandel ist.

⁴ Die Ellenberg-Zeigerwerte sind ein System, das Pflanzenarten nach ihren ökologischen Ansprüchen klassifiziert und wurden von Heinz Ellenberg entwickelt. Diese Werte geben Aufschluss über die Umweltbedingungen eines Standorts, basierend auf den Pflanzen, die dort wachsen. Die Zeigerwerte umfassen verschiedene ökologische Faktoren wie Lichtverhältnisse, Temperatur, Feuchtigkeit, Bodenreaktion (pH-Wert), Stickstoffgehalt und weitere.

⁵ Ruderalarten sind Pflanzen, die auf gestörten oder anthropogen beeinflussten Standorten wachsen, wie Brachflächen, Schutthalde oder Wegrändern. Sie sind an nährstoffreiche Böden angepasst, wachsen schnell und zeichnen sich durch hohe Samenproduktion aus. Diese Arten spielen eine wichtige Rolle in der ökologischen Vielfalt und der Pionierbesiedlung solcher Flächen.

Umtriebsbeweidung führt im Vergleich zu Dauerbeweidung zu deutlich mehr SOC-Bildung. Starke Düngung, hohe Beweidungsintensität und häufige Mahd führen zu einer Verarmung der Grünlandartengesellschaften, schwach entwickelter Wurzelmasse, und reduzierter Kohlenstoffspeicherung im Boden. Zudem ergeben sich nachteilige Effekte für die Bodenstruktur durch Verdichtung und Zerstörung von Krumenstrukturen, die für die Stabilisierung organischer Kohlenstoffverbindungen im Boden wichtig sind. Intensive Bewirtschaftung und hoher Nährstoffeintrag wirkt sich zudem negativ auf Insektenvielfalt und Vorkommen seltener Insektenarten aus. Eine zeitlich variable Nutzungsintensität über verschiedene Jahre kann die Multidiversität auf Ökosystemebene, insbesondere die der seltenen Arten, fördern.

3.1.3 Resilienz und Anpassung an den Klimawandel

Klimawandel und Grünland stehen in gegenseitiger Wechselbeziehung. Zum einen wird Grünland selbst durch die Auswirkungen des Klimawandels beeinflusst, z.B. durch vermehrtes Auftreten hoher Temperaturen, eine verlängerte Vegetationsperiode und Schneemangel im Winter, zunehmende Häufigkeit von Wassermangel und Dürreepisoden, sowie sich verschiebende Konkurrenzverhältnisse durch erhöhte atmosphärische CO₂-Konzentrationen und klimatisch begünstigte invasive Arten und Pathogene. Zum anderen soll Grünland dazu beitragen, dem Klimawandel und seinen Folgen entgegenzuwirken (z.B. durch Festlegung von Kohlenstoff) bzw. die Folgen abzumildern (z.B. durch seine Funktion im Wasserhaushalt). Hieraus ergeben sich folgende Fragen:

1. Welche Wirkung hat der Klimawandel auf die Kohlenstoffspeicherung im Grünland, und welche Einflussfaktoren modifizieren die C-Speicherung im Grünland?
2. Wie kann die C-Speicherfunktion von Grünland erhalten und ggf. ausgeweitet werden?
3. Gibt es Randbedingungen, unter denen die Umwandlung von Grünland zu Wald durch Aufforstung oder Sukzession als Alternative sinnvoll sein kann, und welche Auswirkungen (für Biodiversität, C-Speicherung und Wasserhaushalt) gehen damit einher?
4. Welche Aspekte des Klimawandels wirken sich besonders kritisch auf die Resilienz von Grünland aus?

3.1.3.1 Klimabedeutung von Grünland

Artenreiches Grünland kann potenziell einen hohen Beitrag zur Klimafolgenanpassung und -minderung leisten, da es eine hohe unterirdische C-Speicherkapazität besitzt, durch seine im Vergleich zu Wald höhere Albedo die Erwärmung der Landoberfläche verlangsamt, und selbst eine hohe Resilienz gegen Klimaeinflüsse aufweist, die sich aus einer Kopplung von guter Persistenz mit hoher Erholungsfähigkeit ergibt (Temperton 2023). In diesem Kontext schneiden artenreiche Grünland-Ökosysteme besser ab als Wälder, da sie besser an häufig auftretende Störungen angepasst sind. Im Gegensatz zum Wald ist die unterirdische Kohlenstofffestlegung im Grünland bedeutsamer für den Klimaschutz als die oberirdische Biomasse, und stabiler gegen Störungen als die oberirdische Biomasse im Wald. Eine Umwandlung von Acker zu Grünland kann einen mittleren SOC-Aufbau von 0,79 t ha⁻¹ a⁻¹ erwarten lassen (Temperton 2023).

Wichtige Faktoren, die den Beitrag von Grünland zum Klimaschutz beeinflussen, sind die Intensität der Grünlandnutzung und der Artenreichtum, die ihrerseits in Wechselbeziehung stehen (siehe Kapitel 3.1.2). Während die Intensität der Grünlandnutzung einen wesentlichen Einfluss auf die C-Speicherung und Freisetzung von Treibhausgasemissionen hat, wirkt sich Arten- und Funktionsvielfalt nicht nur stabilisierend auf Grünland-Pflanzengesellschaften aus, sondern auch auf unterirdischen Kohlenstoffeintrag in den Boden: wenn mehr Pflanzenarten Wurzelinput liefern, steigt die C-Speicherung im Boden (Yang et al. 2019). Die Diversität des Wurzelinputs spielt somit eine wichtige Rolle für die C-Speicherung in Grünlandböden

(Temperton, 2023), und der optimierte Humifizierungskoeffizient⁶ für Wurzelkohlenstoff kann 2,3-fach höher sein als für oberirdische Pflanzenreste.

3.1.3.2 Grünlanderhalt vs. Aufforstung aus Klimasicht

In die Entscheidung, ob eine Aufforstung von Grünland im Hinblick auf Klimaschutz und -anpassung dem Erhalt von Grünland vorzuziehen ist, müssen biophysikalische und biogeochemische Aspekte einbezogen werden. Aus biophysikalischer Sicht tragen Grünlandflächen wie bereits erwähnt durch ihre im Vergleich zu Wald meist höhere Albedo stärker zur Kühlung bei. Andererseits spielt hierfür zusätzlich die Evapotranspirationskapazität beider Vegetationstypen in Kombination mit der Wasserverfügbarkeit eine Rolle. Diese liegt für temperate Laubmischwälder höher als für temperates Grünland (Zimmermann et al. 2008) (so dass Wald bei sichergestellt guter Wasserverfügbarkeit einen stärker kühlenden Effekt haben kann als Grünland). Allerdings müssen gleichzeitig ggf. Albedoeffekte mitberücksichtigt werden, da Wälder in der Regel mehr Strahlung absorbieren als Grün- und Offenland. Im Bereich der biochemischen Aspekte muss neben dem Kohlenstofffestlegungspotenzial beider Vegetationstypen auch die Stabilität und Dauer der Festlegung gegeneinander abgewogen werden (Temperton 2023). Hierbei spielt auch die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Störungen sowie deren zu erwartende Effektstärke eine Rolle. Wie in Kapitel 3.1.3.1 ausgeführt können Wälder zwar durch ihr Potenzial zum Aufbau hoher oberirdischer Vorräte insgesamt höhere Kohlenstoffmengen speichern, sind aber gleichzeitig störungsanfälliger als Bodenkohlenstoffvorräte in extensiv bis moderat bewirtschaftetem Grünland. Weitere biochemische Faktoren, die Unterschiede in der Klimawirksamkeit von Wäldern und Grünland bedingen können, sind die Freisetzung von BVOCs (biogenic volatile organic compounds, d.h. biogener flüchtiger organischer Kohlenstoffverbindungen, z.B. Isopren durch Laub- und Monoterpene durch Nadelbäume) sowie die damit verbundene Bildung sekundärer Aerosole, die ihrerseits klimawirksam sind (Sanaei et al. 2023). Die Bildung von BVOCs durch Wälder wird durch Faktoren wie der Biodiversität der Waldgesellschaften sowie Umweltstressfaktoren beeinflusst (Sanaei et al. 2023), und die aus ihnen entstehenden sekundären Aerosole können sowohl wärmenden (durch Absorption von Strahlung in der Atmosphäre) als auch kühlenden (durch ihre Funktion als Kondensationskeime bei der Wolkenbildung) Effekt haben (Petäjä et al. 2022; Paasonen et al. 2013).

Aus Sicht der Bodenkohlenstoffspeicherung führt die Aufforstung von Grünland im Mittel meist nicht zu einer signifikanten Veränderung der gespeicherten SOC-Mengen (Wiesmeier et al. 2020). Bevor Grünland zu Wald umgewandelt wird, sollte außerdem berücksichtigt werden, dass Aufforstung von Grünland oft zum Verlust von Offenlandbiodiversität führt. Die Renaturierung von artenreichem Grünland ist hingegen im Vergleich kosteneffizient, fördert die Diversität von Offenlandlebensräumen, und trägt ebenfalls zum Gewässer- und Erosionsschutz bei (Temperton et al. 2019).

3.1.3.3 Klimarisiken: Dürreereignisse und ihre Auswirkungen im Grünland

Höhere Temperaturen und steigende atmosphärische CO₂-Konzentrationen haben zwar das Potenzial, wachstumsfördernd zu wirken. Insbesondere das Wachstum krautiger Arten und Leguminosen profitiert davon noch stärker als das von Gräsern (Hopkins und Del Prado 2007). Jedoch können saisonale Niederschlagsseinbußen diese wachstumsfördernden Effekte

⁶ Der Humifizierungskoeffizient ist ein Maß für die Fähigkeit organischer Materialien, zur Humusbildung im Boden beizutragen. Er gibt an, wie viel stabiler Humus aus einer bestimmten Menge organischer Substanz gebildet wird. Er wird in Humusbilanzierungsverfahren verwendet und hilft, die Humuswirkung verschiedener Dünger und Bewirtschaftungsmaßnahmen einzuschätzen. Der Koeffizient wird in kg Humus-C oder Humusäquivalente (HÄQ) pro Tonne Frischmasse des organischen Materials angegeben. Die Berechnung basiert auf experimentellen Daten und Langzeitversuchen. Komposte und Stroh haben relativ hohe, Flüssigmist und Gründüngung niedrigere Werte.

reduzieren, v.a. in Gebieten mit geringeren Sommerniederschlägen. Zahlreiche wissenschaftliche Veröffentlichungen zum Thema Grünland und Klimawandel der letzten 10-15 Jahre identifizieren das Auftreten von Dürreereignissen während der Vegetationsperiode als bedeutendes Risiko. Vermehrt und mit stärkerer Intensität und Dauer auftretende Dürre ist ein Klimarisiko, das sowohl die Produktivität von Grünland als auch seine Resistenz und Resilienz beeinflussen kann. Von den Auswirkungen besonders stark betroffen ist artenarmes, nährstoffreiches, intensiv genutztes Grünland. Grünland mit Mischkulturen aus verschiedenen Arten können hingegen Ertragseinbußen durch Dürre bis zu einem gewissen Grad kompensieren (Hofer et al. 2016). In einem Dürreexperiment mit Grünland-Mono- und -mischkulturen zeigten Hofer et al. (2016), dass Artenmischungen einen höheren Gesamtertrag als Monokulturen liefern konnten. Die trockengestressten Mischkulturen erreichten sogar so viel Ertrag wie die nicht-wasserlimitierten Monokulturen im Mittel. Außerdem zeigte sich, dass, gemessen an der prozentualen Reduktion der oberirdischen Biomasse, Leguminosen unter hohem Trockenstress resistenter als Nicht-Leguminosen waren, da letztere zusätzlich von Stickstofflimitierung betroffen waren, was sich unter Trockenheit verstärkte. Sowohl Leguminosen als auch Nicht-Leguminosen zeigten eine hohe Resilienz nach Ende der Dürreperiode. Leguminosen erreichten das Ertragsniveau der Kontrollflächen, Nichtleguminosen übertrafen es sogar bedingt durch die reduzierte N-Limitierung. Lediglich die Flachwurzler-Art *Lolium perenne* (L.) litt auch nach Ende der Dürre noch an den Auswirkungen.

Auch Lüscher et al. (2022) konnten bestätigen, dass Artenvielfalt sich stabilisierend auf die Produktivität von trockenheitsgestresstem Grünland auswirkt, d.h. die Wachstumsreduktion unter Trockenstress bei artenreichen Gemeinschaften signifikant geringer ausfällt als bei artenarmen. In einer Untersuchung mit Einbezug von 426 Grasarten stellten (Craine et al. 2013) fest, dass die physiologische Trockenheitstoleranz zwar um bis zu Faktor 10 zwischen verschiedenen Grasarten variiert, diese Variabilität aber phylogenetisch und klimatisch gut verteilt ist, so dass die meisten nativen Grünlandflächen eine hohe funktionale Diversität in Bezug auf Trockenheitstoleranz beinhalten. Lediglich in Regionen mit > 1500 mm mittlerem Jahresniederschlag können funktionelle Antworten auf Dürre durch die Trockenheitstoleranz der Grünlandgemeinschaft begrenzt sein, so dass in solchen Fällen trockenintolerante Arten eingebracht werden müssen (Craine et al. 2013). Funktional diverses Grünland hat somit oft gutes Potenzial zur Dürre-resilienz, da trockenheitstolerante Arten bereits präsent sind und sich bei Bedarf ausbreiten können. So können Ökosystemfunktionen durch lokal präsente Arten aufrechterhalten werden. Außerdem können positive Interaktionen zwischen funktionell unterschiedlichen Arten die Ökosystemfunktionalität durch komplementäre Ressourcennutzung erhöhen und trockenheitsbedingte Ernterückgänge reduzieren (Lüscher et al. 2022). Idealerweise sollten gezielt Arten mit vielfältigen Wasserbedürfnissen, funktionellen Eigenschaften (Traits) und Anpassung an weitere Faktoren (Konkurrenz, Eignung für Beweidung und Schnitt, Silage) angestrebt werden. Auch sollten sowohl Arten präsent sein, die starke Trockenheit überleben und sich danach schnell erholen können, als auch Arten, die bei moderater Trockenheit oder variablen Klimabedingungen zu komplementärer Ressourcennutzung fähig sind. Dabei existieren nicht zwangsläufig Trade-Offs zwischen optimalem Wachstum und Trockenresistenz / Überlebensfähigkeit (Jung et al. 2020). Grundsätzlich kann Grünland eine gute Trockenheitsresilienz aufweisen. Zwar wirken sich Wasserdefizite unmittelbar negativ auf Pflanzenwachstum und Produktivität aus, aber häufig ist das Auftreten einzelner Trockenjahre bei milder bis moderater Trockenheitsausprägung im Effekt weitestgehend auf diese Jahre beschränkt (Emadodin et al. 2021).

3.1.3.4 Klimarisiken: Trockenstress und Nährstoffbelastung im Grünland

Die nachhaltige Funktionalität halbnatürlicher Grünlandökosysteme in temperaten Regionen wird sowohl durch Zunahme extremer Dürreereignisse (siehe Kapitel 3.1.3.3) als auch durch hohe Nährstoffbelastung bedingt durch atmosphärische Deposition und Düngung bedroht. Mögliche Folgen sind Verschiebungen in der Artenzusammensetzung, -vielfalt, und Abundanz von Grünlandarten, was Beeinträchtigungen des Kohlenstoff- und Wasserhaushalts nach sich ziehen kann. Wechselwirkungen zwischen Trockenstress und Nährstoffbelastung sind komplex, teilweise unzureichend bekannt, und Gegenstand aktueller wissenschaftlicher Forschung.

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass Stickstoffbelastung Grünlandgemeinschaften in ihrer Stressreaktion stark schwächen können, wodurch die Kohlenstoffsenkenfunktion während Trockenheit in erheblichem Ausmaß eingebüßt wird (Kübert et al. 2019). Im Experiment führte N-Zufuhr zu einem erheblichen Verlust an Grasarten (-25 %), gleichzeitig führte Niederschlagsreduktion zu einer erheblichen Dominanz von Grasarten zum Beginn der Wachstumsperiode. N-Zufuhr und Trockenheit in Kombination führten zu einer grasdominierten, aber artenarmen Gemeinschaft, die dann während der trockenen Sommermonate starkes oberirdisches Absterben von Biomasse erfuhr. N-Gabe kombiniert mit Dürre führte zu einer um 73 % reduzierten Kohlenstoffbindung. Vermuten die Ursache hinter der eutrophierungsbedingt stark reduzierten Widerstandsfähigkeit von Grünland in der reduzierten Artenvielfalt, die mit einer Verarmung der funktionellen Vielfalt einhergeht (vgl. stabilisierende Wirkung funktioneller Vielfalt wie in Kapitel 3.1.3.3 beschrieben). Stickstoffübersorgte Artengemeinschaften bilden zudem häufig ein eher schwach entwickeltes Wurzelwerk aus. In Kombination mit der funktionellen Verarmung führt dies zu einer verringerten Wassernutzungseffizienz und schlechten Anpassung der Grünlandgemeinschaft an Trockenheitsbedingungen. Eutrophierung kann somit die Widerstandsfähigkeit von Grünland ernsthaft bedrohen, wenn Dürreperioden klimawandelbedingt häufiger auftreten.

(Kiene et al. 2023) untersuchten in einem vollfaktoriellen Dünge-Dürre-Experiment (N, P, N+P) das Überleben häufig vorkommender temperater Grünlandarten, die Dürresistenz des Wachstums, sowie nachdauernde Effekte von Dürre. Trockenheit wirkte sich insgesamt negativ auf Wachstum und Überleben aus, mit Nachwirkungen bis in die nächste Vegetationsperiode. Die Reaktionen auf Trockenheit waren bei den unterschiedlichen Arten verschieden, sowohl das Ausmaß als auch die Richtung der Reaktion fiel zwischen den Arten und in Abhängigkeit von den Nährstoffbedingungen stark unterschiedlich aus. Die Rangfolge der Arten bei Trockenheit änderte sich zudem mit der N-Verfügbarkeit. Daraus folgt, dass Artenzusammensetzung und Nährstoffversorgung in Kombination bestimmen, wie eine Grünlandgemeinschaft auf Trockenstress reagiert.

3.1.4 Weitere Risiken

3.1.4.1 Überflutung von Grünland

Bedingt durch klimawandelbedingt häufiger auftretende Extremwetterereignisse treten je nach topographischer und regionaler Lage nicht nur Hitze und Dürre stärker als bisher als Stressfaktoren zutage, sondern auch öfter auftretende temporäre Überflutungen, d.h. Phasen der Bodenwassersättigung in Kombination mit Wasserüberstau. Hieraus ergeben sich spezifisch für Grünland eine Reihe von Fragestellungen, die sich einerseits auf die Auswirkungen von Überflutungen konzentrieren, andererseits auf die Einflussfaktoren, die die Auswirkungen im Detail steuern:

1. Wie wirken sich temporäre Überschwemmungen auf Grünlandarten und Pflanzengemeinschaften aus?
2. Wie wird die Produktivität des Grünlands beeinflusst?
3. Welche Rolle spielen zeitliche Aspekte, z.B. Dauer und Häufigkeit von Überflutungsereignissen sowie deren Timing bezogen auf den Entwicklungsstand der Vegetation?
4. Welche Auswirkungen ergeben sich hinsichtlich von Bodenaspekten, z.B. Nährstoffkreisläufen, Kohlenstoffspeicherung und Erosion?
5. Welche Folgen ergeben sich für die Nutzbarkeit von Grünland zur Futterproduktion, d.h. in welchem zeitlichen und wirtschaftlichen Umfang können Folgen auftreten?
6. Welche negativen Effekte können sich für Weidetiere ergeben, z.B. durch überflutungsbedingte Schadstoffbelastung sowie Pathogene und Parasiten?

3.1.4.1.1 Auswirkungen temporärer Überflutungen auf Grünlandvegetation, Produktivität, und Kohlenstoffspeicherung

Überflutung wirkt sich allgemein negativ auf Pflanzenwachstum und damit Kohlenstoff-Festlegung und Produktivität aus, da sich sowohl Photosyntheseraten als auch Nährstoffaufnahme während der Überflutungsphase deutlich reduzieren. Negative Effekte sind physiologisch und biochemisch bedingt und treten sowohl unterirdisch im Wurzelraum als auch oberirdisch auf. Durch Bodenwassersättigung und damit einhergehende Verringerung des Redoxpotenzials verringert sich die Sauerstoffverfügbarkeit im Wurzelraum (Sánchez-Rodríguez et al. 2019) was sich unter anderem negativ auf die Wurzelrespiration auswirkt. Der Kohlenstoffinput durch Pflanzenwurzeln in den Boden sinkt in überflutetem Boden, während zusätzlich an Eisenoxide gebundener organischer Kohlenstoff unter anaeroben Bedingungen verloren gehen kann. Die oberirdische Biomasse überfluteter terrestrischer Grünlandpflanzen kann in klarem Wasser und bei entsprechend guter Lichtverfügbarkeit für eine begrenzte Zeit überleben, jedoch sind sowohl die CO₂-Aufnahmefähigkeit und Photosyntheseleistung als auch die Respirationsfähigkeit stark reduziert. Allerdings können manche Grünlandarten ihre Blattmorphologie temporär verändern, um den Gasaustausch unter Wasser in begrenztem Rahmen zu verbessern (Mommer und Visser 2005). Unter anderem hieraus ergeben sich artspezifische Unterschiede in der Überflutungstoleranz von Grünlandarten (z.B. (Colman und Wilson 1960) die zusätzlich saisonal variabel sind.

Im Vergleich zu Ackerland ist Grünland mit ausdauernden Artengemeinschaften resilienter gegen Überflutungen (Bohlen und Villapando 2011). Die in Grünland stärker ausgeprägte tiefreichende Verwurzelung verbessert zudem den Nährstoffrückhalt gegen Auswaschung (Dubeux et al. 2022). Zusätzlich zum positiven Effekt durch die robuste Durchwurzelung verbessert sich durch die C-Anreicherung aus den Wurzeleinträgen im Grünland die Bodenstruktur, was den Wasserabfluss durch verbesserte Perkulationskapazität fördert (Fischer et al. 2019). Hierauf hat allerdings zusätzlich die Bodentextur noch Einfluss. Grünland mit höherer Artenvielfalt und trait-komplementären Arten⁷ erhöht die Wassernutzungseffizienz (Fischer et al. 2019; Wagg et al. 2022), reduziert die negativen Auswirkungen auf Kohlenstoffspeicherung in überflutetem Grünland, und erhöht die Durchwurzelungstiefe durch unterschiedliche Wurzelarchitekturen der Arten (Husse et al. 2017; Skinner und Dell 2016). Während Artenreichtum sich positiv auf die Resilienz gegenüber Überflutungen auswirkt, können Überflutungen selbst zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung führen, z.B. zu

⁷ Trait-komplementäre Arten sind Pflanzenarten, die sich in ihren funktionellen Merkmalen (Traits) ergänzen und dadurch gemeinsam Ressourcen effizienter nutzen können. Diese Arten haben unterschiedliche ökologische Nischen und können so in einer Gemeinschaft koexistieren, ohne direkt miteinander zu konkurrieren. Durch ihre Komplementarität tragen sie oft zu einer höheren Ökosystemfunktion und Produktivität bei.

einer Verschiebung hin zu mehr krautigen Arten und weniger produktiven Grasarten mit flachen Wurzelstrukturen (Ribeiro et al. 2023).

3.1.4.1.2 Bedeutung zeitlicher Aspekte bei Überflutung von terrestrischem Grünland

Häufig auftretende Überflutungsereignisse reduzieren sowohl ober- als auch unterirdische Biomasse, und führen zudem zu einer reduzierten Menge des partikulär im Boden gebundenen Kohlenstoffs (Ribeiro et al. 2023). Kitanović et al. (2023) berichten von einem reduzierten Biomassezuwachs bei Horstgräsern. Die Zuwachsrückgänge nehmen dabei abhängig von der Überflutungsdauer zu, gleichzeitig erhöht sich das Mortalitätsrisiko, sofern Überflutungsereignisse während der Vegetationsperiode auftreten, während Überflutung während der Vegetationsruheperiode mit einer geringen Mortalität verbunden ist. Allgemein gilt, dass Pflanzen während dormanter Ruhephasen i.d.R. weniger empfindlich reagieren als während der Wachstumsperiode.

3.1.4.1.3 Auswirkung von Grünlandüberflutung auf Bodenaspekte (Nährstoffkreisläufe, Erosion, Sedimentauftrag) und nutzungsrelevante Aspekte

Überschwemmung von Grünland kann je nach Randbedingungen sowohl Nährstoffein- als auch -austräge verursachen (Huber et al. 2012). Sind im Überflutungswasser mehr Nährstoffe enthalten als im Boden gespeichert, führt dies in der Regel zu einer Nährstoffanreicherung. Liegen jedoch in gut gedüngten und überdüngten Grünlandböden bereits hohe Stickstoffkonzentrationen vor, kann insbesondere Nitrataustrag in signifikanten Mengen auftreten. (Huber et al. 2012) nennen Werte von bis zu 11 % der gesamten Nitratlast im Grundwasser, die auf derartige Austräge zurückgehen können. Treten während längerer Wassersättigungsphasen im Boden anoxische Bedingungen auf, wird Nitrat durch Denitrifikation in mehreren Zwischenschritten zu N_2 umgewandelt und freigesetzt, wobei es auch zur Entstehung und Freisetzung von Lachgas (N_2O) kommt.

Je nach topographischen Rahmenbedingungen kann Überflutung zu Abschwemmung von Oberboden, aber auch zu Sedimentauftrag führen. Bodenverlust durch Abschwemmung sollte idealerweise durch Boden von vergleichbaren Standorten kompensiert werden, ggf. als Alternative durch Sedimente in Kombination mit Kompost und/oder Mutterboden von Baumaßnahmen, wobei Vorgaben aus Baurecht, Bodenschutzrecht, sowie Kompost- und Bioabfallverordnung zu berücksichtigen sind (siehe z. B. die Hinweise zu Hochwasserschäden auf landwirtschaftlichen Flächen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LWF 2024c). Wird durch Überflutung Sediment auf Grünlandflächen aufgelagert, kann dies je nach Sedimentbeschaffenheit und -mächtigkeit sowie der Durchlässigkeit des unterliegenden Bodens Maßnahmen nach Rückgang des Wassers notwendig machen, z.B. das Eggen von Feinsedimentauflagen geringer Dicke (2-3 cm) um Krustenbildung zu vermeiden und das Durchwachsen der darunterliegenden Grasnarbe zu erleichtern. Grobsedimente wie Kies und Schwemmholz sollten entfernt, Sandauflagen und dickere Feinsedimente auf ca. 5-10 cm Mächtigkeit abgetragen und mit der bestehenden Bodenschicht vermischt werden, damit neu angesäte Pflanzen die Sedimentauflage zum unterliegenden Boden mit ihren Wurzeln durchdringen können. Bei wenig durchlässigen Böden können sich im Übergang von Grasnarbe zu Sediment Stauschichten und Fäulniszonen bilden. Hier wird empfohlen, die Sedimente auf ca. 10 cm einzuebnen, die Stauschicht durch Grubbern aufzubrechen, und zur Unterstützung standortgeeignete Grünlandarten anzusäen.

3.1.4.1.4 Mögliche Auswirkungen von Grünlandüberflutungen auf Futterproduktion und Beweidbarkeit

Neben Sedimentauftrag und daraus resultierende Auswirkungen auf Boden und Vegetation sind vor allem potenzielle Schadstoffeinträge durch verunreinigtes Wasser problematisch, wodurch

sowohl längerfristige Beeinträchtigung im Boden als auch Einschränkungen für die Nutzung der oberirdischen Biomasse als Tiernahrung möglich werden. Die Art der Schadstoffe hängt von der Art der Kontaminationsquellen ab. Typische Quellen sind Abwassereinrichtungen, Güllegruben und Mistlager, Sickersaft-, Dung- und Jauchegruben, Kompostieranlagen, Klärschlammlager, Mülldeponien, Dünger- und Pflanzenschutzlager, Industrieanlagen, Tierkadaver, und Heizöl-Tanks. Problematische Schadstoffe beinhalten Fäkal-Keime, Salmonellen, mikrobielle Pathogene, Pestizide, Nitrat, PCBs, Mineralölkohlenwasserstoffe, Schwermetalle und Dioxine (Bockholt 2021). Schadstoff- und keimbelastete Grünlandbiomasse muss entfernt und sachgerecht verbrannt werden, wohingegen Biomasse bei starker Verschmutzung ohne Schadstoff- und Hygienebelastung noch zur Biogaserzeugung oder Kompostierung genutzt werden kann. Alternativ können abgestorbene Bestände in den Boden eingearbeitet und durch Ansaat erneuert werden. Bei moderater Verschmutzung ohne Belastung und kurzer Überflutungsdauer kann Schmutz durch Striegeln entfernt, die Biomasse hoch geschnitten und zur Dürrfutternutzung oder Silagebereitung genutzt werden (Bockholt 2021; LWF 2024c).

Im Bodenbereich verbleiben Mineralölrückstände meist im oberen Bereich und nehmen üblicherweise innerhalb weniger Wochen ab. Gezielte Maßnahmen wie Pflügen oder Vertikutieren können den mikrobiellen Abbau von Mineralölrückständen beschleunigen, indem die biologische Aktivität im Boden angeregt wird. Regenwurmpopulationen überleben i.d.R. sowohl Überflutung als auch temporäre Mineralölbelastung. Bei Überflutungen nahe Industrie- und Hafenanlagen sind Einzelfallbeurteilungen und -untersuchungen erforderlich.

Überflutung von Grünland kann auch zu einem erhöhten Risiko für den Befall mit Weideparasiten wie dem großen Leberegel (*Fasciola hepatica*, L.) führen, dessen Zwischenwirt, die Zwergschlamm Schnecke, an Wasser gebunden ist. Kürzlich haben (Poglayen et al. 2023) den Zusammenhang zwischen klimabedingten Extremwetterereignissen und Parasiten untersucht und empfehlen unter anderem eine regelmäßige Parasitenüberwachung mit Ausarbeitung von Kartenmaterial zur Vorhersage von Krankheitsrisiken in überflutungsgefährdeten Gebieten.

3.1.4.1.5 Auswirkungen von Überflutungen auf Meso- und Mikroorganismen im Boden

Temporäre Überflutungen von Grünlandböden können vielfältige Auswirkungen auf die dort lebenden Mikroorganismen haben. Zunächst kommt es zu einer Veränderung der mikrobiellen Gemeinschaftsstruktur, wobei sich die Diversität oft erhöht (Richard J. Randle-Boggis et al. 2018; Leelastwattanagul et al. 2023) und eine Verschiebung von aeroben zu anaeroben Mikroorganismen stattfindet. Die mikrobielle Aktivität kann kurzfristig durch Sauerstoffmangel reduziert werden (Eurofins Agro, 2024), steigt aber in manchen Fällen nach dem Rückgang der Überflutung wieder an (Randle-Boggis et al., 2018). Spezifische mikrobielle Gruppen werden unterschiedlich beeinflusst: Das Verhältnis von Bakterien zu Pilzen nimmt tendenziell ab, während methanogene Archaeen und anaerobe Bakterien zunehmen (Randle-Boggis et al., 2025). Nützliche Pilze wie Mykorrhizen können negativ betroffen sein (Barneze et al. 2023; Unger et al. 2009).

Die Überflutung verändert auch die Nährstoffkreisläufe im Boden, insbesondere den Stickstoff- und Kohlenstoffkreislauf, was zu einer Zunahme von Denitrifikation und Methanproduktion führt (Stams und Plugge 2024; Barneze et al. 2023). Kurzfristig kann es zu einer verstärkten Konkurrenz zwischen Mikroben und Pflanzen um Nährstoffe kommen. Trotz dieser Veränderungen zeigen viele Bodenmikroben Anpassungen an periodische Überflutungen, und die mikrobiellen Gemeinschaften weisen oft eine hohe Resilienz auf, sodass sie sich nach dem Rückgang des Hochwassers erholen können (Bogati und Walczak 2022).

Es ist jedoch zu beachten, dass wiederholte oder längere Überflutungen zu dauerhafteren Verschiebungen in der Struktur und Funktion der mikrobiellen Gemeinschaft führen können

(Gschwend et al. 2020; Leelastwattanagul et al. 2023). Das Ausmaß der Auswirkungen hängt von Faktoren wie der Dauer und Häufigkeit der Überflutung sowie den spezifischen Bodeneigenschaften ab. Insgesamt verursachen kürzere temporäre Überflutungen zwar signifikante, aber oft kurzfristige Veränderungen in den mikrobiellen Bodengemeinschaften von Grünlandböden.

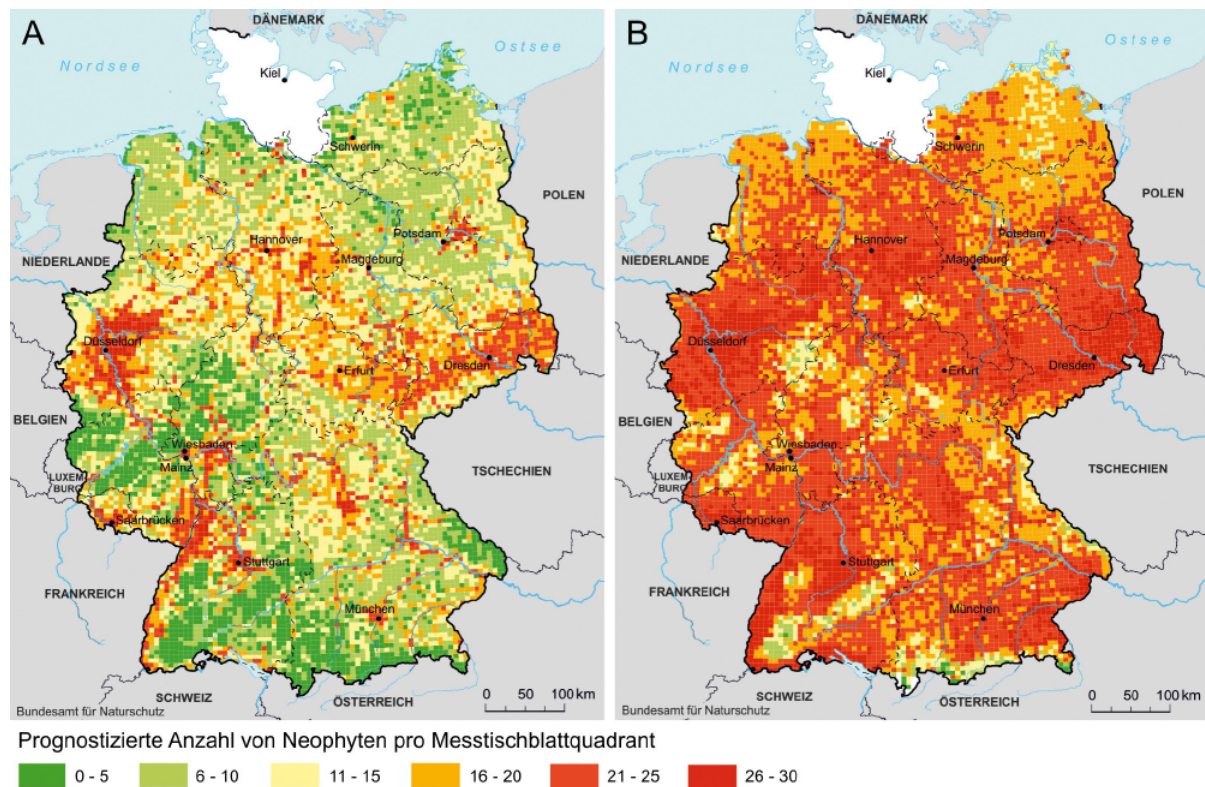
3.1.4.1.6 Fazit

Überflutung im Grünland kann zu Wachstums- und Ertragseinbußen sowie verminderter Kohlenstofffestlegung führen, da sowohl Wassersättigung im Boden als auch Wasserüberstau physiologisch negative Auswirkungen auf terrestrische Arten haben. Dies ist insbesondere bei Überflutung während der aktiven Vegetationsperiode bedeutsam. Allgemein ist artenreiches Grünland deutlich resilienter gegen Überflutungsauswirkungen als Ackerland. Zuwachsrückgänge und Mortalitätsrisiko sind artabhängig und zudem von Häufigkeit und Dauer der Überflutungsereignisse beeinflusst. Je nach Nährstoffversorgung des Grünlandbodens und dem Nährstoffgehalt im Überflutungswasser kann es sowohl zu Nährstoffein- als auch -austrägen kommen. Zudem können anoxische Bodenbedingungen zur Freisetzung von Lachgas (N_2O) durch Denitrifikation führen. Bodenabspülungen sollten ggf. ausgeglichen werden, Sedimentaufträge müssen je nach Mächtigkeit, Sedimentbeschaffenheit, und unterliegendem Boden ggf. abgetragen oder eingearbeitet werden. Als zusätzliches Problemfeld ist das Potenzial für Keim- und Schadstoffbelastungen sowie erhöhtes Risiko für wassergebundene Weideparasiten hervorzuheben, was ggf. situationsabhängige Eingriffsmaßnahmen erforderlich machen kann.

