
WALDVISION FÜR DIE EUROPÄISCHE UNION

DR. TORSTEN WELLE, LORETTA LEINEN, YVONNE E.-M. B. BOHR,
ANNA K. VORLÄNDER

*„95 % der Europäer glauben, dass der Schutz der Natur entscheidend ist,
um dem Klimawandel zu begegnen.“*

(Europäische Kommission 2019)

im Auftrag der Umweltstiftung Greenpeace



**Naturwald
Akademie**

Inhaltsverzeichnis

Summary	1
Zusammenfassung	3
1 Einleitung	5
2 Daten und Methoden	10
2.1 Waldtypen	11
2.1.1 Ableitung der Naturnähe der Wälder	11
2.2 Der potentielle Holzvorrat der europäischen Wälder	11
2.2.1 Schätzung des aktuellen und des potentiellen Kohlenstoffspeichers	12
2.3 Entwicklung der Holzproduktionsszenarien	14
2.3.1 Holzproduktionspräferenzen	14
2.3.2 Szenarien-Berechnung	15
3 Ergebnisse	19
3.1 Aktueller Holzvorrat und Kohlenstoffbindung unter Berücksichtigung der Naturnähe	19
3.2 Potentieller Holzvorrat und Kohlenstoffbindung	23
3.3 Holzproduktion und Holzproduktionsszenarien	26
3.3.1 Analyse aktueller und vergangener Holzproduktionspräferenzen	26
3.3.2 Einschlagsdaten	28
3.3.3 Business As Usual Szenario (BAU)	36
3.3.4 Back In Time Szenario (BIT)	36
3.3.5 Equal Share Szenario (EQ)	36
3.3.6 Zero Fuelwood Szenario (ZeFu)	37
3.3.7 Vorratsaufbau	37
3.3.8 Theoretisches Holzaufkommen	42
4 Diskussion	44
4.1 Vorratsaufbau in europäischen Wäldern	44
4.2 Rückschlüsse aus den Szenarien	46
4.3 Stoffliche und energetische Nutzung von Holz	49
4.3.1 Holznutzung in der Klimakrise	49
4.3.2 Energetische Substitution	50
4.3.3 Stoffliche Substitution	52
4.3.4 Folgen stofflicher und energetischer Substitution	55
4.3.5 Fazit zur Substitution durch Holz	56
4.4 Datenverfügbarkeit und -qualität	57

5	Schlussfolgerung	59
A	Anhang	79
A.1	Gruppierung der EU-25 Mitgliedstaaten nach geografischer Lage	79
A.2	Tabellen	80
A.3	Abbildungen	89

Abbildungsverzeichnis

1	Rundholzentnahme der EU-25 (Nadel- und Laubholz)	29
2	Produktionsmengen der vier Untersortimente in der EU-25	29
3	Durchschnittliche Rundholzproduktion der EU-25	30
4	Sortimentszusammensetzung Österreichs	32
5	Sortimentszusammensetzung Portugals	32
6	Sortimentszusammensetzung Italiens	33
7	Brennholzanteil der nordeuropäischen Mitgliedstaaten	34
8	Brennholzanteil der mitteleuropäischen Mitgliedstaaten	34
9	Brennholzanteil der osteuropäischen Mitgliedstaaten	35
10	Brennholzanteil der südeuropäischen Mitgliedstaaten	35
A1	Sortimentsaufteilung Belgiens	89
A2	Sortimentsaufteilung Bulgariens	89
A3	Sortimentsaufteilung Dänemarks	90
A4	Sortimentsaufteilung Deutschlands	90
A5	Sortimentsaufteilung Estlands	91
A6	Sortimentsaufteilung Finnlands	91
A7	Sortimentsaufteilung Frankreichs	92
A8	Sortimentsaufteilung Griechenlands	92
A9	Sortimentsaufteilung Irlands	93
A10	Sortimentsaufteilung Kroatiens	93
A11	Sortimentsaufteilung Lettlands	94
A12	Sortimentsaufteilung Litauens	94
A13	Sortimentsaufteilung der Niederlande	95
A14	Sortimentsaufteilung Polens	95
A15	Sortimentsaufteilung Rumäniens	96
A16	Sortimentsaufteilung Schwedens	96
A17	Sortimentsaufteilung Slowakei	97

A18	Sortimentsaufteilung Sloweniens	97
A19	Sortimentsaufteilung Spaniens	98
A20	Sortimentsaufteilung Tschechiens	98
A21	Sortimentsaufteilung Ungarns	99
A22	Sortimentsaufteilung des Vereinigten Königreichs	99

Tabellenverzeichnis

1	Ableitung der Naturnähestufen	12
2	Basisdaten	18
3	Flächenanteile der Naturnähestufen	20
4	Diskrepanz zwischen berichteter und berechneter Gesamtbiomasse	21
5	Diskrepanz zwischen berichtetem und berechnetem Kohlenstoffspeicher	22
6	Potential zur Vorratsanreicherung	24
7	Potential zur Kohlenstoffspeicherung	25
8	Sortimentskoeffizienten 2003–2007 und 2013–2017	27
9	Einschlagsintensitäten in den Szenarien	38
10	Jährliches Kohlenstoff-Senkenpotential der Szenarien	39
11	Übersicht der Szenarienergebnisse	40
12	Akkumulierte Holzvorräte der Szenarien	41
13	Holzaufkommen in den Szenarien	43
T1	Aggregierte Waldtypen	80
T2	Potentielle Holzvorräte der aggregierten Waldtypen	81
T3	Berichtete und berechnete Biomassen	83
T4	Berichteter und berechneter Kohlenstoffspeicher	84
T5	Aus berichteten Werten zurückgerechnete Holzdichte	85
T6	Sortimentskoeffizienten der Szenarien	86
T7	Gesamtes Kohlenstoff-Senkenpotential der Szenarien	87
T8	Rundholzaufkommen sowie Anteile von SLP und SKP	88

Abkürzungsverzeichnis

CO₂	Kohlendioxid
Abb.	Abbildung
CO₂-Äq	Kohlendioxid-Äquivalente; Maß für die klimaschädigende Wirkung anderer Substanzen als CO ₂ (z.B. CH ₄ oder N ₂ O)
BAU	Szenario „business as usual“
BEF	Biomasse-Expansionsfaktoren
BHD	Brusthöhendurchmesser
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BIT	Szenario „back in time“
BMEL	Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BMWi	Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie
CEPI	Confederation of European Paper Industries
CH₄	Methan
CO₂-eq	Carbon dioxide equivalent - s. CO ₂ -Äq
EASAC	European Academies' Science Advisory Council
EEA	European Environment Agency
EERL	Erneuerbare-Energien-Richtlinie
EFI	European Forest Institute
EIA	Environmental Investigation Agency
EQ	Szenario „equal share“
EU	Europäische Union
EU-25	Die in der Studie untersuchten 25 Mitgliedstaaten der EU ohne Luxemburg, Zypern und Malta, jedoch mit dem Vereinigten Königreich
EU-27_2007	Bis 2020 „EU-27“, die 27 Mitgliedstaaten der EU von 2007-2013
EU-28	Die 28 Mitgliedstaaten der EU von 2013-2020
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen)
GIS	Geographisches Informationssystem
ha	Hektar
ICP-Forests	International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (Internationales Kooperationsprogramm Wälder)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (Weltklimarat)
IUCN	International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (Weltnaturschutzunion)
m	Meter
m³	Kubikmeter

MCPFE	Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa)
Mio.	Millionen
Mrd.	Milliarden
N₂O	Lachgas
NABU	Naturschutzbund Deutschland e. V.
NRDC	Natural Resources Defense Council
o.D.	ohne Datum
pnV	potentiell natürliche Vegetation
RH	Gesamtrundholz
SoKo	Sortimentskoeffizient
SKE	Steinkohleeinheit
SKP	Sortimente für primär kurzlebige Produkte (Faser- und Brennholz)
SLP	Sortimente für primär langlebige Produkte (Säge- und Furnierholz, sonstiges Industrieholz)
Sort.	Sortimente
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
t	Tonnen
Tbl.	Tabelle
UBA	Umweltbundesamt
UN	United Nations (Vereinte Nationen)
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe (Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen)
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change (Klimarahmenkonvention)
UNFF	United Nations Forum on Forests (Waldforum der Vereinten Nationen)
WWF	World Wide Fund For Nature
ZeFu	Szenario „zero fuelwood“

Summary

In early 2020, the European Commission presented the Green Deal, which states that Europe should achieve the goal of net zero emissions by 2050. Forests play a central role in this process, as a significant carbon sink and a treasury of biodiversity on the one hand, and as a recreational area and a supplier of resources on the other. It is therefore of great importance to weigh up the management of forests so that their multiple functions are preserved in the long term. International studies show that additional quantities of CO₂ can be stored in the long term by reforestation, by exploiting the natural potential of forests and by improved forestry. In this way, forests can also contribute to achieving the goals of the Paris Climate Change Agreement.

The present study shows how the European Union can expand the carbon sink of forests through minimum impact, close to nature forestry. For this purpose, the theoretical CO₂ storage potential of close to nature forests was calculated and four different scenarios of wood production were developed. Different carbon storage potentials and compositions of the timber production from 2018 up to the year 2050 were calculated by different felling intensities and a reduction of wood assortments for short-term products. With regard to carbon sequestration in the pool of wood products and through material substitution, the study is confined to presenting and discussing these due to the complex and hardly predictable assumptions. Energy substitution is also examined in detail and critically. The forests of the European Union (here EU-25) have an average growing stock of currently 155 m³ per hectare. Taking into account the natural potential of these forests, a growing stock of 406 m³ per hectare could theoretically be achieved. Thus, 2.5 times more CO₂ – potentially 94 billion t CO₂ instead of currently approximately 36.3 billion t CO₂ – could be stored. The first of the four wood production scenarios, the „Business As Usual“ (BAU) scenario, continues the current forest management practice and results in an annual sequestration potential of 245.4 million t CO₂ and a potential growing stock of 196 m³ per hectare (until 2050). The second „Back In Time“ (BIT) scenario is focusing on a reduction of short-term wood products to the average level of 2003–2007. This scenario reaches an annual sequestration potential of 309 m³ t CO₂ and a potential growing stock of 205 m³ per hectare. The assumption for the third scenario includes an entire reduction of wood fuel production. This „Zero Fuelwood“ (ZeFu) scenario ends up in an annual CO₂ sequestration of 456 million t CO₂ and a potential growing stock of 227 m³ per hectare. The greatest effect is achieved in the fourth „Equal Share“ (EQ) scenario where the felling intensity is reduced to 60 % by 2030 and to 50 % between 2030–2050. This results in an average annual sequestration of 488 million t CO₂ and a potential growing stock of 233 m³ per hectare.

The study shows that the theoretical carbon sink potential of forests can be further exploited by promoting closeness to nature through tree species of natural forest communities. Combined with sustainable forest management, which focuses among other aspects on minimizing measures in wood assortments for short-term products, following positive effects can be achieved: Firstly, fewer wood assortments whose products directly end up in the atmosphere as CO₂ are put into circulation. Secondly, the

minimization of forestry measures leads to a close to nature growing stock volume. Thereby, more assortments for long-term wood products can be provided in future and the forest acts as a long-term carbon sink.

In summary, the following measures can enhance the carbon sink potential of forests in the European Union:

- Increasing the growing stock volume in managed forests. In many places these are far below the theoretically possible stock volume.
- Minimising management measures and promoting tree species of the natural forest community. Such a sustainable forest management will increase growing stocks and will create resilient mixed deciduous forests.
- The reduction or even abandonment of fresh wood in fuel wood production. This will increase the growing stock volume and the storage of carbon in forests.
- An amendment to the EU Renewable Energy Directive with regard to the use fuelwood.
- Short-term products should primarily result from a cascade use with as many stages as possible and from optimised recycling.

Zusammenfassung

Die europäische Kommission hat Anfang 2020 den Green Deal vorgestellt, der besagt, dass Europa das Ziel von Netto-Null-Emissionen bis 2050 erreichen soll. Dabei spielt der Wald eine zentrale Rolle, einerseits als bedeutende Kohlenstoffsенke und als Schatzkammer der Artenvielfalt, andererseits als Erholungsort und Ressourcenlieferant. Daher ist es von großer Bedeutung, den Umgang mit dem Wald abzuwägen, sodass seine vielfältigen Funktionen langfristig erhalten bleiben. Internationale Studien zeigen, dass mittels Wiederbewaldung, durch Ausnutzen des natürlichen Potentials von Wäldern und durch eine verbesserte Forstwirtschaft zusätzliche Mengen an CO₂ langfristig gespeichert werden können. Dadurch kann der Wald auch zum Erreichen der Ziele des Pariser Klimaschutzabkommens beitragen.

Die vorliegende Studie zeigt, wie die Europäische Union durch eine naturnahe, eingriffsminimierte Forstwirtschaft die Kohlenstoffsенke Wald ausbauen kann. Dafür wurde das theoretische CO₂-Speicherpotential naturnaher Wälder ermittelt und vier unterschiedliche Holzproduktionsszenarien entwickelt. Durch unterschiedliche Einschlagsintensitäten und eine Reduktion von Sortimenten, die der Herstellung kurzlebiger Produkte dienen, wurden verschiedene Kohlenstoff-Speicherpotentiale und Zusammensetzungen der Holzsortimente von 2018 bis zum Jahr 2050 berechnet. Was die Möglichkeiten der Kohlenstoffbindung im Produktspeicher und durch Materialsubstitution betrifft, beschränkt sich die Studie aufgrund der komplexen und kaum zu prognostizierenden Annahmen darauf, jene darzustellen und zu diskutieren. Auch die energetische Substitution wird ausführlich und kritisch beleuchtet.

Die Wälder der Europäischen Union (EU-25) haben einen durchschnittlichen Holzvorrat von aktuell 155 m³ pro Hektar. Unter Berücksichtigung des natürlichen Potentials dieser Wälder könnte theoretisch ein Holzvorrat von 406 m³ pro Hektar erreicht werden. Somit könnte 2,5-mal mehr CO₂ gespeichert werden – anstatt derzeit ca. 36,3 Mrd. t CO₂ wären potentiell 94 Mrd. t CO₂ möglich. Für die vier Holzproduktionsszenarien ergeben sich bis zum Jahr 2050 für das Szenario, das die aktuelle Waldbewirtschaftung fortführt („Business As Usual“, BAU), ein jährliches Sequestrierungspotential von 245,4 Mio. t CO₂ und ein potentieller Vorrat (bis 2050) von 196 m³ pro Hektar. Betrachtet man ein Szenario, das eine Reduzierung der Sortimente für kurzlebige Produkte auf das mittlere Niveau von 2003–2007 beinhaltet („Back In Time“, BIT), ergibt sich ein jährliches Sequestrierungspotential von 309 Mio. t CO₂ und ein potentieller Vorrat von 205 m³ pro Hektar. Würde man die komplette Brennholzproduktion auf null reduzieren („Zero Fuelwood“, ZeFu), wäre eine jährliche CO₂-Sequestrierung von 456 Mio. t CO₂ und ein potentieller Vorrat von 227 m³ pro Hektar möglich. Den größten Effekt hat das Szenario, in dem der Einschlag bis 2030 auf 60 % und zwischen 2030–2050 auf 50 % reduziert wird („Equal Share“, EQ). Daraus ergibt sich eine durchschnittliche jährliche Sequestrierung von 488 Mio. t CO₂ und ein potentieller Vorrat von 233 m³ pro Hektar.

Die Studie zeigt also, dass durch Förderung der Naturnähe mit Baumarten der natürlichen Waldgesellschaften das theoretische Senkenpotential der Wälder noch weiter ausgeschöpft werden kann. Kombiniert mit einer nachhaltigen Bewirtschaftung, die sich unter anderem auf eine Eingriffsmini-

mierung in den Sortimenten für kurzlebige Produkte fokussiert, sind folgende positive Effekte möglich: Erstens werden dadurch weniger Sortimente in Umlauf gebracht, deren Produkte unmittelbar als CO₂ in die Atmosphäre gelangen. Zweitens findet durch die Eingriffsminimierung ein naturnaher Vorratsaufbau statt, sodass in Zukunft vermehrt langlebige Produkte entstehen können und der Wald als langfristige Kohlenstoffsенke wirkt. Zusammenfassend können folgende Maßnahmen das Kohlenstoff-Senkenpotential der Wälder in der Europäischen Union fördern:

- Eine Erhöhung der Holzvorräte, denn diese liegen vielerorts weit unter dem theoretisch möglichen Vorratsvolumen.
- Eingriffsminimierung und Förderung von Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft. Eine derart nachhaltige Forstwirtschaft führt zu höheren Holzvorräten und resilienten Laubmischwäldern.
- Die Reduzierung von bzw. der Verzicht auf Waldfrischholz bei der Brennholzproduktion trägt zum Vorratsaufbau bei und speichert mehr Kohlenstoff im Wald.
- Eine Änderung der EU-Richtlinie für erneuerbare Energien in Bezug auf die Energieholznutzung.
- Kurzlebige Produkte sollten primär aus einer möglichst stufenreichen Kaskadennutzung sowie aus einem optimierten Recycling entstehen.

1 Einleitung

Durch die stetig steigenden Treibhausgas-Emissionen schreitet der Klimawandel deutlich schneller voran als ursprünglich erwartet. Seine Auswirkungen sind weltweit zu spüren. Maßnahmen zu seiner Eindämmung müssten weitaus ambitionierter sein und schneller umgesetzt werden. Doch angeheizt von steigendem Konsum werden – auch forstliche – Produktionsflächen und -mengen stetig erweitert und tragen zu steigenden Treibhausgas-Emissionen und zum Verlust naturnaher Ökosysteme und der Biodiversität bei. Das für 2020 angesetzte Nachhaltigkeitsziel 15 der UN – der Schutz, die Wiederherstellung und die nachhaltige Nutzung der terrestrischen Ökosysteme – ist im angesetzten Zeitrahmen bereits nicht mehr zu erreichen: Die Degradierung der Ökosysteme und der Verlust an Biodiversität schreitet mit unverminderter Geschwindigkeit voran (Díaz et al., 2019; IUCN, 2017). Speziell die Wälder betreffend lautet das Ziel der UN, die Entwaldung zu stoppen, degradierte Wälder wiederherzustellen und Wiederbewaldung und Aufforstung entscheidend voranzubringen. Global besteht ein Potential von 900 Mio. Hektar Fläche, die wiederbewaldet werden könnte und dadurch zusätzliche 205 Mrd. t Kohlenstoff binden könnte. Wiederbewaldung ist somit eine der effektivsten Lösungen zur Abmilderung des Klimawandels (Bastin et al., 2019b). Die Studie wurde auf wissenschaftlicher Basis stark diskutiert (Friedlingstein et al., 2019; Lewis et al., 2019; Bastin et al., 2019a) und auch wenn man die veröffentlichten Zahlen kritisieren kann (Veldman et al., 2019), bleibt dennoch das Hauptziel der Studie eindeutig, nämlich dass eine Wiederbewaldung auf zusätzlich frei verfügbaren Flächen einen durchaus bedeutenden Beitrag zur Kohlenstoffbindung beitragen kann.

Bis 2020 sollte laut UN auch ein deutlicher Fortschritt in Sachen nachhaltiger Waldbewirtschaftung¹ geschehen sein. Die Realität sieht anders aus: Allein in Deutschland befinden sich 88 % der Wälder in einem naturschutzfachlich schlechten bis sehr schlechten Zustand, fast 50 % der Waldfläche ist naturfern bestockt, strukturreiche, naturnahe Dauerwälder gibt es nur auf ca. 2 % der Waldfläche (Welle et al., 2018). In ganz Europa werden naturferne Douglasien-Plantagen angepflanzt (Bastien et al., 2013), in Frankreich ist sie die bevorzugte Baumart bei Wiederbewaldungen, obwohl die Douglasie teilweise als invasive Art eingestuft wird (Nehring et al., 2013). In Deutschland ist zu erwarten, dass bei fortgeführter Bewirtschaftungsweise Landwirtschafts- und Waldflächen von einer CO₂-Senke, die ca. 14 Mio. t CO₂ im Jahr speichert, zu einer CO₂-Quelle werden, die stattdessen 11–30 Mio. t CO₂ emittieren würde, vor allem aufgrund der hohen Emissionen aus genutzten Moorböden (Emele et al., 2019). Die globalen aus Landnutzung und Landnutzungsänderungen resultierenden CO₂-Emissionen in den Jahren 2007–2016 werden auf $5,2 \pm 2,6$ Mrd. t CO₂ pro Jahr geschätzt – der größte Anteil davon entsteht durch Entwaldung (IPCC, 2019). Seit 1850 ist die durchschnittliche Landoberflächen-Temperatur bereits um mehr als 1,5 °C angestiegen (IPCC, 2019). Eine häufig zitierte Studie von

¹ Der Begriff *nachhaltige Waldbewirtschaftung* ist nicht einheitlich definiert. Die Vereinten Nationen verstehen darunter ein „dynamisches und sich entwickelndes Konzept“, mit dem Ziel, „die wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Werte aller Arten von Wäldern zum Wohle gegenwärtiger und künftiger Generationen zu erhalten und zu verbessern“ (UNFF, 2007). Die Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa („Forest Europe“) erklärt, „dass nachhaltige Bewirtschaftung die Betreuung von Waldflächen und ihre Nutzung in einer Art und Weise bedeutet, die die biologische Vielfalt, die Produktivität, die Verjüngungsfähigkeit, die Vitalität und die Fähigkeit, gegenwärtig und in Zukunft wichtige ökologische, wirtschaftliche und soziale Funktionen auf lokaler, nationaler und globaler Ebene zu erfüllen, erhält und anderen Ökosystemen keinen Schaden zufügt“ (MCPFE, 1993).

Griscom et al. (2017) kommt zu dem Schluss, dass sogenannte „natürliche Klimalösungen“² (*Natural Climate Solutions*), mehr als ein Drittel der CO₂-Reduzierung leisten könnten, die benötigt wird, um die weitere globale Erwärmung unter 2 °C zu halten. Der Weltklimarat kommt zu dem Schluss, dass eine zusätzliche Waldfläche von 1 Mrd. Hektar notwendig wäre, um die Klimaerwärmung bis 2050 unter 1,5 °C zu halten (IPCC, 2018a). Die nötigen Flächen dazu wären fast vollumfänglich vorhanden (Bastin et al., 2019b). Solche „low-regret-Strategien“ haben außerdem den Vorteil risikoarm und kostengünstig zu sein und weitere Nutzen, wie z.B. Biodiversitätsschutz, mit sich zu bringen. Damit stehen sie im Gegensatz zu unsicheren technischen Lösungen wie dem Geoengineering. Um den Klimawandel abzuschwächen, hat sich die Europäische Union jüngst vorgenommen, als erster Kontinent bis zum Jahr 2050 klimaneutral zu werden („Green Deal“). Zu den anvisierten Maßnahmen zählen „drastische Emissionssenkungen und [der] Erhalt unserer natürlichen Umwelt“ (Europäische Kommission, 2019). Dabei soll, wie schon in den Nachhaltigkeitszielen der UN vorgesehen, die Qualität der europäischen Wälder verbessert und die Waldfläche vergrößert werden. Degradierete Wälder sollen wiederhergestellt werden. Die Europäische Kommission sieht den Klimaschutz-Beitrag der Wälder u.a. im Vorratsanstieg von lebender und toter Biomasse sowie in der Menge an im Boden gespeichertem Kohlenstoff (Europäische Kommission, 2016).

Denn auch wenn die Wechselwirkungen von Wäldern mit dem Klima sehr komplex und noch nicht vollständig verstanden sind, ist die wissenschaftliche Datengrundlage soweit ausgereift – und die Lage so dringlich –, dass Wälder als ein wichtiges Mittel zur Abmilderung des Klimawandels anzusehen sind (Popkin, 2019). Ihre wichtigste Eigenschaft ist in diesem Zusammenhang die Absorption von CO₂ im Zuge der Photosynthese und die dabei erfolgende Speicherung von Kohlenstoff als Biomasse. Vor allem naturnahe Wälder stellen eine bedeutende Senke für Treibhausgase dar (SRU, 2008). Internationale Studien haben gezeigt, dass struktur- und artenreiche Altholzbestände nicht nur produktiver sind als monotone Wirtschaftswälder, sondern auch fortlaufend große Mengen an Kohlenstoff binden und langfristig speichern können. So fungieren diese Wälder umso mehr als natürliche CO₂- bzw. Kohlenstoffsenken³ und als Kohlenstoffspeicher⁴ und nehmen daher eine bedeutende Klimaschutzfunktion ein (Musavi et al., 2017; Liang et al., 2016; Stephenson et al., 2014; Luysaert et al., 2008). Das hat auch eine Modellierung des Ökoinstituts ergeben (Böttcher et al., 2018), deren Annahmen in Zusammenarbeit mit Greenpeace und der Naturwald Akademie erarbeitet wurden. Dabei wurden die möglichen Kohlenstoffvorräte der Wälder in Deutschland simuliert, wie sie sich durch verschiedene Bewirtschaftungsweisen ergeben würden. Es wurden die möglichen Kohlenstoffvorräte der Wälder in Deutschland simuliert, wie sie aus verschiedenen Bewirtschaftungsweisen resultieren

² *Natürliche* oder *naturnahe Klimalösungen* nutzen die Funktion von Ökosystemen, CO₂ zu absorbieren und langfristig als Kohlenstoff zu speichern. Mit Hilfe von Renaturierungs- und Management-Maßnahmen wird die Kohlenstoff-Senkenfunktion von Ökosystemen durch Rückführung in ihren natürlichen Zustand oder durch verbesserte Nutzungsweisen gesteigert und Treibhausgas-Emissionen reduziert.

³ Eine CO₂- oder *Kohlenstoffsenke* bezeichnet ein System, das mehr CO₂ bzw. Kohlenstoff aufnimmt als es abgibt – im Gegensatz zu einer CO₂-Quelle. Im Gegensatz zum Kohlenstoffspeicher ist mit Kohlenstoffsenke der von den Bäumen aus der Luft absorbierte und eingelagerte Kohlenstoff gemeint (dynamischer bzw. aktiver Speicher). Die wichtigsten natürlichen Kohlenstoffsenken sind Böden, Wälder und Ozeane. Laut Schätzungen entfernen natürliche Senken ein Drittel der jährlichen globalen CO₂-Emissionen aus der Atmosphäre.

⁴ Als *Kohlenstoffspeicher* wird hier der im Wald gebundene Kohlenstoff bezeichnet (statischer bzw. passiver Speicher).

würden. Eine, an das Prozessschutz-Konzept (Sturm, 1993) angelehnte, naturnahe Bewirtschaftung erzielte dabei in einem Simulationszeitraum von 100 Jahren die höchsten Kohlenstoffvorräte, nämlich 48,2 Mio. t CO₂ pro Jahr allein in der lebenden Biomasse. Das entspräche fast der dreifachen Menge (269 %) an gespeichertem Kohlenstoff im Vergleich mit einer Fortsetzung der aktuell vorherrschenden Bewirtschaftungsweise. Ein höherer und häufigerer Holzeinschlag mit einer Förderung von Nadelbäumen hingegen würde der Simulation nach den Speicher in der lebenden Biomasse um nicht einmal 10 % erhöhen. Zu in der Tendenz vergleichbaren Ergebnissen kommen Hennenberg et al. (2019).

Weltweit sind aktuell 652–1.500 Mrd. t Kohlenstoff im Wald gespeichert (Pan et al., 2011; FAO, 2010; Bonan, 2008; Percy et al., 2003; IPCC, 2000). Die globale Kohlenstoffsенke liegt bei brutto 2,4–4 Mrd. t Kohlenstoff (Brack, 2019; Pan et al., 2011) und bei ca. 1,1 ± 0,8 Mrd. t Kohlenstoff netto, also abzüglich der durch Landumnutzung, v.a. durch Entwaldung, verursachten Emissionen (Pan et al., 2011). Zum Vergleich: Seit 1870 wurden der Atmosphäre durch menschliche Aktivitäten ca. 615 Mrd. t Kohlenstoff hinzugefügt (Le Quéré et al., 2018), in fossilen Reserven lagern ca. 800 Mrd. t Kohlenstoff (McGlade und Ekins, 2015). Der Wald-Kohlenstoffspeicher der Europäischen Union (EU-27_2007) wurde 2004 auf 9,8 Mrd. t Kohlenstoff geschätzt (UNECE, o.D.). Die jährliche Senkenleistung (EU-28) wird brutto auf 756 Mio. t Kohlenstoff geschätzt (Luyssaert et al., 2010) und netto, also abzüglich der Emissionen durch Ernte und Zersetzung, auf 100 Mio. t (Luyssaert et al., 2010; Ľupek et al., 2010; Nabuurs et al., 2003). Eine Studie von Eggers (2002) kommt für das Jahr 2050 auf eine im Holzprodukte-Speicher gebundene Menge an Kohlenstoff von 870 Mio. t. EU-weit werden jährlich 4,5 Mrd. t CO₂-Äq⁵ an Treibhausgasen emittiert (Eurostat, 2019). Neben ihrer wichtigen CO₂-Senkenfunktion sind Wälder Biodiversitäts-Hotspots, sie dienen dem Boden- und Grundwasserschutz, regulieren das Klima auf lokaler und globaler Ebene und fungieren als Luft- und Wasserfilter (Brack, 2019; UN, 2019; FAO, 2018; Ellison et al., 2017; Thompson et al., 2009). Zusätzlich tragen sie zu unserer Erholung, Gesundheit und Bildung bei, sind Rohstofflieferanten und Einnahmequellen. Eine Studie von Naudts et al. (2016) kommt allerdings zu dem Schluss, dass die Wälder Europas in den vergangenen 250 Jahren eine Netto-Kohlenstoffquelle darstellten und so eher zum Klimawandel beigetragen haben, als ihn abzumildern. Das läge zum einen an den Kohlenstoff-Mengen, die durch die Entnahme von Biomasse frei wurden, anstatt in Streu, Totholz oder im Boden gespeichert zu werden und zum anderen an der großflächigen Umwandlung von Laubwäldern in Nadelforste, was den Albedo-Effekt und die Evapotranspiration beeinflusst (Naudts et al., 2016).

Wenn Wälder zur Abschwächung des Klimawandels beitragen sollen, muss demzufolge die Art und Weise ihrer Bewirtschaftung überdacht werden – und deren Auswirkungen in die Treibhausgasbilanzen einfließen, was bislang nicht der Fall ist (Hennenberg et al., 2019; Searchinger et al., 2018; Soimakallio et al., 2016; McKechnie et al., 2011). Denn die Wirtschaftsweise wirkt sich unmittelbar auf Zuwachs und Vorrat aus und somit auf die CO₂-Senkenleistung (Hennenberg et al., 2019). Circa 87 % der Wälder der Europäischen Union stehen derzeit unter mehr oder weniger intensivem

⁵ CO₂-Äquivalente (CO₂-Äq) sind ein Maß für das globale Klimaerwärmungs- bzw. Treibhauspotential und somit für die klimaschädliche Wirkung anderer Substanzen als CO₂. Zum Beispiel entspricht eine Tonne Methan (CH₄) 21 CO₂-Äq. Wird also eine Tonne an CH₄-Emissionen vermieden, so entspricht der klimatische Effekt einer Reduktion von 21 t CO₂.

menschlichen Einfluss (EEA, 2008). In den meisten Regionen Europas wären Wälder die natürlicherweise vorherrschende Vegetationsform; in Mitteleuropa vor allem Laubwälder, in Nordeuropa und den Gebirgsregionen Nadelwälder und im Mittelmeerraum Mischwälder (Europäische Kommission, 2016). Die kürzlich noch 28 Mitgliedstaaten der Europäischen Union (das Vereinigte Königreich ist am 31.01.2020 aus der Europäischen Union ausgeschieden) haben zusammen eine Waldfläche von 161 Mio. Hektar, was ca. 39 % der Fläche der Europäischen Union entspricht. Den größten Anteil bewaldeter Fläche – fast ein Drittel – besitzen Finnland und Schweden, den kleinsten Anteil Malta, die Niederlande, Irland und das Vereinigte Königreich. Rund 40 % der europäischen Waldfläche sind in öffentlicher Hand.

