

Biomasse und Klimaschutz

Im Rahmen des Vorhabens „Wissenschaftliche Analysen zu aktuellen klimapolitischen Fragen im Bereich der Energieeffizienz insbesondere in den Sektoren Industrie, GHD und Gebäude“ (67KE0064)

Berlin/Darmstadt,
18.01.2023

Autorinnen und Autoren

Dr. Klaus Hennenberg, Dr. Hannes Böttcher
Öko-Institut e.V.

Kontakt

info@oeko.de
www.oeko.de

Geschäftsstelle Freiburg

Postfach 17 71
79017 Freiburg

Hausadresse

Merzhauser Straße 173
79100 Freiburg
Telefon +49 761 45295-0

Büro Berlin

Borkumstraße 2
13189 Berlin
Telefon +49 30 405085-0

Büro Darmstadt

Rheinstraße 95
64295 Darmstadt
Telefon +49 6151 8191-0

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	4
Tabellenverzeichnis	5
1 Zielsetzung des Papiers	6
2 Welche Wechselwirkungen bestehen zwischen Land- und Forstwirtschaft in Bezug auf Biomassenutzung?	7
2.1 THG-Berichterstattung	7
2.2 Moorbodenschutz und Torfersatz	8
2.3 Waldsenke	10
2.4 Mehrjährige Anbaukulturen	13
2.5 THG-Bilanz von Biogas und Biokraftstoffen im Vergleich zu natürlichen Senken und PV-Anlagen	15
2.6 Ökologisierung der Landwirtschaft	17
2.7 Flächenkonkurrenzen	20
2.8 Zwischenfazit	22
3 Welche Auswirkungen hat die Biomassenutzung auf die Kohlenstoffspeicherung im Wald?	23
4 Welche Auswirkungen hat die Biomassenutzung auf die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten?	28
5 Welche Auswirkungen hat die Biomassenutzung auf fossile Emissionen alternativer Produkte (Substitutionseffekte)?	29
6 Welchen Produkten werden Emissionen der Biomassenutzung zugeordnet?	30
7 Weitere Aspekte	32
7.1 Was sind Verlagerungseffekte durch Biomassenutzung (Leakage)?	32
7.2 Welche Herausforderungen stellen sich durch höhere Importe von Biomasse?	32
7.3 Welche Rolle spielt Zertifizierung für eine nachhaltige Biomassenutzung?	32
7.4 Welche Kriterien für eine Priorisierung der Biomassenutzung in den Sektoren sollten gelten?	33
8 Zusammenfassung und Fazit	34
Literaturverzeichnis	36

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Emissionen im LULUCF-Sektor	8
Abbildung 2-2: Treibhausgasbilanz von Mooren in Abhängigkeit vom mittleren jährlichen Wasserstand	9
Abbildung 2-3: Vergleich der CO ₂ -Bilanz der Wälder in Deutschland nach dem THG-Inventar und Destatis	11
Abbildung 2-4: Flächenbelegung der Biokraftstoffe und der Alternative Freiflächen-Photovoltaik auf Basis der in Deutschland produzierten Biokraftstoffe	17
Abbildung 2-5: Vergleich von Umweltauswirkungen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft	19
Abbildung 3-1: Schematische Darstellung der Zusammenhänge zwischen Waldentwicklung und Holznutzung	24
Abbildung 3-2: Beispielhafte Berechnung des CO ₂ -Speichersaldos anhand des WEHAM-Basisszenarios (Szenario 1) und des WEHAM-Holzpräferenzszenarios (Szenario 2) in Deutschland für den Zeitraum 2020 bis 2050.	25
Abbildung 3-3: Entwicklung des CO ₂ -Speichersaldos über verschiedene Zeithorizonte für Studien der borealen und temperaten Zonen sowie in allen Studien	26

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Mortalitätsrate nach Baumartengruppen für Zeiträume mit unterschiedlich starken natürlichen Störungen	12
Tabelle 2-2: Flächenbelegung mit Kurzumtriebsplantagen und Energieerträge in drei Szenarienstudien für Deutschland	15
Tabelle 3-1: THG-Bilanz von Stammholz als Hackschnitzel	28

1 Zielsetzung des Papiers

Die Bundesregierung hat im Koalitionsvertrag vereinbart, eine Nationale Biomassestrategie zu entwickeln. Ein Eckpunktepapier für die Nationale Biomassestrategie (NABIS), das unter gemeinsamer Federführung des Bundesministeriums für Wirtschaft und Klimaschutz, des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft sowie des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz erstellt und am 06.10.2022 veröffentlicht wurde, soll die Grundlage für die Strategieerarbeitung bilden. Mit der Strategie sollen die Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Biomasseerzeugung und -nutzung geschaffen werden, die sich konsequent an Klima-, Umwelt- und Biodiversitäts-Zielen orientiert¹.

Die Nutzung von fester Biomasse als Energieträger spielt in Deutschland derzeit vor allem bei der Wärmegewinnung eine wichtige Rolle. So wurden im Jahr 2021 mit biogenen Festbrennstoffen 81,2 TWh in Haushalten bereitgestellt. Weitere 51,6 TWh an Wärme aus biogenen Festbrennstoffen wurden in der Industrie, dem GHD-Sektor und in Heizkraftwerken bzw. Heizwerken erzeugt. Der Summe an Wärme von 132,8 TWh stand in dem Jahr eine Stromproduktion aus festen Biobrennstoffen von 11,4 TWh gegenüber (FNR 2022). Biogas bzw. Biomethan wird vorrangig zur Stromerzeugung (31,4 TWh), mit einem Anteil an Kraft-Wärme-Kopplung bzw. direkter Wärmeerzeugung (17,3 TWh), genutzt (FNR 2022). Flüssige Biomasse wird mit 3,6 Mio. Tonnen zum Großteil als Kraftstoff im Verkehrssektor und in geringerem Maße im Strom- und Wärmebereich eingesetzt. Vor dem Hintergrund verstärkter Anstrengungen des Klimaschutzes und den Bestrebungen zu größerer Unabhängigkeit von Energieimporten stellen sich Fragen bezüglich der zukünftigen Rolle der Biomasse umso mehr.

Aufgrund dessen, dass durch Biomassewachstum der Atmosphäre CO₂ entzogen und durch die Verbrennung für die Energiegewinnung zeitnah wieder freigesetzt wird, wird Biomasse als „klimaneutraler“ Energieträger angesehen. Tatsächlich ist dies aber ein unvollständiges Bild, wenn man Biomasseproduktion und -nutzung im Gesamtsystem, vor allem von langlebigen Systemen wie Wäldern und Agroforstsystemen² betrachtet. Auch alternative Nutzungen der Biomasse und deren Wirkung auf Emissionen sind zu berücksichtigen. Biomasseproduktion und -nutzung wirken auf die Atmosphäre durch die Veränderung der Kohlenstoffspeicherung in Pools wie der lebenden Biomasse, Totholz, Boden und Holzprodukten. Hinzukommen aber auch Veränderungen fossiler Emissionen bei der Herstellung und Nutzung von alternativen Nicht-Biomasseprodukten (Substitutionseffekte).

¹ <https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Publikationen/Wirtschaft/nabis-eckpunktepapier-nationale-biomassestrategie.html>

² Ein Agroforstsystem ist eine Form des Mehrfachanbaus, bei der drei grundlegende Bedingungen erfüllt sind (Somarriba 1992):

- 1) es gibt mindestens zwei Pflanzenarten, die biologisch miteinander interagieren;
- 2) mindestens eine der Pflanzenarten ist eine mehrjährige Holzpflanze; und
- 3) mindestens eine der Pflanzenarten wird für den Anbau von Futterpflanzen, einjährigen oder mehrjährigen Pflanzen genutzt.

In Europa treten fünf verschiedene grundlegende Agroforstsysteme auf: (1) Gehölzanbau in Kombination mit Futter- und Tierproduktion („Silvopastoral“) oder (2) in Kombination mit Feldfruchtanbau („Silvoarable“), (3) Anlage von Gehölzstreifen zur Umgrenzung von Feldern und Weiden, (4) Waldgärten zum Anbau verschiedener Nutzpflanzen in bewaldeten Flächen sowie (5) Hausgärten, in denen Gehölze mit Gemüseanbau kombiniert werden (Mosquera-Losada et al. 2018). Kurzumtriebsplantagen (KUP, schnellwüchsige Baumarten in hohen Dichten) sind dann Teil eines Agroforstsystems, wenn sie auf der landwirtschaftlichen Fläche mit weiterer Nutzung (Feldfruchtanbau, Weide) integriert werden (z. B. als „Alley-Cropping-System“, Seserman et al. 2019).

Biomasseproduktion ist zudem an die Verfügbarkeit von Flächen gebunden. Das gilt vor allem für Anbaubiomasse in land- und forstwirtschaftlicher Produktion. Praktizierte Anbauverfahren haben entsprechende Auswirkungen auf die oben genannten Kohlenstoffpools. So bleibt eine Ackerfläche durch die Bewirtschaftung eine Ackerfläche und entwickelt sich nicht über Sukzession zu einer Gehölzfläche und weiter zu Wald. Durch die Ackernutzung wird folglich eine potenzielle CO₂-Festlegung unterbunden. Ähnliche Zusammenhänge bestehen bei anderen Landnutzungen (z. B. Waldbewirtschaftung). Aber auch für Rest- und Abfallstoffe müssen Nutzungskonkurrenzen und deren Wirkung auf THG-Emissionen berücksichtigt werden, um Bioenergieoptionen ganzheitlich zu bewerten.

Dieses Papier diskutiert Herausforderungen der Biomassenutzung und deren Wirkung für den Klimaschutz anhand von mehreren Fragen. Ein Fokus liegt dabei auf der Wechselwirkung zwischen der Biomassenutzung und der Land- und Forstwirtschaft (Kapitel 2). Weitere vertiefende Fragen werden in Kapitel 3 bis 7 behandelt. Die Gesamtwirkung der Biomassenutzung hängt häufig von Rahmenbedingungen und Vergleichsannahmen ab und muss deshalb differenziert betrachtet werden. In diesem Sinne soll dieses Papier keine einfachen Antworten liefern, sondern vielmehr klare Argumente für eine Diskussion bereitstellen und damit die Entwicklung einer Nationalen Biomassestrategie unterstützen, die sich konsequent an Klima-, Umwelt- und Biodiversitäts-Zielen orientiert.

2 Welche Wechselwirkungen bestehen zwischen Land- und Forstwirtschaft in Bezug auf Biomassenutzung?

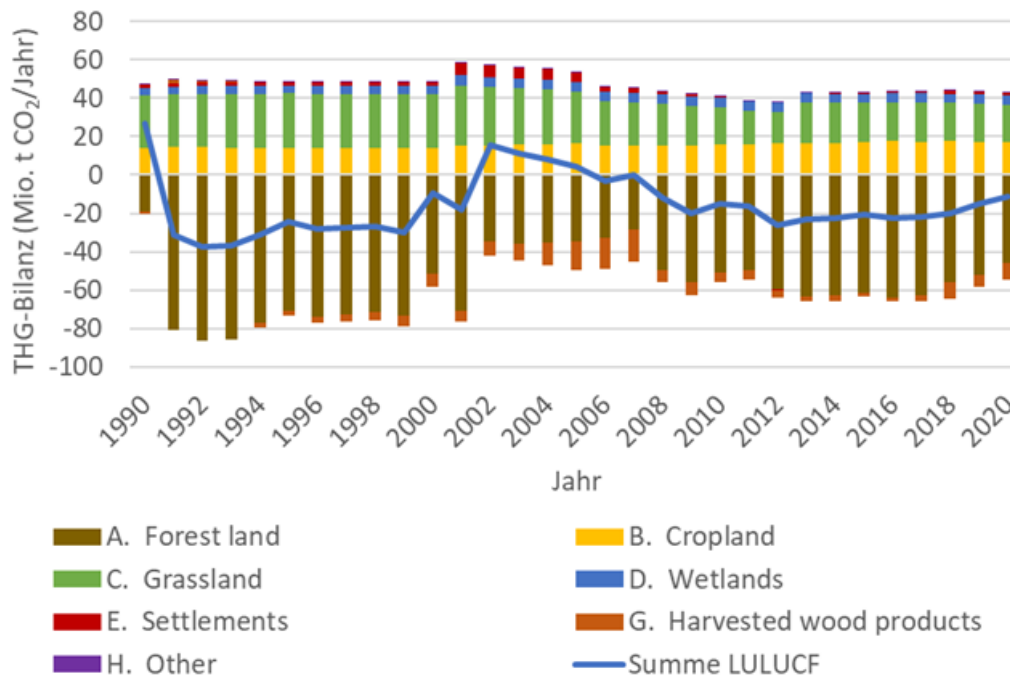
2.1 THG-Berichterstattung

Biomasseproduktion findet auf land- und forstwirtschaftlichen Flächen statt.³ Diese werden im Rahmen der THG-Berichterstattung jährlich erfasst, und Emissionen sowie Festlegungen von Kohlenstoff werden an die EU und die UNFCCC berichtet.

In der THG-Berichterstattung werden folgende Flächenkategorien, die sogenannten Quellgruppen, unterschieden: Wald, Ackerland, Grünland (unterteilt in Wiesen/Weiden und Gehölze (Brachen, Hecken)), Feuchtgebiete (Gewässer, terrestrische Feuchtgebiete und Torfabbauf Flächen), Siedlungen und sonstige Flächen. Hinzu kommt noch die Emissionsbilanz der Holzprodukte, die keinen Flächenbezug haben (Abbildung 2-1). Die genannten Flächen werden zudem nach mineralischen und organischen Böden unterschieden. Organische Böden sind Moorböden, Moorfolgeböden und Anmoore (Tegetmeyer et al. 2021). Sie zeichnen sich durch einen sehr hohen Bodenkohlenstoffgehalt aus, der bei einer trockenen Bewirtschaftung abgebaut wird, wodurch große Mengen an CO₂ emittiert werden. So sind in Deutschland landwirtschaftlich genutzte Flächen (331.200 ha Acker- und 973.700 ha Grünland) auf organischen Böden mit 36,4 Mio. t CO₂ pro Jahr die größte Quelle an CO₂ im LULUCF-Sektor (Abbildung 2-1).

³ Fischereiwirtschaft und Aquakultur werden in diesem Papier ausgeklammert.

Abbildung 2-1: Emissionen im LULUCF-Sektor



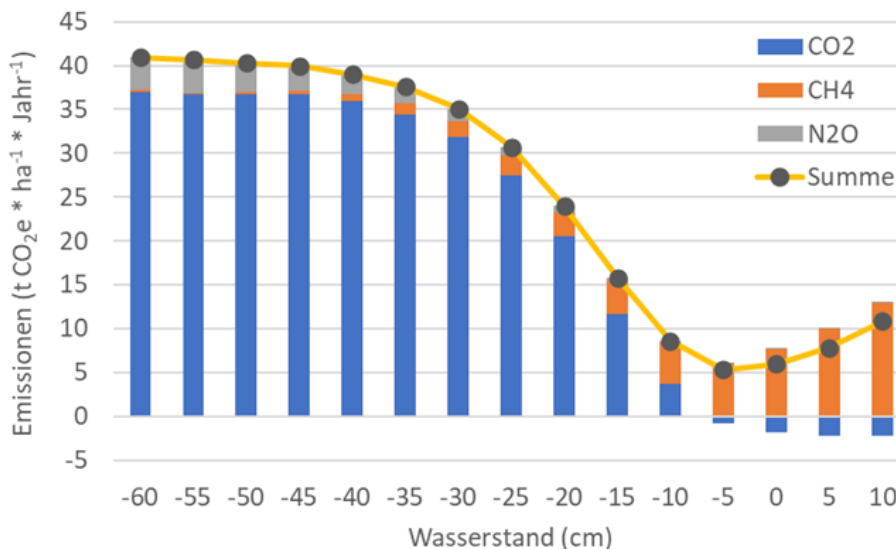
Quelle: UBA (2022). CRF-Tabellen unter: <https://unfccc.int/ghg-inventories-annex-i-parties/2022> (Zeitreihe im Blatt „Table10s1“)

2.2 Moorbodenschutz und Torfersatz

Im Jahr 2020 wurden z. B. im Mittel für Deutschland auf Ackerflächen auf organischen Böden 34,9 t CO₂e je ha und Jahr und auf Grünlandflächen auf organischen Böden 28,6 t CO₂e je ha und Jahr freigesetzt (UBA 2022). Wird der Wasserstand auf den Flächen angehoben, kann der Oxidationsprozess gestoppt werden und CO₂-Emissionen sinken entsprechend (Abbildung 2-2). Mit der Anhebung des Wasserstands steigen aber im Gegenzug die Methan-Emissionen.⁴ Das Optimum der Vernässung liegt bei Wasserständen von -10 cm bis 0 cm. Je nach Ausgangssituation einer Fläche und dem Grad der Vernässung können entsprechend THG-Minderungen von bis zu 30 t CO₂e je ha und Jahr erreicht werden (siehe Abbildung 2-1).

⁴ Auch in natürlichen/naturnahen, nicht bewirtschafteten Mooren können deutliche Methanemissionen auftreten (siehe z. B. Reichelt und Lechtape 2019).

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



Quelle: Eigene Darstellung angelehnt an Tiemeyer et al. (2020).

Die vermiedenen Emissionen, die mit einer Wiedervernässung von organischen Böden möglich sind, liegen deutlich höher als die THG-Minderungen, die z. B. mit Biogas- oder Biokraftstoffsubstraten erreicht werden können (siehe Details in Kapitel 2.5). Die vernässte Fläche kann zudem als Paludikultur bewirtschaftet werden, also in Form eines nassen Anbaus von Pflanzenarten wie Rohrkolben, Schilf, Seggen oder Torfmoosen. Diese Produkte können stofflich oder energetisch genutzt werden (siehe Übersichtsseite der FNR⁵ sowie Närmann et al. 2021). Besonders vielversprechend ist der Anbau von Torfmoosen, denn sie eignen sich sehr gut um Torfersatzstoffe herzustellen.