3.1.4.2 Invasive Arten im Grünland

Durch einen verstärkten Klimawandel in den kommenden Jahrzehnten wird eine deutliche Zunahme invasiver Arten erwartet (BfN 2024b). Dabei gibt es in verschiedenen Modellen eine enge Korrelation zwischen einer stärkeren Intensität des vorhergesagten Temperaturanstiegs und einer stärkeren Zunahme an invasiven Arten (Kleinbauer et al. 2010; IUCN 2021). Invasive Arten verringern die Resilienz natürlicher Ökosysteme gegenüber Störungen sowie dem Klimawandel. Zahlreiche Beispiele belegen, dass vor allem gebietsfremde wärmeliebende oder frostempfindliche Arten durch die Auswirkungen des Klimawandels in Deutschland eine stärkere Verbreitung finden (BfN 2024b; Sittaro et al. 2023). Die Kosten für das Management und die Bekämpfung invasiver Insektenarten werden bereits heute auf mehr als 70 Milliarden USD geschätzt (IUCN 2021; Bradshaw et al. 2016). Diese Kosten werden in Zukunft weiter steigen.

Abbildung 1: Prognostizierte Zunahme invasiver Arten bis 2060 (Abbildung 2B) im Vergleich zu heute (Abbildung 2A)



Quelle: Kleinbauer et al. 2010

Laut Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) sind gemäß EU Verordnung 1143/2014 Artikel 3 diejenigen Arten als invasiv zu definieren, welche durch ihr „Vorkommen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets für die dort natürlich vorkommenden Ökosysteme, Biotope oder Arten ein erhebliches Gefährdungspotenzial darstellt“ (LWF 2024d; EC 2014).

Beispiele für invasive Arten, die für Grünlandökosysteme in Mitteleuropa eine Bedrohung darstellen, sind beispielsweise der Götterbaum (*Ailanthus altissima*), der Halbtrockenrasenstandorte bedroht und äußerst widerstandsfähig gegenüber Trockenheit und anderen Umweltfaktoren ist (Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz 2022), oder die Syrische Seidenpflanze (*Asclepias syriaca*), welche auf Trockenrasenstandorten die heimische Vegetation zu verdrängen droht (Neubiota Austria 2024). Ein weiterer bekannter Neophyt in Deutschland ist die kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*). Sie ist sehr tolerant gegenüber Feuchtigkeits- und Nährstoffangebot, was ihr zu einer großflächigen Ausbreitung verhilft. Ihre Verbreitung ist vor allem auf Magerrasen und anderen nährstoffarmen Standorten problematisch (Krapf 2024). Der Japanische Staudenknöterich (*Fallopia japonica*), welcher in Europa stark invasiv ist, profitiert von höheren Temperaturen und breitet sich daher durch den Klimawandel verstärkt aus (NA 2024; Sittaro et al. 2023). Die Art wurde 2004 von *International Union for Conservation of Nature (IUCN)* zu einer der 100 gefährlichsten invasiven Arten der Welt gezählt (IUCN 2004).

Zur Bekämpfung dieser invasiven Arten werden in der Regel drei Maßnahmen vorgeschlagen. Mechanisches Ausreißen (1-2x im Jahr, vor der Blüte), Beweidung (biologische Bekämpfung) und chemische Bekämpfung durch den Einsatz von Herbiziden (Info Flora 2020). Je nach Art sind jedoch chemische oder biologische Verfahren wenig effizient oder kaum durchführbar.

Beim Einsatz von chemischen Bekämpfungsmethoden wurden häufig negative Folgen für die heimischen Arten nachgewiesen (Poland et al. 2021).

Beobachtungen aus der Praxis zeigen, dass sich invasive Arten in Biodiversitätsflächen wie z.B. Brachen ausbreiten können. Ohne eine entsprechende Bekämpfung (z.B. frühzeitigen Abmähen) kann auch die Ausbreitung in anliegende Flächen wie z.B. Grünlandflächen erfolgen. Im Heu können manche Arten für Pferde als auch für Rinder schädlich sein. Teilweise erschweren Naturschutzvorgaben wie späte Mahdtermine im Grünland oder das Verbot des Mähens oder Mulchens von Brachflächen zwischen dem 1. April und dem 15. August nach Vorgaben zum GLÖZ 8 Standards die Bekämpfung.

Die Auswirkungen einer Zunahme an invasiven Arten in Ökosystemen sind generell sehr komplex und schwer zu generalisieren, da je nach individuellen Umständen sehr unterschiedliche Folgen auftreten können (Poland et al. 2021). Häufig jedoch verändern invasive Arten die Stoffkreisläufe in Ökosystemen, was massive Auswirkungen auf die vorhandenen Pflanzen- aber auch Tierarten hat. So beschleunigen sie etwa häufig den Kohlenstoffkreislauf, was mehr Energie für andere Arten verfügbar macht, und erhöhen den Stickstoffgehalt in oberirdischen Pflanzenteilen. Diese Effekte hängen dabei allerdings stark von den vorhandenen Arten, Bedingungen und auftretenden invasiven Arten ab (Poland et al. 2021). Invasive Arten können zu einer Homogenisierung von Ökosystemen und einem Verlust individueller heimischer Arten führen.

Die Zunahme von Grünlandflächen, die von invasiven Arten dominiert werden, kann zu Kohlenstoffverlusten führen. In den westlichen USA hat die Zunahme solcher von invasiven Arten dominierten Graslandflächen einige von ihnen von einer Kohlenstoffs Senke in eine Quelle verwandelt (BRADLEY et al. 2006). In anderen Fällen führte die Zunahme invasiver Arten zu einer deutlichen Reduktion der Kohlenstoffspeicherung (Koteen et al. 2011).

Negative Effekte von invasiven Arten auf die Futtermittelqualität von Wildtierarten konnten hingegen nicht pauschal beobachtet werden. Wie für die bereits genannten negativen Effekte gilt auch: Die Effekte für das Nahrungsangebot für Wild- und Nutztiere hängen stark von den individuellen invasiven Pflanzen ab. So konnten Kohl et al. (2012) zeigen, dass wildlebende Elche in den westlichen USA auch invasive Arten in ihre Nahrung mit aufnehmen. Das aus dem tropischen und subtropischen Afrika stammende invasive Gras *Megathyrus maximus* zeigt sogar eine besonders hohe Futtermittelqualität. Auch in Europa, Nord- und Südamerika sowie Asien wird es aufgrund seiner für Futtermittel günstigen Eigenschaften daher vermehrt eingesetzt (Soti und Thomas 2022).

Die Ziele des Aktionsprogramms Natürlicher Klimaschutz werden durch die Unsicherheiten, die sich aus der erwarteten Zunahme von invasiven Arten in Grünland-Ökosystemen ergeben, teilweise untergraben und ihr Erreichen wird komplexer. Etwa 10 % der etablierten gebietsfremden Arten können nach Schätzungen des BfN naturschutzfachlich Probleme bereiten und/ oder wirtschaftliche Schäden verursachen, z.B. durch erhöhten Pestizideinsatz, Kosten bei der Instandhaltung von Straßen, Wasser- und Schienenwegen oder von ihnen ausgehenden gesundheitlichen Risiken (BfN 2024a). Bei Biodiversitätsmaßnahmen sollte die Einbeziehung von Ausnahmeregelungen für die Bekämpfung von invasiven Arten berücksichtigt werden.

Wirkungen für den Klimaschutz sind allerdings kompliziert und schwer vorherzusagen. Sie erfordern je nach Ökosystem und Artenzusammensetzung eine individuelle Abschätzung.

3.1.5 Fazit

Artenreiche, funktionell vielfältige Grünlandflächen und vor allem Grünlandböden können als Kohlenstoffspeicher einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz leisten, da sie im Vergleich zu Wald weniger störungsanfällig sind und eine gute Resistenz und Resilienz gegenüber Dürre-Ereignissen aufweisen. Eine Umwandlung von Grünland zu Wald aus Klimaschutz-Aspekten bringt daher in vielen Fällen keinen großen Vorteil und kann zudem die Offenlanddiversität gefährden. Hohe Nährstoffbelastung bzw. -übersorgung führt zu funktionell verarmten Grünlandgemeinschaften, die Trockenstress während Dürreperioden wenig entgegenzusetzen haben. Unter Dürrebedingungen besonders vorteilhaft sind artenreiche Grünlandgemeinschaften, die funktionell vielfältig sind und durch Ressourcenkomplementarität sowie Vorhandensein dürrer-unempfindlicherer Arten trockenheitsbedingte Ausfälle reduzieren können.

3.2 Agroforstsysteme

3.2.1 Die Rolle im ANK

Agroforstsysteme sind eine sehr alte Form der Landnutzung, bei der auf einer Parzelle sowohl einjährige Kulturpflanzen und/oder Tiere zusammen mit mehrjährigen Gehölzen integriert werden. Nach Öko-Regelungen der Gemeinsamen EU-Agrarpolitik (GAP) 2023-2027 sollte der Flächenanteil der Gehölze von 2 bis 35 % reichen (BMEL 2023). Es existieren unterschiedliche Nutzungsformen, wobei die Kurzumtriebsplantagen und Streuobstwiesen mit Tierbeweidung wohl zu den bekanntesten gehören. Im ANK werden Agroforstsysteme als Maßnahme zur Kohlenstoffspeicherung im Boden und der Gehölzbiomasse genannt und es wird auf die zahlreichen weiteren Ökosystemleistungen eingegangen. Insbesondere die Strukturanreicherung der Agrarlandschaft, die sich positiv auf die Biodiversität in der Landschaft auswirkt, wird hervorgehoben. In diesem Zusammenhang werden auch der Erhalt und die Neuanlage von permanenten Baumreihen und Hecken genannt. Insgesamt soll die Strukturanreicherung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen laut ANK verstärkt gefördert werden (BMUV 2023).

3.2.2 Definition von Agroforst

In der europäischen Kulturlandschaft sind Gehölzstrukturen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen seit jeher zu finden und werden noch heute z.B. in Form von Streuobstwiesen genutzt. Die Agroforstwirtschaft bietet die Möglichkeit, Land- und Forstwirtschaft in einer gesamtheitlichen Betrachtung von Landnutzung zusammenzubringen (Wangpakapattananawong et al. 2017). So definiert die Food and Agricultural Organisation (FAO) Agroforstwirtschaft als *„Landnutzungssysteme und -praktiken, bei denen auf derselben Parzelle oder Landbewirtschaftungseinheit bewusst mehrjährige Gehölze mit Kulturpflanzen und/oder Tieren integriert werden, ohne dass die Absicht besteht, einen verbleibenden Waldbestand zu schaffen. Die Bäume können als Einzelstämme, in Reihen oder in Gruppen angeordnet sein, während die Beweidung auch innerhalb der Parzellen (...) oder an den Grenzen zwischen den Parzellen (Hecken, Baumreihen) stattfinden kann.“* (FAO 2015). Der Anteil der Gehölze an der Fläche wird bei der FAO nicht näher definiert, aber in den Öko-Regelungen der Gemeinsamen EU-Agrarpolitik (GAP) 2023-2027 wird ein Flächenanteil der Gehölze in Agroforstsystemen mit 2 bis 35 % angegeben (BMEL 2023). Es können drei verschiedene Systeme unterschieden werden (Nair 1985):

- ▶ Das **silvoarable System** ist eine Kombination aus Ackerbau und Gehölzen, wobei dann neben den Ackerfrüchten beispielsweise Holz in Kurzumtriebsverfahren (Kurzumtriebsplantage, KUP) produziert werden kann.
- ▶ Bei dem **silvopastoralen System** wird die Nutztierhaltung von z.B. Milchkühen oder Hühnern auf einer Fläche mit Gehölzen kombiniert.
- ▶ Schließlich wird in dem **agrosilvopastoralen System** alles miteinander kombiniert, weshalb auf einer Fläche sowohl Feldfrüchte angebaut, Nutztiere gehalten und dazwischen noch Gehölze angelegt und genutzt werden.

Die Kombinationen und Nutzungsformen können sehr vielfältig sein. Die Gehölze können als Kurzumtrieb von 6 bis 20 Jahren für z.B. die Zellstoffproduktion genutzt werden. Aber auch die über mehrere Jahrzehnte andauernde Produktion von Werthölzern für z.B. Furniere ist eine Möglichkeit, sowie der Anbau von Obstbäumen. In silvopastoralen oder agrosilvopastoralen Systemen können bestimmte Gehölze auch als Futter für Tiere genutzt werden, manche Gehölze sind dafür, je nach ihren Eigenschaften, besser als andere geeignet (Book und Weckenbrock 2022). Ein wesentlicher Vorteil von Agroforstsystemen sind die positiven Effekte auf unterschiedliche Ökosystemleistungen, die entstehen, wenn Gehölzstrukturen auf einer sonst nur als Ackerfläche oder Weide genutzten Fläche eingebracht werden. Studien weisen auf die positiven Auswirkungen auf den Anbau von Feldfrüchten hin, wie z.B. ein verbesserter Nährstoffkreislauf, eine geringere Bodenerosion und ein stabileres Mikroklima (Varah et al. 2013; Smith et al. 2013). Werden bei den Gehölzen zusätzlich insektenbestäubte Arten berücksichtigt, so erhöht sich der Anteil bestäubender Insekten in der landwirtschaftlich genutzten Fläche (Bessert et al. 2023). Zusätzlich ergeben sich positive Klimaschutzwirkungen durch die Kohlenstoffspeicherung in der Gehölzbiomasse und die Streu der Gehölze, die zu einer Anreicherung von Kohlenstoff in den Boden (Humus) führt. Insbesondere auf Ackerböden mittlerer oder geringer Qualität sind die positiven Effekte auf den Ertrag so vorteilhaft, dass sich der Mehraufwand, der durch die Bewirtschaftung von Agroforstsystemen im Vergleich zu reinen Ackerkulturen entsteht, rentiert. Dagegen sind die Opportunitätskosten für Agroforst auf Ackerflächen mit hoher Bodenqualität zu hoch (Langenberg und Theuvsen 2018; WBGU 2020b).

3.2.3 Agroforstsysteme und ihre Wirkung auf Biodiversität

Durch das Einbringen von Gehölzen in die Landschaft und eine Diversifizierung der Nutzungsformen auf der Fläche wird die Ackernutzung durch neue Lebensräume angereichert. Dieser Effekt ist umso höher, je weniger Strukturelemente in einer Agrarlandschaft vorhanden sind (z.B. großflächige monokulturelle Anbausystemen), und positive Wirkungen auf die Biodiversität sind zu erwarten (Dmuchowski et al. 2024). Auf landschaftlicher Ebene können Agroforstsysteme zur Vernetzung von fragmentierten Waldlebensräumen beitragen, wenn sie entsprechend dichte Gehölzstrukturen bieten. Durch die entstehenden Korridore können wandernde Arten, die von Deckung profitieren, zwischen unterschiedlichen Orten wechseln. Außerdem können Agroforstsysteme Lebensräume insbesondere für Vogel-, Spinnen- und Insektenarten darstellen, indem sie Unterschlupf ermöglichen und diverse Nahrungsressourcen sowie Nistmöglichkeiten bieten (Mupepele et al. 2021). So konnten (Varah et al. 2013) in einer Studie in Großbritannien zeigen, dass die Abundanz und Vielfalt von Schmetterlingen in ökologisch bewirtschafteten Agroforstsystemen signifikant höher als in den Kontrollflächen war. Auch in silvoarablen Agroforstsystemen, auf denen blühende Unterholzvegetation zugelassen wurde, war die Vielfalt und Abundanz von bestäubenden Insekten höher im Vergleich zu Flächen, auf denen Nutztiere weiden und diese Vegetation abgefressen haben (Varah et al. 2013). Eine große Vielfalt an Insektenarten in Agroforstsystemen trägt schließlich auch zur

biologischen und natürlichen Schädlingsbekämpfung bei und kann sich somit positiv auf den Ertrag auswirken (Auad et al. 2012).

Verschiedene Studien konnten zeigen, dass Agroforstsysteme als mehrjährige Systeme, die Gehölze und krautige Arten kombinieren, von vorteilhaften biologischen Interaktionen profitieren können. Unter anderem können Interaktionen zwischen Mikroorganismen und Pflanzenarten, insbesondere jene zwischen arbuskulären Mykorrhizapilzen (AM-Pilzen) und Wurzeln, die Koexistenz von Bäumen und krautigen Pflanzen begünstigen (Carvalho et al. 2010). Mykorrhizapilze vergrößern das von den Wurzeln erschlossene Bodenvolumen, erhöhen die Nährstoffaufnahme der Pflanzen, schützen das Wurzelsystem vor Krankheitserregern, toxischen Elementen und bestimmten Schwermetallen, unterstützen die Bildung und Erhaltung der Bodenstruktur, steigern den Eintrag von Kohlenstoff in den Boden, und tragen zum Erhalt der Biodiversität bei. Agroforstsysteme haben das Potenzial, die mit AM-Pilzen verbundenen Vorteile zu maximieren, was wiederum potenziell negative Wechselwirkungen zwischen Bäumen und krautigen Kulturpflanzen kompensieren kann (Carvalho et al. 2010). Auch Araujo et al. (2012) betonen, dass Agroforstsysteme bei geeigneter Bewirtschaftung das Potenzial haben, die mikrobielle Biomasse im Boden zu erhöhen, sowie AM-Pilze, pflanzenwachstumsfördernde Rhizobakterien und die Assoziation von Rhizobien mit Leguminosen zu fördern. Die genannten Organismengruppen bilden mutualistische Symbiosen von hoher wirtschaftlicher und ökologischer Bedeutung. Ingleby et al. (2007) stellten in einer Reihe von Versuchen fest, dass zumindest bestimmte Mykorrhizapilze wie *Gigaspora albida* (Schenck and Smith) nicht nur Vorteile für das Baumwachstum bringen, sondern dass Bäume und Nutzpflanzen dieselben AM-Pilze teilen. Bäume können daher als Reservoir für Mykorrhizapilze dienen, von denen umliegende Nutzpflanzen oder andere einjährige Vegetation mit profitiert. Es wurde auch gezeigt, dass das Beschneiden der Bäume im Agroforstsystem die Mykorrhiza-Kolonisierung nicht reduzierte oder die Ausbreitung zu den Nutzpflanzen verhinderte. Allerdings kann es Jahre dauern, bis Mykorrhizapilze sich vom Symbiosebaum aus auf radial größere Distanzen verbreiten. Es gilt allerdings zu berücksichtigen, dass die meisten Studien zur Interaktion von Bäumen, krautigen Arten und Mykorrhizapilzen sich auf tropische und subtropische Ökosysteme fokussiert haben. Somit sollte noch genauer untersucht werden, inwiefern die dargestellten Studienergebnisse auch auf temperate Agroforstsysteme übertragbar sind.

Inwieweit positive Effekte durch Agroforstsysteme auf die Biodiversität entstehen, ist jedoch maßgeblich von der Ausgangssituation und der Bewirtschaftungsweise abhängig. Beispielsweise tragen Agroforstflächen nicht mehr wesentlich zur Erhöhung der Biodiversität bei, wenn sie in bereits strukturreichen Landschaften mit hoher Biodiversität angelegt werden (Smits et al. 2012). Somit eignen sich Agroforstsysteme aus Biodiversitätssicht vor allem da, wo sie zur strukturellen Aufwertung der Landschaft beitragen können. Darüber hinaus sollten jedoch Offenlandbiotope, die für Biodiversität besonders relevant sind, erhalten bleiben. Diese Flächen sind folglich keine geeigneten Standorte für die Anlage von Agroforstsystemen (Hennemann-Kreikenbohm et al. 2015; Zehlius-Eckert et al. 2020). Bei der Bewirtschaftung sollte zugunsten von Biodiversität vor allem auf floristische Vielfalt und eine geringe Bewirtschaftungsintensität mit möglichst langen Umtriebszeiten geachtet und es sollte auf Pflanzenschutzmittel vor der Pflanzung der Gehölze, aber auch während der gesamten Lebensdauer, verzichtet werden (vgl. naturschutzfachlichen Empfehlungen für KUP von Hennemann-Kreikenbohm et al. (2015)) sowie Zehlius-Eckert et al. (2020). Weitere naturschutzfachliche Erfahrungen zu KUP können auf weitere Agroforstsysteme übertragen werden. So soll ein überwiegender Anteil an heimischen, standortgerechten Gehölzarten verwendet werden, wie z.B. bei KUP Hasel (*Coryllus avellana*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Zitterpappel (*Populus tremula*) und – trotz geringerer Erträge – ggf. Gemeine Birke (*Betula*

pendula), und bei Werthölzern Walnuss, Esskastanie oder Eiche. Dadurch verbessert sich das Nahrungsangebot für viele Tierarten im Vergleich zu nicht heimischen Gehölzarten bzw. üblichen Pappel- und Weidenhybriden. Um die Strukturvielfalt einer Agroforst-Fläche zu erhöhen, sind – wie bei KUP – Lücken zwischen Gehölzstreifen zu empfehlen. Gerade Übergangsstrukturen wie Strauchmäntel oder Blühstreifen zwischen Gehölzen und Offenland zeichnen sich z.B. durch mikroklimatische Gradienten und eine hohe Habitatvielfalt aus. Profitierende Artengruppen sind z.B. Laufkäfer, Kleinvögel und Kleinsäuger (vgl. (Zehlius-Eckert et al. 2020).

3.2.4 Agroforstsysteme und ihre Wirkung auf den Klimaschutz und die Klimaanpassung

Der Mehrwert für den Klimaschutz durch Agroforstsysteme besteht in der im Vergleich zum reinen Feldfrüchteanbau höheren Kohlenstoffspeicherung in der Gehölzbiomasse und im mineralischen Boden (Zehlius-Eckert et al. 2020). So zeigten alle von Dmuchowski et al. (2024) untersuchten Metastudien einen positiven Trend bei der Erhöhung des Bodenkohlenstoffs (*soil organic matter, SOC*) durch eine Umwandlung von konventionell landwirtschaftlich genutzten Flächen in Agroforstwirtschaft (siehe auch Stefano und Jacobson 2018). In globalen Potenzialstudien weisen Agroforstsysteme nach Wäldern mit das höchste Kohlenstoffeinspeicherungspotenzial auf (Ramachandran Nair et al. 2009; Roe et al. 2019). In Europa zeigt das Potenzial zur Kohlenstoffspeicherung in der oberirdischen und unterirdischen Gehölzbiomasse von Agroforstsystemen eine hohe Spannbreite von 0.09 und 7.29 t C/ha/Jahr (0,33 und 26,8 t CO₂Äq./ha/Jahr) (Kay et al. 2019). Die sehr hohe Spannbreite des Klimaschutzpotenzials spiegelt die unterschiedlichen Gehölzdichten in den Agroforstsystemen wider. So wird der untere Potenzialwert von z.B. Heckenreihen an Feldrändern erreicht, die weniger als 5 % der Feldfläche einnehmen. Im Gegensatz dazu werden die oberen Potenzialwerte von Agroforstsystemen mit schnellwachsenden und dicht gepflanzten Gehölzen auf sehr ertragreichen Böden erzielt. Für diese produktiven Standorte besteht allerdings eine hohe Konkurrenz zum Anbau von Lebens- und Futtermittel (Kay et al. 2019). Die Pflanzung von heimischen Arten in Mischung kann zu geringeren C-Bindungen führen, sie reduziert aber das Ausfallrisiko z.B. durch Schädlinge. Die Klimaschutzwirkung von Agroforst ist demnach vom Standort und auch von der Art der angebauten Gehölze und deren Anteil an der Fläche abhängig. In einer Szenarienstudie von Tsonkova und Böhm (2020) wurden auf 50 % der deutschen Ackerfläche (ca. 6 Mio. ha) die Anlage von Agroforstsystemen simuliert, wobei die reine Gehölzfläche 10 % der Ackerfläche (0,6 Mio. ha) einnahm. Die dadurch gewonnene durchschnittliche CO₂-Bindung auf den Gehölzflächen betrug -17 t CO₂/ha/Jahr.

Agroforstsysteme können auch einen wichtigen Beitrag zur Klimawandelanpassung leisten, etwa aufgrund verbesserter Bodeneigenschaften und verminderter Bodenerosion, optimierten Nährstoffkreisläufen und Schutz vor Wind, Regen und Sonne (WBGU 2020b; Dmuchowski et al. 2024). Dadurch kann die landwirtschaftliche Produktivität vor allem auf Grenzertragsflächen erhöht werden (Tilman et al. 2009; Quinkenstein und Kanzler 2018). Folglich könnten mögliche Flächennutzungskonflikte zu einem Teil durch den Gehölzanbau kompensiert werden (Tsonkova und Böhm 2020). Zudem können Gehölzstreifen an Gewässerrändern durch eine Filterung den Eintrag von Nährstoffen und Agrochemikalien in Gewässer und damit die Gewässerbelastung verringern (Zehlius-Eckert et al. 2020)

3.2.5 Fazit

Agroforstsysteme zeichnen sich dadurch aus, dass auf derselben Parzelle Gehölzpflanzen zusammen mit Kulturpflanzen und/oder Nutztieren integriert werden. Dies führt zu:

- einer höheren Strukturvielfalt insbesondere im Vergleich zu Ackerflächen,

- ▶ einem höheren Kohlenstoffgehalt der Fläche im Vergleich zu Ackerflächen und in einem geringeren Umfang zu Grünlandflächen und
- ▶ zu Klimaanpassungen durch verbesserte Nährstoffkreisläufe und Bodeneigenschaften, verringerte Erosion und Produktionssteigerungen auf wuchsschwachen Standorten.

Durch die höhere Strukturvielfalt in Agroforstsystemen steigt die Habitatvielfalt, die Diversität des Nahrungsangebots sowie das Angebot an Korridoren und Trittsteinen (Biotopvernetzung), wovon zahlreiche Artengruppen profitieren, ebenfalls unterstützt durch lange Umtriebszeiten, ein Verzicht von Pestiziden in den Gehölzbereichen und die Anpflanzung heimischer Gehölzarten. Die positive Wirkung von Agroforstsystemen auf die Biodiversität ist vor allem in Landschaften mit geringer Strukturvielfalt zu erwarten, nicht aber in bereits strukturreichen Regionen. Auch sollten auf bereits artenreichen, schützenswerten Flächen wie extensives Grünland keine Agroforstsysteme angelegt werden.

Für die Kohlenstoffeinspeicherungen in der ober- und unterirdischen Gehölzbiomasse können auf der Gehölzfläche durchschnittlich -17 t CO₂ pro ha und Jahr erzielt werden. Die Klimaschutzbeiträge von Agroforstsystemen können aber sehr stark schwanken, was mit ihrer jeweiligen Ausgestaltung und Bewirtschaftungsweise zusammenhängt und letztlich auch vom Standort abhängig ist.

3.3 Organische Böden

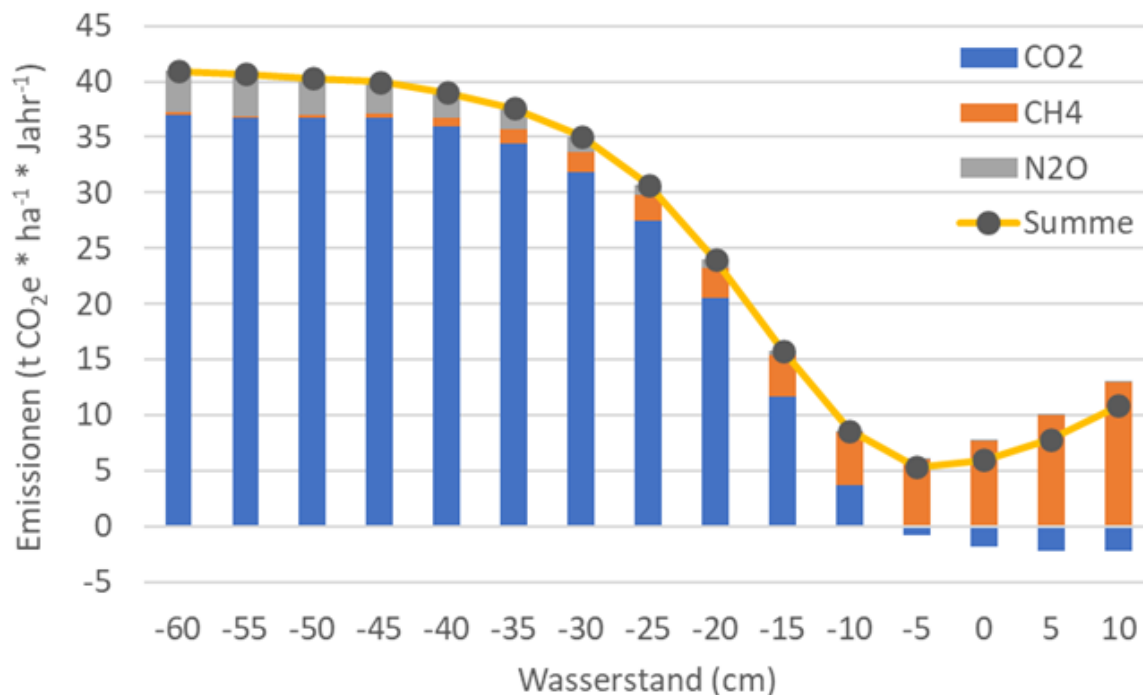
3.3.1 Rolle im ANK

Das ANK soll dazu beitragen, dass mit Maßnahmen zum Moorboden im Jahr 2030 das THG-Minderungsziel der Nationalen Moorschutzstrategie von 5 Mio. t CO₂-Äq. erreicht wird. Hier spielt die Bund-Länder-Zielvereinbarung zum Klimaschutz durch Moorbodenschutz aus dem Jahr 2021 eine wichtige Rolle. Im Zentrum der Vereinbarung stehen Maßnahmen zur großflächigen Wiedervernässung drainierter Moorböden, die landwirtschaftlich genutzt werden.

3.3.2 Fläche und Treibhausgasminderung

In Deutschland befinden sich 323.800 ha Ackerland und 968.300 ha Grünland auf organischen Böden. Organische Böden umfassen Moorfolgeböden und Anmoore. Diese Flächen sind für jährlichen Emissionen von 40 Mio. t CO₂-Äq. verantwortlich. Hinzu kommen im Jahr 2022 12.600 ha Torfabbauf Flächen. Der Torfabbau auf diesen Flächen und die anschließende Torfnutzung emittieren 2,1 Mio. t CO₂-Äq. pro Jahr (UBA 2024). In organischen Böden sind hohe Mengen an organischen Kohlenstoff gespeichert. Bei einer trockenen landwirtschaftlichen Nutzung der Flächen herrschen aerobe Bedingungen im Boden und große Mengen des organischen Kohlenstoffs werden zersetzt. Eine Anhebung der Wasserstände unterbindet diese Zersetzung, gleichzeitig steigt aber unter den anaeroben Bedingungen die Bildung von Methan. In Summe kann bei einem Wasserstand von -5 cm die Emission bei einer trockenen Nutzung von 40 t CO₂-Äq. je ha und Jahr auf 5 t CO₂-Äq. je ha und Jahr reduziert werden (Abbildung 2).

Abbildung 2: Treibhausgasbilanz von Mooren in Abhängigkeit vom mittleren jährlichen Wasserstand



Quelle: Hennenberg und Böttcher (2023). Die Darstellung lehnt sich an Tiemeyer et al. (2020) an.

Die Wiedervernässung kann mit Flächennutzungen wie Paludikultur oder PV-Anlagen (Moor-PV) kombiniert werden. Dabei werden weiterhin hohe THG-Minderung erzielt, gleichzeitig kann aber der Verdienstausschlag für Landwirtinnen und Landwirte geringer ausfallen. Dies wird bei der Kostenbetrachtung in Kap. 3.3.5 aufgegriffen.

Die Effizienz der THG-Minderung auf organischen Böden ist direkt abhängig von den Wasserständen, die auf einer Fläche eingestellt werden. Im Zuge der klimatischen Veränderungen können zwei parallele Entwicklungen erwartet werden. Zum einen werden in den nächsten Jahrzehnten für Deutschland für Niederschläge und Temperatur langfristig positiver Trend erwartet. Bei ausreichendem Wasserangebot und höheren Temperaturen steigt das Potenzial, durch Wiedervernässung THG-Emissionen zu mindern (Bockermann et al. 2024). Zum anderen können ebenso vermehrt extrem Trockenperioden wie in den Jahren 2018-2020 auftreten. Ist eine optimale Wasserstandsregulation vernässter Flächen nicht möglich und sinkt dadurch der Wasserstand vernässter Flächen, treten vermehrt THG-Emissionen auf den Flächen auf (vgl. Abbildung 2). Eine modellgestützte Analyse zur Auswirkung von unterschiedlichen Wasserständen in Reise et al. (2024) zeigt, dass im Jahr 2045 extreme Wasserknappheit zu einem Risiko von THG-Emissionen von bis zu 20 Mio. t CO_2 -Äq. führen kann.⁸ Der Blick sollte aber nicht nur auf die THG-Bilanz gerichtet werden. Da vernässte Moorböden größere Wassermengen speichern, können sie in Trockenperioden auf Landschaftsebene ausgleichend auf den Wasserhaushalt wirken, und so das Risiko für Ernteausschläge mindern und zur Resilienz der Landwirtschaft beitragen. Auch kühlende Effekte durch Verdunstung eines Teils des Wasserkörpers können erwartet werden und einen Beitrag zur Klimaanpassung leisten.

⁸ Annahme: 80 % Wiedervernässung organischer Böden bis zum Jahr 2045. Modellierter Ausgangssituation: 100 % der Fläche mit Wasserstand von -5cm. Annahme von extremer Wasserknappheit: auf allen Flächen nur ein Wasserstand von -20 cm möglich.

3.3.3 Auswirkungen auf die Biodiversität

Die Wiedervernässung von organischen Böden hat auch eine Auswirkung auf die biologische Vielfalt auf diesen Flächen. Artengruppen werden in unterschiedlicher Weise von einer Wiedervernässung beeinflusst. Auch spielt die Art der Nutzung der vernässten Fläche eine Rolle für die biologische Vielfalt (siehe Details in Närmann et al. 2021). Werden zuvor intensiv genutzte Acker- und Grünlandstandorte wiedervernässt, kann mit einer deutlichen Aufwertung der Flächen aus Sicht der biologischen Vielfalt gerechnet werden. Dabei können FFH-Arten⁹ feuchter Lebensräume profitieren, aber auch moortypische Bodenorganismen (vgl. Kapitel 3.1). So sind Synergien zwischen Klima- und Naturschutz grundsätzlich möglich. Eine Flächennutzung als Nasswiese oder Nassweide bietet mehr Lebensraum als z.B. eine Nutzung als Schilf- oder Rohrkolbenfläche. Bei einer Schilf- oder Rohrkolbenflächen kann aber durch höhere Wasserstände ggf. mehr an Treibhausgasemissionen gegenüber Nasswiese oder Nassweide mit leicht niedrigeren Wasserständen erreicht werden (Reichelt und Lechtape 2019; Närmann et al. 2021). Es ist daher zu betonen, dass im Einzelfall eine Flächennutzung an einem Optimum für die THG-Minderung und den Naturschutz ausgerichtet werden wollte. Hier sollten Landwirten, die ihre organischen Böden wiedervernässen und als Paludikultur nutzen, gezielte Fördermaßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt angeboten werden. Zu nennen sind z.B. jährliche Rotationsbrachen (z.B. 5 % der Fläche), Hochschnitt (Mahd 14 cm über Boden anstatt 6-8 cm), Beweidung mit verringerten Tierdichten oder Mahd an verschiedenen Terminen (Staffelmahd) (siehe Details in Luthardt et al. (2024, in Vorbereitung).