Es gibt zurzeit keine europäische Waldpolitik, diese ist Sache der einzelnen Mitgliedstaaten. Waldthemen werden innerhalb der Europäischen Union von mehreren Institutionen wahrgenommen. Seit 1990 gibt es daher die Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa („Forest Europe“) der für Wald zuständigen Minister, um auf freiwilliger Basis den Dialog und die Zusammenarbeit bezüglich der Forstpolitik zu verbessern. An der Konferenz beteiligen sich 46 europäische Unterzeichnerstaaten, darunter auch die Europäische Union. Forest Europe hat in einer Resolution von 1993 erklärt, dass Waldressourcen und -flächen nachhaltig bewirtschaftet werden sollen, um den sozialen, ökonomischen, ökologischen, kulturellen und spirituellen Bedürfnissen der gegenwärtigen wie auch der zukünftigen Generationen gerecht zu werden (MCPFE, 1993). Bewirtschaftung solle stabile, vitale und stressresistente Waldökosysteme zum Ziel haben. Besondere Aufmerksamkeit solle auch den Waldböden gelten, deren Degradierung zu vermeiden sei (MCPFE, 1993). – Immerhin sind in den borealen Wäldern 60 % des Kohlenstoffs im Boden gespeichert und nur 20 % in der Biomasse (Brack, 2019). Auch sollen Auswirkungen von Bewirtschaftung auf den Klimawandel berücksichtigt werden. Gleichzeitig jedoch möchte Forest Europe Holz als Rohstoff anerkannt wissen, der nicht nur Produkte aus nicht-erneuerbaren Ressourcen substituieren, sondern auch der Energiebereitstellung dienen kann. Die 1998 entworfene und 2013 neu ausgearbeitete Forststrategie der Europäischen Kommission (European Commission, 2013) hat vergleichbare Ziele: eine nachhaltige Waldbewirtschaftung zum Erhalt der Biodiversität und als Kohlenstoffsенke sowie auch zum Schutz gegen Waldbrände und Luftverschmutzung. Auch hier wird die nachhaltige Nutzung des Rohstoffs Holz betont.

Das Europäische Parlament und der Europäische Rat haben im Dezember 2008 die Richtlinie 2009/28/EG (Erneuerbare-Energien-Richtlinie, EERL) als Teil des Europäischen Klima- und Energiepakets erlassen. Danach müssen die EU-Mitgliedstaaten einen Nationalen Aktionsplan für erneuerbare Energie vorlegen. Ziel ist die Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energien am europäischen Strommix auf mindestens 32 % bis zum Jahr 2030 als Beitrag zur Erreichung der Klimaschutzziele des Pariser Abkommens und speziell des EU-internen Ziels, die Treibhausgasemissionen um mindestens 40 % gegenüber 1990 zu senken. Dabei spielt Biomasse und vor allem Holz eine entscheidende Rolle: „Um das Biomassepotential voll auszunutzen, sollten die Gemeinschaft und die Mitgliedstaaten eine verstärkte Mobilisierung bestehender Holzreserven und die Entwicklung neuer Waldbausysteme fördern.“ (European Union, 2009). Die EERL und ihre Implementierung in nationale Gesetze haben weithin zum Anstieg der Holzernstemengen geführt und zu Diskussionen darüber, inwiefern

eine verstärkte Holznutzung im Sinne einer vermehrten Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten, einer Substitution energieintensiver Materialien durch Holz oder von Holz als mutmaßlich klimaneutralen Ersatz für fossile Brennstoffe, zum Klimaschutz beiträgt (BMEL, 2018; EASAC, 2018; European Commission, 2018). Unterschiedliche Interessensgruppen vertreten dabei unterschiedliche Standpunkte. Vor allem Praktiker*innen und Wissenschaftler*innen aus dem Bereich Forst und Holz, teilweise aber auch die Politik, sind der Meinung, eine reduzierte Nutzung oder gar nutzungsfreie Wälder schaden dem Klima und empfehlen teils den verstärkten Anbau von Nadelhölzern (Schulze et al., 2020; Irslinger, 2019; Schluhe et al., 2018; Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlicher Verbraucherschutz und Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik beim BMEL, 2016). Naturschützer*innen und Wissenschaftler*innen mehr ökologischer Disziplinen hingegen sehen häufig gerade in alten und strukturreichen Wäldern das größte Klimaschutzpotential (Musavi et al., 2017; Stephenson et al., 2014). So berichten Luysaert et al. (2008) in einer Studie, die auf Untersuchungen auf 519 Flächen basiert, dass alte Wälder (über 200 Jahre) der borealen und temperierten Zone durchschnittlich 2,4 t C/ha und Jahr speichern.

Wälder können also durch ihre Fähigkeit, der Atmosphäre CO₂ zu entnehmen und den Kohlenstoff langfristig in Biomasse und Boden zu speichern, bei der Abmilderung des Klimawandels eine wichtige Rolle spielen. Dabei gibt es verschiedene Ansätze: ehemalige Waldflächen wiederzubewalden, Wälder alt, stabil und vorratsreich werden zu lassen, um möglichst viel Kohlenstoff im sogenannten Waldspeicher zu akkumulieren. Oder durch eine möglichst starke Nutzung den Kohlenstoff primär in Holzprodukten zu binden (Produktspeicher). Oder energieintensive Materialien und fossile Energieträger durch den nachwachsenden Rohstoff Holz zu ersetzen (Substitution).

Basierend auf internationalen Studien, die die Bedeutung der Kohlenstoffsенке Wald unterstreichen und den dort ermittelten hohen Senkenpotentialen naturnah bewirtschafteter Wälder (Böttcher et al., 2018; Erb et al., 2018; Griscom et al., 2017; Fichtner et al., 2013; Luysaert et al., 2008; Eggers, 2002), beschäftigt sich die vorliegende Studie vor allem mit der Berechnung der theoretischen Speicherkapazität und der potentiellen Senkenleistung der EU-weiten Wälder. Dazu wurde zum einen das Vorratsaufbau- und Kohlenstoffspeicher-Potential durch eine Bestockung mit naturnahen Baumarten und durch urwaldähnliche Vorräte ermittelt, zum anderen wurden vier unterschiedliche Holzproduktionsszenarien entwickelt und deren Auswirkungen auf den Holzvorrat und die daraus abgeleiteten Kohlenstoffmengen berechnet: (1) eine Fortführung der aktuellen Bewirtschaftungsweise (Referenzszenario), (2) eine Absenkung der Holzsortimente für kurzlebige Produkte (Brennholz und Faserholz) auf das mittlere Niveau von 2003–2007, (3) eine Reduzierung der Einschlagsintensität auf 60 % des Zuwachses bis 2030 und auf 50 % bis 2050, (4) eine Einstellung jeglicher Frischholz-Produktion für die Energieerzeugung.

2 Daten und Methoden

Diese Studie untersucht 25 Mitgliedstaaten der Europäischen Union. Luxemburg und Zypern wurden aufgrund von Datenlücken nicht berücksichtigt, Malta wegen der sehr kleinen Waldfläche und einem berichteten Rundholzeinschlag von Null. Da die Studie in 2019 begonnen wurde, ist das Vereinigte Königreich trotz seines Ausscheidens aus der EU am 31.01.2020 in der Auswertung vertreten. Die Kohlenstoffberechnung erfolgte ausschließlich unter Berücksichtigung der ober- und unterirdischen Biomasse. Totholz, Streu und Boden wurden nicht einbezogen. Daten und Informationen der EU-Mitgliedsländer wurden unterschiedlichen Quellen entnommen: Daten über die Waldfläche, den Holzvorrat, die oberirdische und unterirdische Biomasse sowie deren Kohlenstoffgehalt sind dem „Global Forest Resource Assessment 2015 Desk Reference“ (EFI, 2015) entnommen. Generelle Aussagen über die Qualität und Annahmen des Forest Resource Assessment sind MacDicken et al. 2015 zu entnehmen. Zuwachsdaten (*increment*) und Daten zu Fällungen (*fellings*) stammen aus dem Bericht „State of Europe’s Forests 2015“ (EFI, 2015) von FAO und EFI. Für eine bessere Übersichtlichkeit der Ergebnisse wurden die Mitgliedstaaten stellenweise nach ihrer geografischen Lage gruppiert. Eine Übersicht der geografischen Gruppen ist im Anhang A.1 zu finden.

Für die Definition der Waldtypen Europas wurden die Karten der potentiellen natürlichen Vegetation (pnV) Europas verwendet (Bohn et al., 2003). Diese beinhalten die Darstellung potentiell natürlicher Pflanzengesellschaften, die unter den aktuellen Standortbedingungen nach Einstellung menschlichen Einflusses als dauerhafte Schlussgesellschaft vorhanden wären. Das Konzept der pnV wurde von Tüxen (1956) als zusätzliches Aufnahmemerkmale in der Vegetationskartierung im Sinne eines Indikators für die „Leistungsfähigkeit“ bzw. das biotische Potential eines Standortes entwickelt, um in der Landschaftsplanung mit dem Ziel einer naturgemäßen Landnutzung, also auch Forstwirtschaft, Anwendung zu finden (Schröder, 2004; Eser, 1999; Fischer, 1997). Seit der ersten Formulierung des Konzepts ist es immer wieder zu Missverständnissen, konträren Interpretationen und falschen Anwendungen, u.a. durch unsachgemäße Vereinfachungen, gekommen (Kowarik, 2016). Die hier verwendeten Karten der pnV repräsentieren eine bestimmte Standortqualität mit ihrem lokal typischen Störungsregime und der daraus abgeleiteten Vegetationsdynamik mit ihren charakteristischen Arten. Aus den Informationen, die die pnV damit zur natürlichen Verbreitung von Baumarten liefert, lässt sich so die potentielle natürliche Verbreitung von (Schluss-)Waldgesellschaften ableiten. Da es heute in Europa nur noch sehr wenige vom Menschen unbeeinflusste Urwälder gibt, die als unmittelbare Referenz für die natürliche Baumartenzusammensetzung an den unterschiedlichen Standorten herangezogen werden können, kann die pnV hier als Hilfsmittel dienen (Schultze et al., 2016) und einen Bezugsrahmen für die Bewertung, beispielsweise der Naturnähe, bieten (Panek, 2016; Suck et al., 2014; Reif und Walentowski, 2008; Bohn et al., 2003; Kowarik, 1999; Hanstein und Sturm, 1986; Ammer und Utschick, 1982). Da die pnV das ökologische Potential eines Standortes beschreibt, kann sie außerdem als Basis für eine ökologische Raumgliederung dienen (Dierschke, 1994; Dierßen, 1990).

Aus den einzelnen Kartiereinheiten der pnV-Karten („aggregierte Kartierungseinheiten“) wurden 27 natürliche Waldtypen definiert. Die Waldtypen wurden, angelehnt an Hofmann (1997, 1994), nach

folgenden Kriterien zusammengefasst (Tbl. T1): der inneren Homogenität vegetationsstruktureller Merkmale, wuchsbestimmender ökologischer Faktoren sowie wesentlicher Prozessabläufe, wie beispielsweise Nettoprimärproduktion, Konkurrenz, Regeneration und ein systemtypisches natürliches Störungsregime.

2.1 Waldtypen

Die Kartiereinheiten der pnV Europas liegen als Vektordaten vor und wurden mit Hilfe von ArcGIS (ESRI, 2011) nach Waldtypen aggregiert. Diese wurden danach mit den Flächen der EU-Länder, die ebenfalls als Vektordaten vorliegen, verschnitten. In einem weiteren Arbeitsschritt wurden die Flächenanteile der einzelnen Waldtypen für jedes EU-Mitgliedsland berechnet.

2.1.1 Ableitung der Naturnähe der Wälder

Die Definition von Naturnähe in Wäldern ist vielfältig (Winter et al., 2013; Walentowski und Winter, 2007; Kowarik, 1999). In Bewertungsverfahren für verschiedene Biotope und Landschaftsteile werden unterschiedliche Abstufungen der Naturnähe vorgenommen (BMELV, 2011; Usher, 1994). Im Allgemeinen wird mit Naturnähe die Übereinstimmung der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem auf dem jeweiligen Standort natürlichen Vegetationspotential (d.h. der pnV) bezeichnet. Das Maß an Übereinstimmung beschreibt den Naturnähegrad der Wälder und kann als Orientierung für den ökologischen Zustand eines Waldes gesehen werden (Suck et al., 2014; UBA, 2008). Aufgrund der unterschiedlichen Datenqualität und Datenzugangsberechtigungen sind keine aktuellen Bestockungsdaten für die einzelnen EU-Mitgliedsländer verfügbar. Aus diesem Grund wurde ein einheitlicher Ansatz zur Ableitung der Naturnähe auf Basis von Satellitendaten entwickelt. Für die Ableitung der Naturnähe wurden Waldtypenkarten des Copernicus Land Monitoring Service genutzt. Es wurde der High Resolution Layer Forest Type 2015 mit einer räumlichen Auflösung von 100 m gewählt, der eine Unterscheidung der Waldfläche in Nadel-, Laub- und Mischwald und somit Aussagen über die aktuelle Bestockung zulässt (Langanke et al., 2018). Diese Satellitendaten wurden mittels ArcGIS mit den einzelnen Waldtypen abgeglichen (Zonal statistics) und daraus drei unterschiedliche Naturnähestufen abgeleitet (Tbl. 1). So wurden für jedes EU-Mitgliedsland dessen naturnaher, bedingt naturnaher und naturferner Waldflächenanteil ermittelt.

2.2 Der potentielle Holzvorrat der europäischen Wälder

Die kulturhistorische Entwicklung Europas spielte eine wesentliche Rolle bei der Veränderung der Landnutzung. Die mittelalterlichen Rodungen haben ganze Landschaften weitgehend entwaldet, so dass europaweit nur noch wenige Waldtypen durch Urwälder repräsentiert sind, aus denen sich Referenzwerte zur Produktivität ableiten lassen. Um abzuschätzen, welches Potential zur Biomasseakkumulation und damit Kohlenstoffbindung die bestehenden Waldtypen haben, sind Referenzwerte aus Urwäldern oder möglichst urwaldähnlichen Wäldern nötig.

Tabelle 1: Kategorisierung der Satellitendaten und der 27 Waldtypen (gemäß pnV) sowie die daraus erfolgte Ableitung der Naturnähestufen: naturnah, bedingt (bed.) naturnah, naturfern.

Kategorie nach pnV	Kategorie nach Satellitendaten		
	Laubwald	Nadelwald	Mischwald
Laubwald	<i>naturnah</i>	<i>naturfern</i>	<i>bed. naturnah</i>
Laubwald mit wenigen Nadelbaumarten	<i>bed. naturnah</i>	<i>bed. naturnah</i>	<i>naturnah</i>
Nadelwald mit wenigen Laubbaumarten	<i>bed. naturnah</i>	<i>bed. naturnah</i>	<i>naturnah</i>
Mischwald	<i>bed. naturnah</i>	<i>bed. naturnah</i>	<i>naturnah</i>

Von den aggregierten 27 Waldtypen (Tbl. T1) wurden aufgrund der geringen Flächenanteile in manchen EU-Ländern zwei Waldtypen in der Berechnung nicht berücksichtigt. Literaturrecherchen ergaben Referenzwerte von Urwaldflächen für 19 Waldtypen mit einer Stichprobengröße von $1 \leq n \leq 25$. Für die verbleibenden 6 Waldtypen wurden entweder Vorratszahlen aus Studien über urwaldähnliche bzw. über möglichst naturnahe Wälder (je nach Datenverfügbarkeit) verwendet oder Werte in Anlehnung an vergleichbare Waldtypen geschätzt (Tbl. T2). Gab es in einem Untersuchungsgebiet mehrere Untersuchungsflächen oder wurden Ergebnisse aus unterschiedlichen Waldentwicklungsphasen berichtet, so wurden die einzelnen Vorratsangaben gemittelt. Gleiches gilt für Ergebnisse aus unterschiedlichen Untersuchungsjahren. Im Fall von urwaldähnlichen Waldflächen wurden in diesem Fall nur die jüngsten Ergebnisse verwendet. Da in vielen Quellen keine Angaben über die Entwicklungsphasen der dort untersuchten Waldflächen gemacht werden, wurde auf eine flächenanteilige Berechnung der Durchschnittsvorräte aus unterschiedlichen Waldentwicklungsphasen verzichtet.

Um den potentiellen Gesamt-Holzvorrat der Europäischen Union zu ermitteln, wurde für jedes EU-Land der potentielle Gesamt-Holzvorrat berechnet und diese Werte im Anschluss addiert. Hierzu wurde der mittlere Holzvorrat (Tbl. T2) eines jeden dort vorkommenden Waldtyps gemäß pnV (Bohn et al., 2003) mit dessen aktuell bestockter Waldfläche (s. Kapitel 2.1) multipliziert. Anschließend wurden die Holzvorratswerte aller Waldtypen addiert und durch die gesamte Waldfläche des jeweiligen europäischen Landes dividiert, um für jeden EU-Mitgliedstaat den potentiell möglichen Holzvorrat je Hektar zu ermitteln.

2.2.1 Schätzung des aktuellen und des potentiellen Kohlenstoffspeichers

Die Ermittlung des Produktivitäts- und Kohlenstoff-Bindungspotentials gesunder naturnaher Wälder bedingt die Berechnung des aktuellen und potentiellen Kohlenstoffvorrates. Dazu ist es notwendig, die ober- und unterirdische Biomasse zu ermitteln. Hierfür gibt es zwei Möglichkeiten: Erstens kann

über Biomassefunktionen unter Berücksichtigung von Einzelbaumdaten wie der Baumhöhe und dem Brusthöhendurchmesser (BHD) die Biomasse des Bestandes errechnet werden. Zweitens kann über Biomasse-Expansionsfaktoren (BEF) die Biomasse basierend auf dem Derbholzvolumen (Holzvorrat aller Bäume > 7 cm BHD) abgeschätzt werden. Somogyi et al. (2007) geben einen Überblick über verschiedene Biomasse-Expansionsfaktoren und -funktionen, ihre Unsicherheiten sowie darüber, welches Verfahren unter welchen Bedingungen eingesetzt werden sollte. Bei der Anwendung der verschiedenen Verfahren kann es, wie Wirth (2009) zeigt, zu unterschiedlichen Ergebnissen in Bezug auf Biomasse und Kohlenstoffspeicherung und damit bei der Treibhausgas-Berichterstattung kommen. Aufgrund mangelnder Verfügbarkeit konnte zur Abschätzung der Biomasse nicht auf Inventurdaten der Mitgliedstaaten zurückgegriffen werden, daher wurden die Kohlenstoffgehalte mittels der Biomasse-Expansionsfaktoren berechnet. Zur Berechnung des Kohlenstoffgehalts der lebenden Biomasse wurden die berichteten Holzvorratswerte aus dem „State of Europe’s Forests 2015“ (EFI, 2015) und die Formeln und Angaben des Weltklimarats verwendet (IPCC, 2003 – Gleichung 3.2.3; IPCC, 2006), die auch in den Treibhausgas-Inventuren des UNFCCC zur Anwendung kommen (UNFCCC, 2009).

$$C = (V * D * BEF) * (1 + R) * CF \quad (1)$$

$$CO_2 = \frac{44}{12} * C$$

C = Kohlenstoffgehalt in lebender Biomasse (ober- und unterirdisch) [t]

V = Holzvolumen [m^3]

D = Holzdichte [t/m^3]

BEF = Biomasse-Expansionsfaktor

R = Verhältnis von unterirdischer zu oberirdischer Biomasse

CF = Kohlenstoffanteil der Trockensubstanz

Es wurden folgende Angaben verwendet:

- Holzdichten nach Eggers, 2002⁶
- BEF nach Klimazone gemäß IPCC, 2003, Tbl. 3A.1.10 (BEF₂)⁷
- (1+R) nach IPCC, 2006⁸
- CF nach IPCC, 2006⁹

⁶ z.B. Holzdichten für Deutschland: Nadelwälder = 0,41 [t/m^3], Laubwälder = 0,54 [t/m^3], Mischwälder = 0,475 [t/m^3] (Mittelwert aus Nadel- und Laubwald)

⁷ z.B. BEF für Wälder der gemäßigten Zone: Nadelwälder = 1,3; Laubwälder = 1,4; Mischwälder = 1,35 (Mittelwert aus Nadel- und Laubwald)

⁸ (1+R) für Nadelwälder = 1,29; Laubwälder = 1,23; Mischwälder = 1,26

⁹ Kohlenstoffanteil der Trockensubstanz für Nadelwälder = 0,51; Laubwälder = 0,48; Mischwälder = 0,495

Als Eingangsdaten zur Berechnung des Kohlenstoffspeichers der Wälder wurden gemäß „Global Forest Resources Assessment 2015 Desk Reference“ (EFI, 2015) für jedes EU-Land die Holzvorräte verwendet. Diese Angaben basieren auf offiziellen Berichten der jeweiligen EU-Mitgliedsländer. Hierbei sind weder Angaben über die Naturnähe noch über Vorratsanteile in Laub- und Nadelwäldern angegeben. Da Laubholz jedoch eine höhere Holzdichte und somit einen höheren Kohlenstoffgehalt aufweist als Nadelholz, ist diese Information für die Ermittlung des Kohlenstoff-Speicherpotentials nicht unerheblich. Insbesondere vor dem Hintergrund, dass die natürlichen Waldbestände in Europa primär aus Laubmischwäldern bestehen würden, wurde bei der Berechnung des Kohlenstoffspeichers die Naturnähe berücksichtigt. Dazu wurden die Waldflächenanteile der drei Naturnähestufen (s. Kapitel 2.1.1) mit den von den Ländern berichteten Holzvorräten multipliziert. Basierend auf den Flächenanteilen wurde Formel (1) zur Berechnung der aktuellen Kohlenstoffspeicherung angewendet. Zur Ermittlung des Potentials zur Biomasseakkumulation und somit zur Kohlenstoffspeicherung in den Wäldern wurden für jedes Land die bewaldeten Flächenanteile der entsprechenden Waldtypen berechnet und mit den Urwald- bzw. Naturwaldreferenzdaten aus Tbl. T2 multipliziert. Basierend auf dem potentiell möglichen Vorrat wurden der potentielle Kohlenstoffspeicher sowie die dem entsprechende CO₂-Menge berechnet.

2.3 Entwicklung der Holzproduktionsszenarien

2.3.1 Holzproduktionspräferenzen

Als Datengrundlage für die Betrachtung der Holzproduktionspräferenzen der Europäischen Union dienen die von den EU-28 berichteten Mengen an Rundholz und dessen Sortimentszusammensetzung aus der Datenbank FAOSTAT (FAO, 2019). Dabei wird die Oberkategorie Rundholz in vier Unterkategorien aufgeteilt.

- **Rundholz (*Roundwood*)**

- Sortimente für langlebige Produkte (SLP)**

- * Säge- und Furnierholz (*Sawlog and veneer log*): Rundholz, das längs für die Verarbeitung zu Sägeholz oder Bahnschwellen gesägt wird oder für die Furnierproduktion bestimmt ist.
 - * Sonstiges industrielles Rundholz (*other industrial Roundwood*): Rundholz, das für Masten, Pfähle, Pfosten, Zäune, Grubenstützen, Schindeln, Holzwole, für die Destillation, Streichhölzer usw. verwendet wird.

- Sortimente für kurzlebige Produkte (SKP)**

- * Faserholz (*Pulpwood*): Rundholz, das für die Herstellung von Zellstoff, Holzstoff, Span- oder Faserplatten verwendet wird.
 - * Brennholz (*Woodfuel*): Rundholz, das als Brennstoff für Zwecke wie Kochen, Heizen oder Stromerzeugung verwendet wird.

Faserholz und Brennholz werden in dieser Studie als Sortimente für die Verarbeitung zu primär kurzlebigen Produkten (SKP) bezeichnet. Die daraus produzierten Halb- und Endwaren sind größtenteils für einen kurzen Zeitraum von 0–4 Jahren (Eggers, 2002) Produktspeicher für Kohlenstoff, bevor in zumeist energetischen Endnutzungsprozessen der Kohlenstoff in die Atmosphäre freigesetzt wird. Säge- und Furnierholz sowie sonstiges industrielles Rundholz werden im Folgenden als Sortimente für die Verarbeitung zu primär langlebigen Produkten (SLP) betitelt. Halb- und Endwaren, die aus diesen Sortimenten hergestellt werden, weisen zumeist eine höhere Nutzungsdauer auf (Eggers, 2002).

Aus dem Sortiment Faserholz werden teilweise auch Produkte mit längerer Lebensdauer für den Baubereich hergestellt (z.B. Span- und Faserplatten). Säge- und Furnierholz wird, ebenso wie das sonstige Rundholz, auch verwendet, um Produkte von kurzer Lebensdauer herzustellen (z.B. Einwegpaletten oder Eisstäbchen). Da die genaue Sortimentszuordnung nicht weiter dokumentiert oder anderweitig nachvollziehbar ist, postulieren wir, dass sich diese Ausnahmen gegenseitig aufheben.

Um Schwankungen bei den anfallenden Rundholzmengen auszugleichen, wurden 5-Jahresmittelwerte gebildet. Zur Abbildung des Verhältnisses von Sortimenten für lang- und kurzlebige Produkte wurde folgender Sortimentskoeffizient verwendet:

$$\begin{aligned} \text{Sortimentskoeffizient} &= \frac{SKP (m^3)}{SLP (m^3)} & (2) \\ &= \frac{\text{Faserholz} + \text{Brennholz}}{\text{Sägeholz} + \text{sonst. Industrieholz}} \end{aligned}$$

Anhand dieses Koeffizienten lässt sich ablesen, ob in der Europäischen Union und ihren Mitgliedstaaten bevorzugt Holz für lang- oder kurzlebige Produkte geerntet wird. Liegt er unter 1, werden mehr SLP produziert. Ein Koeffizient von 1 bedeutet ein ausgeglichenes Verhältnis der Sortimenten SKP und SLP. Überschreitet der Sortimentskoeffizient einen Wert von 1, werden mehr SKP produziert. Die Berechnungen des Kohlenstoffs und der entsprechenden CO₂-Mengen erfolgte gemäß Formel (1).

2.3.2 Szenarien-Berechnung

Es werden vier unterschiedliche Produktionsszenarien für den Zeitraum von 2018–2050 (33 Jahre) vorgestellt, die sich in Quantität und Zusammensetzung der Holzsortimente unterscheiden. Jedes dieser Szenarien wirkt sich auf die Holzvorratsanreicherung und somit auf die Kohlenstoffspeicherung aus. Alle Berechnungen erfolgen für jedes Mitglied der EU-25 getrennt nach Laub- und Nadelholz und werden zu einem späteren Zeitpunkt aufsummiert. Es wird lineares Wachstum vorausgesetzt. Die Ausgangsdaten für die Szenarienberechnung befinden sich in Tabelle 2.

Der Nettozuwachs wird durch die Differenz von *Zuwachs* (m^3) – *Fällungen* (m^3) beschrieben. Er bestimmt die Quantität an Holz, die jährlich dem Vorratsaufbau dient. Für die Werte des Zuwachses

und der Fällungen wurden die Angaben der Mitgliedstaaten aus dem Jahre 2010 verwendet (EFI, 2015). Ausnahmen bilden Italien (beide Daten aus 2000), Griechenland (Zuwachsdaten von 1990) und Portugal (beide Daten aus 2005). Bei diesen Ländern liegen die Angaben zu den Fällungen im Bericht der FAO (2015b) unter den Rundholzangaben oder sind für das Jahr 2010 nicht verfügbar. Jedes Szenario beinhaltet eine Einschlagsintensität, die sich aus

$$Intensität = \frac{Fällungen (m^3)}{Zuwachs (m^3)} \quad (3)$$

ergibt. Sie zeigt an, wie viel Holz im Verhältnis zum Zuwachs geerntet wird. Für jedes Szenario wurden die resultierenden Holzvorräte pro Hektar für die Jahre 2030 und 2050 berechnet. Ausgehend von den berichteten Vorräten für das Jahr 2010 (Ausnahmen s.o.), wurde dafür der Holzzuwachs der Jahre 2010–2050 aufsummiert und durch die Waldfläche geteilt. Von 2010–2017 wurde für die Szenarien 2–4 der Zuwachs des BAU angenommen, um den Vorratsaufbau für die Zeit bis zum Start der Szenarien zu ermitteln.

Das **Business As Usual Szenario (BAU)** basiert auf einem aus dem durchschnittlichen Einschlag der Jahre 2013–2017 ermittelten Einschlagsniveau, sowie eine gleichbleibende Produktion der Holzsortimente-Gruppen SKP und SLP. Aus den veröffentlichten Zuwachs-, Fällungs- und Rundholzdaten wurde für jedes Land die Effizienz der Holzernte berechnet. An ihr kann abgelesen werden, wieviel Holzvolumen nach der Fällung genutzt und weiterverarbeitet wird. Berechnet wird sie als Verhältnis des Rundholzaufkommens zu den Fällungen. Um sich dem mittleren Fällungswert der Jahre 2013–2017 ($Fällungen_{\bar{x}}$) zu nähern, wurde die Effizienz für das Jahr 2010 verwendet (Ausnahmen s. oben genannte Länder) und anschließend das mittlere Rundholzaufkommen der Jahre 2013–2017 durch die Effizienz dividiert.

$$Effizienz_{2010} = \frac{Rundholz_{2010} (m^3)}{Fällungen_{2010} (m^3)} \quad (4)$$

$$Fällungen_{\bar{x}} (m^3) = \frac{Rundholz_{\bar{x}(2013--2017)} (m^3)}{Effizienz_{2010}} \quad (5)$$

Das **Back In Time Szenario (BIT)** beschreibt eine Reduktion des mittleren Einschlages in den SKP für den Zeitraum 2018–2050 auf das Niveau von 2003–2007. Daraus ergibt sich folgendes Reduktionspotential (RedPot) für den Einschlag im Faser- und Brennholz:

$$RedPot (m^3) = \bar{x}_{(2013--2017)} - \bar{x}_{(2003--2007)} \quad (6)$$

Schließlich wird der aktuelle mittlere Einschlag (2013–2017) um die Menge des Reduktionspotentials verringert und als neues Rundholzaufkommen angenommen. Mithilfe des Effizienzwertes aus dem BAU-Szenario können anhand der neuen Rundholzmengen, die dazugehörigen Fällungsquantitäten ermittelt werden.

$$Fällungen_{neu} (m^3) = \frac{Rundholz_{BIT} (m^3)}{Effizienz} \quad (7)$$

Das Rundholzaufkommen für die SLP verändert sich im Vergleich zum BAU nicht. Jedwede Reduzierung beschränkt sich allein auf die SKP Faserholz und Brennholz.

Das **Equal Share Szenario (EQ)** beschreibt eine Einschlagsintensität von 60 % des Zuwachses bis 2030 und eine Intensität von 50 % für die Jahre 2030 bis 2050. Die im BAU-Szenario beschriebene Effizienz wird verwendet, um ausgehend von den so berechneten Fällungen $Zuwachs (m^3) * 0,6$ bzw. $Zuwachs (m^3) * 0,5$ das anfallende Rundholzvolumen zu ermitteln. Die Sortimentszusammensetzung im Szenario präferiert die SLP: Die Differenz zwischen dem BAU-Holzaufkommen und dem EQ-Holzaufkommen wird zuerst vom Energieholzaufkommen abgezogen. Sollte damit nicht die ganze Differenz getilgt sein, wird in einem nächsten Schritt die Menge des Faserholzaufkommens reduziert. Für Länder, die danach noch einen Sortimentskoeffizienten über 1 aufweisen, also mehr SKP als SLP produzieren, wird das Verhältnis zugunsten der SLP verschoben, sodass der Koeffizient 1 beträgt und sich das Holzaufkommen somit aus 50 % SLP und 50 % SKP zusammensetzt. Länder mit einer bereits zu Anfang geringeren Einschlagsintensität als vom Szenario vorgeschrieben (erst 60 % dann 50 %) verbleiben auf ihrem aktuellen Einschlagswert. Sollte der Sortimentskoeffizient größer 1 sein, wird wie für die anderen Länder verfahren und das Holzaufkommen zu gleichen Teilen auf die Sortimentsgruppen verteilt.

Das **Zero Fuelwood Szenario (ZeFu)** beschreibt einen reduzierten Holzeinschlag durch Kompletterzicht auf Brennholzproduktion aus Waldfrischholz. Die durchschnittliche Rundholzmenge wird um die Menge an Brennholz verringert und mittels der im BAU-Szenario beschriebenen Effizienz werden die durchschnittlichen Fällungsquantitäten abgeleitet.

Tabelle 2: Basisdaten für die Szenarien-Berechnung. (*) Die Spalten Vorrat, Waldfläche, Zuwachs, Fällungen und Rundholz (RH) entstammen den in Kapitel 2.3.2 genannten Quellen. Die Effizienz errechnet sich, Formel 4 folgend, aus dem Quotienten von Rundholz und Fällungen im Jahr 2010 – mit den im Text genannten Ausnahmen. Mit der Effizienz werden aus dem Rundholz-Mittelwert (2013–2017) die mittleren Fällungen errechnet. Ist die Effizienz > 1, sind die berichteten Angaben zum RH größer als die zu den Fällungen (s. auch Kapitel 4.4).