Neben der trockenen Nutzung organischer Böden (s. o.) sind der Torfabbau und die Nutzung von Torf, vor allem im privaten und gewerblichen Gartenbau, eine starke Quelle von Treibhausgasen. In Deutschland wurden im Jahr 2020 auf einer Fläche von 17.700 ha (UBA 2022) ca. 4 Mio. m³ Torf abgebaut⁶. Durch die anschließende Nutzung und Oxidation wurden 3,1 Mio. t CO₂ freigesetzt (UBA 2022). Hinzu kommt, dass ca. 5 Mio. t an Torf aus dem Ausland importiert werden.⁶ Die zugehörigen Emissionen werden zwar von der Torf-Nachfrage in Deutschland verursacht, sind aber in den Herkunftsländern zu berichten.^{7,8} Im Jahr 2021 wurden in Deutschland gut 12 Mio. m³ Substrate produziert, wovon 6,4 Mio. m³ im Inland verbraucht wurden (2,0 Mio. m³ Profisubstrate, 4,4 Mio. m³ Blumenerden). In Kultursubstraten wird Torf zu einem Anteil von ca. 78 % und in Hobbyerden von ca. 48 % eingesetzt. Die übrige Menge von knapp 6 Mio. m³ floss in den Export.⁹

⁵ <https://pflanzen.fnr.de/paludikultur>

⁶ <https://www.erden-substrate.info/substratausgangsstoffe/selbstverpflichtung-torfminderung>; siehe auch Destatis (Vierteljährliche Produktionserhebung i.Verarb.Gew.; Code 42131-0003).

⁷ Torf wird je nach Alter und Zersetzungsgrad der Pflanzenteile in Weißtorf, Brauntorf und Schwarztorf unterschieden (<https://www.chemie.de/lexikon/Torf.html>).

⁸ Aus Torf, der in Deutschland entnommen wird, werden keine Brennstoffe erzeugt (Destatis: GP19-192013000 Torfbriketts u. ä. aus Torf gewonn. feste Brennsto.).

⁹ Kultursubstrate: 43 % Weißtorf, 35 % Schwarztorf; Hobbyerden: 20 % Weißtorf, 28 % Schwarztorf (<https://www.erden-substrate.info/substratausgangsstoffe/substratausgangsstoffe> sowie BMEL 2022).

Die Hersteller von Kultursubstraten in Deutschland stehen vor der Herausforderung, den Einsatz von inländischem und importiertem Torf kontinuierlich bis auf null zu reduzieren. Heute schon werden Torfersatzstoffe wie Grüngutkompost, Holzfasern oder Rindenumus eingesetzt. Ein vielversprechendes Substrat sind angebaute Torfmoose (s. o.). Bei einer Torfmoosproduktion von 3 Tonnen Trockenmasse pro Hektar und Jahr ist für den vollständigen Ersatz der jährlichen Nachfrage von 3 Mio. m³ Weißtorf in Deutschland eine Netto-Anbaufläche von 35.000 Hektar erforderlich.¹⁰ Dies entspricht gut 10 % der heutigen Ackerfläche auf organischen Böden (Kapitel 2.1). Dies zeigt, dass deutliche Synergien zwischen der Vernässung von organischen Böden und der Produktion von Torfersatzstoffen bestehen. In Zukunft hätte Deutschland sogar das Potenzial, Torfersatzstoffe zu exportieren, anstatt Torf zu importieren.

Als eine weitere Flächennutzung und Einkommensquelle könnten auf organischen Böden vor der Wiedervernässung Photovoltaikanlagen (PV-Anlagen) aufgestellt und so ein effektiver, sektorübergreifender Klimaschutz erreicht werden (Moor-PV, siehe BMWK et al. 2022). Auch eine Kombination von PV-Anlagen mit einer Paludikulturnutzung wie z. B. von Torfmoosen kann ökonomisch interessant sein (Paludi-PV). Bei der Installation von PV-Anlagen sind aber Anforderungen an den Moorbodenschutz zu berücksichtigen (Greifswald Moor Centrum 2022) und bei Paludi-PV zudem die Anbauanforderungen der Paludikultur. PV-Anlagen in Kombination mit einer Wiedervernässung sind in Deutschland noch Gegenstand der Forschung. Entsprechend sollte die Einrichtung von Flächen je nach Standortbedingungen geprüft und mit einem Monitoring (Emissionsreduktion, Hydrologie, Biodiversität) begleitet werden.

2.3 Waldsenke

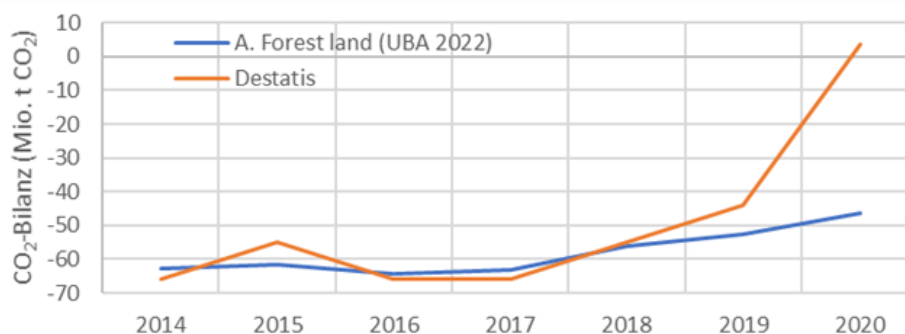
Die Waldfläche in Deutschland stellt gegenüber anderen Quellgruppen eine deutliche Senke dar (Abbildung 2-1). Im Mittel der letzten 20 Jahre lag die Senkenleistung der Waldfläche bei -50,3 Mio. t CO₂. Allerdings treten deutliche Schwankungen aufgrund von natürlichen Störungen und Änderungen der Holzerntemengen auf. So war in den Jahren 2002-2007 aufgrund von natürlichen Störungen (2002 Orkan Jeanett, 2003 Dürre, 2007 Orkan Kyrill) die mittlere Senkenleistung mit -33,6 Mio. t CO₂ je Jahr deutlich verringert. In den Jahren 2008-2017 mit nur geringen natürlichen Störungen lag die Senkenleistung hingegen im Mittel mit jährlich -57,9 Mio. t CO₂ deutlich höher. Vorläufige Werte für die Extremjahre 2018-2020 (sehr starke Trockenheit und Käferkalamitäten) liegen im Mittel bei -51,3 t CO₂ je Jahr. Es ist aber zu erwarten, dass mit der Auswertung der 4. Bundeswaldinventur (BWI-4), die im Jahr 2022 abgeschlossen wird, diese Werte hin zu einer geringeren Senkenleistung korrigiert werden (siehe auch Box 1).

¹⁰https://www.greifswaldmoor.de/files/dokumente/Infopapiere_Briefings/202101_Faktenpapier_Torfmoosanbau.pdf

Box 1: Methodischer Exkurs zur THG-Bilanzierung auf der Waldfläche

Im THG-Inventar für Deutschland wird die Senkenleistung der Wälder berichtet (UBA 2022). Die verwendeten Daten beruhen auf fünfjährigen Erhebungen der Waldinventuren (Bundeswaldinventur und Zwischeninventur) sowie auf den Bodenzustandserhebungen (BZE I: 1990; BZE II: 2006; BZE III: 2024). Die Jahre zwischen den Erhebungszeitpunkten werden interpoliert. Die letzte Zwischeninventur erfolgte im Jahr 2017 und die Ergebnisse der vierten Waldinventur (2022) stehen noch aus. Im aktuellen THG-Inventar wird für die Jahre 2018-2020 die Senkenleistung der lebenden Bäume aus der Periode 2002-2017 fortgeschrieben und mit der berichteten Holzernte nach der Holzeinschlags-Faktor-Methode (Röhling et al. 2016) angepasst. Für die Senkenleistung im Boden wird der Trend zwischen der BZE I und BZE II ohne weitere Anpassungen fortgeschrieben. In Summe nimmt so die Senkenleistung der Waldfläche im THG-Inventar in den Jahren 2019 und 2020 ab, da die Holzernte durch Schadereignisse (Trockenheit, Käferkalamitäten) anstieg. Für das Jahr 2020 wird eine Senkenleistung von -46,3 Mio. t CO₂ berichtet (Abbildung 2-3).

Abbildung 2-3: Vergleich der CO₂-Bilanz der Wälder in Deutschland nach dem THG-Inventar und Destatis



Quelle: Eigene Darstellung nach CRF-Tabellen zu UBA (2022) und Destatis¹¹. Umrechnungsfaktor von C zu CO₂ ist: 44/12

Destatis¹¹ veröffentlicht ebenfalls eine Entwicklung der THG-Emissionen der Waldfläche. Die verwendete Methode basiert auf Rosenkranz et al. (2018). Hier wird auch die Senkenleistung der lebenden Bäume, ausgehend von der dritten Bundeswaldinventur (2012), fortgeschrieben und mit der Holzentnahme in Relation gesetzt. Zudem werden Veränderungen der Senkenleistung im Waldboden angenommen. In Summe nimmt nach dieser Methode die Senkenleistung der Waldfläche im Jahr 2020 so stark ab, dass der Wald zu einer Quelle von 3,6 Mio. t CO₂ wird (Abbildung 2-3).

Der Unterschied der Berechnungsansätze für die Kohlenstoffbilanz der Wälder in Deutschland beträgt im Jahr 2020 über 45 Mio. t CO₂, obwohl beide Berechnungen vom Thünen-Institut durchgeführt werden. An dieser Stelle besteht der dringende Bedarf, die methodischen Ansätze zu harmonisieren.

In Deutschland war der Wald bisher eine Senke, da im Mittel über die Waldfläche der Zuwachs an Holz höher war als die Menge an eingeschlagenem Holz (Ernte und Durchforstung) und der natürlich abgestorbenen Bäume. So stiegen die Holzvorräte und damit die CO₂-Fixierung an. Holzvorräte in bewirtschafteten Wäldern sind meist deutlich niedriger als z. B. in eher extensiv genutzten Wäldern

¹¹ Kohlenstoffbilanz des Waldökosystems ([https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Umwelt/UGR/landwirtschaft-wald/Tabellen/kohlenstoff-waldoekosystem.html](https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/UGR/landwirtschaft-wald/Tabellen/kohlenstoff-waldoekosystem.html))

oder Natur- und Urwäldern. So gesehen befinden sich Wälder in Deutschland immer noch in einer Regenerationsphase. Laut Kohlenstoffinventur¹² lagen im Jahr 2017 die Holzvorräte im bundesweiten Durchschnitt bei 358 m³/ha. Bei Laubbäumen lag der Wert im Mittel bei 295 m³/ha und bei Nadelbäumen bei 390 m³/ha.¹³ In Natur- und Urwäldern in Mitteleuropa sind Vorräte von 500 m³/ha und mehr gemessen (Zitate in Luick et al. 2021, Welle et al. 2018) bzw. aus naturnahen Waldbeständen abgeleitet worden (Welle et al. 2020). Die aktuellen Vorräte im Wald befinden sich auf einem relativ niedrigen Niveau, so dass bei einer extensiveren Bewirtschaftung die Vorräte ansteigen könnten (siehe auch Kapitel 3). Dies geschieht bis zur Sättigung des Vorrats, wenn Erntemengen bzw. Absterberate wieder das Niveau des Zuwachses erreicht haben.

Die starken natürlichen Störungen in den Jahren 2018 bis 2020 haben zu einem deutlichen Anstieg der Absterberate geführt (Tabelle 2-1). Gegenüber dem Zeitraum 2008-2017 mit geringen natürlichen Störungen trat besonders für die Baumart Fichte mit einer Verachtfachung eine sehr hohe Zunahme der Mortalität auf. Bei Kiefern und anderen Nadelbäumen lag der Anstieg bei mehr als einer Verdreifachung und bei Buche und anderen Laubbäumen bei einer Verdoppelung. Eichen hingegen zeigten lediglich einen Anstieg der Mortalität um 10 % (Tabelle 2-1).

Tabelle 2-1: Mortalitätsrate nach Baumartengruppen für Zeiträume mit unterschiedlich starken natürlichen Störungen

Baumartengruppe	MW 2002-2007	MW 2008-2017	MW 2018-2021	Erhöhung von 2008-2017 zu 2018-2021 (Faktor)
Fichte	2,20 %	0,93 %	7,85 %	8,4
Kiefer	0,61 %	0,42 %	1,36 %	3,2
Andere Nadelbäume	0,51 %	0,56 %	1,87 %	3,3
Buche	0,27 %	0,27 %	0,54 %	2,0
Eiche	0,41 %	0,49 %	0,59 %	1,2
Andere Laubbäume	0,67 %	0,84 %	1,97 %	2,3

Quelle: Waldzustandserhebung (<https://blumwald.thuenen.de/wze/aktuelle-ergebnisse-der-wze>). MW = Mittelwert.

Die erhöhte Mortalität spiegelt sich auch darin wider, dass in Deutschland von Januar 2018 bis einschließlich April 2021 auf rund 501.000 ha Fläche Baumverluste verzeichnet wurden (knapp 5 % der Waldfläche in Deutschland).¹⁴ Bolte et al (2021) gehen von 285.000 ha wiederzubewaldender Fläche aus, auf denen ganze Bestände abgestorben sind. Die Verluste traten vor allem in fehlbestockten, nicht klimaresilienten Beständen auf, dazu zählen vor allem Fichtenbestände in tieferen Lagen in der Mitte Deutschlands – von der Eifel über Sauerland, Harz und Thüringer Wald bis in die Sächsische Schweiz. So verlor z. B. Nordrhein-Westfalen mehr als ein Viertel seiner Fichtenwälder.

Eine wichtige Klimaanpassung ist daher der kontrollierte Waldumbau von fehlbestockten Nadelbaumbeständen hin zu klimaresilienten (Laub-)Mischwäldern (Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim BMEL 2021; Bolte et al. 2021). Hier sollten die Vorteile der natürlichen Verjüngung bzw. natürlichen Sukzession genutzt werden. Hierzu kann es sinnvoll sein, die Schalenwildbestände

¹² <https://bwi.info/>

¹³ Buchen: 326 m³/ha, Eichen: 357 m³/ha, andere Laubbäume hoher Lebensdauer: 250 m³/ha, andere Laubbäume niedriger Lebensdauer: 203 m³/ha, Fichten: 440 m³/ha, Tannen: 493 m³/ha, Douglasie: 365 m³/ha, Kiefern: 333 m³/ha, Lärchen: 342 m³/ha (<https://bwi.info/>).

¹⁴ https://www.dlr.de/content/de/artikel/news/2022/01/20220221_sorge-um-den-deutschen-wald.html

abzusenken, um den Fraßdruck zu verringern. Aber auch das Einbringen von Arten mit hoher Trockentoleranz kann sinnvoll sein, um die Artenzahl in Mischwäldern zu erhöhen und so Risiken zu streuen. Bei fremdländischen Arten ist aber auch eine naturschutzfachliche Bewertung nötig.

Mit dem Waldumbau kann z. T. eine verkürzte Umtriebszeit einhergehen, wenn z. B. Fichten schneller endgenutzt werden, um Absterberisiken entgegenzutreten. Mit dieser Nutzungsintensivierung nimmt der Vorrat auf der Fläche ab, was sich in der LULUCF-Bilanz als Quelle darstellt. Dennoch ist der Waldumbau auch aus Klimaschutzsicht sinnvoll, da er die Voraussetzung für zukünftige Klimaschutzleistung durch die erneuerten klimaresilienten Bestände schafft.

2.4 Mehrjährige Anbaukulturen

Besonders die Übergänge zwischen Landnutzungsformen, wie z. B. die Umwandlung von Wald und Grünland hin zu Ackerland oder Siedlungen führen zu deutlichen Emissionen, bzw. haben Potenzial für Kohlenstoffbindung. Aber auch innerhalb von Quellgruppen können erhebliche Unterschiede zwischen Bewirtschaftungsformen auftreten. Bei Ackerflächen ist es relevant, welche Kultur angebaut wird. So führen mehrjährige Ackerkulturen wie Miscanthus, Durchwachsene Silphie, Hopfen, Wein oder Gehölzarten gegenüber einjährigen Kulturen zu einer Kohlenstoffmehrung auf der Anbaufläche, da vermehrt Kohlenstoff im Boden eingelagert wird und der Kohlenstoff der lebenden Biomasse steigt (vgl. UBA 2022). Bei einem Wechsel von der mehrjährigen Kultur hin zu einjährigen Kulturen wird der angereicherte Kohlenstoff aber auch zeitnah wieder freigesetzt. Aus diesem Grund sind vor allem dauerhafte Gehölzstrukturen geeignete Optionen, um den Kohlenstoffgehalt in der Agrarlandschaft zu erhöhen. Hier sind Agroforstsysteme, Heckenstrukturen und Kurzumtriebsplantagen zu nennen. Die Übergänge zwischen diesen Systemen können fließend sein, wenn z. B. Gehölzarten kleinräumig oder streifenförmig in die Ackerflächen eingebracht werden.²

Eine kritische Auseinandersetzung fand in den letzten 20 Jahren zur Anlage von Kurzumtriebsplantagen (KUP) statt, da mit diesem Plantagensystem eine Monokultur, häufig nur ein Klon einer Pappel- oder Weidenart, auf größerer Fläche angebaut wird. In Hennemann-Kreikenbohm et al. (2015) wurden die Vor- und Nachteile der KUP gegenüber dem annualen Referenzsystem Mais bewertet. Diese übergreifende Bewertung ist aber im Einzelfall mit den lokalen Gegebenheiten abzugleichen.