3.3.4 Zielsetzungen zur Wiedervernässung organischer Böden und aktueller Stand

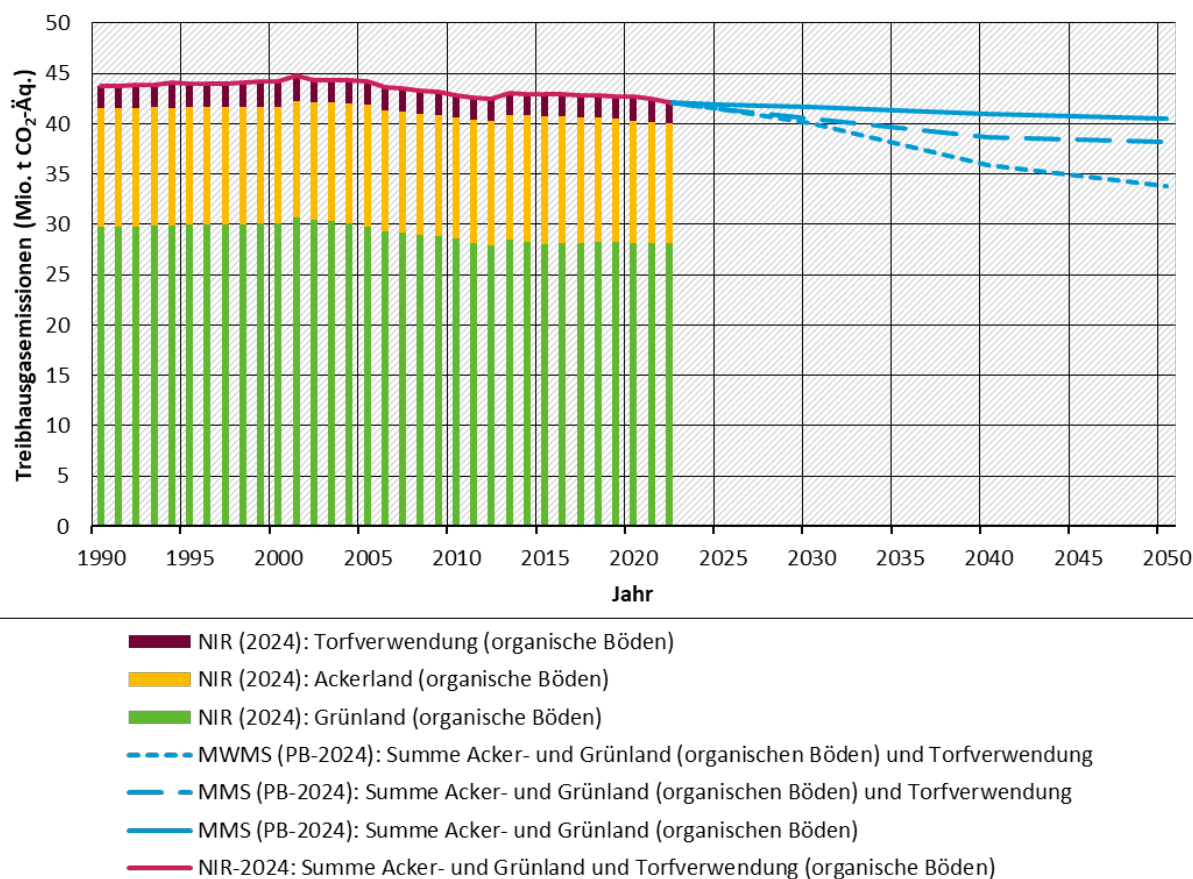
Ein Ziel zur Wiedervernässung von organischen Böden wurde bereits im Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 (BMUB 2014) im Jahr 2014 formuliert: Bis zum Jahr 2020 sollte eine THG-Minderung durch den Schutz von Moorböden von -1,5 bis -3,4 Mio. t CO₂-Äq. erreicht werden. In der Nationalen Moorschutzstrategie (BMUV 2022) wird bis zum Jahr 2030 das Ziel gesetzt, die THG-Emissionen aus organischen Böden bis zum Jahr 2030 um -5 Mio. t CO₂-Äq. zu reduzieren (siehe auch BMEL 2021)¹⁰.

Im Projektionsbericht der Bundesregierung (Harthan et al. 2024) werden als Maßnahmen für den Moorbodenschutz a) die Wiedervernässung von Moorböden und b) die Reduzierung der Torfverwendung in Kultursubstraten bewertet. In Abbildung 3 ist die historischen Veränderungen der THG-Emissionen dieser beiden Quellgruppen sowie deren Projektion nach dem Projektionsbericht der Bundesregierung dargestellt. In den Jahren 1990 bis 2021 lagen die THG-Emissionen der dieser Quellgruppen zwischen 42,3 und 44,7 Mio. t CO₂-Äq. (Abbildung 3). In den Jahren 2015 bis 2021 blieben diese THG-Emissionen – trotz gesetzter Ziele – auf einem weitestgehend konstanten Niveau von gut 42,1 bis 44,8 Mio. t CO₂-Äq.

⁹ Arten der Anhänge II und IV der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie.

¹⁰ Bund-Länder-Zielvereinbarung zum Klimaschutz durch Moorbodenschutz 2021

Abbildung 3: Treibhausgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten organischen Böden und aus der Torfverwendung (historische Daten und Projektion der Bundesregierung)



Quelle: Eigene Darstellung, Öko-Institut nach crf-Tabellen zu (UBA 2024) und Projektionsbericht 2024 (Harthan et al. 2024).

Im Projektionsbericht der Bundesregierung (Harthan et al. 2024) werden zwei Projektionen berechnet:

- Mit-Maßnahmen-Szenario (MMS): Das MMS umfasst alle Klimaschutzmaßnahmen, die bis Ende August 2022 beschlossen und implementiert wurden.
- Mit-Weiteren-Maßnahmen-Szenario (MWMS): Das MWMS berücksichtigt zudem lediglich geplante, jedoch noch nicht implementierte Klimaschutzmaßnahmen.

Laut des Projektionsberichts wird im MMS eine THG-Minderung auf landwirtschaftlich genutzten organischen Böden bis zum Jahr 2030 von -0,5 Mio. t CO₂-Äq. und bis zum Jahr 2045 von -1,4 Mio. t CO₂-Äq. als Wirkung von Agrarumweltmaßnahmen zur moorschonenden Stauhaltung sowie von Moorschutzprojekten der Länder (GAP-Strategieplan) projiziert. Hinzu kommen THG-Minderungen durch die Reduktion der Torfverwendung bzw. durch die Reduktion des Torfabbaus in Deutschland (2030: -1,1 Mio. t CO₂-Äq.; 2045: -2,3 Mio. t CO₂-Äq.). Die Beendigung des Torfabbaus in Deutschland bis zum Jahr 2040 wird durch auslaufende Abbaugenehmigungen erreicht. In Summe werden im MMS THG-Minderungen von -1,6 Mio. t CO₂-Äq. im Jahr 2030 und von -3,7 Mio. t CO₂-Äq. im Jahr 2045 erreicht (Abbildung 3).

Bei hinzuziehen geplanter Klimaschutzmaßnahmen zur Moorwiedervernässung aus dem Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz werden im MWMS zusätzliche THG-Minderung durch Wiedervernässung erreicht (2030: -0,5 Mio. t CO₂-Äq.; 2045: -3,6 Mio. t CO₂-Äq.). In

Summe werden im MWMS THG-Minderungen von -2,1 Mio. t CO₂-Äq. im Jahr 2030 und von -7,3 Mio. t CO₂-Äq. im Jahr 2045 erwartet (Abbildung 3).

Diese Projektionen zum Moorbodenschutz zeigt deutlich, dass die bestehenden und geplanten Klimaschutzmaßnahmen bei weitem nicht ausreichen, um die gesetzten Klimaschutzziele zu erreichen. Dies betrifft zum einen das Ziel, im Jahr 2030 eine THG-Minderung auf organischen Böden von -5 Mio. t CO₂-Äq. zu erreichen (s.o.). Die Zielverfehlung im Jahr 2030 liegt bei Annahme des MWMS bei 2,9 Mio. t CO₂-Äq. Zum anderen wird bis zum Jahr 2045 eine deutliche höhere THG-Minderung durch Moorbodenschutz als die im MWMS modellierte THG-Minderung von -7,2 Mio. t CO₂-Äq. benötigt, um verlässlich das LULUCF-Ziel des Bundes-Klimaschutzgesetzes von -40 Mio. t CO₂-Äq. im Jahr 2045 zu erreichen vgl. (Hennenberg et al. 2021).

3.3.5 Kosten und Hemmnisse

Die Ausführungen in Kapitel 3.3.4 zeigen, dass ein beschleunigter Moorbodenschutz in Deutschland notwendig ist, um Klimaschutzziele zu erreichen. Hohe Potenziale stellt dabei die Wiedervernässung landwirtschaftlich genutzter organischer Böden (vgl. Abbildung 3), von denen hohe Anteile von bis zu 85 % als wiedervernässbar angenommen werden (z.B. Osterburg et al. 2013). Für die übrigen Flächen bestehen insbesondere durch bestehende Infrastruktur (Gebäude, Straßen etc.), aber auch z.T. aus edaphischen¹¹ und naturräumlichen Standortbedingungen Beschränkungen, den Wasserstand anzuheben.

Kosten, die mit der Wiedervernässung zu berücksichtigen sind, sollten Investitionskosten, Betriebskosten und Opportunitätskosten einschließen. Laut Wichmann et al. (2022) berichten Planungs- und Baukosten von Wiedervernässungsprojekte in der Höhe von 1.065 bis 17.555 €/ha. Die Autoren empfehlen, als einen deutschlandweiten Schätzwert 4.000 €/ha anzusetzen. Bei einer THG-Minderung von 25 t CO₂-Äq. je ha (s.o.) und einer Projektlaufzeit von 20 Jahren können in 20 Jahren 500 t CO₂-Äq. je ha eingespart werden. Dies entspricht Vermeidungskosten von 8 €/t CO₂-Äq. Jährliche Betriebskosten können konservativ mit 25 % der Investitionskosten angesetzt werden. So ergeben sich als Abschätzung für Investitions- und Vermeidungskosten 10 €/t-CO₂-Äq. Opportunitätskosten aufgrund der Aufgabe der vorherigen landwirtschaftlichen Nutzung liegen laut der Literaturrecherche in Wichmann et al. (2022) in einem Großteil der landwirtschaftlich genutzten organischen Böden zwischen 20 und 90 €/t CO₂-Äq. bei Maximalwerten von bis zu 155 €/t CO₂-Äq. (Schaller 2015). Je nach Gegebenheit kann es auch sinnvoll sein, den Kaufpreis einer Fläche, anstatt die Opportunitätskosten zu berücksichtigen. Erfolgt nach der Vernässung organischer Böden eine Nutzung als Paludikultur (Närmann et al. 2021, Wichmann et al. 2022) und/oder als Moor-PV (KNE 2024, EEG¹²), können durch die neue Einnahmequelle die Opportunitätskosten verringert werden. Das für Anbauverfahren von Paludikulturen und Vermarktungsstrukturen der Produkte sowie für die Moor-PV aktuell noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf besteht, sind diese Ansätze im ANK genannt.

Trotz Unsicherheiten bei der Ermittlung der Opportunitätskosten kann davon ausgegangen werden, dass für hohe Anteil der landwirtschaftlich genutzten organischen Böden die CO₂-Vermeidungskosten unter 100 €/tCO₂-Äq. liegen.¹³ Zum Vergleich: Der CO₂-Preis für Benzin,

¹¹ Edaphische Standortbedingungen beziehen sich auf die Gesamtheit der chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften des Bodens, die das Pflanzenwachstum und die Vegetation an einem bestimmten Ort beeinflussen. Hierzu zählen z.B. pH-Wert des Bodens, Wasserhaushalt und -speicherfähigkeit, Nährstoffverfügbarkeit und -versorgung, Bodenart und -struktur, sowie Bodentiefe und das Ausgangsgestein.

¹² Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien: BMJ (2014)

¹³ Kosten für die Anlage von Paludikultur-Systemen (Wichmann et al. 2022) sind hier bewusst ausgeklammert. Sie sollten in einer separaten betriebswirtschaftlichen Berechnung einfließen, um zu entscheiden, ob eine Nutzung oder eine Nicht-Nutzung einer Fläche die bessere Option ist.

Heizöl und Erdgas beträgt seit dem 1. Januar 2024 45 €/t CO₂ (Die Bundesregierung 2024), und der Preis für CO₂-Emissionsrechte (EU-ETS) notierte in der ersten Jahreshälfte 2024 zwischen 52 und 80 €/t CO₂ (boerse.de 2024.) In den Rahmendaten zum Projektionsbericht der Bundesregierung wird für das Jahr 2030 ein CO₂-Preis im EU ETS von 109 €/t CO₂ und im Jahr 2045 von 151 €/t CO₂ angenommen.

Auch die Höhe des Preises von Kohlenstoffzertifikaten mit Bezug zu Moorbodenschutz-Projekten zeigen an, wie hoch die Minderungskosten sind. Ein Beispiel sind die s.g. MoorFutures®. Ein MoorFutures-Zertifikat steht für 1 t CO₂, deren Emission im Rahmen eines Projekts zum Moorbodenschutz vermieden wird (Moorfutures 2024b). In die Ermittlung der Kosten für ein MoorFutures-Zertifikat fließen Kosten von Wiedervernässungsprojekten für die Projektplanung, wasserrechtliche Genehmigungs- und Planfeststellungsverfahren, mögliche Entschädigungsleistungen für den Flächennutzer, bauliche Umsetzungsschritte der Wiedervernässung, wissenschaftliches Monitoring (alle 5 Jahre), und Maßnahmen der Öffentlichkeits- und Bildungsarbeit zum Thema Moor- und Klimaschutz ein (Moorfutures 2024a). So variieren CO₂-Preise von MoorFutures zwischen Projekten, z.B. 35, 00 € je MoorFutures im Projekt Polder Kieve (Mecklenburg-Vorpommern), 53,78 € je MoorFutures im Projekt Königsmoor I (Schleswig-Holstein), 67,23 € je MoorFutures im Projekt Rehwiese (Brandenburg), und 74,00 € je MoorFutures im Projekt Königsmoor II (Schleswig-Holstein).

Laut Projektionsbericht der Bundesregierung kann angenommen werden, dass Projekte zum Moorbodenschutz ab dem Jahr 2025 mit 320 Mio. € je Jahr gefördert werden. Bei einem CO₂-Preis von 60 €/t CO₂ entsprechen 320 Mio. € einer THG-Minderung von 5,3 Mio. t CO₂-Äq., die über die in den nächsten 20 Jahre erreicht wird. Insbesondere in den ersten Jahren eines Projekts sind Planungs- und Baumaßnahmen nötig, bevor die Wiedervernässung berginnen und THG-Emissionen gemindert werden können. Dies ist ein Grund für die geringe Minderungswirkung MWMS im Jahr 2030 (vgl. Kap. 3.3.2). In Anlehnung an Hirschelmann et al. (2023) lassen sich die wichtigsten Hemmnisse beim Moorbodenschutz zusammenfassen:

- ▶ Hohe Zeit- und Personalintensität von Genehmigungsverfahren zur Umsetzung von Moorklimaschutz;
- ▶ Mangel an Fachpersonal zur Bearbeitung von Planung, Genehmigung und Umsetzung bei Planungsbüros, Vorhabenträgern, wasserwirtschaftlichen Unterhaltungsverbänden, Kommunen, zuständigen Behörden und Tiefbaubetrieben;
- ▶ Fehlende Verankerung der Moorböden und ihres Schutzes in der Raumordnung (Bodenordnungsverfahren sind z.B. langwierig);
- ▶ Zielkonflikte zwischen dem Ziel Moorklimaschutz und anderen (zum Teil rechtlich begründeten) Zielstellungen und Interessen (z.B. Wasserrecht);
- ▶ Fehlen gesetzlicher CO₂-Minderungsziele durch Moorbodenschutz;
- ▶ Fehlende Bereitschaft von betroffenen Eigentümer:innen und Nutzer:innen für Moorklimaschutzprojekte (Flächenverfügbarkeit) und meist schwieriger und langwieriger Prozess diese zu erhöhen. Auch können in hydrologische zusammenhängenden Gebieten einzelne Akteure andere ausbremsen;
- ▶ Fehlanreize durch die bestehende Förderkulisse (z.B. Flächenprämie im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik).

Um diesen Hemmnissen entgegenzuwirken, sollte Personal ausgebildet und gleichzeitig Planungs- und Genehmigungsverfahren vereinfacht werden. Zudem sollte Moorbodenschutz als (übergeordnetes) öffentliches Interesse gesetzlich verankert werden. Desweiteren braucht es attraktivere Angebote für Eigentümer:innen und Nutzer:innen wie z.B. Tauschflächen, langfristige Förderungen mit Planungssicherheit und angemessene Entschädigungen (Hirschelmann et al. 2023).

3.3.6 Fazit

In Deutschland befinden sich 323.800 ha Ackerland und 968.300 ha Grünland auf organischen Böden. Die trockene landwirtschaftliche Nutzung von organischen Böden führt zu jährlichen Emissionen von über 40 Mio. t CO₂-Äq. Zudem wurden im Jahr 2022 durch Torfabbau auf 12.600 ha und der anschließenden Torfnutzung 2,1 Mio. t CO₂-Äq. pro Jahr emittiert. Mit Maßnahmen zum Moorbodenschutz können hohe THG-Minderungen von über 30 t CO₂-Äq. pro ha und Jahr erreichen. Hohe Anteile der organischen Böden können wiedervernässt werden. Es besteht aber noch Forschungsbedarf, um die genaue Flächenkulisse einzugrenzen und um abzuschätzen welche Wasserstufen in der Fläche möglich sind.

Die Kosten zum Moorbodenschutz durch Wiedervernässung setzen sich aus Investitions- und Betriebskosten sowie Opportunitätskosten gegenüber einer Paludikulturnutzung bzw. der Aufgabe der vorherigen landwirtschaftlichen Nutzung zusammen. Es kann davon ausgegangen werden, dass für hohe Anteil der landwirtschaftlich genutzten organischen Böden die CO₂-Vermeidungskosten zwischen 30 und 100 €/tCO₂-Äq. liegen. Zum Vergleich: Der Preis für CO₂-Emissionsrechte (EU-ETS) notierte in der ersten Jahreshälfte 2024 zwischen 52 und 80 €/t CO₂. Die Bundesregierung zusammen mit den Ländern streben durch Moorbodenschutz eine THG-Minderung von 5 Mio. t CO₂-Äq. bis zum Jahr 2030 an. Laut dem Projektionsbericht der Bundesregierung (Harthan et al. 2024) ist mit bestehenden und geplanten Maßnahmen zum Moorbodenschutz bis zum Jahr 2030 eine THG-Minderung von lediglich von 2,1 Mio. t CO₂-Äq. bzw. eine Zielverfehlung von 2,9 Mio. t CO₂-Äq zu erwarten.

Synergien und Risiken: Eine Wiedervernässung von Acker- und Grünlandflächen führt aus Sicht der biologischen Vielfalt in vielen Fällen zu einer Aufwertung (Närmann et al. 2021). Dies ist aber im Einzelfall zu prüfen, da gerade bei bestehendem artenreichem Grünland bei der Wiedervernässung ein Verlust an wertgebenden Arten auftreten kann. Als ein weiteres Risiko ist zu nennen, dass ausgedehnte Trockenperioden zu außerplanmäßig niedrigen Wasserständen und so zu verringerten THG-Minderungen führen können. Gleichzeitig kann der Wasserkörper in trockenen Jahren ausgleichend auf den Landschaftswasserhaushalt wirken und zur Kühlung beitragen.

Hemmnisse: Trotz politischer Zielsetzungen und Förderprogrammen liegen zahlreiche Hemmnisse vor, weshalb der Moorbodenschutz nur langsam voranschreitet. Zu nennen sind z.B.: hohe Zeit- und Personalintensität von Genehmigungsverfahren, Mangel an Fachpersonal, fehlende gesetzliche CO₂-Minderungsziele durch Moorbodenschutz, fehlende Verankerung der Moorböden und ihr Schutz in der Raumordnung sowie die fehlende Bereitschaft von Eigentümer:innen Flächen bereitzustellen.

3.4 Waldbewirtschaftung und Waldmehrung auf mineralischen Böden

3.4.1 Rolle im ANK

Wälder spielen eine entscheidende Rolle im Klimaschutz, indem sie durch die Aufnahme von CO₂ und die langfristige Speicherung von Kohlenstoff in ihrer lebenden und toten Biomasse sowie im

Waldboden signifikante Beiträge leisten. Gleichzeitig sind Wälder für den Erhalt und die Förderung heimischer Biodiversität von zentraler Bedeutung. Das ANK betont insbesondere die Bedeutung des Schutzes alter, naturnaher Buchenwäldern, für die Deutschland als globaler Verbreitungsschwerpunkt eine besondere Verantwortung trägt. Gleichzeitig sollten auch Wälder mit hohem zukünftigen Kohlenstoffspeicherungspotenzial und geringer Anfälligkeit gegenüber dem Klimawandel geschützt werden (Buotte et al. 2020), um langfristig wertvolle, artenreiche kohlenstoffspeichernde Wälder zu erhalten. Das ANK sieht zudem die Bereitstellung finanzieller Anreize für zusätzliche Klima- und Biodiversitätsschutzleistungen im Privat- und Körperschaftswald vor. Es unterstreicht die Wichtigkeit des Waldumbaus hin zu klimaresilienten Laubmischwäldern, um die Widerstandsfähigkeit der Wälder gegen die Auswirkungen des Klimawandels zu stärken (BMUV 2023). Hierfür werden zusätzliche finanzielle Mittel in Betracht gezogen. Eine weitere im ANK anvisierte Maßnahme ist die Erweiterung der Waldfläche in Deutschland, was die CO₂-Festlegung steigern, die Strukturvielfalt in der Landschaft erhöhen und die Biotopvernetzung verbessern soll. Im ANK werden Regionen mit geringem Waldanteil als Schwerpunktgebiete zur Waldmehrung anvisiert. Die Bundesregierung plant, vorbehaltlich der Haushaltsplanung, zusätzliche Mittel aus dem Klima- und Transformationsfonds (KTF) für den Waldumbau und die Wiederbewaldung bereitzustellen.

3.4.2 Synergien zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz

Die Aufnahme von CO₂ durch Bäume führt zu einer direkten Reduktion des atmosphärischen CO₂-Gehalts. Wälder leisten somit einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz, indem sie als Kohlenstoffsinken und -speicher fungieren (Valade et al. 2017). Gleichzeitig sind Wälder weltweit von zentraler Bedeutung für die Biodiversität, da mehr als die Hälfte aller Arten in Beziehung zu Waldökosystemen steht (FAO; UNEP 2020). Daher sind positive synergetische Effekte sowohl für den Klima- als auch für den Artenschutz zu erwarten, wenn Schutzmaßnahmen für Wälder ergriffen werden. Dabei ergeben sich drei Handlungsfelder, die sowohl den Biodiversitäts- als auch den Klimaschutz betreffen:

- ▶ Der Erhalt von Wäldern,
- ▶ der Umbau und die Nutzung bestehender Wälder und
- ▶ der Aufbau neuer Waldflächen.

Im Folgenden werden diese drei Aspekte näher betrachtet.

3.4.2.1 Erhalt bestehender Wälder

Alte Wälder sind für die Biodiversität und als Kohlenstoffspeicher oft besonders wertvoll (Meyer et al. 2023). Der Begriff „alte Wälder“ umfasst dabei mehr als nur das Vorhandensein alter Bäume und fokussiert sich mehr auf die langfristige Kontinuität als Waldlebensraum. Wesentliche Kriterien, die alte Wälder als komplexe Ökosysteme mit bedeutender ökologischer, klimatischer und biologischer Funktion auszeichnen, sind ihre Bedeutung als Kohlenstoffspeicher sowohl in lebender als auch in toter Biomasse, hohe biologische Vielfalt, ökologische Kontinuität, sowie hohe Strukturvielfalt und das Vorkommen charakteristischer Indikatorarten, die oft auf die spezifischen Bedingungen dieser Wälder angewiesen sind (Barredo et al. 2021). Sie bieten einer Vielzahl von Lebensformen komplexe Lebensräume und zeichnen sich durch eine lange, ununterbrochene Bewaldung aus, die oft bereits seit Jahrhunderten besteht und somit Kontinuität für das Überleben von auf sie angewiesenen Arten

bietet. Ihre hohe strukturelle Vielfalt mit einer Vielzahl an Altersstufen von Bäumen, Totholz und einer vielfältigen Bodenfauna trägt wesentlich zur Stabilität und Resilienz als Ökosystem bei.

Ihr Potenzial als zukünftige Kohlenstoffspeicher kann jedoch begrenzt sein, da die Effektivität der jährlichen Kohlenstoffbindung in Wäldern mit zunehmendem Alter abnimmt (Meyer et al. 2023). Der Wissenschaftliche Beirat für Waldpolitik (WBW) legt in seiner aktuellen Stellungnahme besonderen Wert auf naturnahe Laubwälder und betont, dass Schutzbemühungen nicht nur auf Buchenwälder beschränkt sein sollten, wie es im Koalitionsvertrag der aktuellen Bundesregierung¹⁴ festgehalten ist. Stattdessen sollten alle naturnahen Laubmischwälder berücksichtigt werden (Meyer et al. 2023).

Das Thünen Working Paper 197 (Bolte et al. 2022) befasst sich detailliert mit den im Koalitionsvertrag der Bundesregierung geforderten Einschlagstopp in alten Buchenwäldern und liefert neben der Definition alter Buchenwälder Aussagen zum Schutz und der wirtschaftlichen Bewertung. Demzufolge qualifizieren Wälder mit mehr als 75 % Buchenanteil auf buchengeeigneten Standorten, mit einem Mindestalter von 140 Jahren, und einer Mindestfläche von 1 Hektar als „alte, naturnahe Buchenwälder“. Die Autoren betonen die Bedeutung alter Buchenwälder als Schlüssel zum Erhalt heimischer Biodiversität und wertvoller Kohlenstoffspeicher, weisen aber auch auf Potenzialbegrenzungen für zukünftig anzustrebende Kohlenstoffspeicherleistungen hin. Neben dem Hinweis darauf, dass der Schutz alter Bestände allein nicht ausreicht, um die Klimaziele zu erreichen, wird diskutiert, ob der Einschlagstopp auch für alte Buchenwälder mit signifikanten Beimischungen anderer Baumarten gelten sollte, was eine dementsprechende politische Entscheidung erfordert.

Die mittel- und langfristigen Auswirkungen einer naturnahen Waldbewirtschaftung können sich positiv auf die Biodiversität waldbundener Arten auswirken, insbesondere wenn auch in bewirtschafteten Wäldern adäquate Mengen an Alt- und Totholzstrukturen gefördert und erhalten werden (Müller und Bütler 2010; Thorn et al. 2020). Außerdem tragen höhere Mengen abgestorbener Biomasse signifikant zur Humusbildung bei und fördern die Kohlenstoffspeicherung im Waldboden (Lal 2005). Darüber hinaus erhöht der Humusgehalt die Wasserspeicherkapazität des Waldbodens (Rawls et al. 2003). Wälder mit geschlossenem Kronendach üben einen kühlenden Effekt auf ihre Umgebung aus, wobei das resultierende Waldinnenklima zusätzlich vor Austrocknung schützt (Zellweger et al. 2019). Die Implementierung von Schutzmaßnahmen oder die Extensivierung der Waldbewirtschaftung kann jedoch zu einer Reduktion des verfügbaren Holzrohstoffs führen. Dieser Kompromiss bedarf einer sorgfältigen Abwägung unter Berücksichtigung standortspezifischer und regionaler Anforderungen (Nabuurs et al. 2008). Insgesamt tragen naturnahe Alters- und Baumartenstrukturen zur Resilienz von Waldökosystemen gegenüber Störungen bei und generieren somit Synergien für die Klimaanpassung (Brang et al. 2014).

3.4.2.2 Umbau und Nutzung bestehender Wälder

Viele bewirtschaftete Wälder in Mitteleuropa sind derzeit unzureichend auf den Klimawandel vorbereitet (Forzieri et al. 2021b). Um ihre vielfältigen Ökosystemleistungen zu sichern, ist ein Umbau zu widerstandsfähigeren Ökosystemen dringend erforderlich. Entscheidend ist dabei die Gestaltung dieses Umbaus. Eine diversere Baumartenzusammensetzung kann die Biodiversität schützen und die Widerstandsfähigkeit der Wälder gegenüber Klimawandel, Schädlingen und Störungen erhöhen. Allerdings muss sorgfältig abgewogen werden, da eine höhere Diversität auch das Risiko von Störungen erhöhen kann, indem sie mehr ökologische Nischen für Schädlinge bietet (Mina et al. 2022). Dennoch fördert eine hohe strukturelle und

¹⁴ Dort wird explizit folgendes Ziel formuliert: den Einschlag in alten, naturnahen Buchenwäldern in öffentlichem Besitz zu stoppen“

kompositorische Diversität die ökologische Resilienz (Kneeshaw et al. 2021; Mina et al. 2022). Ein an die regionalen ökologischen Bedingungen angepasstes Management ist für den erfolgreichen Erhalt der Wälder zentral.

In Folge von Sturmereignissen im Jahr 2018, gefolgt von extremen Trockenperioden in den Jahren 2019 bis 2022 und aufgrund der Ausbreitung von Borkenkäfern kam es zu einer großflächigen Schädigung und zum Absterben von Bäumen, insbesondere bei der Fichte. Dies führte zu einem Aufkommen von rund 300 Mio. m³ Kalamitätsholz (Holz, das in Folge von Schadereignissen anfällt) in den Jahren 2018 bis 2023 (BMEL 2024). Die extremen Trockenjahre 2018 bis 2022 führten zu erheblichen Schäden auf ca. 500.000 ha, insbesondere in Fichtenbeständen der tieferen Lagen und Mittelgebirge (BMEL o.J.). Dies verdeutlicht die Anfälligkeit von nicht standortgerechten Beständen mit geringer und nicht an den Standort angepassten Baumartendiversität gegenüber verstärkt und häufiger auftretenden Extremereignissen. Der Verlust der Kohlenstoffsенке im Wald in Deutschland ist noch nicht abschließend quantifiziert, scheint aber aufgrund des plötzlichen Anstiegs des Holzaufkommens erheblich zu sein. Der Waldumbau zu resilienteren Wäldern trägt zum langfristigen Schutz der Kohlenstoffspeicher und Senkenleistung bei, auch wenn die Senkenleistung durch die Entnahme von fehlbestockten Fichten zunächst reduziert ist. Ein Baumartenwechsel kann zudem die Waldbiodiversität fördern, wenn auf eine naturnahe Baumartenzusammensetzung und ein entsprechend an Biodiversitätsziele angepasstes Management geachtet wird (Bauhus et al. 2021).

Selektive Holzernte, bei der Alt- und Habitatbäume sowie solche mit Mikrohabitaten erhalten werden, ist ein wesentlicher Bestandteil einer nachhaltigen Forstwirtschaft, die die Biodiversität fördert (Großmann et al. 2018). Eine artenreiche Baumartenzusammensetzung, strukturelle und funktionelle Diversität, und gemischte Baumaltersstrukturen fördern die natürliche Waldentwicklung, bieten eine größere Vielfalt an Habitaten (Paillet et al. 2018) und erhöhen die Resilienz gegenüber Störungen. Resiliente Wälder können besser auf die Folgen des Klimawandels reagieren und ihre Kohlenstoffspeicher auch bei Extremereignissen stabiler.

Climate Smart Forestry (CSF) ist ein gezielter Ansatz, der zum Klimaschutz im Wald- und Forstbereich beiträgt (Nabuurs et al. 2015) und Synergien mit anderen waldbezogenen Bedürfnissen schafft. CSF basiert auf drei Säulen: 1) Reduzierung und/oder Beseitigung von Treibhausgasemissionen, 2) Anpassung der Waldbewirtschaftung zur Stärkung der Widerstandsfähigkeit, und 3) aktive Waldbewirtschaftung zur nachhaltigen Steigerung der Produktivität bei gleichzeitigem Erhalt aller Ökosystemleistungen (Nabuurs et al. 2015). Durch CSF wird die Vulnerabilität von Wäldern gegenüber Extremwetterereignissen, Kalamitäten und Bränden reduziert und resiliente Bestände geschaffen, was auch der Artenvielfalt zugutekommt.

Der in Biomasse, Totholz und organischem Material im Boden gebundene Kohlenstoff kann durch den Schutz der Wälder über Jahrhunderte gespeichert bleiben (Luyssaert et al. 2008). Die Vermeidung von Entwaldung, und der Schutz bestehender Wälder sind entscheidend für den Klimaschutz, da Abholzung, Degradation und kalamitätsbedingter Verlust von Wäldern zu CO₂-Emissionen führen. Law et al. (2018) konnten zeigen, dass Waldwiederherstellung, Aufforstung, verlängerte Erntezyklen im Privatwald und die Beschränkung der Holzentnahme in öffentlichen Wäldern die Netto-Kohlenstoffbilanz in kohlenstoffreichen Wäldern Oregons bis zum Jahr 2100 um 56 % erhöhen könnten, wobei die beiden letztgenannten Maßnahmen den größten Beitrag leisten.

Gesunde Wälder schützen vor den Auswirkungen des Klimawandels, etwa durch Hochwasser- und Erosionsschutz und als Wasserspeicher („Schwammfunktion“ von Wäldern). Wo das weitverzweigte Wurzelwerk der Bäume intakt ist, gibt es dem Boden Halt und schützt vor Erd-

und Hangbewegungen sowie Schneelawinen in steilem Gelände (Schutzwaldfunktion im Gebirge), sowie vor Erosion durch Wind und Wasser (LWF 2013; Hillebrand et al. 2023). Die Bedeutung von Wäldern für einen gesunden Wasserhaushalt wurde beispielsweise in einer für den Naturschutzbund Deutschland erstellten Literaturstudie (Reise et al. 2020) hervorgehoben. Um Wälder vor den Auswirkungen des Klimawandels zu schützen, muss Wasser möglichst lange im Wald gehalten und Wälder so umgestaltet werden, dass klimatische Extreme ihre Vitalität und Funktionen möglichst wenig beeinträchtigen. Naturnahe Laubmischwälder mit geschlossenem Kronendach sind hierfür von zentraler Bedeutung, da sie das Waldinnenklima fördern und schützen (Heitzler 2019). Zur Erhöhung der Wasserspeicherkapazität ist eine natürliche Humus- und Bodenbildung durch ausreichend vorhandene lebende und abgestorbene Biomasse vorteilhaft (Floriancic et al. 2023). Totholz, sowohl in stehender als auch liegender Form, bindet Wasser und trägt somit wesentlich zur Wasserrückhaltung und Schaffung eines feuchten Waldinnenklimas bei (Klamerus-Iwan et al. 2020; Floriancic et al. 2023). Gleichzeitig bietet Totholz wertvolle Lebensräume für zahlreiche Arten und fördert somit die Biodiversität (Siitonen 2001; Schuck et al. 2004; Stokland et al. 2012). Eine hohe Biodiversität wird begünstigt, wenn Totholz verschiedener Baumarten in unterschiedlichen Zersetzungsstadien vorhanden ist (Vogel et al. 2020; Radu 2006).

Artenreiche, funktional vielfältige und klimaangepasste Wälder spielen eine entscheidende Rolle bei der Begrenzung von Klimawandelauswirkungen durch ihre regulierenden Effekte auf lokale und regionale Wasserkreisläufe (Esquivel et al. 2020). Aktuelle Studien heben die signifikante Rolle von Wäldern bei der Klimabildung hervor, die durch Mechanismen wie die Freisetzung von Wasserdampf in die Atmosphäre, die Beeinflussung von Niederschlagsmustern und der Regulierung von Oberflächentemperaturen die Verfügbarkeit von Wasserressourcen unterstützen (Ellison et al. 2017; Teuling et al. 2019; Gribovszki et al. 2019). Da artenreiche, funktional vielfältige Wälder widerstandsfähiger gegen Krankheiten und Schädlinge sind (Jactel et al. 2021), trägt der Erhalt der natürlichen Vielfalt in Waldökosystemen wesentlich zum natürlichen Klimaschutz bei (Hisano et al. 2018). Eine nachhaltige Waldbewirtschaftung, die die natürlichen Funktionen der Wälder fördert, die Biodiversität erhält und die Kohlenstoffspeicherung optimiert, kann dazu beitragen, die Auswirkungen des Klimawandels zu mildern und die langfristige wirtschaftliche Nutzbarkeit von Waldressourcen gewährleisten (Paul 2019).

