



**Kurzgutachten im Rahmen der
dena-LEITSTUDIE AUFBRUCH KLIMANEUTRALITÄT**

Natürliche Senken

Die Potenziale natürlicher Ökosysteme zur Vermeidung von
Treibhausgasemissionen und Speicherung von Kohlenstoff



Impressum

Herausgeber

Deutsche Energie-Agentur GmbH (dena)
Chausseestraße 128 a
10115 Berlin
Tel.: +49 (0)30 66 777-0
Fax: +49 (0)30 66 777-699
E-Mail: info@dena.de
Internet: www.dena.de

Autoren

Judith Reise, Öko-Institut
Dr. Klaus Hennenberg, Öko-Institut
Dr. Hannes Böttcher, Öko-Institut
Anke Benndorf, Öko-Institut

Stand: 08/2021

Alle Rechte sind vorbehalten. Die Nutzung steht unter dem Zustimmungsvorbehalt der dena.

Bitte zitieren als:

Deutsche Energie-Agentur (Hrsg.) (dena, 2021) „Natürliche Senken –Kurzgutachten im Rahmen der dena-Leitstudie Aufbruch Klimaneutralität“, erstellt vom Ökoinstitut e. V.

Inhalt

1	Vorwort durch die Deutsche Energie-Agentur (dena)	5
2	Hintergrund und Zielstellung	7
3	Übersicht zu natürlichen Senken in der Landnutzung	9
3.1	Einleitung.....	9
3.1.1	Wie wirkt Landnutzung auf den globalen Kohlenstoffkreislauf?.....	9
3.1.2	Welche Kohlenstoffpools gibt es, und wie viel Kohlenstoff speichern sie?	9
3.1.3	In welchem Zustand befinden sich natürliche Kohlenstoffspeicher, und welchen Risiken sind sie ausgesetzt?	10
3.2	Aktuelle THG-Emissionen aus Quellen und CO ₂ -Speicherungen durch Senken des Landnutzungssektors.....	11
3.2.1	Global.....	11
3.2.2	In der EU.....	12
3.2.3	In Deutschland	14
3.3	Potenziale natürlicher Senken in Deutschland	16
3.3.1	Vergrößerung der Waldfläche (Aufforstung)	16
3.3.2	Kohlenstoffvorräte in Wäldern erhalten und aufbauen und Kohlenstoffspeicherung in langlebigen Holzprodukten erhöhen	19
3.3.3	Erhaltung und Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes in landwirtschaftlich genutzten Mineralböden.....	22
3.3.4	Ausweitung der Agroforstwirtschaft.....	26
3.3.5	Vermeidung des Umbruchs von Grünland auf mineralischen Böden	28
3.3.6	Erhaltung des Kohlenstoffs in organischen Böden und Wiederherstellung von Feuchtgebieten.....	29
3.4	Zusammenfassung der Potenziale natürlicher Senken in Deutschland	32
4	Regulatorischer Rahmen für natürliche Senken	36

4.1	Internationale Berichterstattung unter der UN-Rahmenkonvention	36
4.2	Bilanzierung im Rahmen der EU-Gesetzgebung.....	36
4.2.1	Rolle des LULUCF-Sektors in der EU-Klimagesetzgebung.....	36
4.2.2	Bilanzierungsregeln der LULUCF-Verordnung.....	37
4.3	Nationale Zielsetzungen durch Klimaschutzplan und Klimaschutzgesetz	39
5	Schlussfolgerungen.....	41
5.1	Die Rolle natürlicher Senken für Klima- und Biodiversitätsschutz.....	41
5.2	Einschränkungen der Potenziale	41
5.3	Mögliche Maßnahmen zur Realisierung von Potenzialen	42
6	Abbildungsverzeichnis	45
7	Tabellenverzeichnis.....	46
8	Literaturverzeichnis.....	47
9	Abkürzungen	56
10	Anhang.....	57

1 Vorwort durch die Deutsche Energie-Agentur (dena)

Der LULUCF-Sektor (*engl. land use, land use change and forestry*) erfährt in den letzten Wochen und Monaten so viel Aufmerksamkeit wie schon lange nicht mehr. Im neuen Klimaschutzgesetz, das die deutsche Klimaneutralität auf 2045 vorzieht, wird explizit ein Beitrag des LULUCF-Sektors festgeschrieben. Im Jahr 2045 sollen demnach die natürlichen Senken aus Landnutzung, Landnutzungsveränderung und Forstwirtschaft 40 Mio. t CO₂äq. betragen und damit signifikant zum deutschen Klimaziel und der Netto-Null beisteuern.

Das im Juli 2021 vorgestellte „Fit For 55“-Paket der EU-Kommission enthält eine Revision der LULUCF-Verordnung und ein Paket zum Waldschutz. Ab 2030 sollen zudem die Sektoren LULUCF und Landwirtschaft gemeinsam bilanziert werden und EU-weit im Jahr 2035 netto-null erreichen. Nach dem Willen der EU-Kommission wird durch LULUCF im Jahr 2030 eine Senkenleistung von 310 Mio. t CO₂äq. erreicht. Das erfordert weitreichende Maßnahmen zum Erhalt der natürlichen Senkenleistung in einem Klima, das dem Zustand der Wälder zunehmend zusetzt.

In der Folge dieser Gesetzesinitiativen verstärkte sich auch die Berichterstattung zum Thema der Kohlenstoffspeicherung durch natürliche Ökosysteme. Zunehmend wird zur Vorsicht gemahnt und darauf hingewiesen, dass der Beitrag natürlicher CO₂-Senken gerade durch den Klimawandel von hoher Unsicherheit behaftet sei. Die Permanenz der CO₂-Sequestrierung in natürlichen Ökosystemen kann insbesondere aufgrund zunehmender Stresssituationen (Dürren, Schädlingsbefall, etc. . .) beeinträchtigt werden.

Darüber hinaus stünden Maßnahmen zum Ausbau der Kohlenstoffspeicherung im Wald anderen Nutzungsformen im Weg, welche auch für den Klimaschutz benötigt würden. Es wird beispielsweise befürchtet, dass durch diese Maßnahmen nur noch wenig Holz für langlebige Holzprodukte und etwa den Holzbau zur Verfügung stehen würde.

Klar ist, dass wir natürliche Senken benötigen werden und Maßnahmen ergreifen sollten, die Senkenleistung unserer Wälder und des Landnutzungssektors zu bewahren und zu erhöhen. Dabei sind jedoch auch Zielkonflikte mit zu beachten.

Die Deutsche Energie-Agentur (dena) hat nun im Rahmen ihrer Leitstudie AUFBRUCH KLIMANEUTRALITÄT das Öko-Institut mit der Erstellung eines Kurzgutachtens zu diesem Thema beauftragt. Das Ziel dieses Gutachtens ist zum einen die Wissensaufbereitung und -vermittlung bezüglich der Möglichkeiten, der Funktionsweise und der Interdependenzen von natürlichen Kohlenstoffspeichern. Es soll helfen, den sehr komplexen LULUCF-Sektor strukturiert zu beleuchten und einen Beitrag leisten zu der Diskussion um die Notwendigkeiten, Zusammenhänge und Potenziale von Negativemissionen im LULUCF-Sektor. Diese Wissensvermittlung soll die dena und auch alle weiteren Leser in die Lage versetzen, informierte Einschätzungen und Entscheidungen zu treffen.

Das Öko-Institut zeigt in diesem Gutachten auf, welche Maßnahmen zum Erhalt und Ausbau natürlicher Kohlenstoffspeicher besonders effizient sind. Die möglichst umfassende Wiedervernässung von Mooren ist demnach die effektivste Methode pro Flächeneinheit. Auf das Gesamtpotenzial bezogen haben insbesondere Aufforstung und ein besseres Waldmanagement große Auswirkung auf die natürlichen Senken. Bei allen

Maßnahmen ist darauf zu achten, dass diese eine möglichst hohe Widerstandsfähigkeit gegen Klimaveränderungen erreichen.

Das ab hier folgende Kurzgutachten wurde durch das Öko-Institut e. V. als beauftragten Gutachter erstellt. Die redaktionelle und inhaltliche Verantwortung liegt allein beim Öko-Institut e. V..

2 Hintergrund und Zielstellung

Die Erderwärmung, verursacht durch den stetigen Ausstoß von Treibhausgasen (THG), stellt eine der größten Herausforderungen für die Menschheit dar. Mit dem nationalen Beitrag der EU zum Pariser Abkommen (Nationally Determined Contribution, NDC) verpflichtet sich auch Deutschland zu den Pariser Zielen von 2015, die Erderhitzung auf deutlich unter 2 °C, nach Möglichkeit auf 1,5 °C zu begrenzen. Das EU-Klimagesetz gibt seit 2020 den langfristigen Fahrplan vor, um die THG-Neutralität bis 2050 in allen Politikbereichen auf sozial gerechte und kosteneffiziente Weise zu erreichen. Zur Erfüllung des Ziels der THG-Neutralität setzt die EU auch auf Kohlenstoffsinken.

Vegetation und Boden speichern weltweit große Mengen an Kohlenstoff. Durch Entwaldung, Nutzung von Biomasse, Trockenlegung von Mooren und andere Landnutzungsänderungen gelangt dieser gespeicherte Kohlenstoff als CO₂ in die Atmosphäre und trägt zum globalen Klimawandel bei. Durch Schaffung neuer Wälder, Humusaufbau im Boden und Regeneration von Ökosystemen wird Kohlenstoff aus der Atmosphäre gebunden (Senken bzw. Negativemissionen). Die Kohlenstoffbindung durch natürliche Senken ist nicht dauerhaft und durch Störungen wie Feuer und Sturm, aber auch durch Nutzung und Nutzungsänderungen, umkehrbar. Zudem gibt es Nutzungskonkurrenzen um Landflächen, und auch Minderungsmaßnahmen in anderen Sektoren (z. B. Biomassenutzung für Bioenergie) haben Auswirkungen auf die Potenziale natürlicher Senken.

Im aktuellen Entwurf zum neuen Klimaschutzgesetz¹ hat sich Deutschland ab 2045 zur Netto-THG-Neutralität verpflichtet. Um verbleibende Emissionen zu kompensieren, wird Deutschland auch auf natürliche Kohlenstoffsinken angewiesen sein. Laut Inventarbericht an die UN-Klimarahmenkonvention (UNFCCC, UBA 2020) überwiegen in Deutschland zurzeit die natürliche Senken, die durch Pflanzenwachstum und Kohlenstoffspeicherung in Böden zur Aufnahme von CO₂ aus der Atmosphäre beitragen. Dagegen entstehen durch Landnutzungsänderungen und Bodenbearbeitung Emissionen (netto: –29 Mio. t CO₂ im Jahr 2018). Dominiert wird diese negative Bilanz durch die Aufnahme von Kohlenstoff durch Wälder. Zukünftig wird allerdings in Projektionen der Bundesregierung ein Rückgang der Waldsenke erwartet, sodass sich der Sektor eventuell in eine Nettoquelle entwickeln könnte (Bundesregierung 2019). Der tatsächlich mögliche Beitrag von natürlichen Senken zur Erreichung einer THG-Neutralität im Jahr 2045 ist deshalb fraglich.

Die Deutsche Energie-Agentur (dena) startete 2020 die dena-Leitstudie „Aufbruch Klimaneutralität – Wege und Möglichkeiten für Weichenstellungen der 20er Jahre“². Ziel der Studie ist es, branchen- und sektorenübergreifende Wege und Möglichkeiten für Weichenstellungen zur THG-Minderung in den wichtigen 2020er-Jahren zu identifizieren. Dabei sollen mit einem begleitenden Gutachten auch eine qualitative Darstellung der Optionen und Einsatzbereiche natürlicher THG-Senken sowie eine analytische Beurteilung des Potenzials für aktiv steuerbare negative Emissionen mit in sich schlüssigen Szenarien erstellt werden.

Das Gutachten hat zum Ziel, bestehende Erkenntnisse zu Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft (Land use, land use change and forestry; LULUCF), Landwirtschaft, Biomassepotenzialen und natürlichen Senken zusammenführen, um eine verständliche Grundlage für die weitere Analyse zu bilden.

¹ Gesetzesentwurf der Bundesregierung, Bearbeitungsstand: 11.05.2021,

https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Glaeserme_Gesetze/19_Lp/ksg_aendg/Entwurf/ksg_aendg_bf.pdf,

² <https://www.dena.de/newsroom/meldungen/strategische-weichenstellungen-fuer-den-klimaschutz/>.

Daneben sollen die Ergebnisse auch die quantitative Modellierung im Rahmen der dena-Leitstudie unterstützen, um die Robustheit der Modellierungen und Quantifizierungen zu erhöhen.

3 Übersicht zu natürlichen Senken in der Landnutzung

3.1 Einleitung

3.1.1 Wie wirkt Landnutzung auf den globalen Kohlenstoffkreislauf?

Im globalen **Kreislauf** wird zwischen den Systemen der Atmosphäre, Meere und Gewässer, Böden und der Biosphäre³ Kohlenstoff ausgetauscht. Dieser Fluss erfolgt innerhalb von wenigen Sekunden (z. B. Photosynthese), über Jahrzehnte (z. B. Baumwachstum) bis hin zu Jahrtausenden (z. B. Sedimentation, Archer et al. 2009). Durch die Verbrennung fossiler Stoffe sowie durch LULUCF werden CO₂ und andere Treibhausgase in einer sehr kurzen Zeit freigesetzt, wodurch der Klimawandel immer weiter vorangetrieben wird. Global betrachtet nehmen terrestrische und marine Ökosysteme ungefähr die Hälfte aller anthropogenen Emissionen als natürliche Senken auf (Friedlingstein et al. 2020). **Natürliche Kohlenstoffsenken** sind Reservoirs, die über einen Zeitraum hinweg Kohlenstoff aus der Atmosphäre ziehen, z. B. über Photosynthese, und dann in chemischen Verbindungen speichern (IPCC 2013). Im Vergleich zu reinen **Kohlenstoffspeichern**, wie z. B. Holzprodukten, sind natürliche Senken dynamisch, denn ihr Speicher kann weiter anwachsen. Somit sind sie wesentlich für die Verringerung der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre verantwortlich. Zu den natürlichen Kohlenstoffsenken an Land gehören Ökosysteme wie Wälder, Feuchtgebiete, Grünland, marine Seegrasswiesen und Salzmarschen. Sie speichern den über die Photosynthese gebundenen atmosphärischen Kohlenstoff in sogenannten **Pools**. Dazu gehören die lebende und tote Biomasse, die Streu (Blätter und Nadeln) sowie der Boden und Holzprodukte.

Das Pariser Abkommen von 2015 hat zum Ziel, anthropogen verursachte Emissionen bis 2050 drastisch zu reduzieren, um den Anstieg der Konzentration von THG in der Atmosphäre zu begrenzen. Dazu müssen auch natürliche Senken in großem Umfang wiederhergestellt werden, um langfristig nicht vermeidbare Emissionen kompensieren zu können. Außerdem sollten sie zu weiteren Ökosystemleistungen, wie dem Schutz der Biodiversität und des Wasserhaushalts, beitragen. Die **langfristige Kohlenstoffspeicherung** ist die größte Herausforderung, um das Nettosenkenpotenzial in Wäldern, Feuchtgebieten und Böden zu erhalten und zu erhöhen. Um dies zu erreichen, bedarf es zum einen der Förderung der langfristigen Kohlenstoffbindung und einer **Erhöhung der Dauer der Kohlenstoffspeicherung** in Biomasse sowie im Boden. Darüber hinaus müssen bestehende **Emissionen aus der Landnutzung deutlich reduziert** werden, indem vorrangig die Landnutzung und die Nutzung mariner Ökosysteme geändert werden.

3.1.2 Welche Kohlenstoffpools gibt es, und wie viel Kohlenstoff speichern sie?

Wie bereits unter 2.1.1 erwähnt, gehören die lebende und tote Biomasse (ober- und unterirdisch), die Streu und der im Boden gespeicherte organische Kohlenstoff zu den wesentlichen Kohlenstoffpools in Deutschland. In den verschiedenen Ökosystemen sind diese Kohlenstoffpools jeweils von unterschiedlicher Größenordnung und werden von natürlichen Prozessen und der Intensität der Landnutzung beeinflusst.

³ Die Biosphäre ist der von Lebewesen bewohnbare Raum. Sie überschneidet sich ganz oder teilweise mit anderen Kategorien wie Atmosphäre und Boden.

Wälder erstrecken sich in Deutschland auf ca. 1/3 der Landesfläche (ca. 11 Mio. ha) und sind überwiegend von Nadelbäumen wie Fichte und Kiefer dominiert. Der überwiegende Teil des aus der Atmosphäre aufgenommenen Kohlenstoffs wird in der **lebenden oberirdischen und unterirdischen Biomasse**, den Bäumen, gespeichert. In Deutschland waren das im Jahr 2017 1.230 Mio. t C (112 t C/ha) (Thünen Institut 2019). Abgestorbene Biomasse zersetzt sich oft nur langsam, weshalb sich in **Streu und Totholz** über Jahrzehnte ein Vorrat von 210 Mio. t C angereichert hat (BMEL 2016a). Ein weiterer Teil des Kohlenstoffs aus der Zersetzung von Streu und Totholz wird als organischer Kohlenstoff (C_{org}) im **Waldboden** gespeichert. Dadurch entsteht der zweitgrößte Kohlenstoffpool im Wald mit 659 Mio. t C in 0 bis 30 cm Bodentiefe (BMEL 2016a).

Für die Produktion von **Holzprodukten** wird durch die Holzernte der Kohlenstoffpool der Waldbiomasse gesenkt, wobei ein Teil dieses Kohlenstoffes in den Holzprodukten gespeichert werden kann. Daher stehen diese beiden Pools in einem sehr engen Austausch zueinander. Der Vorrat an in Holzprodukten gespeichertem Kohlenstoff ist kaum abschätzbar, und hierzu gibt es keine nationalen Erhebungen.

Die Hälfte der **Böden** in Deutschland befindet sich unter landwirtschaftlicher Nutzung, wobei diese überwiegend als Ackerland (12,7 Mio. ha) genutzt werden und ca. 6,7 Mio. ha als Grünland (UBA 2020). Bei den Böden muss aufgrund der sehr unterschiedlichen Stabilisierung und Umsetzung von C_{org} zwischen **mineralischen** und **organischen** Böden (Moore und weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden) unterschieden werden. Insgesamt speichern die landwirtschaftlichen Böden bis zu 2.500 Mio. t C_{org} (128 t C_{org} /ha) im oberen Meter der Bodenschicht. Dabei haben Böden unter Ackernutzung einen durchschnittlich geringeren C_{org} -Vorrat von 101 t C_{org} /ha im Vergleich zu Böden unter Dauergrünland mit 200 t C_{org} /ha. Obwohl organische Böden nur ca. 6% der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmachen, werden dort bis zu 515 t C_{org} /ha gespeichert (Jacobs et al. 2018).

Marine Küstenökosysteme, wie Salz- und Seegraswiesen, können ebenfalls erhebliche Kohlenstoffvorräte in ihren Sedimenten aufweisen (IUCN 2021). Zusammen mit Mangrovenwäldern bedecken sie ca. 2% der globalen Ozeanfläche und sind für 50% der Kohlenstoffsequestrierung in Ozeansedimenten verantwortlich (IUCN 2017). In Deutschland kommen Salzwiesen überwiegend an der Nordseeküste, vor allem auf den ost- und nordfriesischen Inseln und im Bereich von Flussmündungen, vor. Seegraswiesen sind in den flachen, großen Küstenbereichen der Nord- und Ostsee zu finden. Sie gehören zu den produktivsten und artenreichsten Lebensräumen unserer Meere. Der Schutz und die Wiederherstellung dieser marinen Ökosysteme können erhebliche Emissionen vermeiden und CO_2 aus der Atmosphäre binden. Allerdings wird im Rahmen der nationalen Klimaberichterstattung kein Bezug auf diese Ökosysteme genommen, und bisher sind Verbreitung, Leistung und Potenziale für den Klimaschutz unbekannt. Daher werden marine Küstenökosysteme in dieser Studie nicht näher betrachtet.

3.1.3 In welchem Zustand befinden sich natürliche Kohlenstoffspeicher, und welchen Risiken sind sie ausgesetzt?

Das Hauptrisiko für natürliche Kohlenstoffspeicher in Deutschland stellen die **aktuell intensive Bewirtschaftung** sowie die **Änderung der Landnutzung**, z. B. durch die **Ausbreitung von Siedlungsflächen**, dar. Insbesondere die direkte oder indirekte Entwässerung von Feuchtgebieten wie Mooren bzw. organischen Böden führt zu einem stetigen Verlust an Kohlenstoff.

Im aktuellen Bericht des Bundesministeriums für Umwelt (BMU) zum Zustand der Lebensräume in Deutschland werden insgesamt nur 30% der Lebensräume mit einem günstigen Zustand bewertet (BMU

2020). Besonders ungünstig bis schlecht ist der Zustand der Grünlandlebensräume (ca. 55 %). Darüber hinaus hat sich deren Erhaltungszustand insgesamt im Vergleich zu 2013 deutlich verschlechtert. Dies ist vor allem auf die Intensivierung der Grünlandnutzung zurückzuführen, sodass extensive Grünlandlebensräume (z. B. Nasswiesen, Mähwiesen) zunehmend verschwinden. Außerdem befinden sich Meere und Küsten zu ca. 40 % in einem schlechten Erhaltungszustand. Bei Mooren und Wäldern sind es ca. 30 %, wobei Moore zusätzlich mit 50 % in einem ungünstigen Zustand sind (BMU 2020). Zu den überwiegenden Gründen für den kritischen Gesamtzustand der Moore gehören, wie bereits eingangs erwähnt, direkte Entwässerung und die Entnahme von Wasser aus ihrem Einzugsgebiet.

Neben der Landnutzung stellen auch natürliche Störungen, wie Stürme, Feuer, Dürreperioden (abiotische Störungen) und Insektenkalamitäten oder Pathogene (biotische Störungen), einen Risikofaktor für die langfristige Aufnahme und Speicherung von Kohlenstoff in Biomasse und Böden dar. Natürliche Störungen sind integraler Bestandteil von Ökosystemen und führen nicht zwangsläufig zu einem Wechsel der Ökosystemfunktionen. Allerdings ist davon auszugehen, dass aufgrund des fortschreitenden Klimawandels gerade die Frequenz und Intensität abiotischer Störungen zunehmen könnte (Seidl et al. 2017; IPCC 2019). In europäischen Wäldern gehören Stürme und Trockenheit zu den wesentlichen natürlichen Störungen, die sehr häufig durch Käferkalamitäten begleitet werden. In einer Studie von Seidl et al. (2014) wird für europäische Wälder eine Reduktion der Nettosenkenleistung um bis zu 50 % (180 Mio. t CO₂ jährlich) aufgrund von natürlichen Störungen in den Jahren 2021 bis 2030 angenommen. Bereits in den vergangenen drei Jahren (2018 bis 2020) sind sehr viele Fichtenbestände in Deutschland durch verschiedene Sturmereignisse, gefolgt von extremer Trockenheit und Borkenkäferbefall, beschädigt bzw. vernichtet worden. Das ganze Ausmaß dieses Ereignisses wird durch erste Zahlen vom BMEL dokumentiert. Sie zeigen, dass insgesamt ca. 277.000 ha...⁴ Waldfläche wieder neu bewaldet werden müssen und Schadholz im Umfang von ca. 171 Mio. m³ angefallen ist, was nur etwas unter der regulären durchschnittlichen Holzerntemenge aus drei Jahren liegt...⁵.