- Als Vorteil der KUP ist zu sehen, dass die Humusbilanz deutlich besser ausfällt, keine bzw. deutlich geringere Mengen an Düngemittel eingesetzt werden, die Bodenbearbeitung deutlich geringer und damit der Bodenschutz deutlich besser ist, die Hochwasserrückhaltefunktion verbessert sein kann, der Maschineneinsatz geringer ist und der Pflanzenschutz etwas niedriger ausfallen kann.
- Als Nachteil der KUP wurde festgestellt, dass der Wasserverbrauch durch Transpiration deutlich höher ist, der Wasserabfluss reduziert sein kann (Abflussbarriere bei Hochwasser) und die Bestände höher werden (Frischluftbahn unterbrochen, Landschaftsbild).
- Im Hinblick auf die biologische Vielfalt hängt der Effekt der KUP sehr stark von der Art der Ausgestaltung der Plantage ab. Wenn sensible Gebietskulissen (Schutzgebiete, Grünland etc.) und Risiken z. B. durch invasive Arten (z. B. keine Robinie in Nachbarschaft zu Trockenrasen) berücksichtigt und gleichzeitig biodiversitätsfördernde Maßnahmen angewandt werden, sind positive Effekte durch KUP für die biologische Vielfalt zu erwarten. Zu den

biodiversitätsfördernden Maßnahmen zählen Randstrukturen mit heimischen Gehölzen, Säume (z. B. Blühstreifen), Vermeiden von großen KUP-Flächen, Anlage von KUP-Streifen und abschnittsweise Erntemuster.

Im Vergleich von KUP zu der annualen Kultur Mais überwiegen die genannten positiven Aspekte von KUP deutlich, insbesondere wenn eine KUP in einer ausgeräumten Agrarlandschaft angelegt und dabei biodiversitätsfördernde Maßnahmen angewandt werden (vgl. Hennemann-Kreikenbohm et al. 2015). Es ist aber zu hinterfragen, ob Mais das geeignete Referenzsystem ist.

Auch Arbeiten zu anderen Dauerkulturen kommen zu vergleichbaren Ergebnissen. So stellen z. B. Fritz und Formowitz (2009) für den Anbau von *Miscanthus* ökologische Vorteile wie geringere Ansprüche an Düngung und Pflanzenschutz, positive Auswirkungen auf die Fauna, Reduzierung von Wind- und Wassererosion sowie von Nitrateinträgen ins Grundwasser heraus. Für Durchwachsende Silphie zeigen Dauber et al. (2016), dass der Anbau die Bestäubergemeinschaften in der Agrarlandschaft und die Regenwurmfauna positiv beeinflussen kann, aber nach Artengruppen differenziert werden muss und die Einbettung in größere Landnutzungskonzepte von Bedeutung ist. Zudem kann eine starke Kohlenstoffsequestrierung erwartet werden. Der hohe Wasserbedarf der Durchwachsenden Silphie kann den Wasserhaushalt stark beanspruchen (Dauber et al. 2016). In einer Vergleichsstudie zum Anbau von Durchwachsender Silphie, Sida, Riesenweizengras, Switchgras und *Miscanthus* konnten Förster et al. (2021) positive Wirkungen auf den Boden und die Biodiversität feststellen. Die Autor*innen folgern, dass „Dauerkulturen ein gutes agrarökologisches Potenzial bieten. Mit ihnen kann die biologische Funktionalität des Bodens verbessert und vor allem in strukturarmen, ackerdominierten Agrarlandschaften die Nischenvielfalt, die Grenzliniendichte sowie das räumliche und zeitliche Nutzungsmosaik erhöht und dadurch ein Beitrag zur Verbesserung der Biodiversität geleistet werden“ (Förster et al. 2021, S. 222).

Neben den ökologischen Vorteilen ist aber auch zu berücksichtigen, dass der Biomasseertrag und die Wirtschaftlichkeit mehrjähriger Kulturen oft nicht an gängige Energiepflanzen heranreichen (Förster et al. 2021). Dies bestätigen auch Untersuchungen in Hartmann et al. (2018). So war der Trockenmasse- und Methanertrag krautiger Dauerkulturen geringer als bei Silomais.

In Studien, die für Deutschland einen möglichen Pfad hin zur Treibhausgasneutralität im Jahr 2045 modellieren (KNDE 2045 (Prognos et al. 2021), dena-Leitstudie (dena 2021), KIS-2030 (Öko-Institut et al. in press.)), spielen KUP eine bedeutende Rolle, um CO₂ in der Fläche zu binden. Gleichzeitig wird Holz als ein homogener und einfach zu transportierender Rohstoff produziert, der in zentralen Anlagen eingesetzt und bei dem das anfallende CO₂ einfacher als bei dezentralen Anlagen in technische CO₂-Speicher überführt werden kann.¹⁵ Die Anbauflächen an KUP im Jahr 2030 liegen in den genannten Studien bei 0,4 bis 0,9 Mio. ha und im Jahr 2045 bei 0,75 bis 2,2 Mio. ha (Tabelle 2-2).

¹⁵ Neben dem BECCS-Pfad (Bioenergy with carbon capture and storage) bestehen alternative Pfade wie BECCU (Bioenergy with carbon capture and utilisation) oder PtX (strombasierte Stoffe aus CO₂). In einer Nationalen Biomassestrategie sollte auf die möglichen Optionen hingewiesen werden, eine Bewertung bzw. eine Strategieentwicklung hierzu sollte aber auf Basis sektorübergreifender Analysen erfolgen.

Tabelle 2-2: Flächenbelegung mit Kurzumtriebsplantagen und Energieerträge in drei Szenarienstudien für Deutschland

Studie	2030		2045	
	Fläche (Mio. ha)	Energie (TWh)	Fläche (Mio. ha)	Energie (TWh)
KNDE-2045	0,90	46,0	2,18	111,0
dena-Leitstudie	0,49	25,0	1,26	64,3
KIS-2030	0,40	20,4	0,75	38,3

Quelle: Eigene Zusammenstellung. KNDE 2045 (Prognos et al. 2021), dena-Leitstudie (dena 2021) und KIS-2030 (Öko-Institut et al. in press.).

Der Flächenbedarf an KUP in den Studien kann idealisiert als Summe der Flächen für KUP, Hecken und Gehölzanateil in Agroforstsystemen interpretiert werden. Auch andere Dauerkulturen, die einfach über längere Strecken transportiert werden können, können hier mitgedacht werden.

In Deutschland sind Ackerflächen nur begrenzt verfügbar. Es können netto keine neuen Ackerflächen angelegt werden, der weiterhin bestehende Flächenverbrauch für Siedlungsfläche reduziert die Ackerfläche, und Anforderungen an den Moorbodenschutz führen zur Wiedervernässung von Ackerflächen. Dies führt zu einer veränderten zukünftigen landwirtschaftlichen Flächenkulisse. Ob und wie viel Gehölzstrukturen bzw. andere mehrjährige Anbaukulturen in Deutschland möglich, sinnvoll oder nötig sind, sollte im Wechselspiel mit der landwirtschaftlichen Flächenbelegung für Nahrung und Futter (inländischer Bedarf und Exporte), dem Bedarf an nachwachsenden Rohstoffen (Menge und Substrateigenschaften) und dem Bedarf an Senkenleistung (Ziele im LULUCF-Sektor) sowie anderen positiven Umweltwirkungen (vgl. Kapitel 2.6) betrachtet werden. Aktuell werden in Deutschland auf 2,3 Mio. ha Bioenergiesubstrate angebaut (FNR 2022). Ob eine Umnutzung dieser Flächen hin zu Gehölzstrukturen und anderen mehrjährigen Anbaukulturen in dem Umfang, wie sie in den Zielszenarien in Tabelle 2-2 angenommen sind, leistbar und im Rahmen einer Nationalen Biomassestrategie anzustreben ist, sollte überprüft werden.

2.5 THG-Bilanz von Biogas und Biokraftstoffen im Vergleich zu natürlichen Senken und PV-Anlagen

In den Jahren 2019 bis 2021 wurden gut 2,3 Mio. ha an landwirtschaftlicher Fläche für den Anbau von Bioenergiesubstraten genutzt (FNR 2022). Dabei entfielen ca. 1,6 Mio. ha auf Pflanzen für Biogas und gut 0,7 Mio. ha auf Pflanzen für Biokraftstoffe. Auf lediglich 11.000 ha wurden Pflanzen für Festbrennstoffe (Agrarholz, Miscanthus etc.) angebaut.

Mit der Produktion und Nutzung von Biogas können 8,0 t CO₂e je ha und Jahr gegenüber fossilen Energieträgern gemindert werden.¹⁶ Bei Biokraftstoffen liegt die THG-Minderung gegenüber fossilen Kraftstoffen bei 7,5 t CO₂e (Fehrenbach und Bürck 2022)¹⁷.

¹⁶ Berechnung nach https://biograce.net/biograce2/img/files/BioGrace-II_GHG_calculation_tool_Version_4_Draft.zip; in dieser Bilanzierung wird eine ausgeglichene Bodenkohlenstoffbilanz angenommen. Nicht berücksichtigt ist, dass z. B. der Anbau von Mais negativ auf die Humusbilanz wirkt und dies durch den Anbau von Humusmehrer (z. B. Klee gras, Getreide ohne Strohentnahme) ausgeglichen werden muss (vgl. Ebertseder et al. 2014).

¹⁷ THG-Minderung von 9,2 Mio. t CO₂e bei einer Anbaufläche von 1,23 Mio. ha.

Diesen Minderungsoptionen durch Bioenergie aus Anbaubiomasse stehen THG-Minderungen durch natürliche Senken und die Nutzung von Solarenergie gegenüber:

- Mit der Wiedervernässung von organischen Böden können bis zu 30 t CO₂ je ha und Jahr gemindert werden (vgl. Kapitel 2.2).
- Bei der Anlage von KUP, Hecken oder Agroforst auf mineralischen Böden kann in den ersten 20 Jahren mit einer CO₂-Einbindung von 15,4 t CO₂ je ha und Jahr gerechnet werden (Drexler et al. 2021). Bei der Umwandlung von annuellem Ackerland zu Gehölzen werden mit 12,4 t CO₂ je ha und Jahr ähnliche Werte erreicht (UBA 2022). Bei der Nutzung des Aufwuchses können zudem fossile Energieträger substituiert werden. Je nach Nutzungsintensität verändert sich aber auch die CO₂-Festlegung. Hier ist eine Bilanzierung für den Einzelfall nötig. Bei kurzen Betrachtungszeiträumen ist zudem zu berücksichtigen, dass in den ersten Jahren nach Neuanlage weniger und in den späteren Jahren mehr CO₂ festgelegt wird.
- Bei der Wiederbewaldung von landwirtschaftlichen Flächen auf mineralischen Böden kann bei annuellem Ackerland bzw. bei Grünland eine CO₂-Festlegung von 6,7 bzw. 1,6 t CO₂ je ha und Jahr erwartet werden (vgl. UBA 2022). Ab dem 21sten Jahr liegt die CO₂-Festlegung der Waldfläche bei ca. 4,5 t CO₂ je ha und Jahr (vgl. UBA 2022).
- Die Umwandlung von annuellem Ackerland auf mineralischen Böden zu Grünland führt zu einer mittleren CO₂-Festlegung von 4,9 t CO₂ je ha und Jahr in den ersten 20 Jahren (UBA 2022).
- Bei der Umstellung von konventionellem auf ökologischen Landbau kann mit einer Humusanreicherung auf Ackerland von 0,37-1,1 t CO₂ je ha und Jahr gerechnet werden (siehe Kapitel 2.6).

Vor diesem Hintergrund haben Fehrenbach und Bürck (2022) einen Vergleich von Biokraftstoffen und möglichen Alternativnutzungen analysiert. Dazu stellen sie drei Szenarien dar:

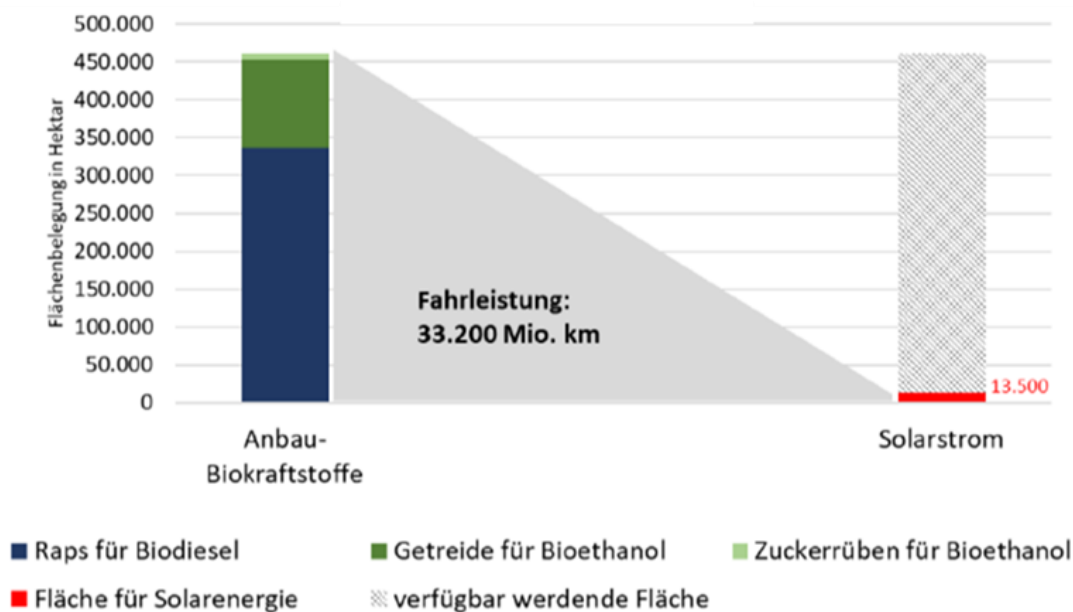
- Szenario Biokraftstoffe: In Deutschland und im Ausland werden Biokraftstoffsubstrate angebaut. Die Biokraftstoffe werden in Deutschland genutzt, und fossile Kraftstoffe werden eingespart.
 - CO₂-Minderung durch Biokraftstoffe gegenüber fossilen Kraftstoffen: **-9,2 Mio. t CO₂e** im Jahr 2020 bei 1,23 Mio. ha Anbaufläche.
- Szenario Renaturierung: Die Anbaufläche wird renaturiert und so CO₂ auf der Fläche gespeichert.
 - Mögliche CO₂-Fixierung durch Aufwuchs der natürlichen Vegetation auf 1,23 Mio. ha: **-16,4 Mio. t CO₂e** pro Jahr¹⁸.
- Szenario E-Auto: Die gleiche Fahrleistung wie im Szenario Biokraftstoffe wird mit Solarstrom in Elektroautos erreicht. Die benötigte Menge an Solarstrom kann auf knapp 3 % (ca. 0,04 Mio. ha) der Anbaufläche für Biokraftstoffe hergestellt werden (vgl. Abbildung 2-4 für Fläche in Deutschland). Die freigewordene Anbaufläche wird wie im Szenario Renaturierung renaturiert.

¹⁸ Im Szenario Biokraftstoffe wird die Vermeidung von fossilen Kraftstoffen als Substitution mit negativen Werten eingerechnet. Da im Szenario Renaturierung keine fossilen Kraftstoffe eingespart werden, ist die Substitution null.

- CO₂-Minderung durch E-Mobilität gegenüber fossilen Kraftstoffen und mögliche CO₂-Fixierung durch Aufwuchs der natürlichen Vegetation auf 1,19 Mio. ha: **-27,5 Mio. t CO₂e** pro Jahr.

Analysen in Wirth (2022) kommen ebenfalls zu deutlich höheren Flächeneffizienzen von PV-Anlagen im Vergleich zu Bioenergiepfaden und stützen somit die Ergebnisse in Fehrenbach und Bürck (2022).

Abbildung 2-4: Flächenbelegung der Biokraftstoffe und der Alternative Freiflächen-Photovoltaik auf Basis der in Deutschland produzierten Biokraftstoffe



Quelle: Fehrenbach und Bürck (2022)

Die obige Zusammenstellung und die dargestellten Szenarien unterstreichen:

- Mit der Wiedervernässung von organischen Böden kann eine sehr hohe THG-Minderung je Flächeneinheit erreicht werden. Diese Option sollte Vorrang vor anderen Optionen wie dem Anbau von Biokraftstoffen haben.
- Die Stromerzeugung mit PV-Anlagen hat eine hohe Flächeneffizienz. Gegenüber Biokraftstoffen sollte E-Mobilität Vorrang haben. Dies gilt auch für die Nutzung von Biogas z. B. zur Stromerzeugung. Nutzungskombinationen wie Moor-PV und Paludi-PV (siehe Kapitel 2.2) oder Agri-PV¹⁹ können die Flächeneffizienz weiter steigern.

2.6 Ökologisierung der Landwirtschaft

Eine Analyse zu den planetaren Belastungsgrenzen zeigt, dass Grenzen zu Klimawandel, Biodiversität, Landnutzungsänderungen, Nährstoffflüssen (Stickstoff, Phosphor), Frischwasser und neuartigen Substanzen (z. B. Chemikalien) durch menschliche Aktivitäten bereits heute

¹⁹ Unter Agri-PV ist eine Kombination aus landwirtschaftlicher Nutzung und PV-Anlagen zu verstehen. Nach BMWK et al. (2022) soll die Förderung von landwirtschaftlichen Flächen mit GAP-Mitteln weiterhin möglich sein, sofern die landwirtschaftliche Nutzung nur bis zu 15 % durch die Stromerzeugung beeinträchtigt ist.

überschritten sind.²⁰ Auswirkungen der landwirtschaftlichen Produktion auf die Umwelt sind insbesondere für die Gefährdung der biologischen Vielfalt, die Belastung von Gewässern bzw. Trinkwasserkörpern, die Fruchtbarkeit der Böden und die Freisetzung von Treibhausgasen und Luftschadstoffen zu nennen. Auch Zertifizierungssysteme für eine nachhaltige Biomasseproduktion richten ihre Nachhaltigkeitsanforderungen an diesen Schutzgütern aus (z. B. ISO 13065²¹).

Am augenscheinlichsten sind diese negativen Auswirkungen auf die Umwelt, wenn natürliche oder naturnahe Flächen neu für die landwirtschaftliche Produktion umgewandelt werden (z. B. Primärwälder in Palmölplantagen in den Tropen oder artenreiches Grünland in Ackerland in Europa). Aus diesem Grund dürfen nach den Anforderungen unter der Erneuerbare-Energien-Richtlinie (RED II) landwirtschaftliche Bioenergiesubstrate nicht auf Flächen mit großer biologischer Vielfalt oder Flächen mit einem hohen Kohlenstoffgehalt angebaut werden.