3.4.2.3 Aufbau neuer Waldflächen

Die Schaffung neuer Waldflächen, die s.g. Waldmehrung, kann durch gezielte Aufforstung oder durch Zulassen einer natürlichen Sukzession erfolgen. Auch Mischformen mit mehr oder weniger starken waldbaulichen Maßnahmen sind möglich. Die Waldmehrung, insbesondere auf ehemaligen Ackerflächen, bietet mittel- und langfristig Vorteile für den Klimaschutz im Vergleich zum herkömmlichen Feldfruchtanbau. Diese Vorteile beruhen auf der kontinuierlichen Zunahme von lebender Biomasse und Bodenkohlenstoff bei erfolgreicher Waldetablierung. Synergien mit dem Biodiversitätsschutz treten besonders dann auf, wenn standortgerechte naturnahe Baumarten gefördert werden. Die Förderung von Sukzession kann durch ihre unterschiedlichen Stadien eine Vielzahl von Arten unterstützen. Die Mehrung der Waldfläche in Regionen mit wenig Waldfläche und dort, wo Waldflächen sinnvoll miteinander verbunden werden könnten, trägt die Maßnahme zusätzlich zum Biotopverbund bei. Ein angestrebter Biotopverbund, wie im ANK hervorgehoben, ist entscheidend für die Wanderung von Arten, insbesondere in Zeiten rascher Umweltveränderungen, die Anpassungen an den Klimawandel erfordern.

Bei der Flächenauswahl sollte berücksichtigt werden, ob der Schutz von Offenlandbiotopen in der Region Vorrang vor der Waldmehrung hat. Waldmehrung ist insbesondere dann sinnvoll, wenn die Vorteile einer Flächenumwandlung in Wald überwiegen und die langfristigen Folgen

sorgfältig abgewogen wurden. So sollte die Waldmehrung auf extensiv genutztem und artenreichem Grünland und anderen seltenen, schützenswerten Offenlandbiotopen vermieden werden. Eine integrierte Betrachtung der Ökosystemdienstleistungen verschiedener Ökosysteme kann das Trilemma der Landnutzung umgehen und verhindert eine einseitige Fokussierung auf Kohlenstoffspeicherung und Klimaschutz durch Waldmehrung (Veldman et al. 2019; Tölgyesi et al. 2022; Temperton et al. 2019; Rohatyn et al. 2022).

Der Nutzen neuer Waldflächen für Klima- und Biodiversitätsschutz hängt stark von der Art und Weise ab, wie Flächen (wieder-) bewaldet werden (Di Sacco et al. 2021). Falsch durchgeführte Wiederbewaldungs- und Aufforstungsmaßnahmen können gegenteilige Effekte haben, Emissionen langfristig erhöhen und der Artenvielfalt schaden. Di Sacco et al. (2021) formulierten in ihrer Untersuchung „10 goldene Regeln für die Wiederbewaldung“. Den Autor:innen zufolge können bei der Wiederbewaldung viele Fehler gemacht werden. Wenn Initiativen jedoch die lokalen Gegebenheiten beachten, eng mit der Wissenschaft zusammenarbeiten und aus bisherigen Erfahrungen lernen, bietet die Wiederbewaldung eine große Chance. Diese Regeln basieren auf der Synthese langjähriger Erfahrungen mit vielen vergangenen und aktuellen Wiederbewaldungsprojekten.

10 goldene Regeln der Wiederbewaldung nach Di Sacco et al. (2021)

- (1) zuerst bestehende Wälder schützen;
- (2) mit allen Beteiligten zusammenarbeiten;
- (3) mehrere Ziele gleichzeitig vor Augen haben und die Biodiversität schützen;
- (4) geeignete Flächen auswählen;
- (5) auf natürliche Fähigkeiten zur Regenerierung setzen;
- (6) geeignete (Baum-)Arten wählen;
- (7) resilientes Saatgut verwenden;
- (8) vorausplanen;
- (9) adaptive Managementstrategien nutzen;
- (10) das Projekt ökonomisch nachhaltig gestalten (um Langfristigkeit zu sichern).

3.4.2.4 Konfliktpotenzial zwischen Klima- und Waldnaturschutz

Trotz zahlreicher Synergien zwischen Klima- und Waldnaturschutz können Konflikte und Spannungen auftreten. Es gilt, eine Balance zwischen dem Bestimmen der Waldstruktur (Baumarten, Altersverteilung, Totholzstrukturen), der Entnahme von Bäumen, der Kohlenstoffspeicherung und dem Schutz der Biodiversität zu finden. Monokulturen und Intensivnutzung mögen ökonomisch betrachtet attraktiv erscheinen, insbesondere dann, wenn der Bedarf an Holz in einer biomassebasierten Ökonomie steigen sollte. Dies wäre jedoch im überwiegenden Teil der Wälder kontraproduktiv für die Ziele der Klimaanpassung, des Klimaschutzes und für die Förderung der Biodiversität. Eine Verstärkung des Holzeinschlages steht im Widerspruch zur langfristigen Kohlenstoffspeicherung in möglichst naturbelassenen Wäldern und beeinträchtigt durch das Fehlen von Alt- und Totholzstrukturen den Schutz der Biodiversität. Insbesondere wenn Baumarten nach maximalen Erträgen (möglicherweise auch in

Monokulturen) gewählt werden und sie wenig zur Artenvielfalt beitragen, entsteht ein Spannungsfeld zwischen wirtschaftlichen und ökologischen Zielen.

Zusätzlich besteht ein potenzieller Konflikt zwischen dem Erhalt der Biodiversität und der Maximierung der Kohlenstoffeinspeicherung. Die Kohlenstoffaufnahme aus der Atmosphäre ist bei den meisten Baumarten in den frühen bis mittleren Jahrzehnten ihres Wachstums am höchsten. Allerdings fehlen Wäldern, die überwiegend aus Bäumen dieser Altersklassen bestehen, die älteren Bäume, bzw. die Totholzstrukturen, die wiederum für die Waldbiodiversität wichtig sind. Natürliche Störungen wie Trockenheit, Stürme und massenhaftes Auftreten von baumschädigenden Insekten führen zur Schwächung oder gar zum Absterben von Bäumen und reduzieren somit die Kohlenstoffspeicherung.

Ein weiteres Problem betrifft das Management des Wasserhaushaltes. Aufgrund einer zunehmenden extremen Verteilung von Niederschlägen, die sowohl Dürreperioden, als auch flutartige Niederschläge bedeuten können, erhält ein resilienter Landschaftswasserhaushalt eine immer größere Bedeutung für die Landnutzung und die Ökosysteme insgesamt. In bestimmten Regionen kann der Wasserbedarf von Wäldern mit dem Bedarf der Landwirtschaft und der Siedlungsräume konkurrieren. Daher ist es grundsätzlich wichtig, den Wasserbedarf durch Landnutzung und Industrie entsprechend zu managen. Aus waldbaulicher Sicht kann die Baumartenwahl, die Neubildung von Grundwasser und somit den Gesamtwasserbedarf eines Waldbestandes durchaus beeinflusst werden. In Reise et al. (2020) werden hierzu wissenschaftliche Erkenntnisse zusammengefasst. Kurz zusammengefasst, sickert bei Laubbäumen, wie Buchen, allein aufgrund dessen, dass sie nur saisonal belaubt sind, mehr Wasser in den Boden, als bei Nadelbäumen (Müller 2019).

3.4.2.5 Fazit

Zwischen Klima- und Waldnaturschutz bestehen eine Reihe von Synergien, aber auch Konfliktpotenziale, was eine sorgfältige Zielabwägung unabdingbar macht. Ein zentraler Konflikt ergibt sich aus dem Spannungsverhältnis zwischen der Entnahme von Biomasse zur Holzproduktion und dem Ziel, im Wald Kohlenstoff zu speichern sowie die Biodiversität zu schützen. Die verstärkte Holznutzung kann die langfristige Kohlenstoffspeicherung in naturbelassenen Wäldern gefährden, insbesondere wenn zusätzlich Monokulturen erhalten werden. Darüber hinaus ist der Erhalt naturnaher Wälder entscheidend für den Klima- und Biodiversitätsschutz, auch wenn dieser allein nicht ausreicht, um die Klimaziele zu erreichen. Alte, naturnahe Laubmischwälder sind von besonderer Bedeutung, da sie wertvolle Kohlenstoffspeicher darstellen und Lebensräume für viele Arten bieten.

Der Umbau bestehender Wälder zu resilienteren Waldökosystemen ist notwendig, um den Herausforderungen des Klimawandels zu begegnen. Eine artenreiche Baumartenzusammensetzung kann die Widerstandsfähigkeit der Wälder erhöhen. Die Schaffung neuer Waldflächen, insbesondere auf ehemaligen Ackerflächen, bietet langfristige Vorteile für den Klimaschutz, wenn standortgerechte und heimische Baumarten gefördert werden. Dabei sollte jedoch auch der Schutz von ökologisch wertvollen Offenlandbiotopen, insbesondere artenreiches Grünland, berücksichtigt werden. Aufforstung ist sinnvoll, wenn die Vorteile einer Umwandlung in Wald klar überwiegen und die langfristigen Folgen sorgfältig abgewogen werden.

Gut gemeinte aber schlecht durchgeführte Wiederbewaldungsmaßnahmen z.B. auf Kalamitätsflächen können negative Effekte haben und die Emissionen erhöhen. Daher ist eine enge Zusammenarbeit mit der Wissenschaft und das Lernen aus bisherigen Erfahrungen entscheidend, um die Chancen der Wiederbewaldung optimal zu nutzen und resiliente, klimaangepasste, artenreiche und zukunftsfähige Wälder zu begründen. Insgesamt erfordert die Vereinbarkeit von Klima- und Waldnaturschutz eine integrierte Betrachtung der

Ökosystemdienstleistungen auf Landschaftsebene und eine sorgfältige Abwägung der verschiedenen Interessen, um sowohl den Klimaschutz als auch den Erhalt der Biodiversität zu gewährleisten.

Tabelle 2: Zusammenfassung der Wirkung von Maßnahmen des natürlichen Klimaschutzes im Wald auf die CO₂-Speicherung, Waldbiodiversität und andere Ökosystemleistungen (ÖSL)

Maßnahme	Wirkung CO ₂ -Speicherung im Wald	Wirkung auf Waldbiodiversität	Wirkung auf weitere Ökosystemleistungen	Unsicherheiten
Vorratsaufbau und Schutz von Laub- und Mischwäldern	Schneller Aufbau und Erhalt	Positiv, wenn in naturnahen Wäldern	Kurz bis mittelfristig verringertes Holzaufkommen; höhere Wasserspeicherkapazität; Kühlungseffekt	Zunehmende Störungen können die Langfristigkeit gefährden
Waldumbau	Kurzfristiger Rückgang; mittel- bis langfristiger Aufbau	Positiv, wenn mehr naturnahe Mischbestände	Kurzfristiges erhöhtes Holzaufkommen	Baumartenwahl in Zeiten des Klimawandels
Waldmehrung	Mittel- bis langfristiger Aufbau	Positiv, bei entsprechendem Management und naturschutzfachlicher Flächenauswahl	Förderung der typischen Wald-ÖSL insbesondere auf Flächen mit geringem Waldanteil	Flächenverfügbarkeit und Baumartenwahl

Quelle: Eigene Darstellung; Öko-Institut

3.4.3 Die Buche im Klimawandel

Die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) ist die häufigste Laubbaumart in den Wäldern Deutschlands, und damit eine zentrale Baumart in der Forstwirtschaft. Folglich ist es notwendig, ihre Reaktionen auf den Klimawandel zu untersuchen, um Risiken für den Fortbestand der Buche in deutschen Wäldern abschätzen zu können. Leuschner et al. (2023) untersuchten das Anpassungspotenzial von Buchen an wärmeres und trockeneres Klima in Norddeutschland und führten dazu dendrochronologische Studien durch. Ihre Ergebnisse zeigen, dass bereits seit den frühen 1980er Jahren zwei Drittel der Buchenwälder persistent negative Wachstumstrends bei den dominanten Bäumen zeigen. Dulamsuren et al. (2017) kommen zu ähnlichen Ergebnissen für niedrige Höhenlagen, und beobachteten gleichzeitig Zuwachssteigerungen in höheren Lagen. Als Treiber für diesen Trend werden die langfristige Verschlechterung der klimatischen Wasserbilanz im Sommer und lokal eine Abnahme von Niederschlägen im Sommermonat Juni ausgemacht. Pfenninger et al. (2021) konnten jedoch auch zeigen, dass in den Trockenjahren 2018/19 innerhalb von Beständen benachbarte Buchen unterschiedlich stark von Trockenschäden betroffen waren. Die Trockenheitsresistenz einzelner Buchen hängt den Autor:innen zufolge vom Genotyp ab und ist variabel. Demnach ist die Trockenheitsresistenz bei der europäischen Buche ein moderat polygenetischer Trait, der gut auf natürliche Selektion, selektives Management und Zucht ansprechen sollte.

Das Aktionsprogramm natürlicher Klimaschutz des BMUV verweist auf die Bedeutung von alten, naturnahen Buchenwäldern für den Klima- und Biodiversitätsschutz und erneuert die Zusage der Bundesregierung aus ihrem Koalitionsvertrag, zunächst die in Bundesbesitz befindlichen

Wälder dieser Art zu schützen. Mit Ländern und Kommunen soll eine freiwillige Initiative zu diesem Zweck entwickelt werden, des Weiteren sind Umsetzungsmöglichkeiten für private Landbesitzende geplant (BMUV 2023).

3.4.3.1 Einfluss von Standort und Bewirtschaftung

Die Reaktion der Buche hängt dabei auch maßgeblich vom Standort ab. Eine geringe Bodenwasserspeicherkapazität erhöht die Klimasensitivität des Zuwachses und die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von trockenstressbedingten Schädigungen. Buchenpopulationen auf trockeneren Standorten zeigen eine gewisse Anpassung an Trockenheit (reduzierte Stomataleitfähigkeit, Turgorverlustpunkt¹⁵ bei negativeren Wasserpotenzialen, verstärkte Kohlenstoffallokation in die Wurzeln). Dies kompensiert jedoch die erhöhte Klimavulnerabilität verglichen mit Populationen auf feuchteren Standorten nur teilweise (höhere Wachstumseinbußen, höhere Sensitivität des Wachstums gegenüber klimatischer Wasserbilanz, siehe (Leuschner et al. 2023)). Wuchsgebiete mit weniger als 350 mm Niederschlag während der Wachstumsperiode sind bereits bei gegenwärtigen Klimabedingungen vulnerabel; dies betrifft ca. die Hälfte der von Leuschner et al. untersuchten Region. Bei fortschreitender Erwärmung und Aridifizierung wird der größte Teil Norddeutschlands für die Buche diesen Ergebnissen zufolge innerhalb der nächsten Baumgeneration als Standort ungeeignet werden. Auf edaphisch schwierigen Standorten mit geringer Bodenwasserspeicherkapazität, hohen Tongehalten, Südexposition, und ähnlichen Ungünstfaktoren wird daher bereits heute von der Bayrischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft ein aktiver Umbau von Buchenbeständen zu Mischwäldern mit klimatoleranteren Arten wie Edelkastanie, Zerreiche, Flaumeiche, Schwarzkiefer oder Atlaszeder empfohlen, um dem Überschreiten kritischer Veränderungen im Bestandesinnenklima durch das Absterben alter bestandsbildender Buchen nicht hinterher zu laufen. Auf hinsichtlich Wasserversorgung, Exposition und Nährstoffgehalt günstigeren Standorten wird empfohlen, die Buche zu erhalten, aber sinnvoll mit Arten zu mischen, die eine bessere Perspektive im Klimawandel haben (LWF 2024a). Generell gilt, dass Buchen in Mischbeständen weniger dürreempfindlich sind (Chakraborty et al. 2017), ebenso Buchen in langfristig unbewirtschafteten Beständen (Mausolf et al. 2020). Weitere Erkenntnisse zum Einfluss der Bewirtschaftungsform auf die Trockenheitsresistenz ergaben folgendes: In Extremjahren steigt die Mortalität unterdrückter Individuen (Meyer et al. 2022), und in bewirtschafteten Beständen nimmt die Mortalität der Bäume mit großen Kronen in Trockenjahren zu (Meyer et al., 2022). Gleichzeitig können schwere Böden Trockenheitseffekte verstärken (Obladen et al. 2021), d.h. die Bodeneigenschaften sind ein wichtiger modulierender Faktor (Leuschner et al. 2023). Geschützte, gut versorgte Standorte und hohe Bodenwasserspeicherkapazität reduzieren die Dürreanfälligkeit von Buchenbeständen (Mellert et al. 2018).

3.4.3.2 Baumphysiologische Aspekte

Buchen sind anisohydrische Bäume, d.h. ihre für die CO₂-Aufnahme und Wasserdampfabgabe benötigten an den Blattunterseiten befindlichen Spaltöffnungen (Stomata) bleiben auch bei Trockenstress noch lange geöffnet (Leuschner et al. 2023). Dies bedingt eine erhöhte Anfälligkeit für Xylem-Embolien, d.h. Unterbrechungen des Wasserflusses in den Wasserleitbahnen im Stamm durch das Eindringen von Luft bzw. die Entstehung von

¹⁵ Der Turgorverlustpunkt ist ein physiologischer Parameter, der beschreibt, bei welchem Wasserpotenzial die Turgorspannung, d.h. der zellinterne Druck, in Pflanzenzellen auf null sinkt, was zum Welken der Pflanze führt. Es ist ein kritischer Zustand, der auftritt, wenn die Wasseraufnahme nicht mehr ausreicht, um den Wasserverlust durch Verdunstung auszugleichen, und an die Dürretoleranz von Pflanzen geknüpft.

Wasserdampf, was je nach Ausmaß zu Verlichtung, partiellem Kronenverlust und schlimmstenfalls zum Absterben führen kann (Walther et al. 2021; Arend et al. 2022). Laubverlust ist bei Buchen eine Folge von aufgetretenem Embolismus, keine präventive Reaktion, um das Embolismusrisiko zu reduzieren (Walther et al. 2021). Buchen sind physiologisch demnach grundsätzlich nicht an häufigen Trockenstress angepasst. Regelmäßige Niederschläge während der Vegetationsperiode sind wichtig für das Gedeihen der Buche. Buchen in warmtrocknen Gebieten zeigen dennoch eine höhere Dürresistenz (Muffler et al. 2020), vermutlich durch morphologische und physiologische Anpassungen in den Blättern (Weithmann et al. 2022). Diese Erkenntnisse decken sich mit den eingangs beschriebenen Ergebnissen von Pfenninger et al., die darauf hinweisen, dass die Trockenresistenz einzelner Buchen vom Genotyp abhängig ist.

Minimumbedingungen für Buche nach Bolte et al. (2007)

- ▶ Jahresniederschlag > 500 mm, bzw. > 250 mm in Wachstumsperiode (Mai – Sept.);
- ▶ Mediantemperatur im Juli < 19°C;
- ▶ Weniger als 141 Frosttage (Tagesminimum unter 0 °C);
- ▶ Mediantemperatur Januar > -3 °C;
- ▶ > 271 Tage mit Mediantemperatur ≥ 7 °C;
- ▶ Keine Winterfröste mit $T < 35$ °C oder starke Spätfröste;
- ▶ Keine extreme Hitze oder Dürre.

Da Buchen ein feuchtes und kühles Waldinnenklima bevorzugen, reagieren sie empfindlich auf Störungen und Schadereignisse, die durch den Klimawandel verstärkt auftreten und negative Effekte auf das Bestandsinnenklima verursachen können. Durch Störungen entstandene Lücken im Bestand führen lokal zu einer Temperaturerhöhung und verstärken Wasserdampfdefizite, was Trockenstressbedingungen zusätzlich verschärft (Thom et al. 2020). Die mikroklimatische Pufferkapazität der Bestände reduziert sich infolgedessen. Ein störungsbedingtes Aufbrechen des Kronenschlusses im Bestand bedingt bei der Buche außerdem ein erhöhtes Risiko für direkte Stammschäden durch Sonne (Stamm-Sonnenbrand, (Hohnwald et al. 2020).

Hat durch vorhergegangene Trockenheitsereignisse bereits eine Vorschwächung stattgefunden, erhöht dies die Trockenheitsempfindlichkeit im Fall erneuter Dürreperioden zusätzlich und steigert das Mortalitätsrisiko von Buchen (Obladen et al. 2021). Durch Dürre geschwächte Buchen sind anfälliger für Schäden durch sekundären Schädlingbefall (Triebenbacher et al. 2022; Langer und Bußkamp 2023; Rukh et al. 2023) und Vitalitätsverlust (Langer und Bußkamp 2023). So folgt aus den häufigen Dürren eine erhöhte Anfälligkeit für Befall mit Buchenprachtkäfer und Pilzinfektionen. Der Buchenvitalitätsverlust war bereits während des Sommers 2018 zu beobachten und führte zu starke Kronenverlichtung, sowie reduzierter Stamm- und Bruchstabilität. Die durch den Klimawandel verstärkte Sonnenexposition begünstigt weitere Schädigungen durch Prachtkäferbefall (Brück-Dyckhoff et al. 2019).

Die beschriebenen baumphysiologischen Aspekte sollten bei Managemententscheidungen berücksichtigt werden.

3.4.3.3 Saisonale Effekte durch den Klimawandel

Der Klimawandel verändert die Saisonalität im Wald, was weitere Risiken für die Buche zur Folge hat. Ein früherer Austrieb im Frühling erhöht das Risiko für das Erleiden von Spätfrostschäden und damit einhergehenden Verringerung im Zuwachs, z.B. (Rubio-Cuadrado et al. 2021). Die resultierenden Schäden können durch Speicherreserven teilkompensiert werden, was aber mit Zuwachseinbußen verbunden ist (D'Andrea et al. 2019).

Das verstärkte Auftreten von Dürresommern verkürzt die Vegetationsperiode im Herbst, da wassergestresste Buchen mit vorzeitiger Laubseneszenz und Blattabwurf reagieren (Walthert et al. 2021).

Klimatische Trockenheit im Juni wirkt sich besonders negativ auf den Radialzuwachs der Buche aus, was sich auf trockenen Standorten verschärft (Leuschner et al. 2023). Dies legen Monitoringergebnisse von 30 Standorten in Norddeutschland mit steilem Niederschlagsgradient (500 – 850 mm Jahresniederschlag) nahe. Standorte mit > 360 mm Niederschlägen in der Wachstumsperiode zwischen April – September zeigen seit den 1980er Jahren eher konstante Zuwächse. Auf Standorten mit < 360 mm Niederschlag in der Wachstumsperiode ist hingegen ein negativer Trend im Zuwachs zu beobachten. Eine hohe Stammdichte im Bestand verschärft dabei die Wassermangeleffekte. Die interannuelle Zuwachsvariabilität hat seit den 1980er Jahren zugenommen, mit höherer Variabilität auf trockeneren und sandigeren Standorten.

3.4.3.4 Buchenwälder und Biodiversität

Ein zusammenhängendes Netzwerk von Buchenrein- und -mischwäldern ist für den Biodiversitätserhalt erforderlich, um Wander- und Ausbreitungskorridore zu gewährleisten und klimabedingten Artenverlusten vorzubeugen. Isoliert für sich betrachtet sind Buchenreinbestände im westlichen Mitteleuropa jedoch sehr arm an Habitatspezialisten, d.h. es gibt kaum Arten, die ausschließlich nur in Buchenwäldern vorkommen und leben können („inkorporierte Biodiversität“, Walentowski et al. 2010).

Die Buche hat ein hohes Kronenschlusspotenzial und schafft Tiefschattenbedingungen in Beständen, bevorzugt selbst ein kühlfeuchtes Bestandsklima, und produziert gerbstoffreiche, schlecht zersetzbare Laubstreu, was eine Neigung zur Bestandsdominanz zur Folge hat. Dies verringert die Baumartendiversität an buchenreichen Standorten (LWF 2024b). Menschliches Waldmanagement erleichtert die Entstehung und den Erhalt von Mischwaldstrukturen anstelle von Buchenreinbeständen. Ohne Management entwickelt sich die Artenvielfalt vieler Mischbestände rückläufig, da die Buchendominanz zunimmt (Schmid et al. 2016). Ein gegenläufiger Trend ist lediglich dort zu beobachten, wo die Konkurrenzkraft der Buche durch häufig auftretende trockene Hitze und geringe Luftfeuchtigkeit gegenüber Eichenarten geschwächt ist.

Eichen und Linden sind als Habitatbäume für viele Arten besser geeignet als Buchen. Abgestorbene Buchen zersetzen sich rasch und brechen durch Weißfäuledurchdringung um, was ungünstige Voraussetzungen für die Ausbildung langlebiger Mulmhöhlen bedeutet. Außerdem sind viele xylobionte Arten thermophil und daher eher mit Eichen assoziiert. Buchenbestände sind durch ihr feuchtes Bestandsinnenklima zwar pilzfreundlich und damit auch förderlich für damit assoziierte Arten wie Insekten, Hornmilben, und Stocherspechte, doch insgesamt sind Buchenbestände nur für wenige Artengruppen überdurchschnittlich wertvoll; sie sind verglichen mit anderen mitteleuropäischen Waldgesellschaften nur durchschnittlich bis unterdurchschnittlich artenreich (LWF 2024b). Hervorzuheben ist folgender Aspekt: Für die Biodiversität kann der klimawandelbedingte Vitalitätsverlust der Buche in tieferen Lagen sogar vorteilhaft sein, da eine Auflichtung der Waldstruktur, eine Zunahme an Habitatbaumstrukturen

und Totholz, und die zunehmende Konkurrenzkraft anderer Mischbaumarten für mehr Diversität sorgen. Besonders artenreiche Gemeinschaften mit zahlreichen Spezialisten und Regionalendemiten finden sich im westlichen Mitteleuropa vor allem in lichten, vielschichtig aufgebauten Eichenmischwäldern, Hangmischwäldern und Hartholzauenwäldern. Eine Entwicklung biodiversitätsrelevanter Alt- und Zerfallsphasen in ungenutzten Buchenwäldern wird sich zukünftig erst noch entwickeln, während die jetzigen Buchenwälder dafür oft noch zu jung sind (LWF 2024b). Die Rolle von Buchenwäldern für die Biodiversität ist damit vielschichtig, jedoch lässt die Entwicklung von Buchenreinbeständen hin zu mehr Mischwäldern, in denen die Buche nicht dominiert, eher positive Auswirkungen auf die Biodiversität erwarten.

3.4.3.5 Fazit

Bereits seit den 1980er Jahren weist die Buche auf trockeneren, wärmeren Standorten insbesondere in Tieflandlagen Deutschlands sowie auf bodenbedingt schwierigen Standorten Zuwachsrückgänge auf, während Zuwachssteigerungen vor allem in höheren, nicht-wasserlimitierten Lagen zu verzeichnen sind. In den Extremjahren 2018 – 2020 erlitten zahlreiche Bestände ausgeprägte Schäden und Kronenverlichtung sowie erhöhte Mortalität. Im Gegensatz zur Fichte treten die Schädigungen bei Buchen eher graduell auf und äußern sich in zunehmenden Vitalitätsverlusten und Anfälligkeit für Befall mit sekundären Schadorganismen. Wiederholte Dürre führt zu kumulativen Schäden und einer Sensibilisierung mehrfach betroffener Bäume. Innerartlich vorhandene genetische Variabilität lässt eine begrenzte Kapazität zur Anpassung an trockenere und wärmere Bedingungen vermuten. Im Reinbestand bietet die Buche wenig Raum für Habitatspezialisten und ist verglichen mit anderen Waldgesellschaften eher unterdurchschnittlich artenreich, so dass eine Durchmischung mit anderen Baumarten wie Eiche, Hainbuche, Linde und weiteren Mischbaumarten diversitätsfördernd wirkt. Da die Buche auf für sie geeigneten Standorten durch Ausschatten anderer Arten zur Bildung von Reinbeständen neigt, ist menschliches Eingreifen durch Management-Maßnahmen, die andere Laubbaumarten in die Bestände bringen, diversitätsfördernd. Auf wärmebegünstigten Standorten kann Waldumbau zu Mischbeständen mit wärmeliebenden, trockenheitsangepassten Arten wie Edelkastanie, Zerr- und Flaumeiche, Schwarzkiefer und Atlaszeder erfolgen. Biodiversitätsrelevante Alt- und Zerfallsphasen in ungenutzten Buchenwäldern sollten künftig stärker gefördert werden, um eine Zunahme von Habitatbaumstrukturen und Totholz zu erzielen.

3.4.4 Kohlenstoff in Waldböden

In Böden ist weltweit mehr Kohlenstoff enthalten als in Vegetation und Atmosphäre zusammen. Durch den Eintrag abgestorbener Biomasse wie Laubstreu und Wurzelbiomasse akkumuliert sich Kohlenstoff in Form von organischer Substanz im Boden (soil organic carbon, SOC). Dagegen wirken chemische und biologische Prozesse, die Kohlenstoff abbauen und als CO₂ wieder freisetzen. Bodenkohlenstoff in Waldböden wird durch natürliche, aber auch menschliche Aktivitäten beeinflusst. Diese haben auch Auswirkungen auf die Biodiversität in Waldböden. Wissen über die Änderung der im Waldboden gespeicherten Kohlenstoffvorräte sind für die THG-Berichterstattung im Rahmen der Klimarahmenkonvention wichtig. Auf Grundlage der Berichterstattung können zudem Maßnahmen geplant werden, um Kohlenstoffvorräte zu erhöhen. Zusammenhänge zwischen Bodenkohlenstoff und Biodiversität sind dabei zu berücksichtigen, um negative Auswirkungen von z.B. Maßnahmen zum Aufbau von Bodenkohlenstoff auf die Biodiversität möglichst zu verhindern oder zu verringern bzw. um Synergien zu fördern. Im Folgenden werden zunächst Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf den Bodenkohlenstoff diskutiert. Anschließend werden Methoden zur Abbildung von

Änderungen von Bodenkohlenstoffvorräten im Wald in Modellen betrachtet und deren Anforderungen dargestellt.

3.4.4.1 Auswirkungen von Waldbewirtschaftung auf Bodenkohlenstoffvorräte

Die **Zusammensetzung von Baumarten** wirkt sich auf den Bodenkohlenstoff aus, und zwar durch Veränderungen der Streuqualität, der Stickstofffixierung und der Durchwurzelung (Baritz et al. 2010; 2010; Díaz-Pinés et al. 2011). Die Änderung der Baumartenzusammensetzung im Rahmen des Waldumbaus kann unterschiedliche Auswirkungen auf die Kohlenstoffbindung im Boden haben. Wie stark diese sind, hängt auch von der Mykorrhizasymbiose ab (Mayer et al. 2020; Schindlbacher et al. 2023), womit ein Zusammenhang zwischen Biodiversität und Kohlenstoffbindung besteht.

Eine **Verlängerung der Umtriebszeiten, bzw. Zieldurchmesser** kann sich ebenfalls auf den organischen Kohlenstoff im Boden auswirken. Da die Streuproduktion positiv mit der oberirdischen Biomasse zusammenhängt (Jevon et al. 2022), wird sich ein höherer Biomassevorrat und damit ein höherer Streu- und Kohlenstoffeintrag in älteren Beständen ebenfalls positiv auf die Kohlenstoffvorräte im Boden auswirken (Feng et al. 2022). Modellierungen deuten auf einen starken Einfluss der Baumart und des Klimas auf die potenzielle Kohlenstoffbindung im Boden hin, z. B. zwischen 0 und 2 t CO₂ pro ha pro Jahr nach einer Verlängerung der Umtriebszeit um 20 Jahre in europäischen Waldbeständen (Kaipainen et al. 2004).

Eine **geringere Ernteintensität** erhöht ebenfalls den Anteil älterer, größerer Bäume und damit den Kohlenstoffvorrat der Waldbiomasse. Auch hier führt so eine höhere Streuproduktion zu erhöhtem Kohlenstoffeintrag in den Boden. Zudem trägt eine Verringerung von Störungen des Bodens durch geringerer Erntetätigkeit auch dazu bei, dass sich der Kohlenstoffvorrat in den Boden erhöhen kann (Feng et al. 2022).

Die **Vermeidung von Kahlschlägen** und eine Dauerwaldwirtschaft führen zu einem kontinuierlicheren Eintrag von Kohlenstoff in den Waldboden, da dieser dauerhaft bestockt ist. Kahlschläge unterbrechen nicht nur den Kohlenstoffeintrag in den Boden, sondern verändern das Bodenmikroklima, wodurch der Boden und das Ökosystem als Ganzes zu einer vorübergehenden Nettoquelle von CO₂ (Mayer et al. 2014; Kobler et al. 2015), aber auch von N₂O im Fall von entwässerten Mooren wird (Korkiakoski et al. 2023). Zwar wird durch Kahlschlag dem Boden nach der Ernte massiv Wurzelstreukohlenstoff zugeführt, allerdings scheint eine kontinuierliche Kohlenstoffzufuhr in Wäldern unter Dauerwaldwirtschaft Kohlenstoffvorräte nachhaltiger zu erhöhen (Lindroth et al. 2018; Vesala et al. 2005).

Die **Kalkung** von Waldböden zielt in erster Linie auf die Umkehrung der Bodenversauerung ab, verbessert aber auch die Bodenfruchtbarkeit. Die Auswirkungen der Kalkung auf die Kohlenstoffspeicherung im Boden sind komplex und hängen von den ursprünglichen Bodenbedingungen ab. In Böden mit starken Auflagehorizonten werden durch die Kalkung mikrobielle Aktivitäten erhöht, weshalb der Kohlenstoffgehalt in diesen Böden sinken kann (Bauhus et al. 2004; van Straaten et al. 2023). Dabei sind die Kohlenstoffverluste im Boden umso höher, je mehr Kalk ausgebracht wird. Neben der Beeinflussung der Kohlenstoffdynamik im Boden kann die Kalkung auch die Nitratauswaschung erhöhen, indem sie den Stickstoffkreislauf im Boden beschleunigt (Kreutzer 1995; Gundersen et al. 2006).

3.4.4.2 Methoden zur Modellierung von Waldbodenkohlenstoff

Bodenkohlenstoffvorräte und -veränderungen können mit prozessbasierten Modellen prognostiziert werden. Diese Modelle wurden auf der Grundlage verschiedener Bodenkohlenstoffpools erstellt, die in der Regel nach ihrer Abbaubarkeit unterschieden werden.

Je Bodenkohlenstoffpool wird in diesen Modellen die organische Substanz in Abhängigkeit von ihrer Qualität und den Umweltfaktoren (z. B. Temperatur und Bodenfeuchtigkeit) abgebaut. Neben den klimatischen Einflüssen können auch Eigenschaften wie die Bodentextur (z. B. der Tongehalt) die Aggregation der organischen Substanz im Boden beeinflussen und einen Einfluss auf die Zersetzung haben. **Empirische Bodenkohlenstoffmodelle** werden in großem Umfang für Forstplanungsinstrumente und Treibhausgasinventare verwendet. Bei diesen Modellen (z. B. CENTURY, Yasso, RothC, Q und Romul) werden Veränderungen des Bodenkohlenstoffs durch Streueinträge und deren Trends bestimmt (Palosuo et al. 2012). **Prozessmodelle** befinden sich dagegen in einer früheren Entwicklungsphase besonders bezüglich der Abbildung von Prozessen der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität (Abramoff et al. 2022). In jüngster Zeit wurde neben der mikrobiellen Biomasse auch die mikrobielle Biodiversität und ihr Einfluss auf den Abbau organischer Stoffe im Boden untersucht (Khurana et al. 2023). Die Modellierung von Bodenkohlenstoffveränderungen setzt jedoch eine gründliche anfängliche Bewertung der Kohlenstoffvorräte im Boden und der Verteilung der verschiedenen Bodenkohlenstoffpools für die Modellinitialisierung voraus. Je nach Komplexität des Modells müssen mehrere weitere (z. B. mikrobielle) Parameter anfänglich oder als Zeitreihe gemessen werden.