Insgesamt können Veränderungen des Niederschlagsregimes und zunehmende Durchschnittstemperaturen zu einer erhöhten mikrobiellen Aktivität und somit zu einem schnelleren Abbau von Biomasse führen, wodurch die langfristige Speicherung von Kohlenstoffz. B. in Böden gefährdet sein könnte (Davidson und Janssens 2006; Reyer et al. 2017). In Feuchtgebieten können Schwankungen der Kohlenstoffspeicherung in trockenen Sommern durch sinkende Wasserstände auftreten. Dadurch kann sich die dominierende Vegetation der Moore hin zu Seggen entwickeln, was die Methanemissionen erhöht und die Moorhydrologie weiter verändert und schließlich zu Torfzersetzung führen kann (Swindles et al. 2019).

3.2 Aktuelle THG-Emissionen aus Quellen und CO₂-Speicherungen durch Senken des Landnutzungssektors

3.2.1 Global

Global tragen vor allem Waldverlust und -degradierung zu hohen CO₂-Emissionen aus dem Landnutzungssektor bei. Allein 2019 ging eine Fläche von 11,9 Mio. ha tropischer Wälder verloren.

⁴ <https://www.bmel.de/DE/themen/wald/wald-in-deutschland/wald-trockenheit-klimawandel.html>.

⁵ [Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie 2020, Thünen-Einschlagsrückrechnung, BWI3, Amtliche Statistik.](#)

Primärwälder in den feuchten Tropen trugen mit 3,8 Mio. ha zu diesem Verlust bei, was zu CO₂-Emissionen von mindestens 1,8 Gt führte⁶. Zwischen 2009 und 2018 wurden durch Landnutzung und Landnutzungsänderungen insgesamt 6 Gt CO₂/Jahr emittiert (ca. 15 % der jährlichen globalen Emissionen fossiler Brennstoffe), was größtenteils auf die Entwaldung zurückzuführen ist (Friedlingstein et al. 2020).

Im gleichen Zeitraum fungierte die globale terrestrische Biosphäre aber auch als Senke für 12 Gt CO₂/Jahr durch verstärkte Ausdehnung von Wald und verbessertes Waldwachstum, weshalb insgesamt eine Nettoeinbindung von CO₂ in die terrestrische Biosphäre stattfand (Global Carbon Project 2020). Die Treiber für Waldverlust und -degradierung sind zu einem großen Teil die landwirtschaftliche Produktion sowie die Forstwirtschaft und der Bergbau, und sie variieren stark von Region zu Region. In Südamerika sind zwei Drittel des Waldverlustes auf die kommerzielle Landwirtschaft zurückzuführen, während es in Asien und Afrika größtenteils die Subsistenzlandwirtschaft ist. In Asien und Amerika ist der Haupttreiber der Walddegradierung die Holznutzung, während in Zentral- und Westafrika die Holzkohleproduktion ein wichtiger Faktor ist (Keenan et al. 2015; Hosonuma et al. 2012). Viele Länder tragen durch den Import von Konsumgütern direkt oder indirekt zu Waldverlust und Landnutzungsemissionen bei, während in diesen Ländern sich die Waldfläche häufig vergrößert. Die intensiven internationalen wirtschaftlichen Verflechtungen verdeutlichen die Bedeutung einer globalen Perspektive auf den Landnutzungssektor. Die wichtigsten Optionen zur Reduzierung der Nettoemissionen im Landnutzungssektor global sind damit der Stopp der Entwaldung und die Verringerung der Walddegradierung – Optionen, die ein Gesamtminderungspotenzial von 0,4 bis 6 Gt CO₂äq. pro Jahr haben (Roe et al. 2019).

3.2.2 In der EU

Insgesamt ist der LULUCF-Sektor in der EU eine Nettosenke von –274 Mio. t CO₂äq. (EU27 + UK im Jahr 2018, siehe Abbildung 1). Auf EU-Ebene gibt es im Jahr 2018 Nettoemissionen aus den Kategorien Ackerland, Feuchtgebiete, Siedlungen und sonstige Flächen sowie Nettospeicherungen durch Waldflächen und Holzprodukte sowie Grünlandflächen, die die Nettoemissionen der anderen vier Kategorien bei Weitem überwiegen.

Die Wälder der EU27 + UK umfassen 167 Mio. ha (EU 2020) mit einem Kohlenstoffbestand von 9,8 Mrd. t C in lebender Biomasse, was 36 % des gesamten Waldkohlenstoffpools im Jahr 2020 ausmacht (Forest Europe 2020). Der Waldboden hat den höchsten Anteil am EU-Waldkohlenstoffpool von 54 % (FOREST EUROPE 2020). Im Jahr 2018 betrug die Nettospeicherung durch Holzprodukte in der EU27 + UK –44,6 Mio. t CO₂ (EU 2020). Die Menge des in Holzprodukten gespeicherten Kohlenstoffs hängt davon ab, wie viel geerntetes Holz in Holzprodukten mit langer Lebensdauer gespeichert wird.

Die Gesamtspeicherung von organischem Kohlenstoff für den Oberboden der EU27 + UK (0–30 cm) wird auf 73 Mrd. t C geschätzt. Etwa 50 % befinden sich in Torfgebieten sowie unter Wäldern und 22 % in landwirtschaftlichen Böden (Camia et al. 2021; Jones et al. 2005). Mineralische Böden speichern deutlich weniger Kohlenstoff als organische Böden. In Europa speichern organische Böden vier- bis fünfmal mehr Kohlenstoff als Wälder (Swindles et al. 2019). Finnland und Schweden weisen zusammen mehr als die Hälfte der Gesamtfläche der organischen Böden in der EU auf (EU 2020). Die gesamten CO₂-Emissionen aus organischen Böden in der EU erreichten im Jahr 2018 100 Mio. t CO₂äq., was etwa 37 % der Nettosenke aus

⁶ <https://www.wri.org/blog/2020/06/global-tree-cover-loss-data-2019>.

LULUCF in der EU entspricht (EU 2020). Nach Indonesien ist die EU der zweitgrößte Emittent von THG-Emissionen aus entwässerten Torfböden (van Akker et al. 2016).

Wichtige marine Kohlenstoffpools in Europa sind Küstenökosysteme wie Salzwiesen und Seegraswiesen, die derzeit nicht in den THG-Inventaren enthalten sind, da die Schätzmethoden erst kürzlich vom Weltklimarat (IPCC) entwickelt wurden und im Rahmen der UNFCCC noch nicht verbindlich sind. Zurzeit reichen die Daten nicht aus, um verlässlich Emissionen von Küstenökosystemen zu schätzen.

Im letzten Jahrzehnt ist ein signifikanter Nettorückgang der Senke der EU zu beobachten: Sie fiel von -316 Mio. t CO₂äq. im Jahr 2013 auf -251 Mio. t CO₂äq. im Jahr 2017. Dies ist auf die Alterung der Wälder und höhere Ernteraten zurückzuführen, zusätzlich zu klimawandelbedingten Belastungen der Wälder und natürlichen Störungen. Ceccherini et al. (2020) berichteten kürzlich über einen Anstieg der Ernteintensität in Europa, welche ein wichtiger Faktor für die Entwicklung der Kohlenstoffsenke in Wäldern ist.

Verschiedene Projektionen zeigen, dass bei den derzeitigen Praktiken die Fähigkeit der europäischen Böden und Wälder, CO₂ zu absorbieren, weiter auf ein Niveau von -200 Mio. t CO₂äq. im Jahr 2030 sinken wird, was einem Verlust von 63 Mio. t CO₂äq. entspricht. In der Folgenabschätzung der Kommission für den Klimazielplan wird für 2030 eine Nettosenke von -225 Mio. t CO₂äq. prognostiziert, wenn keine weiteren Maßnahmen ergriffen werden. Ein ambitionierteres Politikscenario der Folgenabschätzung (European Commission 2020b) erhöht die LULUCF-Senke bis 2030 auf ca. -340 Mio. t CO₂äq. Für das Jahr 2050, bis zu dem die EU klimaneutral sein will, wird erwartet, dass der gesamte LULUCF-Sektor etwa -425 Mio. t CO₂äq. an Restemissionen aus anderen Sektoren ausgleicht (European Commission 2018a). Nach 2050 müssen die Netto-THG-Emissionen der EU negativ sein, um unter dem im Pariser Abkommen festgelegten Temperaturziel zu bleiben.

Ein wesentlicher Unsicherheitsfaktor der Abschätzung der zukünftigen Senkenentwicklung in der EU neben der Biomasseentnahme ist die Wirkung des Klimawandels auf das Pflanzenwachstum und natürliche Absterbeprozesse. Zwischen 2018 und 2020 waren die europäischen Wälder von schweren Dürren, Waldbränden, Stürmen und sich ausbreitendem Borkenkäferbefall betroffen (Lindner und Verkerk 2021). Der Erfolg einer Steigerung der Senkenleistung des EU-LULUCF-Sektors wird auch davon abhängen, ob die extremen Wettermuster von 2018 bis 2020 ein neues „normales“ Klima oder eine außergewöhnlich trockene Periode darstellen.

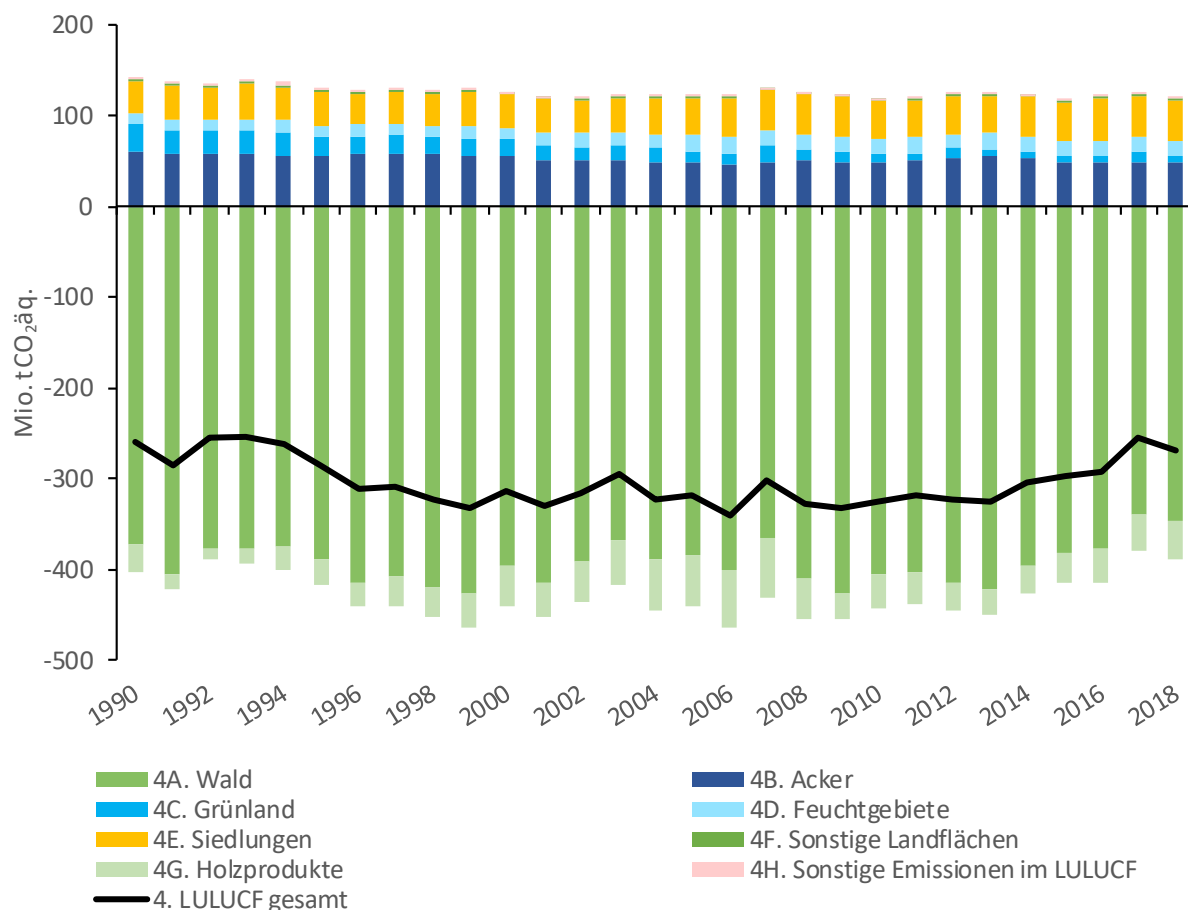


Abbildung 1: Historische THG-Emissionen (positive Werte) und CO₂-Speicherungen (negative Werte) im LULUCF-Sektor in der EU für verschiedene Kategorien

Quelle: EEA 2020

3.2.3 In Deutschland

Unter den internationalen Bestimmungen zum Klimaschutz werden die Emissionen und Minderungen von Emissionen aus der Landnutzung unter dem sogenannten LULUCF-Sektor zusammengefasst und berichtet. Darunter fallen die Flächen der Landnutzungskategorien Wälder (11 Mio. ha) sowie der Kohlenstoffspeicher der Holzprodukte, Ackerland (13 Mio. ha), Grünland (6,7 Mio. ha), Feuchtgebiete (0,7 Mio. ha) und Siedlungen (4,6 Mio. ha) (UBA 2020).

Im Jahr 2018⁷ stellte der Landnutzungssektor in Deutschland insgesamt eine Nettosenke von rund –30 Mio. t CO₂ äq. dar. Dabei wurden durch die Wälder erhebliche Mengen CO₂ aus der Atmosphäre gebunden (–67 Mio. t CO₂ äq.) und durch Holzprodukte (–3 Mio. t CO₂ äq.) gespeichert. Die ober- und unterirdische Biomasse spielte hierbei eine wesentliche Rolle für die CO₂-Sequestrierung (–50 Mio. t CO₂ äq.) im Wald (siehe auch 2.1.2). Zusätzlich wurden erhebliche Mengen an Kohlenstoff im mineralischen Waldboden gebunden (–16 Mio. t CO₂ äq.). Dagegen entstanden Emissionen auf den Flächen unter Ackerland (16 Mio. t CO₂ äq.),

⁷ Die Daten beziehen sich nicht auf die aktuelle Einreichung von 2021 unter der Klimarahmenkonvention, sondern auf die des Jahres 2020. Diese Daten werden als Bezugsgröße im ausstehenden Projektionsbericht der Bundesregierung verwendet und stellen daher auch die Basis für diesen Bericht dar.

Grünland (15 Mio. t CO₂äq.), Siedlungen (6 Mio. t CO₂äq.) und Feuchtgebieten (4 Mio. t CO₂äq.) (UBA 2020). Im Vergleich mit den Emissionen aus dem LULUCF-Sektor der gesamten EU ist auffällig, dass in Deutschland erhebliche Emissionen im Grünland entstanden, während das Grünland in der EU eine Senke von –2 Mio. t CO₂äq. in 2018 darstellte (EU 2020).

Bei genauerer Betrachtung der Emissionen im Grünland in Deutschland fallen besonders die organischen Böden auf, die rund 24 Mio. t CO₂äq. auf nur rund 1 Mio. ha Fläche verursachen. Ähnlich gestaltet sich die Situation für die organischen Böden im Ackerland, die lediglich 0,3 Mio. ha Fläche einnehmen, aber Emissionen von 10 Mio. t CO₂äq. aufweisen. Somit stammen allein 2/3 der gesamten Emissionen aus dem deutschen LULUCF-Sektor aus landwirtschaftlich genutzten organischen Böden. Die wesentlichen Ursachen sind die bereits unter 2.1.3 erwähnte Entwässerung organischer Böden, um diese land- und forstwirtschaftlich nutzbar zu machen. Zusätzlich entstehen Emissionen aus dem Abbau von Torf auf rund 18.500 ha, der für rund 2 Mio. t CO₂äq. im Jahr 2018 verantwortlich war. Außerdem trugen entwässerte Feuchtgebiete zu Emissionen bei (2 Mio. t CO₂äq.). Damit gehört Deutschland neben Finnland, Polen und Irland zu den größten Verursachern von Emissionen aus entwässerten organischen Böden (O'Brolchain 2020).

Den Emissionen aus organischen Böden im Grünland steht die Aufnahme von 8 Mio. t CO₂äq. durch mineralische Böden gegenüber, die somit eine wichtige Senkenfunktion im Grünland einnehmen. Dies trifft jedoch nicht für mineralische Böden unter Ackerlandnutzung zu, die für ungefähr 4,4 Mio. t CO₂äq. an Emissionen verantwortlich waren.

Eine weitere wichtige Ursache für Emissionen im deutschen LULUCF-Sektor im Jahr 2018 ist die Umwandlung von Flächen aus Grün- und Ackerland sowie Wald in Siedlungsfläche. Insgesamt wurden dadurch Emissionen von ca. 4 Mio. t CO₂äq. verursacht, wobei hier vor allem die Umwandlung von Grünland und Wäldern zu Emissionen führt (UBA 2020).

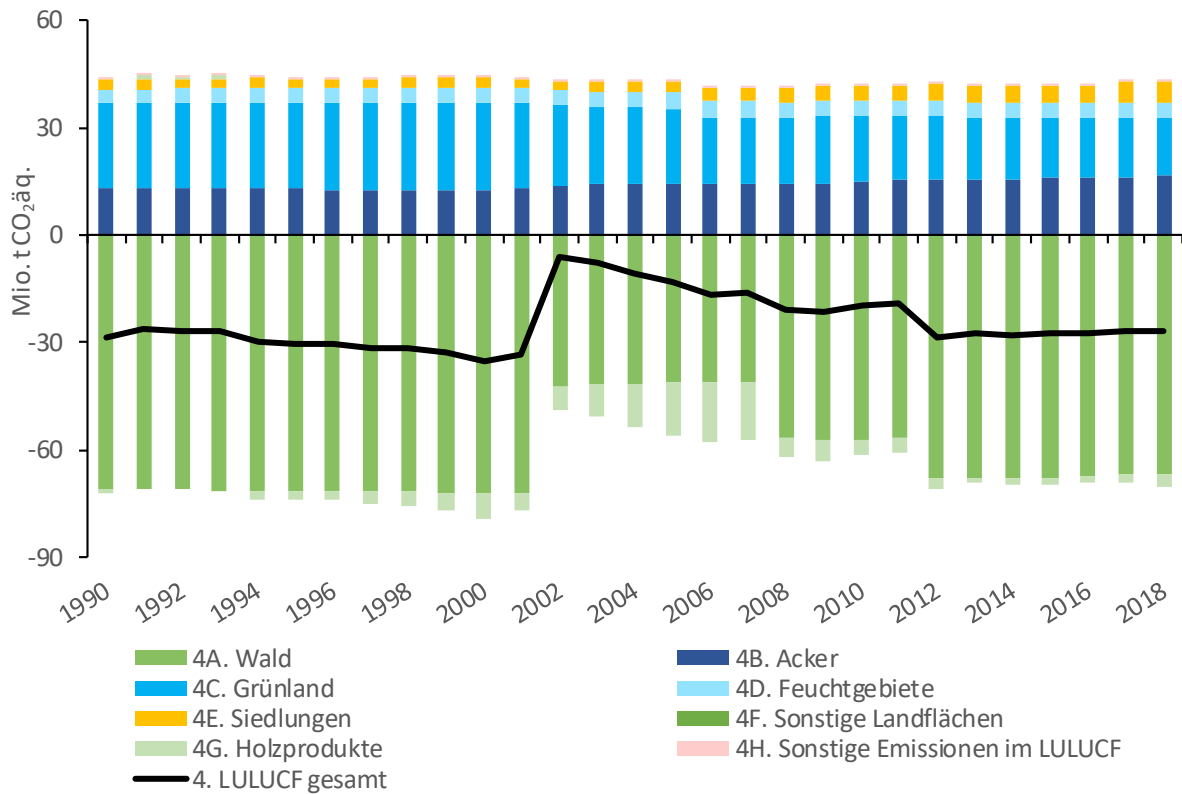


Abbildung 2: THG-Emissionen (positive Werte) und CO₂-Speicherungen (negative Werte) im LULUCF-Sektor in Deutschland für verschiedene Kategorien

Quelle: UBA 2020

3.3 Potenziale natürlicher Senken in Deutschland

3.3.1 Vergrößerung der Waldfläche (Aufforstung)

Die Erweiterung der Waldfläche kann durch eine Umwandlung von Flächen aus der Landwirtschaft oder dem Siedlungsbereich erreicht werden. Im Jahr 2018 kamen netto ca. 11.000 ha neue Waldfläche, vor allem aus dem Grünland, hinzu (UBA 2020). Durch die Erweiterung der Waldfläche kann über einen langen Zeitraum hinweg CO₂ aus der Atmosphäre in wachsender oberirdischer und unterirdischer Biomasse der Waldbestände und im Waldboden gebunden und gespeichert werden. Dabei nehmen die C-Vorräte im Vergleich zur vorherigen Landnutzung meist kontinuierlich zu. Bei der Umwandlung von Grünland in Wald kann es unter Umständen zu zeitweisen Emissionen aus dem Boden kommen, wenn dieser z. B. für die Etablierung des Baumbestandes bearbeitet wird. Im Zuge des heranwachsenden Waldbestandes sind dann eventuelle Verluste an C-Vorräten durch Jungwuchspflege und Durchforstungsmaßnahmen zu berücksichtigen.

Der Ausweitung der Waldfläche stehen Flächenumwandlungen von Wald in andere Landnutzungsformen gegenüber. Diese treten vor allem im Zuge von Infrastrukturerweiterungen auf. Laut Gesetz müssen diese Waldflächenverluste kompensiert werden. Dennoch entstehen zunächst erhebliche Emissionen aufgrund der hohen Verluste an in Biomasse gespeichertem Kohlenstoff. In 2018 wurden in Deutschland ca. 6.000 ha

Waldfläche in Siedlungsfläche umgewandelt, was zu Emissionen von ca. 1,5 Mio. t CO₂äq. führte (UBA 2020). Für das Potenzial zur Vergrößerung der Waldfläche in Deutschland liegen bisher kaum Studien vor, aber es gibt Abschätzungen aus dem Klimaschutzgutachten in der Land- und Forstwirtschaft (BMEL 2016b).