Aber auch der Anbau auf bestehenden landwirtschaftlichen Flächen sowie die Tierhaltung beeinflussen die Umwelt. So ist in Deutschland ein hoher Anteil der Stickstoffflüsse der Landwirtschaft zuzuordnen (Bach et al. 2020), und die Belastung des Grundwassers mit Nitrat entsteht in erster Linie durch Auswaschung von Nitrat aus verschiedenen stickstoffhaltigen Düngemitteln (Bundesregierung 2021). Der Rückgang der Biologischen Vielfalt wie z. B. der Insekten- und Vogelvielfalt wird mit landwirtschaftlichen Anbaumethoden in Zusammenhang gebracht (EEA 2020, Seibold et al. 2019, Bowler et al. 2019).

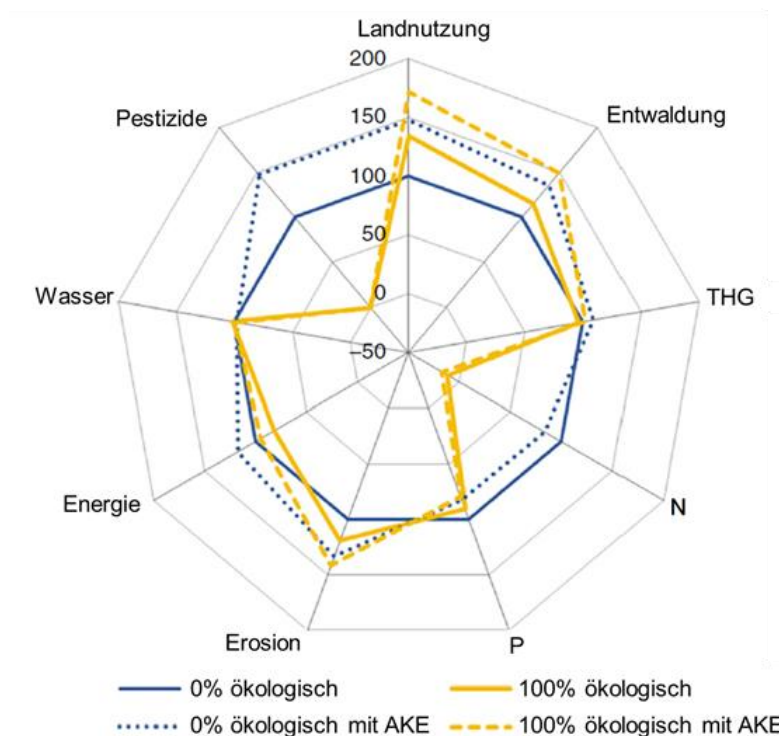
Um die Ziele der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie zu erreichen, ist eine Landwirtschaft nötig, die einen stärkeren Fokus auf stabile Ökosystemfunktionen bzw. stabile biophysikalische Prozesse legt (Ökologisierung der Landwirtschaft). Dieser Grundgedanke wird z. B. im Konzept der *Planetary Health Diet* (PHD) berücksichtigt (Willett et al. 2019), die eine Ernährung mit einem drastisch reduzierten Konsum an tierischen Produkten empfiehlt, um planetare Belastungsgrenzen nicht zu überschreiten und gleichzeitig eine wachsende Weltbevölkerung zu ernähren. Als Beispiel, wie sich eine Ökologisierung der Landwirtschaft auswirken kann, kann der Vergleich zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft herangezogen werden. So zeigen Muller et al. (2017), dass in der ökologischen Landwirtschaft Umweltauswirkungen durch den Einsatz von Stickstoffdüngemittel und von Pestiziden deutlich geringer und von Phosphatdünger und Energie etwas geringer sind als in der konventionellen Landwirtschaft (Abbildung 2-5). Dies spiegelt die Einsatzbeschränkungen in der ökologischen Landwirtschaft für Düngemittel und Pestizide wider.

Umweltauswirkungen, die mit Wasserverbrauch und Treibhausgasemissionen zusammenhängen, unterscheiden sich in der Analyse nicht zwischen den beiden landwirtschaftlichen Systemen (Abbildung 2-5). Auch laut einer Meta-Studie des Thünen-Instituts liegen die THG-Emissionen für Produkte aus dem konventionellen und ökologischen Landbau in einer vergleichbaren Größenordnung (Sanders und Heß 2019).

²⁰ Zusammenstellung auf Basis mehrerer Studien (<https://www.pik-potsdam.de/en/news/latest-news/planetary-boundaries-update-freshwater-boundary-exceeds-safe-limits>)

²¹ <https://www.iso.org/standard/52528.html>

Abbildung 2-5: Vergleich von Umweltauswirkungen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft



Quelle: Muller et al. (2017). Die Studie bezieht sich auf eine globale Modellierung der Landwirtschaft. Ergebnisse im Szenario „0% ökologisch“ (=100% konventionelle Landwirtschaft) sind in der Darstellung auf der relativen Skala mit 100 abgebildet. Die Ergebnisse der übrigen Szenarien sind hierzu in Relation gestellt. AKE = Auswirkungen des Klimawandels auf Erträge berücksichtigt.

Zum Bodenkohlenstoffgehalt stellen Sanders und Heß (2019) heraus, dass bei der Umstellung von konventioneller zu ökologischer Bewirtschaftung auf Ackerflächen mit einer CO₂-Festlegung von 0,1 bis 0,3 t C/ha/Jahr (0,37 bis 1,1 t CO₂/ha/Jahr) gerechnet werden kann. Die CO₂-Festlegungen resultieren aus der Umstellung der Fruchtfolgen und Anbaumethoden (z. B. mehr mehrjährige Kulturen wie Klee gras, mehr organische Inputs). Es ist aber zu berücksichtigen, dass CO₂-Festlegungen auf Ackerflächen beim Wechsel hin zu anderen Anbauweisen auch zeitnah wieder freigesetzt werden können. Eine langfristige CO₂-Festlegung verlangt, dass die Anbauweise, die zur CO₂-Festlegung führte, dauerhaft Bestand hat. Da es sich bei der Umstellung von der konventionellen zur ökologischen Landwirtschaft um einen langfristigen Systemwechsel handelt, sind die Risiken gering, dass das gebundene CO₂ wieder freigesetzt wird. Anders sieht es aus, wenn innerhalb des bestehenden Anbausystems eine Einzelmaßnahme wie die Förderung des Anbaus von z. B. Winterzwischenfrucht gefördert wird. Wird die Förderung beendet, ist das Risiko hoch, dass wieder weniger Winterzwischenfrucht angebaut und festgelegtes CO₂ zeitnah wieder freigesetzt wird.

Abbildung 2-5 zeigt aber auch, dass Umweltauswirkungen durch Erosion und durch Flächenbelegung (Landnutzung, Entwaldung) in der ökologischen Landwirtschaft höher sind als in der konventionellen Landwirtschaft. Um z. B. bis zum Jahr 2030 das Ziel von 30 % Öko-Landbau in Deutschland zu erreichen, ohne die Nachfrage nach den landwirtschaftlichen Produkten für die Ernährung der inländischen Bevölkerung zu ändern, wird eine zusätzliche Anbaufläche von 1,4 Mio. ha benötigt (Berechnungen in Scheffler und Wiegmann 2022). Dies zeigt, dass die Nachhaltigkeitsziele für unterschiedliche Schutzgüter negativ miteinander rückgekoppelt sein

können. Werden bei der Ökologisierung der konventionellen Landwirtschaft die Stickstoffdüngung und die Pestizidgabe verringert, um den Schutz der Biodiversität und der Gewässer zu verbessern, sinkt die Produktivität des Anbaus, und der Bedarf an Anbaufläche steigt (negative Rückkopplung mit der Flächenbelegung). Wird wie bei THG-Bilanzen für Bioenergiesubstrate (siehe Kapitel 2.5) die mögliche Kohlenstoffsénke auf den zusätzlich benötigten Flächen (z. B. Aufforstung oder Grünlandanlage) in den oben genannten THG-Bilanzen eingebunden, schneiden Produkte aus der konventionellen Landwirtschaft in der THG-Bilanz besser ab als Produkte aus der ökologischen Landwirtschaft (negative Rückkopplung mit THG-Emissionen). Jedoch ist angesichts von Klimawandel und Biodiversitätsverlust eine Ökologisierung der konventionellen Landwirtschaft erwartbar – das heißt, dass die Landwirtschaft insgesamt extensiver wirtschaften bzw. mehr Fläche für andere Umweltleistungen zur Verfügung gestellt werden muss.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Ökologisierung der Landwirtschaft nötig ist, um die Nachhaltigkeitsziele mehrerer Schutzgüter zu erreichen. Dies ist der Hauptgrund, weshalb entsprechende Maßnahmen in der konventionellen Landwirtschaft umgesetzt werden sollten, oder verstärkt konventionelle landwirtschaftliche Betriebe auf ökologische Landwirtschaft umstellen sollten. Zudem ist die ökologische Tierhaltung an die Betriebsfläche gebunden, während konventionelle Betriebe auch „flächenlos“ wirtschaften können (Zukauf von Futtermitteln). Grundsätzlich könnte daher ein Ausbau der ökologischen Landwirtschaft auch zu einer Verringerung des Tierbestands führen, mit entsprechend positiven Effekten auf die THG-Bilanz und den verringerten Bedarf an Anbauflächen für die Tierhaltung. Da sich der Produktionsumfang durch die Umstellung zur ökologischen Landwirtschaft verändert, können grundsätzlich Risiken für Leakage Effekte²² im Ausland oder negative Rückkopplungen mit der Landnutzung bzw. Flächenbelegung und zugehörige THG-Emissionen im Inland auftreten. Werden gleichzeitig politische Maßnahmen auf der Nachfrageseite ergriffen (Verringerung von Verlusten, Förderung einer stärker pflanzenbasierten Ernährung), können diese signifikant verringert bzw. ausgeschlossen werden. Die unterschiedlichen Nachhaltigkeitsziele dürfen aber nicht gegeneinander ausgespielt werden, sondern es sollte für die Ökologisierung der Landwirtschaft ein ausgewogenes Ergebnis für die unterschiedlichen Nachhaltigkeitsziele angestrebt werden. Dieser Aspekt wird im Hinblick auf Flächenkonkurrenzen in Kapitel 2.7 berücksichtigt.

2.7 Flächenkonkurrenzen

Ein wichtiger Punkt zu den in den Kapiteln 2.1 bis 2.6 betrachteten Wechselwirkungen der Biomassenutzung ist, dass verfügbare Flächen unterschiedlich genutzt und produzierte Biomasse in unterschiedlichen Sektoren eingesetzt werden kann. Diese Nutzungskonkurrenz berührt die unterschiedlichen Sektoren. So sind bei Minderungsmaßnahmen im LULUCF-Sektor auch Flächenkonkurrenzen und -synergien mitzudenken, die sich zu Teilen aus den Nachfragen aus anderen Sektoren und den Annahmen im Sektor Landwirtschaft ergeben. Im Folgenden sind einige Punkte angeführt, die miteinander in Verbindung stehen:

- Die Ernährungsweise der Bevölkerung in Deutschland führt zu einer Nachfrage nach pflanzlichen und tierischen Produkten. Für die Tierhaltung werden wiederum pflanzliche Futtermittel benötigt. Je Einheit tierischem Produkt werden etwa 5- bis 10-mal so viel Futtermittel²³ und damit ebenso

²² Wird eine Menge an Biomasse einer Anbaukultur nicht mehr in Deutschland angebaut, die Nachfrage nach der Biomasse aber bestehen bleibt, wird diese Menge voraussichtlich in einem anderen Land angebaut und nach Deutschland importiert. Dies bezeichnet man als Leakage Effekt. Dieser kann auch innerhalb von Deutschland auftreten.

²³ Beispielsweise abgebildet in der Landwirtschaftsmodellierung in Prognos et al. (2021).

viel mehr Anbaufläche als bei einem pflanzlichen Produkt benötigt. Das Ernährungsmuster hat so einen starken Einfluss auf den Flächenbedarf (siehe z. B. Literaturanalyse in Scheffler und Wiegmann 2022).

- Ökologischer Landbau weist im Mittel geringere Erträge auf als konventioneller Landbau.²⁴ Auch Tierrassen, die in ökologischen Betrieben eingesetzt werden, haben eine geringere Produktivität je Futtereinheit. Für die gleiche Menge an Produkt wird im ökologischen Landbau mehr Fläche benötigt als im konventionellen Landbau. So beeinflusst der Anteil an ökologisch produzierten Lebensmitteln den Flächenbedarf.
- Die Ökologisierung der Landwirtschaft hat das Potenzial, das Erreichen mehrerer Nachhaltigkeitsziele zu unterstützen. Damit können erhöhte Flächenbelegungen und erhöhte THG-Emissionen verbunden sein, z. B. bei der Neuanlage von Ackerland auf Wald- oder Grünlandflächen in Deutschland (weitestgehend ausgeschlossen) oder – bei Importen – in anderen Ländern. Diese gegenläufigen Auswirkungen auf die Umwelt sind gegeneinander abzuwägen (vgl. Kapitel 2.6).
- Aus den Darstellungen in Kapitel 2.6 ergibt sich: Wenn konventionelle landwirtschaftliche Betriebe in Zukunft verstärkt Anforderungen z. B. zum Erreichen der Deutschen Nachhaltigkeitsziele einhalten müssen, verringern sich die Unterschiede, die heute zwischen konventioneller und ökologischer Landwirtschaft festgestellt werden können.
- Eine Veränderung des Ernährungsmusters hin zu weniger Produkten aus Tierhaltung kann den Bedarf an z. B. Anbaufläche reduzieren. So kann einer Ausweitung von Ackerflächen im ökologischen Landbau entgegengewirkt oder die Nutzung bestehender Ackerfläche im konventionellen Landbau verringert werden (vgl. Kapitel 2.5 und 2.6).
- Auf landwirtschaftlicher Fläche, die nicht für die Ernährung in Deutschland benötigt wird, können Pflanzen für eine stoffliche oder energetische Nutzung angebaut werden. So konkurrieren unterschiedliche Sektoren, die diese Biomasse nachfragen, um diese Flächen. Ebenso könnte die Fläche für die Nahrungsmittelproduktion für den Weltmarkt, für PV-Anlagen oder zur Renaturierung genutzt werden (vgl. Kapitel 2.5).
- Mehrjährige Anbaukulturen (siehe Kapitel 2.4), mit denen eine Senke aufgebaut werden kann, oder eine Aufforstung²⁵ der Flächen sind vorteilhaft für die Zielerreichung im LULUCF-Sektor laut Bundes-Klimaschutzgesetz. Bei Holzprodukten kann es zu Verflechtungen und Konkurrenzen zwischen der Land- und Forstwirtschaft kommen (z. B. weniger Waldenergieholz ernten, dafür mehr Holz aus Kurzumtriebsplantagen).
- Anstelle von Biomasseproduktion kann die Fläche für Photovoltaikanlagen, vollständig oder als Agri-PV, genutzt werden. Die PV-Anlagen in Kombination mit E-Mobilität weisen z. B. eine deutlich

²⁴ Um bis 2030 das Ziel von 30 % Öko-Landbau in Deutschland zu erreichen, ohne die Nachfrage nach den landwirtschaftlichen Produkten zu ändern, wird eine zusätzliche Anbaufläche von 1,4 Mio. ha benötigt (Berechnungen in Scheffler und Wiegmann 2022).

²⁵ Eine Neuanlage von Wald wird nach GAK und dem GAK Bericht 2020 im Bereich Forst mit ca. 9.000 Euro/ha gefördert. Dabei sind sowohl die Kulturbegründung (D. 1.2.1), als auch Nachbesserungen der Kultur (D 1.2.2) berücksichtigt. Diese Kosten decken aber nur die Neuanlage der Waldfläche ab, nicht jedoch die Einkommensverluste einer vorhergehenden Nutzung einer Ackerfläche. Hierin ist u. a. der Grund zu sehen, dass im Jahr 2020 nur z. B. ca. 90 ha über diesen Fördertatbestand neu angelegt wurden.

höhere Flächeneffizienz auf als Anbau und Nutzung von Biokraftstoffen (Fehrenbach und Bürck 2022 und Wirth 2022; Kapitel 2.5).

- Mit der Wiedervernässung organischer Böden kann eine große Menge an THG-Emissionen je Flächeneinheit gemindert werden. Mit der Wiedervernässung besteht eine direkte Flächenkonkurrenz zum aktuellen Anbau von Nahrungs- und Futterpflanzen sowie energetisch oder stofflich genutzten Substraten. In Paludikulturen auf den vernässten Flächen können aber alternative Substrate für die energetische oder stoffliche Nutzung angebaut werden (Kapitel 2.2).
- Es ist zu erwarten, dass zukünftig in den verschiedenen Sektoren mehr Biomasse als aktuell nachgefragt wird, um z. B. fossile Ressourcen zu ersetzen. Dies erhöht die Konkurrenz um land- und forstwirtschaftliche Biomasse bzw. Flächen.