Yasso (Tuomi et al. 2009; Tuomi et al. 2011) ist ein Modell für organischen Kohlenstoff im Boden. In Simulationsläufen wird organischer Kohlenstoff abgebaut und zwischen verschiedenen den Bodenkohlenstoffpools, die unterschiedliche Formen des organischen Kohlenstoffs repräsentieren, verschoben. Am Ende der Kaskade wird der Kohlenstoff entweder durch heterotrophe Atmung wieder in die Atmosphäre abgegeben oder in inaktiven und langsam verwertbaren Humus umgewandelt. Innerhalb des Modells wird der Kohlenstoff in fünf verschiedene Pools unterteilt: ethanol- (E), wasser- (W) und säurelösliche (A) Pools und zwei nicht löslicher Pool, dem ligninartigen Pool (N) und dem Humuspool (H) unterteilt. Alle Bodenkohlenstoffpools besitzen unterschiedlichen Zersetzungsraten. Die Zersetzung wird durch Lufttemperatur und Niederschlag beeinflusst, die im Modell als Indikatoren für Bodentemperatur und -feuchtigkeit verwendet werden. Darüber hinaus berücksichtigt Yasso die Dimension der Biomasse, die dem Boden als Streu oder Totholz zugeführt wird.

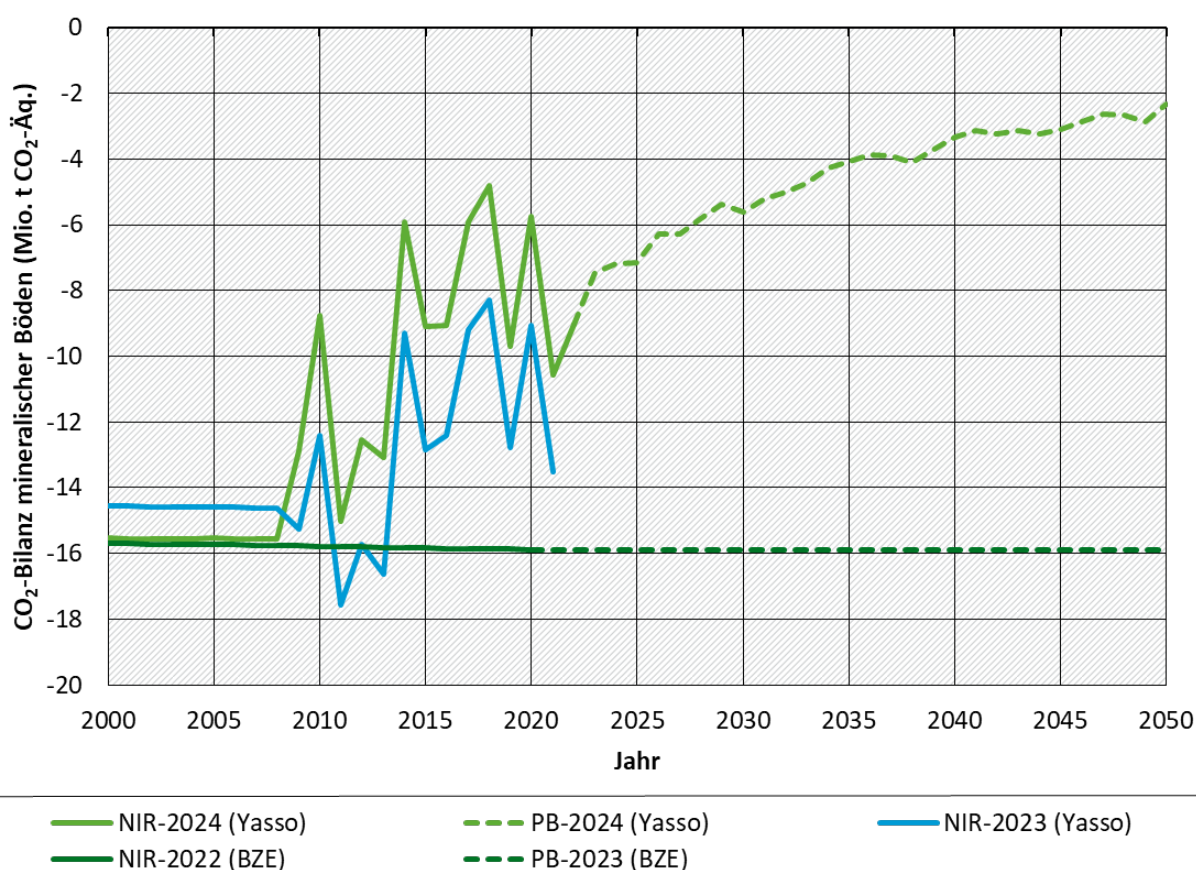
Ziche et al. (2019) haben das Model Yasso eingesetzt, um modellierte und gemessene Bodenkohlenstoffbilanzen auf nationaler Ebene zu vergleichen. Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass die deutschen Waldböden im Durchschnitt als Kohlenstoffsénke fungieren. Die Anwendung des Yasso15-Modells bestätigte damit auch die Ergebnisse der Bodenzustandserhebung (BZE). Im Durchschnitt ist die simulierte Kohlenstoffbilanz niedriger als die Ergebnisse der Inventur, aber die Unterschiede sind nicht signifikant. Wichtig bei der Anwendung des Modells ist die Initialisierung der Kohlenstoffpools. Bei langfristigen Projektionen ist zu beachten, dass, wenn sich die Anfangswerte nicht in einem Gleichgewicht befinden, die Ergebnisse einem Trend unterliegen. Beim Vergleich auf der Ebene von Einzelbeständen zeigt sich, dass das Modell zwar an die allgemeine mittlere Dynamik, nicht aber an Extreme angepasst ist. Insbesondere nadelholzdominierte Bestände auf basenarmen Böden weichen in beide Richtungen ab, was auf Unterschiede in der Zersetzbarkeit der Streu und der Rekalzitranz der organischen Bodensubstanz im Vergleich zu Laubholzbeständen oder basenreichen Böden hinweist (Ziche et al. 2019). Die Tatsache, dass die modellierten Raten im Allgemeinen niedriger sind, kann auf Effekte zurückgeführt werden, die vom Yasso15-Modell und dem verwendeten Ansatz für die Schätzung des Streueintrags nicht erfasst werden; so könnten sich beispielsweise Stickstoffemissionen oder der Verlust von Bodenkohlenstoff aufgrund von Landnutzungsänderungen oder intensiven Waldbewirtschaftungspraktiken in der Vergangenheit auswirken. Wechselwirkungen zwischen Bodenkohlenstoff und Biodiversität werden vom Modell nur durch die Qualität der Streu abgebildet, z.B. wenn durch einen

Baumartenwechsel die chemische Zusammensetzung der Blattstreu verändert wird und sich dadurch andere Verweilzeiten und Zersetzungsraten ergeben.

Im Treibhausgas-Inventar der Bundesregierung wird Yasso15 seit der Submission aus dem Jahr 2023 eingesetzt. Die Modellierung erfolgt auf Ebene der Messpunkte der BZE. Dabei fließen Zuflüsse an Pflanzenmaterial, Bodenparameter und Witterungsbedingungen ein.

In Abbildung 4 sind die Ergebnisse zur Entwicklung des Bodenkohlenstoffs im Wald der Berichterstattung aus den Submissions der Jahre 2022, 2023 und 2024 zusammengestellt. In der Submission 2022 wurden die Ergebnisse der BZE mit einer CO₂-Einbindung von ca. -16 Mio. t CO₂-Äq. linear fortgeschrieben. Die Modellierung in der Submission 2024 ergibt ab 2015 eine CO₂-Bilanz von nur noch -6 bis -10 Mio. t CO₂-Äq. Die Fortführung der Yasso-Modellierung im Projektionsbericht 2024 (Harthan et al. 2024) zeigt, dass der Bodenkohlenstoff im Wald sukzessive in die Sättigung geht und so im Jahr 2045 nur noch ca. -3 Mio. t CO₂-Äq. im Waldboden neu eingebunden werden (Abbildung 4). Dies bedeutet, dass durch die methodische Verbesserung vom Projektionsbericht 2023 (noch BZE-Fortschreibung) hin zum Projektionsbericht 2024 (Yasso-Modellierung) im Jahr 2045 ein Unterschied von 13 Mio. t CO₂-Äq. zu verbuchen ist. Dies ist in der Interpretation der Ergebnisse des Projektionsberichts 2024 zu berücksichtigen.

Abbildung 4: Vergleich Berichterstattung und der Projektion zur Einbindung von Bodenkohlenstoff in mineralischen Waldböden (Trendfortschreibung und Yasso-modellierung)



Quelle: Eigene Darstellung, Öko-Institut nach National Inventory Reports (NIR, UBA 2022, 2023 und 2024) und zugehörige crf-Tabellen und Projektionsbericht 2023 und 2024 (Harthan et al. 2023 und 2024). BZE = Bodenzustandserhebung. Für die Berechnung der Bodenkohlenstoffeinbindung im Waldboden in den Projektionen wurde die Waldfläche konstant fortgeschrieben (Annäherung).

3.4.4.3 Fazit

Waldbewirtschaftung wirkt auf verschiedene Weise auf den Bodenkohlenstoff, überwiegend aber durch die Menge und Qualität der Kohlenstoffinputs über die Streu. Deshalb ist davon auszugehen, dass größere Änderungen in Masse und Qualität der Waldbiomasse (Baumartenzusammensetzung und Vorrat) längerfristig auch auf den Boden wirken.

Bodenkohlenstoffänderungen können mit etablierten empirischen oder auch prozess-basierten Modellen abgebildet werden und spielen auch die THG-Berichterstattung in EU-Ländern eine zunehmende Rolle. Wechselwirkungen mit Biodiversität und Bodenkohlenstoff sind weniger gut erforscht. Über Effekte durch Diversität der Baumartenzusammensetzung hinaus werden diese nicht in den etablierten Simulationsmodellen abgebildet. Laut Ergebnissen von Modellierungen der Entwicklung des Bodenkohlenstoffs im Wald ist zu erwarten, dass die Senkenleistung bis zum Jahr 2045 stark abnimmt, da die CO₂-Einbindung in eine Sättigung geht.

3.4.5 Waldumbau und Holzverwendung

3.4.5.1 Erfordernisse des Waldumbaus und Implikationen für das Holzaufkommen

Wälder mit führender Baumart Fichte oder Kiefer machen in Deutschland fast die Hälfte der Waldfläche aus und sind in den meisten Fällen naturferne Bestände. Die Entwicklung von Laubmischwäldern zur Anpassung der Wälder müsste in Deutschland jährlich auf 95.000 Hektar stattfinden, das sind jährlich nahezu 1 % der Gesamtwaldfläche Deutschlands bzw. 3,3 % der naturfernen Waldflächen (Bolte et al. 2021). Durch eine Reihe sehr trockener Jahre von 2018 bis 2020 schwere Schäden erlitten. Insgesamt wurden in den Jahren 2018 bis 2022 233 Mio. m³ Kalamitätsholz verzeichnet (Destatis 2024). Zum Vergleich: In den Jahren 2014 bis 2017 lag die Menge an Kalamitätsholz bei 38,5 Mio. m³. Besonders betroffen waren Fichtenbestände, die durch Borkenkäferbefall geschwächt und durch Trockenstress geschädigt waren. Fichtenbestände, die als hochgradig trockenheits- und insektengefährdet angesehen werden können, umfassen 2,85 Mio. ha (Bolte et al. 2021). Auch Buchen leiden in den Jahren 2019 und 2020 unter Trockenstress, vor allem in flachen Lagen. Weitere Faktoren, die bei der Schadensdynamik eine Rolle spielen, sind laut Expert:innen fehlende Verdunstungskälte und Hitzewellen, die Gewebeschäden an Blättern und Ästen sowie Kambialschäden verursachen. Die geschwächten Bäume sind dann weniger widerstandsfähig gegenüber sekundären Bedrohungen wie Insekten oder Pilzen.

Die nationale Waldzustandserhebung (WZE) hat dokumentiert, dass die letzten Dürrejahre zu einem weit verbreiteten vorzeitigen Laubabwurf geführt haben. Im Jahr 2021 hatten nur 21,3 % der untersuchten Bäume eine vollständige und intakte Krone. 42 % der reifen Bäume, die älter als 60 Jahre waren, hatten stark entlaubte Kronen, während 17 % der Bäume unter diesem Alter stark betroffen waren. Die Sterblichkeitsrate aufgrund von Trockenheit, Windwurf und Käferkalamitäten aller Bäume lag im Jahr 2020 bei 3,7 % und im Jahr 2021 bei 2,9 %. Die Sterblichkeit erreichte Höchstwerte von 10,4 % im Jahr 2020 und 9,3 % im Jahr 2021. In den Jahren 2008 bis 2017 lag die Mortalität der Fichte bei lediglich 0,9 %. Bei Kiefer blieb die Mortalitätsrate mit 1,3 bzw. 1,0 % in diesen Jahren auf einem niedrigeren Niveau. 2018 lag sie mit 2,6 aufgrund von Windwurf aber höher. Die Werte waren aber deutlich höher als im Mittel von 0,4 % in den Jahren 2008-2017. Buche zeigte im Jahr 2019 die höchste Mortalitätsrate von 0,8 %, die in den Jahren 2019 und 2020 auf 0,5 und 0,4 % zurückging. Diese Werte waren gegenüber dem Mittel von 2008-2017 von 0,3 % weniger stark erhöht als bei Fichte und Kiefer. Eiche zeigt bereits in den Jahren 2008 bis 2017 bei einer mittleren Mortalität von 0,5 % starke

Schwankungen von 0,1 bis 1,0 %. Die leicht erhöhten Werte in den Jahren 2020 und 2021 von 0,7 und 0,6 % lagen innerhalb dieser Spannbreite.¹⁶

Diese Zahlen verdeutlichen, dass das zukünftige Holzaufkommen bei allen Holzarten in Deutschland deutlich disruptiver und gleichzeitig ggf. qualitative minderwertiger ausfallen kann. Langfristig ist zudem eine Änderung der Holzartenzusammensetzung für in Deutschland produziertes Holz in Richtung mehr Laubholz zu erwarten. Dies wird auch Implikationen für die Kohlenstoffspeicherung in Waldbiomasse und Holzprodukten nach sich ziehen.

3.4.5.2 Zusammenhang zwischen Kohlenstoffvorräten und Waldbiomasse und Holzprodukten

Kohlenstoffvorräte in Waldholzbiomasse und in Holzprodukten sind eng miteinander verbundenen. Die Beziehung wird oft als "zwei kommunizierende Röhren" beschrieben. Dies bedeutet, dass sich eine Veränderung in einem Pool direkt in einer Veränderung im anderen Pool niederschlägt. Die Kommunikation zwischen den Röhren ist jedoch unvollständig, was bedeutet, dass das Verhältnis der Veränderungen nicht 1 zu 1 ist. Die Entnahme von einer Tonne C als Baumbiomasse führt im Mittel zu einer Erhöhung der Kohlenstoffvorrats in Holzprodukten von 0,25 t C (UBA 2024). Die übrigen 0,75 t C des Biomassekohlenstoffs sind auf Holzbiomasseanteile zurückzuführen, die bei der Ernte nicht verwertet werden können (z. B. Wurzeln, Stubben, Äste, nichtverwertbare Stammteile etc.). Diese verbleiben im Wald und tragen zum Teil zum Aufbau von Totholz-, Streu- und Bodenkohlenstoffvorräten bei. Zudem geht der Teil des geernteten Holzes, der direkt zur Energieerzeugung eingesetzt wird, als CO₂ wieder in die Atmosphäre und stellt damit für die Waldbiomasse einen Verlust dar. Bei der weiteren Verarbeitung des Holzes treten Verluste entlang des Prozesskette der Rundholzverarbeitung zu Halbwaren wie Schnittholz auf.

Die IPCC-Leitlinien, in denen die von den Ländern zu befolgenden Methoden zur Schätzung der THG-Emissionen und des THG-Abbaus festgelegt sind, schreiben außerdem vor, dass die HWP aus der Entwaldung auf der Grundlage der „sofortigen Oxidation“ berücksichtigt werden, d. h. der Kohlenstoff aus der Biomasse aus der Entwaldung kann nicht in den HWP-Pool gelangen. Es ist zu beachten, dass auch exportiertes Holz nach den Berichtsregeln nicht in den HWP-Pools landet, so dass es eine Lücke in der Bilanz gibt.

Die weitere Verweildauer des Kohlenstoffs hängt stark von der Art der Verwendung bzw. der Art der Holzprodukte ab. Während Papier und Pappe den Kohlenstoff im Mittel 2 Jahre lang binden, gehen die IPCC-Richtlinien bei Platten und ähnlichen Produkten von 25, bei Sägeholzprodukten von einer Verweildauer von 35 Jahren im Mittel aus.

Eine Sensitivitätsanalyse von Reise et al. (2024) zeigt, dass eine vermehrte Nutzung von Holz in Form von langlebigen Holzprodukten den Kohlenstoffspeicher in diesen deutlich vergrößern kann. Dies sollte allerdings mit einer verringerten Nutzung von Energieholz und von kurzlebigen Holzprodukten verbunden werden. Führt die verstärkte Produktion von langlebigen Holzprodukten zu einer Erhöhung der Entnahme aus dem Wald, ist der Gesamteffekt der Wald- und Holzspeicherleistung negativ. Da Energieholz direkt aus dem Wald entnommen wird, ist eine verstärkte Verschiebung in langlebige Produkte besonders dann sinnvoll, wenn Aussicht besteht, dass der Kohlenstoff nicht lange im Wald verbleiben würde, d.h. der Kohlenstoffvorrat im Wald instabil ist.

3.4.5.3 Fazit

Insgesamt machen diese Überlegungen deutlich, dass das Potenzial der vermehrten Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten durch eine Erhöhung der Holzproduktion, also der Ernte von

¹⁶ Siehe Details unter TI (2024)

Holz, begrenzt ist. Tatsächlich überwiegen im Fall der Energie- und Papierholzernte die negativen Effekte durch den Verlust von Holzbiomasse im Wald. Durch zukünftig verringerte Substitutionswirkung mit fortschreitender Dekarbonisierung des Energie- und Industriesektors verstärken sich diese Effekte. Dadurch wird eine Speicherung des geernteten Kohlenstoffs in langlebigen Holzprodukten umso wichtiger. Die gleichzeitig zunehmende Labilität des Kohlenstoffspeichers Wald und die Notwendigkeit von Anpassungsmaßnahmen, die oft eine (wenn auch vorübergehende) Verringerung von Vorräten notwendig machen, erschwert die Entwicklung von robusten Szenarien der Kohlenstoffspeicherung durch Maßnahmen der Waldbewirtschaftung und Holznutzung.

3.4.6 Exkurs: Klimawandel und invasive Arten im Wald

Durch einen verstärkten Klimawandel sind Schadinsekten in der Lage, größere Gebiete zu besiedeln und Bäume werden durch zunehmende Trockenperioden anfälliger für Schädlinge (Könz et al. 2021). Es können neue Arten in Europa auftreten, oder bisher unauffällige Arten ihren Verbreitungsgrad erhöhen und sich stärker etablieren. Dies kann im Zusammenhang mit potenziellen Schadinsekten problematisch werden. Besonders schwerwiegend ist beispielsweise die erwartete Ausbreitung des Asiatischen Laubholzbockkäfers (*Anoplophora glabripennis*) sowie der Erreger des Kieferntriebsterbens (*Sphaeropsis sapinea*) für die europäischen Waldbestände. Gleichzeitig wird sich jedoch in Folge des Klimawandels auch die Zusammensetzung der Baumarten in Wäldern verändern, auch wenn die vier häufigsten Baumarten (Kiefer, Fichte, Rotbuche sowie Trauben- und Stieleiche) wohl auf ganz Europa betrachtet dieselben bleiben werden. (Köhl et al. 2023). Insgesamt ist anzunehmen, dass der Klimawandel die Auswirkungen eingeschleppter Schadorganismen verstärkt (Bauhus 2022).

Dies lässt sich auch bei heimischen Schädlingen beobachten. So ist beispielsweise die großflächige Ausbreitung der Borkenkäfer in Mitteleuropa und die dadurch verursachten Kalamitäten in großen Flächen auch auf die Folgen des Klimawandels (erhöhte Temperaturen und Trockenheit) zurückzuführen. Die höhere Temperatur ermöglicht mehr Käfergenerationen als bisher und erhöht damit die Entwicklungs- und Vermehrungsraten, während Fichten vermehrt unter Trockenstress leiden (Jakoby et al. 2015). Die steigenden Temperaturen nach 2000 haben in den europäischen Wäldern bereits zu einer deutlich messbaren Zunahme von Insektenkalamitäten geführt (Forzieri et al. 2021a).

4 Wechselwirkungen zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz

4.1 Wechselwirkungen zwischen Maßnahmen im natürlichen Klimaschutz nutzen

Die Analyse verschiedener Landnutzungsformen und Maßnahmen zeigt ein breites Spektrum an Wirkungen für den Klima- und Biodiversitätsschutz sowie für die Anpassung an den Klimawandel. Ein effektiver natürlicher Klimaschutz sollte daher nicht isoliert einzelne Maßnahmen betrachten, sondern gezielt **Synergien** zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz anstreben.

Durch die integrative Betrachtung von Klimaschutz, Biodiversitätserhaltung und -förderung sowie Klimaanpassung können negative Auswirkungen auf andere Schutzgüter und Ökosystemleistungen minimiert werden. Ein illustratives Beispiel hierfür ist die Anpassung der Waldbewirtschaftung: Durch eine gezielte Reduktion der Bewirtschaftungsintensität in Gebieten mit hohem Biodiversitätspotenzial (z.B. naturnahe Laubholzbestände) bei gleichzeitiger Optimierung der Holznutzung in anderen Gebieten (labile Fichtenbestände) können Kohlenstoffspeicher im Wald stabilisiert und zudem negative Effekte auf das Holzaufkommen und die damit verbundene Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten abgemildert werden. Dabei muss im Rahmen der Holzproduktnutzung vor allem dort angesetzt werden, wo bisher negative Klimaschutzeffekte durch die Holznutzung zu verzeichnen sind (z.B. Nutzung von Stammholz für Holzenergie, Hennenberg et al. 2024).

Ein weiteres Beispiel ist die Wiedervernässung drainierter, landwirtschaftlich genutzter Moorböden. Mit der Wasserstandsanhebung wird eine deutliche Minderung der THG-Emissionen erreicht. Zudem trägt die Wiedervernässung signifikant zur Wiederherstellung des regionalen Landschaftswasserhaushalts bei. Dies resultiert in Kühlungseffekten und einem verbesserten Wasserrückhalt für angrenzende Landwirtschaftsflächen, und stellt somit auch eine wichtige Anpassungsstrategie an den Klimawandel dar. Gleichzeitig ermöglicht die Wiedervernässung der organischen Böden, dass Feuchtlebensräume wie extensives feuchtes Grünland und Moore entstehen können, die entsprechenden Arten einen Lebensraum bieten und somit dem Biodiversitätsschutz dienen.

Integrierte Strategien mögen zwar nicht immer die Optimierung einzelner Ziele gewährleisten, sie ermöglichen jedoch einen ausgewogenen Ansatz, der langfristig für den **Erhalt aller Funktionen der Ökosysteme** essenziell ist. Nur durch solch ganzheitliche Konzepte kann sichergestellt werden, dass Ökosysteme auf Systemebene auch in Zukunft langfristig ihren Beitrag zur Treibhausgasneutralität leisten können.
















Tabelle 3 bietet einen Überblick über die Wechselwirkungen verschiedener Maßnahmen im Kontext von Klimaschutz, Biodiversitätserhalt und -förderung und Klimaanpassung. Dabei zeigen sich folgende Hauptkenntnisse:





















1. Grünlandmaßnahmen: sowohl für die Verringerung der Bewirtschaftungsintensität als auch die Anlage von Kurzumtriebsplantagen und andere Agroforstmaßnahmen weisen durchweg positive Wechselwirkungen zwischen den drei Schutzgütern auf.
2. Erhalt organischer Böden durch Wiedervernässung: Diese Maßnahmen zeigen komplexere Wechselwirkungen. Aus Sicht der Treibhausgasreduktion wird bei Wasserständen von etwa -5 cm die höchste Verringerung von THG-Emissionen aus Böden erreicht.







3. Waldmaßnahmen gestalten sich in den Wechselwirkungen zwischen den drei Schutzgütern ebenfalls komplexer:
 - a) Waldmehrung sowie Schutz und Erhöhung von Kohlenstoff in Waldböden werden in ihren Wechselwirkungen positiv bewertet.
 - b) Waldschutz und -erhalt, Waldumbau sowie die Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten zeigen differenzierte Effekte. Insbesondere zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz können Synergien ausbleiben oder sogar negative Effekte auftreten.
 - c) Auch zwischen Klimaanpassung und Klimaschutzwirkungen bestehen teilweise unklare Beziehungen. Zum Beispiel tragen Moore zwar als Stabilisatoren des Wasserlandschaftshaushaltes bei aber können gleichzeitig auch Schwierigkeiten in der Anpassung an den Klimawandel bekommen, sollten die Wasserressourcen in einer Region über das Jahr betrachtet zurückgehen. So könnte der vor hohen Emissionen schützende Wasserpegel von -5 cm saisonal länger unterschritten werden.

Generell lässt sich feststellen, dass die Wechselwirkungen zwischen Biodiversitätsschutz und Klimaanpassung für alle untersuchten Maßnahmen generell positiv sind. Auch das Verhältnis zwischen Klimaschutz und Klimaanpassung ist in den meisten Fällen positiv. Klimaschutz- und Biodiversitätsmaßnahmen, insbesondere im Waldbereich, sind nicht immer synergetisch. Diese Beobachtungen bedeuten nicht, dass nicht auch Waldmaßnahmen wichtige Beiträge zum natürlichen Klimaschutz leisten können. Allerdings muss hier aufgrund der höheren Komplexität stärker differenziert und die Ausgangsbedingungen genauer berücksichtigt werden, um negative Wirkungen auf die jeweils anderen Schutzziele zu vermeiden.

Tabelle 3: Übersicht zu Wechselwirkungen (Synergien oder Konflikte) von ausgewählten Maßnahmen zwischen Klima-, Biodiversitätsschutz und Anpassung an den Klimawandel

Flächentyp	Maßnahme	Kapitel	Wann und wo haben Maßnahmen eine hohe Klimaschutzwirkung?	Wann und wo haben Maßnahmen eine hohe Biodiversitätswirkung?	Wann und wo leisten Maßnahmen einen hohen Beitrag zu Resilienz/Anpassung?	Wechselwirkung [synergetisch /neutral/ antagonistisch]		
						THG-Biodiversität	THG-Anpassung	Biodiversität-Anpassung
Grünland	Änderung der Bewirtschaftungsintensität	3.1.2	Mittlere Bewirtschaftungsintensität <ul style="list-style-type: none"> Geringe bis moderate Stickstoffdüngung 1-3 schürige Nutzung Rotierende Beweidung (Umtriebsweide), geringe bis moderate Beweidungsdichten Lockerer, krümeliger Oberboden Hoher Wurzelinput durch viele verschiedene Pflanzenarten	Geringer Nährstoffeintrag Späte Mahdzeitpunkte, geringe Mahdfrequenz Rotierende Beweidung (Umtriebsweide)	Artenreiches, extensiv genutztes Grünland mit geringem Nährstoffinput			
Ackerland/ Grünland	Anlage von Kurzumtriebsplantagen	3.2	Bei struktureller Aufwertung der Landschaft vgl. mit vorheriger Nutzung und je höher die Gehölzdichte Erhöhter Bodenkohlenstoff in einer Tiefe von 30cm deutliche Erhöhung	Verzicht auf Pflanzenschutzmittel Bei struktureller Aufwertung der Landschaft Verwendung heimischer Gehölzarten Anlage von KUP-Blühstreifen und Strauchmähnteln	verbesserter Bodeneigenschaften und verminderter Bodenerosion, optimierten Nährstoffkreisläufen und Schutz vor Wind, Regen und Sonne durch Gehölze	Ackerland 		
						Grünland  - 	 - 	 - 
Ackerland/ Grünland	Weitere Agroforstmaßnahmen	3.2	Bei struktureller Aufwertung der Landschaft vgl. mit vorheriger	Bei struktureller Aufwertung der Landschaft	verbesserter Bodeneigenschaften und verminderter	Ackerland 		

Flächentyp	Maßnahme	Kapitel	Wann und wo haben Maßnahmen eine hohe Klimaschutzwirkung?	Wann und wo haben Maßnahmen eine hohe Biodiversitätswirkung?	Wann und wo leisten Maßnahmen einen hohen Beitrag zu Resilienz/Anpassung?	Wechselwirkung [synergetisch /neutral/ antagonistisch]		
			Nutzung und je höher die Gehölzdichte Erhöhter Bodenkohlenstoff in einer Tiefe von 30cm deutliche Erhöhung	Vernetzung fragmentierter Lebensräume durch dichte Gehölzstrukturen Verwendung heimischer Gehölzarten	Bodenerosion, optimierten Nährstoffkreisläufen und Schutz vor Wind, Regen und Sonne durch Gehölze	Grünland  - 	 - 	 - 
Ackerland/ Grünland	Wieder- vernässung organischer Böden	3.3	bei einer Erhöhung des Wasserstands auf ca. -5 cm werden Emissionen minimiert (= Optimum)	intensiv genutzte Acker- und Grünlandstandorte: deutliche Aufwertung Nasswiese oder Nassweide bietet größere Vorteile als als Schilf- oder Rohrkolbenfläche (aber: höherer Wasserstand = leicht erhöhte THG-Emissionen)	positive Wirkung auf den Landschaftswasserhaushalt Kühlung	Ackerland 		
						Grünland  - 		
Wald	Waldschutz und Walderhalt	3.4.2.1	resiliente Waldbestände mit hohen Kohlenstoffvorräten	Alte Wälder, spezifische bedrohte Waldgesellschaften Anstieg an seltenen Habitatstrukturen	Geschlossene Kronendächer und hohe Totholzanteile tragen zur Kühlung bei (Schutz des Waldinnenklimas) Nur in angepassten Beständen	 - 		
Wald	Waldumbau	3.4.2.2	Fokus auf mittelalte bis alte Fichtenbestände im Flachland,	Hohes Potenzial bei nicht angepassten	Mittelalte bis alte Fichtenbestände im Flachland gefährdet			

Flächentyp	Maßnahme	Kapitel	Wann und wo haben Maßnahmen eine hohe Klimaschutzwirkung?	Wann und wo haben Maßnahmen eine hohe Biodiversitätswirkung?	Wann und wo leisten Maßnahmen einen hohen Beitrag zu Resilienz/Anpassung?	Wechselwirkung [synergetisch /neutral/ antagonistisch]		
			wenn sie nur geringe Senkenleistung beitragen Kurz- bis mittelfristig Vorratsabsenkung Langfristig stabilere aber nicht notwendigerweise höhere Vorräte im Wald Angepasste, diverse Baumartenzusammensetzung Kurzfristig hohes Holzaufkommen, das in langlebige Produkte überführt werden muss für hohe Klimaschutzwirkung	Reinbeständen (nicht nur Fichte) Angepasste, diverse Baumartenzusammensetzung Belassen von Totholz auch nach Kalamitäten Schutz naturnaher Bestände seltener Waldgesellschaften Hohe Strukturvielfalt in Beständen	Buche auf Trockenstandorten gefährdet Angepasste, diverse Baumartenzusammensetzung Totholzvorräte zur Kühlung Hohe Strukturvielfalt in Beständen			
Wald	Wald-mehrung	3.4.2.3	Verwendung von Baumarten mit hoher Resilienz Nutzung von Sukzessionsprozessen	Angepasste, diverse Baumartenzusammensetzung	Angepasste, diverse Baumartenzusammensetzung			
Wald	Schutz und Erhöhung von Kohlenstoff in Waldböden	3.4.4	Bodenart und -mächtigkeit Klimabedingungen Hoher Streueintrag, dichte Bestände Hohe Streuqualität, Zersetzbarkeit Schutz vor Verdichtung	Hohe Diversität der Vegetation Hohe Strukturvielfalt in Beständen Sonderstandorte	Ausreichende Wasserversorgung			
Wald und Holzprodukte	Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten	3.4.5	Verschiebung der Holzverwendung von kurzlebigen zu langlebigen Produkten (z.B. Energieholz zu Holzwerkstoffen)	Stärkere Inwertsetzung von Laubholz darf Schutz von alten Laubwäldern nicht zuwiderlaufen	Diversifizierte Nachfrage nach Holzarten führt zu mehr Bereitschaft zu Mischbeständen mit höherer Anpassung im			

Flächentyp	Maßnahme	Kapitel	Wann und wo haben Maßnahmen eine hohe Klimaschutzwirkung?	Wann und wo haben Maßnahmen eine hohe Biodiversitätswirkung?	Wann und wo leisten Maßnahmen einen hohen Beitrag zu Resilienz/Anpassung?	Wechselwirkung [synergetisch /neutral/ antagonistisch]		
			Vor allem Potenzial bei Laubholz (z.Z. weitgehend energetische Nutzung)	Fokus der Holznutzung auf kleine Dimensionen	Vergleich zu Monokulturen			

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut

4.2 Umsetzbarkeit und politische Machbarkeit

4.2.1 Anforderungen auf EU-Ebene

In der im Juni 2024 durch den Europäischen Rat verabschiedeten Verordnung über die Wiederherstellung der Natur (Verordnung (EU) 2024/1991) wird nun ein wesentlicher Teil der EU Biodiversitätsstrategie 2030 (COM(2020) 380 final) umgesetzt werden. Damit werden erstmals rechtlich verbindliche Wiederherstellungsziele von aktuell geschädigten Ökosystemen in der EU festgelegt. So sollen bis 2030 unter anderem auf mindestens 20 % der Land- und Meeresflächen und bis 2050 in allen Ökosystemen, die der Wiederherstellung bedürfen, Renaturierungsmaßnahmen ergriffen werden. Dazu muss jeder EU-Mitgliedstaat bis zum September 2026 Entwürfe für die nationalen Wiederherstellungspläne (Art. 14,15 in Verordnung (EU) 2024/1991) erstellen. Die Pläne sollen detaillierte Maßnahmen zur Erreichung der Wiederherstellungsziele enthalten. Dabei sollen die Pläne Synergien mit bestehenden nationalen und internationalen Regelwerken, Klimaschutzmaßnahmen und der nachhaltigen Landnutzung herstellen. Ein besonderer Fokus liegt auf der Ergreifung von Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes der Natura 2000-Schutzgebiete, wozu auch bestimmte Offenlandbiotope, wie extensives Grünland gehören. Darüber hinaus sollen auch Maßnahmen entwickelt werden, um Ökosysteme außerhalb der Natura-2000-Schutzgebietskulisse zu stärken. Hierzu sind Maßnahmen für Wälder, Flüsse, städtische Grünlandflächen, Ackerflächen und für die Bestäuberpopulationen zu planen. Mit der Verordnung sollen vor allem Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes von kohlenstoffreichen Ökosystemen ergriffen werden, und um die Klimawandelanpassung zu stärken.

Folglich ergeben sich bereits einige Synergien bei der Umsetzung des ANKs mit den zukünftigen Maßnahmen der nationalen Wiederherstellungspläne in Deutschland. Allerdings ermöglicht die Umsetzung der Wiederherstellungspläne in Deutschland zukünftig eine räumlich explizitere Steuerung der Maßnahmen mit einem konkreten Fokus auf die Verbesserung der Ökosystemleistungen und dem Biodiversitätsschutz.

4.2.2 Lücken im ANK

Als bedeutende Lücke im ANK ist herauszustellen, dass Grünland im ANK nicht direkt als eigener Ökosystemtyp berücksichtigt wird. Die ökosystembezogenen Handlungsfelder des ANK umfassen: i) Schutz intakter Moore und Wiedervernässung, ii) Naturnaher Wasserhaushalt mit lebendigen Flüssen, Seen und Auen, iii) Meere und Küsten, iv) Wildnis und Schutzgebiete, v) Waldökosysteme, vi) Böden als Kohlenstoffspeicher und vii) Natürlicher Klimaschutz auf Siedlungs- und Verkehrsflächen. Grünland wird somit im ANK nur indirekt berücksichtigt, zum Beispiel im Bereich „Böden als Kohlenstoffspeicher“, obwohl es eine wichtige Rolle bei der Kohlenstoffspeicherung spielt.