Potenzial der Option für den Klimaschutz

Im Klimaschutzgutachten der wissenschaftlichen Beiräte des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL 2016b) wurde von einem Aufforstungsflächenpotenzial, beginnend vom Jahr 2012 bis 2050, von insgesamt 5 % (850.000 ha) der landwirtschaftlichen Fläche ausgegangen. Für das Jahr 2030 kann bereits eine Aufforstung von knapp der Hälfte des Flächenpotenzials, ca. 400.000 ha, erreicht werden. Für die Berechnung des Minderungspotenzials wurde die durchschnittliche Baumartenverteilung der ersten Altersklasse (1 bis 20 Jahre) aus der letzten Bundeswaldinventur aus dem Jahr 2012 zugrunde gelegt. Diese wies einen Anteil von 58 % Laubbäumen und 42 % Nadelbäumen auf. Für die Berechnung der Kohlenstoffvorräte werden die Pools Biomasse, Streu und Totholz berücksichtigt. Somit ergibt sich für das Jahr 2030 ein jährliches Minderungspotenzial von 2,5 t CO₂/ha. Mit dem wachsenden Waldbestand steigt die Akkumulation von Kohlenstoff, vor allem in der Biomasse, an und kann im Jahr 2050 ein jährliches Minderungspotenzial von 3,7 t CO₂/ha erreichen.

Eine weitere Möglichkeit, sich einem realistischen Wert für das Minderungspotenzial durch Aufforstung von Ackerflächen auf mineralischen Böden zu nähern, ist die Auswertung der nationalen Emissionszahlen in den Inventaren für den LULUCF-Sektor, die im Rahmen der jährlichen Berichtspflichten für die UNFCCC erstellt werden müssen. Dabei werden die Nettoänderungen der Kohlenstoffvorräte für die lebende Biomasse, für Totholz, für die Streu und den mineralischen sowie organischen Boden angegeben, wenn Ackerland zu Wald umgewandelt wird.

Für Deutschland ergaben sich aus der Inventareinreichung im Jahr 2020 für das Jahr 2018 sehr hohe Werte für die Nettoänderung der Kohlenstoffvorräte in der lebenden Biomasse von rund 32 t CO₂/ha (Anhang-Tabelle 1). Dieser Wert ist um ein Vielfaches höher als die übermittelten Werte von Nachbarstaaten, deren Wälder und Wachstumsdynamiken im Mittel gut mit denen aus Deutschland vergleichbar sind (Tabelle 1). Darüber hinaus wurde für die Inventareinreichung 2021 ein deutlich geringerer Wert für die Nettoänderung der Kohlenstoffvorräte in der lebenden Biomasse von 3,8 t CO₂/ha für die Jahre 2018 und 2019 in Deutschland berichtet. Diese hohe Abweichung der Werte für das Jahr 2018 aus den verschiedenen Inventareinreichungen von 2020 und 2021 könnte durch eine höhere Auflösung der Monitoringdaten zustande gekommen sein, die sich rückwirkend auf die Werte der vorherigen Jahre auswirken kann.

Um einen Wert für die Nettoänderung der Kohlenstoffvorräte in der lebenden Biomasse bei der Umwandlung von Ackerland zu Wald zu erhalten, wurden die Werte aus den aktuellsten Inventareinreichungen von 2021 sowie die durchschnittlichen Werte von Nachbarstaaten berücksichtigt (Tabelle 1). Daraus ergibt sich ein gutachterlich festgelegter Wert für Deutschland von jährlich 4 t CO₂/ha. In Summe mit den Werten der anderen Pools Totholz, Streu und mineralische Böden kann für Deutschland ein Minderungspotenzial für Aufforstungen von jährlich 7,3 t CO₂/ha angegeben werden (Tabelle 1).

Tabelle 1: Emissionswerte für die Nettoänderung der Kohlenstoffvorräte in t CO₂/ha aus der Landnutzungskategorie „Ackerland umgewandelt zu Wald“ für Deutschland, Frankreich, Belgien, Polen und Österreich

	Nettoänderung der Kohlenstoffvorräte (t CO ₂ /ha) in Deutschland	Nettoänderung der Kohlenstoffvorräte (t CO ₂ /ha) in Frankreich	Nettoänderung der Kohlenstoffvorräte (t CO ₂ /ha) in Belgien	Nettoänderung der Kohlenstoffvorräte (t CO ₂ /ha) in Polen	Nettoänderung der Kohlenstoffvorräte (t CO ₂ /ha) in Österreich
Lebende Biomasse ^{a)}	4 ^{b)}	5,37	5,5	2,6	4,42
Mittelwert Totholz ^{a)}	0,27	0,33	0,07	NA	0,07
Mittelwert Streu ^{a)}	1,72	1,58	0,27	NA	5,07
Mittelwert Mineralische Böden ^{a)}	1,33	3,84	7,57	1,26	4,4
Summe Nettoänderung der Kohlenstoffvorräte (t CO ₂ /ha) über alle Pools	7,32	11,12	13,41	3,86	13,96

a) Mittelwert aus den Werten von 2018 der Einreichung 2020; von 2018 und 2019 der Einreichung 2021. **b)** Gutachterlich festgelegter Wert für Deutschland, auf Basis der Werte von 2018 und 2019 aus der Einreichung 2021 und den Mittelwerten der Nachbarstaaten Frankreich, Belgien, Polen und Österreich. Quelle: UNFCCC CRF (2020,2021)

Dauerhaftigkeit bzw. Reversibilität der Option

Die Waldfläche in Deutschland ist gesetzlich vor größeren Kahlschlägen (> 1 ha) sowie illegalem Holzeinschlag geschützt. Aber Waldflächen können legal in andere Landnutzungen umgewandelt werden, was aktuell im Wesentlichen Siedlungsflächen sind. Im Jahr 2018 wurden rund 6.000 ha Wald in Siedlungsfläche umgewandelt: Insgesamt hatte der Wald einen Nettoflächenzuwachs von rund 11.000 ha (UBA 2020). Eine Gefährdung besteht für das Minderungspotenzial von Aufforstungen durch natürliche Störungen wie Trockenperioden, Sturm, Schadinsekten (z. B. Borkenkäfer) und Feuer, die erhebliche Schäden auch in jungen Waldbeständen verursachen. Trockenperioden können vor allem junge gepflanzte Bäume, deren Wurzelsystem noch nicht so gut entwickelt ist, besonders schädigen und sogar zum Absterben der Pflanzen führen. Mit fortschreitendem Klimawandel ist mit einer Zunahme der Frequenz und des Ausmaßes von Extremereignissen wie Trockenheit und Stürmen zu rechnen (IPCC 2019). Aus diesem Grund ist bei den Aufforstungsmaßnahmen die Resilienz der zukünftigen Waldbestände von entscheidender Bedeutung für deren Dauerhaftigkeit und Klimaschutzleistung. Der Baumartenwahl kommt somit eine

besondere Bedeutung zu sowie auch der Methode der Aufforstung – ob aus Pflanzungen, Saat oder natürlicher Verjüngung.

Synergien und Konflikte mit weiteren gesellschaftlichen Zielen

Waldflächen haben neben der Kohlenstoffsequestrierung und der langfristigen Bereitstellung von Rohstoff für Holzprodukte einen positiven Einfluss auf die Wasserinfiltration in den Boden und somit auch auf die Grundwasserneubildung. Im Vergleich zu Ackerflächen sinkt die Rate der Grundwasserneubildung über die Zeit zwar, da Evapotranspiration und Interzeption der aufwachsenden Bäume zunehmen. Allerdings kann durch den Verzicht auf Düngung und Pestizideinsatz von einer deutlich besseren Qualität des Sickerwassers ausgegangen werden (BMUB/UBA 2016). Zum Schutz der Biodiversität können Aufforstungsflächen aufgrund ihrer Sukzessionsstadien bis zum Waldbestand ebenfalls einen positiven Beitrag leisten. Im Vergleich zu strukturarmen Ackerflächen können sich hier für den Wald typische Artengemeinschaften ausbilden. Konflikte für den Artenschutz ergeben sich jedoch dort, wo artenreiches Grünland in Wald umgewandelt wird. Dies sollte daher, auch mit Blick auf mögliche Verluste von Bodenkohlenstoff, vermieden werden.

Weitere Konflikte können mit einem steigenden Bedarf an landwirtschaftlichen Flächen auftreten. Die Flächenkonkurrenz könnte sich durch weitere Maßnahmen für den Klimaschutz, wie die Wiedervernässung von organischen Böden und die Extensivierung von Ackerflächen, verschärfen. Zusätzlich können Verlagerungsprozesse der landwirtschaftlichen Produktion ins Ausland auftreten, wenn ein Teil der landwirtschaftlichen Güter, wie Fleisch und Milchprodukte, nicht mehr in Deutschland produziert werden kann. Dadurch könnten Umweltprobleme, wie Entwaldung und Entwässerung von organischen Böden für die Produktion von Landwirtschaftsgütern, im Ausland weiter verschärft werden. Das Ausmaß dieser Verlagerungseffekte durch Maßnahmen wie die Erweiterung der Waldfläche ist sehr eng an die Entwicklung des Konsums von landwirtschaftlichen Gütern, insbesondere Fleisch- und Milchprodukten, sowie der Flächen für Infrastruktur gekoppelt.

3.3.2 Kohlenstoffvorräte in Wäldern erhalten und aufbauen und Kohlenstoffspeicherung in langlebigen Holzprodukten erhöhen

Waldbewirtschaftung kann durch gezielte Maßnahmen zur kontinuierlichen Aufnahme von CO₂ aus der Atmosphäre durch Bäume und zur Erhöhung der Kohlenstoffvorräte in der lebenden und toten Biomasse sowie im Boden beitragen. Die Kohlenstoffdynamik der Wälder ist sehr komplex (siehe auch Abschnitt 2.1.2), und das Wachstum der Biomasse sowie die natürliche Mortalität werden durch die Standortfaktoren (Klima und Boden) beeinflusst. Beispielsweise kann der Zuwachs verschiedenster Baumarten in niederschlagsärmeren Regionen wie Brandenburg und Sachsen-Anhalt im Durchschnitt geringer ausfallen als in Mittelgebirgsregionen mit mehr Niederschlägen (z. B. Hessen und Thüringen) (BMEL 2012). Emissionen im Wald entstehen überwiegend durch das Absterben und die nachfolgende Zersetzung der Bäume, wobei Totholz auch einen Kohlenstoffpool darstellt (Abschnitt 2.1.2). Der Abbau des Totholzes und damit die Freisetzung von Emissionen sind je nach Baumart und Standortbedingungen unterschiedlich.

Die Ernteintensität hat einen wesentlichen Einfluss auf die Einlagerung und Speicherung von Kohlenstoff im Wald (z.B. Pilli et al. 2016). Wenn die jährliche Biomasseentnahme durch Holzernte unter der jährlichen Nettozunahme (Zuwachs minus natürliche Mortalität) an Holzbiomasse im Wald bleibt, so erhöht sich der Kohlenstoffspeicher im Wald kontinuierlich. Laut aktueller Kohlenstoffinventur aus dem Jahr 2017 ist die Holznutzung in Deutschland seit 2012 deutlich zurückgegangen (–19%). Im Schnitt wurden zwischen 2002 und 2012 jährlich 74 Mio. Erntefestmeter (Efm) Holz geerntet, während es in den Jahren 2012 bis 2017 rund

62 Mio. Efm waren. Somit wurde der Zuwachs im Schnitt zu 76 % abgeschöpft. Dadurch stieg der durchschnittliche Holzvorrat in den Jahren 2012 bis 2017 im Vergleich zu den zehn Jahren davor (2002 bis 2012) um 205 Mio. m³ (19 m³/ha) an. Ein Hauptteil des Vorratsanstiegs (26 %) erfolgte bei der Baumart Fichte mit 54 Mio. m³. Insgesamt stieg der durchschnittliche Vorrat um 6 % auf 358 m³/ha (Hennig et al. 2019). Zukünftig wird mit einem Rückgang der Kohlenstoffsенке im Wald gerechnet, da der insbesondere in gleichaltrigen Fichten- und Kiefernbeständen aufgebaute Vorrat durch die anstehende Holzernte voraussichtlich verringert wird (UBA 2019). Zwar fielen die tatsächlichen Erntemengen im Vergleich zur erwarteten Abschöpfung bis zum Jahr 2017 tendenziell geringer aus, jedoch ist mit den jüngst aufgetretenen Waldschäden (siehe unten) mit einem deutlichen Anstieg zu rechnen. Dabei sind die Auswirkungen auf die Senkenleistung des Waldes noch nicht abgeschätzt.

Der Kohlenstoffvorrat in der Holzbiomasse steht im direkten Zusammenhang mit dem Kohlenstoffspeicher der Holzprodukte. Wird Holz geerntet, füllt sich der Speicher für Holzprodukte, während der Kohlenstoffspeicher im Wald zurückgeht. Aus Sicht des Waldes stellt die Holzernte eine Emission dar. Durch die Verwendung des Holzes in Produkten wird diese Emission hinausgezögert. Die Berechnung von in Holzprodukten verweilendem Kohlenstoff ist komplex, denn die Verwendungsdauer von Holzprodukten ist sehr unterschiedlich, und es existieren verschiedene Recyclingprozesse, die ebenfalls berücksichtigt werden müssen. Wird das Holz schließlich energetisch verwendet, so entstehen Emissionen. In Deutschland wurden im Jahr 2019 ca. 30 % (23 Mio. m³)⁸ des geernteten Holzes insgesamt energetisch verwertet. Dies trifft überwiegend auf Laubholz zu, denn rund 67 % des geernteten Laubholzes werden energetisch genutzt und tragen somit nicht zum Holzproduktspeicher bei. Vor allem langlebige Holzprodukte halten Emissionen zurück. Aufgrund der vorteilhaften Produkteigenschaften und einfachen Verarbeitung von Nadelholz wird dieses vorzugsweise z. B. im Holzbau verwendet (WBGU 2020). Allein 66 % (37 Mio. m³)⁵ des in 2019 geernteten Nadelholzes werden als Sägeholz verarbeitet. Darüber hinaus können Holzprodukte dazu beitragen, Emissionen in anderen Sektoren durch die Substitution von Produkten mit einer schlechteren Klimabilanz, z. B. Beton im Bausektor, zu vermeiden. Substitutionseffekte von Holzprodukten sind zukünftig sehr stark von der Entwicklung der Bereitstellung von erneuerbaren Energien abhängig, wodurch sich die Klimabilanz von Nichtholzprodukten noch einmal deutlich verbessern kann. Im LULUCF-Sektor werden die Substitutionseffekte aus der Holzverwendung nicht bilanziert, sondern in den jeweiligen Sektoren, in denen sie eingesetzt werden.

Potenzial der Option für den Klimaschutz

Aufbauend auf den Daten der Bundeswaldinventur 2012 wurde in einem Projekt des Waldklimafonds das WEHAM-Naturschutzpräferenzszenario (WEHAM-NPS) entwickelt (Oehmichen et al. 2018). Dieses schreibt die Entwicklung des Waldes beginnend von 2012 bis zum Jahr 2052 fort und hat einen Waldbau mit dem Fokus auf Förderung der heimischen Waldbiodiversität zum Ziel. Im WEHAM-NPS wird der Waldumbau hin zu Laub- und Laubmischwäldern angestrebt, wobei die hiebsreifen Nadelbäume zügig geerntet und durch überwiegend Laubbaumarten der natürlichen Waldgesellschaft ersetzt wurden. Dort, wo Nadelbäume natürlicherweise vorkommen, wurden sie jedoch auch gefördert. Somit wurde der Nadelholzanteil um 19 % gesenkt, und der Anteil der Laubbäume stieg um 15 % an. Außerdem wurden Laubbäume weniger stark eingeschlagen und verblieben länger im Wald, um deren Vorrat zu erhöhen. Insgesamt konnte der durchschnittliche Holzvorrat von 345 m³/ha in 2012 auf 374 m³/ha im Jahr 2052 erhöht werden. Auch der Totholzvorrat wurde von ca. 20 m³/ha auf 40 m³/ha erhöht, um die an diese Strukturen gebundene Artenvielfalt zu fördern. Zusätzlich wurde die Waldfläche mit Nutzungseinschränkungen bzw. ohne

⁸ [Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie, Thünen-Einschlagsrückrechnung, BWI3, Amtliche Statistik.](#)

Holznutzung geringfügig erhöht, was ebenfalls zum Aufbau von Holzbiomasse beitrug. Insgesamt würden so ca. 31 Mio. t CO₂ bis 2032 und 35 Mio. t CO₂ bis 2052 jährliche Senkenleistung im Wald erreicht. Das sind rund 20 Mio. t CO₂ mehr an Senkenleistung in 2052 im Vergleich zum WEHAM-Basisszenario, welches das bestehende Waldmanagement von 2012 fortschreibt (Rüter et al. 2017). Im WEHAM-NPS wurden über den Simulationszeitraum hinweg zwischen 70 und 80 Mio. m³ Holz eingeschlagen, dennoch wandelt sich der Holzproduktespeicher in eine Emissionsquelle von bis zu ca. 4 Mio. t CO₂ (Rüter et al. 2017).

Die historische Senkenleistung des Waldes lässt sich bis 2052 wahrscheinlich nur über eine stärkere Extensivierung halten. In der Studie „Waldvision“ von Böttcher et al. (2018), die ebenfalls auf den Daten der Bundeswaldinventur 2012 beruht, wird die Holzentnahme um 25 % im Vergleich zu einem Basisszenario verringert. Im Vergleich zum WEHAM-NPS weist die Waldvision eine noch geringere Einschlagsintensität, vor allem im Laubholz, auf. Das ist u. a. eine Folge der Annahme, dass Flächen ohne forstliche Nutzung auf 16,6 % erhöht werden. Dadurch wird der durchschnittliche Holzvorrat auf 501 m³/ha in 2052 erhöht, was zu einer mittleren jährlichen Kohlenstoffsenke von –48 Mio. t CO₂ in der lebenden Waldbiomasse führt (–14 Mio. t CO₂ im Basisszenario). Der Nutzungsverzicht geht allerdings mit einer verringerten Einlagerung von Kohlenstoff in Holzprodukte einher, weshalb aus diesen bis 2052 jährlich ca. 14 Mio. t CO₂-Emissionen zu verzeichnen sind.

Dauerhaftigkeit bzw. Reversibilität der Option

Buchendominierte **Laub- und Mischwälder** sind die eigentliche Klimaxgesellschaft (hypothetisches Endstadium der Vegetationsentwicklung) in Deutschland (Fischer 2003). Unter den zu erwartenden Klimaveränderungen wird sich dies wahrscheinlich für viele Regionen nicht wesentlich ändern, auch wenn mit Produktivitätseinbußen der Buche in trockenen Regionen zu rechnen ist (Dulamsuren et al. 2017). Außerdem könnte sich die Dominanz der Buche in der Baumartenzusammensetzung zu Gunsten von anderen Laubbaumarten, wie Traubeneiche und Feldahorn, verschieben (Mette et al. 2013; Walentowski et al. 2017). Allerdings kann durch natürliche Störungen und menschliche Eingriffe das Senkenpotenzial der Wälder sinken. Da die Einflüsse des Klimawandels auf die Wälder zukünftig wahrscheinlich zunehmen werden (Seidl et al. 2017; IPCC 2019), sind die aktuellen und zukünftigen Managemententscheidungen von besonderer Wichtigkeit, um die Resilienz des Waldes und damit die Dauerhaftigkeit der Waldsenke zu fördern und langfristig zu erhalten (Mausolf et al. 2018). Aktuell weisen lediglich 26 % der Wälder in Deutschland eine sehr naturnahe oder naturnahe Baumartenzusammensetzung auf, denn der überwiegende Teil wird von Fichten und Kiefern dominiert, die oft nicht standortgerecht sind (BMEL 2016a). Das kann sich direkt auf die Resilienz der Wälder gegenüber klimatischen Änderungen und anderen Störungen negativ auswirken (Norris et al. 2011; O'Hara und Ramage 2013). Die vergangenen Jahre, 2018 bis 2020, haben dies sehr deutlich gezeigt. Sie waren geprägt von Sturmereignissen, langanhaltenden Trockenperioden und anschließendem Borkenkäferbefall an Fichten. Diese waldschädigenden Faktoren führten letztlich in Kombination zu einem vom BMEL⁹ geschätzten Schadholzanfall von 171 Mio. m³ auf ca. 277.000 ha Waldfläche, wobei die Fichte überwiegend betroffen ist. Dagegen trugen Laubbaumarten nur zu ca. 9 % zum aufkommenden Schadholz bei¹⁰. Dennoch sind auch Laubbäume wie die Buche durch die Trockenperioden gezeichnet und haben an Vitalität eingebüßt. Außerdem hat ihre Mortalität zugenommen, jedoch liegt diese noch immer deutlich unter der von anderen Laub- und Nadelbaumarten (BMEL 2020a). Aktuell liegen keine Schätzungen über den Verlust der Kohlenstoffsenke im Wald vor. Dennoch wird deutlich, dass der Waldbau hin zu Laub- und

⁹ BMEL-Mitteilung (Stichtag 31.12.2020), <https://www.bmel.de/DE/themen/wald/wald-in-deutschland/wald-trockenheit-klimawandel.html#doc14830bodyText3>.

¹⁰ <https://www.bmel.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/DE/2020/040-waldschaeden.html>.

Mischwäldern und die damit einhergehende Resilienz der Wälder in einem direkten Zusammenhang mit dem Erfolg des Aufbaus von Kohlenstoffvorräten im Wald stehen. Darüber hinaus ist es sinnvoll, natürliche Strukturen, wie alte und stark dimensionierte Bäume sowie eine höhere Totholzmenge, zu fördern, um die natürliche Biodiversität zu unterstützen und die Resilienz gegenüber natürlichen Störungen zu erhöhen.

Für die Sicherung langlebiger **Holzprodukte** sind der Umbau zu Mischwäldern und deren Resilienz gegenüber Klimaveränderungen ebenfalls wesentliche Faktoren, um auch zukünftig Nadelholz in Deutschland produzieren zu können. Außerdem besteht aufgrund eines immer höheren Bedarfs an Bioenergie weiterhin eine Konkurrenz zur energetischen Nutzung, die jedoch im Fall der direkten energetischen Nutzung meist keine positiven Effekte für den Klimaschutz hat (Hennenberg et al. 2019). Die energetische Nutzung von Holz sollte am Ende der Nutzungskaskade stehen, um die Verweildauer von Kohlenstoff im Holzproduktespeicher zu erhöhen. Daher sind auch Innovationen in der Laubholznutzung notwendig, um deren stoffliche Nutzung zu fördern.