2.8 Zwischenfazit

Aus den Zusammenstellungen in den Kapiteln 2.1 bis 2.7 werden folgende Punkte deutlich:

- Der begrenzende Faktor ist die Verfügbarkeit von Fläche, und die Bio-massenachfrage bestimmt, in welchem Umfang und in welcher Art land- und forstwirtschaftliche Flächen bewirtschaftet werden.
- Aus Klimaschutzsicht sind die folgenden Punkte hervorzuheben:
 - Die Nutzung von Biokraftstoffen und Biogas sollte reduziert werden. Alternativen wie PV-Freiflächenanlagen, Aufforstungen oder der Anbau von Gehölzen sind vorteilhafter.
 - Der Konsum von Produkten aus Tierhaltung sollte verringert werden, da so Flächen für andere Nutzungen (PV, Wiedervernässung, Aufforstung, Naturschutz, mehr ökologischer Landbau, Export von pflanzlichen Nahrungsmitteln) frei werden können.
 - Die Biomassenutzung ist nicht *per se* treibhausgasneutral. Anstatt Getreide anzubauen, kann die Fläche auch z. B. aufgeforstet werden. Anstatt Holz zu ernten, kann der Kohlenstoffspeicher im Wald erhöht werden. Diese verpassten natürlichen Senken sollten – wie auch die Substitution von fossilen Rohstoffen – in THG-Bilanzen berücksichtigt werden (Kapitel 3 und 5). Nur so werden Effekte sichtbar und es kann entschieden werden, welche Option aus Klimaschutzsicht am vorteilhaftesten ist.
- Wechselwirkungen der Biomassenutzung mit natürlichen Senken sollten also bei politischen Bewertungen immer mit einfließen. Abgeleitete Maßnahmen zur Steuerung der Biomassenutzung sollten die Wirkung auf der Anbaufläche inklusive möglicher Alternativen der Flächennutzung sowie mögliche Substitutionen fossiler Rohstoffe berücksichtigen (Kapitel 5).
- Die Finanzierung zahlreicher Maßnahmen in der Land- und Forstwirtschaft wird in der Umsetzung der GAP (neu z. B. Paludikultur) und mit dem GAK (z. B. Aufforstung) geregelt. Hinzu kommen z. B. ELER-Mittel für die Förderung von ökologischer Landwirtschaft. Auch die Biomassenachfrage wird durch Instrumente angereizt (z. B. Bioenergie direkt im EEG oder indirekt im GEG über die Nutzungspflicht erneuerbarer Energien). Diese Instrumente sind regelmäßig in Bezug auf ihre Wirksamkeit zu überprüfen und bei Bedarf zu überarbeiten / zu ergänzen. Dies findet z. B. zurzeit für die Honorierung von Ökosystemleistungen im Wald statt

(ANK).²⁶ Aus der oben beschriebenen Verzahnung von unterschiedlichen Flächennutzungsoptionen und Biomassenutzungen ergibt sich ggf. ein veränderter Bedarf an Maßnahmen und Instrumenten.

- Werden landbezogene Klimaschutzmaßnahmen umgesetzt, ist es wichtig, dass die Erfolge der Maßnahmen auch in der THG-Berichterstattung methodisch erfasst und so im LULUCF-Sektor sichtbar werden.

3 Welche Auswirkungen hat die Biomassenutzung auf die Kohlenstoffspeicherung im Wald?

Wälder sind CO₂-Speicher und tragen durch Einlagerung von Kohlenstoff in lebender und toter Biomasse sowie im Boden dazu bei, die Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre zu verringern. Diese sogenannte CO₂-Senkenleistung des Waldes steigt auf Landschaftsebene an, je weniger intensiv Wälder genutzt werden, also vor allem weniger Holz geerntet und weniger stark durchforstet wird (vgl. Abbildung 3-1). Bei der Frage, ob die Ernte und Nutzung des Holzes insgesamt zu einer Verringerung der Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre führen, müssen diese Wirkungen berücksichtigt werden.

In Treibhausgasbilanzen wird meist davon ausgegangen, dass die Holzernte keine Auswirkungen auf die CO₂-Senkenleistung des Waldes hat, d. h. die Holznutzung „CO₂-neutral“ ist. Das ist ein Fehler, denn ein weniger beernteter Wald würde mehr Kohlenstoff speichern als ein intensiv bewirtschafteter. Dies wird in diesem Kapitel ausgeführt.

Die CO₂-Speicherung des Waldes hängt stark von der Intensität der Waldbewirtschaftung bzw. der Holzentnahme ab. Findet im Wald eine intensivere Holznutzung statt, das heißt werden Bäume gefällt und entnommen, wird der Kohlenstoffspeicher im Wald verringert. Gleichzeitig können jüngere Bäume, die je nach Baumart je Hektar mehr Kohlenstoff fixieren als der geerntete Bestand, diese Abnahme nicht zeitnah, sondern erst in Jahrzehnten ausgleichen. Als Ergebnis sinkt die CO₂-Speicherleistung. Wird der Wald weniger intensiv genutzt, steigt dagegen die CO₂-Speicherleistung dadurch, dass im Wald mehr CO₂ in Form von Biomasse gebunden bleibt und neu aufgenommen wird (vgl. Abbildung 3-1 unten). Das Zusammenspiel dieser Effekte beschreibt der CO₂-Speichersaldo²⁷.

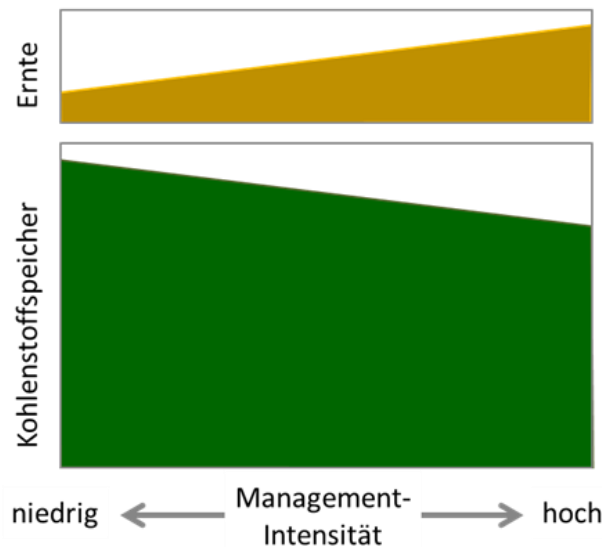
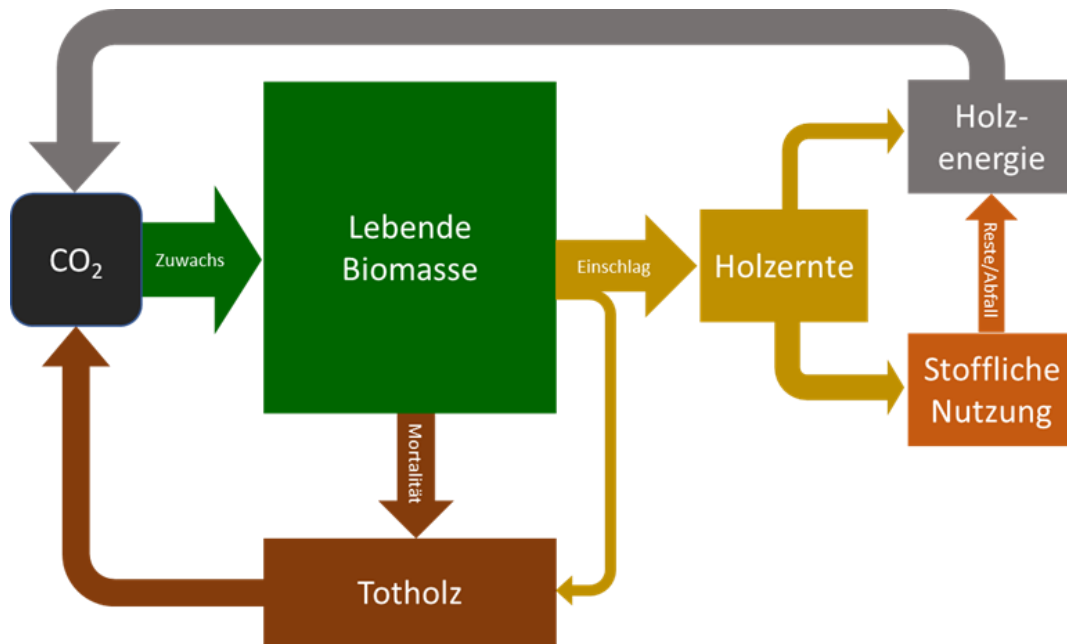
Der CO₂-Speichersaldo gibt an, wie stark die mögliche CO₂-Speicherleistung des Waldes durch die Entnahme von einem Kubikmeter Holz verringert wird. Er wird angegeben in Tonnen CO₂ je Holzentnahme in Kubikmetern²⁸ und im Folgenden erläutert.

²⁶ Beispielhafte Auflistung. Eine vollständige Analyse der Förderkulisse und Wechselwirkungen sprengt den Rahmen dieses Berichts. GAP = Gemeinsame Agrarpolitik; GAK = Gemeinschaftsaufgabe "Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes"; ELER = Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums; EEG = Erneuerbare-Energien-Gesetz; GEG = Gebäudeenergiegesetz; ANK = Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz

²⁷ www.co2-speichersaldo.de

²⁸ Alternativ ist eine Angabe als t C auf der Waldfläche pro t C im geernteten Holz möglich. Bei einem Umrechnungsfaktor von 0,2 t C/m³ entspricht 1 tC/tC 0,73 t CO₂/m³.

Abbildung 3-1: Schematische Darstellung der Zusammenhänge zwischen Waldentwicklung und Holznutzung

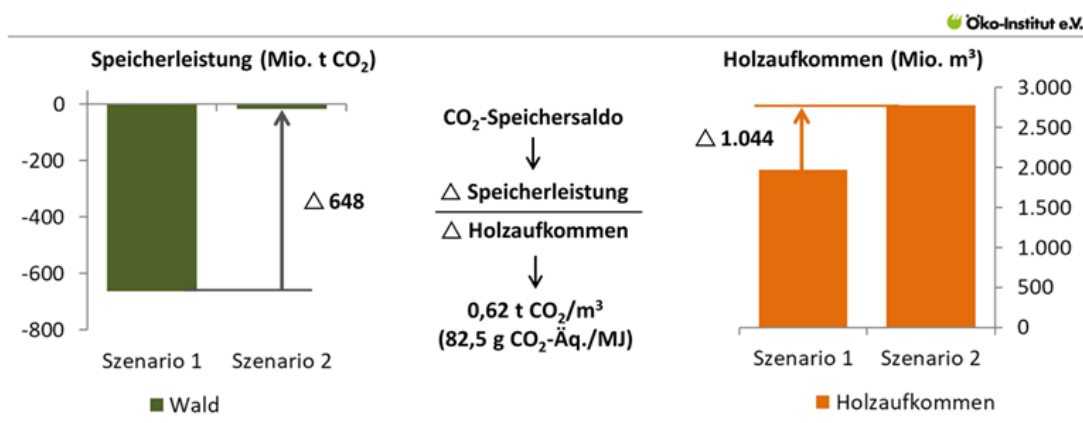


Quelle: Eigene Darstellung

Wird der Wald weniger intensiv genutzt, baut der Wald einen größeren Vorrat an Kohlenstoff auf. Das gilt besonders für Wälder, die noch jung und relativ fern von einem Urwaldzustand sind. Der CO₂-Speichersaldo ist eine Art "CO₂-Rucksack", der darstellt, wie stark die CO₂-Speicherleistung verringert wird, wenn dem Wald Holz entnommen wird. Berechnen lässt sich der CO₂-Speichersaldo durch den Vergleich von zwei Waldszenarien, in denen das eine Szenario eine höhere, das andere eine geringere Holzernte annimmt. Dies ist in Abbildung 3-2 beispielhaft für das WEHAM-Basisszenario (BS) und das intensivere WEHAM-Holzpräferenzszenario (HPS) dargestellt. In den ersten 30 Jahren werden im HPS etwa 1,04 Mrd. m³ mehr an Holz als im BS entnommen. Im gleichen Zeitraum ist die Speicherleistung im HPS um 648 Mio. t CO₂ niedriger als im BS, da im

HPS annähernd so viel Holz entnommen wird wie nachwächst. Dies lässt sich als Quotient, dem CO₂-Speichersaldo, ausdrücken und ergibt 0,62 t CO₂/m³ – oder bezogen auf den Energiegehalt – 82,5 g CO₂e/MJ (Abbildung 3-2). Der CO₂-Speichersaldo ist also direkt mit der Intensität der Waldbewirtschaftung verbunden und stellt einen Faktor der Prozesskette von Holzprodukten dar. Er steht damit auf gleicher Stufe wie Emissionen durch Erntemaschinen, beim Transport und bei der Holzverarbeitung.

Abbildung 3-2: Beispielhafte Berechnung des CO₂-Speichersaldos anhand des WEHAM-Basisszenarios (Szenario 1) und des WEHAM-Holzpräferenzszenarios (Szenario 2) in Deutschland für den Zeitraum 2020 bis 2050.



Quelle: Siehe Details unter <https://co2-speichersaldo.de/de/calculation.html> und in Fehrenbach et al. (2022).

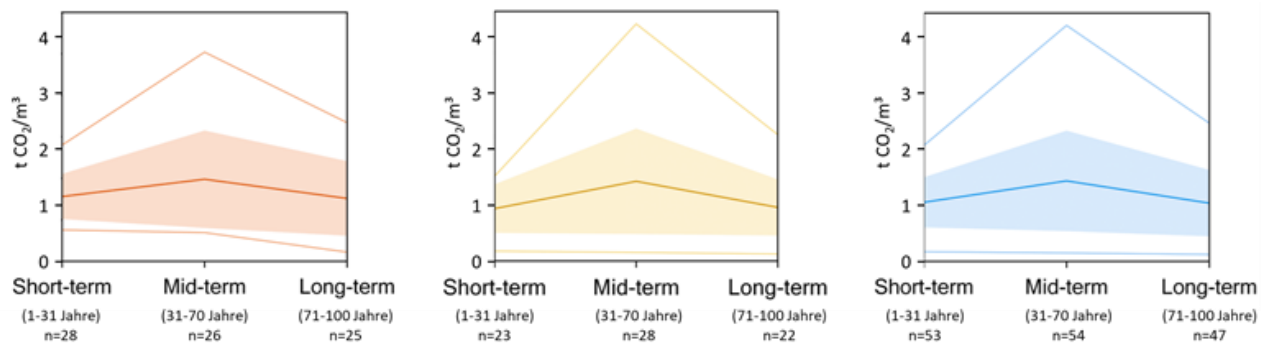
Für Deutschland wurde für mehrere Szenarienpaare und Waldmodelle der CO₂-Speichersaldo berechnet.²⁹ Der CO₂-Speichersaldo für Deutschland beträgt 600 bis 1.700 Kilogramm bzw. 0,6 bis 1,7 Tonnen CO₂ pro gerntetem Kubikmeter Holz.

Wie stark die Holznutzung auf den CO₂-Speichersaldo wirkt, hängt von einer Reihe von Faktoren ab. Der CO₂-Speichersaldo verändert sich über die Zeit. Er ist für kurze Zeiträume (10-20 Jahre) meist höher und nimmt ab, wenn sehr lange Zeiträume betrachtet werden. Der Zustand des Waldes bestimmt hauptsächlich darüber, wie groß der Effekt der verringerten Senkenleistung ist. Ist der Wald jung und stark wachsend, und hat auch Potenzial alt zu werden und viel Kohlenstoff zu binden (z. B. junge Mischwälder), ist der CO₂-Speichersaldo höher. In Wäldern, die instabil sind und keine Aussicht haben, noch viel mehr Kohlenstoff zu speichern (z. B. ältere, geschwächte Nadelwälder), ist der CO₂-Speichersaldo eher gering.

In einer Untersuchung von mehr als 154 verschiedenen Szenarienkombinationen von Waldbewirtschaftung in Europa und anderen Regionen der Welt wurde aber festgestellt, dass der CO₂-Speichersaldo in allen Fällen positiv ist, also die Holznutzung immer zu einer Verringerung der CO₂-Speicherleistung von Wäldern führt (Soimakallio et al. 2022). Zudem bleibt der Effekt auch über lange Zeithorizonte bestehen und hat in borealen wie auch in temperaten Wäldern ähnliche Größenordnungen (siehe Abbildung 3-3).

²⁹ Siehe Daten unter <https://co2-speichersaldo.de/de/data.html>

Abbildung 3-3: Entwicklung des CO₂-Speichersaldos über verschiedene Zeithorizonte für Studien der borealen und temperaten Zonen sowie in allen Studien



Quelle: Soimakallio et al. (2022)

Durchschnitt, Standardabweichung (orange, gelbe und blaue Zonen) und Min-Max-Werte für die aggregierten Werte des CO₂-Speichersaldos aus Studien, die boreale Wälder (links), temperate Wälder (Mitte) und alle Studien (rechts) abdecken. Umrechnungsfaktor von tC/tC (Einheit in der Originalstudie) nach t CO₂/m³ = 0,2 tC/m³.

Die dargestellten Ergebnisse untermauern, dass die Holzentnahme einen deutlichen Effekt auf die Veränderung der Speicherleistung von Wäldern hat und dass der CO₂-Speichersaldo eine relevante Größenordnung annimmt. Daher sollte ein Faktor, der die Veränderung der Speicherleistung auf der Waldfläche beschreibt, in THG-Bilanzen integriert werden.

Der CO₂-Speichersaldo kann hier als ein Schätzwert in THG-Bilanzen genutzt werden (Fehrenbach et al. 2022). Der Vorteil des CO₂-Speichersaldos liegt darin, dass nicht allein die Holzentnahme, sondern das gesamte Waldbewirtschaftungssystem inklusive Holzentnahme, Durchforstung, Zuwächse unterschiedlicher Altersklassen und Baumarten etc. berücksichtigt wird. Ein Schwachpunkt ist aber, dass der CO₂-Speichersaldo als Mittelwert über einen längeren Zeitraum ermittelt wird und Werte aus Szenarienanalysen abgeleitet werden. THG-Bilanzen verlangen aber möglichst Daten zu THG-Emissionen, die direkt zum Zeitpunkt der Holznutzung bzw. Holzentnahme auftreten.