Bei der Erhaltung und Wiedervernässung von Moorböden sind oft auch Grünlandflächen betroffen, ebenso wie bei der Förderung von Agroforstsystemen, die teilweise auf Grünland umgesetzt werden. Es wird zwar die Bedeutung von Grünland für die Kohlenstoffspeicherung und die Biodiversität, und hier insbesondere die Rolle von extensivem Grünland, in den Handlungsfeldern „Moore und Auen“ sowie „Wildnis und Schutzgebiete“ angesprochen. Es fehlen aber spezifische Maßnahmen zur Förderung von Biodiversität und Kohlenstoffbindung in mineralischem Grünland außerhalb von Schutzgebieten und Auen.

4.2.3 Hemmnisse

Es bestehen zahlreiche Hemmnisse, die die Umsetzung des ANK behindern können. Im Folgenden werden mögliche Hemmnisse benannt:

- ▶ **Komplexität und Umfang des Programms:** Im ANK sind viele verschiedene Maßnahmen in unterschiedlichen Themenfeldern wie Moorschutz, Waldmanagement und Gewässerentwicklung berücksichtigt. Dies kann eine schnelle und effektive Umsetzung erschweren, da viele verschiedene Akteure und Verwaltungsebenen koordiniert werden müssen.
- ▶ **Finanzielle Herausforderungen:** Für die Umsetzung des ANK sind umfangreiche Mittel eingestellt und Förderprogramme angelegt bzw. in der Entwicklung. Damit eine Maßnahme angenommen wird, ist es eine Voraussetzung, dass Fördersätze ausreichend hoch sind.
- ▶ **Bürokratische Hemmnisse:** Die Mittelanforderung darf nicht zu komplex sein, um Antragstellenden den Zugang zur Förderung zu erleichtern. Der Umfang und die Dauer nötiger Genehmigungs- und Planungsverfahren kann Antragsstellende von der Teilnahme an einem Förderprogramm abhalten. Personalmangel in Behörden und Planungsbüros kann dies verschärfen,
- ▶ **Rechtliche Hemmnisse:** Die bestehende Rechtslage z.B. zur Raumordnung oder zum Wasserrecht, oder eine fehlende Einbindung von Schutzziele aus dem ANK (z.B. Moorbodenschutz in der Raumordnung) kann die Umsetzung von Maßnahmen erschweren. Überprüfungen der Rechtslage und die Umsetzung nötiger Anpassungen rechtlicher Grundlagen benötigt Zeit, so dass sich der Abbau von rechtlichen und angebundenen bürokratischen Hemmnissen verzögern kann. Auch benötigen Prozesse wie sie Ausgestaltung der GAP eine Vorlaufzeit von mehreren Jahren, und die getroffenen Regelungen gelten wieder für längere Zeiträume (z.B. GAP: 7 Jahre).
- ▶ **Föderale Struktur:** Die Zusammenarbeit zwischen Bund, Ländern und Kommunen kann aufgrund unterschiedlicher Zuständigkeiten und Interessen zu Verzögerungen führen. Dies wird vor allem bei der Umsetzung von Maßnahmen in den Bereichen Landwirtschaft, Forstwirtschaft und LULUCF deutlich.
- ▶ **Interessenkonflikte:** Kollision zwischen Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen und wirtschaftlichen Interessen im Bereich Land- und Forstwirtschaft
- ▶ **Fehlende Maßnahmenpriorisierung:** Es kann zu einem ineffektiven Ressourceneinsatz kommen, wenn ein Fokus auf die effektivsten Maßnahmen fehlt bzw. wenn unklar ist, welche Maßnahmen hierarchisch als wie effektiv einzustufen sind. Die Effektivität kann z.B. gemessen werden an den THG-Vermeidungskosten und/oder an der Umsetzungsdauer von Projekten.
- ▶ **Monitoring-Herausforderungen:** Die Erfolgskontrolle von Maßnahmen ist ein wichtiger Bestandteil im ANK. Der Aufwand für ein Monitoring auf Ebene der Antragsstellenden kann – je nach Ausgestaltung – so hoch sein, dass eine Förderung nicht in Anspruch genommen wird. Ein Referentenentwurf für eine entsprechende Monitoring-Verordnung soll erst bis Ende 2024 vorgelegt werden (BMUV 2023), was die Erfolgskontrolle und Nachsteuerung erschwert.
- ▶ **Gesellschaftliche Akzeptanz:** Das Thema natürlicher Klimaschutz ist in der klimapolitischen und gesellschaftlichen Debatte sensibel. Eine mangelnde Akzeptanz von

Maßnahmen in Teilen der Bevölkerung kann mögliche Antragstellende davon abhalten, an Förderprogrammen teilzunehmen, obwohl sie finanziell attraktiv sind. Auch besteht die Möglichkeit, dass Wissen über förderfähige Maßnahmen die relevanten Akteure nicht erreicht.

- **Verzögerungen:** viele geplante Maßnahmen, wie die Entwicklung eines Förderprogramms für den nationalen Wiederherstellungsplan oder die Einrichtung eines Bundesprogramms für klimabezogene Maßnahmen in der Wasserwirtschaft, befinden sich noch in der Planungsphase, was die Wirksamkeit des Programms reduziert.

Um die Umsetzung des ANK zu verbessern, wären eine Straffung der Prozesse, eine Klärung von Zuständigkeiten, eine Aufstockung bzw. ggf. Umverteilung der finanziellen Mittel innerhalb des ANKs sowie eine verbesserte Koordination zwischen den verschiedenen Verwaltungsebenen notwendig. Zudem könnten eine stärkere Einbindung der Öffentlichkeit und eine transparentere Kommunikation über Fortschritte und Herausforderungen die Akzeptanz und damit den Erfolg des Programms steigern.

4.2.4 Berücksichtigung von Synergien zwischen Ökosystemleistungen

Klimaschutz, Klimaanpassung und Biodiversitätserhalt spielen eine zentrale Rolle für den natürlichen Klimaschutz. Wie in dieser Studie gezeigt, weisen Maßnahmen zur Förderung dieser drei Schutzziele oft synergistische Effekte auf. Sie tragen zum Erhalt der Ökosystemstabilität bei und wirken sich direkt oder indirekt positiv auf weitere Ökosystemleistungen aus, die für das menschliche Überleben, Wohlbefinden und eine nachhaltige Entwicklung essenziell sind. Ökosystemleistungen lassen sich in vier Hauptgruppen einteilen:

1. **Versorgungsleistungen:** Dazu gehören die Nahrungsmittelproduktion, also die Bereitstellung von Lebensmitteln wie Obst, Gemüse, Fleisch und Fisch, sowie die Wasserbereitstellung durch die Lieferung von Süßwasser für Trinkzwecke, Bewässerung und industrielle Nutzung. Auch die Bereitstellung weiterer Rohstoffe und Materialien wie Holz, Fasern und Biomasse für verschiedene Industriebereiche fällt in diese Kategorie. Eine weitere wesentliche Versorgungsleistung ist die Bereitstellung medizinischer Ressourcen in Form von pflanzlichen und tierischen Quellen für Medikamente und andere Gesundheitsprodukte.
2. **Regulierungsleistungen:** Neben der in dieser Studie stark fokussierten Klimaregulierungsleistung durch Kohlenstoffspeicherung und -bindung bieten Ökosysteme eine Vielzahl weiterer regulativer Leistungen. Dazu zählen die Luftreinhaltung durch das Herausfiltern von Schadstoffen und Staubpartikeln durch Pflanzen und Böden, die Wasserreinigung und -filtration durch Feuchtgebiete, Flüsse und andere aquatische Ökosysteme, sowie der Hochwasserschutz durch intakte Auen und Feuchtgebiete, die große Wassermengen aufnehmen, rückhalten und Hochwasserwellen abschwächen können. Zugleich wird dadurch der Landschaftswasserhaushalt reguliert und eine Pufferwirkung für Trockenperioden gewährleistet. Auch die Bestäubung von Nutzpflanzen durch Insekten, die natürliche Kontrolle von Schädlingen und Krankheiten durch Fressfeinde und Parasiten sowie der natürliche Erosionsschutz durch gesunde Bodenstrukturen und stabilisierende Pflanzenwurzeln zählen zu den regulativen Leistungen, die Ökosysteme für den Menschen bereitstellen.
3. **Kulturelle Leistungen:** Intakte Naturlandschaften bieten Räume und Ressourcen für Erholung, Freizeitaktivitäten und Tourismus. Ästhetische Landschaften und Naturschönheiten steigern direkt das Wohlbefinden und die menschliche Lebensqualität. Die Bedeutung dieser Funktion spiegelt sich auch darin wider, dass viele Ökosysteme Teil des

kulturellen Erbes einer Gemeinschaft sind und traditionelle Praktiken, kulturelle Identitäten sowie spirituelle und religiöse Aspekte mit natürlichen Gegebenheiten verknüpft sein können.

4. **Unterstützende Leistungen:** Hierzu zählen Bodenbildung, Nährstoffkreisläufe sowie das Bereitstellen von Lebensräumen für eine Vielzahl von Pflanzen- und Tierarten, die die Biodiversität unterstützen. Die Zersetzung organischer Materialien durch Bodenorganismen trägt zur Bildung und Erhaltung fruchtbarer Böden bei, während das gleichzeitig stattfindende Recycling von Nährstoffen durch den Abbau organischer Materialien diese für das erneute Pflanzenwachstum verfügbar macht. Pflanzen bilden durch die Umwandlung von Sonnenenergie in Biomasse die Basis für die Existenz von Tieren und Menschen (Anbindung an die o.g. Versorgungsleistung).

Bei der Entwicklung und Umsetzung von Maßnahmen zum natürlichen Klimaschutz, der Klimaanpassung und der Biodiversitätsförderung ist es daher wichtig, auch die Auswirkungen auf die gerade genannten Ökosystemleistungen mitzudenken. Dabei sind Maßnahmen zu priorisieren, die sich insgesamt möglichst positiv auf eine maximale Anzahl der gelisteten Dienstleistungen auswirken. In jedem Fall sollte aber sichergestellt werden, dass sich durch geplante Maßnahmen keine signifikante Verschlechterung ergibt.

4.2.5 Priorisierung von Maßnahmen

Priorisiert werden sollten Maßnahmen, die hohe Synergien zwischen Klimaschutz, Klimaanpassung und Biodiversitätserhalt bzw. -förderung versprechen, z.B. Moorbodenschutz und Waldmehrung, und die gleichzeitig für die Kohlenstoffspeicherung mengenmäßig bedeutsam sind. Idealerweise sollte ein Kriterienkatalog zur Maßnahmenbewertung entwickelt werden, mit dem Einzelmaßnahmen beschrieben und vergleichend gegenübergestellt werden können. Eine zusätzliche Wichtung von Kriterien kann vorgenommen werden. Folgende Schritte und Kriterien sollten dabei berücksichtigt werden:

- ▶ **Klimawirksamkeit:** Diese kann differenziert werden in:
 - **Absolute und spezifische Wirksamkeit:** Wie hoch ist das CO₂-Einbindungspotenzial je Flächeneinheit und in Summe für Deutschland?
 - **Stabilität der CO₂-Einbindung:** Je nach Flächentyp unterscheiden sich die Stabilität der CO₂-Einbindung bzw. das Risiko, eingebundenes CO₂, wieder zu verlieren. Beispielsweise ist das Risiko, dass der aufgebaute CO₂-Speicher durch Zersetzung wieder freigesetzt wird, bei einer Waldmehrungsfläche mit einem jungen Baumbestand deutlich geringer als beim Vorratsaufbau in einem alten Buchenbestand.
 - **Zeitliche Entwicklung der Wirksamkeit:** Wie lange wirkt eine Maßnahme? Z.B. erreicht die Wiedervernässung von Moorböden fortgesetzt eine jährliche THG-Minderung. Bei der Anlage von Kurzumtriebsplantagen ist durch regelmäßige Beerntung und einer üblichen Räumung der Fläche nach 20 Jahren die Wirksamkeit der Kohlenstoffspeicherung deutlich kurzfristiger.
- ▶ **Synergien:** Mit welchen andern Ökosystemleistungen, Schutzgütern und weiteren Zielen sind Synergien zu erwarten (z.B. Erhalt und Förderung der Biodiversität, Hochwasserschutz, Regulierung des Landschaftswasserhaushalts, Verbesserung der Luftqualität), und wie hoch fallen sie aus?
- ▶ **Akzeptanz bei Stakeholdern:** Wer sind die von den Maßnahmen betroffenen Stakeholder, und welche Akzeptanz ist zu erwarten? Gibt es Möglichkeiten, die Akzeptanz zu erhöhen?

- ▶ **Umsetzbarkeit und Zeitrahmen:** Wie aufwändig ist es, eine gegebene Maßnahme umzusetzen, und wie lange wird es dauern, bis die Maßnahme anfängt Wirkung zu zeigen?
- ▶ **Kosteneffizienz:** Für jede Maßnahmen sollte ermittelt werden, wie hoch die THG-Vermeidungskosten bzw. die CO₂-Einbindungskosten sind.

Einzelmaßnahmen können mithilfe dieser und ggf. weiterer Kriterien bewertet und vergleichend gegenübergestellt werden. Um die Kriterien quantitativ zu gewichten, kann beispielsweise ein Punktesystem angewendet werden, das die Vergabe von z.B. 1 bis maximal 5 Punkten pro Kriterium und Maßnahme vorsieht. Maßnahmen können dann sowohl integrativ über alle genannten Kriterien hinweg gegenübergestellt werden, indem die Summe der Punkte über die Kriterien verglichen wird, als auch kriterienweise, wodurch potenzielle Trade-Offs zwischen verschiedenen Maßnahmen sichtbar werden. Eine zusätzliche Wichtung von Kriterien, z.B. wenn der Fokus auf Klimawirksamkeit besonders hervorgehoben werden soll, kann erfolgen, indem deren jeweilige Punkte doppelt oder dreifach gewertet werden.

5 Schlussfolgerungen

Das „Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz“ (ANK) zielt darauf ab, Synergien zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz zu maximieren. Mittels Literaturrecherche wurden Synergien und Konflikte zwischen den Zielen des Klimaschutzes und der Biodiversitätsförderung und -erhaltung identifiziert. Folgende Schlussfolgerungen können aus der Analyse gezogen werden:

- ▶ **Grünland** spielt eine entscheidende Rolle sowohl für die Kohlenstoffspeicherung als auch für den Erhalt der Biodiversität. Artenreiche Grünlandflächen zeigen eine hohe Resilienz gegenüber den Auswirkungen des Klimawandels. Artenreiche, funktionell vielfältige Grünlandflächen und vor allem ihre Böden können als Kohlenstoffspeicher einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz leisten, da sie im Vergleich zu Wald weniger störungsanfällig sind und eine gute Resistenz und Resilienz gegenüber Dürre-Ereignissen aufweisen. Eine Umwandlung von Grünland zu Wald aus Klimaschutz-Aspekten bringt daher oft keinen großen Vorteil und kann zudem die Offenlanddiversität gefährden.
- ▶ **Agroforstsysteme** bieten das Potenzial, Synergien zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz zu schaffen. Durch die Integration von Gehölzen in landwirtschaftliche Flächen kann sowohl der Bodenkohlenstoffvorrat erhöht als auch die Biodiversität gefördert werden. Die höhere Strukturvielfalt in Agroforstsystemen steigert die Habitatvielfalt, die Diversität des Nahrungsangebots sowie das Angebot an Korridoren und Trittsteinen (Biotopvernetzung), wovon zahlreiche Artengruppen profitieren. Dies wird durch lange Umtriebszeiten, den Verzicht auf Pestizide in den Gehölzbereichen und die Anpflanzung heimischer Gehölzarten unterstützt. Eine besonders positive Wirkung von Agroforstsystemen auf die Biodiversität ist vor allem in Landschaften mit geringer Strukturvielfalt zu erwarten. Auf bereits artenreichen, schützenswerten Flächen wie extensivem Grünland sollten keine Agroforstsysteme angelegt werden.
- ▶ Die **Wiedervernässung** von entwässerten Mooren und anderen organischen Böden ist eine der wirkungsvollsten Maßnahmen zur Reduzierung von THG-Emissionen. Eine Wiedervernässung von Acker- und Grünlandflächen führt in vielen Fällen zu einer Aufwertung der biologischen Vielfalt. Dies ist aber im Einzelfall zu prüfen, da bei bestehendem artenreichem Grünland durch Wiedervernässung ein Verlust wertgebender Arten auftreten kann. Trotz politischer Zielsetzungen und Förderprogrammen liegen zahlreiche Hemmnisse vor, weshalb der Moorbodenschutz nur langsam voranschreitet. Um Hemmnisse abzubauen, sollte Personal ausgebildet und gleichzeitig Planungs- und Genehmigungsverfahren vereinfacht werden. Zudem sollte Moorbodenschutz als übergeordnetes öffentliches Interesse gesetzlich verankert werden.
- ▶ Der **Umbau von Wäldern** hin zu klimastabileren, artenreichen Mischwäldern bietet erhebliche Vorteile für Kohlenstoffspeicherung und Biodiversität. Eine artenreiche Baumartenzusammensetzung kann die Widerstandsfähigkeit der Wälder erhöhen. Die Schaffung neuer Waldflächen, insbesondere auf ehemaligen Ackerflächen, bietet langfristige Vorteile für den Klimaschutz, wenn standortgerechte und heimische Baumarten gefördert werden. Dabei sollte jedoch auch der Schutz von ökologisch wertvoller Offenlandbiotope, insbesondere artenreiches Grünland, berücksichtigt werden.
- ▶ **Waldböden** sind bedeutende Kohlenstoffspeicher, deren Erhalt für den Klimaschutz essenziell ist. Die Politik sollte Programme zur Förderung nachhaltiger Waldbewirtschaftung auflegen, die nicht nur den Erhalt der oberirdischen Biomasse, sondern auch den Schutz der Bodenkohlenstoffvorräte sichern. Dies kann durch eine schonende Bewirtschaftung und den

Verzicht auf intensive Eingriffe in die Waldökosysteme erreicht werden. Etablierte Simulationsmodelle bilden diesbezüglich jedoch lediglich Effekte durch Diversität der Baumartenzusammensetzung ab. Laut Modellierungsergebnissen zur Entwicklung des Waldbodenkohlenstoffs ist zu erwarten, dass die Senkenleistung bis zum Jahr 2045 stark abnimmt, da die CO₂-Einbindung in Sättigung geht.

- ▶ Das Potenzial der vermehrten Speicherung von Kohlenstoff in **Holzprodukten** durch eine Erhöhung der Holzproduktion ist begrenzt. Aufgrund bestehender negativer Effekte durch die Nutzung von Holz zu energetischen Zwecken und für kurzlebige Holzprodukte sollte eine Umschichtung vor allem der energetischen Nutzung hin zu möglichst langlebigen Holzprodukten angestrebt werden.
- ▶ Maßnahmen im Bereich des natürlichen Klimaschutzes können **Synergien** schaffen, sollten aber stets in **Wechselwirkung** mit anderen politischen Zielen betrachtet werden. Beispielsweise kann die Wiedervernässung von Mooren sowohl den Klimaschutz als auch den Erhalt der Biodiversität unterstützen. Es ist wichtig, potenzielle Zielkonflikte zu erkennen und durch integrierte Planungsansätze zu minimieren.
- ▶ Die erfolgreiche Umsetzung des Aktionsprogramms Natürlicher Klimaschutz hängt von einer langfristigen und stabilen **Finanzierung** ab. Die Politik muss sicherstellen, dass ausreichend Mittel bereitgestellt werden, um nachhaltige Landnutzungsänderungen zu fördern und den notwendigen Anpassungen an den Klimawandel gerecht zu werden. Gleichzeitig sollten rechtliche Rahmenbedingungen angepasst werden, um Akzeptanz und Beteiligung zu gewährleisten.
- ▶ Es bestehen verschiedene **Hindernisse** bei der Umsetzung der Maßnahmen des ANK, darunter hohe Kosten, rechtliche Unsicherheiten und Widerstand von Interessengruppen. Die Politik muss klare und stabile Rahmenbedingungen schaffen, die finanzielle Anreize für Landbesitzende und Landbewirtschaftende bieten. Gleichzeitig sollten Forschung und Monitoring ausgebaut werden, um die **Wirksamkeit** der Maßnahmen langfristig zu überprüfen und Anpassungen vorzunehmen.
- ▶ Da nicht alle Maßnahmen gleichermaßen effektiv sind, ist es wichtig, politische **Prioritäten** zu setzen. Maßnahmen mit den höchsten Synergiepotenzialen sollten Vorrang haben, wie beispielsweise die Wiedervernässung von Mooren oder der Umbau von Wäldern. Politische Entscheidungstragende sollten sich auf jene Interventionen konzentrieren, die langfristig sowohl für den Klimaschutz als auch für die Biodiversität den größten Nutzen bringen.
- ▶ Der Bericht hat **Lücken** im aktuellen Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz identifiziert. So fehlt beispielsweise ein umfassender Ansatz für die Förderung von Grünland auf mineralischen Böden außerhalb von Schutzgebieten. Die Politik sollte diese Lücken durch gezielte Programme schließen, um das volle Potenzial natürlicher Klimaschutzmaßnahmen zu nutzen.
- ▶ Die Umsetzung des Aktionsprogramms muss finanziell **langfristig** angelegt werden, da viele Maßnahmen erst nach mehreren Jahren oder Jahrzehnten ihre volle Wirkung entfalten. Politische Entscheidungstragende brauchen deshalb einen langen Atem, um sicherzustellen, dass die heute eingeleiteten Maßnahmen auch in Zukunft finanziell und politisch unterstützt werden.

6 Literatur

- Abramoff, R. Z.; Guenet, B.; Zhang, H.; Georgiou, K.; Xu, X.; Viscarra Rossel, R. A.; Yuan, W.; Ciais, P. (2022): Improved global-scale predictions of soil carbon stocks with Millennial Version 2. In: *Soil Biology and Biochemistry* 164, S. 108466. DOI: 10.1016/j.soilbio.2021.108466.
- Allan, E.; Bossdorf, O.; Dormann, C. F.; Prati, D.; Gossner, M. M.; Tschardt, T.; Blüthgen, N.; Bellach, M.; Birkhofer, K.; Boch, S.; Böhm, S.; Börschig, C.; Chatzinotas, A.; Christ, S.; Daniel, R.; Diekötter, T.; Fischer, C.; Friedl, T.; Glaser, K.; Hallmann, C.; Hodac, L.; Hölzel, N.; Jung, K.; Klein, A. M.; Klaus, V. H.; Kleinebecker, T.; Krauss, J.; Lange, M.; Morris, E. K.; Müller, J.; Nacke, H.; Pasalic, E.; Rillig, M. C.; Rothenwöhrer, C.; Schall, P.; Scherber, C.; Schulze, W.; Socher, S. A.; Steckel, J.; Steffan-Dewenter, I.; Türke, M.; Weiner, C. N.; Werner, M.; Westphal, C.; Wolters, V.; Wubet, T.; Gockel, S.; Gorke, M.; Hemp, A.; Renner, S. C.; Schöning, I.; Pfeiffer, S.; König-Ries, B.; Buscot, F.; Linsenmair, K. E.; Schulze, E.-D.; Weisser, W. W.; Fischer, M. (2014): Interannual variation in land-use intensity enhances grassland multidiversity 111 (1), S. 308–313. DOI: 10.1073/pnas.1312213111.
- Araujo, A. S. F.; Leite, L. F. C.; Iwata, B. d. F.; Lira, M. d. A.; Xavier, G. R.; Figueiredo, Márcia do Vale Barreto (2012): Microbiological process in agroforestry systems. A review. In: *Agron. Sustain. Dev.* 32 (1), S. 215–226. DOI: 10.1007/s13593-011-0026-0.
- Arend, M.; Link, R. M.; Zahnd, C.; Hoch, G.; Schuldt, B.; Kahmen, A. (2022): Lack of hydraulic recovery as a cause of post-drought foliage reduction and canopy decline in European beech. In: *The New phytologist* 234 (4), S. 1195–1205. DOI: 10.1111/nph.18065.
- Auad, A. M.; Resende, T. T.; Da Silva, D. M.; das Graças Fonseca, M. (2012): Hymenoptera (Insecta: Hymenoptera) associated with silvopastoral systems. In: *Agroforest Syst* 85 (1), S. 113–119. DOI: 10.1007/s10457-011-9449-5.
- Bai, Y.; Cotrufo, M. F. (2022): Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. In: *Science (New York, N.Y.)* 377 (6606), S. 603–608. DOI: 10.1126/science.abo2380.
- Baritz, R.; SEUFERT, G.; Montanarella, L.; van Ranst, E. (2010): Carbon concentrations and stocks in forest soils of Europe. In: *Forest Ecology and Management* 260 (3), S. 262–277. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.03.025.
- Barneze, A. S.; van Groenigen, J. W.; Philippot, L.; Bru, D.; Abalos, D.; Deyn, G. B. de (2023): Plant communities can attenuate flooding induced N₂O fluxes by altering nitrogen cycling microbial communities and plant nitrogen uptake. In: *Soil Biology and Biochemistry* 185, S. 109142. DOI: 10.1016/j.soilbio.2023.109142.
- Barredo, J.; Brailescu, C.; Teller, A.; Sabatini, F. M.; Mauri, A.; Janouskova, K. (2021): Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe: Publications Office.
- Bauhus, J. (2022): Die Anpassung der Wälder an den Klimawandel - eine waldwirtschaftliche Perspektive (2022): Kohlhammer. Online verfügbar unter <https://bfn.bsz-bw.de/frontdoor/index/index/docId/1572>.
- Bauhus, J.; Dieter, M.; Farwig, N.; Hafner, A.; Kätzel, R.; Kleinschmit, B.; Lang, F. (2021): Die Anpassung von Wäldern und Waldwirtschaft an den Klimawandel, Gutachten des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik. Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hg.). Berlin. Online verfügbar unter https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Ministerium/Beiraete/waldpolitik/gutachten-wbw-anpassung-klimawandel.pdf?__blob=publicationFile&v=2, zuletzt geprüft am 09.02.2022.
- Bauhus, J.; Vor, T.; Bartsch, N.; Cowling, A. (2004): The effects of gaps and liming on forest floor decomposition and soil C and N dynamics in a *Fagus sylvatica* forest. In: *Can. J. For. Res.* 34 (3), S. 509–518. DOI: 10.1139/x03-218.

Bessert, L.; Holstein, A.; Weckenbrock, P. (2023): 1 Themenblatt Nr. 5: Förderung von bestäubenden Insekten durch Agroforstgehölze. Deutscher Fachverband für Agroforstwirtschaft (DeFAF) e.V. (Hg.). Online verfügbar unter https://agroforst-info.de/wp-content/uploads/2023/10/Final_SEBAS_Themenblatt_5_Insekten_Agroforst_ONLINE-1.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2024.

BfN - Bundesamt für Naturschutz (2024a): Auswirkungen, Gefahren und Bedeutung, Neobiota.de. Bundesamt für Naturschutz (Hg.). Online verfügbar unter <https://neobiota.bfn.de/grundlagen/auswirkungen-gefahren-und-bedeutung.html>, zuletzt aktualisiert am 22.11.2024, zuletzt geprüft am 22.11.2024.

BfN - Bundesamt für Naturschutz (2024b): Neobiota: Klimawandel. Online verfügbar unter <https://neobiota.bfn.de/grundlagen/klimawandel.html>, zuletzt aktualisiert am 18.03.2024, zuletzt geprüft am 18.03.2024.

BfN (2023): Monitoring von Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert, Bundesamt für Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz (Hg.). Online verfügbar unter <https://www.bfn.de/monitoring-von-landwirtschaftsflaechen-mit-hohem-naturwert>.

BMEL - Bundesministerium für Ernährung für Landwirtschaft (2024): Wald in Deutschland - Weiter massive Schäden - Einsatz für Wälder und Waldumbau nötig. Online verfügbar unter <https://www.bmel.de/DE/themen/wald/wald-in-deutschland/wald-trockenheit-klimawandel.html>, zuletzt aktualisiert am 07.04.2024, zuletzt geprüft am 16.09.2024.

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hg.) (2023): Umsetzung der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union 2023 in Deutschland, Direktzahlungen, Öko-Regelungen, InVeKoS und Konditionalität. Berlin. Online verfügbar unter https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/gap-2023.pdf?__blob=publicationFile&v=2, zuletzt geprüft am 27.05.2024.

BMEL (o.J.): Massive Schäden - Einsatz für die Wälder. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hg.). Online verfügbar unter <https://www.bmel.de/DE/themen/wald/wald-in-deutschland/wald-trockenheit-klimawandel.html>, zuletzt geprüft am 29.05.2024.

BMEL, B. e. a. (2021): Bund-Länder-Zielvereinbarung zum Klimaschutz durch Moorbodenschutz. Online verfügbar unter https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Landwirtschaft/Klimaschutz/moorbodenschutz-blzv.pdf?__blob=publicationFile&v=5, zuletzt geprüft am 18.01.2024.

BMJ - Bundesministerium der Justiz (2014): Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien, EEG 2023 - nichtamtliches Inhaltsverzeichnis. Bundesministerium der Justiz (Hg.). Online verfügbar unter https://www.gesetze-im-internet.de/eeg_2014/index.html#BJNR106610014BJNE003808128, zuletzt aktualisiert am 22.11.2024, zuletzt geprüft am 22.11.2024.

BMJ - Bundesministerium der Justiz (2019): Bundes-Klimaschutzgesetz (KSG). Bundesministerium der Justiz (Hg.). Online verfügbar unter <https://www.gesetze-im-internet.de/ksg/BJNR251310019.html>, zuletzt aktualisiert am 22.11.2024, zuletzt geprüft am 22.11.2024.

BMU (2020): Die Lage der Natur in Deutschland, Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (Hg.). Berlin, Bonn. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/bericht_lage_natur_2020_bf.pdf, zuletzt geprüft am 14.05.2021.

BMUB - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2014): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit: Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 - Kabinettsbeschluss vom 3. Dezemeber 2014. Online verfügbar unter

https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Aktionsprogramm_Klimaschutz/aktionsprogramm_klimaschutz_2020_broschuere_bf.pdf, zuletzt geprüft am 07.03.2024.

BMUV - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (Hg.) (2023): Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz, Kabinettsbeschluss vom 29. März 2023. Berlin. Online verfügbar unter https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/ank_publication_bf.pdf, zuletzt geprüft am 20.11.2024.

BMUV - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (2022): Nationale Moorschutzstrategie. Online verfügbar unter https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/nationale_moorschutzstrategie_bf.pdf, zuletzt geprüft am 07.03.2024.

Bockermann, C.; Eickenscheidt, T.; Drösler, M. (2024): Adaptation of fen peatlands to climate change: rewetting and management shift can reduce greenhouse gas emissions and offset climate warming effects. In: *Biogeochemistry* 167, S. 563–588. DOI: 10.1007/s10533-023-01113-z.

Bockholt, K. (2021): Nach dem Hochwasser: Vorsicht beim Futter von Grünland und Acker. In: *agrarheute.com*, 2021. Online verfügbar unter <https://www.agrarheute.com/pflanze/gruenland/hochwasser-vorsicht-beim-futter-gruenland-acker-583658>, zuletzt geprüft am 30.04.2024.

boerse.de (2024): Co2 Emissionsrechte, Co2 Emissionsrechtepreis aktuell. Co2 Emissionsrechtekurs heute. boerse.de (Hg.). Online verfügbar unter <https://www.boerse.de/rohstoffe/Co2-Emissionsrechtepreis/XC000A0C4KJ2>, zuletzt aktualisiert am 22.11.2024, zuletzt geprüft am 22.11.2024.

Bogati, K.; Walczak, M. (2022): The Impact of Drought Stress on Soil Microbial Community, Enzyme Activities and Plants. In: *Agronomy* 12 (1), S. 189. DOI: 10.3390/agronomy12010189.

Bohlen, P. J.; Villapando, O. R. (2011): Controlling runoff from subtropical pastures has differential effects on nitrogen and phosphorus loads. In: *Journal of Environmental Quality* 40 (3), S. 989–998. DOI: 10.2134/jeq2010.0127.

Bohner, A.; Foldal, C. B.; Jandl, R. (2016): Kohlenstoffspeicherung in Grünlandökosystemen - eine Fallstudie aus dem österreichischen Berggebiet / Carbon storage in grassland ecosystems – A case study from a mountainous region of Austria. In: *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment* 67 (4), S. 225–237. DOI: 10.1515/boku-2016-0018.

Bolte, A.; Czajkowski, T.; Kompa, T. (2007): The north-eastern distribution range of European beech a review. In: *Forestry* 80 (4), S. 413–429. DOI: 10.1093/forestry/cpm028.

Bolte, A.; Höhl, M.; Hennig, P.; Schad, T.; Kroiher, F.; Seintsch, B.; Englert, H.; Rosenkranz, L. (2021): Zukunftsaufgabe Waldanpassung. In: *AFZ DerWald* (4), S. 12–16.

Bolte, A.; Kroiher, F.; Rock, J.; Dieter, M.; Elsasser, P.; Franz, K.; Regelman, C.; Rosenkranz, L.; Seintsch, B. (2022): Einschlagstopp in alten, naturnahen Buchenwäldern im öffentlichen Besitz: Definition, Vorkommen, Inventur-Kennzahlen, Gefährdung und ökonomische Bewertung (Thünen Working Paper 197). Online verfügbar unter https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn065056.pdf, zuletzt geprüft am 16.09.2024.

Book, J.; Weckenbrock, P. (2022): Infoblatt Nr. 4 (Version 1): Futterlaub-Gehölze für Rinder in Agroforstsystemen. Deutscher Fachverband für Agroforstwirtschaft (DeFAF) e.V (Hg.). Online verfügbar unter https://agroforst-info.de/wp-content/uploads/2023/02/Infoblatt-Nr.-4-Futterlaub-Gehoelze-Rinder_Version-1.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2024.

BRADLEY, B. A.; Houghton, R. A.; MUSTARD, J. F.; Hamburg, S. P. (2006): Invasive grass reduces aboveground carbon stocks in shrublands of the Western US. In: *Glob Change Biol* 12 (10), S. 1815–1822. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01232.x.