	2010*						2013–2017 (Mittelwert)	
	Vorrat [Mio. m ³]	Waldfläche [Mio. ha]	Zuwachs [Mio. m ³]	Fällungen [Mio. m ³]	RH [Mio. m ³]	Effizienz (RH/Fäll.)	RH [Mio. m ³]	Fällungen [Mio. m ³]
Belgien	178,4	0,7	4,6	3,9	4,8	1,2	5,4	4,4
Bulgarien	645,0	3,8	14,4	7,0	5,7	0,8	6,1	7,5
Dänemark	113,0	0,6	6,3	3,9	3,1	0,8	4,0	5,1
Deutschland	3.617,0	11,4	118,6	95,2	74,4	0,8	68,7	87,8
Estland	470,3	2,2	11,5	7,3	7,0	1,0	9,4	9,8
Finnland	2.319,9	22,2	93,4	68,2	52,1	0,8	59,6	78,0
Frankreich	2.649,0	17,0	82,9	64,0	55,8	0,9	51,2	58,7
Griechenland	185,0	4,1	3,8	3,1	2,5	0,8	1,5	1,8
Irland	90,0	0,8	6,7	3,5	2,6	0,7	2,9	3,9
Italien	1.279,0	9,3	30,2	14,3	12,8	0,9	12,9	14,4
Kroatien	406,3	1,9	8,1	5,5	4,5	0,8	5,2	6,4
Lettland	614,0	3,4	19,7	12,8	12,5	1,0	12,7	13,0
Litauen	489,8	2,2	11,0	8,6	7,1	0,8	6,9	8,4
Niederlande	76,0	0,4	2,7	1,3	1,1	0,8	2,2	2,6
Österreich	1.129,0	3,9	25,1	23,5	17,8	0,8	17,3	22,8
Polen	2.372,0	9,4	62,3	46,6	35,5	0,8	41,8	54,9
Portugal	186,0	3,2	18,9	14,2	10,7	0,8	12,0	15,8
Rumnänien	1.377,9	6,9	29,3	17,6	13,1	0,7	15,1	20,3
Schweden	2.947,7	28,1	79,3	80,8	72,2	0,9	73,0	81,7
Slowakei	514,1	1,9	13,5	10,4	9,6	0,9	9,0	9,7
Slowenien	406,1	1,3	9,2	3,4	2,9	0,9	4,7	5,4
Spanien	1.119,6	18,4	35,5	19,7	16,1	0,8	16,5	20,2
Tschechien	754,6	2,7	20,5	17,4	16,7	1,0	16,8	17,5
Ungarn	359,1	2,1	9,8	7,5	5,7	0,8	5,7	7,5
Ver. Königreich	595,0	3,1	23,1	11,7	9,7	0,8	10,8	13,0

3 Ergebnisse

3.1 Aktueller Holzvorrat und Kohlenstoffbindung unter Berücksichtigung der Naturnähe

Die Waldflächenanteile der drei verschiedenen Naturnähestufen variieren für die einzelnen Länder stark (Tbl. 3). In annähernd der Hälfte der Mitgliedstaaten macht der naturferne Anteil über 30 % der Waldfläche aus, in Irland sogar 60 %. Finnland, Ungarn, Italien und Rumänien hingegen weisen mit einem Anteil naturferner Waldfläche kleiner oder gleich 10 % europaweit die größte Naturnähe auf. Insgesamt beträgt der naturnahe Waldflächenanteil über die betrachteten EU-Mitgliedstaaten 68 %, der bedingt naturnahe Anteil 8 % und der naturferne 24 %.

Bei Vergleich der nach IPCC berechneten (Formel 1) mit der von den Ländern berichteten Gesamtbio-
masse (EFI, 2015) ergibt sich für die Europäische Union eine leichte Überschätzung von berechneter Gesamtbio-
masse zu berichteter Gesamtbio-
masse um 6 %. Länderspezifisch weichen die berechneten
Ergebnisse zum Teil stark von den berichteten Werten ab (Tbl. 4). Beispielsweise berichten Kroatien
und Irland Biomassewerte, die um 30 % bzw. 44 % höher liegen als die nach IPCC berechneten,
während die Angaben von Rumänien und Deutschland um 42 % bzw. 32 % niedriger liegen als die
Berechnung.

Basierend auf den Biomasseberechnungen wurde der in der ober- und unterirdischen Waldbiomasse
gespeicherte Kohlenstoff sowie die entsprechenden Mengen an CO₂ berechnet (Tbl. 5 und T4). Den
nach IPCC berechneten Kohlenstoffspeicher betreffend gibt es, wie für die Biomasse, Abweichungen
zu den von den Ländern berichteten Daten. Auch hier liegt für die 25 EU-Länder eine Überschät-
zung von 6 % vor. Den Berechnungen zufolge ist in den Wäldern der Europäischen Union momentan
eine Gesamtmenge von 9,9 Mrd. t Kohlenstoff gespeichert, was einer Menge von 36,3 Mrd. t CO₂
entspricht. Daran hat Deutschland mit 5,3 Mrd. t CO₂ den höchsten Anteil, gefolgt von Frankreich,
Polen, Schweden und Finnland.

Tabelle 3: Die Größe der Waldflächen und ihre Anteile in den drei Naturnähestufen.

	Waldfläche [ha]	naturnah	bedingt naturnah	naturfern
EU-25	160.821.486	68 %	8 %	24 %
Belgien	683.400	57 %	20 %	23 %
Bulgarien	3.823.000	84 %	3 %	13 %
Dänemark	612.200	51 %	11 %	38 %
Deutschland	11.419.000	48 %	14 %	38 %
Estland	2.232.000	54 %	10 %	36 %
Finnland	22.218.000	85 %	5 %	10 %
Frankreich	16.989.000	77 %	6 %	18 %
Griechenland	4.054.000	79 %	0 %	21 %
Irland	754.016	35 %	5 %	60 %
Italien	9.297.000	90 %	0 %	10 %
Kroatien	1.922.000	87 %	1 %	12 %
Lettland	3.356.000	51 %	18 %	31 %
Litauen	2.180.000	53 %	10 %	37 %
Niederlande	376.000	53 %	9 %	39 %
Österreich	3.869.000	65 %	6 %	30 %
Polen	9.435.000	52 %	14 %	34 %
Portugal	3.182.000	63 %	5 %	32 %
Rumänien	6.861.000	87 %	2 %	10 %
Schweden	28.073.000	79 %	4 %	17 %
Slowakei	1.940.000	82 %	4 %	15 %
Slowenien	1.248.000	57 %	18 %	26 %
Spanien	18.417.870	62 %	2 %	36 %
Tschechien	2.667.000	49 %	15 %	36 %
Ungarn	2.069.000	90 %	2 %	8 %
Ver. Königreich	3.144.000	67 %	8 %	25 %

Tabelle 4: Die von den Ländern *berichtete* Gesamtbiomasse (EFI, 2015) aus dem Jahr 2010 und die nach (IPCC, 2003) *berechnete* Gesamtbiomasse sowie die Diskrepanz zwischen beiden Werten (negative Werte: *berichtete* Biomasse > *berechnete* Biomasse, positive Werte: *berichtete* Biomasse < *berechnete* Biomasse).

	Biomasse		Diskrepanz
	berichtet [Mio. t]	berechnet [Mio. t]	
EU-25	19.207	20.340	6%
Belgien	137	151	10%
Bulgarien	420	549	31%
Dänemark	77	96	24%
Deutschland	2.242	2.969	32%
Estland	326	347	6%
Finnland	1.560	1.760	13%
Frankreich	2.627	2.468	-6%
Griechenland	169	162	-4%
Irland	97	55	-44%
Italien	1.186	1.178	-1%
Kroatien	533	370	-30%
Lettland	527	454	-14%
Litauen	317	362	14%
Niederlande	58	63	8%
Österreich	789	922	17%
Polen	1.632	1.969	21%
Portugal	218	157	-28%
Rumänien	833	1.180	42%
Schweden	2.206	1.984	-10%
Slowakei	427	435	2%
Slowenien	281	330	17%
Spanien	1.127	947	-16%
Tschechien	742	623	-16%
Ungarn	243	309	27%
Ver. Königreich	433	502	16%

Tabelle 5: Die von den Ländern *berichteten* Werte (EFI, 2015) und die nach (IPCC, 2003) *berechneten* Werte für die in der gesamten Biomasse gespeicherte Menge an Kohlenstoff sowie die Diskrepanz zwischen beiden Werten (negative Werte: *berichtete* > *berechnete* Kohlenstoffmenge, positive Werte: *berichtete* < *berechnete* Kohlenstoffmenge).

	C-Speicher		Diskrepanz
	berichtet [Mio. t C]	berechnet [Mio. t C]	
EU-25	9.374	9.909	6 %
Belgien	68	74	8 %
Bulgarien	197	265	34 %
Dänemark	38	47	24 %
Deutschland	1.121	1.459	30 %
Estland	163	171	5 %
Finnland	780	851	9 %
Frankreich	1.247	1.197	-4 %
Griechenland	79	78	-1 %
Irland	49	27	-44 %
Italien	593	568	-4 %
Kroatien	250	179	-29 %
Lettland	264	223	-15 %
Litauen	159	178	12 %
Niederlande	29	31	7 %
Österreich	384	450	17 %
Polen	767	966	26 %
Portugal	102	77	-25 %
Rumänien	391	570	46 %
Schweden	1.103	963	-13 %
Slowakei	211	211	0 %
Slowenien	132	161	22 %
Spanien	564	463	-18 %
Tschechien	349	306	-12 %
Ungarn	117	149	27 %
Ver. Königreich	216	244	13 %

3.2 Potentieller Holzvorrat und Kohlenstoffbindung

Auf Basis der Daten von 2010 beträgt der durchschnittliche Holzvorrat der EU-25 155 m³ pro Hektar (Tbl. 6). Nach den berechneten Potentialen der einzelnen Waldtypen wäre mehr als das 2,5-fache möglich, sodass in der Europäischen Union theoretisch ein durchschnittlicher Holzvorrat von 406 m³ pro Hektar möglich wäre. Das würde bedeuten, dass insgesamt 25,6 Mrd. t Kohlenstoff in Europas Wäldern gespeichert sein könnten, wo derzeit insgesamt 9,9 Mrd. t Kohlenstoff gespeichert sind. Umgerechnet in Kohlendioxid entspräche das potentiellen 94 Mrd. t CO₂ im Vergleich zu aktuellen 36,3 Mrd. t CO₂. Das höchste absolute Speicherpotential liegt in Frankreich, gefolgt von Deutschland, Polen, Spanien, Schweden und Italien, wobei das größte relative Potential bei Griechenland, Spanien, Portugal, Italien und Frankreich liegt. Die Ergebnisse für die potentiellen Vorräte je Hektar ergeben sich aus unterschiedlichen Waldflächenangaben. Anhand der Fernerkundungsdaten wurden die Waldflächen für jedes EU-Land berechnet, teilweise weichen diese Waldflächen von den offiziell berichteten Daten ab. Für die Berechnung der potentiellen Vorräte je Hektar wurde immer die größere Waldfläche gewählt.

Tabelle 6: Potential zur Vorratsanreicherung. Die berichteten Vorräte aus dem Jahr 2010 sind dem „State of Europe’s Forests 2015“ (EFI, 2015) entnommen.

	Waldfläche	Vorrat 2010		pot. Vorrat	
	<i>[Mio. ha]</i>	<i>[Mio. m³]</i>	<i>[m³/ha]</i>	<i>[Mio. m³]</i>	<i>[m³/ha]</i>
EU-25	160,8	24.894	155	65.373	406
Belgien	0,7	178	261	453	593
Bulgarien	3,8	645	169	2.017	483
Dänemark	0,6	113	185	274	448
Deutschland	11,4	3.617	317	6.965	610
Estland	2,2	470	211	560	251
Finnland	22,2	2.320	104	4.744	214
Frankreich	17,0	2.649	156	9.306	538
Griechenland	4,1	185	46	1.818	381
Irland	0,8	90	119	266	353
Italien	9,3	1.279	138	5.082	441
Kroatien	1,9	406	211	1.402	525
Lettland	3,4	614	183	781	233
Litauen	2,2	490	225	662	304
Niederlande	0,4	76	202	230	551
Österreich	3,9	1.129	292	2.192	566
Polen	9,4	2.372	251	5.366	509
Portugal	3,2	186	58	864	271
Rumänien	6,9	1.378	201	4.462	553
Schweden	28,1	2.948	105	6.144	219
Slowakei	1,9	514	265	1.421	635
Slowenien	1,3	406	325	1.292	622
Spanien	18,4	1.120	61	5.254	285
Tschechien	2,7	755	283	1.767	602
Ungarn	2,1	359	174	816	406
Ver. Königreich	3,1	595	189	1.236	393

Tabelle 7: Potential zur Kohlenstoffspeicherung bei theoretischer Ausschöpfung der potentiellen (pot.) Holzvorräte in 25 Ländern der EU. Die aktuellen (akt.) Werte wurden aus den berichteten Vorratswerten (EFI, 2015) berechnet, die sich auf das Jahr 2010 beziehen.

	C-Gehalt		C-Gehalt Verhältnis pot. zu akt.	CO ₂	
	aktuell [Mio. t]	potentiell [Mio. t]		aktuell [Mio. t]	potentiell [Mio. t]
EU-25	9.909	25.640	259%	36.332	94.013
Belgien	74	181	246%	270	664
Bulgarien	265	781	294%	973	2.865
Dänemark	47	112	239%	172	411
Deutschland	1.459	2.873	197%	5.351	10.534
Estland	171	204	119%	626	747
Finnland	851	1.725	203%	3.120	6.325
Frankreich	1.197	3.957	331%	4.389	14.508
Griechenland	78	720	917%	288	2.638
Irland	27	81	297%	100	296
Italien	568	2.033	358%	2.083	7.453
Kroatien	179	561	314%	655	2.056
Lettland	223	284	127%	818	1.041
Litauen	178	241	135%	652	883
Niederlande	31	92	298%	113	337
Österreich	450	849	189%	1.650	3.112
Polen	966	2.146	222%	3.541	7.870
Portugal	77	342	445%	282	1.253
Rumänien	570	1.728	303%	2.088	6.337
Schweden	963	2.056	213%	3.533	7.540
Slowakei	211	550	261%	773	2.018
Slowenien	161	500	310%	591	1.835
Spanien	463	2.124	458%	1.699	7.786
Tschechien	306	707	231%	1.121	2.591
Ungarn	149	316	212%	547	1.159
Ver. Königreich	244	479	196%	896	1.755

3.3 Holzproduktion und Holzproduktionsszenarien

3.3.1 Analyse aktueller und vergangener Holzproduktionspräferenzen

In den vergangenen Jahren hat sich die Zusammensetzung der produzierten Holzsortimente in der Europäischen Union (EU-25) zugunsten der Sortimente verschoben, die zu kurzlebigen Produkten (oder Brennholz) weiterverarbeitet werden (Tbl. 8). Im 5-Jahresmittel von 2003–2007 liegt der Sortimentskoeffizient bei 1,0, also einem ausgeglichenen Verhältnis zwischen kurz- und langlebigen Sortimenten. Danach hat sich die Relation im 5-Jahresmittel von 2013–2017 zu einem Koeffizienten von europaweit 1,3 verschoben, das heißt hin zu mehr SKP. Im ersten Mittel (2003–2007) weisen 11 Mitgliedstaaten einen Sortimentskoeffizienten größer 1 auf, dagegen sind es im zweiten Mittel (2013–2017) bereits 17 Länder und somit 68 % der 25 berücksichtigten Mitglieder der Europäischen Union. Besonders deutlich stechen Länder mit einem Koeffizienten > 4 hervor (Italien, Niederlande, Portugal). Italien sogar mit einem Koeffizienten von 8,3, was einer Sortimentszusammensetzung von 10,8 % SLP zu 89,2 % SKP, also einer achtmal höheren SKP-Produktion, entspricht. Bei einem durchschnittlichen Rundholzaufkommen von 12,9 Mio. t entfallen dort 10,8 Mio. t auf die Brennholzerzeugung, den Hauptanteil daran hat das Laubholz (89 %). In Portugal hingegen liegt der Produktionsschwerpunkt für SKP beim Faserholz. 75 % des Gesamteinschlages fließen in diese Produktgruppe. Der Laubholzanteil entspricht dabei 90 % des Gesamt-Laubholzeinschlages.

Eine deutliche Bevorzugung der SLP (Sortimentskoeffizient $\leq 0,6$) weisen im Durchschnitt von 2003–2007 Irland, Lettland, Rumänien und das Vereinigte Königreich auf. Die Anzahl der Länder reduziert sich 2013–2017 auf zwei, namentlich Lettland und das Vereinigte Königreich, wobei sich für Lettland der Koeffizient von 0,5 auf 0,6 verschiebt, was dem allgemeinen europäischen Trend einer erhöhten SKP-Produktion entspricht. In fünf Ländern hat sich das Verhältnis von einer Präferenz für SLP zu einer Präferenz für SKP umgekehrt, also von kleiner 1 zu größer 1. Mit Deutschland, Estland, Kroatien und Schweden ist dieser Trend in allen klimatischen und wirtschaftlichen Zonen der Europäischen Union zu beobachten. Eine leichte Verschiebung zugunsten der SLP ist allein für Tschechien zu beobachten (von 0,8 auf 0,7).

Eine Zusammenfassung der Sortimentskoeffizienten aller Szenarien ist in Tbl. T6 (Anhang A.2) zu finden.

Tabelle 8: Durchschnittliche Anteile an Sortimenten für primär langlebige (SLP) und primär kurzlebige Produkte (SKP) sowie die Sortimentskoeffizienten (SoKo) der durchschnittlichen Sortimentszusammensetzungen. Koeffizient > 1: Es werden mehr SKP produziert; Koeffizient < 1: Es werden mehr SLK produziert; Koeffizient = 1: Es werden gleichermaßen SLP wie SKP produziert.

	2003–2007			2013–2017		
	SLP [%]	SKP [%]	SoKo (SKP/SLP)	SLP [%]	SKP [%]	SoKo (SKP/SLP)
EU-25	49,3	50,7	1,0	43,8	56,2	1,3
Belgien	58,8	41,3	0,7	58,0	42,0	0,7
Bulgarien	26,5	73,5	2,8	25,1	74,9	3,0
Dänemark	42,5	57,5	1,4	36,0	64,0	1,8
Deutschland	55,7	44,3	0,8	49,0	51,0	1,0
Estland	54,2	45,8	0,8	43,4	56,6	1,3
Finnland	44,3	55,7	1,3	37,9	62,1	1,6
Frankreich	34,2	65,8	1,9	33,2	66,8	2,0
Griechenland	36,6	63,4	1,7	25,5	74,5	2,9
Irland	71,3	28,7	0,4	60,6	39,4	0,7
Italien	18,8	81,2	4,3	10,8	89,2	8,3
Kroatien	61,4	38,6	0,6	48,0	52,0	1,1
Lettland	67,0	33,0	0,5	63,8	36,2	0,6
Litauen	55,6	44,4	0,8	50,9	49,1	1,0
Niederlande	44,7	55,3	1,2	17,8	82,2	4,6
Österreich	61,2	38,8	0,6	53,5	46,5	0,9
Polen	47,1	53,0	1,1	42,3	57,7	1,4
Portugal	25,3	74,7	3,0	18,2	81,8	4,5
Rumänien	65,2	34,8	0,5	61,4	38,7	0,6
Schweden	53,7	46,4	0,9	49,3	50,7	1,0
Slowakei	55,4	44,6	0,8	54,9	45,1	0,8
Slowenien	58,8	41,2	0,7	53,4	46,6	0,9
Spanien	47,4	52,6	1,1	25,5	74,5	2,9
Tschechien	56,9	43,1	0,8	57,7	42,3	0,7
Ungarn	40,3	59,8	1,5	35,1	64,9	1,9
Ver. Königreich	66,5	33,6	0,5	66,0	34,0	0,5

3.3.2 Einschlagsdaten

Der Trend einer steigenden wirtschaftlichen Nutzung des Waldes wird deutlich, wenn man die Einschlagsdaten ab dem Jahr 1998 betrachtet. In 21 Mitgliedsländern der EU-25 war der Einschlag 2017 höher als 1998. Lediglich Frankreich und Griechenland haben berichtet, ihren Holzeinschlag durchgehend reduziert zu haben. Der Großteil des eingeschlagenen Nadelholzes wird im Säge- und Furniersektor weiterverarbeitet. Das aufgrund seiner höheren Dichte zu mehr Kohlenstoffbindung befähigte Laubholz hingegen fließt hauptsächlich in den Brennholzsektor. Der darin gebundene Kohlenstoff wird damit unmittelbar wieder in die Atmosphäre abgegeben. In der gesamteuropäischen Betrachtung ist im Vergleich zur Laubholzproduktion die Nadelholzproduktion stärker angestiegen (Abb. 1). Während über alle übrigen Sortimente der Einschlag stetig ansteigt, bricht er ab 2001 für das sonstige industrielle Rundholz (Laubholz, Einbruch in der Nadelholzproduktion ab 2005) ein (Abb. 2). Im Bereich der Sortimente für primär kurzlebige Produkte ist das Jahr 2009 eine Wegmarke. Zu diesem Zeitpunkt steigen sowohl die Brennholz- als auch die Faserholzproduktion in Laub- und Nadelholz merklich an. Im Säge- und Furniersortiment hingegen ist nur im Nadelholz, nach dem Tief der Weltwirtschaftskrise und nach Ausreißern nach oben wegen angefallenem Sturmholz, eine Zunahme zu verzeichnen, die sich in einem Aufwärtstrend fortsetzt. Fasst man die Holzarten zusammen, ist die Rundholzproduktion zwischen 1998 und 2017 um 24,4 % angestiegen. Aufgeschlüsselt nach Sortimenten bedeutet das einen Anstieg von 16,1 % im Säge- und Furnierholz, 31,2 % im Faserholz sowie 42,7 % im Brennholz. Im sonstigen Industrieholz verringerte sich die Produktion um 41,9 %.

Über den Zeitraum von 1998-2007 gibt es vier Hauptproduzenten für Rundholz: Frankreich, Schweden, Finnland und Deutschland (Abb. 3). Während in den Mitteln von 1998-2002 und 2003-2007 Frankreich noch Hauptproduzent von Rundholz war, steht es im zehnten Jahre darauffolgenden Mittel an vierter Stelle, resultierend aus einem Rückgang der Rundholzproduktion von 6,7%. In den letzten beiden Zeitintervallen liegt Schweden mit einem Rundholzeinschlag von 73,0 Mio. m³ (2013-2017) bis 75,1 Mio. m³ (2003-2007) an der Spitze. Von der ehemals vierten Stelle (52,7 Mio. m³) ist Deutschland ab dem Jahresmittel 2003-2007 auf den Rang des zweitgrößten Rundholzproduzenten (68,7 Mio. m³) aufgerückt und hat in dieser Zeit seine mittlere Rundholz-Produktion um 30% gesteigert. Die Rundholzproduktion Finnlands bleibt von 1998-2017 weitgehend auf gleichem Niveau (ca. 50-60 Mio. m³). Im letzten Zeitraum von 2008-2017 rückt Polen zum fünften Hauptproduzenten auf, mit einer Einschlagserhöhung um den Faktor 1,55 im Vergleich zu 1998-2002. In größerem Abstand folgt nun an sechster Stelle Österreich. Bis auf Frankreich dominiert in allen vier bzw. fünf Ländern deutlich die Nadelholzproduktion.

Die Länder der Europäischen Union können in drei Großgruppen unterteilt werden, je nachdem, welche Sortimentsgruppe den Hauptproduktionsanteil ausmacht (Sägeholzgruppe, Faserholzgruppe, Brennholzgruppe). Die Sortimentszusammensetzungen aller Länder sind im Anhang A.3 (Abb. A1-A21) zu finden. Länder, deren Hauptproduktion im Bereich der Sägeholzsortimente liegt, sind Irland, Belgien und Slowenien (Abb. A2, A9, A18). In dieser Gruppe fallen besonders das Vereinigte Königreich und Österreich auf (Abb. 4, A22), deren Holzeinschlag fast ausschließlich aus Nadelholz

Rundholzentnahme aus Wäldern der EU-25

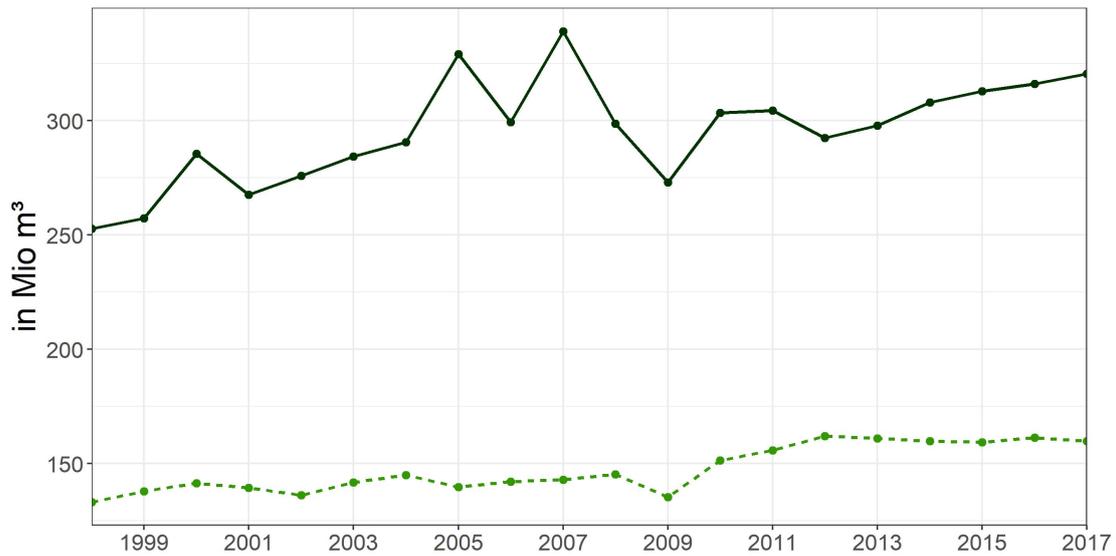


Abb. 1: Rundholzentnahme der EU-25 aufgeschlüsselt nach Holzart. Die dunkelgrüne durchgezogene Linie bildet die Nadelholzproduktion, die hellgrün gestrichelte Linie die Laubholzproduktion ab.

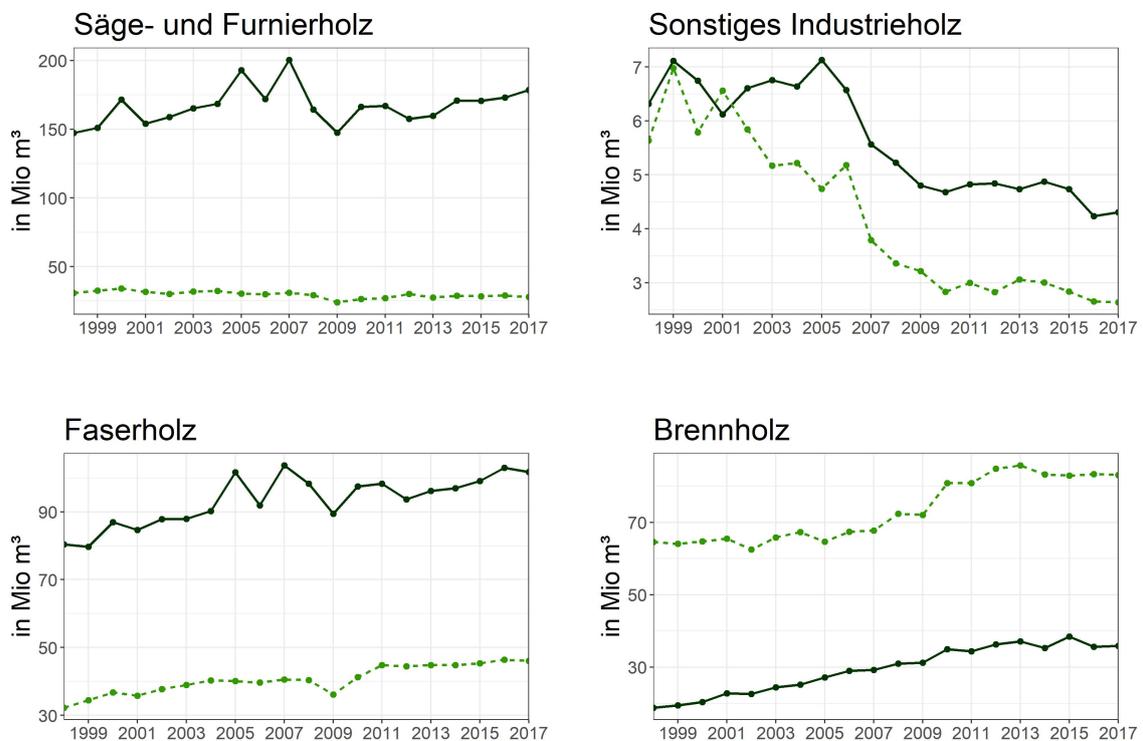


Abb. 2: Produktionsmengen der vier Untersortimente (SLP oben, SKP unten) in der EU-25. Unterteilt in Nadelholz (dunkelgrüne, durchgezogene Linie) und Laubholz (hellgrüne, gestrichelte Linie).

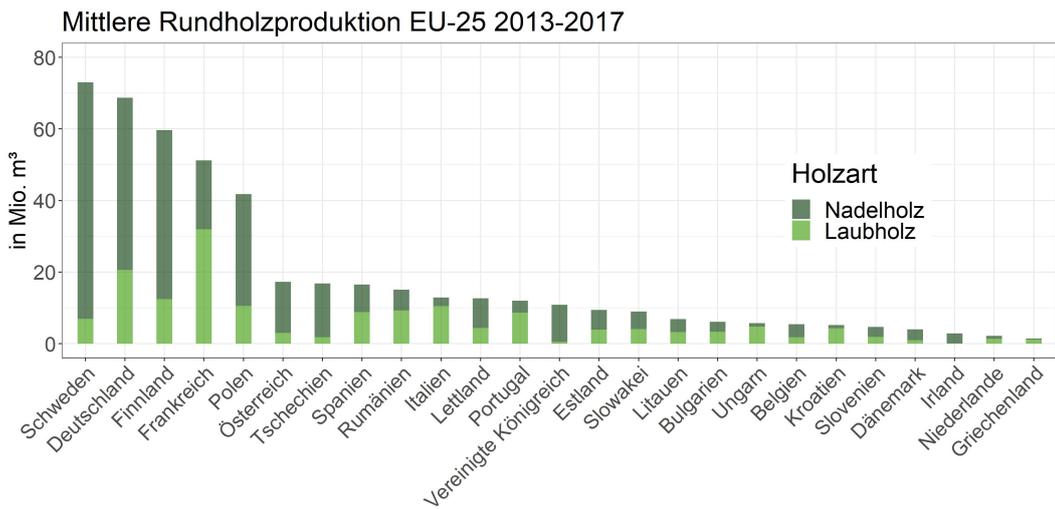
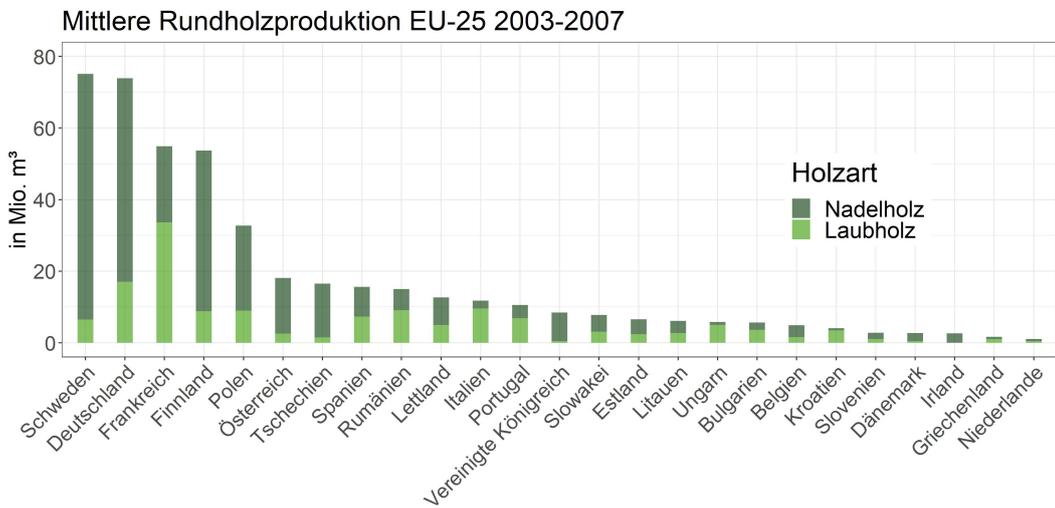
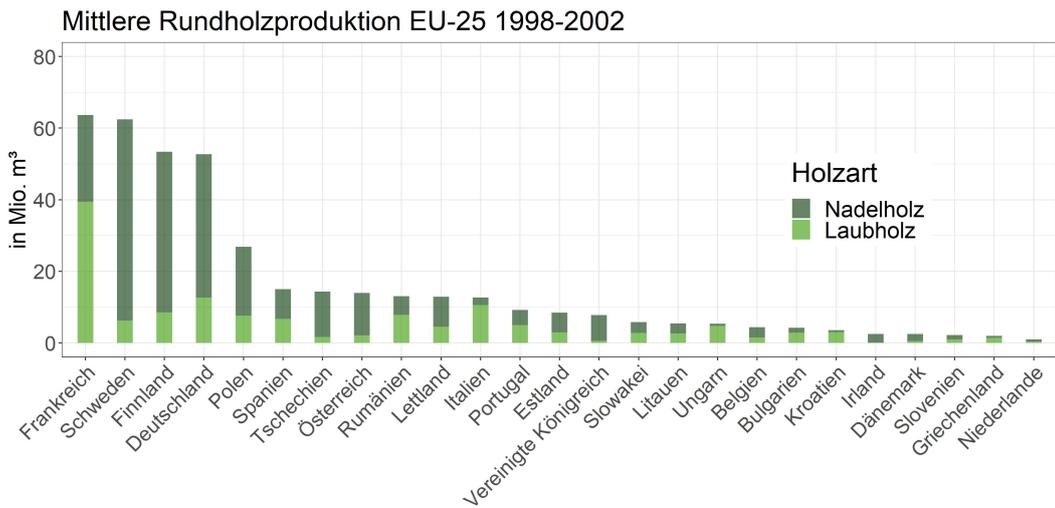


Abb. 3: Durchschnittliche Rundholzproduktion der EU-25 von 1998-2017 (5-Jahresmittel), aufgeschlüsselt nach Holzart.

besteht. Einen besonderen Schwerpunkt auf die Faserholzproduktion legen Spanien, Polen und Portugal (Abb. 5, A14, A19). Finnlands Faserholzanteil am Rundholz ist ähnlich hoch wie die Säge- und Furnierholzproduktion (Abb. A6). Die Brennholzproduktion macht in sechs Mitgliedstaaten den Großteil aus. In Bulgarien, Ungarn, Dänemark, Frankreich, Griechenland und Italien (Abb. 6) ist das Brennholz die größte Sortimentsgruppe, aber auch die Niederlande haben in den letzten Jahren vermehrt auf die Brennholzproduktion gesetzt. Kroatien und Rumänien haben ihren Schwerpunkt auf Säge- und Furnierholz und dabei im Laubholz einen zweiten Schwerpunkt im Brennholz.