Die im Holz gespeicherte Menge an CO₂ liegt bei 1,0 t CO₂/m³ für Buche und bei 0,7 t CO₂/m³ für Fichte (UBA 2022).³⁰ Alternativ zum CO₂-Speichersaldo kann auch die Menge an CO₂, die im geernteten Holz gespeichert ist, in der THG-Bilanz als Faktor herangezogen werden, denn dies spiegelt die direkte Kohlenstoffentnahme bei der Ernte wider. Der Vorteil dieses Ansatzes ist, dass er den Regeln des IPCC entspricht.³¹ So muss im Treibhausgasinventar eines Landes der C-Gehalt im geernteten Holz als CO₂-Emission bewertet werden, da der Kohlenstoff in der LULUCF-Bilanz auf der Waldfläche durch die Ernte sinkt. Wird das Holz energetisch genutzt, braucht keine weitere CO₂-Emission angenommen zu werden, um Doppelzählungen zu vermeiden. Dies bedeutet aber nicht, dass die Holzverbrennung nach IPCC THG-neutral ist. Vielmehr wird der Effekt im LULUCF-

³⁰ Die Unterschiede resultieren vor allem aus der unterschiedlichen Dichte des Holzes der Baumarten. Für Buche, Eiche und langlebige Laubbäume kann ein Wert von 1,0 t CO₂/m³, für Lärche von 0,9 t CO₂/m³, für Kiefer, Douglasie und kurzlebige Laubbäume von 0,8 t CO₂/m³ und für Fichte und Tanne von 0,7 t CO₂/m³ angenommen werden (UBA 2022, Thünen Institut 2019). Bezogen auf den Energiegehalt des Holzes nähern sich die Werte deutlich an, und es kann ein Wert von 100 bis 106 g CO₂/MJ (Mittelwert 103 g CO₂/MJ) angenommen werden (eigene Berechnung in Anlehnung an FNR (2022) für Buchen- und Fichtenholz mit einem Wassergehalt von 15 % und 30 %).

³¹ https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_04_Ch4_Forest_Land.pdf

Sektor anstatt z. B. im Gebäudesektor verbucht. Wird das geerntete Holz stofflich genutzt, so wird der Kohlenstoff im Holzproduktspeicher weitergeführt.

Es ist legitim, die im Holz gespeicherte Menge an CO₂ als Schätzwert für die Veränderung der Senkenleistung auf der Waldfläche in THG-Bilanzen heranzuziehen, da dieser Wert in einer ähnlichen Größenordnung wie der ermittelte CO₂-Speichersaldo liegt.

Eine Treibhausgasbilanz von Holzprodukten sollte also die folgenden Elemente berücksichtigen:

- THG-Emissionen der Prozesskette,
- Veränderung der Senkenleistung der Waldfläche durch die Holzentnahme (mögliche Schätzwerte: CO₂-Speichersaldo oder im Holz gespeichertes CO₂),
- Effekte auf den Holzproduktspeicher (siehe Kapitel 4).

In einem zweiten Schritt sollte die Bilanz des Holzprodukts mit der THG-Bilanz von fossilen oder mineralischen Produkten in Relation gesetzt werden, um die potenzielle THG-Minderung durch die Holznutzung einzuschätzen (vgl. Kapitel 5).

In Tabelle 3-1 sind beispielhaft die CO₂-Bilanzen für Hackschnitzel aus Stammholz aus dem Wald dargestellt. Dabei wurden drei Varianten berechnet:

- Niedriger CO₂-Speichersaldo von 79,9 g CO₂/MJ (entspricht einem Speichersaldo von 0,6 t CO₂/m³)³².
- Im Holz gespeichertes CO₂ von 103 g CO₂/MJ³⁰.
- Mittlere CO₂-Speichersaldo von 160,9 g CO₂/MJ (entspricht einem Speichersaldo von 1,15 t CO₂/m³).
- Niedriger CO₂-Speichersaldo von 226,5 g CO₂/MJ (entspricht einem Speichersaldo von 1,7 t CO₂/m³).

Zudem werden für die THG-Bilanz Standardwerte aus der Erneuerbaren-Energien-Richtlinie (RED II) für die Prozesskette und die fossile Referenz (Mix aus fossilen Energieträgern zur Wärmeerzeugung) herangezogen (Tabelle 3-1). Die THG-Bilanz zeigt, dass die Veränderung der Senkenleistung der Waldfläche deutlich höher liegt als die Emissionen der Prozesskette. In allen Varianten der THG-Bilanz schneidet die Nutzung von Hackschnitzeln schlechter ab als die fossile Referenz: bei Annahme eines niedrigen CO₂-Speichersaldos um 10 %, bei der Verwendung des im Holz gespeicherten CO₂ um 39 %, bei Annahme eines mittleren CO₂-Speichersaldos um 101 % und bei Annahme eines hohen CO₂-Speichersaldos um 193 % schlechter. Um eine THG-Minderung von 70 % gegenüber der fossilen Referenz zu erreichen (Anforderung der RED II für große Anlagen), dürfte die Veränderung der Senkenleistung lediglich einen CO₂-Speichersaldo von 0,12 t CO₂/m³ (16 g CO₂/MJ) aufweisen. Dies entspricht einer Berücksichtigung von 15,5 % des im Holz gespeicherten CO₂/MJ.

³² Für die Umrechnung von t CO₂/m³ in g CO₂/MJ wird ein Anteil von 70 % Nadelholz und 30 % Laubholz angenommen, da die Analysen zum CO₂-Speichersaldo vor allem auf deutschlandweite Szenarien aufbauen und so in Relation zur Holzernte in Deutschland stehen (siehe Fehrenbach et al. (2022)). Eine differenzierte Analyse nach Laub- und Nadelbaumbeständen wäre eine sinnvolle Ergänzung für zukünftige Forschungsarbeiten.

Tabelle 3-1: THG-Bilanz von Stammholz als Hackschnitzel

	niedriger CO ₂ -SpS	im Holz gespeichertes CO ₂	mittlerer CO ₂ -SpS	hoher CO ₂ -SpS
	(g CO ₂ e/MJ)			
Veränderung der Senkenleistung der Waldfläche durch die Holzernte	79,9 (entspricht 0,6 t CO ₂ /m ³)	103,0 (siehe Fußnote ³⁰)	152,9 (entspricht 1,15 t CO ₂ /m ³)	226,5 (entspricht 1,7 t CO ₂ /m ³)
CO ₂ -Speicher in Holzprodukten	entfällt			
THG-Emissionen der Prozesskette (Ernte, Transport, Aufbereitung)	8,0 (Standardwert in RED II)			
THG-Bilanz energetische Nutzung von Stammholz als Hackschnitzel	87,9	141,2	160,9	234,5
THG-Emissionen fossiler Energieträger, die Holz ersetzt	80,0 (fossile Referenz in RED II)			
THG-Minderung/THG-Erhöhung³³	-10 % (THG-Erhöhung)	-39 % (THG-Erhöhung)	-101 % (THG-Erhöhung)	-193 % (THG-Erhöhung)

Quelle: Eigene Berechnungen in Anlehnung an Fehrenbach et al. (2022). CO₂-SpS=CO₂-Speichersaldo. Hinweis: Diese Bilanz berücksichtigt noch keine Verluste im Heizungssystem.

Das Beispiel für Hackschnitzel aus Stammholz zeigt: Wird die Veränderung der Senkenleistung auf der Waldfläche in die THG-Bilanz einbezogen, schneidet Waldenergieholz schlechter ab als fossile Energieträger.

4 Welche Auswirkungen hat die Biomassenutzung auf die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten?

Geerntetes Holz und damit der geerntete Kohlenstoff gehen in Holzprodukte über. Je nachdem, wie langlebig die Holzprodukte sind, wird der Kohlenstoff über die Ernte hinaus gespeichert. Bei langlebigen Produkten wie Bauholz sind es Jahrzehnte, bei kurzlebigen Produkten wie Pappe oder Verpackungsholz wenige Jahre und bei Energieholz tritt kein Produktspeicher auf. Die Kohlenstoffpools für Waldbiomasse und Holzprodukte sind sehr eng miteinander verbunden. Eine Verringerung der Ernteraten führt in der Regel zu einem Anstieg der Kohlenstoffvorräte in der Waldbiomasse. Bei verringerten Ernteraten von Sortimenten, die stofflich genutzt werden, wird der Kohlenstofffluss in den Holzprodukte-Pool verringert, was zu einem Rückgang der Kohlenstoffvorräte in Produkten führen kann. Holzprodukte tragen nur dann in Summe zur Emissionsminderung bei, wenn sie langlebig sind und dadurch den Kohlenstoff länger zurückhalten, als dies im Wald beim Verbleiben des Holzes als lebende und tote Biomasse³⁴ der Fall gewesen

³³ Bei positiven Werten wird gegenüber der fossilen Referenz eine THG-Minderung erreicht. Bei negativen Werten liegt gegenüber der fossilen Referenz eine THG-Erhöhung vor.

³⁴ Die Zersetzungsrate von Totholz hängt von der Baumart, der Dicke der Äste und Stämme und dem Klima ab. Auch macht es einen Unterschied, ob das Totholz am Boden liegt oder die toten Bäume noch stehen. Nach Daten aus der Schweiz kann für Baumstämme bei einer Jahresmitteltemperatur von 10 C° mit einer Halbwertszeit für den Kohlenstoff im Totholz von 20 Jahren gerechnet werden (Hararuk et al. 2020).

wäre. Wird das Holz zur Energiegewinnung genutzt, wirkt es dagegen direkt als Emission. Durch Wiederverwendung und Recycling kann der Kohlenstoff länger in den Produkten gehalten werden.

Die LULUCF-Verordnung schreibt die Bilanzierung von Holzerteprodukten (HWP) nach dem sogenannten "Produktionsansatz" vor. Dieser sieht vor, dass nur Holz, das im Berichtsland geerntet wurde, einzubeziehen ist. Die Bilanz schließt also exportierte, aber nicht importierte Holzprodukte ein. Die geernteten Holzprodukte in Deutschland stellten 2020 eine Nettokohlenstoffspeicherung von -8,6 Mio. t CO₂ dar (UBA 2022).

Die Standardmethode (Tier 1) zur Schätzung identifiziert drei Standardklassen von Holzhalbwerten: Schnittholz, Holzwerkstoffe sowie Papier und Pappe. Der Kohlenstoffzufluss zu diesen Klassen wird durch das geerntete und recycelte Holz beschrieben, das den Klassen zugeordnet ist. Der Abfluss wird durch eine konstante Zerfallsrate, ausgedrückt als Halbwertszeit in Jahren, beschrieben. Rüter (2017) hat in Sensitivitätsanalysen zu Änderungen der Halbwertszeiten für die HWP-Klassen dargestellt, dass das Potenzial für eine Verringerung der Treibhausgasemissionen durch Maßnahmen, die auf eine Verlängerung der Lebensdauer von Holzprodukten abzielen, eher begrenzt ist. Dies hat unter anderem damit zu tun, dass entscheidend für das Ergebnis der Netto-Speicherung durch den Produktspeicher vor allem das Verlaufsmuster des historischen Kohlenstoffzuflusses ist (d. h. Produktions- bzw. Verbrauchsmuster), welches auch die Höhe der zukünftigen Kohlenstoffabflüsse festlegt. Eine Erhöhung der Halbwerts- bzw. Verweilzeiten des Kohlenstoffs im Produktspeicher verschiebt damit nur das Muster der zukünftig zu verzeichnenden Abgänge. So bewirkt eine Erhöhung der Halbwertszeiten für alle Halbwerten um 10 % eine Vergrößerung der Senkenwirkung um lediglich 0,2 % (Rüter 2017). Für die Entwicklung der Senkenwirkung des Holzproduktspeichers ist es deutlich wichtiger, mehr Holz als langlebige Holzprodukte in den Speicher zu überführen.

Da sich die Erfassung der HWP weitgehend auf die Erntestatistiken stützt, besteht die Gefahr einer ungenauen Erfassung der HWP. In Deutschland werden etwa 25 % der Ernte nicht durch die Statistik erfasst (Jochem et al. 2020). Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die Verwendung von Erntestatistiken lediglich zu einer Unterschätzung des HWP-Kohlenstoffzuflusses führt. In den Waldinventuren wird dagegen jede Entnahme von Biomasse aus dem Wald als Emission erfasst. Daher ist es wichtig, dass beide Informationsquellen miteinander verknüpft werden.

5 Welche Auswirkungen hat die Biomassenutzung auf fossile Emissionen alternativer Produkte (Substitutionseffekte)?

Biomasseprodukte wie Holzprodukte können dazu beitragen, die Emissionen in anderen Sektoren zu verringern (Substitution), indem sie Produkte und Verwendungszwecke ersetzen, die im Vergleich zu Holzprodukten mit höheren Treibhausgasemissionen verbunden sind. Diese Emissionen können aus fossilen Energieträgern oder der Verarbeitung mineralischer Rohstoffe (z. B. Zementherstellung) stammen. Ein typisches Beispiel ist die Substitution von fossilen Energieträgern durch Brennholz, Biogas oder Biokraftstoffe (vgl. Beispiel zu Hackschnitzeln in Tabelle 3-1). Bei der stofflichen Substitution sind insbesondere Produkte mit langer CO₂-Bindung bedeutend (z. B. Bauholz und Stahlbeton, Holzfaserplatte als Dämmstoff und Polystyrol-Hartschaum).

Viele Biomasseprodukte erreichen eine positive THG-Bilanz, wenn sie mit dem heutigen Substitut verglichen werden. Die zukünftigen Substitutionseffekte hängen jedoch von den zukünftig zu

erwartenden Emissionen der Substitute ab. Es wird erwartet, dass die Substitutionseffekte mit fortschreitender Dekarbonisierung der Energiesysteme bzw. der Industrieprozesse abnehmen werden. Diese zeitliche Dynamik ist wichtig, da heutige Investitionsentscheidungen dazu führen, dass Energie- oder Industrieanlagen, die Biomasse nutzen, entsprechend ihrer Abschreibungszeit betrieben und über diese Zeitspanne Biomasse nachfragen werden. An dieser Stelle besteht ein deutlicher Forschungsbedarf zu den Fragen, mit welchen THG-Bilanzen in den Jahren 2030, 2040 und 2045³⁵ für wichtige Energie- und Industrieprozesse zu rechnen ist und wie sich hierzu die Entwicklung der THG-Bilanzen von Biomasseprodukten einordnet.

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist, dass mit dem Bundes-Klimaschutzgesetz aus dem Jahr 2021 dem LULUCF-Sektor Senkenleistungsziele zugewiesen wurden. Wie in Kapitel 2 und 3 ausgeführt, reduziert der Anbau von Biomasse in der Land- und Forstwirtschaft die Möglichkeit, CO₂ in natürlichen Senken festzulegen. Dieser Faktor wird in aktuellen THG-Bilanzen weitestgehend ausgeklammert. Die Erläuterungen zum CO₂-Speichersaldo bzw. die THG-Bilanz für Hackschnitzel aus Waldholz (Kapitel 3) sowie das Beispiel zu Biokraftstoffen und alternativen Landnutzungsoptionen (Kapitel 2.5) zeigen: wird die mögliche Senkenleistung durch alternative Landnutzung berücksichtigt, kann mit Bioenergie aus Anbaubiomasse aus der Land- und Forstwirtschaft kein Klimaschutz erreicht werden. Bei einer stofflichen Biomassenutzung erscheinen THG-Minderungen möglich, wenn zusätzlich zu Substitutionseffekten Kohlenstoff in langlebigen Produkten (z. B. im Holzbau) fixiert wird. Diese Bilanz kann sich aber mit abnehmenden Substitutionseffekten verschlechtern, so dass in Zukunft auch die THG-Bilanz von langlebigen Biomasseprodukten ungünstig ausfallen kann. Auch hierzu besteht ein deutlicher Forschungsbedarf.

Die Berücksichtigung von verpassten Senkenleistungen auf Anbauflächen ähnelt vom Bilanzcharakter dem Konzept der THG-Minderung durch die Substitution, denn es werden ebenso zwei alternative Nutzungsoptionen miteinander verglichen. Der Unterschied ist aber, dass die verpasste Senkenleistung direkt mit der Bewirtschaftung einer Fläche verbunden ist. So unterbindet die Ackernutzung aktiv die Sukzession hin zu einem Wald. Dieser Aspekt ist also viel direkter mit der Biomasseproduktion verbunden als die Annahme dazu, welche alternativen Produkte einer Biomassenutzung gegenüberzustellen sind (z. B. Biogasstrom versus Kohlestrom – warum nicht Biogasstrom versus den Strommix oder versus Windstrom?).

Damit THG-Bilanzen für Biomasse umfassend die Klimawirkung der Biomassenutzung abbilden, bedarf es also zweier zentraler Erweiterungen:

- **Veränderungen von Substitutionseffekten müssen über die Zeitachse betrachtet werden.**
- **Verpasste Senkenleistungen müssen in Treibhausgasbilanzen von Biomasse einfließen.**

6 Welchen Produkten werden Emissionen der Biomassenutzung zugeordnet?

Häufig ist die Erzeugung von Produkten miteinander verbunden. Ein typisches Beispiel ist die Produktion von Strom und Wärme in einem Biogas-Blockheizkraftwerk. Für diese beiden Produkte Wärme und Strom muss eine Aufteilung der THG-Emissionen der Biogasproduktion erfolgen, die sogenannte Allokation.³⁶ Weitere Beispiele sind Rapsöl und der Presskuchen (Viehfutter) oder

³⁵ Lauf Bundes-Klimaschutzgesetz soll bis zum Jahr 2040 eine THG-Minderung von 88 % und bis zum Jahr 2045 Treibhausgasneutralität für Deutschland erreicht sein.

³⁶ Allokation erfolgt in Ökobilanzen (Lebenszyklusanalyse, Lifecycle Assessment, LCA) auch für andere Parameter (z. B. Energieeinsatz, Luftschadstoffe oder Flächennutzung).