Synergien und Konflikte mit weiteren gesellschaftlichen Zielen

Die Maßnahmen zur Förderung der Kohlenstoffsенке im Wald können auf der bestehenden Waldfläche durchgeführt werden, wodurch im Vergleich zu anderen landbezogenen Klimaschutzmaßnahmen keine direkte Flächenkonkurrenz auftritt.

Darüber hinaus können sich Synergien für den Schutz der Biodiversität ergeben, wenn zukünftig heimische Laubbaumarten gefördert werden und vor allem ein höherer Anteil an älteren Laubbäumen im Wald belassen wird. Außerdem tragen ein höherer Totholzanteil und eine höhere Diversität an Totholzstrukturen (liegend, stehend, verschiedene Dimensionen) ebenfalls dazu bei (Reise et al. 2017; Reise et al. 2019). Die Förderung von mehr Laubbäumen im Wald kann darüber hinaus zu höheren Grundwassersickerspenden, im Vergleich zu Nadelbaumbeständen, führen (Müller 2019).

Ein zentraler Konflikt der Option, Kohlenstoffvorräte im Wald zu erhöhen, besteht mit den ökonomischen Interessen an der Holzernte, insbesondere für Nadelholz. Zurzeit ist die Holzproduktion die hauptsächliche Einkommensquelle für Waldbesitzende. Daher bedarf es neuer Modelle für die Finanzierung, wie z. B. der Honorierung weiterer Ökosystemleistungen im Wald.

Eine vermehrte Verwendung von langlebigen Holzprodukten und recyceltem Holz kann einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz, vor allem im Bausektor, leisten (WBGU 2020). Allerdings ist die Nachhaltigkeit der Holzverwendung sehr stark von der Höhe des gesamten Verbrauchs abhängig. Sollte der Bedarf an Holzprodukten so stark steigen, dass die heimischen Wälder und die im Ausland intensiv bewirtschaftet werden müssen, dann können Nachteile für den Schutz der Biodiversität (Verkerk et al. 2014) auftreten, und die Waldsenke würde sich verringern.

3.3.3 Erhaltung und Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes in landwirtschaftlich genutzten Mineralböden

Organischer Kohlenstoff (C_{org}) wird in Form von toter organischer Bodensubstanz (Humus), z. B. bestehend aus Pflanzenresten oder tierischen Ausscheidungen und deren mikrobiell umgewandelten Bestandteilen, in Böden gespeichert. Humus besteht zu ungefähr 58% aus Kohlenstoff und entsteht auf landwirtschaftlich genutzten Böden hauptsächlich aus Ernterückständen und organischen Düngern (Gülle, Kompost, Stallmist) (Jacobs et al. 2018). Der Humusgehalt von Böden wird prinzipiell durch die Menge und Art des Eintrags von organischer Substanz und deren Abbau bestimmt, durch den CO_2 freigesetzt wird. Somit verbleibt nur ein

kleinerer Anteil des Kohlenstoffs im Boden und wird dort langfristig gespeichert. In mineralischen landwirtschaftlich genutzten Böden werden die Humusvorräte überwiegend durch die Bodenfaktoren und den Standort bestimmt. So kann in sehr tonreichen Böden (>45 % Ton) durchschnittlich doppelt so viel C_{org} gespeichert werden wie in sandigen Böden (<12 % Ton) (Jacobs et al. 2018). Die Bewirtschaftung der Böden hat ebenfalls einen Einfluss auf den Humusgehalt über Faktoren wie die Bodenbearbeitung sowie den Wechsel der Feldfrüchte und Düngung. Ein gutes Beispiel dafür sind die mineralischen Böden des Dauergrünlandes, die laut aktueller Bodenzustandserhebung rund 88 t C_{org} /ha im Oberboden (0–30 cm) aufweisen und somit deutlich höhere Bodenkohlenstoffvorräte im Vergleich zu Böden unter Ackernutzung (61 t C_{org} /ha) haben (Jacobs et al. 2018). Dies liegt vor allem an der ganzjährigen Vegetationsbedeckung und der intensiven Durchwurzelung sowie der fehlenden Bodenbearbeitung (Poeplau et al. 2011). Daher ist der Erhalt von Dauergrünland auf mineralischen Böden eine wichtige Maßnahme, um Emissionen aus mineralischen Böden zu vermeiden und C_{org} zu speichern. Darüber hinaus kann sich die Umwandlung von Ackerflächen zu Grünland positiv für den Klimaschutz auswirken (siehe auch 2.3.5).

Um eine positive Klimawirkung durch die Speicherung von C_{org} im Boden zu erhalten, muss über den Humusaufbau mehr Kohlenstoff aus der Atmosphäre gebunden und das vorhandene C_{org} geschützt werden (Chen et al. 2019). Allerdings ist der Aufbau von Boden- C_{org} zeitlich und mengenmäßig begrenzt, da sich ein neues Gleichgewicht zwischen dem Kohlenstoffeintrag und -abbau einstellt. Um das Niveau der C_{org} -Speicherung beizubehalten, ist der konstante Eintrag von Kohlenstoff in den Boden notwendig. Wird die Maßnahme zur Humusanreicherung aufgegeben, dann erfolgt wieder ein rascher Abbau der C_{org} -Vorräte (Jacobs et al. 2018). Im Rahmen der internationalen „4 per 1000“-Initiative¹¹ unterstützt Deutschland das Ziel, den Humusaufbau zu fördern, um die globalen C_{org} -Vorräte um jährlich 0,4 % zu steigern und damit einen Beitrag zur Reduktion der CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre zu leisten.

Gemäß BBodSchG § 17 gehört es zur guten fachlichen Praxis, die langfristige Sicherung des standorttypischen Humusgehaltes zu gewährleisten, wobei im Wesentlichen zwei Maßnahmen hervorgehoben werden: zum einen die ausreichende Zufuhr an organischer Substanz und zum anderen die Reduzierung der Bodenbearbeitungsintensität. Eine extensive Bodenbearbeitung vermindert die Mineralisierung des C_{org} durch Mikroben und damit verbundene CO_2 -Emissionen. Eine ausreichende Zufuhr von organischer Substanz kann vor allem über ein effizientes und verlustarmes Recycling der Nährstoffe im Ackerboden erreicht werden, z. B. durch folgende Maßnahmen (Sykes et al. 2020; Thünen Institut für Agrarklimaschutz 2018):

- Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten für eine ganzjährige Begrünung,
- Anbau von mehrjährigen Kulturen wie Klee gras,
- Verbleib von Ernteresten auf dem Acker,
- organische Düngung,
- Anlage von Hecken und Feldgehölzen (Agroforstwirtschaft, siehe 2.3.4).

Darüber hinaus wird die Ausbringung von Biokohle (engl. *biochar*) in Böden als Maßnahme zum Klimaschutz und zur Bodenverbesserung diskutiert (BMEL 2016b; Don et al. 2018; IPCC 2019). Häufig wird auch im deutschsprachigen Raum der Begriff „Pflanzenkohle“ verwendet (Schmidt et al. 2012). Biokohle wird über Pyrolyse (Pyrolysekohle) oder über hydrothermische Verfahren (HTC-Kohlen) aus organischen Substanzen

¹¹ <https://4p1000.org/>.

gewonnen (Haubold-Rosar et al. 2016). Laut Düngemittelverordnung ist Biokohle in Deutschland aktuell nur als Trägersubstanz in Verbindung mit Düngemitteln oder als Ausgangsstoff für Kultursubstrate zulässig, wenn sie aus unbehandeltem Holz stammt und mindestens einen C-Gehalt von 80 % aufweist¹².

Potenzial der Option für den Klimaschutz

Es gibt keine Studien, die das Gesamtpotenzial von Maßnahmen zur Minderung von Emissionen aus Ackerböden und zur Anreicherung von Humus als Kohlenstoffspeicher in Böden für Deutschland darstellen. In einer Studie durch Wiesmeier et al. (2017) wurde das C_{org} -Speicherpotenzial für landwirtschaftlich genutzte Böden in Bayern ermittelt. In den Ergebnissen wird deutlich, dass diese ein hohes Speicherpotenzial aufweisen, da sie nur zu rund 50 % mit Kohlenstoff gesättigt sind. Bei der Ermittlung des Gesamtpotenzials wurden die Maßnahmen Ausweitung des Zwischenfruchtanbaus und des Ökolandbaus, verbesserte Fruchtfolge, Einführung von Agroforstsystemen sowie Umwandlung von Acker- zu Grünland zur Humusanreicherung umgesetzt. Somit gehen Wiesmeier et al. (2017) von einem jährlichen Gesamtpotenzial für die C_{org} -Speicherung in Bayern von rund 0,37 Mio. t C (1,3 Mio. t CO_2) aus. Allerdings entspricht dies nur ca. 30 % des Ziels der „4 per 1000“-Initiative, das für Bayern bei 1,1 Mio. t C (4 Mio. t CO_2) liegen würde (Wiesmeier et al. 2017).

Darüber hinaus können Versuche zu Einzelmaßnahmen einen groben Anhaltspunkt zu möglichen Potenzialen für mineralische Böden geben. So konnten über den langjährigen Anbau von Zwischenfrüchten auf dem Acker die C_{org} -Vorräte im Boden innerhalb von 20 Jahren durchschnittlich um 8 t C/ha (29 t CO_2 /ha) im Oberboden erhöht werden (Poeplau und Don 2015).

Der positive Effekt für den Humusaufbau beim Ökolandbau hängt vermutlich mit dem Einsatz von organischem Dünger und dem vermehrten Anbau von Klee gras und Luzernen zusammen. Dadurch kann sich eine Steigerung der Bodenkohlenstoffvorräte von 3 bis 4 t C/ha (11 bis 15 t CO_2 /ha), im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Ackerflächen, ergeben (Gattinger et al. 2012). Allerdings ist zu beachten, dass der Humusaufbau durch organischen Dünger nicht zu einer Netto- CO_2 -Aufnahme aus der Atmosphäre führt, sondern zum Nährstoffrecycling und somit zur Verlagerung des Düngerkohlenstoffs in den Boden (Rumpel et al. 2020).

Trotz einzelner Studien und Modellergebnisse über mögliche Entwicklungen des C_{org} -Bodenvorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden lässt sich die Frage nach dem Potenzial für Deutschland derzeit nicht sicher beantworten. Insgesamt scheinen die Potenziale zur Anreicherung von C_{org} im Ackerboden durch gezielte Maßnahmen sehr unsicher zu sein (BMEL 2016b; Rumpel et al. 2020; Don et al. 2018) und unterliegen wahrscheinlich einer recht hohen regionalen Variabilität. Es sind weitere Forschungsarbeiten notwendig, um bessere, regionalisierte Abschätzungen für die Humusaufbaupotenziale in Deutschland zu erhalten und Maßnahmen zu entwickeln, damit vorhandene Vorräte geschützt werden können (Jacobs et al. 2018).

Eine langfristige Erhöhung des Bodenkohlenstoffs durch Biokohle ist im Wesentlichen von deren Stabilität abhängig. Beispielsweise eignet sich HTC-Kohle aufgrund der schnellen Abbauraten (–23 bis –30 % in 19 Monaten) nicht für eine langfristige Kohlenstoffspeicherung im Boden. Dagegen wies die Pyrolysekohle wesentlich höhere Anteile an stabilen C-Fractionen im Boden auf (97 %) (Gronwald et al. 2016). Dies deckt sich auch mit Ergebnissen aus einer Metastudie von Wang et al. (2016). Für die intrinsische Stabilität der Pyrolysekohle ist eine hohe Temperatur (> 450 °C) bei der Pyrolyse entscheidend (Crombie und Mašek 2015). Allerdings wird der Abbau neben der intrinsischen Struktur der Biokohle auch von den Bodeneigenschaften

¹² Düngemittelverordnung, http://www.gesetze-im-internet.de/d_mv_2012/D%C3%BCMV.pdf.

und Standortbedingungen und der Bewirtschaftung mit beeinflusst. So könnte sich der Abbau des Kohlenstoffs aus Biokohle unter extremen Witterungsbedingungen kurzfristig beschleunigen (Nguyen et al. 2009). Des Weiteren wird das Potenzial zur Kohlenstoffsequestrierung mit Biokohle durch die Verfügbarkeit geeigneter Biomasse bestimmt (Teichmann 2014). Vor allem in Bezug auf Waldrestholz besteht bereits eine hohe Nachfrage seitens der Energiewirtschaft. Auch Substrate mit hohem Nährstoffgehalt wie Gülle und Gärreste werden aus Sicht eines effizienten Nährstoffrecyclings nicht zur Umwandlung in Pyrolysekohle empfohlen (Don et al. 2018). Insgesamt fehlen größere Langzeitstudien aus Deutschland, aus denen sich belastbare Potenziale ableiten ließen (Wiesmeier et al. 2020; Haubold-Rosar et al. 2016; Don et al. 2018).

Dauerhaftigkeit bzw. Reversibilität der Option

Humusvorräte in mineralischen Böden sind bei einem Abbruch oder einer substanziellen Änderung der humusfördernden Maßnahmen sehr schnell wieder abgebaut. Daher sind umfassende Konzepte zum Humusmanagement für landwirtschaftliche Betriebe notwendig, die jedoch eine langfristige Befolgung der Maßnahmen notwendig machen würden (Jacobs et al. 2018). Hierzu bedarf es entsprechender Anreizsysteme, z. B. in Form einer Förderung für die Umstellung, bzw. der Etablierung von Maßnahmen, wie z. B. ökologischer Landwirtschaft. Im Vergleich zu frischem organischem Dünger stellt Biokohle eine stabile Verbindung dar und kann somit zur langfristigen Kohlenstoffspeicherung im Boden beitragen (Olsson et al. 2019). Die Zugabe von Biokohle in den Boden kann zunächst zu einer Freisetzung von CO₂-Gasen führen, da sie den Abbau labiler organischer Bodensubstanzen (Priming) fördern kann (Cross und Sohi 2011; Zimmerman et al. 2011). Gemäß einer Studie von Wang et al. (2016) zeigte sich, dass dieser Effekt vor allem auf sandigen Böden auftreten kann, während sich auf tonreichen Böden eher ein gegenteiliger Effekt einstellt. Neben den Boden- und Standortbedingungen scheinen auch die Ausgangssubstrate der Biokohle einen Einfluss auf deren Abbaubarkeit zu haben. So wird Biokohle aus Gräsern schneller abgebaut als aus Harthölzern (Zimmerman et al. 2011). Außerdem hat das Herstellungsverfahren der Biokohle einen Einfluss auf deren Stabilität, denn mit steigender Pyrolysetemperatur verringern sich die Anteile der organischen Substanzen, die mineralisiert werden können (Crombie und Mašek 2015).

Synergien und Konflikte mit weiteren gesellschaftlichen Zielen

Der Aufbau von Humus im Ackerboden hat viele positive Effekte für die Bodeneigenschaften, die jenseits möglicher Klimaschutzeffekte für die Durchführung der Maßnahmen sprechen (Rumpel et al. 2020). Insgesamt kann die Bodenstruktur und -fruchtbarkeit verbessert werden, außerdem die Wasseraufnahme- und -speicherfähigkeit. Dies kann wiederum zur Resilienz der Ackerböden gegenüber den Folgen des Klimawandels beitragen. Darüber hinaus schützen hohe Bodenkohlenstoffwerte vor Bodenerosion. In Summe kann die Verbesserung der Bodeneigenschaften auch positiv zur Produktivität der Landwirtschaft beitragen und somit die Nahrungsmittelversorgung, trotz hoher Flächenkonkurrenz mit anderen Klimaschutzmaßnahmen (Wiederbewaldung, Etablierung von Dauergrünland), weiter gewährleisten (Frank et al. 2017).

Konflikte können sich vor allem durch einen Überschuss an organischer Düngung ergeben, da dadurch die Nährstoffbilanz des Bodens aus dem Gleichgewicht geraten kann, was N₂O-Emissionen verursachen kann (Lugato et al. 2018; Akiyama et al. 2004). Wenn neben Stallmist auch Kompost oder Biogasabfälle zur Düngung verwendet werden, können außerdem Schwermetalle, Hormone und Mikroplastik in den Boden und ins Grundwasser gelangen und dort ein Gesundheitsrisiko darstellen (Urrea et al. 2019).

Eine Verbesserung der Bodeneigenschaften und eine damit einhergehende höhere Produktivität von Ackerböden, durch die Zugabe von Biokohle, konnte bisher überwiegend in tropischen Regionen belegt werden (Jeffrey et al. 2017 in Knoblauch). In Deutschland gibt es gegenwärtig nur vereinzelte Studien, die

einen positiven Effekt von Biokohle bzw. Biokohlesubstraten aufzeigen, z. B. für saure Böden mit einer geringen Nährstoff- und Wasserspeicherkapazität (Knoblauch et al. 2021) und auf ertragsschwachen Grenzertragsstandorten und für die landwirtschaftliche Rekultivierung von Kippböden (Rademacher 2018). Unsicherheiten bestehen außerdem noch über die mögliche Einbringung von Schadstoffen in den Boden durch Biokohle. So kann die Carbonisierung insbesondere von organischen Abfällen zu einer Konzentration von persistenten Schadstoffen wie Schwermetallen oder polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, Dioxinen usw. führen (Haubold-Rosar et al. 2016). Im Vergleich dazu weisen vor allem Pflanzenreste aus der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft in der Regel geringere Schadstoffgehalte auf. Allerdings könnte hier ein Nutzungskonflikt insbesondere für die Verwendung von Holzbiomasse für Bioenergie auftreten (Olsson et al. 2019; Haubold-Rosar et al. 2016). Es ließe sich jedoch mithilfe geeigneter Verfahren das Risiko für die Schadstoffentstehung minimieren (Haubold-Rosar et al. 2016). Für die Gewährleistung der Unbedenklichkeit bedarf es festgelegter Herstellungs- und Qualitätsstandards für Biokohle, z. B. des „European Biochar Certificate“¹³.

Insgesamt ist die positive Wirksamkeit der Maßnahme für den Klimaschutz danach zu beurteilen, ob sie zusätzlich maßgeblich zu einer Verbesserung der Bodeneigenschaften und des Ertrags beitragen kann (Haubold-Rosar et al. 2016; Don et al. 2018; Olsson et al. 2019). Es bedarf weiterer, vor allem langfristiger Studien zum Einsatz von Biokohle an unterschiedlichen Standorten, um die komplexen Umweltwirkungen besser einschätzen zu können (Haubold-Rosar et al. 2016; Don et al. 2018).

3.3.4 Ausweitung der Agroforstwirtschaft

Agroforstsysteme sind eine Form der Landnutzung, bei der Gehölze (Bäume, Sträucher) mit Ackerkulturen und/oder Tierhaltung auf einer Fläche bewusst kombiniert werden, ohne dabei dauerhaft eine Waldfläche anzulegen. Die Gehölze werden in Reihen, Gruppen oder vereinzelt angelegt, wobei z. B. eine Beweidung zwischen den so entstehenden Parzellen stattfinden kann (European Commission 2014). Dabei können die positiven Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Komponenten zum ökonomischen und ökologischen Vorteil genutzt werden. Diese Art der Landnutzung wird bereits seit vielen Jahrhunderten praktiziert, wie z. B. die Streuobstwiese, bei der traditionell auch Feldfruchtanbau oder Beweidung unter Obstbäumen stattfinden kann (Kay et al. 2019). Prinzipiell können fünf verschiedene grundlegende Agroforstsysteme in Europa unterschieden werden: Gehölzanbau in Kombination mit Futter- und Tierproduktion („Silvopastoral“) oder in Kombination mit Feldfruchtanbau („Silvoarable“), Anlage von Gehölzstreifen zur Umgrenzung von Feldern und Weiden, Waldgärten zum Anbau verschiedener Nutzpflanzen in bewaldeten Flächen sowie Hausgärten, in denen Gehölze mit Gemüseanbau kombiniert werden (Mosquera-Losada et al. 2018). Kurzumtriebsplantagen (KUP), bei denen schnellwüchsige Baumarten wie Pappel und Robinie in hohen Dichten angepflanzt werden, sind dann Teil eines Agroforstsystems, wenn sie auf der landwirtschaftlichen Fläche mit weiterer Nutzung (Feldfruchtanbau, Weide) integriert werden, z. B. als „Alley-Cropping-System“ (Lamerre et al. 2016). Im Vergleich zu Äckern mit Monokultur können Agroforstsysteme durch die Sequestrierung von CO₂ aus der Atmosphäre in die Gehölzbiomasse eine wichtige Klimaschutzmaßnahme darstellen. Außerdem speichern Böden unter Agroforstsystemen bis zu 18 % mehr C_{org} im Vergleich zu Böden unter reiner Ackerkulturnutzung (Chatterjee et al. 2018).

¹³ <https://www.european-biochar.org/de/home>.

Potenzial der Option für den Klimaschutz

In einer Studie von Tsonkova und Böhm (2020) wurden drei verschiedene Agroforstsysteme hinsichtlich ihrer jährlichen CO₂-Bindung untersucht. Dabei variierte die jährliche Bindung zwischen 5,2 und 21,6 t CO₂äq./ha in Abhängigkeit von der Baumdichte und der Wachstumsgeschwindigkeit der Bäume. So konnte die höchste CO₂-Bindung durch das schnelle Wachstum und die Baumdichte von 9.000 Bäumen je Hektar erreicht werden, während bei der geringsten jährlichen CO₂-Bindung lediglich 300 Bäume je Hektar gepflanzt wurden. In einem Szenario für Deutschland etablierten Tsonkova und Böhm (2020) auf 50 % der Ackerfläche (ca. 6 Mio. ha) Agroforstsysteme, wobei nur 10 % der Fläche (0,6 Mio. ha) von den Gehölzen beansprucht wurden. Unter der Annahme unterschiedlicher Flächenverhältnisse der drei betrachteten Agroforstsystembeispiele ergibt sich eine durchschnittliche CO₂-Bindung von 17 t CO₂äq./ha im Jahr (12 t CO₂äq./ha oberirdische Biomasse, 5 t CO₂äq./ha in der unterirdischen Biomasse).

Die Ergebnisse von Tsonkova und Böhm (2020) liegen ungefähr mittig im Vergleich zu einer europäischen Potenzialstudie für Agroforstsysteme von Kay et al. (2019). Demnach können Agroforstsysteme je nach Ausgestaltungsart jährlich zwischen 0,009 und 7,3 t C/ha (0,33 und 26,8 t CO₂äq./ha) in den Gehölzen binden.