- Sägeholzgruppe: Belgien, Irland, Österreich, Slowenien, Vereinigtes Königreich
- Faserholzgruppe: Spanien, Polen, Portugal
- Brennholzgruppe: Bulgarien, Ungarn, Dänemark, Frankreich, Griechenland, Italien

Betrachtet man die Anteile der Brennholzproduktion am Gesamtrundholz, werden Präferenzen in der Holzproduktion deutlich. Im europäischen Durchschnitt ist der Brennholzanteil am Gesamtrundholz von 22 % in 1998 auf 25 % in 2017 gestiegen. Mit Blick auf die unterschiedlichen geografischen Lagen der Mitgliedstaaten kann bei gleicher oder ähnlicher geografischer Lage ein ähnlicher Prozentsatz von Brennholz festgestellt werden (Abb. 7–10). Nordeuropäische Länder liegen bis 2007 unter dem europäischen Durchschnitt (EU-25). Ab 2008 liegen Estland und Litauen (mit Ausnahme 2011) darüber. Von den acht mitteleuropäischen Mitgliedstaaten liegen drei (Belgien, Irland, Vereinigtes Königreich) unter dem Durchschnitt der EU-25, Österreich weist einen ähnlichen Brennholzanteil wie die Europäische Union auf, vier Mitgliedstaaten liegen hingegen deutlich darüber (Dänemark, Deutschland, Frankreich, Niederlande). Besonders hervor stechen die Niederlande, die von 1998 auf 2017 eine Zunahme des Brennholzanteils von 15 % auf 74 % aufweist. In den drei Jahren von 2014 auf 2017 ist der Anteil an Brennholz von 29 % auf 74 % gestiegen und hat sich damit mehr als verdoppelt. Bei den osteuropäischen Ländern liegen lediglich Ungarn und Rumänien über dem gesamteuropäischen Brennholzanteil, wobei der Anteil Rumäniens starken Schwankungen unterliegt. Der Anteil an Brennholz am Gesamtrundholz Tschechiens, Polens und der Slowakei liegt unter 12 %. Die höchste Bandbreite liegt bei den Mitgliedstaaten der südeuropäischen Lagen. Während Portugal einen Anteil von unter 10 % aufweist und damit zusammen mit Spanien (mit Ausnahme 2010) unter dem EU-Durchschnitt liegt, liegt er für Italien bei annähernd 85 %. Den zweitgrößten prozentualen Anteil von Brennholz am Gesamteinschlag im Zeitraum von 1998 bis 2017 hat Griechenland. Auch Slowenien lag bei der Brennholzproduktion einen Großteil der Zeit über dem EU-Durchschnitt. Von 2001-2003 und seit 2015 liegt er unter diesem. Der Brennholzanteil Kroatiens unterlag starken Schwankungen und liegt nun 10 % über dem EU-Durchschnitt.

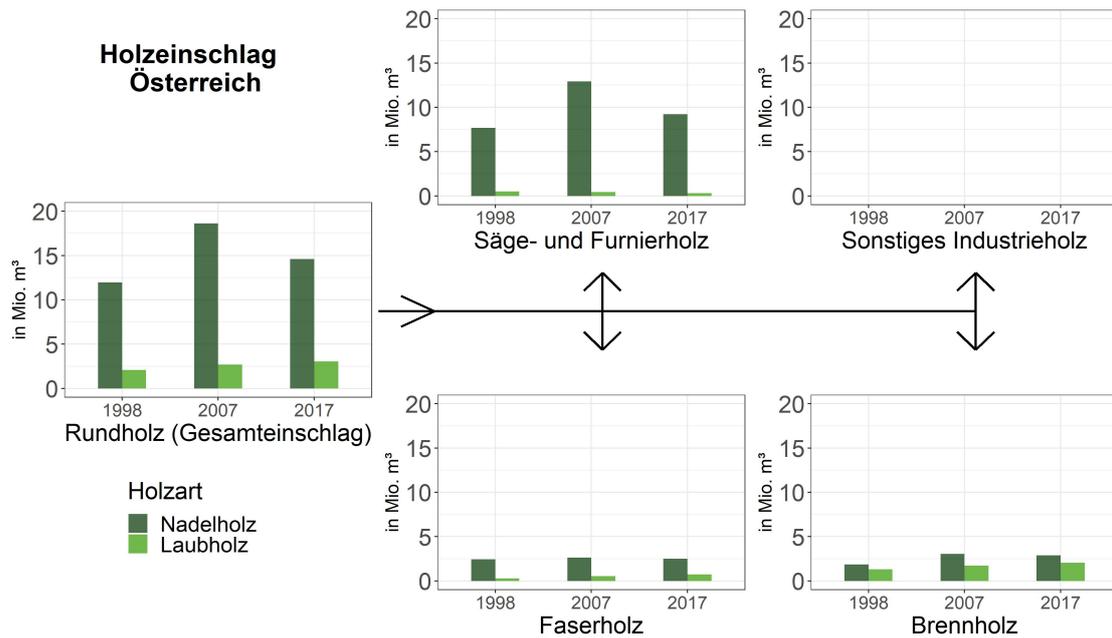


Abb. 4: Sortimentszusammensetzung Österreichs als Beispiel für die Sägeholzgruppe.

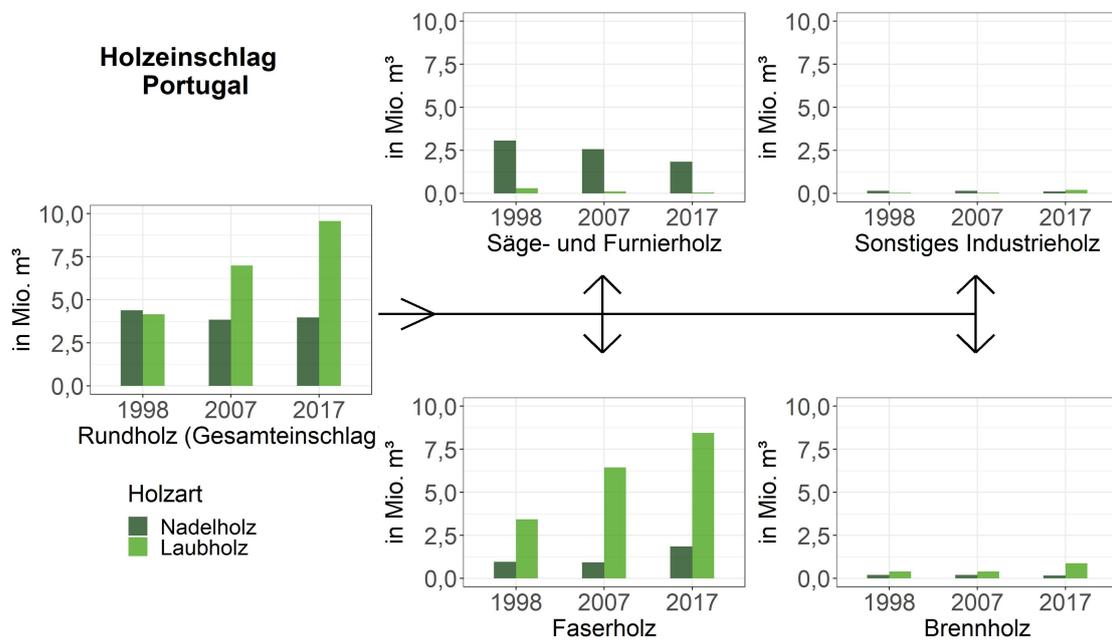


Abb. 5: Sortimentszusammensetzung Portugals als Beispiel für die Faserholzgruppe.

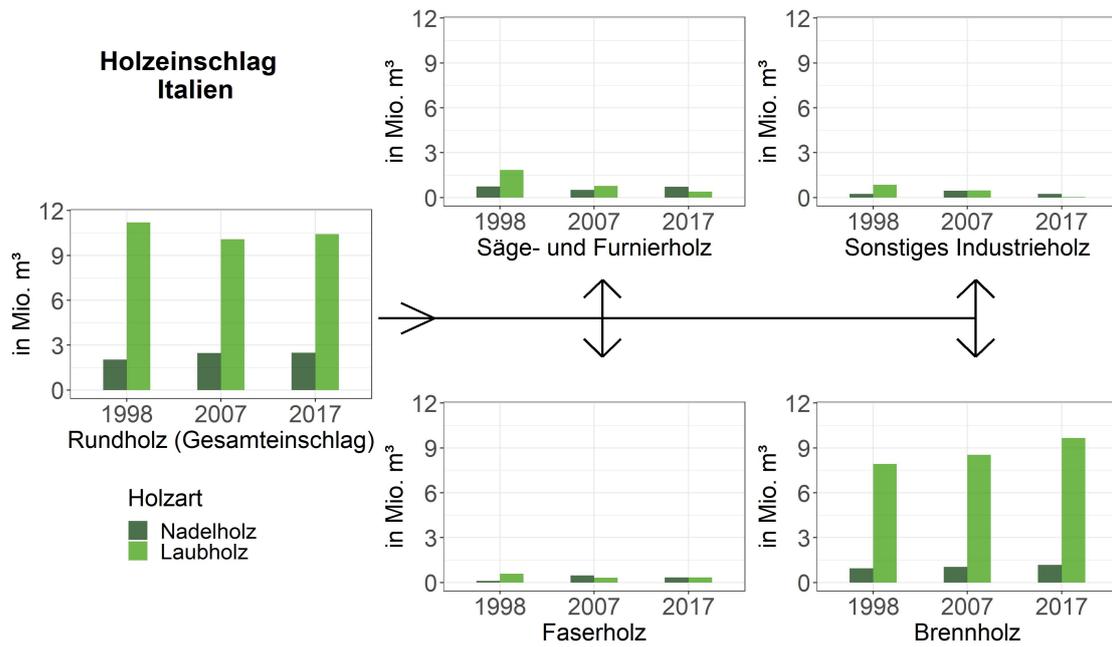


Abb. 6: Sortimentszusammensetzung Italiens als Beispiel für die Brennholzgruppe.

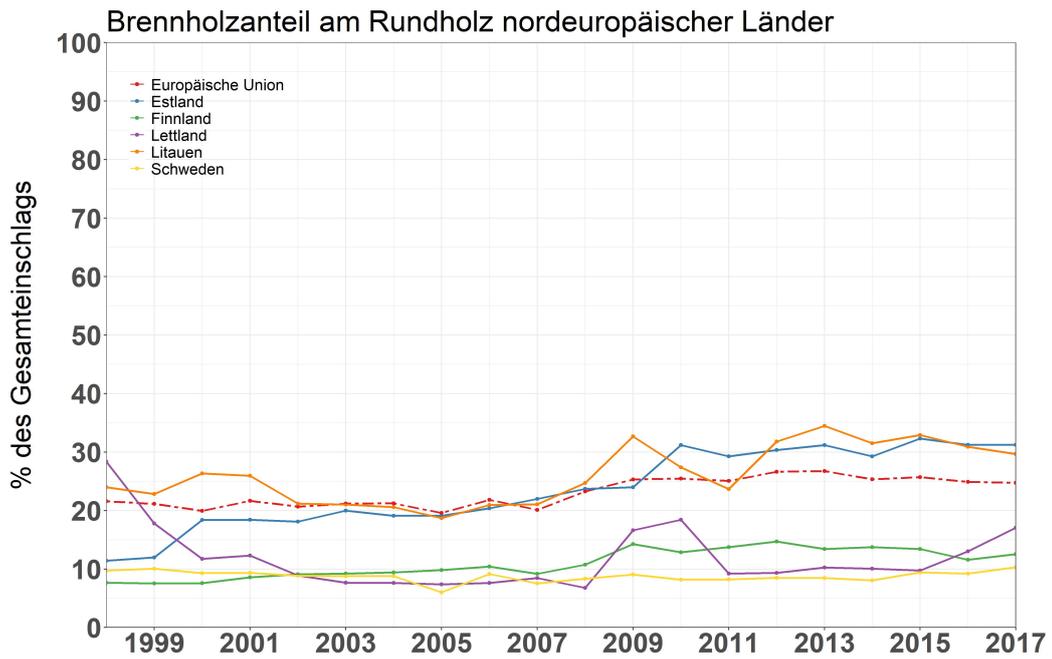


Abb. 7: Brennholzanteil der nordeuropäischen Mitglieder der EU-25 sowie der gesamten EU-25 (rot).

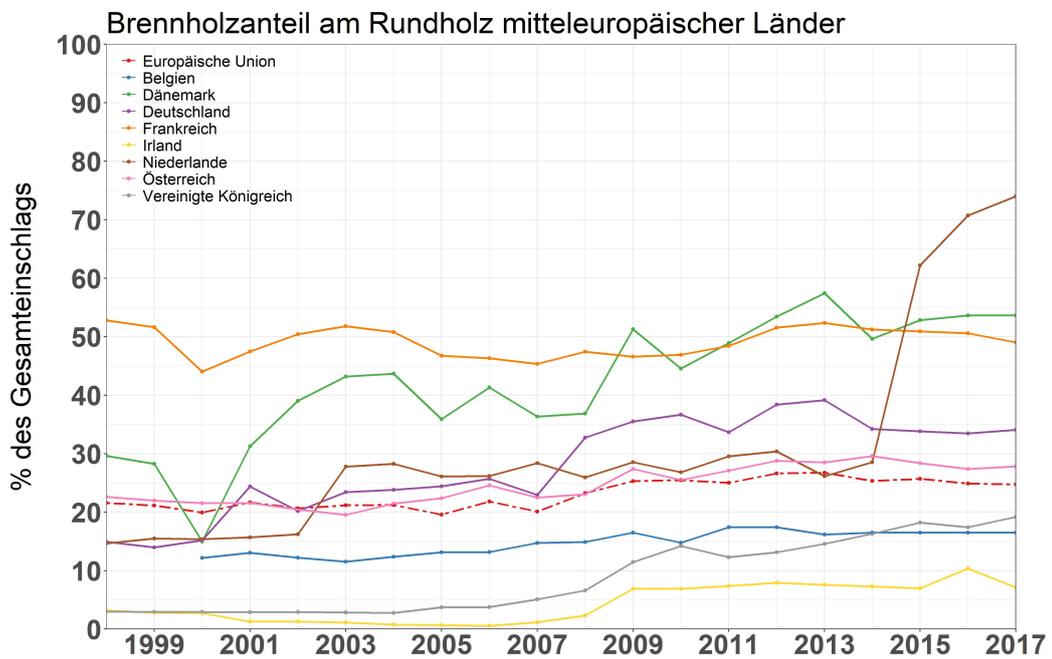


Abb. 8: Brennholzanteil der mitteleuropäischen Mitglieder der EU-25 sowie der gesamten EU-25 (rot).

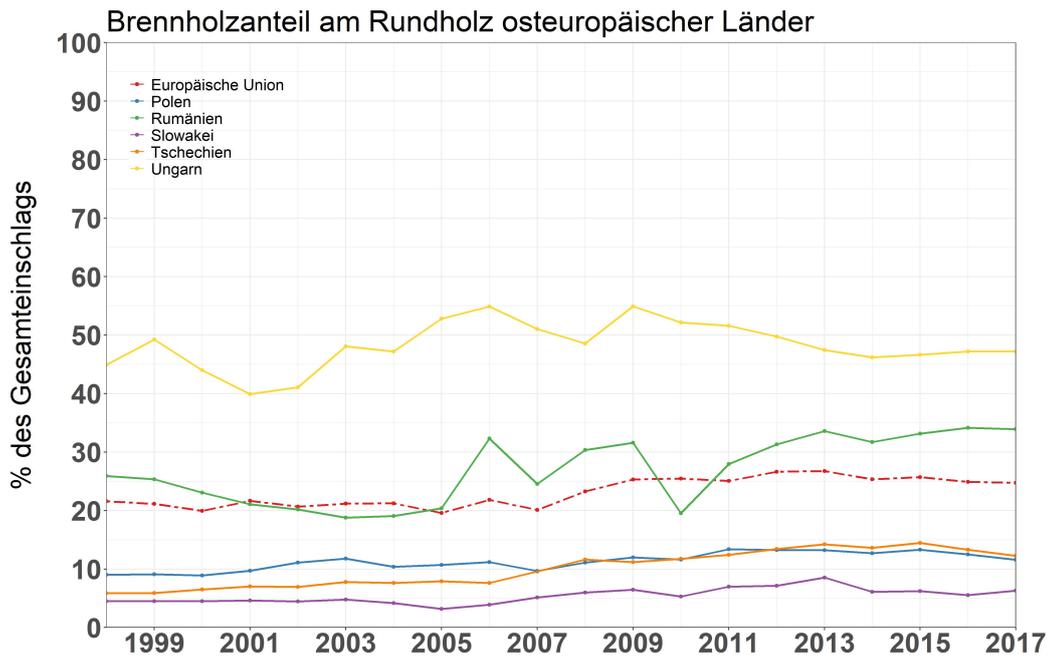


Abb. 9: Brennholzanteil der osteuropäischen Mitglieder der EU-25 sowie der gesamten EU-25 (rot).

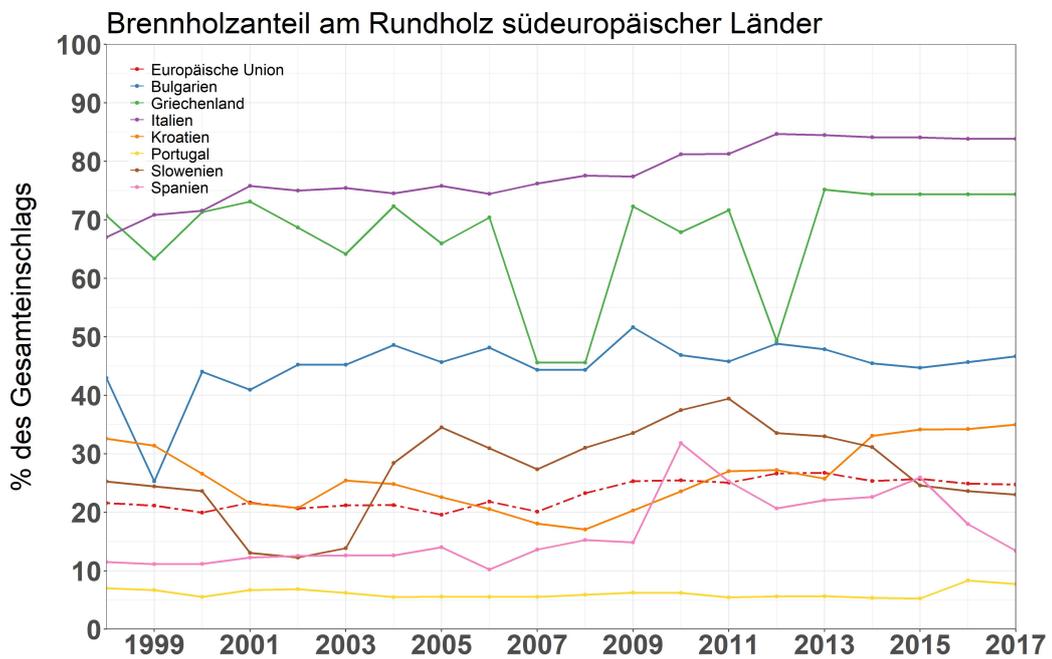


Abb. 10: Brennholzanteil der südeuropäischen Mitglieder der EU-25 sowie der gesamten EU-25 (rot).

3.3.3 Business As Usual Szenario (BAU)

Betrachtet man die Menge an gefälltem Holz in der Europäischen Union (EU-25) insgesamt im Verhältnis zum Holzzuwachs, liegt die Einschlagsintensität zum Szenariostart 2018 (s. Kapitel 2.3) bei 0,77. Daraus ergibt sich für die Europäische Union eine jährliche Bindung von 245,4 Mio. t CO₂ (Tbl. 10). Bis zum Jahr 2030 würde der Atmosphäre eine Menge von 3,2 Mrd. t CO₂ entzogen werden, bis 2050 8,1 Mrd. t CO₂ (Tbl. 11). Anhand der Daten zu (mittlerem) Einschlag und Zuwachs aus dem Jahr 2010 und deren Verhältnis zueinander kann man eine große Heterogenität der Einschlagsintensität in den Ländern der europäischen Union feststellen (Tbl. 9). Die geringste mittlere Einschlagsintensität von 0,48 (Einschlag von 48 % des Zuwachses) weist Italien auf, die höchste Schweden mit 1,03, was einen Einschlag über dem Holzzuwachs bedeutet. Sieben Mitgliedstaaten schlagen weniger als 60 % des jährlichen Zuwachses ein, zwei davon weniger als 50 % (Griechenland, Italien). Die höchsten Kohlenstoff-Bindungspotentiale, basierend auf Wuchsleistung und Einschlagsintensität, liegen bei Deutschland, Frankreich, Italien, Spanien und Finnland. Da Schweden eine Intensität von über 1,0 aufweist und somit durchschnittlich über den Zuwachs einschlägt, verlore der Wald dort im BAU-Szenario bis 2050 seine Senkenfunktion und würde zur CO₂-Quelle (Tbl. T7).

3.3.4 Back In Time Szenario (BIT)

Durch das Zurücksetzen des Rundholzaufkommens in den Sortimenten für kurzlebige Produkte auf das mittlere Niveau von 2003–2007 sinkt im BIT-Szenario die durchschnittliche Einschlagsintensität der Europäischen Union im Vergleich zum BAU (0,77) auf 0,71. Europaweit würden der Atmosphäre dadurch 309 Mio. t CO₂ jährlich entzogen (Tbl. 10). Bis 2030 wären das summiert 4,0 Mrd. t CO₂, bis 2050 10,2 Mrd. t CO₂ (Tbl. 11).

Die Einschlagsintensität im BIT-Szenario verringert sich bei 23 Mitgliedstaaten (Tab. 9). Das zeigt, dass all diese Länder im Mittel heute mehr Holz im Bereich der SKP produzieren, als noch vor zehn Jahren. Liegt die Intensität des BIT-Szenarios über der des BAU-Szenarios, gilt der Umkehrschluss. Dies ist nur für Frankreich der Fall. Tschechiens Einschlagsintensität verändert sich nicht. Acht Mitgliedstaaten schlagen unter 60 % des Zuwachses ein, sechs davon unter 50 % (Bulgarien, Griechenland, Italien, Niederlande, Slowenien, Spanien). Schwedens Einschlagsintensität verringert sich durch die Reduktion der SKP auf 1,00. Dies entspricht der vollständigen Ernte des Zuwachses. Die höchsten jährlichen Kohlenstoff-Bindungspotentiale liegen bei Deutschland, Frankreich, Finnland, Spanien und Italien (Tbl. T7).

3.3.5 Equal Share Szenario (EQ)

Die durchschnittliche europäische Einschlagsintensität beträgt für das erste Zeitintervall des EQ-Szenarios (2018–2030) 0,59, da sieben Länder bereits vor Szenariobeginn eine Einschlagsintensität kleiner 0,60 aufweisen. Im zweiten Intervall von 2030-2050 reduziert sich die Anzahl der Mitgliedstaaten, deren Einschlagsintensität unter der vom Szenario vorgegebenen Intensität (50 %) liegt, auf

zwei, sodass in der gesamteuropäischen Betrachtung die Einschlagsintensität bei 0,50 liegt (Tab. 9). In diesem Szenario werden bis 2030 jährlich 430 Mio. t CO₂ sequestriert, danach steigt das Potential bis 2050 auf 525 Mio. t CO₂, was im Gesamtzeitraum einer durchschnittlichen, jährlichen Sequestrierung von 488 Mio. t CO₂ entspricht (Tbl. 10, 11). Insgesamt könnten bis 2050 16,1 Mrd. t CO₂ im Wald gespeichert werden.

Die höchsten Kohlenstoff-Speicherpotentiale durch den Zuwachs von Biomasse liegen im EQ-Szenario bei Deutschland, Frankreich, Finnland, Schweden und Polen (Tbl. T7). Allein in Deutschland betrüge die Gesamtmenge gebundenen Kohlenstoffs bis 2050 über 1 Mrd. t CO₂. Durch ihre hohen Einschlagsintensitäten einerseits und ihre Sortimentszusammensetzung im BAU andererseits ist es für Belgien und Schweden nicht möglich, das Szenario-Ziel 2050 allein durch eine Reduktion in den SKP zu erreichen, weshalb – ausgehend von den aktuellen Einschlagsdaten – auch in den SLP Einsparungen notwendig wären.

3.3.6 Zero Fuelwood Szenario (ZeFu)

Würde man die Brennholzproduktion in der Europäischen Union auf null reduzieren, läge die durchschnittliche Einschlagsintensität bei 0,57 (Tab. 9). Es wäre eine jährliche CO₂-Sequestrierung von 456 Mio. t möglich (Tab. 10). In diesem Szenario liegen die höchsten Kohlenstoff-Sequestrierungspotentiale bei Deutschland, Frankreich, Italien, Finnland und Spanien. Bis 2050 läge die akkumulierte Kohlenstoff-Speicherung in der Biomasse des Waldes bei 15 Mrd. t CO₂ (Tbl. T7). Das ZeFu-Szenario lässt deutlich erkennen, welchen Stellenwert die Feuerholzproduktion in den einzelnen Mitgliedstaaten hat. Geht man davon aus, dass das unmittelbar CO₂-freisetzende Sortiment auf null reduziert wird, erhält man für 17 Länder eine Einschlagsintensität von unter 60 % des Zuwachses (< 0,60), wovon 12 Länder unter 50 % (< 0,50) liegen. Extrembeispiele sind Griechenland (BAU: 0,48, ZeFu: 0,12) und Italien (BAU: 0,48, ZeFu: 0,08).

Eine Übersicht über die theoretischen Holzaufkommen der verschiedenen Szenarien findet sich in Tbl. 13.

3.3.7 Vorratsaufbau

Das Kohlenstoff-Speicherpotential eines Waldes hängt unmittelbar von seinem Holzvorrat ab. Je höher die lebende Photosynthese betreibende Biomasse, desto größer wird die Vorratsanreicherung ausfallen. Je höher der Vorrat am Ende eines Szenarios im Vergleich zum Beginn, desto mehr CO₂ konnte der Atmosphäre entzogen werden.

Betrachtet man die Europäische Union, so liegen die Vorräte des EQ- und des ZeFu-Szenarios weit vor denen der Szenarien BAU und BIT (Tbl. 11 und Tbl. 12) – mit Ausnahme von Irland und Spanien, die ihr höchstes Vorratsaufbaupotential im BIT-Szenario erreichen. Es lässt sich daraus ableiten, dass die SKP-Produktion und besonders die Brennholzproduktion in der EU-25 einen großen Anteil haben, was auch, wie weiter oben beschrieben, durch den Sortimentskoeffizienten zum Ausdruck kommt.

Tabelle 9: Durchschnittliche Einschlagsintensitäten (Verhältnis von Fällungen zu Zuwachs). Ein Wert von 1,0 entspricht der Ernte des gesamten jährlichen Zuwachses.

	BAU	BIT	EQ bis 2030	EQ 2030-2050	ZeFu
EU-25	0,77	0,71	0,59	0,50	0,57
Belgien	0,95	0,90	0,60	0,50	0,79
Bulgarien	0,52	0,49	0,52	0,50	0,28
Dänemark	0,82	0,62	0,60	0,50	0,38
Deutschland	0,74	0,72	0,60	0,50	0,48
Estland	0,85	0,64	0,60	0,50	0,59
Finnland	0,84	0,74	0,60	0,50	0,73
Frankreich	0,71	0,74	0,60	0,50	0,35
Griechenland	0,48	0,46	0,48	0,48	0,12
Irland	0,58	0,51	0,58	0,50	0,54
Italien	0,48	0,41	0,48	0,48	0,08
Kroatien	0,78	0,61	0,60	0,50	0,53
Lettland	0,66	0,64	0,60	0,50	0,58
Litauen	0,76	0,69	0,60	0,50	0,52
Niederlande	0,96	0,43	0,60	0,50	0,38
Österreich	0,91	0,85	0,60	0,50	0,65
Polen	0,88	0,74	0,60	0,50	0,77
Portugal	0,84	0,71	0,60	0,50	0,78
Rumänien	0,69	0,66	0,60	0,50	0,46
Schweden	1,03	1,00	0,60	0,50	0,94
Slowakei	0,72	0,68	0,60	0,50	0,68
Slowenien	0,59	0,46	0,59	0,50	0,43
Spanien	0,57	0,43	0,57	0,50	0,45
Tschechien	0,86	0,86	0,60	0,50	0,74
Ungarn	0,76	0,73	0,60	0,50	0,41
Ver. Königreich	0,56	0,52	0,56	0,50	0,47

Tabelle 10: Das sich jährlich aus den Szenarien ergebende Kohlenstoff-Senkenpotential in *Mio. t CO₂ pro Jahr*.

	BAU	BIT	EQ bis 2030	EQ 2030-2050	ZeFu
EU-25	245,4	309,0	430,0	525,3	455,9
Belgien	0,3	0,6	2,7	3,4	1,4
Bulgarien	9,7	10,4	9,7	10,2	14,6
Dänemark	1,7	3,6	3,8	4,7	5,8
Deutschland	45,1	49,3	69,6	87,0	90,2
Estland	2,3	5,5	6,1	7,7	6,3
Finnland	20,5	32,9	49,8	62,2	33,9
Frankreich	37,6	34,2	51,7	64,6	84,2
Griechenland	2,9	3,0	2,9	2,9	4,9
Irland	3,1	3,7	3,1	3,7	3,4
Italien	23,1	26,3	23,1	23,1	40,9
Kroatien	2,6	4,7	4,8	6,0	5,6
Lettland	8,9	9,5	10,5	13,1	11,0
Litauen	3,6	4,6	5,9	7,4	7,1
Niederlande	0,1	2,3	1,6	2,0	2,5
Österreich	3,3	5,2	14,3	17,8	12,5
Polen	10,9	23,9	36,5	45,7	21,0
Portugal	4,4	8,0	11,0	13,7	5,9
Rumänien	12,8	14,0	16,6	20,8	22,4
Schweden	-2,8	0,1	39,0	48,7	6,3
Slowakei	5,3	6,2	7,6	9,6	6,2
Slowenien	5,3	7,0	5,3	6,5	7,4
Spanien	22,6	30,0	22,6	26,3	28,7
Tschechien	4,3	4,3	12,0	15,0	7,8
Ungarn	3,3	3,8	5,6	6,9	8,3
Ver. Königreich	14,3	15,8	14,3	16,4	17,5

Tabelle 11: Die wichtigsten Ergebnisse der vier Szenarien für die Europäische Union (EU-25), berechnet für das Jahr 2050. Die Szenarien BIT, EQ2050 und ZeFu jeweils mit prozentualem Vergleich zum BAU-Szenario ($\hat{=}$ 100 %).