Sägeholz und Sägenebenprodukte. Für die Allokation gibt es grundsätzlich mehrere methodische Ansätze, mit denen THG-Emissionen aus der Vorkette auf die verbundenen Hauptprodukte, Nebenprodukte oder Rest- und Abfallstoffe aufgeteilt werden:

- Massentallokation: die Aufteilung der THG-Emissionen der Vorkette erfolgt anteilig zur Masse z. B. des Haupt- und Nebenproduktes.
- Energetische Allokation: die Aufteilung der THG-Emissionen der Vorkette erfolgt anteilig zum Energiegehalt z. B. des Haupt- und Nebenproduktes.
- Ökonomische Allokation: die Aufteilung der THG-Emissionen der Vorkette erfolgt anteilig zum ökonomischen Wert z. B. des Haupt- und Nebenproduktes.
- Befreiung: einem Teil des betrachteten Stoffstroms werden keine THG-Emissionen der Vorkette zugewiesen. Dies ist bei Abfällen (Entsorgung) nötig und z. T. auch bei Reststoffen (keine ökonomische Nutzung) üblich. Hier sind aber die Abgrenzungen z. T. schwierig oder fließend. So wird z. B. Sägerestholz als Spanplatte oder Pellets in Wert gesetzt und sollte nicht von den Emissionen der Vorkette befreit werden.

Welche Form der Allokation angewandt wird, ist abhängig von der Art der Produkte. Es sollte möglichst eine Allokation nach physischen Größen wie Masse oder Energiegehalt erfolgen. Eine ökonomische Allokation sollte nur in begründeten Ausnahmen verwendet werden, um starke Verzerrungen zu vermeiden (ISO 14044³⁷).

Eine Befreiung kann je nach Produkt und Rest- bzw. Abfallstoff gerechtfertigt sein. Sie birgt aber Risiken, da dann die Emissionen allein dem Hauptprodukt zugewiesen werden. Wird so z. B. Durchforstungsholz von den Emissionen der Waldbewirtschaftung befreit, müssten diese Emissionen den im Wald verbleibenden Zielbäumen zugewiesen werden. Da Durchforstung und Ernte über lange Zeiträume erfolgen, können so verhältnismäßig hohe Emissionssummen entstehen.

Ebenfalls in der THG-Berichterstattung findet eine Allokation, die sog. Sektorallokation, statt. Hier werden THG-Emissionen, die bei Aktivitäten und Produkten anfallen, nach eindeutigen Regeln Sektoren wie Verkehr, Industrie, Gebäude oder Landwirtschaft zugewiesen, um auf der Ebene eines Landes Doppelzählungen zu verhindern. So werden z. B. die Emissionen der Holzernte dem Landwirtschaftssektor und der Holztransport dem Verkehrssektor zugewiesen. Substitutionseffekte im Zuge der Holznutzung werden in den Sektoren, die das Holz nutzen, verrechnet, und die Veränderung der Senkenleistung auf der Waldebene durch die Holzernte wird im LULUCF-Sektor bilanziert. Die Sektorallokation ist also eine Aufteilung von THG-Emissionen von Prozessketten auf Sektoren, die in einem Land berichtet werden. Die Allokation im Rahmen einer THG-Bilanz ist hingegen eine Aufteilung von Emissionen einer Vorkette auf Haupt-, Nebenprodukte und Rest- und Abfallstoffe.

³⁷ DIN EN ISO 14044:2018-05: Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (<https://www.beuth.de/de/norm/din-en-iso-14044/279938986>)

7 Weitere Aspekte

7.1 Was sind Verlagerungseffekte durch Biomassenutzung (Leakage)?

Das Potenzial an Biomasse setzt sich aus Anbaubiomasse aus der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft, sowie der mit der Produktion bzw. Nutzung verbundenen Rest- und Abfallstoffe zusammen. Es ist selbsterklärend, dass jede Menge an Biomasse zu einem Zeitpunkt nur für eine Nutzung herangezogen werden kann. Besteht eine Nachfrage nach einem Typ Biomasse aus mehreren Nutzungen, so kommt es zu einer Konkurrenz um diese Biomasse. Bei Anbaubiomasse ist diese Konkurrenz auch direkt mit der Anbaufläche verbunden. Als Folge kann es zu Verlagerungseffekten kommen, wenn eine vorherige Biomassenutzung durch eine andere ersetzt wird. Ein typisches Beispiel für eine Verdrängungskette ist: die neue Nachfrage nach Biodiesel führt zu einer neuen Nutzung von Rapsöl aus Deutschland, das vorher als Lebensmittel verwendet wurde. Da die Nachfrage nach dem Lebensmittel noch besteht, wird Pflanzenöl von anderen Anbauflächen in Deutschland oder einer anderen Region und unter Umständen auch von neu umgewandelten Flächen (z. B. neue Palmöl-Plantage in Indonesien) bezogen. Dieser Effekt wird als indirekte Landnutzungsänderung (*indirect land use change*, iLUC) bezeichnet. In ähnlicher Weise können auch Verdrängungseffekte für Holz aus der Forstwirtschaft auftreten. Bei Verdrängungseffekten von Reststoffen spricht man von *indirect residue use change* (iRUC).

7.2 Welche Herausforderungen stellen sich durch höhere Importe von Biomasse?

Zusätzliche Biomasseimporte bedeuten, dass in einem Herkunftsland zusätzliche Biomasse mengen für den Export bereitgestellt werden müssen. Für landwirtschaftliche Anbaubiomasse gibt es drei grundsätzliche Optionen (Hennenberg et al. 2022):

- Ertragssteigerungen im Herkunftsland erlauben eine höhere Produktion, die ausreicht, um auf der bestehenden Fläche die zusätzliche Nachfrage zu bedienen.
- Die bestehende Fläche reicht trotz Ertragssteigerungen nicht aus, um die zusätzliche Nachfrage zu erfüllen, und es werden für die nötige Produktion naturnahe Flächen zu neuem Ackerland umgewandelt.
- Die bestehende Fläche reicht trotz Ertragssteigerungen nicht aus, Regeln im Land verhindern aber eine Ausweitung der Landnutzung. Über Verdrängungseffekte wird die Produktion in andere Regionen verlagert, wo es zu Landnutzungsänderungen kommen kann (siehe Kapitel 7.1).

Hinzu kommt, dass für die Dekarbonisierung im Herkunftsland ebenfalls Biomasse benötigt wird. So konkurriert die inländische Nachfrage im Herkunftsland mit der zusätzlichen Nachfrage aus Deutschland, was steigende Importe erschwert.

7.3 Welche Rolle spielt Zertifizierung für eine nachhaltige Biomassenutzung?

Zertifizierungssysteme setzen Standards, die bei der Produktion und Nutzung von Biomasse erfüllt werden müssen. Für Biomasse existieren zahlreiche Standards, und die ISO-Norm 13065³⁸ „Nachhaltigkeitskriterien für Bioenergie“ setzt einen Meta-Standard für Bioenergie. Das

³⁸ <https://www.beuth.de/de/norm/din-iso-13065/271386386>

Ambitionsniveau von Standards ist aber sehr unterschiedlich (siehe Analyse in Hennenberg et al. 2019, dort Zusammenfassung in Kapitel 2.5).

Die meisten Standards sind freiwillig, und Marktakteure können entscheiden, ob sie den Anforderungen entsprechen wollen. Nachhaltigkeitsanforderungen wie in der RED II sind verpflichtend für ausgewählte Marktsegmente für Biobrennstoffe in der EU. Dies bedeutet in Summe, dass nur ein Teil der nationalen bzw. globalen Biomassenachfrage die Kriterien von Standards erfüllt (verpflichtend oder freiwillig), ein anderer Teil hingegen nicht. Diese Situation führt wiederum zu Verlagerungs- bzw. Verdrängungseffekten (siehe Kapitel 7.1). Selbst innerhalb der Anforderungen der RED II treten Verdrängungseffekte auf: feste Biomasse, die in Anlagen ab einer Gesamtfeuerleistung von 20 MW eingesetzt wird, muss die Nachhaltigkeitsanforderungen erfüllen, nicht aber die in kleineren Anlagen genutzte Biomasse (Hennenberg et al. 2018).

Als Konsequenz ist die Effektivität der Zertifizierung von Biomasse immer davon abhängig, welcher Anteil der gehandelten Biomasse abgedeckt wird und ob Verdrängungseffekte zu erwarten sind. So kann Zertifizierung nur bedingt die Probleme von nicht nachhaltig produzierter Biomasse lösen (Böttcher et al. 2013). Die höheren Anforderungen, die Zertifizierungssysteme an die Biomasseproduktion stellen, können aber auch als *best practice* Beispiele auf Anforderungen an den Anbau außerhalb der Zertifizierung wirken.

7.4 Welche Kriterien für eine Priorisierung der Biomassenutzung in den Sektoren sollten gelten?

Biomasse und Landfläche sind begrenzte Ressourcen, die in den unterschiedlichen Sektoren für verschiedenste Nutzungen angefragt werden. Die aktuelle Marktsituation von Angebot und Nachfrage, von Preisen für Biomasse und Kosten für Nutzungspfade sowie das individuelle Nutzungsverhalten der Akteure führen nicht zwangsläufig zu Flächen- und Biomassenutzungen, mit denen die Zielsetzungen der Bundesregierung erreicht werden. Um hier eine Lenkungswirkung im politischen und gesellschaftlichen Raum zu erreichen, sollten in der Nationalen Biomassestrategie daher Grundannahmen bzw. Priorisierungen getroffen und in Regelungen umgesetzt werden:

- Eine Biomassenutzung darf nur im Rahmen von nachhaltigen Biomassepotenzialen stattfinden. Diese Potenziale sollten regelmäßig überprüft werden.³⁹
- Biomasse sollte prioritär in Bereichen eingesetzt werden, für die es keine Alternative gibt:
 - Ernährung
 - Vorrang für die Produktion von pflanzlicher Nahrung für die inländische Nachfrage.
 - Vorrang für die Produktion von Exporten von pflanzlicher Nahrung für den Weltmarkt, wenn dort Engpässe bestehen.

³⁹ Beispiel: In Zeller et al. (2012) wird für Deutschland ein Strohpotenzial von 8,0 bis 13,2 Mio. t Frischmasse ausgewiesen. In der Datenbank des Deutschen Biomasseforschungszentrums wird nach Neuberechnungen ein mobilisierbares technisches Potenzial von nur noch 5,0 Mio. t Frischmasse genannt (<https://webapp.dbfz.de/resources/?lang=de>).

- Vorrang für Tierfutter für die Produktion von tierischen Nahrungsmitteln für den inländischen Bedarf. Der Umfang sollte sich an den Empfehlungen für eine gesunde Ernährung ausrichten.⁴⁰
- Umweltaspekte wie Klimaschutz und Ökologisierung der Landwirtschaft.
 - Das Erreichen von Umweltzielen hängt mit der Art der Flächennutzung zusammen. Hierzu zählen z. B. die Minderung der THG-Emissionen auf landwirtschaftlichen Flächen (Vernässung von Moorstandorten, Verringerung der N-Gabe (Quelle für Lachgas), Renaturierung von Flächen) und der Anteil an Flächen für den ökologischen Landbau und damit erreichbare positive Auswirkungen auf z. B. Biodiversität und Gewässerschutz. Diese Ziele verändern die Kulisse der landwirtschaftlichen Flächennutzung. Auch im Wald verändern Ziele zur Senkenleistung die Anforderungen an die Waldbewirtschaftung und damit der Holzentnahme (Rückkopplung auf die Biomassepotenziale).
- In Bereichen, in denen eine stoffliche oder energetische Biomassenutzung nur schwer oder nicht zu ersetzen ist, sollte diese vorrangig erfolgen. In Bereichen, in denen es möglich ist (z. B. E-Auto und PV, Kapitel 2.5), sollten Alternativen genutzt werden.
 - Eine stoffliche Biomassenutzung sollte vor einer energetischen Biomassenutzung stehen, solange sie ökologisch vorteilhaft ist (THG-Bilanz, Luftschadstoffe etc.).

8 Zusammenfassung und Fazit

Die Entwicklung einer Nationalen Biomassestrategie bewegt sich in einem komplexen Umfeld von unterschiedlichen möglichen Flächennutzungen, Biomasseprodukten und Nutzungsoptionen der Biomasse. Hinzu kommen politische Zielsetzungen, die positiv⁴¹ aber auch negativ⁴² rückgekoppelt sein können. Durch hieraus resultierende **Flächenkonkurrenz** und **Nutzungskonkurrenz** bestehen enge Wechselwirkungen zwischen Land- und Forstwirtschaft in Bezug auf die Biomasseproduktion und anderen Sektoren hinsichtlich der Biomassenutzung. Dies bedeutet, dass die Biomasseproduktion direkte Auswirkungen auf die Bereitstellung anderer Leistungen der Land- und Forstwirtschaft hat. Beispiele sind die Bereitstellung von Kapazitäten der Kohlenstoffspeicherung im Wald und die Holzproduktion, Emissionen aus der Nutzung drainierter Moorböden und landwirtschaftliche Produktion auf diesen Flächen oder Ackernutzung und die Renaturierung der Fläche.

Die **Flächennutzung** sollte im Rahmen der Nationalen Biomassestrategie als ein eigenständiger, strategischer Aspekt betrachtet werden. Dabei sollte einfließen, für welche Nutzung zukünftig Biomasse vorrangig bereitstehen sollte, welche land- und forstwirtschaftlichen Anbauverfahren angewandt werden sollten, welche Ökosystemleistungen (z. B. Senkenleistung) bzw. negativen Umweltauswirkungen (z. B. Gewässerbelastung mit Nitrat) eine Flächennutzung hervorruft und ob es alternative, vorteilhafte Flächennutzungen (z. B. PV statt Bioenergie) gibt. Um Veränderungen in

⁴⁰ Z. B. <https://www.dge.de/>

⁴¹ Alte Buchenwälder aus der Nutzung zu nehmen, um die Waldsenke zu erhalten, unterstützt Zielsetzungen für den Erhalt der biologischen Vielfalt.

⁴² Ökologische Landwirtschaft verringert die Stickstoffüberschüsse bzw. Nitratbelastung von Gewässern. Gleichzeitig steigt aber der Bedarf an landwirtschaftlicher Fläche.

der Flächennutzung zu erreichen, kann eine **Veränderung des Nutzerverhaltens** bedeutend sein (z. B. Verzehr von mehr pflanzlichen statt tierischer Proteine setzt Flächen frei).

Trocken bewirtschaftete organische Böden (Moorböden) emittieren sehr große Mengen an Treibhausgasen. Die Nationale Biomassestrategie sollte eng mit der **Nationalen Moorschutzstrategie** abgestimmt werden, da der **Moorbodenschutz** durch Vernässung von Flächen die landwirtschaftliche Flächenkulisse verändert und auf entstehenden Paludikulturflächen neue Produkte angebaut werden können (z. B. Torfmoosanbau). Ebenso sollte eine enge Verzahnung mit den Zielen der **Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie** und der **Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt** erfolgen. Zur Zielerreichung kann die Ökologisierung der Landnutzung einen deutlichen Beitrag leisten (z. B. Reduktion der Stickstoffüberschüsse).

Mittels Szenarienvergleich lassen sich z. B. **Auswirkungen der Biomassenutzung auf die Kohlenstoffspeicherung im Wald** quantifizieren. Der so berechnete CO₂-Speichersaldo gibt an, wie stark die mögliche CO₂-Speicherleistung des Waldes durch die Entnahme von einem Kubikmeter Holz verringert wird. Die im Holz gespeicherte Menge an CO₂ kann als alternativer Wert verwendet werden. Wird der Wald weniger intensiv genutzt, ist der Wald eine stärkere Senke für Kohlenstoff. In gleicher Weise kann die durch Ackernutzung verpasste Senkenleistung durch Renaturierung bewerten werden. So kann die Aufforstung auf Ackerflächen mehr CO₂ speichern, als mit der Nutzung von Biokraftstoffen an Treibhausgasen gegenüber fossilen Kraftstoffen gemindert werden kann.

Die Kohlenstoffpools für Waldbiomasse und Holzprodukte sind sehr eng miteinander verbunden. **Holzprodukte** tragen allerdings nur dann zur Emissionsminderung bei, wenn sie langlebig sind und dadurch den Kohlenstoff länger zurückhalten, als dies im Wald beim Verbleiben des Holzes als lebende und tote Biomasse der Fall gewesen wäre.

Holzprodukte können dazu beitragen, die Emissionen in anderen Sektoren zu verringern (**Substitution**), indem sie Produkte und Verwendungszwecke ersetzen, die im Vergleich zu Holzprodukten einen höheren Energieaufwand für die Emission fossiler Brennstoffe erfordern. Eine Holznutzung ist aus Sicht des Klimaschutzes aber nur dann sinnvoll, wenn die THG-Emissionen des Holzprodukts geringer sind als die THG-Emissionen ersetzter CO₂-intensiver Stoffe oder fossiler Energiequellen.

Veränderungen von natürlichen Senken, die durch eine Biomasseproduktion beeinflusst werden (z. B. verpasste Renaturierung durch Ackernutzung, reduzierte Senkenleistung durch Waldholzernte), sollten in **THG-Bilanzen** integriert werden. Nur so können Effekte sichtbar gemacht werden und in politische Entscheidungsprozesse einfließen. Als Konsequenz sollten **Emissionsfaktoren für Biomasse nicht mehr gleich null** gesetzt werden.

Treten in einer Produktionskette Haupt- und Nebenprodukte sowie Rest- und Abfallstoffe auf, sollte eine **Allokation** von Umweltwirkungen möglichst nach physischen Größen wie Masse oder Energiegehalt erfolgen. Eine ökonomische Allokation sollte nur in begründeten Ausnahmen verwendet werden, um starke Verzerrungen zu vermeiden.

Als zusätzliche Aspekte werden **Verlagerungseffekte** in Folge von Nutzungskonkurrenzen, Herausforderungen zusätzlicher **Importe**, Grenzen der **Zertifizierung** und Kriterien für eine **Priorisierung** der Biomassenutzung kurz betrachtet.