Dauerhaftigkeit bzw. Reversibilität der Option

Die Etablierung von Agroforstsystemen z. B. durch die Anlage von Hecken und Gehölzstreifen mit Werthölzern wie Kirsche führt zu einer zusätzlichen Kohlenstoffspeicherung in der lebenden Biomasse, der Streu und im Boden, im Vergleich zu annuellen Ackerkulturen. Um den Effekt langfristig aufrechtzuerhalten, muss das System dauerhaft gepflegt werden. Daher ist diese Klimaschutzmaßnahme entscheidend von der Bereitschaft der Landwirtinnen und Landwirte abhängig, sie dauerhaft umzusetzen. Darüber hinaus ist die Verwendung der Erträge als Beitrag zum Klimaschutz entscheidend, weil der im Holz gebundene Kohlenstoff schnell z. B. durch energetische Nutzung freigesetzt werden kann. Der positive Klimaeffekt ist dann vom Substitutionseffekt der energetischen Nutzung abhängig. Können die Hölzer des Agroforstsystems zu langlebigen Holzprodukten (z. B. Möbeln, Bodenbelägen) verarbeitet werden, dann erhöht sich die Dauer der Kohlenstoffspeicherung.

Synergien und Konflikte mit weiteren gesellschaftlichen Zielen

Agroforstsysteme haben im Vergleich zu herkömmlichen Ackerflächen eine positive Wirkung auf den Schutz der Biodiversität, des Bodens und der Grundwasserqualität (Kay et al. 2019; Burges et al. 2019). Durch die Strukturanreicherung der Landschaft mit heimischen und standortgerechten Gehölzen kann eine Vielzahl von Arten profitieren. Der Effekt wird noch verstärkt, wenn in den Agroforstsystemen auch Strukturen wie Blühstreifen und Heckensäume integriert werden. Außerdem sollte auf eine reduzierte Bodenbearbeitung geachtet und auf den Einsatz von Pestiziden und Dünger bei der Bewirtschaftung der Agroforstsysteme verzichtet werden (Ehritt 2020). Durch das Wachstum und die Aktivität der Gehölzwurzeln wird der Ackerboden aufgelockert und belüftet. Außerdem wird aufgrund des Streuabfalls der Gehölze die Humusbildung im Oberboden angeregt, der dann durch andere Pflanzen genutzt werden kann (Veste und Böhm 2018).

Durch das Hinzufügen von Gehölzstrukturen geht die ursprüngliche Nutzungsform als Ackerland oder Grünland nicht zwangsläufig verloren. Durch den Mischanbau von Gehölzen und z. B. Lebensmittelpflanzen können sich positive Effekte ergeben, die mit der Verbesserung der Bodeneigenschaften und der Wasserinfiltration durch die Gehölze in Verbindung stehen. Dadurch kann die landwirtschaftliche Produktivität vor allem auf Grenzertragsflächen erhöht werden (Tilman et al. 2009; Quinkenstein und Kanzler 2018). Folglich könnten mögliche Flächennutzungskonflikte durch den Gehölzanbau kompensiert werden

(Tsonkova und Böhm 2020). Darüber hinaus können durch Agroforstsysteme die Erträge diversifiziert werden, durch z. B. Produktion von Holzrohstoff und Ackerfrüchten.

3.3.5 Vermeidung des Umbruchs von Grünland auf mineralischen Böden

Der Kohlenstoffgehalt von landwirtschaftlich genutzten Flächen hängt stark von der Art der Bewirtschaftung ab. Bei einer konstanten Nutzung wie z. B. einer wiederkehrenden Fruchtfolge oder einer Grünlandnutzung stellt sich ein Gleichgewicht des Bodenkohlenstoffs und der lebenden Biomasse ein. Auf Grünlandflächen ist generell mehr Kohlenstoff in der lebenden Biomasse und im Boden gespeichert als auf Ackerflächen. Wird Grünland zu Ackerland umgewandelt, wird Kohlenstoff freigesetzt, bis sich ein neues Gleichgewicht für die Kohlenstoffpools eingestellt hat. Wird Ackerland zu Grünland umgewandelt, steigt der Kohlenstoffgehalt der Fläche entsprechend.

Potenzial der Option für den Klimaschutz

In der Logik der Treibhausgasberichterstattung wird umgewandelten Flächen über 20 Jahre ein Emissionsfaktor zugewiesen. In den einheitlichen Berichtstabellen (Common Reporting Format, CRF) des Berichtsjahres 2020 an die UN Klimarahmenkonvention werden folgende Werte angegeben (Summe aus lebender Biomasse, Boden und Streu):

- Ackerland zu Grünland (mineralische Böden): 4,33 t CO₂ je ha und Jahr (Mittelwert für 2014 bis 2018)
- Grünland zu Ackerland (mineralische Böden): –4,89 t CO₂ je ha und Jahr (Mittelwert für 2014 bis 2018)

Ein Verlust an Grünland führt zu deutlichen CO₂-Emissionen, die aber durch eine Neuanlage von Grünland zu einem großen Anteil wieder ausgeglichen werden können.

Von 1991 bis 2013 ist die Grünlandfläche in Deutschland von 5,3 Mio. ha auf 4,6 Mio. ha zurückgegangen und hat sich bis 2018 leicht auf 4,7 Mio. ha erhöht¹⁴. Im Rahmen der GAP bzw. des Greenings wurden ab dem Jahr 2015 effektive Regeln eingefügt, die eine weitere Nettoabnahme des Grünlands aufhalten. Landwirte müssen sich zum einen den Umbruch von Grünland genehmigen lassen und zum anderen eine gleich große Grünlandfläche neu anlegen. Im Projektionsbericht der Bundesregierung von 2019 (UBA 2019) wurde dieser Maßnahme, inklusive Fortführung in der neuen GAP, bis zum Jahr 2030 ein Erhalt der Senke im Grünland von 2,6 Mio. t CO₂ zugewiesen.

Dauerhaftigkeit bzw. Reversibilität der Option

Der Grünlanderhalt kann eine Freisetzung von CO₂ verhindern. Mit einer Neuanlage von Grünland kann zudem CO₂ neu gespeichert werden. Darüber hinaus sind mit dem Erhalt bzw. bei der Neuanlage von Grünland Synergien beim Erhalt der Biodiversität und bei der Verbesserung der Gewässerqualität möglich. Dies hängt aber stark von der Intensität der Bewirtschaftung der Grünlandflächen ab. Wird die Grünlandnutzung intensiviert, ist mit einer höheren Gewässerbelastung und einem Verlust an Biodiversität zu rechnen.

Bei Dauergrünland handelt es sich um eine langjährige Anbauform. Dadurch sind Kohlenstoffvorräte verlässlich gebunden. Allerdings können sich durch klimatische Veränderung oder Änderungen der Nutzung die Artenzusammensetzung, die Bewuchsdichte und der Wurzelraum des Grünlands und damit der Kohlenstoffvorrat verändern.

¹⁴ Zusammenstellung auf Basis von Daten des Statistischen Bundesamts und des BMEL, <https://www.deutschwildtierstiftung.de/aktuelles/gruenland>.

3.3.6 Erhaltung des Kohlenstoffs in organischen Böden und Wiederherstellung von Feuchtgebieten

Im Gegensatz zu mineralischen Böden enthalten organische Böden einen hohen Anteil an organischer Substanz (> 12 % (IPCC 2014)). Organische Böden entstehen in Mooren, indem über Jahrtausende hinweg eine Torfauflage von mindestens 30 cm und 30 % organischer Substanz gebildet wird. Diese Torfe bestehen aus Pflanzenbiomasse (z. B. Torfmoosen), die unter den wassergesättigten Bedingungen und dem damit einhergehenden Sauerstoffmangel nicht zersetzt wird. Dadurch können Moore über Jahrtausende hinweg Kohlenstoff speichern (Michel et al. 2011). Aufgrund ihres hohen Wassergehaltes zählen Moore zu den Feuchtgebieten. Durch die landwirtschaftliche Nutzung und den Bau von Siedlungsstrukturen wurde bereits vor vielen Jahrhunderten mit der Entwässerung von Mooren in Deutschland begonnen. Dadurch sinkt der Wasserspiegel im organischen Boden, und der gespeicherte Kohlenstoff entweicht über Oxidation in die Atmosphäre. Ein Großteil der entwässerten organischen Böden befindet sich im Nordwesten von Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg, aber auch im Voralpenraum in Bayern (BMEL 2016b). Liegt der Wasserspiegel bei $\geq -0,1$ m, dann gelten die Böden als nicht entwässert, was lediglich auf 8 % (150.000 ha) der organischen Böden in Deutschland zutrifft. Diese befinden sich auf ungenutzten Flächen, aber auch in Wäldern und im Grünland (Tiemeyer et al. 2020). Die durchschnittlichen Wasserspiegel im Grünland betragen $-0,5$ m und im Ackerland $-0,6$ m. Während bei nicht entwässerten organischen Böden kaum CO₂-Emissionen entstehen, können bei Entwässerung auf bis $-0,9$ m Emissionen von bis zu 40 t CO₂/ha im Jahr auftreten (Tiemeyer et al. 2020).

Daher ist die Vermeidung von Emissionen aus entwässerten organischen Böden im Grün- und Ackerland sowie in den Feuchtgebieten von hoher Wichtigkeit, um die Nettosenke im Landnutzungssektor in Deutschland zu erhalten. Wird der Wasserspiegel wieder so weit angehoben, dass sich Moore regenerieren, dann können diese zusätzlich zur Einbindung und Speicherung von Kohlenstoff aus der Atmosphäre beitragen.

Darüber hinaus entstehen wie in 2.2.2 erwähnt Emissionen aus dem Abbau von Torf. In Deutschland wurden in 2018 rund 4 Mio. m³ Torf, überwiegend in Niedersachsen, abgebaut und ungefähr die gleiche Menge wurde importiert, vor allem aus den baltischen Staaten...¹⁵. Seit 1980 erfolgt der Torfabbau weitestgehend auf entwässerten und brach liegenden landwirtschaftlichen Flächen, die anschließend wiedervernässt werden, wenn noch eine ca. 50 cm dicke Torfschicht vorhanden ist. Torf wird als wichtiges Grundsubstrat vor allem im privaten und kommerziellen Gartenbau verwendet (BMEL 2020c). Das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) wird eine Torfminderungsstrategie erarbeiten, die zum Ziel hat, den Torfeinsatz im privaten Bereich einzustellen und im Erwerbsgartenbau deutlich zu reduzieren. Langfristig wird eine Reduzierung der Torfverwendung in Deutschland angestrebt (BMEL 2020b). Als mögliche Ersatzsubstrate wird die Verwendung von Torfmoosen aus Paludikulturanbau (siehe unten) erforscht (Krebs et al. 2015).

Nach dem Anheben der Wasserspiegel auf bewirtschafteten organischen Böden können Emissionen wirksam vermieden werden (Tiemeyer et al. 2020). Allerdings ist eine intensive Nutzung als Weide- und Futteranbaufläche oder der Anbau von gängigen Feldfrüchten nicht mehr möglich. Dagegen kann die Grünlandbewirtschaftung als extensive Weidefläche auch bei höheren Wasserspiegeln eine alternative Nutzung darstellen. Außerdem ist extensiv genutztes Feuchtgrünland ein artenreiches Ökosystem, welches zum Schutz einer Vielzahl von Arten beiträgt (Isselstein 2018). Eine weitere alternative Bewirtschaftungsform kann der Anbau von Paludikulturen wie Rohrkolben (Typha), Schilfrohren (Phragmites) und Torfmoosen

¹⁵ [Bundesinformationszentrum Landwirtschaft](#)

(Sphagnum) sein. Sie werden unter wiedervernässten Bedingungen angebaut, was den noch vorhandenen Torfkörper schützt und so Emissionen aus der Torfzersetzung vermeidet (Wichtmann et al. 2016).

Potenzial der Option für den Klimaschutz

In einer Studie von Prognos et al. (2020) werden Maßnahmen zur Vermeidung von Emissionen aus bewirtschafteten organischen Böden umgesetzt, die bis zum Jahr 2030 eine Reduktion der Emissionen von 7 Mio. t CO₂äq. (25,2 t CO₂äq./ha) ermöglichen können. Dafür wurde in diesem Szenario der Torfabbau eingestellt und 20 % (278.000 ha) des Acker- und Grünlandes bis 2030 wiedervernässt. Von diesen Flächen werden 40 % als extensive Weide- oder Mahdfläche genutzt und 30 % zum Paludikulturanbau verwendet. Die noch verbleibenden 30 % der wiedervernässten Flächen werden dauerhaft aus der Nutzung genommen. Bis 2050 wird die Wiedervernässungsfläche auf knapp 50 % (650.000 ha) angehoben und zur Hälfte für Paludikulturen genutzt, während auf den restlichen wiedervernässten Flächen keine Bewirtschaftung mehr erfolgt. Dadurch können 18 Mio. t CO₂äq. (27,7 t CO₂äq./ha) an Emissionsminderung erreicht werden.

Im Klimaschutzgutachten des wissenschaftlichen Beirats beim BMEL (BMEL 2016b) werden drei Maßnahmenzenarien zur Erreichung von Emissionsminderungen auf organischen Böden vorgestellt.

Dabei werden Wiedervernässungen und die Extensivierung der Nutzung von organischen Böden auf unterschiedlichen Flächenanteilen realisiert, wobei die gesamten Emissionsminderungen über ca. 20 Jahre ab Durchführung der Maßnahme zwischen 7 und 15,2 Mio. t CO₂äq. im Jahr liegen (BMEL 2016b). Für die Berechnungen dieser Minderungspotenziale wurde davon ausgegangen, dass die Wiedervernässung, je nach Tiefe des Wasserstandes, zwischen 20 und 40 t CO₂äq./ha an Einsparpotenzial hat (siehe Tabelle 2). Bei der Potenzialwirkung der Extensivierungsmaßnahmen sind ebenfalls die Wasserstände und die Art des Nutzungswandels entscheidend. So kann die Anhebung des Wasserstandes und die Umstellung der Nutzung als Acker- oder Intensivgrünland hin zu extensivem Grünland eine Reduktion von bis zu 20 t CO₂äq./ha bewirken (BMEL 2016b).

Tabelle 2: Szenarien zur Darstellung der Minderungspotenziale für die Wiedervernässung und Extensivierung von organischen Böden

Szenarien zur Verminderung der Emissionen aus organischen Böden	Landwirtschaftsfläche für die Wiedervernässung in Mio. ha	Annahme Minderungspotenzial in t CO ₂ äq./ha für die Wiedervernässung	Fläche für die Extensivierung in Mio. ha	Annahme Minderungspotenzial in t CO ₂ äq./ha für die Extensivierung	Minderungspotenzial gesamt in Mio. t CO ₂ äq./Jahr
Szenario a)	0,1	40	0,2	15	7
Szenario b)	0,2	30	0,4	10	12
Szenario c)	0,3	20	0,6	6	15,2

Quelle: BMEL (2016b)

In einer Veröffentlichung von Tanneberger et al. (2021) werden zwei Szenarien betrachtet, um Emissionsminderungen bis 2030 und 2050 auf organischen Böden unter Acker- und Grünlandflächen (ca. 1,5

Mio. ha) im Vergleich zum Jahr 2020 zu erreichen, mit einer vollständigen Umwandlung von Ackerland auf organischen Böden zu Grünland und einer Aufgabe des Torfabbaus bis 2030. Außerdem werden die Wasserstände im Grünland bis 2030 auf ein jährliches Mittel von –30 cm (nass) angehoben und auf 15 % der Fläche wird komplett wiedervernässt. Bis 2030 entstehen so Emissionsminderungen von bis zu 17 Mio. t CO₂. Schließlich werden bis 2050 die gesamten organischen Böden im Grünland (inklusive Ackerland) wiedervernässt. Dadurch können insgesamt gegenüber 2020 Emissionen von 35,8 Mio. t CO₂ eingespart werden (Tanneberger et al. 2021).

Dauerhaftigkeit bzw. Reversibilität der Option

Grundsätzlich ist die Maßnahme reversibel, da durch eine erneute direkte oder auch indirekte Entwässerung (z. B. Eingriffe in das Wassereinzugsgebiet des Moores) Emissionen wieder freigesetzt werden können. Daher ist die dauerhafte Änderung der Nutzung organischer Böden eine notwendige Voraussetzung, um die Langfristigkeit der Klimaschutzwirkung zu gewährleisten (BMEL 2016b). Aufgrund des fortschreitenden Klimawandels und der damit einhergehenden geringeren Niederschläge in einigen Regionen könnte es zu einem saisonalen Absinken des Wasserspiegels auf wiedervernässten Flächen kommen. Dieser Effekt kann verstärkt werden, wenn die Hydrologie der Moore durch menschliche Einwirkung (z. B. hohen Wasserverbrauch in den Siedlungen) beeinträchtigt ist. Daher ist es wichtig, den natürlichen Wasserhaushalt im Einzugsgebiet der wiedervernässten Moore möglichst wiederherzustellen (Swindles et al. 2019).

Das Emissionsminderungspotenzial kann aufgrund von Methanemissionen reduziert werden, die nach der Wiedervernässung auftreten können. Diese Emissionen werden durch methanogene Bakterien in der obersten Bodenschicht verursacht (Hendriks et al. 2007). Die Abtragung der obersten Bodenschicht vor der Wiedervernässung kann bis zu 99 % der Methanemissionen reduzieren (Harpenslager et al. 2015).

Synergien und Konflikte mit weiteren gesellschaftlichen Zielen

Viele Synergien ergeben sich für den Wasserhaushalt und vor allem für den Naturschutz (BMEL 2016b). Durch die Wiedervernässung von organischen Böden mit einer anschließenden extensiven Nutzung als nassem Grünland entstehen wertvolle Lebensräume, die von vielen selten gewordenen Wiesenvogelarten (z. B. Kiebitz) genutzt werden können (Oppermann et al. 2020). Aus Gründen des Wiesenvogelschutzes sollten daher ausreichend extensiv bewirtschaftete Grünlandflächen erhalten bleiben und nicht vollständig wiedervernässt werden. Eine komplette Wiedervernässung mit Renaturierung und anschließendem Schutz von Mooren leistet ebenso einen wichtigen Beitrag zur Erreichung der nationalen und europäischen Biodiversitätsziele (BMU 2007; European Commission 2020a). Allerdings kann es bei der Umsetzung der Maßnahmen zu einer Flächenkonkurrenz um Anbaufläche vor allem für Futtermittel sowie Feldfrüchte und um intensives Weideland kommen. Diese kann für einige ländliche Regionen z. B. im Nordwesten von Niedersachsen wirtschaftliche Nachteile verursachen (BMEL 2016b). Wenn ein wesentlicher Teil der organischen Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung wiedervernässt wird, könnte sich zudem die Bewirtschaftung auf mineralischen Acker- und Grünlandflächen intensivieren, was ein Nachteil für eine umweltschonende Produktion sein kann (Tanneberger et al. 2021). Außerdem kann es dadurch zur weiteren Verlagerung der landwirtschaftlichen Produktion ins Ausland kommen, die unter Umständen zu zusätzlichen Emissionen führen könnte, wie z. B. durch Entwaldung und Moorentwässerung. Daher sollten die Maßnahmen zur Reduktion von Emissionen aus organischen Böden gemeinsam mit flankierenden Maßnahmen zur Reduktion des Konsums von vor allem Fleisch- und Milchprodukten umgesetzt werden (WBGU 2020). Die Einstellung des Torfabbaus und die anschließende Wiedervernässung der Flächen wirken sich positiv auf die Ziele des Naturschutzes aus (siehe oben). Solange jedoch keine kostengünstigen und

qualitativ hochwertigen Substratalternativen für den Gartenbau verfügbar sind, kann es auch mittelfristig noch zu Torfimporten kommen, die ebenfalls zu Emissionen führen (BMEL 2016b).

3.4 Zusammenfassung der Potenziale natürlicher Senken in Deutschland

Wie in Kapitel 3.3 dargestellt gibt es verschiedene Optionen, um Emissionen zu vermeiden oder zu reduzieren und die natürlichen Senken zu regenerieren bzw. zu schützen. Die in Kapitel 3.3 aus unterschiedlichen Studien aufgeführten Potenziale werden in Tabelle 3 zusammengefasst. Die Potenziale für 2030 reichen von 2,5 t CO₂/ha für Aufforstungen oder 3,8 t CO₂/ha, die durch ein extensiveres Waldmanagement erreicht werden können, und bis zu 17 t CO₂/ha für die schnellwachsende Holzbiomasse in Agroforstsystemen. Zusätzlich können durch die Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten organischen Böden Emissionen von ca. 25 t CO₂/ha bis 2030 vermieden werden. Zu einem besonders hohen flächengewichteten Potenzial von 122 t CO₂/ha kann die Aufgabe des Torfabbaus beitragen. Bis 2050 kann vor allem die CO₂-Entnahme durch ein extensives Waldmanagement auf bis zu 6,5 t CO₂/ha gesteigert werden. Als natürliche Senke spielt der Wald, aufgrund seiner großen Flächenausdehnung in Deutschland, eine wichtige Rolle. Darüber hinaus können mit einer Extensivierung des Managements hohe absolute Minderungspotenziale von bis zu –68 Mio. t CO₂ in 2050 erreicht werden. Zusätzlich werden durch extensivierende Maßnahmen im Wald auch viele andere wichtige Ökosystemleistungen, wie Schutz der Biodiversität, des Bodens und Wasserretention unterstützt.