	BAU	BIT	[%]	EQ2050	[%]	ZeFu	[%]
Holzvorrat [Mrd. m ³]	31,2	32,7	105	37,4	120	36,5	117
Holzvorrat [m ³ /Jahr]	196,2	205,3	105	232,8	119	226,8	116
CO ₂ -Speicherung [Mio. t CO ₂ /Jahr]	245,4	309,0	126	487,8	199	455,9	186
Rundholz [Mio. m ³ /Jahr]	471,3	434,9	92	331,8	70	351,2	75
SLP-Sortimente [Mio. m ³ /Jahr]	206,4	206,4	100	220,9	107	206,4	100
SKP-Sortimente [Mio. m ³ /Jahr]	265,0	228,5	86	110,9	42	144,9	55

Tbl. 12 bietet eine Übersicht über den Vorrat pro Hektar in den Jahren 2030 und 2050 aufgeschlüsselt nach den Szenarien. Auffällig ist, dass das EQ- und das ZeFu-Szenario häufiger und deutlicher zu einer höheren Vorratsanreicherung führen als das BAU- oder das BIT-Szenario.

Betrachtet man die Mitgliedstaaten gruppiert nach geografischer Lage, fällt auf, dass in den Ländern Südeuropas die Vorräte geringer ausfallen, als in nord-, mittel- oder osteuropäischen Lagen. Besonders hohe Vorräte pro Hektar – ausgehend vom BAU-Szenario 2030 – sind vor allem in Slowenien, Deutschland, Tschechien, Österreich und der Slowakei zu finden. Aufgrund der unterschiedlichen Zuwächse verschiebt sich der Vorrat pro Hektar bis 2050, sodass die höchsten Vorräte in Slowenien, Deutschland, der Slowakei, Tschechien und dem Vereinigten Königreich zu finden sind. Szenarien übergreifend sind nach den Berechnungen die höchsten Vorräte pro Hektar in Mittel- und Osteuropa zu finden.

Im BIT-Szenario haben Slowenien, Deutschland, Österreich, die Slowakei und Tschechien im Jahr 2030 die höchsten Vorräte pro Hektar. Auch hier verschieben sich die fünf vorratsreichsten Länder bis 2050. Absteigend verfügen in diesem Szenario dann Slowenien, Deutschland, die Slowakei, die Niederlande und das Vereinigte Königreich über die höchsten Vorräte.

Im EQ-Szenario sind die Länder mit den höchsten Vorräten in den Jahren 2030 und 2050 identisch. Auch die Reihenfolge bleibt bestehen. Absteigend verfügen Deutschland, Slowenien, Tschechien, Österreich und die Slowakei in diesem Szenario über die größten Vorräte pro Hektar.

Tabelle 12: Akkumulierter Holzvorrat von 2017–2030 und 2017–2050.

	Vorrat (berichtet) (m ³ /ha)		BAU Vorrat (m ³ /ha)		BIT Vorrat (m ³ /ha)		EQ Vorrat (m ³ /ha)		ZeFu Vorrat (m ³ /ha)	
	2010		2030	2050	2030	2050	2030	2050	2030	2050
EU-25	155		175	196	179	205	187	233	188	227
Belgien	261		268	275	272	285	299	366	282	310
Bulgarien	169		205	240	206	245	205	242	216	270
Dänemark	185		221	258	248	327	251	353	280	406
Deutschland	317		371	425	374	433	390	493	406	513
Estland	211		226	241	240	277	243	294	244	286
Finnland	104		118	132	124	146	131	173	124	147
Frankreich	156		184	213	183	208	191	240	207	271
Griechenland	46		55	65	56	66	55	65	60	76
Irland	119		193	268	202	290	193	282	199	281
Italien	138		172	205	175	213	172	205	188	248
Kroatien	211		61	65	62	66	240	282	244	284
Lettland	183		223	263	224	267	227	286	229	278
Litauen	225		249	274	254	286	260	310	265	314
Niederlande	202		207	213	258	341	242	315	263	353
Österreich	292		304	316	308	328	330	395	326	371
Polen	251		267	283	279	314	291	357	277	307
Portugal	58		77	97	88	122	96	155	82	107
Rumnänien	201		227	253	229	257	232	275	240	286
Schweden	105		103	102	104	105	119	147	107	110
Slowakei	265		303	342	308	352	315	384	308	352
Slowenien	325		385	446	398	477	385	459	401	484
Spanien	61		77	94	81	103	77	97	80	101
Tschechien	283		305	327	305	327	331	407	317	357
Ungarn	174		196	218	198	224	206	253	218	274
Ver. Königreich	189		253	317	258	328	253	327	263	341

Im ZeFu-Szenario letztlich weisen im Jahr 2030 Deutschland, Slowenien, Österreich, Tschechien und die Slowakei die höchsten Vorräte pro Hektar auf, während sich die Reihenfolge bis 2050 verschiebt. Die fünf Länder mit dem größten Holzvorrat pro Hektar sind dann Deutschland, Slowenien, Dänemark, Österreich und Tschechien.

3.3.8 Theoretisches Holzaufkommen

Für jedes Holzproduktionsszenario ergeben sich entsprechende Sortimentszusammensetzungen. Tabelle 13 ist zu entnehmen, dass sich das Aufkommen der Sortimente für die Herstellung langlebiger Produkte in den meisten Szenarien nicht ändert. Ausnahmen davon bilden Belgien und Schweden im zweiten Intervall des EQ-Szenarios, da durch eine Reduzierung allein der SKP das Ziel des Szenarios nicht erreicht werden kann. Weiterhin ergeben sich für dieses Szenario in der EU-25 höhere Mengen an SLP, aufgrund der Anpassung des Sortimentskoeffizienten auf 1,0 in acht (bis 2030) respektive sieben (bis 2050) Mitgliedstaaten.

Den Szenarieneigenschaften entsprechend werden die SKP unterschiedlich beeinflusst. Im BIT-Szenario liegt die SKP-Produktionsmenge für Frankreich um 1,9 Mio. m³ pro Jahr über der des BAU-Szenarios. In allen anderen Mitgliedstaaten sinkt das Holzaufkommen. Dies ist auf eine höhere Holzproduktion Frankreichs im Jahresmittel 2003–2007 zurückzuführen. Mit Blick auf die Einschlagsintensität (Tbl. 9) wird deutlich, dass jene Länder, die viel Brennholz produzieren, im ZeFu-Szenario noch deutlich unter 0,5 liegen. Beispiele hierfür sind Bulgarien, Deutschland, Griechenland und Ungarn als vier von insgesamt zwölf Mitgliedstaaten. Der Umkehrschluss gilt für Länder, deren Hauptproduktion im Bereich des Faserholzes liegt. In insgesamt 13 Ländern liegt die Einschlagsintensität des ZeFu-Szenarios über der des gestaffelten Szenarios (EQ), beispielsweise Belgien, Lettland und Schweden. Diese Wechselwirkung zwischen Intensität und Sortimentszusammensetzung wird in Tabelle 13 deutlich.

Tabelle 13: Holzaufkommen nach Gesamtrundholz (RH) und aufgeteilt in Sortimente für primär langlebige (SLP) sowie primär kurzlebige Produkte (SKP). Angaben in Mio. m³ pro Jahr.

	BAU			BIT			EQ 2030			EQ 2050			ZeFu		
	RH	SLP	SKP	RH	SLP	SKP	RH	SLP	SKP	RH	SLP	SKP	RH	SLP	SKP
EU-25	471,3	206,4	265,0	434,9	206,4	228,5	359,5	229,1	141,8	304,2	217,	86,6	351,2	206,4	144,9
Belgien	5,4	3,1	2,3	5,2	3,1	2,0	3,4	3,1	0,3	2,9	2,9	0,0	4,5	3,1	1,4
Bulgarien	6,1	1,5	4,6	5,7	1,5	4,2	6,1	3,1	3,1	5,8	2,9	2,9	3,3	1,5	1,8
Dänemark	4,0	1,4	2,6	3,0	1,4	1,6	2,9	1,5	1,5	2,4	1,4	1,0	1,9	1,4	0,4
Deutschland	68,7	33,7	35,0	66,4	33,7	32,8	55,6	33,7	22,0	46,4	33,7	12,7	44,6	33,7	11,0
Estland	9,4	4,1	5,3	7,1	4,1	3,0	6,6	4,1	2,5	5,5	4,1	1,4	6,5	4,1	2,4
Finnland	59,6	22,6	37,0	52,5	22,6	29,9	42,8	22,6	20,2	35,7	22,6	13,1	51,9	22,6	29,3
Frankreich	51,2	17,0	34,2	53,1	17,0	36,1	43,4	21,7	21,7	36,1	18,1	18,1	25,2	17,0	8,2
Griechenland	1,5	0,4	1,1	1,4	0,4	1,0	1,5	0,7	0,7	1,5	0,7	0,7	0,4	0,4	0,0
Irland	2,9	1,8	1,1	2,5	1,8	0,8	2,9	1,8	1,1	2,5	1,8	0,7	2,7	1,8	0,9
Italien	12,9	1,4	11,5	11,0	1,4	9,6	12,9	6,4	6,4	12,9	6,4	6,4	2,1	1,4	0,7
Kroatien	5,2	2,5	2,7	4,1	2,5	1,6	4,0	2,5	1,5	3,3	2,5	0,8	3,5	2,5	1,0
Lettland	12,7	8,1	4,6	12,3	8,1	4,2	11,5	8,1	3,5	9,6	8,1	1,5	11,1	8,1	3,1
Litauen	6,9	3,5	3,4	6,2	3,5	2,7	5,4	3,5	1,9	4,5	3,5	1,0	4,7	3,5	1,2
Niederlande	2,2	0,4	1,8	1,0	0,4	0,6	1,4	0,7	0,7	1,1	0,6	0,6	0,9	0,4	0,5
Österreich	17,3	9,2	8,0	16,3	9,2	7,0	11,4	9,2	2,2	9,5	9,2	0,3	12,4	9,2	3,1
Polen	41,8	17,7	24,1	35,0	17,7	17,4	28,5	17,7	10,8	23,7	17,7	6,0	36,5	17,7	18,8
Portugal	12,0	2,2	9,8	10,1	2,2	7,9	7,7	3,8	3,8	6,4	3,2	3,2	11,2	2,2	9,0
Rumänien	15,1	9,3	5,8	14,5	9,3	5,2	13,1	9,3	3,8	10,9	9,3	1,6	10,1	9,3	0,8
Schweden	73,0	36,0	37,0	70,8	36,0	34,8	42,5	36,0	6,5	35,5	35,5	0,0	66,3	36,0	30,3
Slowakei	9,0	4,9	4,0	8,4	4,9	3,5	7,4	4,9	2,5	6,2	4,9	1,3	8,4	4,9	3,5
Slowenien	4,7	2,5	2,2	3,7	2,5	1,1	4,7	2,5	2,2	4,0	2,5	1,5	3,4	2,5	0,9
Spanien	16,5	4,2	12,3	12,4	4,2	8,2	16,5	8,3	8,3	14,5	7,2	7,2	13,1	4,2	8,9
Tschechien	16,8	9,7	7,1	16,8	9,7	7,1	11,8	9,7	2,1	9,8	9,7	0,1	14,5	9,7	4,8
Ungarn	5,7	2,0	3,7	5,5	2,0	3,5	4,5	2,3	2,3	3,8	2,0	1,7	3,1	2,0	1,0
Ver. Königreich	10,8	7,2	3,7	10,0	7,2	2,8	10,8	7,2	3,7	9,6	7,2	2,5	9,0	7,2	1,8

4 Diskussion

4.1 Vorratsaufbau in europäischen Wäldern

Griscom et al. (2017) beschreiben in ihrer Studie, dass ein verbessertes Management der Ökosysteme spezifische Optionen bietet, den Kohlenstoffgehalt zu erhöhen. Diese sogenannten „natürlichen Klimälösungen“ (*Natural Climate Solutions*) können auf der ganzen Welt für Wälder, Feuchtgebiete, Grasland und landwirtschaftliche Flächen angewendet werden. Allein durch eine verantwortungsvolle Forstwirtschaft können mittels naturnaher Waldbewirtschaftung oder Wiederbewaldung wirkungsvolle und kostengünstige Möglichkeiten zur Schadensbegrenzung und zur Erhöhung der Kohlenstoffsenke schnell und ohne Änderungen der Landnutzung oder Besitzverhältnisse umgesetzt werden. Dabei ist die einfachste Option eine Vorratserhöhung mit Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft. Durch die zusätzliche Biomasse entsteht nicht nur ein positiver Effekt auf die langfristige Senkenleistung der Wälder, sondern auch auf die Biodiversität durch die Förderung der Naturnähe. Das dabei oft erwähnte Argument des Gleichgewichtszustandes zwischen CO₂-Aufnahme und -abgabe ist wissenschaftlich nicht bestätigt, vielmehr sind insbesondere alte Waldökosysteme langfristige Kohlenstoffspeicher (Jacob et al., 2013; Wirth, 2009; Luysaert et al., 2008).

Die derzeitigen Holzvorräte Europas sind im Vergleich mit Urwäldern als gering einzustufen, d.h. die Wälder haben ihr natürliches Potential zur Biomasseanreicherung noch nicht ausgeschöpft bzw. erreicht. Zu dieser Erkenntnis kamen auch Erb et al. (2018), die für die gemäßigte Zone ein zusätzliches Biomassepotential von bis zu 34 % errechneten. In der EU-25 liegt der durchschnittliche Holzvorrat aktuell bei 155 m³ pro Hektar, basierend auf der hier vorgestellten Methode kann er auf bis zu 406 m³ pro Hektar ansteigen. Das würde bedeuten, dass Europa alleine in den Wäldern noch weitere 57,7 Mrd. t CO₂ speichern könnte. Bei aktuellen Treibhausgasemissionen von jährlich 4,3 Mrd. t CO₂-Äq (UBA, 2019b) könnte die Europäische Union theoretisch ohne zukünftige Treibhausgaseinsparung die Emissionen von 13 Jahren im Wald speichern. Dies soll kein Anreiz zum „Nichtstun“ sein, sondern soll verdeutlichen, welches Potential die Wälder theoretisch haben (Bastin et al., 2019b). Auch muss klar sein, dass das Potential der Wälder nicht sofort zur Verfügung stünde, sondern eine Option im Rahmen der Treibhausgasreduzierung sein kann. Der Wald kann unmöglich alleine herangezogen werden, um die aktuellen und zukünftigen Treibhausgasemissionen zu senken. Vielmehr müssen in allen Sektoren, wie Energie, Verkehr, Wohnen oder der Landwirtschaft, Treibhausgase stark reduziert werden, um die in Paris vereinbarten Klimaziele zu erreichen.

Der ermittelte Wert von 406 m³ pro Hektar soll auch keine zwingend festgelegte Zielgröße sein, sondern soll aufzeigen, dass die Europäische Union sich auf diesen Zielhorizont bewegen kann, um langfristig durch eine naturnahe Waldbewirtschaftung mehr Kohlenstoff binden zu können. Eine Sonderstellung nehmen hierbei die südlicheren Länder Italien, Spanien, Portugal und Griechenland ein, da dort durch einen erhöhten Holzvorrat auch eine erhöhte Waldbrandgefahr droht. Allerdings muss hierbei auch erwähnt werden, dass die meisten Waldbrände zumeist vorsätzlich gelegt werden (WWF, 2016). Gründe hierfür seien u.a. Immobilienspekulation, Baulandgewinnung, Jagd und Weidewirt-

schaft. Neben diesen sozio-ökonomischen Faktoren spielen auch politische und ökologische Faktoren eine bedeutende Rolle für ein erhöhtes Waldbrandrisiko, da die natürliche, ökologisch wertvolle Vegetation stark degradiert und durch standortfremde feueranfällige Monokulturen, wie Eukalyptus- und Kiefernplantagen, ersetzt wurde (WWF, 2016). Würde man beispielsweise die vier waldbrandgefährdeten Länder beim derzeitigen Holzvorrat belassen, würde sich immer noch ein Wert für die EU-25 von 344 m³ pro Hektar ergeben.

Bei der Methode zur Ableitung der Naturnähe mittels pnV-Karten und Satellitendaten muss kritisch angemerkt werden, dass die bestehende Laubwaldkategorie (Tab. 1) durchaus Wälder als naturnah bezeichnet, obwohl sie dies in Wirklichkeit nicht sind. So werden beispielsweise Eukalyptuswälder in Portugal oder Spanien als Laubwälder klassifiziert. Im Abgleich mit der in dieser Studie entwickelten Methode werden diese Laubwälder dann als naturnah bewertet, obwohl Eukalyptuswälder an diesen Standorten natürlich nicht vorkommen würden. Von daher kann die Ableitung der Naturnähe in dieser Arbeit nur eine Annäherung sein und müsste zur genaueren Analyse eine aktuelle Bestockungskarte aller Länder vorliegen haben.

Es gibt eine Vielzahl an kritischen Diskussionen zur Nutzung des pnV-Konzeptes. Sie reichen vom Vorwurf der Unwissenschaftlichkeit und damit Unbrauchbarkeit bis zur Bewertung als bestes aktuell vorhandenes Modell für eine natürliche Vegetation (Kowarik, 2016). Zu den häufigsten Kritikpunkten in Bezug auf das pnV-Konzept gehören das hypothetische, schlagartige Sicheinstellen der pnV als terminale Vegetationsgesellschaft (Tüxen, 1956) und die dadurch erfolgte Ausklammerung der Sukzessionsstadien, die einem realen Vegetationszustand nicht entsprechen (Zerbe, 1997; Dierschke, 1994). Dabei werden standörtliche Veränderungen, die sich in einer Entwicklungszeit bis hin zur Terminalphase ergeben würden, ignoriert. Loidi et al. (2012) argumentieren in diesem Zusammenhang, dass im Gleichgewicht mit den jeweiligen standörtlichen Gegebenheiten eine mehr oder weniger stabile Klimaxgesellschaft durchaus nicht selten sei und führen dazu verschiedene internationale Beispiele natürlicher Vegetationsüberreste an. Für eine ausführlichere Diskussion zum Konzept der pnV sei auf Welle et al., 2018, Kowarik, 2016 und Härdtle, 1995 verwiesen. Trotz der relativ vagen Charakterisierung von pnV-Einheiten ist das Konzept als eine möglichst ganzheitliche Analyse aktueller Vegetationsmuster sinnvoll und gültig, zumal auch kein anderes Konzept in der Lage ist, absolut zuverlässige Voraussagen zu treffen. Die für die Wälder unmittelbar Verantwortlichen müssen außerdem täglich Entscheidungen treffen und können in der Regel nicht auf die Ergebnisse zukünftiger, langwieriger Forschungsprojekte warten, um Handlungsempfehlungen dafür zu erhalten, was in einem bestimmten Gebiet zu tun oder zu lassen sei. Für die Beratung von Entscheidungsträger*innen und Waldverantwortlichen stellt die pnV zurzeit eine nützliche Grundlage dar. Denn trotz aller Problematiken und Schwachstellen beschreibt das pnV-Konzept nicht nur ein „natürliches“ Szenario, was die noch vorhandenen Vegetationstypen und aktuellen Umweltfaktoren betrifft, sondern es stellt auch eine ökologische Beschreibung eines Gebietes in Bezug auf die rezenten Pflanzengesellschaften dar. Zudem stellen die Charakterisierung der Vegetationsgesellschaften und die Karten zur pnV derzeit die aktuellste, differenzierteste, flächendeckendste und einzige praktikable Referenz für die Bewertung von Naturnähe dar (Schultze et al., 2016; Suck et al., 2013; Somodi et al., 2012; Bohn et al., 2003).

Die Ableitung der potentiellen Vorräte basiert auf Waldtypen, die aus den Vegetationsgesellschaften der pnV gebildet wurden. In Europa kommen dabei alte Wälder mit langer Habitattradition der natürlichen Vegetation eines gegebenen Standortes am nächsten. Aufgrund fehlender maximal möglicher Vorratswerte der einzelnen Waldtypen wurde eine umfassende Literaturrecherche zu Vorratswerten in Urwäldern – oder möglichst lange unbewirtschafteten Wäldern – durchgeführt, um die Produktivität der von uns gebildeten Waldtypen einzuschätzen. Diese Methode bietet aufgrund fehlender Urwälder bzw. alter natürlicher Wälder in Europa eine geringe Datenverfügbarkeit, bildet allerdings nach Meinung der Autor*innen ein realistischeres Bild ökosystemarer Prozesse ab, als das IPCC-basierte Modell zur Abschätzung der potentiellen Biomasse aus Erb et al., 2018. Ein Vergleich zwischen modellierten Daten aus dem IPCC-Modell mit gemessenen Daten aus der Kohlenstoffinventur 2017 (Riedel et al., 2019) ergab hierbei für Deutschland durchschnittliche Kohlenstoffvorräte von potentiellen 120 t Kohlenstoff pro Hektar zu aktuellen 113,7 t Kohlenstoff pro Hektar. Aufgrund dieses eher geringen Unterschieds wurde der Ansatz der Literaturrecherche gewählt.

4.2 Rückschlüsse aus den Szenarien

Die Berechnung der Holzaufkommen in den vorgestellten vier unterschiedlichen Szenarien basiert auf stark vereinfachten und statischen Annahmen. Weder werden wirtschaftliche Schwankungen oder Wachstum, noch Änderungen in der Wuchseistung aufgrund möglicher veränderter Wetterverhältnisse aus Folge des voranschreitenden Klimawandels berücksichtigt. Gleichmaßen wurden auch ökosystemare Auswirkungen einer Vorratserhöhung, beispielsweise auf die Biodiversität oder die Ökosystemleistungen (Kuuluvainen, 2009), nicht mit einbezogen. Des weiteren weichen die Ergebnisse des BAU-Szenarios von den offiziell berichteten Daten ab, da aus den mittleren Rundholzwerten mittels der Effizienz (Formel 4) durchschnittliche Fällungswerte errechnet wurden. Somit wird der steigenden Rundholzproduktion, die steigende Fällungswerte bedingt, Rechnung getragen und es wird vermieden, absolute Angaben mit errechneten Mittelwerten zu verrechnen.

Die allgemeine Entwicklung in der Europäischen Union hin zu einer präferierten Produktion von Sortimenten für kurzlebige Produkte steht im Widerspruch zu den erklärten und empfohlenen Zielen der Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten (Thünen-Institut, 2014; Liu und Han, 2009; Fischlin et al., 2006). Denn die Sortimente für primär kurzlebige Produkte, vor allem das Brennholzsortiment und Papier, binden Kohlenstoff aus der Luft nur 0–4 Jahre (Eggers, 2002). Die fünf Länder mit dem höchsten Holzaufkommen weisen einen Sortimentskoeffizienten größer 1,0 auf, produzieren also mehr SKP als SLP. Sowohl das gesamteuropäische Verhältnis von SKP zu SLP als auch das jener Mitgliedstaaten, die den größten Beitrag am Holzaufkommen haben, sollte umgekehrt werden, sodass in der EU primär Sortimente produziert würden, die in langlebige Produkte resultieren. Denn nur durch einen großen Anteil SLP können viele langlebige Produkte hergestellt werden, die dann den gebundenen Kohlenstoff länger speichern können. Um aber eine höhere Produktion der SLP realisieren zu können, ist es vonnöten, dass ausreichend Bäume von entsprechender Dimension vorhanden sind. Möglicherweise kann eine Koeffizientenumkehr also nicht mit sofortiger Wirkung realisiert werden, sondern es

bedarf eines Zeitraumes der Überführung, der lang genug angesetzt ist, sodass sich Bäume in entsprechender Zahl und Dimension entwickeln können. Dies bedarf unter Umständen einer deutlichen Reduzierung des Hiebsatzes, die jedoch langfristig einer Kohlenstoffspeicherung zuträglicher wäre, als eine Verarbeitung zu kurzlebigen Produkten. Darüber hinaus führt eine geringere Eingriffsintensität zu einem höheren Kronenschlussgrad und verringert so den Verlust an Bodenkohlenstoff durch Erosion (Yücesan et al., 2019).

Durch Eingriffsminimierung wird mehr Kohlenstoff im Wald gebunden und der Fokus auf Starkholzproduktion gelegt, wodurch langlebige Holzprodukte erzeugt werden können. Um den Holzproduktespeicher effektiv zu erhöhen, bedarf es also einer deutlichen Erhöhung des Waldspeichers. Je kürzer der Weg vom Baum zum Produkt, desto weniger CO₂ wird in Verarbeitungsprozessen freigesetzt und desto mehr Kohlenstoff kann netto dem Produktspeicher zugerechnet werden. Grundsätzlich gilt, dass das weitaus höhere Potential im Waldspeicher liegt (Böttcher et al., 2018), eine zusätzliche Kohlenstoffbindung in langlebigen Produkten jedoch wünschenswert ist. Aus den berechneten Szenarien geht hervor, dass das Szenario mit einer gestaffelten Einschlagsreduzierung (EQ) den größten Effekt auf die Kohlenstoffspeicherung in Wäldern hat. Dies ergibt sich aus dem stark verringerten Einschlag, der zu einer größeren Vorratsanreicherung im Wald führt.

Beim Gedanken an Brennholznutzung liegt schnell die Vermutung nahe, dass gerade die osteuropäischen Mitgliedstaaten einen höheren Bedarf und deshalb auch eine erhöhte anteilige Produktion von Holz als Energieträger aufweisen. Die Brennholzanteile am Gesamtrundholz spiegeln allerdings ein anderes Bild wider (Kapitel 3.3.2). Die EFI (2015) berichtet, dass der Bedarf an Brennholz, vor allem in einigen westeuropäischen Ländern, in den vergangenen Jahren stark angestiegen ist. Dies ist vermutlich eine Folge der Erneuerbare-Energien-Richtlinie (EERL) der EU-Kommission von 2009 die besagt, dass das Biomassepotential zur Energiegewinnung ausgeschöpft werden soll. Die Betrachtung der südeuropäischen Länder wirft die Frage auf, weshalb Industrieländer einen höheren Anteil an Brennholz produzieren als Länder, die angeblich auf die Produktion von Brennholz angewiesen sind. Es liegt der Rückschluss nahe, dass auch eine geringe anteilige Brennholzproduktion ausreichend ist, um auch den Teil der ländlichen Bevölkerung, der derzeit noch auf Holz als Energieträger angewiesen ist, zu versorgen. Möglicherweise spielen hier über Jahrzehnte gebildete Gewohnheiten eine Rolle, ebenso wie eine mangelnde Verfügbarkeit von Bäumen höherer Dimensionen, um eine Abkehr von der energetischen Holznutzung zu initiieren. Eine weitere Erklärung für die Ergebnisse ist, dass die Berichterstattung in unterschiedlichen Mitgliedstaaten auch von unterschiedlicher Qualität sein kann. Möglicherweise fließen private Holzeinschläge gar nicht erst in die Statistik ein, wobei dies auch für Niederwälder in Privateigentum südeuropäischer Mitgliedstaaten gelten kann. Das Beispiel der osteuropäischen Länder (Slowakei 6 %) kann hier aber als positiv dafür gesehen werden, dass auch mit einem geringeren Brennholzanteil gewirtschaftet werden kann. Generell kann die Biomassenutzung eine Übergangslösung zu wirklich klimaneutralen erneuerbaren Energiequellen aus Wind und Sonne darstellen. Allenfalls sollten dafür Altholz nach einer langjährigen Vornutzung sowie Landschaftspflegeholz als feste Bioenergieträger verwendet werden. Auf die Nutzung von Waldfrisch- und Waldrestholz sollte verzichtet werden.

Grundsätzlich sollte die Brennholznutzung, wie im EQ- oder ZeFu-Szenario, reduziert werden. Wie aus den Daten von FAOSTAT hervorgeht, wird hauptsächlich Laubholz in der Energieholznutzung verwendet (EFI, 2015, Kapitel 3.3.2, Abb. 2). Da Laubbaumarten allerdings zu einem Großteil höhere Holzdichten und daher einen höheren Kohlenstoffanteil als Nadelbäume aufweisen, wäre es angebracht, Laubholz zu langlebigen Holzprodukten zu verarbeiten, als es sofort zu verbrennen und als CO₂ unmittelbar wieder in die Atmosphäre zu entlassen. Dies setzt jedoch eine Erhöhung der Naturnähe voraus, sodass auf den entsprechenden Standorten (pnV) tatsächlich Laubmischwälder wachsen bzw. dass die vielerorts vorhandenen standortfremden Nadelbestände in standortheimische Bestände überführt werden. Im Zuge einer gesamteuropäischen Betrachtung böte sich eine umfassende Bewirtschaftungsstrategie an, bei der Managementstrategien weniger auf der Mitgliedstaaten-Ebene, sondern auf einer ökosystemaren Ebene, unter Berücksichtigung der entsprechenden Standortfaktoren, entwickelt würden. So könnte man das länderspezifische Potential maximal ausschöpfen, ohne dabei die Wälder zu übernutzen oder in nicht standortgerechte Kulturen zu überführen. Dabei wäre es angebracht, dass dennoch kein Land unter Berücksichtigung der Eigenschaften der dort vorhandenen Wuchsgebiete mehr Sortiment produziert, die für die Erzeugung kurzlebiger Produkte bestimmt sind, also der Sortimentskoeffizient einen Wert von 1,0 nicht überschreitet. Eine weitere Option wäre es, Fördergelder bereitzustellen, um eine genau definierte naturnahe Waldbewirtschaftung finanziell zu belohnen. So könnten auch temporäre wirtschaftliche Einbußen durch eine extensive Nutzung oder einen vorübergehenden oder kompletten Nutzungsverzicht ausgeglichen werden. Nutzungsfreie Wälder könnten ihren Ökosystemleistungen entsprechend, beispielsweise als CO₂-, Biodiversitäts- und Wasserschutzwald, ausgewiesen und entsprechend monetär gefördert werden.

Im Bereich des Faserholzes wird es schwieriger, eine mögliche Reduktion in ihren Auswirkungen zu definieren. Betrachtet man die Holzproduktion vom Ende der Produktionskette, fällt auf, dass der Papierverbrauch pro Kopf innerhalb der EU-28, aber auch weltweit, in den vergangenen Jahren stark angestiegen ist (Emele et al., 2019). González-Gómez (2019) identifiziert den Anstieg des Bruttoinlandsprodukt (BIP) in den EU-28 Mitgliedstaaten als einen der treibenden Faktoren für einen Anstieg des Exports von Zellstoff aus Südamerika in den EU-Markt. Die Europäische Union importiert mit einem Anteil von 40 % den größten Anteil des von Südamerika exportierten Zellstoffs. Höhere Zellstoffexporte aus Südamerika substituieren allerdings nicht die EU-internen Exporte, die größtenteils von Portugal und Spanien getätigt werden (González-Gómez, 2019). Der Anstieg des BIP der Europäischen Union geht möglicherweise mit einem steigenden Konsum, auch im Bereich Papier, einher. Dieser sollte europaweit reduziert werden, z.B. durch einen reduzierten Verbrauch von Kartonagen im Bereich des Versandhandels. Laut Putz und Schabel (2018) kann eine Holzfaser statt üblicherweise angenommenen sieben Mal bis zu 25 Mal recycelt werden. Kartonagen und Verpackungen bestehen (zumindest in Deutschland) zu 100 % aus Altpapier. Reduzierte man die Menge an benötigten Verpackungen, stünden mehr Altpapierfasern für die Substitution von Frischfasern zur Verfügung. Aus einem Bericht von CEPI (2018) geht hervor, dass 2017 Nadelholz 72,6 % des verarbeiteten Faserholzvolumens ausmachte. Eine Gesamtreduzierung des benötigten Faserholzes hätte also auch eine

Reduzierung des Nadelholzbedarfs zur Folge, was wiederum die Möglichkeit böte, nicht standortgerecht bestockte Waldflächen in natürliche Waldgesellschaften zu überführen und so die Naturnähe dieser Flächen zu erhöhen.

Das Holzvolumen der Fällungen Nord- und Westeuropas hat einen Anteil von 65 % am Gesamtein-schlag der Europäischen Union (EFI, 2015). Gerade Mitgliedstaaten mit großen Waldgebieten oder großen jährlichen Zuwächsen stehen in einer Verantwortungsposition. Es bedarf eines Funktions-wechsels weg von der primär wirtschaftlichen Nutzung der europäischen Wälder. Schwerpunkt soll-ten die Schutzfunktionen sein, die neben der CO₂-Sequestrierung vor allem den Grund- und Hoch-wasserschutz, den Schutz vor Bodenerosion und Waldbränden sowie den generellen Kühlungseffekt der Wälder (Zellweger et al., 2020; Brack, 2019; Ellison et al., 2017; Li et al., 2015; Norris et al., 2012) und den Biodiversitätsschutz (Kuuluvainen, 2009) beinhalten.