Literaturverzeichnis

- Bach, M.; Häußermann, U.; Klement, L.; Knoll, L.; Breuer, L.; Weber, T.; Fuchs, S.; Heldstab, J.; Reutemann, J.; Schäpp, B. (2020): Reaktive Stickstoffflüsse in Deutschland 2010-2014 (DESTINO Bericht 2) (Texte, 64/2020). Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_2020_64_reaktive_stickstofffluesse_in_deutschland_2010-2014.pdf, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- BMEL (2022): Torffrei gärtnern, Klima schützen. Die Torfminderungsstrategie des BMEL. BMEL (Hg.). Online verfügbar unter https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/torf-minderungsstrategie.pdf?__blob=publicationFile&v=4.
- BMWK; BMUV; BMEL (2022): Ausbau der Photovoltaik auf Freiflächen im Einklang mit landwirtschaftlicher Nutzung und Naturschutz, Eckpunktepapier. Bundesregierung (Hg.). Berlin. Online verfügbar unter https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Downloads/E/eckpunktepapier-ausbau-photovoltaik-freiflaechenanlagen.pdf?__blob=publicationFile&v=12, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- Bolte, A.; Höhl, M.; Hennig, P.; Schad, T.; Kroiher, F.; Seintsch, B.; Englert, H.; Rosenkranz, L. (2021): Zukunftsaufgabe Waldanpassung. In: *AFZ DerWald* (4), S. 12–16.
- Böttcher, H.; Frank, S.; Havlík, P. & Elbersen, B. (2013): Future GHG emissions more efficiently controlled by land-use policies than by bioenergy sustainability criteria. In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 2013, S. 115–125. Online verfügbar unter doi:10.1002/bbb.1369.
- Bowler, D. E.; Heldbjerg, H.; Fox, A. D.; Jong, M. de; Böhning-Gaese, K. (2019): Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. In: *Conservation Biology* 33, S. 1120–1130. DOI: 10.1111/cobi.13307.
- Bundesregierung (2021): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie, Weiterentwicklung 2021. Online verfügbar unter <https://www.bundesregierung.de/resource/blob/998006/1873516/3d3b15cd92d0261e7a0bc8f43b7839/2021-03-10-dns-2021-finale-langfassung-nicht-barrierefrei-data.pdf#page=270>, zuletzt geprüft am 10.01.2023.
- Dauber, J.; Müller, A. L.; Schittenhelm, S.; Schoo, B.; Schorpp, Q.; Schrader, S.; Schroetter, S. (2016): Agrarökologische Bewertung der Durchwachsenen Silphie (*Silphium perfoliatum* L.) als eine Biomassepflanze der Zukunft, Schlusssbericht zum Teilvorhaben 1 und 2. Braunschweig. Online verfügbar unter <https://www.fnr.de/ftp/pdf/berichte/22004411.pdf>, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- dena (2021): dena-Leitstudie Aufbruch Klimaneutralität, Eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe. Abschlussbericht. Online verfügbar unter <https://www.dena.de/newsroom/publikationsdetailansicht/pub/abschlussbericht-dena-leitstudie-aufbruch-klimaneutralitaet/>, zuletzt geprüft am 09.05.2022.
- Drexler, S.; Gensior, A.; Don, A. (2021): Carbon sequestration in hedgerow biomass and soil in the temperate climate zone. In: *Regional Environmental Change* 21. DOI: 10.1007/s10113-021-01798-8.
- Ebertseder, T.; Engels, C.; Heyn, J.; Reinhold, J.; Brock, C.; Fürstenfeld, F.; K.-J. Hülsbergen, K.-J.; Isermann, K.; Kolbe, H.; Leithold, G.; Schmid, H.; Schweitzer, K.; Willms, M. et al. (2014): VDLUFA Standpunkt Humusbilanzierung, Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (Hg.). Speyer. Online verfügbar unter <https://vdlufa2.kdprojekte.de/wp-content/uploads/2021/05/11-Humusbilanzierung.pdf>, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- EEA - European Environment Agency (2020): State of nature in the EU, Results from reporting under the nature directives 2013-2018. European Environment Agency. Online verfügbar unter

- <https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020>, zuletzt geprüft am 10.01.2023.
- Fehrenbach, H.; Bischoff, M.; Böttcher, H.; Reise, J.; Hennenberg, K. J. (2022): The missing limb: Including impacts of biomass extraction on forest carbon stocks in greenhouse gas balances of wood use. In: *Forests* 13, S. 1–14. DOI: 10.3390/f13030365.
- Fehrenbach, H.; Bürck, S. (2022): CO₂-Opportunitätskosten von Biokraftstoffen in Deutschland. ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (Hg.). Heidelberg. Online verfügbar unter [https://www.ifeu.de/fileadmin/uploads/pdf/CO₂_Opportunit%C3%A4tskosten_Biokraftstoffe_1602022__002_.pdf](https://www.ifeu.de/fileadmin/uploads/pdf/CO2_Opportunit%C3%A4tskosten_Biokraftstoffe_1602022__002_.pdf), zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- FNR (2022): Basisdaten Bioenergie Deutschland 2022. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe. Gülzow-Prüzen. Online verfügbar unter https://www.fnr.de/fileadmin/Projekte/2022/Mediathek/broschuere_basisdaten_bioenergie_2022_06_web.pdf, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- Förster, L.; Burmeister, J.; Walter, R.; Ebertseder, F.; Wiesmeier, M.; Solbach, J.; Parzefall, S.; Hartmann, A.; Fritz, M. (2021): Ertragsstabilität, Etablierung und Umweltparameter mehrjähriger Energiepflanzen – Dauerkulturen II (TFZ, 71). Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (Hg.). Straubingen. Online verfügbar unter https://www.tfz.bayern.de/mam/cms08/rohstoffpflanzen/dateien/tfz_bericht_71_dauerkulturen_2.pdf, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- Fritz, M.; Formowitz, B. (2009): Anbau und Nutzung - Informationen für die Praxis. (TFZ, 19). Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (Hg.). Online verfügbar unter https://www.tfz.bayern.de/mam/cms08/rohstoffpflanzen/dateien/bericht_19_gesch_tzt.pdf, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- Greifswald Moor Centrum (2022): Informationspapier des Greifswald Moor Centrum zu Photovoltaik-Anlagen auf Moorböden. Online verfügbar unter https://www.greifswaldmoor.de/files/dokumente/Infopapiere_Briefings/Positionspapier_PV-auf-Moor_fin.pdf, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- Hararuk, O.; Kurz, W. a.; Didion, M. (2020): Dynamics of dead wood decay in Swiss forests. In: *Forest Ecosystems* 7. DOI: 10.1186/s40663-020-00248-x.
- Hartmann, A.; Burmeister, J.; Fritz, M.; Walter, R. (2018): Dauerkulturen, Aufzeigen der bayernweiten Anbaueignung (TFZ, 54). Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (Hg.). Straubingen. Online verfügbar unter https://www.tfz.bayern.de/mam/cms08/rohstoffpflanzen/dateien/tfz_bericht_54_dauerkulturen_ges.pdf, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- Hennemann-Kreikenbohm, I.; Jennemann, L.; Kinast, P.; Peters, W.; Schöne, F. (2015): Naturverträgliche Anlage und Bewirtschaftung von Kurzumtriebsplantagen (KUP). NABU (Hg.). Berlin. Online verfügbar unter https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/160303-nabu_naturvertraegliche-anlage-kup.pdf, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- Hennenberg, K. J.; Böttcher, H.; Bradshaw, C. J. A. (2018): Revised European Union renewable-energy policies erode nature protection. In: *Nature Ecology & Evolution* 2 (10), S. 1519–1520. DOI: 10.1038/s41559-018-0659-3.
- Hennenberg, K. J.; Gebhardt, S.; Wimmer, F.; Distelkamp, M.; Lutz, C.; Böttcher, H.; Schaldach, R. (2022): Germany's Agricultural Land Footprint and the Impact of Import Pattern Allocation. In: *Sustainability* 14 (1), S. 105. DOI: 10.3390/su14010105.
- Hennenberg, K. J.; Wiegmann, K.; Fehrenbach, H.; Detzel, A.; Köppen, S.; Schlecht, S. (2019): Implementierung von Nachhaltigkeitskriterien für die stoffliche Nutzung von Biomasse im Rahmen des Blauen Engel (Teil 1). Umweltbundesamt (Hg.). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/implementierung-von-nachhaltigkeitskriterien-fuer>.

- Jochem, D.; Weimar, H.; Dieter, M. (2020): Holzeinschlag 2019 steigt – Nutzung konstant. In: *Holz-Zentralblatt* (33), S. 593–594. Online verfügbar unter https://www.thuenen.de/media/institute/wf/HM_div._Statistik_Dateien/Dateien_-_Bilanzen_-_Tabellen/Wald/Einschlagrueckrechnung/dn062585.pdf.
- Luick, R.; Hennenberg, K.; Leuschner, C.; Grossmann, M.; Jedicke, E.; Schoof, N.; Waldenspuhl, T. (2021): Urwälder, Natur- und Wirtschaftswälder im Kontext von Biodiversitäts- und Klimaschutz - Teil 1: Funktionen für die biologische Vielfalt und als Kohlenstoffsенke und -speicher. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung (NuL)* 53 (12), S. 12–25. DOI: 10.1399/NuL.2021.12.01.
- Mosquera-Losada, M. R.; Santiago-Freijanes, J. J.; Rois-Díaz, M.; Moreno, G.; Herder, M. den; Aldrey-Vázquez, J. A.; Ferreira-Domínguez, N.; Pantera, A.; Pisanelli, A.; Rigueiro-Rodríguez, A. (2018): Agroforestry in Europe: A land management policy tool to combat climate change. In: *Land Use Policy* 78, S. 603–613. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.06.052.
- Muller, A.; Schader, C.; El-Hage Scialabba, N.; Brüggemann, J.; Isensee, A.; Erb, K.-H.; Smith, P.; Klocke, P.; Leiber, F.; Stolze, M.; Niggli, U. (2017): Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. In: *Nature communications* 8 (1), S. 1290. DOI: 10.1038/s41467-017-01410-w.
- Närmann, F.; Birr, F.; Kaiser, M.; Neger, M.; Luthardt, V.; Zeitz, J.; Tanneberger, F. (2021): Klimaschonende, biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung von Niedermoorböden (BfN-Skripten, 616). BfN (Hg.). Bonn - Bad Godesberg.
- Prognos; Öko-Institut; Wuppertal-Institut - Wuppertal-Institut für Klima, Umwelt, Energie (2021): Klimaneutrales Deutschland 2045, Wie Deutschland seine Klimaziele schon vor 2050 erreichen kann. Berlin. Online verfügbar unter https://static.agora-energiewende.de/fileadmin/Projekte/2021/2021_01_DE_KNDE2045/KNDE2045_Langfassung.pdf, zuletzt geprüft am 10.01.2023.
- Reichelt, F.; Lechtape, C. (2019): Greifswalder Moorstudie - Abschlussbericht Emissionsbilanzierung und Handlungsempfehlungen für die Moorflächen im Greifswalder Stadtgebiet, Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe 01/ 2019 (Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe, 01/2019). Greifswald. Online verfügbar unter https://www.greifswaldmoor.de/files/dokumente/GMC%20Schriften/2019-01_Reichelt&Lechtape_Titel_FR_gro%C3%9F.pdf, zuletzt geprüft am 10.01.2023.
- Röhling, S.; Dunger, K.; Kändler, G.; Klatt, S.; Riedel, T.; Stümer, W.; Brötz, J. (2016): Comparison of calculation methods for estimating annual carbon stock change in German forests under forest management in the German greenhouse gas inventory. In: *Carbon Balance Manage* 11. DOI: 10.1186/s13021-016-0053-x.
- Rosenkranz, L.; Englert, H.; Jochem, D.; Seintsch, B. (2018): Methodenbeschreibung zum Tabellenrahmen der European Forest Accounts und Ergebnisse der Jahre 2014 und 2015 (2. revidierte Fassung), Abschlussbericht Teilprojekt 3. Thünen-Institut (Hg.). Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/UGR/landwirtschaft-wald/Publikationen/Downloads/waldgesamtrechnung-5850019159004.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- Rüter, S. (2017): Der Beitrag der stofflichen Nutzung von Holz zum Klimaschutz – Das Modell WoodCarbonMonitor. Dissertation. Technische Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Holzforschung München, Lehrstuhl für Holzwissenschaft. München. Online verfügbar unter https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn058534.pdf, zuletzt geprüft am 10.01.2023.
- Sanders, J.; Heß, J. (Hg.) (2019): Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft, Thünen-Institut (Thünen Report Nr. 65). Braunschweig. Online verfügbar unter https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-report/Thuenen_Report_65.pdf, zuletzt geprüft am 10.01.2023.
- Scheffler, M.; Wiegmann, K. (2022): Gesundes Essen fürs Klima. Auswirkungen der Planetary Health Diet auf den Landwirtschaftssektor: Produktion, Klimaschutz, Agrarflächen., Studie im

- Auftrag von Greenpeace. Öko Institut e.V. (Hg.). Berlin, Darmstadt. Online verfügbar unter https://www.greenpeace.de/publikationen/Gesundes%20Essen%20f%C3%BCr%20das%20Klima_0.pdf, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- Seibold, S.; Gossner, M. M.; Simons, N. K.; Blüthgen, N.; Müller, J.; Ambarlı, D.; Ammer, C.; Bauhus, J.; Fischer, M.; Habel, J. C.; Linsenmair, K. E.; Nauss, T.; Penone, C. et al. (2019): Arthropod decline in grass-lands and forests is associated with landscape-level drivers. In: *Nature* 574, S. 671–674. DOI: 10.1038/s41586-019-1684-3.
- Seserman, D.-M.; Freese, D.; Swieter, A.; Langhof, M.; Veste, M. (2019): Trade-Off between Energy Wood and Grain Production in Temperate Alley-Cropping Systems: An Empirical and Simulation-Based Derivation of Land Equivalent Ratio. In: *Agriculture* 9. DOI: 10.3390/agriculture9070147.
- Soimakallio, S.; Böttcher, H.; Niemi, J.; Mosley, F.; Turunen, S.; Hennenberg, K. J.; Reise, J.; Fehrenbach, H. (2022): Closing an open balance: The impact of increased tree harvest on forest carbon. In: *GCB Bioenergy*. DOI: 10.1111/gcbb.12981.
- Somarriba, E. (1992): Revisiting the past: an essay on agroforestry definition. In: *Agro-forest Syst* 19, S. 233–240. DOI: 10.1007/BF00118781.
- Tegetmeyer, C.; Barthelmes, K.-D.; Busse, S.; Barthelmes, A. (2021): Aggregierte Karte der organischen Böden Deutschlands, 2., überarbeitete Fassung (Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe 01/2021). Greifswald Moor Centrum. Online verfügbar unter https://www.greifswaldmoor.de/files/dokumente/GMC%20Schriften/2021-01_Tegetmeyer%20et%20al.pdf, zuletzt geprüft am 10.01.2023.
- Thünen Institut (2019): Kohlenstoffinventur 2017. Thünen Institut, Institut für Waldökosysteme. Online verfügbar unter <https://bwi.info/start.aspx>.
- Tiemeyer, B.; Freibauer, A.; Borraz, E. A.; Augustin, J.; Bechtold, M.; Beetz, S.; Beyer, C.; Ebli, M.; Eickenscheidt, T.; Fiedler, S.; Förster, Christoph, Gensior, Andreas; Giebels, M.; Glatzel, S. et al. (2020): A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. In: *Ecological Indicators* 109. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105838>.
- UBA (2022): Nationaler Inventarbericht, Detaillierte Berichtstabellen CRF 2021. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter https://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/mmr/art07_inventory/ghg_inventory/envyefchw/DEU_2022_2020_14012022_064619_started.xlsx/manage_document.
- Welle, T.; Leinen, L.; Bohr, Y., E., M., B.; Vorländer, A., K. (2020): Waldvision für die Europäische Union. Naturwald Akademie im Auftrag von Greenpeace (Hg.). Online verfügbar unter <https://naturwald-akademie.org/wp-content/uploads/2020/11/Waldvision-fuer-die-Europaeische-Union.pdf>, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- Welle, T.; Sturm, K.; Bohr, Y.; Hofmann, S. (2018): Alternativer Waldzustandsbericht: Eine Waldökosystemtypen-basierte Analyse des Waldzustandes in Deutschland anhand naturschutzfachlicher Kriterien. Naturwald Akademie (Hg.), zuletzt geprüft am 10.01.2023.
- Willett, W.; Rockström, J.; Loken, B.; Springmann, M.; Lang, T.; Vermeulen, S.; Garnett, T.; Tilman, D.; DeClerck, F.; Wood, A.; Jonell, M.; Clark, M.; Gordon, L. J. et al. (2019): Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. In: *The Lancet* 393 (10170), S. 447–492. DOI: 10.1016/S0140-6736(18)31788-4.
- Wirth, H. (2022): Aktuelle Fakten zur Photovoltaik in Deutschland. Fraunhofer ISE (Hg.). Online verfügbar unter <https://www.ise.fraunhofer.de/content/dam/ise/de/documents/publications/studies/aktuelle-fakten-zur-photovoltaik-in-deutschland.pdf>, zuletzt geprüft am 22.11.2022.
- Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim BMEL (2021): Die Anpassung von Wäldern und Waldwirtschaft an den Klimawandel, Gutachten des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik. Unter Mitarbeit von Bauhus, J.; Dieter, M.; Farwig, N.; Hafner, A.; Kätzel, R. et al. Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hg.). Berlin. Online verfügbar unter

https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Ministerium/Beiraete/waldpolitik/gutachten-wbw-anpassung-klimawandel.pdf?__blob=publicationFile&v=2, zuletzt geprüft am 09.02.2022.

Zeller, V.; Thrän, D.; Zeymer, M.; Bürzle, B.; Adler, P.; Ponitka, J.; Postel, J.; Müller-Langer, F.; Rönsch, S.; Gröngröft, A.; Kirsten, C.; Weller, N.; Schenker, M. et al. (2012): Basisinformationen für eine nachhaltige Nutzung von landwirtschaftlichen Reststoffen zur Bioenergiebereitstellung (DBFZ-Report, 13). DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH (Hg.). Online verfügbar unter <https://www.dbfz.de/pressemediathek/publikationsreihen-des-dbfz/dbfz-reports/dbfz-report-nr-13>, zuletzt geprüft am 10.01.2023.