Tabelle 3: Zusammenfassende Darstellung der Flächen- und Minderungspotenziale von Landnutzungsoptionen in Deutschland in 2030 und 2050

Optionen/Maßnahmen	Aufforstung	Waldmanagement, inkl. Holzprodukt-speicher		Erhöhung C _{org} auf Ackerböden	Agroforstwirtschaft	Vermeidung Grünlandumbruch	Wiedervernässung organischer Böden			Aufgabe des Torfabbaus
		[2]	[3]				[4]	[5] ¹⁶	[6]	
Studien	[1]	[2]	[3]	[4]	[5] ¹⁶	[6]	[7]	[8]	[9] ¹⁷	[8]
Fläche (1.000 ha) 2030	400	10.900	10.400	3.100	600	NN	NN	278	1.457	18
Minderungspotenzial in Mio. t CO ₂ 2030	18	31	40	0,3–0,4	NN	2,6	NN	7	17	2,2
Spezifisches Minderungspotenzial t CO ₂ /ha bis 2030	2,5	2,8	3,8	NN	17	NN	NN	25,2	NN	122
Fläche (1.000 ha) 2050	850	10.900	10.400	NN	NN	NN	300–900	650	1.457	18
Minderungspotenzial in Mt CO ₂ 2050	120	35	68	NN	NN	NN	7,0–15,2	18	35,8	2,2
Spezifisches Minderungspotenzial t CO ₂ /ha bis 2050	3,7	3,2	6,5	NN	NN	NN	20–40	27,7	NN	122
Wichtigste Annahmen				Studie bezieht sich auf Bayern						
Minderungsart	Speicherung	Speicherung, vermiedene Emissionen		Speicherung	Speicherung	Vermiedene Emissionen	Vermiedene Emissionen			Vermiedene Emissionen

Änderung der Landnutzung und/oder Art der Bewirtschaftung	Landnutzungsänderung	Änderung der Bewirtschaftung	Änderung der Bewirtschaftung	Änderung der Bewirtschaftung		Landnutzungsänderung /Änderung der Bewirtschaftung		Landnutzungsänderung /Änderung der Bewirtschaftung
Zusätzlicher Flächenbedarf	Ja	Nein	Nein	Ja	Nein	Ja und Nein	NN	Nein
Risiko der Verlagerung von Aktivitäten	Verdrängungsrisiken durch die Verlagerung von Aktivitäten müssen berücksichtigt werden, Optionen müssen von Maßnahmen zur Steigerung der Ressourceneffizienz und des Gesamtverbrauchs begleitet werden							
Synergien und Konflikte mit gesellschaftlichen Zielen	Sozioökonomisch, Holzproduktion, Biodiversität, Wasser, Boden, Nahrungsmittelproduktion	Sozioökonomisch, Holzproduktion, Biodiversität, Erholung, Substitution, Wasser, Boden, C-Vorrat im Wald	Biodiversität, Bodenfruchtbarkeit, Nahrungsmittelproduktion	Biodiversität, Erholung, Wasser, Boden, Nahrungsmittelproduktion	Biodiversität	Biodiversität, Wasser, Erholung, Methan		Boden
Dauerhaftigkeit bzw. Reversibilität der Option	Risiken des Klimawandels müssen berücksichtigt werden, Optionen müssen von Anpassungsmaßnahmen begleitet werden, um die Anfälligkeit der Ökosysteme für natürliche Störungen zu verringern							

Quellen:

- [1] BMEL (2016): Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.
[2] WEHAM-Naturschutzpräferenzszenario Rüter et al. 2017; Oehmichen et al. 2018
[3] FABio-Waldvision; Böttcher et al. 2018
[4] Wiesmeier et al. 2017
[5] Tsonkova und Böhm (2020)
[6] Projektionsbericht der Bundesregierung von 2019 (UBA 2019)
[7] Klimaschutzgutachten des wissenschaftlichen Beirats beim BMEL (BMEL 2016b)
[8] Prognos et al. 2020
[9] Tanneberger et al. (2021)

¹⁶ Daten beziehen sich nur auf den Gehölzanteil des Systems, Fehlen einer zeitlichen Referenz.

¹⁷ Daten beinhalten auch die Aufgabe des Torfabbaus.

4 Regulatorischer Rahmen für natürliche Senken

4.1 Internationale Berichterstattung unter der UN-Rahmenkonvention

Im Rahmen des Pariser Abkommens und in der EU wurden die IPCC-Leitlinien aus dem Jahr 2006 als verbindliche Überwachungs- und Schätzungsmethoden für Inventare übernommen. Die Berichterstattung in der EU und unter der UNFCCC zielt darauf ab, die Höhe und Entwicklung der anthropogenen THG-Emissionen und der Speicherung von CO₂ im Zeitverlauf zu dokumentieren. Anthropogene Emissionen im LULUCF-Sektor resultieren aus biologischen Prozessen auf Landflächen, die direkt oder indirekt durch menschliche Aktivitäten auf bewirtschafteten Flächen beeinflusst werden. Die THG-Inventare umfassen sechs Hauptkategorien (Waldflächen, Ackerland, Grünland, Feuchtgebiete, Siedlungen, sonstige Flächen und HWP (Harvested Wood Products – Holzprodukte)) und werden jährlich von den Mitgliedstaaten an die EU übermittelt. Diese Inventare werden zu einem EU-Verzeichnis aggregiert. Die gemeldeten Daten zu THG-Emissionen und CO₂-Speicherungen werden aufgrund kontinuierlicher Verbesserungen der Methoden und Daten regelmäßig für die vergangenen Jahre neu berechnet.

Die Schätzungen von THG-Emissionen und CO₂-Speicherungen in einigen LULUCF-Kategorien sind trotzdem immer noch mit relativ hohen Unsicherheiten behaftet. Die Unsicherheiten sind für die Veränderungen der Kohlenstoffvorräte im Bodenkohlenstoffpool wesentlich höher als für die oberirdische Biomasse. Es gibt laufende Diskussionen über die Zuverlässigkeit der berichteten LULUCF-Daten. Böttcher et al. (2020) identifizierten potenzielle Probleme in Bezug auf Vollständigkeit, Konsistenz und Genauigkeit in den aktuellen Berichts- und Bilanzierungsvorschriften und -verfahren der EU-Mitgliedstaaten und deren Auswirkungen auf Anreize für eine veränderte Landbewirtschaftung innerhalb der EU. Tatsächlich können die Methoden, Datengrundlagen und damit auch Datenverfügbarkeit und Unsicherheiten zwischen Ländern stark voneinander abweichen.

4.2 Bilanzierung im Rahmen der EU-Gesetzgebung

4.2.1 Rolle des LULUCF-Sektors in der EU-Klimagesetzgebung

Die Europäische Union (EU) hat sich zum Ziel gesetzt, bis zum Jahr 2050 Klimaneutralität zu erreichen, im Einklang mit den Zielen des Pariser Abkommens. Mit diesem wird eine Begrenzung des globalen Temperaturanstiegs gegenüber vorindustriellen Werten auf deutlich unter 2 °C (möglichst maximal 1,5 °C) angestrebt, indem nach Emissionsreduktionen in der zweiten Hälfte dieses Jahrhunderts ein Gleichgewicht zwischen THG-Emissionen und CO₂-Speicherungen hergestellt wird. Am 20. April 2021 einigten sich die Verhandlungsführenden des Europäischen Rats und des Europäischen Parlaments auf ein Netto-Treibhausgas-Reduktionsziel von mindestens 55 % bis 2030 im Vergleich zu 1990, um bis 2050 Klimaneutralität zu erreichen (European Commission 2020b). Dieses neue Ziel für 2030 beinhaltet auch Festlegungen von CO₂ durch Senken im LULUCF-Sektor.

Die Einbeziehung der LULUCF-Emissionen und des Abbaus in das –55 %-Ziel der EU für 2030 zielt darauf ab, die Rolle der natürlichen Senken zu stärken. Dieses Ziel basiert auf den Emissionen bzw. den Festlegungen, wie sie im THG-Inventar ausgewiesen sind, ohne Berücksichtigung der Anrechnungsregeln gemäß der LULUCF-Verordnung. Um sicherzustellen, dass bis 2030 ausreichende Anstrengungen zur Reduzierung und Vermeidung von Emissionen unternommen werden, wurde eine Grenze von 225 Mio. t CO₂äq. für den Beitrag der Senken zum Nettoziel eingezogen. Dies entspricht der Einschätzung der Kommission bezüglich der

Nettokohlenstoffsénke, die sich aus den bestehenden Verpflichtungen unter der LULUCF-Verordnung ergibt (European Commission 2020a). Zudem wurde vereinbart, dass die EU bis 2030 ein höheres Volumen an Kohlenstoffnettosénken anstreben soll. Wenn der LULUCF-Sektor im Rahmen dieser Obergrenze im Jahr 2030 zum Ziel von –55 % beiträgt, müssen die Emissionen der anderen Sektoren um –53 % sinken. Wenn der LULUCF-Sektor im Jahr 2030 eine Nettosénke von –300 Mio. t CO₂äq. erreicht, kann der Nettoabbau über die Obergrenze hinaus nicht zur Kompensation der Emissionen anderer Sektoren verwendet werden, sondern ist zusätzlich und würde zu einer Gesamt-THG-Emissionsreduktion in der EU von –57 % im Vergleich zu 1990 führen.

Der Sektor ist laut geltender LULUCF-Verordnung (LULUCF-VO) einem „no-debit“-Ziel unterworfen, das vorschreibt, dass Mitgliedsländer nach Anwendung von Anrechnungsregeln keine Lastschriften aus dem Sektor erhalten dürfen (European Commission 2018b). Die EU-Kommission schätzt, dass in etwa bei einer Nettosénke von 225 Mio. t CO₂äq. die EU dieses Ziel bereits erreicht. Die EU-Kommission diskutiert eine Verschärfung der Regeln zur Steigerung des Ambitionsniveaus im Landnutzungssektor, aber auch ein THG-Neutralitätsziel für einen neuen Landnutzungssektor AFOLU (Agriculture, Forestry and Other Land Use) für das Jahr 2035¹⁸.

4.2.2 Bilanzierungsregeln der LULUCF-Verordnung

Die Bilanzierung laut LULUCF-Verordnung setzt im Gegensatz zur Berichterstattung die berichteten Emissionen und die Festlegungen in Relation zu einem Ziel. Die LULUCF-Verordnung legt Anrechnungsregeln fest, um sicherzustellen, dass der LULUCF-Sektor keine Nettoemissionen erzeugt (European Commission 2018b). Sie definiert sechs Anrechnungskategorien (aufgeforstetes Land, entwaldetes Land, bewirtschaftetes Ackerland, bewirtschaftetes Grünland, bewirtschaftetes Waldland und bewirtschaftetes Feuchtgebiet). HWP werden in den Kategorien bewirtschaftetes Waldland und aufgeforstetes Land bilanziert. Die Verordnung führt zwei Anrechnungszeiträume ein, den ersten von 2021 bis 2025 und den zweiten von 2026 bis 2030. Die Bilanzierung in den verschiedenen Kategorien folgt spezifischen Regeln (siehe auch Tabelle 4):

- Für die Kategorien aufgeforstetes und entwaldetes Land werden die gesamten Emissionen und Festlegungen, die im Anrechnungszeitraum auftreten, angerechnet – sie werden nicht mit einer Referenz verglichen.
- THG-Emissionen und CO₂-Speicherungen aus den Kategorien Ackerland, Grünland und Feuchtgebiete, die im Anrechnungszeitraum auftreten, werden mit den durchschnittlichen Nettoemissionen und -festlegungen der Jahre 2005 bis 2009 verglichen.
- Für Waldflächen ist ein Forest Reference Level (FRL) die Basis für die Bilanzierung. Der FRL ist der kontrafaktische Wert der Emissionen und des Abbaus, der auf bewirtschafteten Waldflächen in der Zukunft auftreten würde, basierend auf der Fortführung „nachhaltiger Waldbewirtschaftungspraktiken“, wie sie im Zeitraum von 2000 bis 2009 angewendet wurden. Der FRL eines jeden EU-Mitgliedslandes für die erste Verpflichtungsperiode 2021–2025 wurde durch die einzelnen EU-Mitgliedsländer selbst vorgeschlagen, durch die EU-Kommission und eine Expert*innengruppe geprüft und schließlich in Form eines delegierten Rechtsakts festgeschrieben (Annex der EU Delegated Regulation C (2020) 7316¹⁹). Er kann sich durch methodische Anpassungen und Änderungen der historischen Berichtszahlen (dieser Fall ist mit den 2021er-Berichtszahlen eingetreten) noch ändern und ist deshalb nur als vorläufig anzusehen. Die LULUCF-

¹⁸ 2030 Climate Target Plan Impact Assessment, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52020SC0176>.

¹⁹ https://ec.europa.eu/clima/sites/default/files/forests/docs/c_2020_7316_annex_en.pdf.

Verordnung sieht außerdem eine Begrenzung des gesamten anrechenbaren Nettoabbaus aus bewirtschafteten Wäldern auf 3,5 % der gesamten Basisjahremissionen vor.

Aufgrund der Anwendung von Bilanzierungsregeln weichen die bilanzierten Emissionen und der Abbau von den berichteten Emissionen ab. Die folgende Tabelle zeigt ein Beispiel für ausgeglichene bilanzierte Emissionen, während die berichteten Emissionen und der Abbau in THG-Inventaren zu einer Nettosenke führen.

Die LULUCF-Verordnung enthält auch Bestimmungen darüber, wie die Mitgliedstaaten Emissionen aus natürlichen Störungen wie Stürmen, Bränden, Dürren oder Insektenausbrüchen von der Anrechnung ausnehmen und wie sie den vorübergehend in HWP gespeicherten Kohlenstoff berücksichtigen können.

Tabelle 4: Bilanzierungsregeln für verschiedene Landnutzungskategorien nach der EU-LULUCF-Verordnung

Landnutzungs-kategorie	Bilanzierungsregel	Datenquelle
Aufforstung	Verpflichtend, Nettoemissionen im Bilanzierungszeitraum, kein Vergleichswert (gross-net)	Berichtete THG-Emissionen und CO ₂ -Speicherungen laut THG-Inventar für Bilanzierungszeitraum
Entwaldung	Verpflichtend, Nettoemissionen im Bilanzierungszeitraum, kein Vergleichswert (gross-net)	Berichtete THG-Emissionen und CO ₂ -Speicherungen laut THG-Inventar für Bilanzierungszeitraum
Bewirtschafteter Wald	Verpflichtend, Vergleich mit Waldreferenzniveau (Forest Reference Level, FRL)	Durch Mitgliedsland vorgeschlagene und EU-Kommission festgelegte Referenzwerte, die die Waldbewirtschaftungsintensität des Referenzzeitraums 2000–2009 in den Bilanzierungszeitraum (2021–2025 und 2026–2030) projizieren
Ackerland	Verpflichtend, Vergleich mit historischen Nettoemissionen im Referenzzeitraum (2005–2009)	Berichtete THG-Emissionen und CO ₂ -Speicherungen laut THG-Inventar für 2005–2009
Grünland	Verpflichtend, Vergleich mit historischen Nettoemissionen im Referenzzeitraum (2005–2009)	Berichtete THG-Emissionen und CO ₂ -Speicherungen laut THG-Inventar für 2005–2009
Feuchtgebiete	Freiwillig, ab 2026 verpflichtend, Vergleich mit historischen Nettoemissionen im Referenzzeitraum (2005–2009)	Berichtete THG-Emissionen und CO ₂ -Speicherungen laut THG-Inventar für 2005–2009
Siedlungen und andere Flächen	Nicht zu berücksichtigen bei der Bilanzierung laut EU-LULUCF-Verordnung. Umwandlungen von verpflichtenden Landnutzungskategorien in Siedlungsfläche müssen weiterhin unter der vorherigen Nutzungskategorie angerechnet werden.	-

Quelle: eigene Darstellung

Die LULUCF-Verordnung enthält Bestimmungen für die Mitgliedstaaten, um die Einhaltung unter Nutzung der folgenden Flexibilitäten zu erreichen:

- Bei Nichteinhaltung des Nettoziels gemäß der LULUCF-Verordnung können die Mitgliedstaaten jährliche Emissionszuteilungen gemäß der ESR (Effort-Sharing-Verordnung) verwenden, um überschüssige Emissionen gemäß der LULUCF-Verordnung auszugleichen.
- Mitgliedstaaten mit einer Nettosenke, die über die Verpflichtungen gemäß der LULUCF-Verordnung hinausgeht, können eine begrenzte Menge des Nettoabbaus zur Einhaltung der ESR verwenden. Insgesamt ist diese Flexibilität auf 280 Mio. t CO₂ im Zeitraum 2021–2030 begrenzt. Die maximalen Beträge des Nettoabbaus, die die Mitgliedstaaten für die Einhaltung der ESR berücksichtigen können, sind in Anhang III der LULUCF-Verordnung festgelegt.
- Die Mitgliedstaaten können Nettosenken im Rahmen der LULUCF-Verordnung an andere Mitgliedstaaten verkaufen, die Nettoemissionen aus der LULUCF-Anrechnung haben.
- Die Mitgliedstaaten können überschüssige Nettosenken aus dem ersten Anrechnungszeitraum (2021–2025) auf den folgenden Anrechnungszeitraum übertragen.

Die Flexibilitäten zwischen dem ESR- und dem LULUCF-Sektor wurden kritisiert, weil sie eine „Brandmauer“ zwischen den biogenen Emissionen und dem Abbau aus Landnutzungsaktivitäten und den Emissionen aus fossilen Brennstoffen aus ESR-Aktivitäten öffnen und dadurch die Anreize für die Reduzierung der Emissionen aus fossilen Brennstoffen verringern (Fern 2018). Diese Flexibilitäten können jedoch auch als Setzung zusätzlicher Anreize für Sequestrierung und Minderung in allen Sektoren und als wichtige Absicherung gegen Risiken der Nichteinhaltung gesehen werden.

Der Reformvorschlag der EU-Kommission vom 14. Juli 2021 geht auf die geänderten Bedingungen des von der EU auf den Weg gebrachten Green Deals ein, der u. a. die EU-Klimazielverschärfung von 40 auf 55 % bis 2030 im Vergleich zu 1990 beinhaltet. Dieser sieht vor, die Regeln des „no-debit“-Ziels nur für die erste Verpflichtungsperiode (2021–2025) anzuwenden, um sie dann für die zweite Periode durch nationale Reduktionsziele zu ersetzen. Nach 2030 sollen diese dem Vorschlag nach dann in ein EU-weites Ziel der THG-Neutralität bis 2035 für die Sektoren Landwirtschaft und LULUCF zusammengeführt werden²⁰. Diese neuen Vorschläge wurden bei der Bilanzierung im Folgenden nicht berücksichtigt.

4.3 Nationale Zielsetzungen durch Klimaschutzplan und Klimaschutzgesetz

Im November 2016 verabschiedete die Bundesregierung den Klimaschutzplan 2050 (BMU 2016). Dieser schrieb spezifische Sektorziele vor, die zur Erreichung von THG-Neutralität im Jahr 2050 als notwendig erachtet wurden. Der LULUCF-Sektor und damit natürliche Senken wurden nicht explizit in den Plan und das Ziel einbezogen. Im Klimaschutzplan wurden lediglich der Erhalt und die Verbesserung der Senkenleistung als Ziel für 2050 formuliert. Hierzu wurde eine Ausweitung der Waldfläche in Deutschland angestrebt. Weitere Maßnahmen sind nachhaltige Waldbewirtschaftung und die damit verbundene Holzverwendung, der Erhalt von Dauergrünland, der Schutz von Moorböden und die Klimapotentiale der natürlichen Waldentwicklung. Zudem soll die bestehende Förderung über die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK) stärker am Klimaschutz ausgerichtet werden.

Die Sektorziele für die Minderung der Emissionen wurden einer Folgenabschätzung zu deren ökologischen, ökonomischen und sozialen Wirkungen unterzogen. Diese zeigte bereits wichtige Wechselwirkungen

²⁰ COM (2021) 554 final, https://ec.europa.eu/info/sites/default/files/revision-regulation-ghg-land-use-forestry_with-annex_en.pdf.

zwischen den Sektoren auf (Repenning et al. 2019). Betrachtet wurden dabei Maßnahmen zum Erhalt der Moorböden, zur Änderung der Waldbewirtschaftung und Reduktion des Torfabbaus, von denen ein Beitrag von 17 Mio. t CO₂äq. zur Minderung der Treibhausgasemissionen in Deutschland erwartet wurde.

Im Bundes-Klimaschutzgesetz vom Dezember 2019 wurden die Sektorziele festgeschrieben, ohne eine Berücksichtigung der Landnutzung. Am 24. Juni 2021 verabschiedete der Bundestag schließlich eine Novelle des Bundes-Klimaschutzgesetzes, das damit explizit auch Zielvorgaben für LULUCF enthält²¹. Mit dem Gesetz wurde außerdem das Ziel der Klimaneutralität um fünf Jahre auf 2045 vorgezogen. Im Rahmen der Haushaltsplanung für 2022 wurde ein Klimaschutz-Investitionsprogramm beschlossen, das erste Weichenstellungen für die Umsetzung des neuen Ziels vornimmt. Das Gesetz schreibt vor, dass der LULUCF-Sektor im Jahr 2030 mindestens eine Senke in Höhe von –25 Mio. t CO₂äq. erreichen soll, die 2040 auf –35 Mio. t CO₂äq. und 2045 auf –40 Mio. t CO₂äq. gesteigert werden soll. Um dieses Ziel zu erreichen, sollen Ökosysteme sowie ihre Funktion als Kohlenstoffspeicher und -senke geschützt und gestärkt werden. Die Maßnahmen des LULUCF-Sektors sollen dabei so gestaltet werden, dass sie kohärent sind mit anderen Politikzielen, insbesondere dem Erhalt der Biodiversität und der Ernährungssicherheit. Das Gesetz adressiert ebenfalls die Verbesserung der Datenlage für den Landnutzungssektor, z. B. durch die Einbeziehung moderner Fernerkundungssysteme.

²¹ https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Glaeserne_Gesetze/19_Lp/ksg_aendg/Entwurf/ksg_aendg_bf.pdf.

5 Schlussfolgerungen

5.1 Die Rolle natürlicher Senken für Klima- und Biodiversitätsschutz

Der Landnutzungssektor (Land use change and forestry – LULUCF) ist auf dem Weg zur Klimaneutralität Deutschlands fest als sogenannte Netto-Senke eingeplant. Eine Netto-Senke liegt dann vor, wenn insgesamt mehr CO₂ aus der Atmosphäre aufgenommen und gebunden wird, als durch das Ökosystem wieder in die Atmosphäre gelangt. Die wichtigste natürliche Senke in Deutschland ist der Wald, wo die Bäume auf elf Mio. ha Fläche CO₂ aufnehmen und speichern. Die Senkenleistung des Waldes liegt derzeit bei minus 60 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten pro Jahr, wird aber aktuellen Projektionen zufolge stark zurückgehen. Um zukünftig eine ausreichende Netto-Senkenleistung zu erreichen, müssen unter anderem die Emissionen aus der Landnutzung aus Acker- und Grünland von heute über 40 Mio. t CO₂äq mehr als halbiert werden. Außerdem müsste die Senkenleistung des Waldes wieder ungefähr auf das derzeitige Niveau gebracht werden.

Die im Rahmen des Kurzgutachtens ausgewerteten Studien zeigen, dass die natürlichen Senken mit gezielten Maßnahmen einen wichtigen Beitrag zum Erreichen der Klimaschutz- und Biodiversitätsziele Deutschlands leisten können. Insbesondere durch den ambitionierten Schutz organischer Böden, z. B. bei der Wiedervernässung können Emissionen aus der Landnutzung vermieden werden und gleichzeitig wertvolle Lebensräume für verschiedene an Feuchtgebiete gebundene Arten entstehen. Außerdem können durch eine extensivere Bewirtschaftung in bereits resilienten Misch- und Laubwäldern, durch Aufforstungen und über die Etablierung von Gehölzstrukturen auf landwirtschaftlichen Flächen langfristig Kohlenstoff im Holz gebunden werden. Auch diese Maßnahmen können einen Beitrag zum Schutz der Biodiversität in naturnahen vorratsreichen Waldbeständen beitragen und durch die Strukturdiversifizierung auf Agrarflächen neue wertvolle Lebensräume schaffen.