4.3 Stoffliche und energetische Nutzung von Holz

4.3.1 Holznutzung in der Klimakrise

Der Weltklimarat nennt als Schwellenwert, um die Klimakrise begrenzt zu halten, 1,5 °C. Dieser Wert ist auch im Pariser Klimaabkommen, das von 195 Ländern einschließlich der Europäischen Union unterzeichnet wurde, festgelegt. Um zu diesem Ziel beizutragen, hat sich die Europäische Union verpflichtet, bis zur zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts klimaneutral zu sein. Allerdings haben derzeit lediglich drei EU-Mitgliedstaaten das Klimaneutralitätsziel rechtlich verankert: Schweden, das jedoch der Waldsenke keine Bedeutung beimisst und durch die aktuelle Bewirtschaftungsweise sogar CO₂ emittiert (Tbl. 10), Frankreich, dessen Wälder sehr geringe Holzvorräte haben und das große Mengen an Brennholz produziert (Abb. A7) sowie das Vereinigte Königreich, das den Wald betreffend immerhin einen sinnvollen Sortimentskoeffizienten (Tbl. T6) und eine geringe Einschlagsintensität (Tbl. 9) vorweist. Bei der Frage, inwiefern Wälder und die Forstwirtschaft aktuell zur Abschwächung des Klimawandels beitragen und in Zukunft beitragen könnten, werden neben der Verringerung von Entwaldung, der Aufforstung bzw. Wiederbewaldung und der Erhöhung der Holzvorräte in beste-henden Wäldern auch die Energie- und Materialsubstitution genannt (Sathre und O'Connor, 2010). Dabei soll Holz treibhausgasintensivere Energieträger und Materialien ersetzen. Im Sinne der Mate-rialsubstitution kann Holz z.B. emissionsintensivere Baustoffe wie Zement oder Stahl ersetzen und dabei gleichzeitig Kohlenstoff mehr oder weniger langfristig binden (Melanidis, 2017; Sathre und O'Connor, 2010). Eine weitere Substitutionsmöglichkeit besteht in der Nutzung von Holz anstelle fossiler Brennstoffe, um endliche Energieträger zu schonen, was durch die Erneuerbare-Energien-Richtlinie (EERL) der EU-Kommission von 2009 in Europa und durch entsprechende Gesetze in den Mitgliedstaaten aktiv vorangetrieben wird: „Um das Biomassepotenzial voll auszunutzen, sollten die Gemeinschaft und die Mitgliedstaaten eine verstärkte Mobilisierung bestehender Holzreserven und die Entwicklung neuer Waldbausysteme fördern“ (European Union, 2009).

Denn trotz technologisch rasanter Entwicklungen stagniert unser Energiebedarf auf hohem Niveau und die Gesamt-CO₂-Konzentration der Atmosphäre steigt stetig an, was die globale Erwärmung

des Klimas vorantreibt. Um zumindest die völkerrechtlich verbindliche – nach wissenschaftlichen Erkenntnissen jedoch nicht ausreichende (IPCC, 2018b) – 2-Grad-Grenze für die Klimaerwärmung einzuhalten und dadurch ein dauerhaft nachhaltiges Leben zu gewährleisten, müsste der weltweite Ausstoß an CO₂-Äq jedoch drastisch reduziert werden: von derzeit ca. 5 t (Muntean et al., 2018) auf maximal zwei t pro Person und Jahr (BMU, 2018). Davon sind wir zurzeit noch weit entfernt: In der Europäischen Union waren es 2017 ca. 9 t CO₂-Äq pro Kopf, in Deutschland ca. 11 t (EEA, 2019), Tendenz immerhin langsam sinkend.

4.3.2 Energetische Substitution

Das Ziel der EU-weiten CO₂-Neutralität¹⁰ bis 2050 durch Treibhausgas-Reduktion sowie CO₂-Speicherung (Europäische Kommission, 2019) soll also unter anderem durch die Substitution fossiler Brennstoffe durch Biomasse umgesetzt werden. Während ehemals durch den Ersatz von Holz durch fossile Brennstoffe die Wälder entschieden entlastet wurden, wird aktuell wieder der entgegengesetzte Weg eingeschlagen. So werden in der Europäischen Union mittlerweile zwei Drittel der erneuerbaren Energien durch Biomasse gestellt, wovon Holz rund die Hälfte ausmacht. Das macht Europa derzeit sowohl zum weltweit größten Produzenten als auch zum größten Importeur von Holzpellets zur Energiebereitstellung (Dogwood Alliance, 2012). Industriezweige, die von dieser politischen und wirtschaftlichen Richtung profitieren, wie Forstwirtschaft, Brennholz- und Ofenindustrie, aber auch die verantwortlichen Staatsorgane, propagieren Holz als klimafreundlichen, CO₂-neutralen Brennstoff (z.B. Schulze et al., 2020; Irslinger, 2019; 115th Congress of the United States, 2017; Expo Biomasa, o.D.). Es wird argumentiert, dass bei der Holzverbrennung nur die Menge an CO₂ in die Luft abgegeben würde, die der Baum im Laufe seines Lebens der Atmosphäre entnommen und in seinem Holz gebunden habe. Das durch die Verbrennung freiwerdende CO₂ werde dabei an anderer Stelle durch einen nachwachsenden Baum wieder als Kohlenstoff gebunden und der Kreislauf beginne von neuem. Im Gegensatz dazu setzen fossile Brennstoffe Kohlenstoff frei, der vor Millionen von Jahren gebunden wurde, und erhöhten daher die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre. Neben Klimaneutralität werden dem Energieträger Biomasse weitere Vorteile zugeschrieben: Eine höhere Versorgungssicherheit durch die Unabhängigkeit von Importen, kürzere Transportwege, positive Effekte für die heimische Wirtschaft, besonders in ländlichen Gebieten.

Die Einschätzung, Brennholz bzw. allgemein das Verbrennen von Biomasse sei klimaneutral, basiert allerdings auf einer Reihe falscher Annahmen und lässt viele Fakten außer Acht (s. auch den Review-Artikel von Ter-Mikaelian et al. (2015) sowie Booth, 2018; Agostini et al., 2014; Leturcq, 2014; EEA, 2011; Walker, 2010; Johnson, 2008). Allein die fossile Energie, die bei der Waldbewirtschaftung, der Holzernte sowie für den Transport und die Verarbeitung (Zerkleinerung, Trocknung etc.) von Brennholz verbraucht wird, macht Holz zu einem nicht CO₂-neutralen Energieträger (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz, o.D.). Die dabei entstehenden Emissionen

¹⁰ *Klimaneutralität* bedeutet, ein Gleichgewicht zwischen Kohlenstoffemissionen und der Aufnahme von Kohlenstoff aus der Atmosphäre in Kohlenstoffsinken herzustellen. Um Netto-Null-Emissionen zu erreichen, müssen also alle weltweiten Treibhausgasemissionen durch Kohlenstoffbindung ausgeglichen werden.

betragen immerhin rund 20–25 % der durch die Verbrennung direkt verursachten Emissionen (Duffy et al., 2016). Den Energieträger Holz als klimaneutral zu bezeichnen, ist nicht alleine aus diesen Gründen falsch und irreführend (Harmon, 2019; IPCC, 2018b; EASAC, 2018, 2017; IPCC, o.D.). Wissenschaftler*innen, Umweltschutzorganisationen und Gesundheitsexpert*innen warnen davor, die Verwendung von Holz als Energieträger voranzutreiben (Robin Wood, 2020; Beddington et al., 2018; Hieke et al., 2018; De Wever et al., 2017; Sigsgaard et al., 2015; NABU, o.D.). Auch, weil die Holzverbrennung erhebliche Gesundheitsgefahren mit sich bringt. Vor allem die sogenannten kleinen Holzfeuerungsanlagen, d.h. Holzöfen für den privaten Gebrauch, emittieren enorme Mengen an gesundheitsschädlichem Feinstaub; in Deutschland übertreffen sie dabei sogar den durch laufende LKW-, PKW- und Kraftrad-Motoren verursachten Ausstoß (Behnke, 2007; UBA, 2019b). Das Verbrennen jedweder kohlenstoffhaltigen Substanz entlässt CO₂ in die Atmosphäre.

Die Energiegewinnung aus Holz im Zuge der EERL führt dazu, dass Emissionseinsparungen, die andernfalls durch Solar-, Wind- oder Erdenergie erfolgt wären, sich mindestens über Jahrzehnte in ein Plus an CO₂ in der Atmosphäre wandeln, das während dieser Zeit dort wirksam ist und dabei sogar höher ausfällt, als wenn die entsprechende Energiemenge aus fossilen Energieträgern gewonnen worden wäre (Smyth et al., 2017; Soimakallio et al., 2016; Agostini et al., 2014; Leturcq, 2014; Ståhls et al., 2011). Denn Holz hat im Vergleich mit fossilen Brennstoffen einen wesentlich geringeren Energiegehalt (1 kg Brennholz $\hat{=}$ 0,5 SKE¹¹ (Searchinger et al., 2018; Beitz und Küttner, 1995), 1 kg Braunkohlebriketts $\hat{=}$ 0,7 SKE, 1 m³ Erdgas $\hat{=}$ 1,1 SKE, 1 kg leichtes Heizöl $\hat{=}$ 1,5 SKE (BMW, 2019; Agostini et al., 2014; Beitz und Küttner, 1995)). Angesichts der immer dringlicheren Notwendigkeit, den Anstieg der atmosphärischen CO₂-Konzentration aufzuhalten, ist die Verbrennung von Holz für das Klima daher sogar schlimmer als die Verbrennung von Kohle (Leturcq, 2014), da der photosynthetische Ausgleich der dabei entstehenden Emissionen erst mit einer zeitlichen Verzögerung von Jahrzehnten bis Jahrhunderten erfolgt (u.a. Beddington et al., 2018; Searchinger et al., 2018; European Commission, 2016; Matthews et al., 2014; Walker, 2010). Die energetische Substitution wirkt dem Klimaziel von 2050 also eindeutig entgegen und trägt durch die CO₂-Zunahme in der Atmosphäre zu unumkehrbaren Klimaschäden bei (Beddington et al., 2018). Zukunftsfähige und nachhaltige Energie-Lösungen können daher ausschließlich in wirklich emissionsfreien bzw. -armen Möglichkeiten gefunden werden, wie z.B. in Geothermie, Solar- oder Windkraft – und begleitet von einem sinkenden Ressourcenverbrauch.

In der Substitutionsdebatte wird zudem häufig die Kohlenstoff-Senkenfunktion der Wälder vernachlässigt oder falsch eingeschätzt. Denn die EERL hat dazu geführt, dass die Wälder Europas seit 2009 enorm an CO₂-Speicherkapazität eingebüßt haben, da die Richtlinie zu einer sehr viel „aktiveren“ Waldbewirtschaftung geführt hat (De Wever et al., 2017). Die dadurch auch in Zukunft zu erwartende Erhöhung des Holzeinschlags wird eine anhaltende, massive Degradierung der Wälder weltweit zur Folge haben – zumal zu erwarten ist, dass andere Staaten dem energiepolitischen Beispiel Europas folgen werden. Diesen Kurs dann noch einmal wirksam zu ändern, wird so gut wie unmöglich

¹¹ *Steinkohleeinheit (SKE)*: 1 kg SKE entspricht der Energiemenge, die beim Verbrennen von 1 kg einer hypothetischen Steinkohle mit einem Heizwert von exakt 7.000 kcal/kg frei wird. 1 kg SKE = 0,7 kg ÖE (Öleinheit).

sein (Beddington et al., 2018). Denn jegliche Einschlagserhöhung muss als klimaschädlich angesehen werden, da sowohl der Kohlenstoffspeicher als auch die Senke im selben Augenblick reduziert werden und die atmosphärische CO₂-Konzentration für mindestens ein weiteres Jahrhundert ansteigt, bis die Nettoprimärproduktion an Waldbiomasse die entstandene Kohlenstoffschuld¹² ausgleichen kann (u.a. Searchinger et al., 2018; European Commission, 2016; Matthews et al., 2014).

Wenn Holz also zur Energiegewinnung geerntet wird, beeinträchtigt dies das Klima gleichzeitig auf dreierlei Weise – unabhängig davon, wie „naturnah“ die Waldbewirtschaftung war, aus der das Holz stammt (Beddington et al., 2018): (1) durch die bei der Verbrennung entstehenden CO₂-Emissionen, (2) durch die Reduzierung des bestehenden Kohlenstoffspeichers und (3) des Kohlenstoff-Senkenpotentials (EASAC, 2018, 2017).

Während die Verbrennung von Stammholz ohne vorherige anderweitige Nutzung zweifellos als klimaschädlich anzusehen ist, kann jedoch auch das Verbrennen von Holzresten, z.B. aus der Sägeindustrie, nicht als klimaschonend gelten. Denn Verbrennung entlässt CO₂ in jedem Fall deutlich schneller als Verrottung und bedeutet letztendlich immer eine Zunahme an CO₂ in der Atmosphäre (Booth, 2018). Außerdem können auch Sägereste zu Holzprodukten mit längerer Lebenszeit verarbeitet werden. Jegliches Holz, das auf irgendeine Weise stofflich nutzbar ist, sollte zuerst einer möglichst vielstufigen Kaskadennutzung zugeführt werden und erst an deren Ende energetisch genutzt werden. Abgesehen davon würde die gesamte jährliche Holzerntemenge Europas – eine Menge größer als jene von USA und Kanada zusammen (Searchinger et al., 2018) – gerade einmal genügen, um 30–40 % der erweiterten EERL zu erfüllen und würde nicht einmal 6 % des europäischen Primärenergiebedarfs bzw. 4 % des Endenergiebedarfs decken (Beddington et al., 2018; Searchinger et al., 2018). Weltweit gesehen müssten, nur um zusätzliche 3 % des weltweiten Energiebedarfs mit Holz zu decken, die kommerziellen Einschlagsmengen verdoppelt werden (Beddington et al., 2018). Die fast 800 Wissenschaftler*innen, die 2018 einen Brief zum Thema Energiegewinnung aus Holz an das EU-Parlament verfasst haben, schlagen vor, die unter die EERL fallende „Waldbiomasse“ auf genau definiertes Rest- und Abfallholz zu beschränken und fossile Energieträger durch emissionsgeringe Alternativen, wie Solar-, Wind- und Erdkraft, zu ersetzen (Beddington et al., 2018).

4.3.3 Stoffliche Substitution

Neben der energetischen Substitution wird eine stärkere Nutzung von Wäldern auch häufig durch die Vorteile der stofflichen Substitution und des Holzproduktespeichers gerechtfertigt. Im Klimagutachten der Bundesregierung Deutschlands (Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlicher Verbraucherschutz und Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik beim BMEL, 2016) wurde die stoffliche Substitution mit -30 Mio. t CO₂-Äq pro Jahr, der Holzproduktespeicher mit -3 Mio. t CO₂-Äq pro Jahr und die Substitution durch biogene Brennstoffe mit -36 Mio t CO₂-Äq

¹² Die *Kohlenstoffschuld* bezeichnet jene Emissionen, die durch Ernte und Verarbeitung sowie durch die veränderte Kohlenstoffdynamik der Waldökosysteme aufgrund der Störung des natürlichen Zerfalls entstehen. Sie wird in Bezug gesetzt zur Zeit, die vergeht, bis der Verlust des bis zum Zeitpunkt der Ernte in der Biomasse gespeicherten Kohlenstoffes wieder ausgeglichen ist.

im Jahr beziffert. Das Thünen-Institut nennt für die Jahre 2005 bis 2009 eine stoffliche Substitution von rund -57 Mio. t CO₂-Äq pro Jahr und eine energetische Substitution von -30 Mio. t CO₂-Äq pro Jahr (Thünen-Institut, 2014). Die exakte Herleitung dieser Zahlen ist leider nicht veröffentlicht. Sie eigenständig nachzuvollziehen ist nur teilweise möglich und geht mit mehr oder weniger großen Unsicherheiten einher.

Es gibt zahlreiche Versuche, stoffliche Substitution, d.h. ihr Potential zur Treibhausgas-Minderung, zu beziffern. Eine Metastudie von Sathre und O'Connor (2010) kommt bei einer Analyse von 21 internationalen Studien auf einen mittleren Substitutionsfaktor¹³ von 2,1 t Kohlenstoff. Demnach werden für jede Tonne in Holz gespeichertem Kohlenstoff 2,1 t Kohlenstoff an Emissionen vermieden, wenn ein Produkt aus Holz anstelle eines anderen Materials hergestellt wird. Eine Überprüfung der solchen Studien zugrundeliegenden Rechenansätze durch Harmon (2019) zeigte allerdings, dass langfristige Minderungsleistungen durch stoffliche Substitution 2- bis 100-fach überschätzt wurden. Denn die Berechnung der Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten impliziert eine Vielzahl an Unsicherheiten (Schulze et al., 2012; Ingerson, 2011), beispielsweise die Art der Holzernte sowie die Transportmittel und -wege von Rohstoff und Produkt.

Viele Studien gehen – häufig stillschweigend – von Annahmen aus, die nicht der Realität entsprechen oder zumindest umstritten sind: zum Beispiel, dass der Substitutionsfaktor über die Zeit konstant bleibt, was aufgrund von Effizienzsteigerungen und daraus resultierenden Emissionsminderungen in Produktionsprozessen von Nicht-Holz-Materialien oder teils energieaufwendigerer Herstellung substituitionsgeeigneter Holzprodukte (z.B. Brettsperrholz im Gegensatz zu Nadel-Sägeholz) unwahrscheinlich ist. Auch sind künftige Recyclingraten, Energiekosten oder das Nutzungsverhältnis fossiler Brennstoffe (z.B. weiter ansteigender Anteil von Erdgas anstelle von Kohle), der Anstieg erneuerbarer Energien wie Geothermie, Wind- oder Solarkraft und auch Trends in Architektur und anderen möglichen Verwendungsbereichen von Holz nicht prognostizierbar – sowohl was die Holzprodukte, als auch was die zu substituierenden Materialien angeht.

Zum anderen geben viele Studien vor, der Substitutionseffekt dauere ewig an, dass also vermiedener fossiler Kohlenstoff auf Dauer ungenutzt bliebe (Lippke et al., 2011; Schlamadinger und Marland, 1996). Harmon (2019) jedoch geht davon aus, dass diese fossilen Speicher nicht dauerhaft in der Erde verbleiben, sondern mit der Zeit von anderen Sektoren aufgebraucht werden, sodass der dort gespeicherte Kohlenstoff auf lange Sicht die CO₂-Konzentration der Atmosphäre weiter erhöhen wird. Weiterhin wird häufig angenommen, dass kein Zusammenhang besteht zwischen der Lebensspanne eines Produktes (z.B. eines Gebäudes) und der Dauer der Substitutionswirkung, die meist als unbegrenzt angenommen wird. Auch wird nicht mit Verlusten bei der Materialsubstitution gerechnet, sodass die Substitutionswirkung scheinbar mit zunehmender Holzerntemenge ansteigt, was fälschlicherweise zum Schluss führt, dass kurze Einschlagsintervalle, und dadurch junge Wälder, dem Klimaschutz zuträglich seien (Oliver et al., 2014). Die geläufigen Annahmen, dass die Substitutionswirkung von Holz stetig steigt, es also weder zu Verlusten im Laufe der Substitution kommt, noch

¹³ Der *Substitutionsfaktor* quantifiziert die Effizienz von Holz bei der Reduzierung von Netto-Treibhausgas-Emissionen, beziffert also die vermiedenen Treibhausgas-Emissionen pro Einheit eingesetzten Holzes anstelle von Nicht-Holz-Materialien.

zu einer Sättigung der substituierten Kohlenstoffmenge (Lippke et al., 2011; Hennigar et al., 2008; Eriksson et al., 2007; Gustavsson et al., 2006; Perez-Garcia et al., 2005; Glover et al., 2002; Börjesson und Gustavsson, 2000; Buchanan und Levine, 1999; Schlamadinger und Marland, 1996; Bethel und Schreuder, 1976), und dass die „Kohlenstoffschuld“, die bei der Holzernte entsteht, durch die Substitutionswirkung ausgeglichen wird, sind nicht haltbar.

In der Regel besteht ein direkter Zusammenhang zwischen der Größe eines Produktpools und der Lebensspanne seiner Produkte: je größer der Pool, desto kürzer die Lebensspanne (Harmon, 2019) und desto minderwertiger die Produkte. Was den Holzproduktespeicher angeht, so stellen die Mengen des dort gespeicherten Kohlenstoffs auf lange Sicht ein Gleichgewicht dar: Die Menge an neuem Holz, die dem Speicher zugefügt wird, verlässt ihn in der Regel an anderer Stelle in Form von nicht mehr benötigten Produkten (Sathre und O'Connor, 2010). Der Produktpool und somit der Kohlenstoffspeicher in Produkten erreicht also mit der Zeit eine Sättigung und kann nicht ins Unendliche wachsen. Jegliche Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten stoppt den Kohlenstofffluss (Biomasse – Produkt – Atmosphäre – Biomasse usw.) zudem nicht, sondern verzögert ihn lediglich. In diesem Zusammenhang wird das Räumen von Schadholz und die Nutzung von Ernteresten, d.h. von minderwertigen, wenig rentablen Sortimenten, häufig damit gerechtfertigt, dass der Kohlenstoff, der so in Produkten gespeichert wird, andernfalls durch Verrottung wesentlich schneller wieder in die Atmosphäre freigesetzt würde.

Tatsächlich jedoch verrottet Totholz verhältnismäßig langsam. Wie langsam, hängt u.a. von Baumart, Durchmesser, Niederschlag, Temperatur und Bodenkontakt ab. Beispielsweise verlängern sich die Zerfallszeiten mit steigendem Stammumfang und wenn kein Bodenkontakt besteht (Holeksa et al., 2008; Storaunet und Rolstad, 2002). In Europa werden für Nadelholz „mittlere Verweilzeiten“¹⁴ von 22–64 Jahren angegeben (Profft et al., 2009; Næsset, 1999), für Buchen 30–67 Jahre (Hararuk et al., 2020; Meyer et al., 2009). Hararuk et al. (2020) geben für Laubholz „Verweildauern“¹⁵ von 45–95 Jahren an, für Nadelholz sogar 58–286 Jahre. Ein Teil des bei der natürlichen Zersetzung frei werdenden Kohlenstoffs gelangt außerdem in den Boden und wird dort gespeichert (Kahl, 2008). Im Wald verbleibendes Totholz hat viele weitere Vorteile, z.B. als Feuchtigkeitsspeicher für das Innen- und Mikroklima des Waldes und für die Artenvielfalt. Eine „lange“ Lebensdauer bzw. Halbwertszeit von Holzprodukten wird mit 35–67 Jahren angegeben (IPCC, 2014; Karjalainen et al., 1994; Row und Phelps, 1990; für eine ausführliche Literaturübersicht zur Lebensspanne von Holzprodukten s. Pingoud et al., 2003). Die mittleren Werte liegen in der Regel deutlich unter 50 Jahren (Beudert und Leibl, 2020). Somit kann Totholz sogar ein längerfristiger CO₂-Speicher sein als langlebige Holzprodukte.

¹⁴ Die *mittlere Verweilzeit* von Stammholz, auch Zersetzungsrate genannt, wird als die Zeit beschrieben, nach der 63 % der Trockenmasse abgebaut sind (Beudert und Leibl, 2020).

¹⁵ Engl. *residence time*: Die Zeit, nach der sich 90 % des stehenden oder liegenden Totholz(stamm)es zersetzt haben (Hararuk et al., 2020).

Die in vielen Studien fälschlicherweise gemachten oder unterlassenen Annahmen führen dazu, dass die klimatischen Vorteile der Materialsubstitution überschätzt werden, obwohl sie tatsächlich geringer sind als jene des Waldökosystems und seiner sich bereits in Nutzung befindlichen Produkte bzw. von Holzprodukten, die kein anderes Material substituieren (Harmon, 2019).

4.3.4 Folgen stofflicher und energetischer Substitution

Werden Bäume später geerntet, im Idealfall erst kurz vor ihrer Zerfallsphase, ist der Speicherzeitraum dort wesentlich länger, als in vielen Holzprodukten. Bis nachwachsende Bäume den vor der Ernte bestehenden Kohlenstoffspeicher-Level wieder erreichen, können Jahrzehnte bis Jahrhunderte vergehen (Kohlenstoffschuld) – wenn sie nicht vorher Opfer von Landnutzungsänderungen oder Störungseignissen wie Feuer, Sturm oder Insektenbefall etc. werden (u.a. Beddington et al., 2018; Duffy et al., 2016; Bellassen und Luysaert, 2014; Matthews et al., 2014; Sievänen et al., 2014). Bis die durch den Einschlag verursachte Kohlenstoffschuld getilgt ist, ist das der Atmosphäre zugeführte CO₂ dort wirksam und treibt den Klimawandel weiter voran. Zeit jedoch ist im Kampf gegen den Klimawandel, vor allem bei der gegenwärtigen Lage, ein wichtiger Faktor. Verstärkter Holzeinschlag führt in der Regel auch zu kürzeren Einschlagsintervallen und dadurch zu jüngeren Wäldern (Oliver et al., 2014). Auch dies ist dem Klima nicht zuträglich, denn alte Wälder wirken über sehr lange Zeiträume als Kohlenstoffsinken und speichern auch in ihren Böden große Mengen an Kohlenstoff, der dort unter stabilen Bedingungen über Jahrtausende gebunden bleibt (Jonsson und Wardle, 2010; Luysaert et al., 2008).

Darüber hinaus bringt die Holzernte mit Vollerntemaschinen durch Bodenverdichtung die Emission weiterer Treibhausgase mit sich, z.B. von Methan (CH₄), das ca. 25-mal so klimawirksam ist wie CO₂, und Lachgas (N₂O), das sogar die 300-fache Klimaschädlichkeit von CO₂ besitzt (UBA, 2019a). Eine intensivierete Waldbewirtschaftung hat noch weitere negative Umweltauswirkungen, wie Biodiversitätsverlust oder eine Verschlechterung von Wasser-, Boden- und Luftqualität; auch werden biophysikalische Prozesse verändert, die ebenfalls das Klima beeinflussen, so z.B. der Albedo-Effekt, Verdunstung und Transpiration, die Waldstruktur und die Wolkenbildung (Beddington et al., 2018; Ellison et al., 2017; Jackson et al., 2008; Pielke et al., 2002). In der Vergangenheit hat die intensive Bewirtschaftung von Wäldern vielerorts zu einheitlichen, gleichaltrigen Nadelbaum-Monokulturen bzw. Forstplantagen geführt, die im Gegensatz zu standortheimischen, naturnahen (Laub-)Mischwäldern extrem anfällig sind für verschiedene Auswirkungen des Klimawandels (FAO, 2018; Matthies und Valsta, 2016; Naudts et al., 2016; Zhao und Jackson, 2014; Thompson et al., 2009) und unter anderem durch ihre geringere Holzdichte weniger Kohlenstoff speichern (Harmon, 2019). Viele Studien (z.B. Irlinger, 2019; Leskinen et al., 2018; Schluhe et al., 2018; Hafner et al., 2017; Klein et al., 2013), die Substitutionseffekte beziffern, setzen für ihre Berechnungen zwar „naturnahe Wälder“ oder eine „nachhaltige Bewirtschaftung“ der genutzten Wälder voraus – was jedoch unter „nachhaltig“ oder „naturnah“ zu verstehen ist, bleibt in der Regel offen und ohne bzw. mit unzureichend konkreter Definition.

Eine intensive Bewirtschaftung bzw. Holzernte wird häufig dadurch gerechtfertigt, dass dadurch Kohlenstoff in langlebigen Produkten gespeichert wird und man andernfalls das Holz aus Ländern mit gegebenenfalls schlechteren Bewirtschaftungsstandards importieren müsste. Realität ist allerdings, dass europaweit der Anteil kurzlebiger Produkte, vor allem von Energieholz, zunimmt verglichen mit dem Anteil langlebiger Produkte (s. Tbl. 8). Der Hunger Europas nach Brennholz, angetrieben durch die EERL, wirkt sich bis in weit entfernte Regionen aus. So sind die USA mittlerweile der Hauptlieferant von Holzpellets nach Europa (Duden et al., 2017; Duffy et al., 2016). 2015 wurden in Europa 7,3 Mio. t Holzpellets verbrannt – mehr als 60 % davon kamen aus dem Südosten der USA, einer der Weltregionen, deren Waldfläche mit am schnellsten schrumpft (Hansen et al., 2013). Da der Bedarf an Brennholz mittlerweile bei weitem das Angebot an minderwertigem (Rest-)Holz übersteigt (WOLF Forest Protection, 2013), werden für die Produktion von Holzpellets – entgegen der geläufigen Argumentation – nicht nur Reste der Sägeindustrie verwendet, sondern auch frisches Stammholz (NRDC, 2019; Booth, 2018; Searchinger et al., 2018). Holz also, das andernfalls im Wald weiterwachsen und dabei Kohlenstoff langfristig speichern würde oder das zu Produkten mit einer längeren Lebensdauer verarbeitet werden würde (Beddington et al., 2018). Der hohe Bedarf an billigem Brennholz heizt auch den illegalen Einschlag an, und das nicht selten in sehr wertvollen, alten Wäldern. So kommt es z.B. in den Wäldern Osteuropas zu großflächigen, nicht selten illegalen Kahlschlägen (Pierce, 2015), sogar in eigentlich streng geschützten Gebieten. Die Environmental Investigation Agency (EIA) hat z.B. eindeutige Verbindungen zwischen illegalem Einschlag in Rumänien und dem europäischen Holzpellet-Markt, genauer gesagt zu Verarbeitungsfirmen und Kraftwerken in Deutschland und Österreich (EIA, 2015; Pierce, 2015) aufgedeckt.

4.3.5 Fazit zur Substitution durch Holz

Während Holz als energetisches Substitut in keinem Fall als klimaschonend zu bewerten ist und höchstens als Endpunkt einer möglichst vielstufigen Kaskadennutzung oder bei der Verwendung nicht anderweitig nutzbarer Holzreste zu empfehlen ist, ist auch Materialsubstitution durch Holz nur dann sinnvoll, wenn dabei aus naturnaher, bestenfalls prozessschutzorientierter Waldbewirtschaftung langlebige und deutlich energieärmere Produkte entstehen. Jede kurzfristige Verwendung von Holz sollte also vermieden werden, vor allem die industrielle Energieerzeugung aus Frischholz. Die Eindämmung der heute vorherrschenden Rohstoffverschwendung durch Steigerung der Gesamteffizienz, wie beispielsweise durch möglichst hohe Recyclingraten, sowie durch die Verringerung von Konsum und Produktion sind unerlässlich, um die CO₂-Emissionen im nötigen Maß zu mindern. Nur so besteht die Möglichkeit, die Verpflichtungen des Pariser Klimaabkommens einzuhalten, nämlich eine klimaneutrale Europäische Union bis zur zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts zu erreichen (De Wever et al., 2017). Und nur so besteht die Chance, die globale Erwärmung der Erdatmosphäre auf 1,5 °C zu begrenzen. Die Vereinten Nationen raten dazu, “im Einklang mit den besten verfügbaren wissenschaftlichen Erkenntnissen” (UN, 2015) zu handeln.

4.4 Datenverfügbarkeit und -qualität

Bei der Datenrecherche zur vorliegenden Studie wurden mehrfach Inkonsistenzen bei offiziell berichteten Zahlen festgestellt, worauf wir im Folgenden beispielhaft eingehen.

Die Ergebnisse dieser Studie beruhen zu einem großen Teil auf Daten aus FAOSTAT und dem Bericht „State of Europe’s Forests 2015“ (EFI, 2015) von FAO und EFI. Bezüglich der Verfügbarkeit und Qualität dieser Daten traten einige Mängel und Ungenauigkeiten zu Tage. So ist es nicht möglich einzuschätzen, mit welcher Genauigkeit die einzelnen EU-Mitgliedstaaten die geforderten Informationen an die FAO weitergeleitet haben. Über Jahre exakt gleiche Volumenangaben in einem bestimmten Holzsortiment lassen allerdings die Zuverlässigkeit der berichteten Werte in Zweifel ziehen. Auf Mängel bei der Berichterstattung weisen auch Rundholzwerte (d.h. Angaben zum geernteten Stammholz) hin, die größer sind als die entsprechenden Fällungswerte (also Angaben zu ganzen gefällten Bäumen). Auch andere Autoren berichten über inkonsistente Daten. So variieren laut Schulze et al. (2020) die offiziellen Angaben Deutschlands zur Rundholzentnahme zwischen 56 und 86 Mio. m³ pro Jahr. Ein Grund für die hohe Schwankung seien nicht erfasste oder nicht berichtete Entnahmen für Feuerholz. Auch offizielle Berichte wie „State of Europe’s Forests 2015“ (EFI, 2015) von FAO und EFI enthalten unplausible Daten. So besagt jener Bericht, dass die EU-28 Länder zwischen 2005–2015 jährlich 113 Mio. t Kohlenstoff und somit 414 Mio. t CO₂ (S. 67f) in der Biomasse speichern. In Tabelle 11 des Berichts jedoch werden 127 Mio. t Kohlenstoff berichtet, was auch die Addition der einzelnen Landeswerte (S. 256, Tbl. 14) ergibt. Durch Umrechnung in CO₂ ergäben sich somit 464 Mio. t CO₂. Die im Bericht genannten 113 Mio. t Kohlenstoff bzw. 414 Mio. t CO₂ sind aus dem Bericht nicht nachzuvollziehen.