- Bradshaw, C. J. A.; Leroy, B.; Bellard, C.; Roiz, D.; Albert, C.; Fournier, A.; Barbet-Massin, M.; Salles, J.-M.; Simard, F.; Courchamp, F. (2016): Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. In: *Nat Commun* 7 (1), S. 1–8. DOI: 10.1038/ncomms12986.
- Brang, P.; Spathelf, P.; Larsen, J. B.; Bauhus, J.; Boncina, A.; Chauvin, C.; Drossler, L.; Garcia-Guemes, C.; Heiri, C.; Kerr, G.; Lexer, M. J.; Mason, B.; Mohren, F.; Muhlethaler, U.; Nocentini, S.; Svoboda, M. (2014): Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. In: *Forestry* 87 (4), S. 492–503. DOI: 10.1093/forestry/cpu018.
- Brück-Dyckhoff, C.; Petercord, R.; Schopf, R. (2019): Vitality loss of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and infestation by the European beech splendour beetle (*Agrilus viridis* L., Buprestidae, Coleoptera). In: *Forest Ecology and Management* 432, S. 150–156. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.09.001.
- Burton, V. J.; Contu, S.; Palma, A. de; Hill, S. L. L.; Albrecht, H.; Bone, J. S.; Carpenter, D.; Corstanje, R.; Smedt, P. de; Farrell, M.; Ford, H. V.; Hudson, L. N.; Inward, K.; Jones, D. T.; Kosewska, A.; Lo-Man-Hung, N. F.; Magura, T.; Mulder, C.; Murvanidze, M.; Newbold, T.; Smith, J.; Suarez, A. V.; Suryometaram, S.; Tóthmérész, B.; Uehara-Prado, M.; Vanbergen, A. J.; Verheyen, K.; Wuyts, K.; Scharlemann, Jörn P. W.; Eggleton, P.; Purvis, A. (2022): Land use and soil characteristics affect soil organisms differently from above-ground assemblages. In: *BMC Ecol Evo* 22 (1), S. 1–9. DOI: 10.1186/s12862-022-02089-4.
- Busch, V.; Klaus, V. H.; Schäfer, D.; Prati, D.; Boch, S.; Jörg Müller; Melanie Chisté; Karsten Mody; Nico Blüthgen; Markus Fischer; Norbert Hölzel; Till Kleinebecker (2019): Will I stay or will I go? Plant species-specific response and tolerance to high land-use intensity in temperate grassland ecosystems. In: *Journal of Vegetation Science* 30 (4), S. 674–686. DOI: 10.1111/jvs.12749.
- Carvalho, A. M. X. de; Castro Tavares, R. de; Cardoso, I. M.; Kuyper, T. W. (2010): Mycorrhizal Associations in Agroforestry Systems. In: Dion, P. (Hg.): *Soil biology and agriculture in the tropics*. Berlin, Heidelberg: Springer (Soil Biology, 21), S. 185–208. Online verfügbar unter https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-05076-3_9.
- Chakraborty, T.; Saha, S.; Matzarakis, A.; Reif, A. (2017): Influence of multiple biotic and abiotic factors on the crown die-back of European beech trees at their drought limit. In: *Flora* 229, S. 58–70. DOI: 10.1016/j.flora.2017.02.012.
- Colman, R.; Wilson, G. (1960): The effect of floods on pasture plants. In: *Agricultural Gazette of New South Wales* (71 (Pt. 7)), S. 337. Online verfügbar unter <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19610700785>.
- Craine, J. M.; Ocheltree, T. W.; Nippert, J. B.; Towne, E. G.; Skibbe, A. M.; Kembel, S. W.; Fargione, J. E. (2013): Global diversity of drought tolerance and grassland climate-change resilience. In: *Nature Clim Change* 3 (1), S. 63–67. DOI: 10.1038/nclimate1634.
- D'Andrea, E.; Rezaie, N.; Battistelli, A.; Gavrichkova, O.; Kuhlmann, I.; Matteucci, G.; Moscatello, S.; Proietti, S.; Scartazza, A.; Trumbore, S.; Muhr, J. (2019): Winter's bite: beech trees survive complete defoliation due to spring late-frost damage by mobilizing old C reserves. In: *The New phytologist* 224 (2), S. 625–631. DOI: 10.1111/nph.16047.
- Destatis - Statistisches Bundesamt (2024): Schadhölzeinschlag 2023 auf 38,7 Millionen Kubikmeter gesunken, Wald und Holz. Statistisches Bundesamt (Hg.). Online verfügbar unter <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Wald-Holz/aktuell-holzeinschlag.html>, zuletzt aktualisiert am 15.04.2024, zuletzt geprüft am 21.11.2024.
- Di Sacco, A.; Hardwick, K. A.; Blakesley, D.; Brancalion, P. H. S.; Breman, E.; Cecilio Rebola, L.; Chomba, S.; Dixon, K.; Elliott, S.; Ruyonga, G.; Shaw, K.; Smith, P.; Smith, R. J.; Antonelli, A. (2021): Ten golden rules for reforestation to optimize carbon sequestration, biodiversity recovery and livelihood benefits. In: *Glob. Change Biol.* 27 (7), S. 1328–1348. DOI: 10.1111/gcb.15498.

Díaz-Pinés, E.; Rubio, A.; van Miegroet, H.; Montes, F.; Benito, M. (2011): Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forests? In: *Forest Ecology and Management* 262 (10), S. 1895–1904. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.02.004.

Die Bundesregierung (2024): CO₂-Preis steigt auf 45 Euro pro Tonne. Die Bundesregierung (Hg.). Online verfügbar unter <https://www.bundesregierung.de/breg-de/aktuelles/co2-preis-kohle-abfallbrennstoffe-2061622>, zuletzt aktualisiert am 05.09.2024.

Dmuchowski, W.; Baczevska-Dąbrowska, A. H.; Gworek, B. (2024): The role of temperate agroforestry in mitigating climate change: A review. In: *Forest Policy and Economics* 159, S. 103136. DOI: 10.1016/j.forpol.2023.103136.

Dubeux, J. C.; Jaramillo, D.; Santos, E. R.; Garcia, L.; Queiroz, L. D. (2022): Invited Review: Ecosystem services provided by grasslands in the Southeast United States*. In: *Applied Animal Science* 38 (6), S. 648–659. DOI: 10.15232/aas.2022-02296.

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). In: *Trees* 31 (2), S. 673–686. DOI: 10.1007/s00468-016-1499-x.

EC - European Parliament (EP), European Council (2014): Verordnung - 1143/2014 - EN - EUR-Lex. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32014R1143>, zuletzt aktualisiert am 18.03.2024, zuletzt geprüft am 18.03.2024.

Ekroos, J.; Kleijn, D.; Batáry, P.; Albrecht, M.; Báldi, A.; Blüthgen, N.; Knop, E.; Kovács-Hostyánszki, A.; Smith, H. G. (2020): High land-use intensity in grasslands constrains wild bee species richness in Europe. In: *Biological Conservation* 241, S. 108255. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.108255.

Ellison, D.; Morris, C. E.; Locatelli, B.; Sheil, D.; Cohen, J.; Murdiyarso, D.; Gutierrez, V.; van Noordwijk, M.; Creed, I. F.; Pokorny, J.; Gaveau, D.; Spracklen, D. V.; Tobella, A. B.; Ilstedt, U.; Teuling, A. J.; Gebrehiwot, S. G.; Sands, D. C.; Muys, B.; Verbist, B.; Springgay, E.; Sugandi, Y.; Sullivan, C. A. (2017): Trees, forests and water, Cool insights for a hot world. In: *Global Environmental Change* 43, S. 51–61. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002.

Emadodin, I.; Corral, D. E. F.; Reinsch, T.; Kluß, C.; Taube, F. (2021): Climate Change Effects on Temperate Grassland and Its Implication for Forage Production: A Case Study from Northern Germany. In: *Agriculture* 11 (3), S. 232. DOI: 10.3390/agriculture11030232.

Esquivel, J.; Echeverría, C.; Saldaña, A.; Fuentes, R. (2020): High functional diversity of forest ecosystems is linked to high provision of water flow regulation ecosystem service. In: *Ecological Indicators* 115, S. 106433. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106433.

FAO - Food and Agricultural Organisation; UNEP - United Nations Environment Program (Hg.) (2020): The State of the World's Forests 2020, Forests, biodiversity and people (The State of the World's Forests (SOFO)). Rome, Italy. Online verfügbar unter <http://www.fao.org/3/ca8642en/CA8642EN.pdf>, zuletzt geprüft am 25.08.2020.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations (2015): Agroforestry, Definition. Online verfügbar unter <https://www.fao.org/forestry-fao/agroforestry/80338/en/>, zuletzt aktualisiert am 27.05.2024, zuletzt geprüft am 27.05.2024.

Feng, J.; He, K.; Zhang, Q.; Han, M.; Zhu, B. (2022): Changes in plant inputs alter soil carbon and microbial communities in forest ecosystems. In: *Global Change Biology* 28 (10). DOI: 10.1111/gcb.16107.

Fischer, C.; Leimer, S.; Roscher, C.; Ravenek, J.; Kroon, H. de; Kreutziger, Y.; Baade, J.; Beßler, H.; Eisenhauer, N.; Weigelt, A.; Mommer, L.; Lange, M.; Gleixner, G.; Wilcke, W.; Schröder, B.; Hildebrandt, A. (2019): Plant species richness and functional groups have different effects on soil water content in a decade-long grassland experiment. In: *Journal of Ecology* 107 (1), S. 127–141. DOI: 10.1111/1365-2745.13046.

- Floriancic, M. G.; Allen, S. T.; Meier, R.; Truniger, L.; Kirchner, J. W.; Molnar, P. (2023): Potential for significant precipitation cycling by forest-floor litter and deadwood. In: *Ecohydrology* 16 (2). DOI: 10.1002/eco.2493.
- Forzieri, G.; Girardello, M.; Ceccherini, G.; Spinoni, J.; Feyen, L.; Hartmann, H.; Beck, P. S. A.; Camps-Valls, G.; Chirici, G.; Mauri, A.; Cescatti, A. (2021a): Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. In: *Nat Commun* 12 (1), S. 1–12. DOI: 10.1038/s41467-021-21399-7.
- Forzieri, G.; Girardello, M.; Ceccherini, G.; Spinoni, J.; Feyen, L.; Hartmann, H.; Beck, P. S. A.; Camps-Valls, G.; Chirici, G.; Mauri, A.; Cescatti, A. (2021b): Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. In: *Nat Commun* 12 (1), S. 1–12. DOI: 10.1038/s41467-021-21399-7.
- Frenzel, I.; Paeslack, P. (2023): Prüfung von Nutzungskonzepten für Agroforstsysteme nach §4 GAP DZVO. Deutscher Fachverband für Agroforstwirtschaft (DeFAF) e.V. (Hg.). Online verfügbar unter https://agroforst-info.de/wp-content/uploads/2023/09/Handreichung-Pruefung-Nutzungskonzept_09_23.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2024.
- Gerowitt, B.; Schröder, S.; Dempfle, L.; Engels, E. M.; Johannes Engels, P. (2013): Biodiversität im Grünland – unverzichtbar für Landwirtschaft und Gesellschaft, Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Online verfügbar unter https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Ministerium/Beiraete/biodiversitaet/StellungnahmeBiodivGruenland.pdf?__blob=publicationFile&v=2, zuletzt geprüft am 04.09.2024.
- Gribovszki, Z.; Kalicz, P.; Palocz-Andresen, M.; Szalay, D.; Varga, T. (2019): Hydrological role of Central European forests in changing climate – review. In: *Időjárás* 123 (4), S. 535–550. DOI: 10.28974/idojaras.2019.4.8.
- Großmann, J.; Schultze, J.; Bauhus, J.; Pyttel, P. (2018): Predictors of Microhabitat Frequency and Diversity in Mixed Mountain Forests in South-Western Germany. In: *Forests* 9 (3), S. 104. DOI: 10.3390/f9030104.
- Gschwend, F.; Aregger, K.; Gramlich, A.; Walter, T.; Widmer, F. (2020): Periodic waterlogging consistently shapes agricultural soil microbiomes by promoting specific taxa. In: *Applied Soil Ecology* 155, S. 103623. DOI: 10.1016/j.apsoil.2020.103623.
- Gundersen, P.; Schmidt, I. K.; Raulund-Rasmussen, K. (2006): Leaching of nitrate from temperate forests – effects of air pollution and forest management. In: *Environmental Reviews* 14 (1), S. 1–57. DOI: 10.1139/a05-015.
- Harthan, R. O.; Förster, H.; Borkowski, K.; Braungardt, S.; Bürger, V.; Cook, V.; Emele, L.; Görz, W. K.; Hennenberg, K.; Jansen, L. L.; Jörß, W.; Kasten, P.; Loreck, C.; Ludig, S.; Matthes, F. C.; Mendelevitch, R.; Moosmann, L.; Nissen, C.; Repenning, J.; Scheffler, M.; Bei der Wieden, Malte; Wiegmann, K.; Brugger, H.; Fleiter, T.; Mandel, T.; Rehfeldt, M.; Rohde, C.; Fritz, M.; Yu, S.; Deurer, J.; Steinbach, J.; Osterburg, B.; Fuß, R.; Rock, J.; Rüter, S.; Adam, S.; Dunger, K.; Gensior, A.; Rösemann, C.; Stümer, W.; Tiemeyer, B.; Vos, C. (2024): Technischer Anhang der Treibhausgas-Projektionen 2024 für Deutschland (Projektionsbericht 2024). Umweltbundesamt (Hg.). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/projektionen_technischer_anhang_0.pdf, zuletzt geprüft am 10.07.2024.
- Harthan, R.; Adam, S.; Bei der Wieden, M.; Borkowski, K.; Böttcher, H.; Braungardt, S.; Brugger, H.; Bürger, V.; Deurer, J.; Dunger, K.; Emele, L.; Fleiter, T.; Förster, H.; Fuß, R.; Görz, W. K.; Hennenberg, K.; Jansen, L. L.; Jörß, W.; Kasten, P.; Loreck, C.; Ludig, S.; Mandel, T.; Matthes, F. C.; Mendelevitch, R.; Moosmann, L.; Nissen, C.; Osterburg, B.; Rehfeldt, M.; Repenning, J.; Rock, J.; Rohde, C.; Rösemann, C.; Rüter, S.; Scheffler, M.; Steinbach, J.; Steinbach, I.; Stümer, W.; Tiemeyer, B.; Vos, C.; Wiegmann, K.; Yu, S. (2023): Projektionsbericht 2023 für Deutschland (2. Auflage) (Climate Change, 39/2023). Öko-Institut; Fraunhofer ISI; IREES; Thünen-Institut. Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/projektionsbericht-2023-fuer-deutschland>, zuletzt geprüft am 07.08.2024.

Heitzler, S. (2019): Wald und Forstwirtschaft im Klimawandel, Natur für sich arbeiten lassen: Stabilisieren – Wiederherstellen. Online verfügbar unter <https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/wald/190829-nabu-wald-12-punkte-diskussionspapier.pdf>, zuletzt geprüft am 23.05.2024.

Hennemann-Kreikenbohm, I.; Jennemann, L.; Kinast, P.; Peters, W.; Schöne, F. (2015): Naturverträgliche Anlage und Bewirtschaftung von Kurzumtriebsplantagen (KUP). NABU (Hg.). Berlin. Online verfügbar unter https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/160303-nabu_naturvertraegliche-anlage-kup.pdf, zuletzt geprüft am 22.11.2022.

Hennenberg, K.; Böttcher, H. (2023): Biomasse und Klimaschutz, Im Rahmen des Vorhabens „Wissenschaftliche Analysen zu aktuellen klimapolitischen Fragen im Bereich der Energieeffizienz insbesondere in den Sektoren Industrie, GHD und Gebäude“ (67KE0064). Öko-Institut (Hg.). Berlin, Darmstadt. Online verfügbar unter https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Biomasse-und-Klimaschutz_BMWK.pdf, zuletzt geprüft am 24.11.2023.

Hennenberg, K.; Böttcher, H.; Reise, J.; Herold, A.; Bohn, F.; Gutsch, M.; Reyer, C. (2021): Interpretation des Klimaschutzgesetzes für die Waldbewirtschaftung verlangt adäquate Datenbasis, Reaktion auf die Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Waldpolitik beim BMEL (vom 22.06.2021) (Working Paper, 03/21). Öko-Institut; Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ; Potsdam Institute for Climate Impact Research. Öko-Institut (Hg.). Berlin. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/publikationen/p-details/interpretation-des-klimaschutzgesetzes-fuer-die-waldbewirtschaftung-verlangt-adaequate-datenbasis-reaktion-auf-die-stellungnahme-des-wissenschaftlichen-beirats-fuer-waldpolitik-beim-bmel-vom-22062021>, zuletzt geprüft am 06.09.2021.

Hillebrand, L.; Marzini, S.; Crespi, A.; Hiltner, U.; Mina, M. (2023): Contrasting impacts of climate change on protection forests of the Italian Alps. In: *Front. For. Glob. Change* 6. DOI: 10.3389/ffgc.2023.1240235.

Hirschelmann, S.; Abel, S.; Krabbe, K. (2023): Hemmnisse und Lösungsansätze für beschleunigte Planung und Genehmigung von Moorklimaschutz – Ergebnisse einer Bestandsaufnahme in den moorreichen Bundesländern. Greifswald Moor Centrum (Hg.). Online verfügbar unter https://www.greifswaldmoor.de/files/dokumente/GMC%20Schriften/2023-01_Hirschelmann%20et%20al_Beschleunigte%20Planung%20und%20Genehmigung%20von%20Moorklimaschutz_korr.pdf, zuletzt geprüft am 07.03.2024.

Hisano, M.; Searle, E. B.; Chen, H. Y. H. (2018): Biodiversity as a solution to mitigate climate change impacts on the functioning of forest ecosystems. In: *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 93 (1), S. 439–456. DOI: 10.1111/brv.12351.

Hofer, D.; Suter, M.; Haughey, E.; Finn, J. A.; Hoekstra, N. J.; Buchmann, N.; Lüscher, A. (2016): Yield of temperate forage grassland species is either largely resistant or resilient to experimental summer drought. In: *Journal of Applied Ecology* 53 (4), S. 1023–1034. DOI: 10.1111/1365-2664.12694.

Hohnwald, S.; Indreica, A.; Walentowski, H.; Leuschner, C. (2020): Microclimatic Tipping Points at the Beech–Oak Ecotone in the Western Romanian Carpathians. In: *Forests* 11 (9), S. 919. DOI: 10.3390/f11090919.

Hopkins, A.; Del Prado, A. (2007): Implications of climate change for grassland in Europe: impacts, adaptations and mitigation options: a review. In: *Grass and Forage Science* 62 (2), S. 118–126. DOI: 10.1111/j.1365-2494.2007.00575.x.

Huber, B.; L., J.; Bernasconi, S. M.; Shrestha, J.; Graf Pannatier, E. (2012): Nitrate leaching from short-hydroperiod floodplain soils. In: *Biogeosciences* 9 (11), S. 4385–4397. DOI: 10.5194/bg-9-4385-2012.

Husse, S.; Lüscher, A.; Buchmann, N.; Hoekstra, N. J.; Huguenin-Elie, O. (2017): Effects of mixing forage species contrasting in vertical and temporal nutrient capture on nutrient yields and fertilizer recovery in productive grasslands. In: *Plant Soil* 420 (1), S. 505–521. DOI: 10.1007/s11104-017-3372-0.

Info Flora (2020): Syrische Seidenpflanze (Hundsgiftgewächse), *Asclepias syriaca* L. (Apocynaceae). Invasive Neophyten: Eine Bedrohung für die Biodiversität, Gesundheit und/oder Wirtschaft. Online verfügbar unter https://www.infoflora.ch/assets/content/documents/neophyten/inva_ascl_syr_d.pdf, zuletzt geprüft am 16.05.2024.

Ingleby, K.; Wilson, J.; Munro, R. C.; Cavers, S. (2007): Mycorrhizas in agroforestry: spread and sharing of arbuscular mycorrhizal fungi between trees and crops: complementary use of molecular and microscopic approaches. In: *Plant Soil* 294 (1), S. 125–136. DOI: 10.1007/s11104-007-9239-z.

IPCC (2019): Summary for Policymakers. In: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Intergovernmental Panel on Climate Change. Online verfügbar unter <https://www.ipcc.ch/srccl/>.

IUCN - International Union for Conservation of Nature (2004): 100 of the world's worst invasive alien species : a selection from the Global Invasive Species Database | IUCN Library System, IUCN. Online verfügbar unter <https://portals.iucn.org/library/node/8565>, zuletzt aktualisiert am 19.03.2024, zuletzt geprüft am 19.03.2024.

IUCN - International Union for Conservation of Nature (Hg.) (2021): Invasive alien species and climate change, Issues Brief. Gland, Switzerland. Online verfügbar unter https://www.iucn.org/sites/default/files/2022-04/ias_and_climate_change_issues_brief_2021.pdf, zuletzt geprüft am 16.05.2024.

Jactel, H.; Moreira, X.; Castagneyrol, B. (2021): Tree Diversity and Forest Resistance to Insect Pests: Patterns, Mechanisms, and Prospects. In: *Annual review of entomology* 66, S. 277–296. DOI: 10.1146/annurev-ento-041720-075234.

Jakoby, O.; Wermelinger, B.; Stadelmann, G.; Lischke, H. (2015): Borkenkäfer im Klimawandel: Modellierung des künftigen Befallsrisikos durch den Buchdrucker (*Ips typographus*). Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.3929/ethz-a-010532135>.

Jevon, F. V.; Alexander Polussa; Ashley K. Lang; J. William Munger; Mark. A. Bradford (2022): Patterns and controls of aboveground litter inputs to temperate forests. In: *Biogeochemistry* 161 (3), S. 1–18. DOI: 10.1007/s10533-022-00988-8.

Jung, E.-Y.; Gaviria, J.; Sun, S.; Engelbrecht, B. M. J. (2020): Comparative drought resistance of temperate grassland species: testing performance trade-offs and the relation to distribution. In: *Oecologia* 192 (4), S. 1023–1036. DOI: 10.1007/s00442-020-04625-9.

Kaipainen, T.; Liski, J.; Pussinen, A.; Karjalainen, T. (2004): Managing carbon sinks by changing rotation length in European forests. In: *Environmental Science & Policy* 7 (3), S. 205–219. DOI: 10.1016/j.envsci.2004.03.001.

Kay, S.; Rega, C.; Moreno, G.; Herder, M. den; Palma, J. H.; Borek, R.; Crous-Duran, J.; Freese, D.; Giannitsopoulos, M.; Graves, A.; Jäger, M.; Lamersdorf, N.; Memedemin, D.; Mosquera-Losada, R.; Pantera, A.; Paracchini, M. L.; Paris, P.; Roces-Díaz, J. V.; Rolo, V.; Rosati, A.; Sandor, M.; Smith, J.; Szerencsits, E.; Varga, A.; Viaud, V.; Wawer, R.; Burgess, P. J.; Herzog, F. (2019): Agroforestry creates carbon sinks whilst enhancing the environment in agricultural landscapes in Europe. In: *Land Use Policy* 83, S. 581–593. DOI: 10.1016/j.landusepol.2019.02.025.

Khurana, S.; Abramoff, R.; Bruni, E.; Dondini, M.; Tupek, B.; Guenet, B.; Lehtonen, A.; Manzoni, S. (2023): Interactive effects of microbial functional diversity and carbon availability on decomposition – A theoretical exploration. In: *Ecological Modelling* 486 (C). Online verfügbar unter <https://ideas.repec.org/a/eee/ecomod/v486y2023ics0304380023002375.html>.

- Kiene, C.; Jung, E.-Y.; Engelbrecht, B. M. J. (2023): Nutrient effects on drought responses vary across common temperate grassland species. In: *Oecologia* 202 (1), S. 1–14. DOI: 10.1007/s00442-023-05370-5.
- Kitanović, V.; Greet, J.; McKendrick, S. A.; Jones, C. S. (2023): Riparian and terrestrial grasses display unexpected tolerance to cool-season inundation. In: *Wetlands Ecol Manage* 31 (4), S. 551–564. DOI: 10.1007/s11273-023-09934-3.
- Klamerus-Iwan, A.; Lasota, J.; Błońska, E. (2020): Interspecific Variability of Water Storage Capacity and Absorbability of Deadwood. In: *Forests* 11 (5), S. 575. DOI: 10.3390/f11050575.
- Klein, N.; Theux, C.; Arlettaz, R.; Jacot, A.; Pradervand, J.-N. (2020): Modeling the effects of grassland management intensity on biodiversity. In: *Ecology and evolution* 10 (23), S. 13518–13529. DOI: 10.1002/ece3.6957.
- Kleinbauer, I.; Dullinger, S.; Klingenstein, F.; May, R.; Nehring, S.; Essl, F. (2010): Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich, Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben FKZ 806 82 330, Bundesamt für Naturschutz; Österreich / Umweltbundesamt (BfN-Skripten (1.1998 - 630.2022), 275). Bonn: Bundesamt für Naturschutz. Online verfügbar unter <https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:hbz:b219-5036>.
- KNE - Kompetenzzentrum Naturschutz und Energiewende (2024): Photovoltaik auf wiedervernässten Moorböden - Eine neue Flächenkulisse im EEG 2023. Berlin. Online verfügbar unter https://www.naturschutz-energiewende.de/wp-content/uploads/KNE_Photovoltaik_auf-wiedervernaessten_Moorboeden.pdf, zuletzt geprüft am 02.08.2024.
- Kneeshaw, D. D.; Sturtevant, B. R.; DeGrandpé, L.; Doblas-Miranda, E.; James, P. M. A.; Tardif, D.; Burton, P. J. (2021): The Vision of Managing for Pest-Resistant Landscapes: Realistic or Utopic? In: *Current Forestry Reports* 7 (2), S. 97–113. DOI: 10.1007/s40725-021-00140-z.
- Kobler, J.; Jandl, R.; Dirnböck, T.; Mirtl, M.; Schindlbacher, A. (2015): Effects of stand patchiness due to windthrow and bark beetle abatement measures on soil CO₂ efflux and net ecosystem productivity of a managed temperate mountain forest. In: *Eur J Forest Res* 134 (4), S. 683–692. DOI: 10.1007/s10342-015-0882-2.
- Kohl, M. T.; Hebblewhite, M.; Cleveland, S. M.; Callaway, R. M. (2012): Forage Value of Invasive Species to the Diet of Rocky Mountain Elk. In: *Rangelands* 34 (2), S. 24–28. DOI: 10.2111/RANGELANDS-D-11-00055.1.
- Köhl, M.; Gutsch, M.; Lasch-Born, P.; Müller, M.; Plugge, D.; Reyher, C. P. O. (2023): Wald und Forstwirtschaft im Klimawandel. Unter Mitarbeit von. In: Brasseur, G.; Jacob, D. und Schuck-Zöller, S. (Hg.): Klimawandel in Deutschland. Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. 2., überarb. u. erw. Auflage 2023. Berlin: Springer Berlin, S. 249–262. Online verfügbar unter https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-662-66696-8_19.
- Könz, G.; Stöckli, S.; Huber, B.; Gubelmann, P. (2021): Ausbreitung von Schadorganismen im Wald. Pilotprogramm Anpassung an den Klimawandel: Projekt E.05. CH-Chur. Online verfügbar unter <https://orgprints.org/id/eprint/42547/>.
- Korkiakoski, M.; Ojanen, P.; Tuovinen, J.-P.; Minkkinen, K.; Nevalainen, O.; Penttilä, T.; Aurela, M.; Laurila, T.; Lohila, A. (2023): Partial cutting of a boreal nutrient-rich peatland forest causes radically less short-term on-site CO₂ emissions than clear-cutting. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 332, S. 109361. DOI: 10.1016/j.agrformet.2023.109361.
- Koteen, L. E.; Baldocchi, D. D.; Harte, J. (2011): Invasion of non-native grasses causes a drop in soil carbon storage in California grasslands. In: *Environ. Res. Lett.* 6 (4), S. 44001. DOI: 10.1088/1748-9326/6/4/044001.
- Krapf, A. (2024): Kanadische Goldrute, (*Solidago canadensis* L.). Neobiota - Land Steiermark (Hg.). Online verfügbar unter <https://www.neobiota.steiermark.at/cms/beitrag/12776034/156566976/>, zuletzt aktualisiert am 16.05.2024, zuletzt geprüft am 16.05.2024.

- Kreutzer, K. (1995): Effects of forest liming on soil processes. In: *Plant and Soil* 168-169 (1), S. 447–470. DOI: 10.1007/BF00029358.
- Kübert, A.; Götz, M.; Kuester, E.; Piayda, A.; Werner, C.; Rothfuss, Y.; Dubbert, M. (2019): Nitrogen Loading Enhances Stress Impact of Drought on a Semi-natural Temperate Grassland. In: *Frontiers in Plant Science* 10, S. 1051. DOI: 10.3389/fpls.2019.01051.
- Lal, R. (2004): Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. In: *Science* (304). DOI: 10.1126/science.1097396.
- Lal, R. (2005): Forest soils and carbon sequestration. In: *Forest Ecology and Management* 220 (1), S. 242–258. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.08.015.
- Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz (Hg.) (2022): *Ailanthus altissima* (Drüsiger Götterbaum). Freistaat Thüringen. Online verfügbar unter https://tlubn.thueringen.de/fileadmin/000_TLUBN/Naturschutz/Dokumente/5_invas_gebietsfr_arten/Ailanthus_altissima_20221125.pdf, zuletzt geprüft am 16.05.2024.
- Langenberg, J.; Theuvsen, L. (2018): Agroforstwirtschaft in Deutschland: Alley-Cropping-Systeme aus ökonomischer Perspektive. 113-123 Seiten / *Journal für Kulturpflanzen*, Bd. 70 Nr. 4 (2018). DOI: 10.5073/JKI.2018.04.01.
- Langer, G. J.; Bußkamp, J. (2023): Vitality loss of beech: a serious threat to *Fagus sylvatica* in Germany in the context of global warming. In: *J Plant Dis Prot* 130 (5), S. 1101–1115. DOI: 10.1007/s41348-023-00743-7.
- Law, B. E.; Hudiburg, T. W.; Berner, L. T.; Kent, J. J.; Buotte, P. C.; Harmon, M. E. (2018): Land use strategies to mitigate climate change in carbon dense temperate forests. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115 (14), S. 3663–3668. DOI: 10.1073/pnas.1720064115.
- Le Provost, G.; Thiele, J.; Westphal, C.; Penone, C.; Allan, E.; Neyret, M.; van der Plas, F.; Ayasse, M.; Bardgett, R. D.; Birkhofer, K.; Boch, S.; Bonkowski, M.; Buscot, F.; Feldhaar, H.; Gaulton, R.; Goldmann, K.; Gossner, M. M.; Klaus, V. H.; Kleinebecker, T.; Krauss, J.; Renner, S.; Scherreiks, P.; Sikorski, J.; Baulechner, D.; Blüthgen, N.; Bolliger, R.; Börschig, C.; Busch, V.; Chisté, M.; Fiore-Donno, A. M.; Fischer, M.; Arndt, H.; Hoelzel, N.; John, K.; Jung, K.; Lange, M.; Marzini, C.; Overmann, J.; Pašalić, E.; Perović, D. J.; Prati, D.; Schäfer, D.; Schöning, I.; Schrumpf, M.; Sonnemann, I.; Steffan-Dewenter, I.; Tschapka, M.; Türke, M.; Vogt, J.; Wehner, K.; Weiner, C.; Weisser, W.; Wells, K.; Werner, M.; Wolters, V.; Wubet, T.; Wurst, S.; Zaitsev, A. S.; Manning, P. (2021): Contrasting responses of above- and belowground diversity to multiple components of land-use intensity. In: *Nat Commun* 12 (1), S. 1–13. DOI: 10.1038/s41467-021-23931-1.
- Leelastwattanagul, O.; Sawanee Sutheeworapong; Ahmad Nuruddin Khoiri; Sudarat Dulsawat; Songsak Wattanachaisaareekul; Anuwat Tachaleat; Thanawat Duangfoo; Prasobsook Paenkaew; Peerada Prommeenate; Supapon Cheevadhanarak; Jiraporn Jirakkakul (2023): Soil microbiome analysis reveals effects of periodic waterlogging stress on sugarcane growth. In: *PLoS ONE* 18 (11), e0293834. DOI: 10.1371/journal.pone.0293834.
- Leuschner, C.; Ellenberg, H. (2018): Ecology of central European non-forest vegetation, Coastal to alpine, natural to man-made habitats Revised and extended version of the 6th German edition, corrected publication. Cham: Springer (Vegetation ecology of central Europe / Christoph Leuschner, Heinz Ellenberg, volume 2).
- Leuschner, C.; Weithmann, G.; Bat-Enerel, B.; Weigel, R. (2023): The Future of European Beech in Northern Germany—Climate Change Vulnerability and Adaptation Potential. In: *Forests* 14 (7), S. 1448. DOI: 10.3390/f14071448.
- Lindroth, A.; Holst, J.; Heliasz, M.; Vestin, P.; LAGERGREN, F.; Biermann, T.; Cai, Z.; Mölder, M. (2018): Effects of low thinning on carbon dioxide fluxes in a mixed hemiboreal forest. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 262, S. 59–70. DOI: 10.1016/j.agrformet.2018.06.021.

Lüscher, A.; Barkaoui, K.; Finn, J. A.; Suter, D.; Suter, M.; Volaire, F. (2022): Using plant diversity to reduce vulnerability and increase drought resilience of permanent and sown productive grasslands. In: *Grass and Forage Science* 77 (4), S. 235–246. DOI: 10.1111/gfs.12578.

Luthardt, V.; Birr, F.; Wenzl, F.; Hennenberg, K.; Reise, J.; Winger, C. (2024, in Vorbereitung): Entwicklung und Begleitung der Erprobung naturschutzfachlicher Mindeststandards für den Erhalt und die Förderung der Biodiversität bei künftigen Paludikulturen auf landwirtschaftlichen Flächen (BfN-Skript). Bundesamt für Naturschutz (Hg.).

Luyssaert, S.; Schulze, E.-D. D.; Börner, A.; Knohl, A.; Hessenmöller, D.; Law, B. E.; Ciais, P.; Grace, J.; Börner, A.; Hessenmoller, D. (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. In: *Nature* 455 (7210), S. 213–215. DOI: 10.1038/nature07276.

LWF - Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2013): Wald und Nachhaltigkeit. Online verfügbar unter https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/service/dateien/w72_wald_und_nachhaltigkeit_gesamthef_bf_gesch.pdf, zuletzt geprüft am 16.09.2024.

LWF - Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2024a): Die Zukunft der Buche – zwischen Rückeroberung und Rücksterben - LWF Wissen 86. Online verfügbar unter <https://www.lwf.bayern.de/037>, zuletzt aktualisiert am 04.10.2024, zuletzt geprüft am 04.10.2024.

LWF - Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2024b): Herzstück deutschen Waldnaturschutzes oder artenarmer Waldtyp? Biodiversität und Schutz deutscher Buchenwälder. Online verfügbar unter <https://www.lwf.bayern.de/biodiversitaet/biologische-vielfalt/316538/index.php>, zuletzt aktualisiert am 04.11.2024, zuletzt geprüft am 04.11.2024.

LWF - Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2024c): Hinweise zu Hochwasserschäden auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Online verfügbar unter <https://www.lfl.bayern.de/iab/boden/031337/>, zuletzt aktualisiert am 30.04.2024, zuletzt geprüft am 30.04.2024.

LWF - Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2024d): Nichtheimische Baumarten zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft – LWF aktuell 123. Online verfügbar unter <https://www.lwf.bayern.de/biodiversitaet/biologische-vielfalt/230750/index.php>, zuletzt aktualisiert am 18.03.2024, zuletzt geprüft am 18.03.2024.

Mausolf, K.; Härdtle, W.; Hertel, D.; Leuschner, C.; Fichtner, A. (2020): Impacts of Multiple Environmental Change Drivers on Growth of European Beech (*Fagus sylvatica*): Forest History Matters. In: *Ecosystems* 23 (3), S. 529–540. DOI: 10.1007/s10021-019-00419-0.

Mayer, M.; Matthews, B.; Schindlbacher, A.; Katzensteiner, K. (2014): Soil CO₂ efflux from mountainous windthrow areas: dynamics over 12 years post-disturbance. In: *Biogeosciences* 11 (21), S. 6081–6093. DOI: 10.5194/bg-11-6081-2014.

Mayer, M.; Prescott, C. E.; Abaker, W. E.; Augusto, L.; Cécillon, L.; Ferreira, G. W.; James, J.; Jandl, R.; Katzensteiner, K.; Laclau, J.-P.; Laganière, J.; NOUVELLON, Y.; Paré, D.; Stanturf, J. A.; Vanguelova, E. I.; Vesterdal, L. (2020): Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. In: *Forest Ecology and Management* 466, S. 118127. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118127.

Mellert, K. H.; Lenoir, J.; Winter, S.; Kölling, C.; Čarni, A.; Dorado-Liñán, I.; Gégout, J.-C.; Göttlein, A.; Hornstein, D.; Jantsch, M.; Juvan, N.; Kolb, E.; López-Senespleda, E.; Menzel, A.; Stojanović, D.; Täger, S.; Tsiripidis, I.; Wohlgemuth, T.; Ewald, J. (2018): Soil water storage appears to compensate for climatic aridity at the xeric margin of European tree species distribution. In: *Eur J Forest Res* 137 (1), S. 79–92. DOI: 10.1007/s10342-017-1092-x.

Meyer, P.; Lindner, M.; Bauhus, J.; Müller, J.; Farwig, N.; Lang, F.; Dieter, M.; Endres, E.; Hafner, A.; R. Kätzel; Knoke, T.; Kleinschmit, B.; Schraml, U.; Seeling, U.; Weber-Blaschke, G.P. Meyer, M. Lindner, J. Bauhus, J. Müller, N. Farwig, F. Lang, M. Dieter, E. Endres, A. Hafner (2023): Zum Umgang mit alten, naturnahen Laubwäldern in Deutschland im Spannungsfeld zwischen Biodiversitätsschutz, Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel, Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik. Wissenschaftlicher Beirat für Globale Umweltveränderungen (Hg.). Online verfügbar unter https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Ministerium/Beiraete/waldpolitik/stellungnahme-wbw-laubwaelder.pdf?__blob=publicationFile&v=5, zuletzt geprüft am 17.05.2024.

Meyer, P.; Spînu, A. P.; Mölder, A.; Bauhus, J. (2022): Management alters drought-induced mortality patterns in European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. In: *Plant biology (Stuttgart, Germany)* 24 (7), S. 1157–1170. DOI: 10.1111/plb.13396.

Mina, M.; Messier, C.; Duveneck, M. J.; Fortin, M.-J.; Aquilué, N. (2022): Managing for the unexpected: Building resilient forest landscapes to cope with global change. In: *Glob. Change Biol.* 28 (14), S. 4323–4341. DOI: 10.1111/gcb.16197.