5.2 Einschränkungen der Potenziale

Das Potenzial natürlicher Senken in Deutschland zur Minderung der THG-Konzentration in der Atmosphäre ist begrenzt. Das größte Potenzial der Senkenleistung wird von dem Erhalt und Aufbau der Kohlenstoffvorräte in Wäldern erwartet. Die Wiedervernässung und der Schutz organischer Böden sind eine effektive Maßnahme zur Vermeidung von Emissionen aus der Landnutzung und zeigen das höchste Minderungspotenzial pro Flächeneinheit. Alle Minderungsmaßnahmen werden bis zu einem gewissen Grad erhebliche Änderungen in der Bewirtschaftung erfordern, und sie stehen in direktem oder indirektem Konflikt miteinander oder mit anderen Landnutzungen wie z. B. der Ausweitung von Siedlungsflächen in Bezug auf die Nachfrage nach Land. Wenn Minderungsmaßnahmen die land- oder forstwirtschaftliche Produktion betreffen, müssen Verlagerungseffekte berücksichtigt werden, z. B. durch begleitende Maßnahmen wie die Reduzierung des Viehbestands und veränderte Konsummuster.

Der Bedarf an finanziellen Investitionen für z. B. Ausgleichszahlungen wird von vielen verschiedenen Faktoren abhängen. Generell können Minderungsmaßnahmen im Landnutzungssektor Chancen für die Entwicklung in ländlichen Räumen anstoßen und von gesellschaftlichem Vorteil sein. Sie sind oft nicht quantifizierbar, aber haben vermutlich einen positiven Einfluss.

Die Klimaveränderung wird sich auf alle Optionen auswirken, die in der mittel- bis langfristigen Perspektive betrachtet werden. Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum können durch höhere Durchschnittstemperaturen positiv beeinflusst werden, dagegen kann eine Beschleunigung der Zersetzung

insbesondere in Feuchtgebieten zu zeitlich begrenzten Nettoemissionen führen. Zunehmende natürliche Störungen werden sich voraussichtlich ebenfalls negativ auf den hauptsächlich in Bäumen gespeicherten Kohlenstoff auswirken.

5.3 Mögliche Maßnahmen zur Realisierung von Potenzialen

Zur Realisierung der Potenziale sind Maßnahmen erforderlich, die eine Änderung der Bewirtschaftung von land- und forstwirtschaftlichen Flächen anreizen und Landnutzungsänderungen, die eine Verringerung von Kohlenstoffvorräten nach sich ziehen, vermeiden. Der Wissenschaftliche Beirat des BMEL hat hierzu bereits eine Reihe von Maßnahmen beschrieben (BMEL 2016b). Tabelle 10 gibt eine Übersicht über die in diesem Gutachten diskutierten Optionen, mögliche Maßnahmen und Instrumente, die im Folgenden kurz skizziert werden.

Instrumente zu landwirtschaftlichen Quellen und Senken: In der Landwirtschaft stehen bereits mehrere Instrumente zur Verfügung, um Maßnahmen zum Klimaschutz zu unterstützen. Bereits seit 2015 wird der Grünlanderhalt als Greening-Auflage der GAP erfolgreich umgesetzt. So muss die Umwandlung von Dauergrünland behördlich autorisiert sein. War eine Fläche bereits vor dem 1. Januar 2015 Dauergrünland, so muss bei Umwandlung von Dauergrünland zu Ackerland auf einer gleich großen Ersatzfläche neues Dauergrünland etabliert werden. Auch andere Maßnahmen wie die Neuanlage von Grünland, die Erhöhung des C_{org} auf Ackerböden (z. B. mehr Anbau von Winterzwischenfrucht) und die Anlage von Kurzumtriebsplantagen und Agroforstsystemen können grundsätzlich als Greening-Auflage adressiert werden. Zudem plant die EU im Rahmen der Carbon Farming Initiative²², die Anwendung klimafreundlicher landwirtschaftlicher Praktiken und/oder einen konkret erbrachten Klimanutzen zu entlohnen.

Für die Wiedervernässung organischer Böden können als Instrumente Förderungen über den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raumes (ELER), über den Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) und über eine ambitionierte Ausgestaltung des Standards zum guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand landwirtschaftlicher Flächen (GLÖZ-Standard, 1. Säule der GAP) eingesetzt werden. Als weitere Aktivität ist auf Länderebene die Moorschutzstrategie zu nennen, die in der laufenden Bund-Länder-Zielvereinbarung zum Moorbodenschutz abgestimmt wird. Auch die Aufgabe des Torfabbaus sollte Teil der Moorschutzstrategie sein.

²² https://ec.europa.eu/clima/news/commission-sets-carbon-farming-initiative-motion_en.

Tabelle 5: Optionen für natürliche Senken sowie mögliche Maßnahmen und Instrumente

Optionen für natürliche Senken	Bereich	Mögliche Maßnahmen	Mögliche Instrumente
Vergrößerung der Waldfläche	Forst-/Landwirtschaft	Aufforstung	Carbon Farming Initiative der EU
Kohlenstoffvorräte in Wäldern erhalten und aufbauen	Forstwirtschaft	Waldmanagement, inkl. Holzproduktspeicher	GAK- Förderung Vertragsklimaschutz Honorierung von Ökosystemleistungen Extensivierungsprämien
Kohlenstoffspeicherung in langlebigen Holzprodukten erhöhen	Holz-/Forstwirtschaft	Laubholznutzung als langlebige Holzprodukte	Förderung der stofflichen Nutzung von Laubholz
Erhaltung und Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes in landwirtschaftlich genutzten Mineralböden	Landwirtschaft	Erhöhung C_{org} auf Ackerböden Neuanlage von Grünland Kurzumtriebsplantagen	Greening GAP
Ausweitung der Agroforstwirtschaft	Landwirtschaft	Agroforstsysteme	Greening GAP, Carbon Farming Initiative der EU
Grünlanderhalt auf mineralischen Böden	Landwirtschaft	Grünlandumbruchverbot bzw. -erhaltungsgebot	Greening GAP
Erhaltung des Kohlenstoffs in organischen Böden und Wiederherstellung von Feuchtgebieten	Landwirtschaft/Feuchtgebiete	Wiedervernässung organischer Böden, Aufgabe des Torfabbaus	ELER (EU), EFRE (EU), GLÖZ-Standard GAP, Moorschutzstrategie
Siedlungsfläche	Siedlungen	Verringerung des Verlusts von Wald und Grünland als Siedlungsfläche	Begründungs- /Rechtfertigungspflicht bei Inanspruchnahme von Freiraumflächen, Flächenkontingentierung mit Freiflächen, eine vorrangige Innenbereichsentwicklung, eine Genehmigungspflicht für Bebauungspläne im Außenbereich

Quelle: eigene Darstellung (ELER = Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raumes, EFRE = Europäischer Fonds für regionale Entwicklung (EFRE), GLÖZ = Standard zum guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand landwirtschaftlicher Flächen, GAK = Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“, GAP = Gemeinsame Agrarpolitik)

Instrumente zu forstwirtschaftlichen Quellen und Senken und Senken in langlebigen Holzprodukten:

Um ein Waldmanagement anzureizen, das Vorräte auf der Waldfläche aufbaut oder zumindest erhält, sind unterschiedliche Ansätze möglich. So können zielgerichtete Maßnahmen über ein Modell zum Vertragsklimaschutz oder über Extensivierungsprämien (angelehnt an z. B. Naturschutzinstrumente) oder über Konzepte zur Honorierung von Ökosystemleistungen gefördert werden. Der Erhalt bzw. Schutz von Waldbeständen bei Extremereignissen (z. B. Kalamitäten nach Sturm oder Trockenheit) kann über die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK) finanziert werden. Bei einer Aufforstung von z. B. Ackerflächen kann eine Anbindung an die Carbon Farming Initiative geeignet sein.

Eine Steigerung der Nutzung langlebiger Holzprodukte muss aufseiten der Holzwirtschaft angereizt werden. Hier ist zu prüfen, ob auf Ebene von Gesetzen und Verordnungen Hemmnisse für eine Nutzung langlebiger Holzprodukte bestehen, und wenn sie bestehen, sind sie zu beseitigen. Mit gezielten Marktanreizprogrammen kann die Nutzung langlebiger Holzprodukte unterstützt werden, insbesondere die Förderung von Technologien zur Nutzung von Laubholz als Bauholz. Gleichzeitig sollten weniger klimafreundliche Holznutzungen (Verpackungsholz, direkter Holzeinschlag für Energieholz) eingeschränkt bzw. nicht mehr gefördert werden.

Instrumente zur Inanspruchnahme von Siedlungsflächen: Das Baugesetz und das Raumplanungsrecht auf Bundes-, Länder- und kommunaler Ebene stellen den Rahmen für die Siedlungsentwicklung. So steht die Reduktion der Flächeninanspruchnahme für Siedlungen in einem komplexen rechtlichen Umfeld. Mögliche Instrumente, um die Inanspruchnahme von neuen Siedlungsflächen zu reduzieren, sind z. B. eine Begründungs- oder Rechtfertigungspflicht der Länder bei der Inanspruchnahme der Freiraumflächen, Flächenkontingentierung für die Inanspruchnahme von Freiflächen und der Handel mit Flächenkontingenten, eine vorrangige Innenbereichsentwicklung und eine Genehmigungspflicht für Bebauungspläne im Außenbereich (Köck et al. 2007).

6 **Abbildungsverzeichnis**

- Abbildung 1: Historische THG-Emissionen (positive Werte) und CO₂-Speicherungen (negative Werte) im LULUCF-Sektor in der EU für verschiedene Kategorien..... 14
- Abbildung 2: THG-Emissionen (positive Werte) und CO₂-Speicherungen (negative Werte) im LULUCF-Sektor in Deutschland für verschiedene Kategorien 16

7 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Emissionswerte für die Nettoänderung der Kohlenstoffvorräte in t CO ₂ /ha aus der Landnutzungskategorie „Ackerland umgewandelt zu Wald“ für Deutschland, Frankreich, Belgien, Polen und Österreich	18
Tabelle 2:	Szenarien zur Darstellung der Minderungspotenziale für die Wiedervernässung und Extensivierung von organischen Böden.....	30
Tabelle 3:	Zusammenfassende Darstellung der Flächen- und Minderungspotenziale von Landnutzungsoptionen in Deutschland in 2030 und 2050	33
Tabelle 4:	Bilanzierungsregeln für verschiedene Landnutzungskategorien nach der EU-LULUCF-Verordnung.....	38
Tabelle 5:	Optionen für natürliche Senken sowie mögliche Maßnahmen und Instrumente.....	43

8 Literaturverzeichnis

- Akker, J. van den; Berglund, K.; Berglund, Ö. (2016): Decline in soil organic matter in peat soils. In: Stolte, J.; Tesfai, M.; Øygarden, L.; Kværnø, S.; Keizer, J.; Verheijen, F.; Panagos, P.; Ballabio, C.; Hessel, R. (Editors). *Soil threats in Europe*. EUR 27607 EN, 2016.
- Akiyama, H.; McTaggart, I. P.; Ball, B. C.; Scott, A. (2004): N₂O, NO, and NH₃ Emissions from Soil after the Application of Organic Fertilizers, Urea and Water. In: *Water Air Soil Pollut* 156 (1), S. 113–129. DOI: 10.1023/B:WATE.0000036800.20599.46.
- Archer, D.; Eby, M.; Brovkin, V.; Ridgwell, A.; Cao, L.; Mikolajewicz, U.; Caldeira, K.; Matsumoto, K.; Munhoven, G.; Montenegro, A.; Tokos, K. (2009): Atmospheric Lifetime of Fossil Fuel Carbon Dioxide. In: *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 37 (1), S. 117–134. DOI: 10.1146/annurev.earth.031208.100206.
- BMEL (2012): Ergebnisdatenbank der Bundeswaldinventur. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2012. Online verfügbar unter <https://bwi.info/>, zuletzt geprüft am 31.08.2017.
- BMEL (2016a): Der Wald in Deutschland, Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2016.
- BMEL (2016b): Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2016, zuletzt geprüft am 03.04.2017.
- BMEL (2020a): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2019, zuletzt geprüft am 20.05.2020.
- BMEL (2020b): Gärtnern ohne Torf - Schützt das Klima!, 2020. Online verfügbar unter https://www.torffrei.info/fileadmin/torfminderung/dateien/Torf_Flyer_DIN_Lang.pdf, zuletzt geprüft am 08.06.2021.
- BMEL (2020c): Torf und alternative Substratausgangsstoffe. Bonn, 2020. Online verfügbar unter <https://www.ble-medianservice.de/0129/torf-und-alternative-substratausgangsstoffe>, zuletzt geprüft am 07.06.2021.
- BMU (2016): Klimaschutzplan 2050, Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. Berlin, 2016. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Klimaschutz/klimaschutzplan_2050_bf.pdf, zuletzt geprüft am 11.01.2021.
- 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, 2020. 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/UBA (2016): Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015. Bonn, Dessau, 2016.
- Böttcher, H.; Hennenberg, K. J.; Winger, C. (2018): Waldvision Deutschland - Beschreibung von Methoden, Annahmen und Ergebnissen. Öko-Institut e.V. Berlin, 2018. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Waldvision-Methoden-und-Ergebnisse.pdf>.

- Bundesregierung (2019): Projektionsbericht 2019 für Deutschland gemäß Verordnung (EU) Nr. 525/2013. Online verfügbar unter https://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/mmr/art04-13-14_lcds_pams_projections/projections/envxnw7wq/.
- Burges, P.; Newman, S.; Pagella, T.; Smith, J.; Westaway, S.; Briggs, S.; Knight, I.; Whistance, L.; Raskin, B.; Osborn, S. (2019): *The Agroforestry Handbook: Agroforestry for the UK 1st Edition*. Bristol, UK. - Agroforestry for the UK. Soil Association, UK., 2019.
- Camia, A.; Giuntoli, J.; Jonsson, R.; Robert, N.; Cazzaniga, N. E.; Jasinevičius, G.; Avitabile, V.; Grassi, G.; Barredo, J. I.; Mubareka, S. (2021): The use of woody biomass for energy production in the EU. European Commission - Joint Research Centre, 2021. Online verfügbar unter https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC122719/jrc-forest-bioenergy-study-2021-final_online.pdf.
- Ceccherini, G.; Duveiller, G.; Grassi, G.; Lemoine, G.; Avitabile, V.; Pilli, R.; Cescatti, A. (2020): Abrupt increase in harvested forest area over Europe after 2015. In: *Nature* 583 (7814), S. 72–77. DOI: 10.1038/s41586-020-2438-y.
- Chatterjee, N.; Nair, P.; Chakraborty, S.; Nair, V. D. (2018): Changes in soil carbon stocks across the Forest-Agroforest-Agriculture/Pasture continuum in various agroecological regions: A meta-analysis. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 266, S. 55–67. DOI: 10.1016/j.agee.2018.07.014.
- Chen, S.; Arrouays, D.; Angers, D. A.; Martin, M. P.; Walter, C. (2019): Soil carbon stocks under different land uses and the applicability of the soil carbon saturation concept. In: *Soil and Tillage Research* 188, S. 53–58. DOI: 10.1016/j.still.2018.11.001.
- Crombie, K.; Mašek, O. (2015): Pyrolysis biochar systems, balance between bioenergy and carbon sequestration. In: *GCB Bioenergy* 7 (2), S. 349–361. DOI: 10.1111/gcbb.12137.
- Cross, A.; Sohi, S. P. (2011): The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. In: *Soil Biology and Biochemistry* 43 (10), S. 2127–2134. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.06.016.
- Davidson, E. A.; Janssens, I. A. (2006): Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. In: *Nature* 440 (7081), S. 165–173. Online verfügbar unter <Go to ISI>://000235839500036.
- Don, A.; Flessa, H.; Marx, K.; Poeplau, C.; Tiemeyer, B.; Osterburg, B. (2018): Die 4-Promille-Initiative "Böden für Ernährungssicherung und Klima" - Wissenschaftliche Bewertung und Diskussion möglicher Beiträge in Deutschland. (Thünen Working Paper, 112). Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig, 2018.
- 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.
- Ehritt, J. (2020): Naturschutzfachliche Anforderungen an Agroforstsysteme, "Innovationsgruppe AUFWERTEN – Agroforstliche Umweltleistungen für Wertschöpfung und Energie". Die Förderung des Projektes erfolgte durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) innerhalb des Rahmenprogramms Forschung für Nachhaltige Entwicklung (FONA) Förderkennzeichen: 033L129, 2020. Online verfügbar unter https://agroforst-info.de/wp-content/uploads/2021/03/10__Naturschutzanforderungen.pdf, zuletzt geprüft am 22.06.2021.
- EU (2020): European Union. 2020 National Inventory Report (NIR). European Environment Agency, 2020. Online verfügbar unter <https://unfccc.int/documents/228021>, zuletzt geprüft am 22.05.2020.

- European Commission (2014): Sub-measure fiche (annex II to the measure fiche "forestry"). Establishment of agroforestry systems. Measure 8., Article 21(1) (b) and 23 of Regulation (EU) No 1305/2013 of the European Parliament and of the Council on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD), 2014. Online verfügbar unter https://euraf.isa.utl.pt/files/pub/docs/08_measure_fiche_art_23_agroforestry_final.pdf, zuletzt geprüft am 22.06.2021.
- European Commission (2018a): A Clean Planet for all, A European strategic long-term vision for a prosperous, modern, competitive and climate neutral economy, Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee, the Committee of the Regions and the European Investment Bank (COM(2018) 773 final), 2018.
- European Commission (2018b): Regulation (EU) 2018/841 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry in the 2030 climate and energy framework, and amending Regulation (EU) No 525/2013 and Decision No 529/2013/EU, LULUCF Regulation. European Commission, 2018.
- European Commission (2020a): Impact Assessment, Accompanying the document COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS Stepping up Europe's 2030 climate ambition Investing in a climate-neutral future for the benefit of our people (SWD(2020) 177 final). European Commission (Hg.). Brussels, Belgium, 2020. Online verfügbar unter <https://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/10102/2020/EN/SWD-2020-176-F1-EN-MAIN-PART-1.PDF>, zuletzt geprüft am 02.10.2020.
- European Commission (2020b): Stepping up Europe's 2030 climate ambition. Investing in a climate-neutral future for the benefit of our people., Impact Assessment accompanying the document Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, Commission Staff Working Document (SWD(2020) 176 final Part 1/2), 2020.
- Fern (2018): Fern's analysis of the EU's LULUCF Regulation, 2018. Online verfügbar unter https://www.fern.org/fileadmin/uploads/fern/Documents/Analysis%20of%20trilogue%20outcome%20on%20LULUCF%20Regulation_final_0.pdf, zuletzt geprüft am 28.06.2018.
- Fischer, A. (2003): Forstliche Vegetationskunde. Eine Einführung in die Geobotanik. 3. Aufl. Stuttgart: Eugen Ulmer.
- FOREST EUROPE (2020): State of Europe's Forests 2020, 2020. Online verfügbar unter https://foresteurope.org/wp-content/uploads/2016/08/SoEF_2020.pdf, zuletzt geprüft am 23.01.2021.
- Frank, S.; Havlík, P.; SOUSSANA, J.-F.; Wollenberg, E.; Obersteiner, M. (2017): The potential of soil organic carbon sequestration for climate change mitigation and food security (CCAFS Info Note), 2017.
- Friedlingstein, P.; O'Sullivan, M.; Jones, M. W.; Andrew, R. M.; Hauck, J.; Olsen, A.; Peters, G. P.; Peters, W.; Pongratz, J.; Sitch, S.; Le Quéré, C.; Canadell, J. G.; Ciais, P. et al. (2020): Global Carbon Budget 2020. In: *Earth Syst. Sci. Data* 12 (4), S. 3269–3340. DOI: 10.5194/essd-12-3269-2020.
- Gattinger, A.; Müller, A.; Haeni, M.; Skinner, C.; Fliessbach, A.; Buchmann, N.; Mäder, P.; Stolze, M.; Smith, P.; Scialabba, N. E.-H.; Niggli, U. (2012): Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. In: *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 109 (44), S. 18226–18231. DOI: 10.1073/pnas.1209429109.

- Gronwald, M.; Vos, C.; Helfrich, M.; Don, A. (2016): Stability of pyrochar and hydrochar in agricultural soil - a new field incubation method. In: *Geoderma* 284, S. 85–92. DOI: 10.1016/j.geoderma.2016.08.019.
- Harpenslager, S. F.; van den Elzen, E.; Kox, M.; Smolders, A.; Ettwig, K.; Lamers, L. (2015): Rewetting former agricultural peatlands: Topsoil removal as a prerequisite to avoid strong nutrient and greenhouse gas emissions. In: *Ecological Engineering* (84), S. 159–168.
- Haubold-Rosar, M.; Kern, J.; Reinhold, J.; Dicke, C.; Funke, A., Germer, S., Heinkele, T., Karagöz, Y., Lanza, G., Libra, J., Medick, J., Meyer-Aurich, A., Mumme, J., Neubauer, Y., Teichmann, I., Theobald, A. und Rademacher, A. (2016): Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer „veränderter“ Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden. Umweltbundesamt (Hg.), 2016.
- Hendriks, D. M. D.; van Huissteden, J.; Dolman, A. J.; and van der Molen, M. K. (2007): The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow, *Biogeosciences*. In: *Biogeosciences* (4), S. 411–424.
- Hennenberg, K.; Böttcher, H.; Wiegmann, K.; Reise, J.; Fehrenbach, H. (2019): Kohlenstoffspeicherung in Wald und Holzprodukten. In: *AFZ-DerWald* (17), S. 36–39.
- Hennig, P.; Schnell, S.; Riedel, T. (2019): Rohstoffquelle Wald - Holzvorrat auf neuem Rekord. In: *AFZ-DerWald* 74 (14), S. 24–27.
- Hosonuma, N.; Herold, M.; Sy, V. de; De Fries, Ruth S; Brockhaus, M.; Verchot, L.; Angelsen, A.; Romijn, E. (2012): An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. In: *Environ. Res. Lett.* 7 (4), S. 44009. DOI: 10.1088/1748-9326/7/4/044009.
- IPCC (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Unter Mitarbeit von Stocker, T. F.; D. Qin; G.-K. Plattner; M. Tignor; S.K. Allen et al., Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC (2014): 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds). Intergovernmental Panel on Climate Change. Switzerland, 2014.
- 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, 2019. Online verfügbar unter <https://www.ipcc.ch/srccl/>.
- Isselstein, J. (2018): Protecting biodiversity in grasslands. In: Marshall, A. und Collins, R. (Hg.): Improving grassland and pasture management in temperate agriculture. Cambridge: Burleigh Dodds Science Publishing (Burleigh Dodds Series in Agricultural Science, Number 51), S. 381–396.
- IUCN (2017): Blue Carbon (Issues Brief), 2017. Online verfügbar unter https://www.iucn.org/sites/dev/files/blue_carbon_issues_brief.pdf.
- IUCN (2021): Manual for the creation of Blue Carbon projects in Europe and the Mediterranean. Otero, M. (Hg.), 2021. Online verfügbar unter <https://www.iucn.org/news/mediterranean/202105/first-guidelines-design-and-deploy-blue-carbon-projects-europe-and-mediterranean>, zuletzt geprüft am 20.05.2021.
- Jacobs, A.; Flessa, H.; Don, A.; Heidkamp, A.; Prietz, R.; Dechow, R.; Gensior, A.; Poeplau, C.; Riggers, C.; Schneider, F.; Tiemeyer, B.; Vos, C.; Wittnebel, M. et al. (2018): Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung (Thünen Rep 64). Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hg.). Braunschweig, 2018. Online verfügbar unter <https://www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/pflanzenbau/bodenschutz/bodenzustandserhebung.html;jsessionid=40FB5C4A8D76A66BB15FB801BEED18BD.live852>, zuletzt geprüft am 13.05.2021.