Eine mögliche Quelle von Ungereimtheiten sind von Rumänien berichtete Daten: Zwischen 2010 und 2015 wird eine Vorratzzunahme von 211,5 auf 281,5 m³ pro Hektar und ein Sprung von 328,8 auf 517,9 Mio. t Kohlenstoff in der oberirdischen Biomasse berichtet (EFI, 2015; FAO, 2015a). Der Grund hierfür ist nicht ersichtlich, da weder die Waldfläche, noch die Holzzuwächse entsprechend zunahmen und auch die Fällungen nicht wesentlich abgenommen haben. Dieser Sprung in nur 5 Jahren führt dazu, dass der jährliche Zuwachs in Rumänien 37,8 Mio. t Kohlenstoff entspricht und damit quasi ein Drittel des gesamten jährlichen Kohlenstoffzuwachses der EU-28 (113 Mio. t Kohlenstoff) in der oberirdischen Biomasse ausmacht. Somit sind die offiziellen Angaben von 414 Mio. t CO₂ jährlicher Sequestrierung nicht mit den Daten aus diesem Bericht vergleichbar. Zudem basieren diese Daten auf den von den Ländern berichteten Biomassewerten, während in der vorliegenden Studie die Zuwachs- und Fällungsdaten unter Einbezug der Biomasse-Expansionsfaktoren zur Berechnung herangezogen wurden.

Darüber hinaus ist in dem Bericht nicht ersichtlich, warum Schweden von 1990–2015 eine Zunahme im Kohlenstoffspeicher (EFI, 2015; S. 256, Tbl. 14) und im Holzvorrat je Hektar (S. 250, Tbl. 8) verzeichnet, obwohl das Land mehr Holz erntet als nachwächst (S. 260f, Tbl. 17) und der jährliche Holzzuwachs mit -0,71 Mio. m³ pro Jahr angegeben wird (S. 252, Tbl. 10). Diesen Zahlen zufolge müsste der Kohlenstoffspeicher Schwedens sinken, nicht wachsen.

Weitere Unstimmigkeiten bei den berichteten Zahlen werden erneut am Beispiel Rumäniens deutlich. Hier wird im Zeitraum zwischen 2005 und 2015 ein Kohlenstoffanstieg von 384 auf 616 Mio. t in der ober- und unterirdischen Biomasse berichtet (S. 256, Tbl. 14). Dies bedeutet eine Zunahme des Kohlenstoffspeichers von 23 Mio. t pro Jahr bei einem jährlichen Holzzuwachs von 23 Mio. m³ pro Jahr (S. 252, Tbl. 10). Diese Werte sind nicht realistisch, da der Zahlenwert der Biomasse immer größer ist als der des Kohlenstoffgehalts, vergleiche Formel (1). Fehler in diesen Angaben können folgenreich sein, wenn sie in die Treibhausgas-Minderungspotentiale der Länder einfließen.

Die in „State of Europe’s Forests 2015“ (EFI, 2015) berichteten Daten entstammen zahlreichen Quellen, was ihre Nachverfolgung unmöglich macht und eine Ursache für Unstimmigkeiten und Fehler darstellen kann. Allein die im Annex des Berichts präsentierten Daten, auf die in dieser Studie zum Teil zurückgegriffen wurde, entstammen acht verschiedenen Quellen (dem Fragebogen „Collaborative Forest Resources Questionnaire“ der FAO, dem Fragebogen „Joined Questionnaire on Pan-European Quantitative Indicators for Sustainable Forest Management“ von Forest Europe, UNECE und FAO) sowie von 6 internationalen Stellen, die Daten zur Verfügung gestellt haben: ICP-Forests, European Commission Joint Research Centre, Bioversity International, EUROSTAT, FAO, und UNECE (Fragebogen „Joint Forest Sector Questionnaire and Joint Wood Energy Enquiry“; für einige Länder wurden zudem Daten aus Sekundärstudien von UNECE und der *FAO Forestry and Timber Section* genommen). Ein stichprobenartiger Vergleich von Daten der nationalen Inventarberichte (NIR) mit „State of Europe’s Forests 2015“ (EFI, 2015) offenbarte ebenfalls uneinheitliche Daten für einzelne Staaten.

Auch die Ergebnisse der in Kapitel 3.2 beschriebenen Berechnung der gesamten oberirdischen und unterirdischen Biomasse gemäß IPCC (2003) und die daraus ermittelten Kohlenstoffvorräte unter Berücksichtigung der Naturnähe weichen von den offiziellen, in „State of Europe’s Forests 2015“ (EFI, 2015) berichteten Zahlen ab. Die rechnerische Herleitung der dort berichteten Zahlen ist nicht möglich. Ursachen hierfür beschreiben Somogyi et al. (2007) und nennen beispielsweise unterschiedliche Inventurverfahren als mögliche Ursache für Abweichungen. Die zur Berechnung des Kohlenstoffgehalts benötigte oberirdische Biomasse ergibt sich aus der Multiplikation von Derbholzvolumen (Holzvorrat) multipliziert mit der Rohholzdichte. Rechnet man die Rohholzdichten aus oberirdischer Biomasse und Vorrat zurück, ergeben sich Dichten, die teilweise deutlich über den Angaben zu Baumarten der borealen und gemäßigten Zonen liegen, deren maximaler Wert 0,63 t pro m³ beträgt (IPCC, 2003, Tbl. 3A.1.9.-1). Dies betrifft die Länder Kroatien, Tschechien, Frankreich, Irland, Portugal und Spanien (Tbl. T5).

Die tatsächliche Verwendung des eingeschlagenen Holzes ist anhand der offiziellen Tabellen von FAOSTAT nicht zu ermitteln. In diesem Fall liegt das Defizit in den von der FAO abgefragten Daten. Denn die aufgelisteten Sortimentsgruppen lassen keinen eindeutigen Schluss auf die letztendliche Verwendung als lang- oder kurzlebiges Produkt zu. So ist es möglich, dass Länder als Säge- oder Furnierholz (d.h. primär langlebige Produkte) deklariertes Rundholz produzieren, dies aber primär an Kunden veräußert wird, die daraus kurzlebige Produkte (z.B. Eisstiele) herstellen. Der umgekehrte Schluss gilt für das Faserholzsoriment (in der Regel kurzlebige Produkte), wenn daraus z.B.

OSB-Platten entstehen. Für genauere Analysen wäre es wünschenswert, wenn zu den bisher erhobenen Sortimenten weitere Untersortimente abgefragt würden, um eine größtmögliche Transparenz der Holzverwendung zu gewährleisten.

Problematisch ist außerdem, dass die Staaten in den offiziellen Datenbanken der FAO ihre Datensätze nachträglich korrigieren können. Hierfür gibt es weder eine zeitliche Beschränkung, noch werden Änderungen als solche kenntlich gemacht. Analysen auf Basis vormaliger Angaben können so in der Regel nicht mehr nachvollzogen werden, wenn zwischenzeitlich Änderungen vorgenommen wurden. Deutschland z.B. hat Ende 2019 die Werte der Jahre 1995–2017 korrigiert (Weimar, 2018). Vonnöten wäre eine Kenntlichmachung geänderter Angaben inklusive der Nennung vormaliger Werte sowie den u.U. neuen Erkenntnissen zugrunde liegenden Referenzen. Empfehlenswert wäre daher eine Zusatzinformation, wann die Daten zuletzt aktualisiert worden sind.

Ein weiterer, teils sogar erheblicher Unsicherheitsfaktor in den Daten zum eingeschlagenen Holzvolumen liegt in den Mengen illegal eingeschlagenen Holzes. Es ist zu vermuten, dass die Einschlagsintensität in den betroffenen Mitgliedstaaten teils erheblich höher liegt, als es die offiziellen Daten angeben. Allerdings ist es schwierig, in naher Zukunft eine wesentliche Verbesserung dieser Datenlage zu schaffen.

Zusammenfassend ist die Existenz derart eklatanter Mängel in Daten der offiziellen Wald- und Holzstatistiken nicht nachzuvollziehen. Zumal diese bereits von mehreren Stellen angemahnt wurden (Schulze et al., 2020; Fern, 2019a,b,c,d,e; Somogyi et al., 2007). Daher ist es dringend erforderlich, sich EU-weit zumindest für Basisdaten (z.B. Holzvorrat, Zuwachs, Einschlagsmengen, Totholz, Kohlenstoffsенke und -speicher, sowie die sich daraus ergebenden CO₂-Mengen) auf einheitliche (Stichproben-)Inventurverfahren zu einigen. Die Datenerhebung und -sammlung sollte möglichst zentral geschehen, sodass Berichte wie der „State of Europe’s Forests 2015“ (EFI, 2015) seine Daten aus einer statt vielen verschiedenen Datenquellen beziehen kann. Die von den Ländern berichteten Daten sollten zudem systematisch auf Plausibilität geprüft werden. Von einer Veröffentlichung der Daten sollte bis zur bestandenen Prüfung der Angaben abgesehen werden bzw. sollten noch ungeprüfte Daten als solche gekennzeichnet werden. Eine einheitliche und verlässliche Datenlage ist unabdingbar, da auf ihrer Basis weitreichende politische Entscheidungen getroffen werden.

5 Schlussfolgerung

Damit die EU ihr Ziel der Klimaneutralität im Rahmen des *European Green Deal* erreichen kann, bedarf es sektorenübergreifend umfassender Maßnahmen, um die Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre zu mindern. Wälder können dabei eine wichtige Rolle spielen. Bislang stellen die Wälder Europas noch eine Kohlenstoffsенke dar, d. h. sie nehmen mehr CO₂ auf, als sie emittieren. Allerdings sind die Holzerntemengen in der EU in den letzten 20 Jahren um 24 % gestiegen, obwohl die Bevölkerungszahl um weniger als 2 % gewachsen ist. Im Forstsektor sind also vermehrt CO₂-

Emissionen entstanden. Derzeitige politische Rahmenbedingungen, wie die Erneuerbare-Energien-Richtlinie, verstärken den aktuellen und zukünftigen Nutzungsdruck auf die Wälder zusätzlich. Dies verdeutlicht die in den letzten beiden Jahrzehnten um 43 % angestiegene Brennholzproduktion.

Ziel sollte daher eine drastische Reduzierung besonders der energetischen Frischholznutzung, aber auch der Faserholzproduktion, sein. Stattdessen sollte in Zukunft der Fokus auf langlebigen Holzprodukten liegen. Dazu bedarf es einer Verschiebung weg vom Faser- und Brennholzsortiment hin zu Säge- und Furnierholz. Gleichzeitig sollte die EU das große Kohlenstoff-Senkenpotential ihrer Wälder besser nutzen. Insbesondere in Ländern, die nicht waldbrandgefährdet sind, ist eine Vorratserhöhung in naturnahen Waldgesellschaften dazu der beste Weg. Dabei spielen die naturnahen, an die jeweiligen Standorte angepassten Baumarten eine zentrale Rolle, zumal sie zusätzlich der ökosystemeigenen Biodiversität zugutekommen. Denn insbesondere in Süd-, Ost- und Mitteleuropa kommen von Natur aus primär Laubbaumarten vor, die eine höhere spezifische Dichte als Nadelbaumarten aufweisen und somit mehr Kohlenstoff in ihrem Holz binden. Eine Vorratserhöhung kann durch Einschlagsreduzierung in den Brennholz- und Faserholzsortimenten erreicht werden, wie im EQ-Szenario beschrieben. Durch die sofortige Umsetzung dieser Maßnahme könnte im Durchschnitt doppelt so viel CO₂ pro Jahr in der EU sequestriert werden, als es mit der aktuellen Waldbewirtschaftung möglich ist.

Eine Erhöhung der Holzvorräte würde keine Einschränkung in den Holzsortimenten für langlebige Produkte bedeuten, vielmehr würde hierfür in Zukunft mehr qualitativ hochwertiges Starkholz zur Verfügung stehen. Der Bedarf an kurzlebigen Produkten kann durch optimiertes Recycling und eine verbesserte Kaskadennutzung von Althölzern gedeckt werden. Dies gelingt jedoch nur, wenn der stetige Verbrauchsanstieg in diesem Produktbereich eingedämmt wird. Holz ist ein Wertstoff, der primär in langlebigen und wertvollen Holzprodukten eingesetzt werden sollte. Ein gesteigerter Holzverbrauch, wie er zurzeit u. a. durch die Energiepolitik vorangetrieben wird, stellt keinen Beitrag zu Nachhaltigkeit und Klimaschutz dar und trägt massiv zur Schwächung der Wälder bei. Die aktuelle politische Stoßrichtung muss daher geändert werden. Was Europa braucht, ist eine gemeinsame Waldvision.

Literatur

- 115th Congress of the United States. 2017. Public law 115–31.
- Agostini A, Giuntoli J, Boulamanti A. 2014. Carbon accounting of forest bioenergy: Conclusions and recommendations from a critical literature review.
- Ammer U, Utschick H. 1982. Methodische Überlegungen für eine Biotopenkartierung im Wald. Forstwissenschaftliches Centralblatt 101:60–68.
- Bastien JC, Sanchez L, Michaud D. 2013. Douglas-Fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) In: Pâques L, editor. Forest tree breeding in Europe: current state-of-the-art. Dordrecht: Springer Science+ Business Media.
- Bastin JF, Finegold Y, Garcia C, Gellie N, Lowe A, Mollicone D, Rezende M, Routh D, Sacande M, Sparrow B, et al. 2019a. Response to Comments on “The global tree restoration potential”. Science 366.
- Bastin JF, Finegold Y, Garcia C, Mollicone D, Rezende M, Routh D, Zohner CM, Crowther TW. 2019b. The global tree restoration potential. Science 365:76–79.
- Beddington J, Berry S, Caldeira K, Cramer W, Creutzig F, Duffy P, Kammen D, Lambin E, Levin S, Lucht W, et al. 2018. Letter from Scientists to the EU Parliament Regarding Forest Biomass. URL <https://www.euractiv.com/wp-content/uploads/sites/2/2018/01/Letter-of-Scientists-on-Use-of-Forest-Biomass-for-Bioenergy-January-12-2018.pdf>. Abgerufen am 29. Juni 2020.
- Behnke A. 2007. Die Nebenwirkungen der Behaglichkeit: Feinstaub aus Kamin und Holzofen. Hrsg. Umweltbundesamt.
- Beitz W, Küttner KH, eds. 1995. DUBBEL: Taschenbuch für den Maschinenbau. Band 1. 18. Auflage. Springer Berlin Heidelberg.
- Bellassen V, Luysaert S. 2014. Managing forests in uncertain times: Increasing both forest stocks and timber harvest will buy time while we learn more about how trees absorb carbon. Nature 506:153–155.
- Bethel JS, Schreuder GS. 1976. Forest resources: an overview. Science 191:747 – 752.
- Beudert B, Leibl F. 2020. Zur Klimarelevanz von Wirtschafts- und Naturschutzwäldern. AFZ-DerWald :35–38.
- Bilek L, Remes J, Zahradnik D. 2011. Managed vs. unmanaged. Structure of beech forest stands (*Fagus sylvatica* L.) after 50 years of development, Central Bohemia. Forest Systems 20:122–138.

- BMEL. 2018. Pressemitteilung Nr. 205: Aktive Forstwirtschaft ist konkreter Klimaschutz. URL <https://www.bmel.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/2018/205-Weltklimakonferenz.html>. Abgerufen am 17. Februar 2020.
- BMELV. 2011. Aufnahmeanweisung für die dritte Bundeswaldinventur (BWI³) (2011-2012). 2. geänderte Auflage, Mai 2011.
- BMU. 2018. Klimaschutz in Zahlen: Fakten, Trends und Impulse deutscher Klimapolitik: Ausgabe 2018.
- BMWi. 2019. Zahlen und Fakten Energiedaten – Nationale und Internationale Entwicklung, Excel-Datei, Tabellenblatt 0.3. URL <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Artikel/Energie/energiedaten-gesamtausgabe.html>. Abgerufen am 18. Dezember 2020.
- Bohn U, Gollub G, Hettwer C, Neuhäuslová Z, Schlüter H, Weber H, eds. 2003. Karte der natürlichen Vegetation Europas: Map of the natural vegetation of Europe ; 1:2 500 000 ; Erläuterungstext = Explanatory text. Münster: BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag.
- Bonan GB. 2008. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* Vol 320:1444–1449.
- Boncina A. 2000. Comparison of structure and biodiversity in the Rajhenav virgin forest remnant and managed forest in the Dinaric region of Slovenia. *Global Ecology and Biogeography* 9:201–211.
- Booth MS. 2018. Not carbon neutral: Assessing the net emissions impact of residues burned for bioenergy. *Environmental Research Letters* 13:035001.
- Börjesson P, Gustavsson L. 2000. Greenhouse gas balances in building construction: wood versus concrete from life-cycle and forest land-use perspectives. *Energy Policy* 28:575 – 588.
- Böttcher H, Hennenberg K, Winger C. 2018. Waldvision Deutschland: Beschreibung von Methoden, Annahmen und Ergebnissen. URL <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Waldvision-Methoden-und-Ergebnisse.pdf>. Abgerufen am 7. Dezember 2019.
- Brack D. 2019. Forests and climate change: Background analytical study. URL <https://www.un.org/esa/forests/wp-content/uploads/2019/03/UNFF14-BkgdStudy-SDG13-March2019.pdf>. Abgerufen am 8. Januar 2020.
- Buchanan AH, Levine S. 1999. Wood-based building materials and atmospheric carbon emissions. *Environmental Science & Policy* 2:427 – 437.
- CEPI. 2018. Key statistics report 2017. URL http://www.cepi.org/system/files/public/documents/publications/statistics/2018/210X140_CEPI_Brochure_KeyStatistics2017_WEB.pdf. Abgerufen am 9. Januar 2020.
- Commarmot B. 2013. Inventory of the largest primeval beech forest in Europe: A Swiss-Ukrainian Scientific Adventure. Birmensdorf: Swiss Federal Research Inst. WSL.

- Commarmot B, Bürgi A, Shparyk Y, Zingg A. 2005. Structure of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland). *For Snow Landsc Res* 79:45–56.
- De Wever A, Karsenty A, Salinas-Melgoza A, Lehikoinen A, et al. 2017. Scientific basis of EU climate policy on forests: Open Letter to: The Estonian Presidency of the Council, the Environment Council, the Transport, Telecommunications and Energy Council.
- Diaci J. 1999. Virgin forests and forest reserves in Central and East European countries: History, present status and future development. Proceedings of the invited lecturers' reports presented at the COST E4 management committee and working groups meeting in Ljubljana, Slovenia, 25 - 28 April 1998. Ljubljana: Department of Forestry and Renewable Forest Resources - Biotechnical Faculty.
- Díaz S, Settele J, Brondízio E, et al. 2019. Report of the Plenary of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on the work of its seventh session. Addendum: Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. URL https://ipbes.net/sites/default/files/ipbes_7_10_add.1_en_1.pdf. Abgerufen am 13. Januar 2020.
- Dierschke H. 1994. Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden; 55 Tabellen. UTB für Wissenschaft Große Reihe Botanik, Ökologie, Agrar- und Forstwissenschaften Nr. 8078. Stuttgart: Ulmer.
- Dierßen K. 1990. Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). Darmstadt: Wiss. Buchges.
- Dogwood Alliance. 2012. The use of whole trees in wood pellet manufacturing: Evidence of the use of whole trees by top wood pellet exporters from the US South of Europe.
- Drinić P. 1957. Taksacioni elementi bukovich sastojina prašumskog tipa u Donjoj Drinjači: Structural elements of European beech virgin stands in Donja Drinjača. *Radovi Poljoprivredno-Šumarskog fakulteta* 2:105–140.
- Drössler L, von Lüpke B. 2007. Bestandesstruktur, Verjüngung und Standortfaktoren in zwei Buchenurwald-Reservaten der Slowakei. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 178:121–134.
- Duden AS, Verweij PA, Junginger HM, Abt RC, Henderson JD, Dale VH, Kline KL, Karssenberg D, Versteegen JA, Faaij AP, et al. 2017. Modeling the impacts of wood pellet demand on forest dynamics in southeastern United States. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 11:1007–1029.
- Duffy PB, Moomaw WR, Schlesinger W. 2016. Letter to the senate on carbon neutrality of forest biomass. URL <http://empowerplants.files.wordpress.com/2018/01/scientist-letter-on-eu-forest-biomass-796-signatories-as-of-january-16-2018.pdf>. Abgerufen am 9. Januar 2020.

- EASAC. 2017. Multi-functionality and sustainability in the European Union's forests. URL https://easac.eu/fileadmin/PDF_s/reports_statements/Forests/EASAC_Forests_web_complete.pdf. Abgerufen am 9. Januar 2020.
- EASAC. 2018. EASAC's correspondence with the President of the European Commission on the role of biomass energy. EASAC president's letter to Jean-Claude Juncker. URL https://easac.eu/fileadmin/user_upload/180108_Letter_to_President_Juncker.pdf. Abgerufen am 9. Januar 2020.
- EEA. 2008. European forests – ecosystem conditions and sustainable use.
- EEA. 2011. Opinion of the EEA Science Committee on Greenhouse Gas Accounting in relation to Bioenergy. European Environment Agency, 15 September 2011. Abgerufen am 2. Dezember 2019 von <https://www.eea.europa.eu/about-us/governance/scientific-committee/sc-opinions/opinions-on-scientific-issues/sc-opinion-on-greenhouse-gas>.
- EEA. 2019. Greenhouse gas emissions per capita. URL https://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&plugin=1&language=en&pcode=t2020_rd300. Abgerufen am 21. Januar 2020.
- EFI. 2015. State of Europe's forests - Tabla corrigendum. URL <http://www.foresteurope.org/state-europes-forests-2015-report>. Abgerufen am 9. Januar 2020.
- Eggers T. 2002. The impacts of manufacturing and utilisation of wood products on the European carbon budget. European Forest Institute Internal Report 9, 2002.
- EIA. 2015. Stealing the last forest: Austria's largest timber company, land rights, and corruption in Romania. URL <http://eia-global.org/campaigns/forests-campaign/stealing-the-last-forest/>. Abgerufen am 9. Januar 2020.
- Ellison D, Morris CE, Locatelli B, Sheil D, Cohen J, Murdiyarso D, Gutierrez V, van Noordwijk M, Creed IF, Pokorny J, et al. 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change* 43:51–61.
- Emele L, Harthan R, Moosmann L. 2019. Projektionsbericht 2019 für Deutschland gemäß Verordnung (EU) Nr. 525/2013. , Bundesregierung Deutschland. URL https://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/mmr/art04-13-14_lcds_pams_projections/projections/envxnw7wq/Projektionsbericht-der-Bundesregierung-2019.pdf. Abgerufen am 18. Juni 2020.
- Erb KH, Kastner T, Plutzer C, Bais ALS, Carvalhais N, Fetzel T, Gingrich S, Haberl H, Lauk C, Niedertscheider M, et al. 2018. Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. *Nature* 553:73–76.
- Eriksson E, Gillespie AR, Gustavsson L, Langvall O, Olsson M, Sathre R, Stendahl J. 2007. Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. *Canadian Journal of Forest Research* 37:671–681.

- Eser U. 1999. Der Naturschutz und das Fremde: Ökologische und normative Grundlagen der Umweltethik. Campus Verlag.
- ESRI. 2011. ArcGIS Desktop.
- Europäische Kommission. 2016. Technischer Bericht 088. Natura 2000 und Wälder Teil I-II. URL https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/Final%20Guide%20N2000%20%20Forests%20Part%20I-II-Annexes_de.pdf. Abgerufen am 11. Februar 2020.
- Europäische Kommission. 2019. Den Weg für eine klimaneutrale EU bis 2050 ebnen. URL https://ec.europa.eu/environment/efe/news/leading-way-climate-neutral-eu-2050-2019-08-26_de. Abgerufen am 21. Januar 2020.
- European Commission. 2013. Communication from the commission to the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions. A new EU Forest Strategy: for forests and the forest-based sector. URL <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:52012DC0673>. Abgerufen am 19. Januar 2020.
- European Commission. 2016. Commission staff working document impact assessment: sustainability of bioenergy. swd(2016) 418 final part 4/4. URL http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:1bdc63bd-b7e9-11e6-9e3c-01aa75ed71a1.0001.02/DOC_1&format=PDF.
- European Commission. 2018. EASAC's correspondence with the President of the European Commission on the role of biomass energy. Reply by European Commission DG Energy. URL https://easac.eu/fileadmin/user_upload/DR_to_Courvoisier_REf. Abgerufen am 9. Januar 2020.
- European Union. 2009. Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG. URL <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:0062:DE:PDF>. Abgerufen am 12. Februar 2020.
- Eurostat. 2019. Greenhouse gas emission statistics – emission inventories. statistics explained. URL <https://ec.europa.eu/eurostat/statisticsexplained/>. Abgerufen am 24. Januar 2020.
- Expo Biomasa. o.D. Pellets gegen den Klimawandel. URL <https://www.expobiomasa.com/de/Lena-Pellets-kaufen/Pellets-gegen-den-Klimawandel>. Abgerufen am 9. Januar 2020.
- FAO. 2010. Global Forest Resources Assessment 2010 – Main report. FAO Forestry Paper 163.
- FAO. 2015a. Global Forest Ressource Assessment – Country Report Romania. URL <http://www.fao.org/3/a-az315e.pdf>. Abgerufen am 23. September 2020.
- FAO. 2015b. State of Europe's forests 2015.
- FAO. 2018. State of the world's forests 2018 – Forest pathways to sustainable development. Rom. Lizenz: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

- FAO. 2019. FAOSTAT. URL <http://www.fao.org/faostat/en/#home>. Abgerufen am 9. Januar 2020.
- Fern. 2019a. Europe's national energy and climate plans 2030: Are they fit for purpose? – Denmark. URL https://www.fern.org/fileadmin/uploads/fern/Documents/2019/NECP_Briefings_-_Denmark_Final.pdf. Abgerufen am 22. Juni 2020.
- Fern. 2019b. Europe's national energy and climate plans 2030: Are they fit for purpose? – Germany. URL https://www.fern.org/fileadmin/uploads/fern/Documents/2019/NECP_Briefings_-_Germany_Final.pdf. Abgerufen am 22. Juni 2020.
- Fern. 2019c. Europe's national energy and climate plans 2030: Are they fit for purpose? – Romania. URL https://www.fern.org/fileadmin/uploads/fern/Documents/2019/NECP_Briefings_-_Romania_Final.pdf. Abgerufen am 22. Juni 2020.
- Fern. 2019d. Europe's national energy and climate plans 2030: Are they fit for purpose? – Slovakia. URL https://www.fern.org/fileadmin/uploads/fern/Documents/2019/NECP_Briefings_-_Slovakia_Final.pdf. Abgerufen am 22. Juni 2020.
- Fern. 2019e. Europe's national energy and climate plans 2030: Are they fit for purpose? – Sweden. URL https://www.fern.org/fileadmin/uploads/fern/Documents/2019/NECP_Briefings_-_Sweden_Final.pdf. Abgerufen am 22. Juni 2020.
- Fichtner A, von Steen S, Schmid M, Sturm K. 2013. Der Ökowald als Baustein einer Klimaschutzstrategie: Potenzial des integrativen Prozessschutz-Waldbaus: Gutachten im Auftrag von Greenpeace e. V. URL <https://www.greenpeace.de/sites/www.greenpeace.de/files/publications/20130527-klima-wald-studie.pdf>. Abgerufen am 8. Januar 2020.
- Fischer A. 1997. Vegetationskunde als Grundlage der forstlichen Landnutzung. Reinhold-Tüxen-Gesellschaft :107–121.
- Fischlin A, Buchter B, Matile L, Hofer P, Taverna R, Richter K, Werner F. 2006. CO₂-Senken und -Quellen in der Waldwirtschaft – Anrechnung im Rahmen des Kyoto-Protokolls. Umwelt-Wissen Nr 0602 :45 S.
- Fonseca F, de Figueiredo T, Vilela Â, Santos R, de Carvalho AL, Almeida E, Nunes L. 2019. Impact of tree species replacement on carbon stocks in a Mediterranean mountain area, NE Portugal. *Forest Ecology and Management* 439:181–188.
- Friedlingstein P, Allen M, Canadell JG, Peters GP, Seneviratne SI. 2019. Comment on “The global tree restoration potential”. *Science* 366.
- Glover J, White D, Langrish T. 2002. Wood versus concrete and steel in house construction: A life cycle assessment. *Journal of Forestry* 100:34–41.
- González-Gómez M. 2019. Dynamics of pulp exports from South America to the European Union. *Austrian Journal of Forest Science* 136:313–330.

- Griscom BW, Adams J, Ellis PW, Houghton RA, Lomax G, Miteva DA, Schlesinger WH, Shoch D, Siikamäki JV, Smith P, et al. 2017. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114:11645–11650.
- Gustavsson L, Pingoud K, Sathre R. 2006. Carbon dioxide balance of wood substitution: Comparing concrete- and wood-framed buildings. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11:667 – 691.
- Hafner A, Rüter S, Ebert S, Schäfer S, König H, Cristofaro L, Diederichs S, Kleinhenz M, Krechel M. 2017. Treibhausgasbilanzierung von Holzgebäuden – Umsetzung neuer Anforderungen an Ökobilanzen und Ermittlung empirischer Substitutionsfaktoren (THG-Holzbau): Forschungsprojekt: 28W-B-3-054-01 Waldklimafonds. URL https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn058600.pdf. Abgerufen am 14. Februar 2010.
- Hansen MC, Potapov PV, Moore R, Hancher M, Turubanova SA, Tyukavina A, Thau D, Stehman SV, Goetz SJ, Loveland TR, et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342:850–853.
- Hanstein U, Sturm K. 1986. Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn - Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Serie: Aus dem Walde, Mitteilungen aus der Niedersächsischen Landesforstverwaltung, Heft 40. Hannover: M. & H. Schaper.
- Hararuk O, Kurz WA, Didion M. 2020. Dynamics of dead wood decay in Swiss forests. *Forest Ecosystems* 7.
- Härdtle W. 1995. Vegetation und Standort der Laubwaldgesellschaften (Querc-Fagetea) im nördlichen Schleswig-Holstein. Serie: Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, Heft 48. Kiel.
- Harmon ME. 2019. Have product substitution carbon benefits been overestimated? A sensitivity analysis of key assumptions. *Environmental Research Letters* 14:065008.
- Hennenberg K, Böttcher H, Wiegmann K, Reise J, Fehrenbach H. 2019. Kohlenstoffspeicherung in Wald und Holzprodukten. *AFZ-DerWald* 17:36–39.
- Hennigar CR, MacLean DA, Amos-Binks LJ. 2008. A novel approach to optimize management strategies for carbon stored in both forests and wood products. *Forest Ecology and Management* 256:786 – 797.
- Hieke S, Thies C, Stoppel J. 2018. Wenn Wälder wieder wachsen – Eine Waldvision für Klima, Mensch und Natur. Greenpeace e. V., Hamburg.
- Hobi ML, Ginzler C, Commarmot B, Bugmann H. 2015. Gap pattern of the largest primeval beech forest of Europe revealed by remote sensing. *Ecosphere* 6:15 p.