Mommer, L.; Visser, E. J. W. (2005): Underwater photosynthesis in flooded terrestrial plants: a matter of leaf plasticity. In: *Ann Bot* 96 (4), S. 581–589. DOI: 10.1093/aob/mci212.

Moorfutures (2024a): Klimaschutz trifft Biodiversität, Häufige Fragen. Moorfutures (Hg.). Online verfügbar unter <https://www.moorfutures.de/h%C3%A4ufige-fragen/>, zuletzt aktualisiert am 22.11.2024, zuletzt geprüft am 22.11.2024.

Moorfutures (Hg.) (2024b): Ihr Klimavertrag mit der Natur. Online verfügbar unter https://www.moorfutures.de/app/download/28899723/Moorfutures-ANE_Flyer.pdf, zuletzt geprüft am 21.11.2024.

Muffler, L.; Weigel, R.; Hacket-Pain, A. J.; Klisz, M.; van der Maaten, E.; Wilmking, M.; Kreyling, J.; van der Maaten-Theunissen, M. (2020): Lowest drought sensitivity and decreasing growth synchrony towards the dry distribution margin of European beech. In: *Journal of Biogeography* 47 (9), S. 1910–1921. DOI: 10.1111/jbi.13884.

Müller, J. (2019): Die forsthydrologische Forschung im Nordostdeutschen Tiefland: Veranlassung, Methoden, Ergebnisse und Perspektiven. Online verfügbar unter https://www.openagrar.de/receive/openagrar_mods_00055651.

Müller, J.; Bütler, R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. In: *Eur J Forest Res* 129 (6), S. 981–992. DOI: 10.1007/s10342-010-0400-5.

Mupepele, A.-C.; Keller, M.; Dormann, C. F. (2021): European agroforestry has no unequivocal effect on biodiversity: a time-cumulative meta-analysis. In: *BMC ecology and evolution* 21 (1), S. 193. DOI: 10.1186/s12862-021-01911-9.

NA - Neobiota Austria (2024): Staudenknöterich verdrängt heimische Pflanzen. Online verfügbar unter <https://www.neobiota-austria.at/service/ias-2021/ias-20219629>, zuletzt aktualisiert am 19.03.2024, zuletzt geprüft am 19.03.2024.

NABU - Naturschutzbund Deutschland e.V. (2024): Die Bedeutung der Bodenbiodiversität für einen gesünderen Planeten, Neue Studie von NABU und Boston Consulting Group. Online verfügbar unter <https://www.nabu.de/natur-und-landschaft/landnutzung/landwirtschaft/umweltschutz/35370.html>, zuletzt aktualisiert am 23.09.2024, zuletzt geprüft am 23.09.2024.

Nabuurs, G. J.; Thürig, E.; Heidema, N.; Armolaitis, K.; Biber, P.; Cienciala, E.; Kaufmann, E.; Mäkipää, R.; Nilsen, P.; Petritsch, R.; Pristova, T.; Rock, J.; Schelhaas, M. J.; Sievanen, R.; Somogyi, Z.; Vallet, P. (2008): Hotspots of

the European forests carbon cycle. In: *Forest Ecology and Management* 256 (3), S. 194–200. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.04.009.

Nabuurs, G.-J.; Delacote, P.; Ellison, D. (2015): A new role for forests and the forest sector in the EU post-2020 climate targets, European Forest Institute (From Science to Policy / European Forest Institute, 2). Joensuu: EFI. Online verfügbar unter https://efi.int/sites/default/files/files/publication-bank/2019/efi_fstp_2_2015.pdf, zuletzt geprüft am 23.05.2024.

Nair, P. K. R. (1985): Classification of agroforestry systems. In: *Agroforest Syst* 3 (2), S. 97–128. DOI: 10.1007/BF00122638.

Närmann, F.; Birr, F.; Kaiser, M.; Nerger, M.; Luthardt, V.; Zeitz, J.; Tanneberger, F. (2021): Klimaschonende, biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung von Niedermoorböden (BfN-Skripten, 616). BfN (Hg.). Bonn - Bad Godesberg.

Neubiota Austria (2024): *Asclepias syriaca* - Gewöhnliche Seidenpflanze, Neubiota Austria. Online verfügbar unter <https://www.neubiota-austria.at/asclepias-syriaca>, zuletzt aktualisiert am Januar 2024, zuletzt geprüft am 16.05.2024.

Norris, C.; Hobson, P.; Ibisch, P. L. (2011): Microclimate and vegetation function as indicators of forest thermodynamic efficiency. In: *Journal of Applied Ecology* 102, no-no. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.02084.x.

Obladen, N.; Dechering, P.; Skiadaresis, G.; Tegel, W.; Keßler, J.; Höllerl, S.; Kaps, S.; Hertel, M.; Dulamsuren, C.; Seifert, T.; Hirsch, M.; Seim, A. (2021): Tree mortality of European beech and Norway spruce induced by 2018-2019 hot droughts in central Germany. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 307, S. 108482. DOI: 10.1016/j.agrformet.2021.108482.

O'Hara, K. L.; Ramage, B. S. (2013): Silviculture in an uncertain world: utilizing multi-aged management systems to integrate disturbance. In: *Forestry (Lond)* 86 (4), S. 401–410. DOI: 10.1093/forestry/cpt012.

Osterburg, B.; Rüter, S.; Freibauer, A.; Witte, T. d.; Elsasser, P.; Kätsch, S.; Leischner, B.; Paulsen, H. M.; Rock, J.; Röder, N.; Sanders, J.; Schweinle, J.; Steuk, J.; Stichnothe, H.; Stümer, W.; Welling, J.; Wolff, A. (2013): Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft (Thünen Report, 11). Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig.

Paasonen, P.; Asmi, A.; Petäjä, T.; Kajos, M. K.; Äijälä, M.; Junninen, H.; Holst, T.; Abbatt, J. P. D.; Arneth, A.; Birmili, W.; van der Gon, H. D.; Hamed, A.; Hoffer, A.; Laakso, L.; Laaksonen, A.; Richard Leaitch, W.; Plass-Dülmer, C.; Pryor, S. C.; Räisänen, P.; Swietlicki, E.; Wiedensohler, A.; Worsnop, D. R.; Kerminen, V.-M.; Kulmala, M. (2013): Warming-induced increase in aerosol number concentration likely to moderate climate change. In: *Nature Geosci* 6 (6), S. 438–442. DOI: 10.1038/ngeo1800.

Paillet, Y.; Archaux, F.; Du Puy, S.; Bouget, C.; Boulanger, V.; Debaive, N.; Gilg, O.; Gosselin, F.; Guilbert, E. (2018): The indicator side of tree microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. In: *Journal of Applied Ecology* 55 (5), S. 2147–2159. DOI: 10.1111/1365-2664.13181.

Palosuo, T.; Foereid, B.; Svensson, M.; Shurpali, N.; Lehtonen, A.; Herbst, M.; Linkosalo, T.; Ortiz, C.; Rampazzo Todorovic, G.; Marcinkonis, S.; Li, C.; Jandl, R. (2012): A multi-model comparison of soil carbon assessment of a coniferous forest stand. In: *Environmental Modelling & Software* 35, S. 38–49. DOI: 10.1016/j.envsoft.2012.02.004.

Patzel, N.; Wilhelm, B. (2018): Das Boden-Bulletin: Landbau in Zeiten der Erderhitzung. Online verfügbar unter <https://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/WWF-Studie-Boden-Bulletin-Klima-2018.pdf>, zuletzt geprüft am 23.09.2024.

Paul, C. (2019): Der Einfluss des Klimawandels auf die Baumartenwahl. In: *AFZ der Wald* (74 (2)), S. 21–23. Online verfügbar unter <https://publications.goettingen-research-online.de/handle/2/80534>.

Petäjä, T.; Tabakova, K.; Manninen, A.; Ezhova, E.; O'Connor, E.; Moiseev, D.; Sinclair, V. A.; Backman, J.; Levula, J.; Luoma, K.; Virkkula, A.; Paramonov, M.; Rätty, M.; Äijälä, M.; Heikkinen, L.; Ehn, M.; Sipilä, M.; Yli-Juuti, T.; Virtanen, A.; Ritsche, M.; Hickmon, N.; Pulik, G.; Rosenfeld, D.; Worsnop, D. R.; Bäck, J.; Kulmala, M.; Kerminen, V.-M. (2022): Influence of biogenic emissions from boreal forests on aerosol–cloud interactions. In: *Nat. Geosci.* 15 (1), S. 42–47. DOI: 10.1038/s41561-021-00876-0.

Pfenninger, M.; Reuss, F.; Kiebler, A.; Schönnenbeck, P.; Caliendo, C.; Gerber, S.; Cocchiara, B.; Reuter, S.; Blüthgen, N.; Mody, K.; Mishra, B.; Bálint, M.; Thines, M.; Feldmeyer, B. (2021): Genomic basis for drought resistance in European beech forests threatened by climate change. In: *eLife* 10. DOI: 10.7554/eLife.65532.

Poglayen, G.; Gelati, A.; Scala, A.; Naitana, S.; Vincenzo Musella; Martina Nocerino; Giuseppe Cringoli; Antonio Frangipane di Regalbono; Annette Habluetzel (2023): Do natural catastrophic events and exceptional climatic conditions also affect parasites? In: *Parasitology* 150 (12), S. 1158–1166. DOI: 10.1017/S0031182023000471.

Poland, T. M.; Patel-Weynand, T.; Finch, D. M.; Miniati, C. F.; Hayes, D. C.; Lopez, V. M. (2021): Invasive Species in Forests and Rangelands of the United States, A Comprehensive Science Synthesis for the United States Forest Sector 1st ed. 2021. Cham: Springer International Publishing; Imprint Springer.

Radu, S. (2006): The Ecological Role of Deadwood in Natural Forests. In: Gafta, D. (Hg.): Nature conservation. Concepts and practice. Berlin: Springer (Environmental sciences and engineering Environmental science), S. 137–141. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/225861303_The_Ecological_Role_of_Deadwood_in_Natural_Forest_S.

Ramachandran Nair, P. K.; Mohan Kumar, B.; Nair, V. D. (2009): Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172 (1), S. 10–23. DOI: 10.1002/jpln.200800030.

Rawls, W. J.; Pachepsky, Y. A.; Ritchie, J. C.; Sobecki, T. M.; Bloodworth, H. (2003): Effect of soil organic carbon on soil water retention. In: *Geoderma* 116 (1), S. 61–76. DOI: 10.1016/S0016-7061(03)00094-6.

Reichelt, F.; Lechtape, C. (2019): Greifswalder Moorstudie – Abschlussbericht Emissionsbilanzierung und Handlungsempfehlungen für die Moorflächen im Greifswalder Stadtgebiet. Online verfügbar unter https://www.greifswaldmoor.de/files/dokumente/GMC%20Schriften/2019-01_Reichelt&Lechtape_Titel_FR_gro%C3%9F.pdf, zuletzt geprüft am 07.03.2024.

Reise, J.; Hennenberg, K.; Benndorf, A.; Böttcher, H. (2024): Klimaschutzmaßnahmen im LULUCF-Sektor: Potenziale und Sensitivitäten, Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt Transformation zu einem vollständig treibhausgasneutralen Deutschland (CARE) (Climate Change, 10/2024). Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/10_2024_cc_lulucf_.pdf, zuletzt geprüft am 21.05.2024.

Reise, J.; Urrutia, C.; Böttcher, H.; Hennenberg, K. (2020): Literaturstudie zum Thema Wasserhaushalt und Forstwirtschaft. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Wasserhaushalt-Wald-NABU.pdf>.

Ribeiro, R. H.; Miquilini, M.; Lyon, S. W.; Dieckow, J.; Chiavegato, M. B. (2023): Inundation impacts on diversified pasture biomass allocation and soil particulate organic matter stocks. In: *Grass and Forage Science* 78 (4), S. 563–577. DOI: 10.1111/gfs.12643.

Richard J. Randle-Boggis; Peter D. Ashton; Thorunn Helgason (2018): Increasing flooding frequency alters soil microbial communities and functions under laboratory conditions. In: *MicrobiologyOpen* 7 (1), e00548. DOI: 10.1002/mbo3.548.

Roe, S.; Streck, C.; Obersteiner, M.; Frank, S.; Griscom, B.; Drouet, L.; Fricko, O.; Gusti, M.; Harris, N.; Hasegawa, T.; Hausfather, Z.; Havlík, P.; House, J.; Nabuurs, G.-J.; Popp, A.; Sánchez, M. J. S.; Sanderman, J.; Smith, P.;

- Stehfest, E.; Lawrence, D. (2019): Contribution of the land sector to a 1.5 °C world. In: *Nat. Clim. Chang.* 9 (11), S. 817–828. DOI: 10.1038/s41558-019-0591-9.
- Rohatyn, S.; Yakir, D.; Rotenberg, E.; Carmel, Y. (2022): Limited climate change mitigation potential through forestation of the vast dryland regions. In: *Science* 377 (6613), S. 1436–1439. DOI: 10.1126/science.abm9684.
- Rubio-Cuadrado, A.; Gómez, C.; Rodríguez-Calcerrada, J.; Perea, R.; Gordaliza, G. G.; Camarero, J. J.; Montes, F.; Gil, L. (2021): Differential response of oak and beech to late frost damage: an integrated analysis from organ to forest. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 297, S. 108243. DOI: 10.1016/j.agrformet.2020.108243.
- Rukh, S.; Sanders, T. G. M.; Krüger, I.; Schad, T.; Bolte, A. (2023): Distinct Responses of European Beech (*Fagus sylvatica* L.) to Drought Intensity and Length—A Review of the Impacts of the 2003 and 2018–2019 Drought Events in Central Europe. In: *Forests* 14 (2), S. 248. DOI: 10.3390/f14020248.
- Sanaei, A.; Herrmann, H.; Alshaabi, L.; Beck, J.; Ferlian, O.; Fomba, K. W.; Haferkorn, S.; van Pinxteren, M.; Quaas, J.; Quosh, J.; Rabe, R.; Wirth, C.; Eisenhauer, N.; Weigelt, A. (2023): Changes in biodiversity impact atmospheric chemistry and climate through plant volatiles and particles. In: *Commun Earth Environ* 4 (1), S. 1–12. DOI: 10.1038/s43247-023-01113-9.
- Sánchez-Rodríguez, A. R.; Nie, C.; Hill, P. W.; Chadwick, D. R.; Jones, D. L. (2019): Extreme flood events at higher temperatures exacerbate the loss of soil functionality and trace gas emissions in grassland. In: *Soil Biology and Biochemistry* 130, S. 227–236. DOI: 10.1016/j.soilbio.2018.12.021.
- Schaller, L. (2015): Landwirtschaftliche Nutzung von Moorflächen in Deutschland - Sozioökonomische Aspekte einer klimaschonenden Bewirtschaftung. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/274070095_Landwirtschaftliche_Nutzung_von_Moorflächen_in_Deutschland_-_Sozioökonomische_Aspunkte_einer_klimaschonenden_Bewirtschaftung.
- Schils, R. L.; Bufe, C.; Rhymer, C. M.; Francksen, R. M.; Klaus, V. H.; Abdalla, M.; Milazzo, F.; Lellei-Kovács, E.; Berge, H. ten; Bertora, C.; Chodkiewicz, A.; Dămătîrcă, C.; Feigenwinter, I.; Fernández-Rebollo, P.; Ghiasi, S.; Hejduk, S.; Hiron, M.; Janicka, M.; Pellaton, R.; Smith, K. E.; Thorman, R.; Vanwallegghem, T.; Williams, J.; Zavattaro, L.; Kampen, J.; Derkx, R.; Smith, P.; Whittingham, M. J.; Buchmann, N.; Price, J. P. N. (2022): Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 330, S. 107891. DOI: 10.1016/j.agee.2022.107891.
- Schindlbacher, A.; Mayer, M.; Jandl, R.; Zimmermann, S.; Hagedorn, F. (2023): Optimizing forest management for soil carbon sequestration. In: Rumpel, C. (Hg.): *Understanding and Fostering Soil Carbon Sequestration*. Milton: Burleigh Dodds Science Publishing Limited (Burleigh Dodds Series in Agricultural Science Ser), S. 555–588.
- Schmid, M.; Meyer, P.; Blaschke, M.; Sundermann, M.; Uta Schulte (2016): Wie entwickeln sich Buchen- und Eichen-FFHLebensraumtypen in Naturwaldreservaten? Eine Bewertung anhand von Zeitreihendaten. (How do beech and oak habitat types according to the Habitats Directive develop in Natural Forest Reserves? The evaluation using time series data. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung (NuL)* 48 (1), S. 5–14. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/327646728_Wie_entwickeln_sich_Buchen-_und_Eichen-FFHLebensraumtypen_in_Naturwaldreservaten_Eine_Bewertung_anhand_von_Zeitreibendaten_How_do_beech_and_oak_habitat_types_according_to_the_Habitats_Directive_develo.
- Schuck, A.; Meyer, P.; Menke, N.; Markus Lieber; Marcus Lindner (2004): Forest Biodiversity Indicator: Dead Wood – A Proposed Approach towards Operationalising the MCPFE Indicator. In: IUFRO Conference Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe - from ideas to operationalisation. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/299343302_Forest_Biodiversity_Indicator_Dead_Wood_-_A_Proposed_Approach_towards_Operationalising_the_MCPFE_Indicator.

- Seidl, R.; Schelhaas, M.-J.; Rammer, W.; Verkerk, P. J. (2014): Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. In: *Nature Climate Change* 4 (9), S. 806–810. DOI: 10.1038/nclimate2318.
- Seidl, R.; Thom, D.; Kautz, M.; Martin-Benito, D.; Peltoniemi, M.; Vacchiano, G.; Wild, J.; Ascoli, D.; Petr, M.; Honkaniemi, J.; Lexer, M. J.; Trotsiuk, V.; Mairota, P.; Svoboda, M.; Fabrika, M.; Nagel, T. A.; Reyer, C. P. O. (2017): Forest disturbances under climate change. In: *Nature Climate Change* 7, S. 395–402. DOI: 10.1038/nclimate3303.
- Siitonen, J. (2001): Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. In: *Ecological Bulletins* (49), S. 11–41. Online verfügbar unter <http://www.jstor.org/stable/20113262>.
- Sittaro, F.; Hutengs, C.; Vohland, M. (2023): Which factors determine the invasion of plant species? Machine learning based habitat modelling integrating environmental factors and climate scenarios. In: *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 116, S. 103158. DOI: 10.1016/j.jag.2022.103158.
- Six, J.; Bossuyt, H.; Degryze, S.; Denef, K. (2004): A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. In: *Soil and Tillage Research* 79 (1), S. 7–31. DOI: 10.1016/j.still.2004.03.008.
- Skinner, R. H.; Dell, C. J. (2016): Yield and Soil Carbon Sequestration in Grazed Pastures Sown with Two or Five Forage Species. In: *Crop Science* 56 (4), S. 2035–2044. DOI: 10.2135/cropsci2015.11.0711.
- Smith, J.; Pearce, B. D.; Wolfe, M. S. (2013): Reconciling productivity with protection of the environment: Is temperate agroforestry the answer? In: *Renewable Agriculture and Food Systems* 28 (1), S. 80–92. DOI: 10.1017/S1742170511000585.
- Smits, N.; Dupraz, C.; Dufour, L. (2012): Unexpected lack of influence of tree rows on the dynamics of wheat aphids and their natural enemies in a temperate agroforestry system. In: *Agroforest Syst* 85 (1), S. 153–164. DOI: 10.1007/s10457-011-9473-5.
- Soti, P.; Thomas, V. (2022): Review of the invasive forage Grass, Guinea grass (*Megathyrsus maximus*): Ecology and potential impacts in arid and semi-arid regions. In: *Weed Research* 62 (1), S. 68–74. DOI: 10.1111/wre.12512.
- Soussana, J. F.; Tallec, T.; Blanfort, V. (2010): Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. In: *Animal* 4 (3), S. 334–350. DOI: 10.1017/S1751731109990784.
- Stams, A. J. m.; Plugge, C. M. (2024): The Microbiology of Methanogenesis | 2 | Methane and Climate Change |. Online verfügbar unter <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.4324/9781849775090-2/microbiology-methanogenesis-alfons-stams-caroline-plugge>, zuletzt aktualisiert am 16.09.2024, zuletzt geprüft am 16.09.2024.
- Staude, I. R.; Segar, J.; Temperton, V. M.; Andrade, B. O.; Sá Dechoum, M. de; Weidlich, E. W. A.; Overbeck, G. E. (2023): Prioritize grassland restoration to bend the curve of biodiversity loss. In: *Restoration Ecology* 31 (5). DOI: 10.1111/rec.13931.
- Stefano, A. de; Jacobson, M. G. (2018): Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. In: *Agroforest Syst* 92 (2), S. 285–299. DOI: 10.1007/s10457-017-0147-9.
- Stokland, J. N.; Siitonen, J.; Jonsson, B. G. (2012): Biodiversity in dead wood (Ecology, biodiversity and conservation). Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore: Cambridge University Press.
- Temperton, V. M. (2023): Bedeutung des Grünlandes für das Klima: Hohe Albedo, Resilienz und Langzeitkohlenstoffspeicherung. Online verfügbar unter <https://www.fdr.uni-hamburg.de/record/12826>.

Temperton, V. M.; Buchmann, N.; Buisson, E.; Durigan, G.; Kazmierczak, Ł.; Perring, M. P.; Sá Dechoum, M. de; Veldman, J. W.; Overbeck, G. E. (2019): Step back from the forest and step up to the Bonn Challenge: how a broad ecological perspective can promote successful landscape restoration. In: *Restoration Ecology* 27 (4), S. 705–719. DOI: 10.1111/rec.12989.

Teuling, A. J.; Badts, E. A. G. de; Jansen, F. A.; Fuchs, R.; Buitink, J.; van Hoek Dijke, A. J.; Sterling, S. M. (2019): Climate change, reforestation/afforestation, and urbanization impacts on evapotranspiration and streamflow in Europe. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 23 (9), S. 3631–3652. DOI: 10.5194/hess-23-3631-2019.

Thom, D.; Sommerfeld, A.; Sebold, J.; Hagge, J.; Müller, J.; Seidl, R. (2020): Effects of disturbance patterns and deadwood on the microclimate in European beech forests. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 291. DOI: 10.1016/j.agrformet.2020.108066.

Thorn, S.; Seibold, S.; Leverkus, A. B.; Michler, T.; Müller, J.; Noss, R. F.; Stork, N.; Vogel, S.; Lindenmayer, D. B. (2020): The living dead: acknowledging life after tree death to stop forest degradation. In: *Frontiers in Ecology and the Environment* 18 (9), S. 505–512. DOI: 10.1002/fee.2252.

Thünen Institut für Agrarklimaschutz (2018): Humus in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands, Ausgewählte Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. BMEL (Hg.). Bonn. Online verfügbar unter <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Bodenzustandserhebung.html>, zuletzt geprüft am 06.02.2023.

Thünen-Institut (2018): Humus in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands. Online verfügbar unter https://www.thuenen.de/media/institute/ak/Allgemein/news/Bodenzustandserhebung_Landwirtschaft_Kurzfassung.pdf, zuletzt geprüft am 23.09.2024.

TI - Thünen-Institut (2024): Ergebnisse der bundesweiten Waldzustandserhebung. Thünen-Institut (Hg.). Online verfügbar unter <https://wo-apps.thuenen.de/apps/wze/>, zuletzt geprüft am 20.11.2024.

Tiemeyer, B.; Freibauer, A.; Borraz, E. A.; Augustin, J.; Bechtold, M.; Beetz, S.; Beyer, C.; Ebli, M.; Eickenscheidt, T.; Fiedler, S.; Förster, Christoph, Gensior, Andreas; Giebels, M.; Glatzel, S.; Heinichen, J.; Hoffmann, M.; Höper, H.; Jurasinski, G.; Laggner, A.; Leiber-Sauheitl, K.; Peichl-Brak, M.; Drösler, M. (2020): A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. In: *Ecological Indicators* 109. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105838>.

Tölgyesi, C.; Elise Buisson; Aveliina Helm; Vicky M. Temperton; Péter Török (2022): Urgent need for updating the slogan of global climate actions from “tree planting” to “restore native vegetation”. In: *Restoration Ecology* 30 (3), e13594. DOI: 10.1111/rec.13594.

Tölle-Nolting, C. (2022): Grünland stärken, Beweidung fördern – für Biodiversität und Klimaschutz, Ein Positionspapier des NABU. Unter Mitarbeit von unter Mitarbeit zahlreicher NABU-Naturschutzmacher*innen. Online verfügbar unter <https://www.nabu.de/imperia/md/content/221208-nabu-gruenlandposition.pdf>, zuletzt geprüft am 09.04.2024.

Triebenbacher, C.; Burgdorf, K. B. N.; Haas, J.; Lobinger, H. L. G.; Straßer, L.; Hahn, A.C. Triebenbacher, K. Bork N. Burgdorf, J. Haas, H. Lemme G. Lobinger, L. Straßer, A. Hahn (2022): Beim Borkenkäfer wachsam bleiben. In: *Bayerisches Landwirtschaftliches Wochenblatt*, 2022. Online verfügbar unter <https://www.wochenblatt-dlv.de/feld-stall/wald/beim-borkenkaefer-wachsam-bleiben-569062>, zuletzt geprüft am 07.10.2024.

Tsonkova, P.; Böhm, C. (2020): CO₂-Bindung durch Agroforst-Gehölze als Beitrag zum Klimaschutz, "Innovationsgruppe AUFWERTEN – Agroforstliche Umweltleistungen für Wertschöpfung und Energie". Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Sanftleben (Hg.). Cottbus. Online verfügbar unter https://agroforst-info.de/wp-content/uploads/2021/02/06_CO2-Bindung.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2021.

Tuomi, M.; Rasinmäki, J.; Repo, A.; Vanhala, P.; Liski, J. (2011): Soil carbon model Yasso07 graphical user interface. In: *Environmental Modelling & Software* 26 (11), S. 1358–1362. DOI: 10.1016/j.envsoft.2011.05.009.

Tuomi, M.; Thum, T.; Järvinen, H.; Fronzek, S.; Berg, B.; Harmon, M.; Trofymow, J. A.; Sevanto, S.; Liski, J. (2009): Leaf litter decomposition—Estimates of global variability based on Yasso07 model. In: *Ecological Modelling* 220 (23), S. 3362–3371. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2009.05.016.

UBA - Umweltbundesamt (Hg.) (2022): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2022, Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2020 (Climate Change, 24/2022). Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2022-05-31_climate-change_24-2022_nir-2022_de.pdf, zuletzt geprüft am 01.11.2022.

UBA - Umweltbundesamt (Hg.) (2023): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2021, Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2023. Online verfügbar unter https://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/mmr/art07_inventory/ghg_inventory/envy8fz9q/DE_EU-NIR_2023_DE.pdf, zuletzt geprüft am 23.03.2023.

UBA - Umweltbundesamt (Hg.) (2024): Nationales Inventardokument zum deutschen Treibhausgasinventar 1990-2022, Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2024 (Climate Change). Online verfügbar unter https://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/govreg/inventory/envzfmo0va/DE_NID_2024_clean_13.03.2024_de.pdf, zuletzt geprüft am 17.04.2024.

Unger, I. M.; Kennedy, A. C.; Muzika, R.-M. (2009): Flooding effects on soil microbial communities. In: *Applied Soil Ecology* 42 (1), S. 1–8. DOI: 10.1016/j.apsoil.2009.01.007.

Valade, A.; Bellassen, V.; Magand, C.; Luyssaert, S. (2017): Sustaining the sequestration efficiency of the European forest sector. In: *Forest Ecology and Management* 405, S. 44–55. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.09.009.

van Straaten, O.; Kulp, L.; Martinson, G. O.; Zederer, D. P.; Talkner, U. (2023): Forest liming in the face of climate change: the implications of restorative liming for soil organic carbon in mature German forests. In: *SOIL* 9 (1), S. 39–54. DOI: 10.5194/soil-9-39-2023.

Varah, A.; Jones, H.; Smith, J.; Potts, S. G. (2013): Enhanced biodiversity and pollination in UK agroforestry systems. In: *Journal of the science of food and agriculture* 93 (9), S. 2073–2075. DOI: 10.1002/jsfa.6148.

Veldman, J. W.; Aleman, J. C.; Alvarado, S. T.; Anderson, T. M.; Archibald, S.; Bond, W. J.; Boutton, T. W.; Buchmann, N.; Buisson, E.; Canadell, J. G.; Sá Dechoum, M. de; Diaz-Toribio, M. H.; Durigan, G.; Ewel, J. J.; Fernandes, G. W.; Fidelis, A.; Fleischman, F.; Good, S. P.; Griffith, D. M.; Hermann, J.-M.; Hoffmann, W. A.; Le Stradic, S.; Lehmann, C.; Mahy, G.; Ashish N. Nerlekar; Jesse B. Nippert; Reed F. Noss; Colin P. Osborne; Gerhard E. Overbeck; Catherine L. Parr; Juli G. Pausas; R. Toby Pennington; Michael P. Perring; Francis E. Putz; Jayashree Ratnam; Mahesh Sankaran; Isabel B. Schmidt; Christine B. Schmitt; Fernando A. O. Silveira; A. Carla Staver; Stevens, N.; Still, C. J.; Strömberg, C.; Temperton, V. M.; Varner, J. M.; Zaloumis, N. P. (2019): Comment on “The global tree restoration potential”. In: *Science* 366 (6463). DOI: 10.1126/science.aay7976.

Vesala, T.; Suni, T.; Rannik, Ü.; Keronen, P.; Markkanen, T.; Sevanto, S.; Grönholm, T.; Smolander, S.; Kulmala, M.; Ilvesniemi, H.; Ojansuu, R.; Uotila, A.; Levula, J.; Mäkelä, A.; Pumpanen, J.; Kolari, P.; Kulmala, L.; Altimir, N.; Berninger, F.; Nikinmaa, E.; Hari, P. (2005): Effect of thinning on surface fluxes in a boreal forest. In: *Global Biogeochemical Cycles* 19 (2). DOI: 10.1029/2004GB002316.

Vogel, S.; Gossner, M. M.; Mergner, U.; Jörg Müller; Simon Thorn (2020): Optimizing enrichment of deadwood for biodiversity by varying sun exposure and tree species: An experimental approach. In: *Journal of Applied Ecology* 57 (10), S. 2075–2085. DOI: 10.1111/1365-2664.13648.

Wagg, C.; Bender, S. F.; Widmer, F.; van der Heijden, M. G. A. (2014): Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111 (14), S. 5266–5270. DOI: 10.1073/pnas.1320054111.

Wagg, C.; Roscher, C.; Weigelt, A.; Vogel, A.; Ebeling, A.; Luca, E. de; Roeder, A.; Kleinspehn, C.; Temperton, V. M.; Meyer, S. T.; Scherer-Lorenzen, M.; Buchmann, N.; Fischer, M.; Weisser, W. W.; Eisenhauer, N.; Schmid, B. (2022): Biodiversity–stability relationships strengthen over time in a long-term grassland experiment. In: *Nat Commun* 13 (1), S. 1–11. DOI: 10.1038/s41467-022-35189-2.

Walentowski, H.; Bussler H.; Bergmeier, E.; M. Blaschke; V. Wirth (2010): Sind die deutschen Waldnaturschutzkonzepte adäquat für die Erhaltung der buchenwaldtypischen Flora und Fauna? Eine kritische Bewertung basierend auf der Herkunft der Waldarten des mitteleuropäischen Tief- und Hügellandes. In: *Forstarchiv* 81, S. 195–217. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/284114818_Sind_die_deutschen_Waldnaturschutzkonzepte_adagu_at_fur_die_Erhaltung_der_buchenwaldtypischen_Flora_und_Fauna_Eine_kritische_Bewertung_basierend_auf_der_Herkunft_der_Waldarten_des_mitteuropaischen_Ti.

Walthert, L.; Ganthaler, A.; Mayr, S.; Saurer, M.; Waldner, P.; Walser, M.; Zweifel, R.; Arx, G. von (2021): From the comfort zone to crown dieback: Sequence of physiological stress thresholds in mature European beech trees across progressive drought. In: *Science of The Total Environment* 753, S. 141792. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141792.

Wangpakapattanawong, P.; Finlayson, R.; Öborn, I.; Roshetko, James M., Sinclair, Fergus; Shono, K.; Borelli, S.; Hilbrand, A.; Conigliaro, M. (2017): Agroforestry in rice-production landscapes in Southeast Asia a practical manual (ISBN 978-92-5-109737-3). Food and Agriculture Organization of the United Nations Regional Office for Asia and the Pacific (Hg.). Online verfügbar unter <https://www.fao.org/3/i7137e/i7137e.pdf>, zuletzt geprüft am 16.01.2024.

Ward, S. E.; Simon M. Smart; Helen Quirk; Jerry R. B. Tallwin; Simon R. Mortimer; Robert S. Shiel; Andrew Wilby; Richard D. Bardgett (2016): Legacy effects of grassland management on soil carbon to depth. In: *Global Change Biology* 22 (8), S. 2929–2938. DOI: 10.1111/gcb.13246.

WBGU - Wissenschaftlicher Beirat für Globale Umweltveränderungen (2020a): Landwende im Anthropozän: Von der Konkurrenz zur Integration. Berlin. Online verfügbar unter https://www.wbgu.de/fileadmin/user_upload/wbgu/publikationen/hauptgutachten/hg2020/pdf/WBGU_HG20_20_ZF.pdf, zuletzt geprüft am 13.01.2023.

WBGU (2020b): Landwende im Anthropozän, Von der Konkurrenz zur Integration. Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen. Berlin.

Weithmann, G.; Schuldt, B.; Link, R. M.; Heil, D.; Hoeber, S.; John, H.; Müller-Haubold, H.; Schüller, L.-M.; Schumann, K.; Leuschner, C. (2022): Leaf trait modification in European beech trees in response to climatic and edaphic drought. In: *Plant biology (Stuttgart, Germany)* 24 (7), S. 1272–1286. DOI: 10.1111/plb.13366.

Wichmann, S.; Nordt, A.; Schäfer, A. (2022): Lösungsansätze zum Erreichen der Klimaschutzziele und Kosten für die Umstellung auf Paludikultur, Hintergrundpapier zur Studie „Anreize für Paludikultur zur Umsetzung der Klimaschutzziele 2030 und 2050“. Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt (Hg.). Berlin. Online verfügbar unter <https://www.dehst.de/SharedDocs/downloads/DE/projektmechanismen/Hintergrundpapier-loesungsansaeetze-paludikultur.html?nn=8596366>, zuletzt geprüft am 06.04.2023.

Wiesmeier, M.; Mayer, S.; Paul, C.; Helming, K.; Don, A.; Franko, U.; Steffens, M.; Kögel-Knabner, I. (2020): CO₂ certificates for carbon sequestration in soils: methods, management practices and limitations.

Yang, Y.; Tilman, D.; Furey, G.; Lehman, C. (2019): Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. In: *Nat Commun* 10 (1), S. 1–7. DOI: 10.1038/s41467-019-08636-w.

Zehlius-Eckert, W.; Tsonkova; Penka, Böhm, Christian (2020): Umweltleistungen von Agroforstsystemen. Online verfügbar unter https://agroforst-info.de/wp-content/uploads/2021/03/02_Umweltleistungen.pdf, zuletzt geprüft am 16.09.2024.

Zellweger, F.; Frenne, P. de; Lenoir, J.; Rocchini, D.; Coomes, D. (2019): Advances in Microclimate Ecology Arising from Remote Sensing. In: *Trends in Ecology & Evolution* 34 (4), S. 327–341. DOI: 10.1016/j.tree.2018.12.012.

Ziche, D.; Grüneberg, E.; Hilbrig, L.; Höhle, J.; Kompa, T.; Liski, J.; Repo, A.; Wellbrock, N. (2019): Comparing soil inventory with modelling: Carbon balance in central European forest soils varies among forest types. In: *The Science of the total environment* 647, S. 1573–1585. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.327.

Zimmermann, L.; Raspe, S.; Schulz, C.; Winfried, G. (2008): Wasserverbrauch von Wäldern, Bäume und Bestände verdunsten unterschiedlich stark. Online verfügbar unter <https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/boden-klima/dateien/a66-wasserverbrauch-von-waeldern.pdf>, zuletzt geprüft am 25.09.2024.