- Jones, R. J. A.; Hiederer, R.; Rusco, E.; Montanarella, L. (2005): Estimating organic carbon in the soils of Europe for policy support. In: *European Journal of Soil Science* 56 (5), S. 655–671. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2005.00728.x.
- Kay, S.; Rega, C.; Moreno, G.; den Herder, M.; Palma, J. H.; Borek, R.; Crous-Duran, J.; Freese, D.; Giannitsopoulos, M.; Graves, A.; Jäger, M.; Lamersdorf, N.; Memedemin, D. et al. (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.
- Keenan, R. J.; Reams, G. A.; Achard, F.; Freitas, J. V. de; Grainger, A.; Lindquist, E. (2015): Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. In: *Forest Ecology and Management* 352, S. 9–20. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.06.014.
- Knoblauch, C.; Priyadarshani, R.; Haefele, S. M.; Nicola Schröder; Eva-Maria Pfeiffer (2021): Impact of biochar on nutrient supply, crop yield and microbial respiration on sandy soils of northern Germany. In: *European Journal of Soil Science*. DOI: 10.1111/ejss.13088.
- Köck, W.; Bovet, J.; Gawron, T.; Hofmann, E.; Möckel, S. (2007): Effektivierung des raumbezogenen Planungsrechts zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme., Berichte des Umweltbundesamtes, 01/07. Erich Schmidt Verlag (Hg.), 2007.
- Krebs, M.; Gaudig, G.; Wichmann, S.; Joosten, H. (2015): Torfmooskultivierung: Moorschutz durch Moornutzung. In: *TELMA - Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde* Beiheft 5, S. 59–70. DOI: 10.23689/figeo-2927.
- Lamerre, J.; Langhof, M.; Sevke-Masur, K.; Schwarz, K.-U.; Georg von Wühlisch, Anita Swieter, Jörg Michael Greef, Jens Dauber, Felix Hirschberg, Ineke Joormann, Naemi Krestel, Daniel Masur, Christopher Reith (2016): Nachhaltige Erzeugung von Energieholz in Agroforstsystemen, Teilprojekt 3: Standort Niedersachsen; Strukturvielfalt und Biodiversität. Schlussbericht (FKZ 22000412). Julius Kühn-Institut und Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig, 2016. Online verfügbar unter <http://www.fnr-server.de//ftp/pdf/berichte/22000412.pdf>, zuletzt geprüft am 22.06.2021.
- Lindner, M.; Verkerk, H. (2021): How has climate change affected EU forests and what might happen next? Mauser, H. (Hg.), 2021. Online verfügbar unter <https://efi.int/forestquestions/q4>, zuletzt geprüft am 10.06.2021.
- Lugato, E.; Leip, A.; Jones, A. (2018): Mitigation potential of soil carbon management overestimated by neglecting N2O emissions. *Nature Climate Change*, 8(3), 219–223. DOI: 10.1038/S41558-018-0087-Z.
- Mausolf, K.; Härdtle, W.; Jansen, K.; Benjamin M. Delory; Dietrich Hertel; Christoph Leuschner; Vicky M. Temperton; Goddert von Oheimb; Andreas Fichtner (2018): Legacy effects of land-use modulate tree growth responses to climate extremes. In: *Oecologia* 187 (3), S. 825–837. DOI: 10.1007/s00442-018-4156-9.
- Mette, T.; Dolos, K.; Meinardus, K.; Achim Bräuning; Björn Reineking; Markus Blaschke; Hans Pretzsch; Carl Beierkuhnlein; Andreas Gohlke; Camilla Wellstein (2013): Climatic turning point for beech and oak under climate change in Central Europe. In: *Ecosphere* 4 (12), S. 1–19. DOI: 10.1890/ES13-00115.1.
- Michel, B.; Plättner, O.; Gründel, F. (2011): Klima-Hotspot Moorböden (Forschungs Report, 2), 2011. Online verfügbar unter https://www.thuenen.de/media/institute/ak/Projekte/moor/Klima-Hotspot_Moorboeden.pdf, zuletzt geprüft am 04.06.2021.
- Mosquera-Losada, M. R.; Santiago-Freijanes, J. J.; Pisanelli, A.; Rois-Díaz, M.; Smith, J.; den Herder, M.; Moreno, G.; Ferreira-Domínguez, N.; Malignier, N.; Lamersdorf, N.; Balaguer, F.; Pantera, A.; Rigueiro-

- Rodríguez, A. et al. (2018): Agroforestry in the European common agricultural policy. In: *Agroforestry Systems* 92 (4), S. 1117–1127. DOI: 10.1007/s10457-018-0251-5.
- Müller, J. (2019): Die forsthydrologische Forschung im Nordostdeutschen Tiefland, Veranlassung, Methoden, Ergebnisse und Perspektiven. (Habilitationsschrift) (SchrR Umweltingenieurwesen 91). Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät Universität Rostock (Hg.). Rostock, 2019.
- Nguyen, B. T.; Lehmann, J.; Kinyangi, J.; Smernik, R.; Riha, S. J.; Engelhard, M. H. (2009): Long-term black carbon dynamics in cultivated soil. In: *Biogeochemistry* 92 (1), S. 163–176. DOI: 10.1007/s10533-008-9248-x.
- 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.
- O'Brolchain, N. (2020): CAP Policy Brief Peatlands in the new European Union Version 4.8, 2020. Online verfügbar unter <https://www.eurosite.org/wp-content/uploads/CAP-Policy-Brief-Peatlands-in-the-new-European-Union-Version-4.8.pdf>.
- Oehmichen, K.; Klatt, S.; Gerber, K.; Polley, H.; Röhling, S.; Dunger, K. (2018): Die alternativen WEHAM-Szenarien: Holzpräferenz, Naturschutzpräferenz und Trendfortschreibung. Szenarienentwicklung, Ergebnisse und Analyse (Thünen report 59). Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig, 2018. Online verfügbar unter https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-report/Thuenen-Report_59.pdf.
- 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.
- Olsson, L.; H. Barbosa, S.; Bhadwal, A.; Cowie, K.; Delusca, D.; Flores-Renteria, K. Hermans, E. Jobbagy, W. Kurz, D. Li, D.J. Sonwa, L. Stringer (2019): Land Degradation. 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*, [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)], 2019.
- Pilli, R.; Grassi, G.; Kurz, W., A.; Jose V. Moris; Raúl Abad Viñas (2016): Modelling forest carbon stock changes as affected by harvest and natural disturbances. II. EU-level analysis. In: *Carbon Balance Manage* 11 (1), S. 1–19. DOI: 10.1186/s13021-016-0059-4.
- Poeplau, C.; Don, A. (2015): Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200, S. 33–41. DOI: 10.1016/j.agee.2014.10.024.
- Poeplau, C.; Don, A.; Vesterdal, L.; Leifeld, J.; van Wesemael, B.; Schumacher, J.; Gensior, A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. In: *Global change biology* 17 (7), S. 2415–2427. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x.
- Prognos; Öko-Institut; Wuppertal-Institut (2020): Klimaneutrales Deutschland., Studie im Auftrag von Agora Energiewende, Agora Verkehrswende und Stiftung Klimaneutralität, 2020. Online verfügbar unter <https://www.agora-energiewende.de/veroeffentlichungen/klimaneutrales-deutschland>.

- Quinkenstein, A.; Kanzler, M. (2018): Wirkung von Agrargehölzen auf den Bodenstoffhaushalt. In: Veste, M. und Böhm, C. (Hg.): Agrarholz - Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft. Biologie - Ökologie - Management. Unter Mitarbeit von Wolfgang Haber. Berlin: Springer Spektrum (Lehrbuch), S. 273–313.
- Rademacher, A. (2018): Auswirkungen des Einsatzes von Biokohlesubstraten auf die Bodenfruchtbarkeit ertragsschwacher sandiger Ackerböden am Beispiel der Niederlausitz. Unter Mitarbeit von Universitätsbibliothek Der FU Berlin, 2018.
- Reise, J.; Kukulka, F.; Flade, M.; Winter, S. (2019): Characterising the richness and diversity of forest bird species using National Forest Inventory data in Germany. In: *Forest Ecology and Management* 432, S. 799–811. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.10.012.
- Reise, J.; Wenz E; Kukulka F; Linde A; Winter S (2017): Bewertung der Waldbiodiversität der WEHAM-Szenarien (13). Allgemeine Forstzeitschrift (Hg.), 2017.
- Repenning, J.; Schumacher, K.; Bergmann, T.; Blanck, R.; Böttcher, H.; Bürger, V.; Cludius, J.; Emele, L.; Jörß, W.; Hennenberg, K.; Hermann, H.; Loreck, C.; Ludig, S. et al. (2019): Folgenabschätzung zu den ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Folgewirkungen der Sektorziele für 2030 des Klimaschutzplans 2050 der Bundesregierung. Öko-Institut; Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung; Prognos AG; M-Five; Institut für Ressourceneffizienz und Energiestrategien; FiBL. Berlin, Januar 2019. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Folgenabschaetzung-Klimaschutzplan-2050-Endbericht.pdf>, zuletzt geprüft am 17.01.2019.
- Reyer, C. P. O.; Bathgate, S.; Blennow, K.; Borges, J. G.; Bugmann, H.; Delzon, S.; Faias, S. P.; Garcia-Gonzalo, J.; Gardiner, B.; Gonzalez-Olabarria, J. R.; Gracia, C.; Hernández, J. G.; Kellomäki, S. et al. (2017): Are forest disturbances amplifying or canceling out climate change-induced productivity changes in European forests? In: *Environ. Res. Lett.* 12 (3), S. 34027. DOI: 10.1088/1748-9326/aa5ef1.
- 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. et al. (2019): Contribution of the land sector to a 1.5 °C world. In: *Nature Climate Change* 9 (11), S. 817–828. DOI: 10.1038/s41558-019-0591-9.
- Rumpel, C.; Amiraslani, F.; Chenu, C.; Garcia Cardenas, M.; Kaonga, M.; Koutika, L.-S.; Ladha, J.; Madari, B.; Shirato, Y.; Smith, P.; Soudi, B.; Soussana, J.-F.; Whitehead, D. et al. (2020): The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. In: *Ambio* 49 (1), S. 350–360. DOI: 10.1007/s13280-019-01165-2.
- Rüter, S.; Stümer, W.; Dunger, K. (2017): Treibhausgasbilanzen der WEHAM-Szenarien. In: *AFZ-DerWald* (13), S. 30–31. Online verfügbar unter https://www.weham-szenarien.de/fileadmin/weham/Ergebnisse/AFZ_13_17_7_Treibhausgasbilanzen_der_WEHAM-Szenarien.pdf, zuletzt geprüft am 27.10.2017.
- Schmidt, H. P.; Abiven, S.; Glaser, B.; Kammann, C.; Bucheli, T.; Leifeld, J. (2012): Richtlinien zur Produktion von Pflanzenkohle Europäisches Pflanzenkohle Zertifikat / European Biochar Certificate. Biochar Science Network, 2012.
- 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. et al. (2017): Forest disturbances under climate change. In: *nature climate change* 7, S. 395–402. DOI: 10.1038/nclimate3303.

- Swindles, G. T.; Morris, P. J.; Donal J. Mullan; Richard J. Payne; Thomas P. Roland; Matthew J. Amesbury; Mariusz Lamentowicz; T. Edward Turner; Angela Gallego-Sala; Thomas Sim; Iestyn D. Barr; Maarten Blaauw; Antony Blundell et al. (2019): Widespread drying of European peatlands in recent centuries. In: *Nat. Geosci.* 12 (11), S. 922–928. DOI: 10.1038/s41561-019-0462-z.
- Sykes, A. J.; Macleod, M.; Eory, V.; Rees, R. M.; Payen, F.; Myrgeiotis, V.; Williams, M.; Sohi, S.; Hillier, J.; Moran, D.; Manning, D. A. C.; Goglio, P.; Seghetta, M. et al. (2020): Characterising the biophysical, economic and social impacts of soil carbon sequestration as a greenhouse gas removal technology. In: *Global change biology* 26 (3), S. 1085–1108. DOI: 10.1111/gcb.14844.
- Tanneberger, F.; Abel, S.; Couwenberg, J.; Dahms, T.; Gaudig, G.; Günther, A.; Kreyling, J.; Peters, J.; Pongratz, J.; Joosten, H. (2021): Towards net zero CO₂ in 2050: An emission reduction pathway for organic soils in Germany. In: *Mires and Peat* 27, S. 1–17. DOI: 10.19189/MaP.2020.SNPG.StA.1951.
- Teichmann, I. (2014): Technical Greenhouse-Gas Mitigation Potentials of Biochar Soil Incorporation in Germany.
- Thünen Institut (2019): Kohlenstoffinventur 2017. Thünen Institut, Institut für Waldökosysteme, 2019. Online verfügbar unter <https://bwi.info/start.aspx>.
- Thünen Institut für Agrarklimaschutz (2018): Humus in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands, Ausgewählte Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. BMEL (Hg.). Bonn, 2018. Online verfügbar unter <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Bodenzustandserhebung.html>, zuletzt geprüft am 09.06.2021.
- Tiemeyer, B.; Freibauer, A.; Borraz, E. A.; Augustin, J.; Bechtold, M.; Beetz, S.; Beyer, C.; Ebli, M.; Eickenscheidt, T.; Fiedler, S.; Förster, C.; Gensior, A.; Giebels, M. et al. (2020): A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories, Data synthesis, derivation and application. In: *Ecological Indicators* 109, S. 105838. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105838.
- Tilman, D.; Socolow R.; Foley J.A. et al. ((2009): Beneficial Biofuels—The Food, Energy, and Environment Trilemma (325. Aufl.). Science (Hg.), 2009.
- 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, 2020. Online verfügbar unter https://agroforst-info.de/wp-content/uploads/2021/02/06__CO2-Bindung.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2021.
- UBA (2019): Projektionsbericht 2019 für Deutschland gemäß Verordnung (EU) Nr. 525/2013. Umweltbundesamt, 2019. Online verfügbar unter https://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/mmr/art04-13-14_lcds_pams_projections/projections/envxnw7wq/Projektionsbericht-der-Bundesregierung-2019.pdf.
- UBA (2020): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2020. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2018, CLIMATE CHANGE 22/2020. Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau, Germany, 2020.
- UNFCCC CRF (2020): National Inventory Submissions 2020. United Nations Framework Convention on Climate Change (Hg.), 2020. Online verfügbar unter <https://unfccc.int/ghg-inventories-annex-i-parties/2020>, zuletzt geprüft am 16.06.2021.
- UNFCCC CRF (2021): National Inventory Submissions 2021, 2021. Online verfügbar unter <https://unfccc.int/ghg-inventories-annex-i-parties/2021>, zuletzt geprüft am 16.06.2021.

- Urrea, J.; Alkorta, I.; Garbisu, C. (2019): Potential Benefits and Risks for Soil Health Derived From the Use of Organic Amendments in Agriculture. In: *Agronomy* 9 (9), S. 542. DOI: 10.3390/agronomy9090542.
- van Akker, J. den; Berglund, K.; Berglund, Ö. (2016): Decline in soil organic matter in peat soils., In: Stolte Jannes, Mehreteab Tesfai, Lillian Øygarden, Sigrun Kværnø, Jacob Keizer, Frank Verheijen, Panos Panagos, Cristiano Ballabio, and Rudi Hessel (Editors). *Soil threats in Europe*. EUR 27607 EN, 2016.
- Verkerk, P. J.; Mavsar, R.; Giergiczny, M.; Lindner, M.; Edwards, D.; Schelhaas, M. J. (2014): Assessing impacts of intensified biomass production and biodiversity protection on ecosystem services provided by European forests. In: *Ecosystem Services* 9, S. 155–165. DOI: 10.1016/j.ecoser.2014.06.004.
- Veste, M.; Böhm, C. (Hg.) (2018): *Agrarholz - Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft, Biologie - Ökologie - Management*. Unter Mitarbeit von Haber, W., Springer-Verlag GmbH (Lehrbuch). Berlin: Springer Spektrum.
- Walentowski, H.; Falk, W.; Mette, T.; Jörg Kunz; Achim Bräuning; Cathrin Meinardus; Christian Zang; Laura M.E. Sutcliffe; Christoph Leuschner (2017): Assessing future suitability of tree species under climate change by multiple methods: a case study in southern Germany. In: *Annals of Forest Research* 60 (1), S. 101–126. DOI: 10.15287/afr.2016.789.
- Wang, J.; Xiong, Z.; Yakov Kuzyakov, Y. (2016): Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. In: *GCB Bioenergy* 8 (3), S. 512–523. DOI: 10.1111/gcbb.12266.
- WBGU (2020): *Landwende im Anthropozän: Von der Konkurrenz zur Integration*. Berlin, 2020. Online verfügbar unter https://www.wbgu.de/fileadmin/user_upload/wbgu/publikationen/hauptgutachten/hg2020/pdf/WBGU_HG2020_ZF.pdf, zuletzt geprüft am 02.06.2021.
- Wichtmann, W.; Schröder, C.; Joosten, H. (2016): *Paludiculture - productive use of wet peatlands, Climate protection - biodiversity - regional economic benefits*, 2016.
- Wiesmeier, M.; Burmeister, J.; Treisch, M. und Brandhuber, R. (2017): *Klimaschutz durch Humusaufbau – Umsetzungsmöglichkeiten der 4 Promille-Initiative in Bayern*, 2017. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/321141231_Klimaschutz_durch_Humusaufbau_-_Umsetzungsmoglichkeiten_der_4_Promille-Initiative_in_Bayern, zuletzt geprüft am 26.03.2021.
- Wiesmeier, M.; Mayer, S.; Burmeister, J.; Hübner, R.; Kögel-Knabner, I. (2020): Feasibility of the 4 per 1000 initiative in Bavaria, A reality check of agricultural soil management and carbon sequestration scenarios. In: *Geoderma* 369, S. 114333. DOI: 10.1016/j.geoderma.2020.114333.
- Zimmerman, A. R.; Gao, B.; Ahn, M.-Y. (2011): Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. In: *Soil Biology and Biochemistry* 43 (6), S. 1169–1179. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.02.005.

9 Abkürzungen

AFOLU	Agriculture, Forestry and Other Land Use
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
C _{org}	Bodenkohlenstoff
CRF	Common Reporting Format, einheitliche Berichtstabellen (der UN-Klimarahmenkonvention)
ELER	Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raumes
EFRE	Europäischer Fonds für regionale Entwicklung
EFm	Erntefestmeter
ESR	Effort Sharing Regulation
FRL	Forest Reference Level
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GAK	Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“
GLÖZ	Standard zum Guten Landwirtschaftlichen und Ökologischen Zustand landwirtschaftlicher Flächen
HWP	Harvested Wood Products (Holzprodukte)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change, Weltklimarat
KUP	Kurzumtriebsplantage
LULUCF	Land Use, Land Use Change and Forestry (Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft)
NDC	Nationally Determined Contribution, Nationale Klimaschutzbeiträge unter dem Übereinkommen von Paris
THG	Treibhausgase
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change, Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen

10 Anhang

Tabelle A-1: Emissionswerte für die Nettoänderung der Kohlenstoffvorräte in t CO₂/ha aus der Landnutzungskategorie „Ackerland umgewandelt zu Wald“ für Deutschland, Frankreich, Belgien, Polen und Österreich (UNFCCC CRF 2020; 2021)

Umwandlung von Ackerland in Wald	Netto Kohlenstoffvorratsänderung in lebender Biomasse pro Fläche (tCO ₂ /ha)			Netto Kohlenstoffvorratsänderung in Totholz pro Fläche (tCO ₂ /ha)			Netto Kohlenstoffvorratsänderung in der Streuschicht pro Fläche (tCO ₂ /ha)			Netto Kohlenstoffvorratsänderung in mineralischen Böden pro Fläche (tCO ₂ /ha)			Netto Kohlenstoffvorratsänderung in organischen Böden pro Fläche (tCO ₂ /ha)		
	2018 Bericht-erstattung 2020	2018 Bericht-erstattung 2020	2019 Bericht-erstattung 2021	2018 Bericht-erstattung 2020	2018 Bericht-erstattung 2020	2019 Bericht-erstattung 2021	2018 Bericht-erstattung 2020	2018 Bericht-erstattung 2020	2019 Bericht-erstattung 2021	2018 Bericht-erstattung 2020	2018 Bericht-erstattung 2020	2019 Bericht-erstattung 2021	2018 Bericht-erstattung 2020	2018 Bericht-erstattung 2020	2019 Bericht-erstattung 2021
2021: letzte Berichterstattung 16.04.21															
Deutschland	31.97	3.78	3.78	0.81	0.00	0.00	1.72	1.72	1.72	1.80	0.99	1.21	-9.42	-9.50	-9.50
Frankreich	5.39	5.39	5.32	0.33	0.33	0.33	1.58	1.58	1.58	3.81	3.81	3.89	NA	NA	NA
Belgien	3.34	6.56	6.75	0.07	0.07	0.07	0.26	0.26	0.29	7.52	7.52	7.66	NA	NA	NA
Polen	3.85	2.02	1.94	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1.06	1.36	1.36	-2.49	-2.49	-2.49
Österreich	4.44	4.44	4.40	0.07	0.07	0.07	5.06	5.06	5.10	4.40	4.40	4.40	NA	NA	NA