- Hofmann G. 1994. Wälder und Forsten: Mitteleuropäische Wald- und Forst-Ökosystemtypen in Wort und Bild. Der Wald, Sonderheft: Waldökosystem-Katalog .
- Hofmann G. 1997. Mitteleuropäische Wald und Forstökosystemtypen in Wort und Bild. AFZ-DerWald, Sonderheft .
- Holeksa J, Zielonka T, Zywiec M. 2008. Modeling the decay of coarse woody debris in a subalpine norway spruce forest of the west carpathians, poland. Canadian Journal of Forest Research 38:415–428.
- Ingerson A. 2011. Carbon storage potential of harvested wood: Summary and policy implications. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 16:307–323.
- IPCC. 2000. Land use, land-use change and forestry. A special report of the IPCC. Cambridge University Press.
- IPCC. 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Hrsg. Penman, J et al. Hayama, Kanagawa.
- IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4 Agriculture, forestry and other land use. Hrsg. Eggleston, H.S. et al.
- IPCC. 2014. 2013 revised supplementary methods and good practice guidance arising from the kyoto protocol: Task force on national greenhouse gas inventories. URL https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/kpsg/pdf/KP_Supplement_Entire_Report.pdf. Abgerufen am 15. Januar 2020.
- IPCC. 2018a. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1,5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways. IPCC.
- IPCC. 2018b. Summary for policymakers. In: Global Warming of 1,5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1,5 °C above preindustrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Hrsg. Masson-Delmotte V et al. World Meteorological Organization, Genf, Schweiz, 32 S.
- IPCC. 2019. Climate change and land: An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems: Special Report. IPCC.
- IPCC. o.D. Frequently asked questions. URL <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/faq/faq.html>. Abgerufen am 22. März 2020.
- Irslinger R. 2019. Greenpeace-"Waldvision" schadet Wald und Klima: Ein Beitrag zur Debatte um das Bundes-Klimaschutzgesetz. Holz-Zentralblatt 27:594.

- IUCN. 2017. Deforestation and forest degradation. IUCN issues briefs URL https://www.iucn.org/sites/dev/files/deforestation-forest_degradation_issues_brief_final.pdf. Abgerufen am 16. März 2020.
- Jackson RB, Randerson JT, Canadell JG, Anderson RG, Avissar R, Baldocchi DD, Bonan GB, Caldeira K, Diffenbaugh NS, Field CB, et al. 2008. Protecting climate with forests. *Environmental Research Letters* 3:044006.
- Jacob M, Bade C, Calvete H, Dittrich S, Leuschner C, Hauck M. 2013. Significance of over-mature and decaying trees for carbon stocks in a central european natural spruce forest. *Ecosystems* 16:336–346.
- Johnson E. 2008. Goodbye to carbon neutral: Getting biomass footprints right. *Environmental Impact Assessment Review* 29:165–168.
- Jones EW. 1945. The structure and reproduction of the virgin forest of the temperate zone.
- Jonsson M, Wardle DA. 2010. Structural equation modelling reveals plant-community drivers of carbon storage in boreal forest ecosystems. *Biology letters* 6:116–119.
- Kahl T. 2008. Kohlenstofftransport aus dem Totholz in den Boden. Inaugural-Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg im Breisgau.
- Karjalainen T, Kellomäki S, Pussinen A. 1994. Role of wood-based products in absorbing atmospheric carbon. *Silva Fennica* 28:415–428.
- Klein D, Höllnerl S, Blaschke M, Schulz C. 2013. The contribution of managed and unmanaged forests to climate change mitigation – A model approach at stand level for the main tree species in Bavaria. *Forests* 4:43–69.
- Knapp HD, Spangenberg A. 2007. Europäische Buchenwaldinitiative. Serie: BfN-Skripten, Nr. 222.
- Korpel Š. 1995. Die Urwälder der Westkarpaten: 39 Tabellen. Stuttgart: Fischer.
- Kowarik I. 1999. Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In: *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. Landsberg: Ecomed.
- Kowarik I. 2016. Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) und seine Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege. *Natur und Landschaft* 91:429–435.
- Kucbel S, Saniga M, Jaloviar P, Vencurik J. 2012. Stand structure and temporal variability in old-growth beech-dominated forests of the northwestern Carpathians: A 40-years perspective. *Forest Ecology and Management* 264:125–133.
- Kutnar L, Matijašič D, Pisek R. 2011. Conservation status and potential threats to NATURA 2000 forest habitats in Slovenia. *Izvorni znanstveni članci – Original scientific papers* 5-6:215–231.

- Kuuluvainen T. 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in northern Europe: The complexity challenge. *Ambio* 38:309–315.
- Lamedica S, Lingua E, Popa I, Motta R, Carrer M. 2001. Spatial structure in four Norway spruce stands with different management history in the Alps and Carpathians. *Silva Fennica* 5:865–873.
- Langanke T, Herrmann D, Ramminger G, Buzzo G, F Berndt. 2018. Copernicus Land Monitoring Service – High Resolution Layer Forest: Product Specifications Document.
- Le Quéré C, Andrew RM, Friedlingstein P, Sitch S, Hauck J, Pongratz J, Pickers PA, Korsbakken JI, Peters GP, Canadell JG, et al. 2018. Global carbon budget 2018. *Earth System Science Data* 10:2141–2194.
- Leskinen P, Cardellini G, González-García S, Hurmekoski E, Sathre R, Seppälä J, Smyth C, Stern T, Verkerk PJ. 2018. Substitution effects of wood-based products in climate change mitigation. From Science to Policy 7. European Forest Institute. 28 S.
- Leturcq P. 2014. Wood preservation (carbon sequestration) or wood burning (fossil-fuel substitution), which is better for mitigating climate change? *Annals of Forest Science* 71:117–124.
- Lewis SL, Mitchard ETA, Prentice C, Maslin M, Poulter B. 2019. Comment on “The global tree restoration potential”. *Science* 366.
- Li Y, Zhao M, Motesharrei S, Mu Q, Kalnay E, Li S. 2015. Local cooling and warming effects of forests based on satellite observations. *Nature communications* 6:6603.
- Liang J, Crowther TW, Picard N, Wiser S, Zhou M, Alberti G, Schulze ED, McGuire AD, Bozzato F, Pretzsch H, et al. 2016. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science* 354.
- Linder P, Elfving B, Zeckrisson O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98:17–33.
- Lippke B, Oneil E, Harrison R, Skog K, Gustavsson L, Sathre R. 2011. Life cycle impacts of forest management and wood utilization on carbon mitigation: knowns and unknowns. *Carbon Management* 2:303–333.
- Liu G, Han S. 2009. Long-term forest management and timely transfer of carbon into wood products help reduce atmospheric carbon. *Ecological Modelling* 220:1719–1723.
- Loidi J, Fernández-González F, Palmer M. 2012. Potential natural vegetation: Reburying or reboring? *Journal of Vegetation Science* 23:596–604.
- Luyssaert S, Ciais P, Piao SL, Schulze ED, Jung M, Zaehle S, Schelhaas MJ, Reichstein M, Churkina G, Papale D, et al. 2010. The European carbon balance. Part 3: Forests. *Global Change Biology* 16:1429–1450.

- Luyssaert S, Schulze ED, Börner A, Knohl A, Hessenmöller D, Law BE, Ciais P, Grace J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455:213–215.
- MacDicken K, Reams G, de Freitas J. 2015. Introduction to the changes in global forest resources from 1990 to 2015. *Forest Ecology and Management* 352:1–2.
- Marchetti M, Tognetti R, Lombardi F, Chiavetta U, Palumbo G, Sellitto M, Colombo C, Iovieno P, Alfani A, Baldantoni D, et al. 2010. Ecological portrayal of old-growth forests and persistent woodlands in the Cilento and Vallo di Diano National Park (southern Italy). *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 144:130–147.
- Matthews R, Sokka L, Soimakallio S, Mortimer N, Rix J, Schelhaas MJ, Jenkins T, Hogan G, Mackie E, Morris A, et al. 2014. Review of literature on biogenic carbon and life cycle assessment of forest bioenergy: Final Task 1 report, DG ENER project, Carbon impacts of biomass consumed in the EU.
- Matthies B, Valsta L. 2016. Optimal forest species mixture with carbon storage and albedo effect for climate change mitigation. *Ecological Economics* 123:95–105.
- Mayer H, Zukrigl K, Schrempf W, Schlager G. 1987. *Urwaldreste, Naturwaldreservate und schützenswerte Naturwälder in Österreich*. Wien: Waldbau-Institut der Universität für Bodenkultur.
- McGlade C, Ekins P. 2015. The geographical distribution of fossil fuels unused when limiting global warming to 2 °C. *Nature* 517:187–190.
- McKechnie J, Colombo S, Chen J, Mabee W, MacLean HL. 2011. Forest bioenergy or forest carbon? Assessing trade-offs in greenhouse gas mitigation with wood-based fuels. *Environmental Science & Technology* 45:789–795.
- MCPFE. 1993. Resolution H1. General guidelines for the sustainable management of forests in Europe. Second Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe 16-17 June 1993, Helsinki/Finland.
- Melanidis M. 2017. The substitution effect. Pacific Institute for Climate Solutions. URL https://pics.uvic.ca/sites/default/files/04_substitution_final.pdf. Abgerufen am 2. Februar 2020.
- Meyer P, Lorenz K, Mölder A, Steffens R, Schmidt W, Kompa T, Wevell von Krüger A. 2015a. *Naturwälder in Niedersachsen: Schutz und Forschung. Band 2 (Bergland)*. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Niedersächsische Landesforsten. Göttingen.
- Meyer P, Menke N, Nagel J, Hansen J, Kawaletz H, Paar U, Evers J. 2009. Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb. Abschlussbericht des von der deutschen bundesstiftung umwelt geförderten projekts.
- Meyer P, Tabaku V, von Lüpke B. 2003. Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder – Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. *Forstwirtschaftliches Centralblatt* 122:47–58.

- Meyer P, Wevell von Krüger A, Steffens R, Unkrig W. 2015b. Naturwälder in Niedersachsen: Schutz und Forschung. Band 1 (Tiefland). Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Niedersächsische Landesforsten. Göttingen.
- Mikac S, Žmegač A, Trlin D, Paulić V, Oršanić M, Anić I. 2018. Drought-induced shift in tree response to climate in floodplain forests of Southeastern Europe. *Scientific Reports* 8:16495.
- Muntean M, Guizzardi D, Schaaf E, Crippa M, Solazzo E, Olivier JGJ, Vignati E. 2018. Fossil CO₂ emissions of all world countries: 2018 Report.
- Musavi T, Migliavacca M, Reichstein M, Kattge J, Wirth C, Black TA, Janssens I, Knohl A, Loustau D, Rouspard O, et al. 2017. Stand age and species richness dampen interannual variation of ecosystem-level photosynthetic capacity. *Nature Ecology & Evolution* 1:0048.
- NABU. o.D. Energieholz: Druck auf die Wälder wächst. URL <https://www.nabu.de/news/2015/10/19623.html>. Abgerufen am 22. März 2020.
- Nabuurs GJ, Schelhaas MJ, Mohren GMJ, Field CB. 2003. Temporal evolution of the European forest sector carbon sink from 1950 to 1999. *Global Change Biology* 9:152–160.
- Næsset E. 1999. Decomposition rate constants of *Picea abies* logs in southeastern Norway. *Canadian Journal of Forest Research-Revue* :372–381.
- Naudts K, Chen Y, McGrath MJ, Ryder J, Valade A, Otto J, Luysaert S. 2016. Europe's forest management did not mitigate climate warming. *Science* 351:594–597.
- Nehring S, Kowarik I, Rabitsch W, Essl F. 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352, Bundesamt für Naturschutz.
- Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz. o.D. Biomassenutzung – Der Kohlenstoffkreislauf. URL https://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/themen/energie/erneuerbare_energien/bioenergie/biomassenutzung/biomassenutzung-121352.html. Abgerufen am 8. Januar 2020.
- Norris C, Hobson P, Ibisch PL. 2012. Microclimate and vegetation function as indicators of forest thermodynamic efficiency. *Journal of Applied Ecology* 49:562–570.
- NRDC. 2019. Our forests aren't fuel. URL <https://www.nrdc.org/resources/our-forests-arent-fuel>. Abgerufen am 8. Januar 2020.
- Oliver CD, Nassar NT, Lippke BR, McCarter JB. 2014. Carbon, fossil fuel, and biodiversity mitigation with wood and forests. *Journal of Sustainable Forestry* 33:248–275.
- Pan Y, Birdsey RA, Fang J, Houghton R, Kauppi PE, Kurz WA, Phillips OL, Shvidenko A, Lewis SL, Canadell JG, et al. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333:988–993.

- Panek N. 2016. Der deutsche Wald im Spiegel der Bundeswaldinventur (BWI³): Ergebnisse und Entwicklungstrends aus Sicht des Naturschutzes. URL https://www.greenpeace.de/sites/www.greenpeace.de/files/publications/20160630_greenpeace_analyse_wald_bwi.pdf. Abgerufen am 9. Januar 2020.
- Percy K, Jandl R, Hall J, Lavigne M. 2003. The role of forests in carbon cycles, sequestration, and storage. Forests and the global carbon cycle: Sources and sinks. IUFRO-Newsletter 1.
- Perez-Garcia J, Lippke B, Comnick J, Manriquez C. 2005. An assessment of carbon pools, storage, and wood products market substitution using life-cycle analysis results. Wood and Fiber Science 37:140 – 148.
- Persiani AM, Lombardi F, Lunghini D, Granito VM, Tognetti R, Maggi O, Pioli S, Marchetti M. 2016. Stand structure and deadwood amount influences saproxylic fungal biodiversity in Mediterranean mountain unmanaged forests. iForest - Biogeosciences and Forestry 9:115–124.
- Petritan IC, Commarmot B, Hobi ML, Petritan AM, Bigler C, Abrudan IV, Rigling A. 2015. Structural patterns of beech and silver fir suggest stability and resilience of the virgin forest Sinca in the Southern Carpathians, Romania. Forest Ecology and Management 356:184–195.
- Pielke RA, Marland G, Betts RA, Chase TN, Eastman JL, Niles JO, Niyogi DDS, Running SW. 2002. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: Relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. Philosophical Transactions Series A, Mathematical, Physical, and Engineering Sciences 360:1705–1719.
- Pierce F. 2015. Up in flames – How biomass burning wrecks Europe’s forests. A case study report. URL <https://www.fern.org/fileadmin/uploads/fern/Documents/Up%20in%20Flames.pdf>. Abgerufen am 9. Januar 2020.
- Pingoud K, Perälä AL, Soimakallio S, Pussinen A. 2003. Greenhouse gas impacts of harvested wood products: Evaluation and development of methods. VTT Research Notes 2189 2189.
- Piovesan, G, Di Filippo, A, Alessandrini A, Biondi F, Schirone B. 2005. Structure, dynamics and dendroecology of an old-growth *Fagus* forest in the Apennines. Journal of Vegetation Science 16:13–28.
- Popkin G. 2019. The forest question: Trees are supposed to slow global warming, but growing evidence suggests they might not always be climate saviours. Nature 565:280–282.
- Profft I, Mund M, Weber GE, Weller E, Schulze ED. 2009. Forest management and carbon sequestration in wood products. European Journal of Forest Research 128:399–413.
- Prušá E. 1985. Die böhmischen und mährischen Urwälder: ihre Struktur und Ökologie. Prag: Academia.

- Putz HJ, Schabel S. 2018. Der Mythos begrenzter Faserlebenszyklen: Über die Leistungsfähigkeit einer Papierfaser. *Wochenblatt für Papierfabrikation* 6:350–357.
- Reif A, Walentowski H. 2008. The assessment of naturalness and its role for nature conservation and forestry in Europe. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 6:63–76.
- Riedel, Thomas, Stümer W, Hennig P, Dunger K, Bolte A. 2019. Wälder in Deutschland sind eine wichtige Kohlenstoffsene. *AFZ-DerWald* 14:14–18.
- Robin Wood. 2020. ROBIN WOOD-Protest zur internationalen Waldkonferenz in Brüssel: EU muss Ur- und Naturwälder besser schützen! URL <https://www.robinwood.de/pressemitteilungen/robin-wood-protest-zur-internationalen-waldkonferenz-br%C3%BCssel>. Abgerufen am 22. März 2020.
- Row C, Phelps RB. 1990. Tracing the flow of carbon through U.S. Forest Product Sector. IUFRO, 19th World Congress, Montreal. URL https://ec.europa.eu/environment/efe/news/leading-way-climate-neutral-eu-2050-2019-08-26_de. Abgerufen am 13. Januar 2020.
- Rugani T, Diaci J, Hladnik D. 2013. Gap dynamics and structure of two old-growth beech forest remnants in Slovenia. *PLoS ONE* 8:e52641.
- Sathre R, O'Connor J. 2010. Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science & Policy* 13:104–114.
- Schlamadinger B, Marland G. 1996. The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. *Biomass and Bioenergy* 10:275 – 300.
- Schluhe, Maike, Englert H, Wördehoff* R, Schulz C, Dieter M, Möhring B. 2018. Klimarechner zur Quantifizierung der Klimaschutzleistung von Forstbetrieben auf Grundlage von Forsteinrichtungsdaten. *Landbauforschung - Applied Agricultural Forestry Research* 68:67–86.
- Schnell A. 2004. Die Mär vom strukturarmen Buchenurwald: Literaturanalyse und Fallbeispiele aus Naturwaldreservaten. *LWF aktuell* 47:32–35.
- Schröder L. 2004. Übersichtskarte der Potentiellen natürlichen Vegetation von Deutschland: Teilprojekt Sachsen-Anhalt. Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation – Erstellung und Anwendung Beiträge zum Fachkolloquium am 12. März 2001. S. 14–17.
- Schultze J, Reif A, Gärtner S, Bauhus J, Engel F, Späth V. 2016. Naturschutzfachliche Bewertung der Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland. *Naturschutz und Biologische Vielfalt, Bundesamt für Naturschutz* 145:75–150.
- Schulze ED, Körner C, Law BE, Haberl H, Luysaert S. 2012. Large-scale bioenergy from additional harvest of forest biomass is neither sustainable nor greenhouse gas neutral. *GCB Bioenergy* 4:611–616.

- Schulze ED, Sierra CA, Egenolf V, Woerdehoff R, Irlinger R, Baldamus C, Stupak I, Spellmann H. 2020. The climate change mitigation effect of bioenergy from sustainably managed forests in Central Europe. *GCB Bioenergy* 12:186–197.
- Searchinger TD, Beringer T, Holtsmark B, Kammen DM, Lambin EF, Lucht W, Raven P, van Ypersele JP. 2018. Europe's renewable energy directive poised to harm global forests. *Nature communications* 9:3741.
- Sievänen R, Salminen O, Lehtonen A, Ojanen P, Liski J, Ruosteenoja K, Tuomi M. 2014. Carbon stock changes of forest land in Finland under different levels of wood use and climate change. *Annals of Forest Science* 71:255–265.
- Sigsgaard T, Forsberg B, Blomberg A, Kocbach Bølling A, Boman C, Bønløkke J, Brauer M, Bruce N, Héroux ME, Hirvonen MR, et al. 2015. Health impacts of anthropogenic biomass burning in the developed world. *The European Respiratory Journal* 46:1577–1588.
- Smyth C, Kurz WA, Rampley G, Lemprière TC, Schwab O. 2017. Climate change mitigation potential of local use of harvest residues for bioenergy in Canada. *GCB Bioenergy* 9:817–832.
- Soimakallio S, Brandão M, Ekvall T, Cowie A, Finnveden G, Erlandsson M, Koponen K, Karlsson PE. 2016. On the validity of natural regeneration in determination of land-use baseline. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21:448–450.
- Somodi I, Molinár Z, Ewald J. 2012. Towards a more transparent use of the potential natural vegetation concept – an answer to Chiarucci et al. *Journal of Vegetation Science* 23:590–595.
- Somogyi Z, Cienciala E, Mäkipää R, Muukkonen P, Lehtonen A, Weiss P. 2007. Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. *European Journal of Forest Research* 126:197–207.
- SRU. 2008. Umweltgutachten. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Erich Schmidt Verlag Berlin.
- Ståhls M, Saikku L, Mattila T. 2011. Impacts of international trade on carbon flows of forest industry in Finland. *Journal of Cleaner Production* 19:1842–1848.
- Stephenson NL, Das AJ, Condit R, Russo SE, Baker PJ, Beckman NG, Coomes DA, Lines ER, Morris WK, Rüger N, et al. 2014. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature* 507:90–93.
- Storaunet KO, Rolstad J. 2002. Time since death and fall of Norway spruce logs in old-growth and selectively cut boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research-Revue* :1801–1812.
- Sturm K. 1993. Prozeßschutz - ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. *Ökologie und Naturschutz* 2:181–192.
- Suck R, Bushart M, Hofmann G, Schröder L. 2013. Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands: Band II Kartierungseinheiten. No. 349 in BfN-Skripten. Bonn-Bad Godesberg.

- Suck R, Bushart M, Hofmann G, Schröder L. 2014. Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands: Band III Erläuterungen, Auswertungen, Anwendungsmöglichkeiten, Vegetationstabellen. No. 377 in BfN-Skripten. Bonn-Bad Godesberg.
- Svensson JS, Jeglum JK. 2001. Structure and dynamics of an undisturbed old-growth Norway spruce forest on the rising Bothnian coastline. *Forest Ecology and Management* 151:67–79.
- Ter-Mikaelian MT, Colombo SJ, Chen J. 2015. The burning question: Does forest bioenergy reduce carbon emissions? A review of common misconceptions about forest carbon accounting. *Journal of Forestry* 113:57–68.
- Thompson I, Mackey B, McNulty S, Mosseler A. 2009. Forest resilience, biodiversity, and climate change: A synthesis of the biodiversity/resilience/ stability relationship in forest ecosystems. No. 43 in CBD Technical Series.
- Thünen-Institut. 2014. Deutsche Wälder speichern mehr Kohlenstoff als vor 20 Jahren. URL <https://www.thuenen.de/de/infotehke/presse/pressearchiv/pressemitteilungen-2014/deutsche-waelder-speichern-mehr-kohlenstoff-als-vor-20-jahren/>. Abgerufen am 12. Januar 2020.
- Tíscar PA, Lucas-Borja ME. 2016. Structure of old-growth and managed stands and growth of old trees in a Mediterranean *Pinus nigra* forest in southern Spain. *Forestry* 89:201–207.
- Župek B, Zanchi G, Verkerk PJ, Churkina G, Viovy N, Hughes JK, Lindner M. 2010. A comparison of alternative modelling approaches to evaluate the European forest carbon fluxes. *Forest Ecology and Management* 260:241–251.
- Tüxen R. 1956. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. serie: Angewandte Pflanzensoziologie, 13. Stolzenau/Weser: Selbstverlag der Zentralstelle fuer Vegetationskartierung.
- UBA. 2008. Der „gute ökologische Zustand“ naturnaher terrestrischer Ökosysteme - ein Indikator für Biodiversität? URL <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3508.pdf>. Abgerufen am 17. Februar 2020.
- UBA. 2019a. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2019 – Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2017. Serie: Climate Change, 23.
- UBA. 2019b. Treibhausgas-Emissionen in der Europäischen Union. URL <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/treibhausgas-emissionen-in-der-europaeischen-union#grosste-emittenten>. Abgerufen am 11. Dezember 2019.
- UBA. 2019b. Emissionsminderung bei Kleinf Feuerungsanlagen. URL <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/emissionsminderung-bei-kleinfuerungsanlagen#feinstaub-emissionen-von-kleinfuerungsanlagen>. Abgerufen am 8. Januar 2020.

- UN. 2015. Paris agreement. URL https://unfccc.int/files/essential_background/convention/application/pdf/english_paris_agreement.pdf. Abgerufen am 25. Juni 2020.
- UN. 2019. Rooting for a sustainable future: How forest resources can help tackle climate change and air pollution. URL <https://www.unenvironment.org/news-and-stories/story/rooting-sustainable-future-how-forest-resources-can-help-tackle-climate>. Abgerufen am 12. März 2020.
- UNECE. o.D. Carbon sinks and sequestration. URL <https://www.unece.org/forests/outlook/carbonsinks.html>. Abgerufen am 23. März 2020.
- UNFCCC. 2009. UNFCCC resource guide for preparing the national communications of non-Annex I parties – Module 3: national greenhouse gas inventories. URL https://62.225.2.61/files/national_reports/application/pdf/module_3_national_ghg.pdf. Abgerufen am 24. Juni 2020.
- UNFF. 2007. Report of the seventh session – 24 February 2006 and 16 to 27 April 2007. Economic and Social Council Official Records, Supplement No. 22. United Nations, 1–44.
- Usher MB. 1994. Erfassen und Bewerten im Naturschutz: Probleme, Methoden, Beispiele. UTB für Wissenschaft Große Reihe. Heidelberg: Quelle & Meyer.
- Veldman JW, Aleman JC, Alvarado ST, Anderson TM, Archibald S, Bond WJ, Boutton TW, Buchmann N, Buisson E, Canadell JG, et al. 2019. Comment on “The global tree restoration potential”. *Science* 366.
- von Oheimb G, Westphal C, Tempel H, Härdtle W. 2005. Structural pattern of a near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*) (Serrahn, North-east Germany). *Forest Ecology and Management* 212:253–263.
- Walentowski H, Winter S. 2007. Naturnähe im Wirtschaftswald - Was ist das? *TUEXENIA* :19–26.
- Walker T. 2010. Massachusetts Biomass Sustainability and Carbon Policy Study: Report to the Commonwealth of Massachusetts Department of Energy Resources. Mitwirkende: Walker T, Cardelli-chio P, Colnes A, Gunn J, Kittler B, Perschel R, Recchia C und Saah D. Natural Capital Initiative Report NCI-2010-03. Brunswick, Maine.
- Weimar H. 2018. Holzbilanzen 2015 bis 2017 für die Bundesrepublik Deutschland und Neuberechnung der Zeitreihe der Gesamtholzbilanz ab 1995. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig.
- Welle T, Sturm K, Bohr Y. 2018. Alternativer Waldzustandsbericht: Eine Waldökosystemtypenbasierte Analyse des Waldzustandes in Deutschland anhand naturschutzfachlicher Kriterien. URL https://naturwald-akademie.org/wp-content/uploads/2018/04/Alternativer-Waldzustandsbericht_Stand_25042018_1.pdf. Abgerufen am 11. Dezember 2019.

- Winter S, Vrska T, Begehold H. 2013. Naturnähe von Wäldern als Schlüssel um Erhalt biologischer Vielfalt. In: Kraus D und Krumm F (Hrsg.) Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern. European Forest Institute. 300 S.
- Wirth C. 2009. Old-growth forests, function, fate and value – a synthesis. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag Berlin Heidelberg (Ecological Studies, Analysis and Synthesis, 207).
- Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlicher Verbraucherschutz und Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik beim BMEL. 2016. Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Gutachten.
- WOLF Forest Protection. 2013. Analysis of the biomass sector in eastern Slovakia ‘Spracovanie biomasy v regióne východného Slovenska vo vzťahu k zachovaniu prirodzených lesov: Analýza (skrátaná verzia)’ (in Slovak). URL http://www.wolf.sk/files/Analyza%20biomasa_0.pdf. Abgerufen am 12. Februar 2020.
- WWF. 2016. Wälder in Flammen: Ursachen und Folgen der weltweiten Waldbrände. URL https://mobil.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/120809_WWF_Waldbrandstudie.pdf. Abgerufen am 22. März 2020.
- Yücesan Z, Hacisalihoğlu S, Kezik U, Karadağ H. 2019. Effects on soil erosion and carbon sequestration in a penduculate oak coppice stand during the conversion process into high forest. *Austrian Journal of Forest Science* 136:45–66.
- Zellweger F, De Frenne P, Lenoir J, Vangansbeke P, Verheyen K, Bernhardt-Römermann M, Baeten L, Hédél R, Berki I, Brunet J, et al. 2020. Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. *Science* 368:772–775.
- Zerbe S. 1997. Stellt die potentielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar? Can potential natural vegetation (PNV) be a meaningful objective in natural silviculture? *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116:1–15.
- Zhao K, Jackson RB. 2014. Biophysical forcings of land-use changes from potential forestry activities in north america. *Ecological Monographs* 84:329–353.

A Anhang

A.1 Gruppierung der EU-25 Mitgliedstaaten nach geografischer Lage

Nordeuropa

- Estland, Finnland, Lettland, Litauen, Schweden

Mitteleuropa

- Belgien, Dänemark, Deutschland, Frankreich, Irland, Niederlande, Österreich, Vereinigtes Königreich

Osteuropa

- Polen, Rumänien, Slowakei, Tschechien, Ungarn

Südeuropa

- Bulgarien, Griechenland, Italien, Kroatien, Portugal, Slowenien, Spanien

A.2 Tabellen

Tabelle T1: Waldtypen Europas aggregiert aus den Kartiereinheiten der pnV Europas
Bohn et al. (2003).

Nr.	Waldtyp	Kartiereinheit
1	Birkenwald der borealen und nemoralen Zone	C1-C16
2	Subalpiner oro-mediterraner Wald	C17-C47
3	Laub-Nadelmischwald der borealen Zone	D1-D19
4	Hochmontaner bis montaner Fichten-(Laubmisch-)wald	D24-D41
5	Borealer Kiefern-(Laubmisch-)wald	D42-D55
6	Atlantische Küsten- und Felsheiden / Atlantische Zwergstrauchheiden	E1-E14
7	Bodensaurer Eichenmischwald	F1-F26
8	Eichen-Eschenmischwald	F27-F33
9	Eichen-Hainbuchenmischwald	F34-F72
10	Drahtschmielen Buchenwald	F75-F80
11	Hainsimsen-Buchenwald	F81-F89
12	Fichten-Tannen-Buchenwald	F90-F103
13	Artenreicher Buchenmischwald	F104-F127
14	Montaner artenreicher Buchenmischwald	F128-F160
15	Subkontinentaler thermophiler Eichenmischwald	G1-G10
16	Submediterraner Eichenmischwald	G11-G36
17	Submediterraner Flaumeichen-Mischwald	G37-G63
18	Ibero-Mediterraner Eichenmischwald	G64-G77
19	Steineichenwald	J1-J22
20	Korkeichenwald	J23-J28
21	Kermeseichenwald	J29-J34
22	Thermomediterrane Hartlaubwälder	J35-J53
23	Xerophytischer Kiefern-mischwald	K1-K24
24	Laubwaldsteppe	L1-L17
25	Erlenbruch- und Sumpfwald	T1-T3
26	Birkenbruch- und Sumpfwald	T4-T7
27	Auen- und Feuchtwald der nemoralen Zone	U7-U42

Tabelle T2: Potentielle Holzvorräte der aggregierten Waldtypen Europas gemittelt aus der Fachliteratur. Zwei Waldtypen (6, 24) wurden aufgrund der geringen Flächenanteile in der Studie nicht weiter berücksichtigt. Anzahl der unterschiedlichen Literaturwerte bzw. der Untersuchungsgebiete angegeben durch *n*; (*) Werte von möglichst naturnahen Flächen, (**) Werte geschätzt.

	Waldtyp	mittlerer Holzvorrat [m ³ /ha]	Spannweite Holzvorrat [m ³ /ha]	<i>n</i>
1	Birkenwald der borealen und nemoralen Zone	87 ^a	-	1
2	Subalpiner oro-mediterraner Wald	127 ^b	-	1
3	Nadel- und Laub-Nadelmischwald der borealen Zone	234	108–511 ^c	9
4	Hochmontaner bis montaner Fichten-(Laubmisch-)wald	614	389–977 ^d	5
5	Borealer Kiefern-(Laubmisch-)wald	266	208–306 ^e	3
6	Atlantische Küsten- und Felsheiden / Atlantische Zwergstrauchheiden	n.v.		
7	Bodensaurer Eichenmischwald	445* ^f	-	1
8	Eichen-Eschenmischwald	775	664–907 ^g	4
9	Eichen-Hainbuchenmischwald	629	550–707 ^h	2
10	Drahtschmielen Buchenwald	617	595–650 ⁱ	3
11	Hainsimsen-Buchenwald	554*	491–654 ^j	3
12	Fichten-Tannen-Buchenwald	707	635–806 ^k	4
13	Artenreicher Buchenmischwald	647	478–918 ^l	25
14	Montaner artenreicher Buchenmischwald	699	497–1.030 ^m	14
15	Subkontinentaler thermophiler Eichenmischwald	71 ⁿ	-	1
16	Submediterraner Eichenmischwald	418 ^o	-	1
17	Submediterraner Flaumeichen-Mischwald	364 ^p	-	1
18	Ibero-Mediterraner Eichenmischwald	157 ^q	-	1
19	Steineichenwald	348	316–379 ^r	2
20	Korkeichenwald	377**	-	-
21	Kermeseichenwald	71**	-	-
22	Thermomediterrane Hartlaubwälder	157**	-	-
23	Xerophytischer Kiefern-mischwald	253	192–320 ^s	3
24	Laubwaldsteppe	n.v.		
25	Erlenbruch- und Sumpfwald	692* ^t	-	1
26	Birkenbruch- und Sumpfwald	298 ^u	-	1
27	Auen- und Feuchtwald der nemoralen Zone	499	320–636 ^v	4

- a* Linder et al., 1997
- b* Tíscar und Lucas-Borja, 2016
- c* Svensson und Jeglum, 2001; Linder et al., 1997
- d* Lamedica et al., 2001; Korpel, 1995
- e* Linder et al., 1997
- f* K. Sturm persönliche Kommunikation am 12.2.2020: Stadtwald Lübeck, Daten aus der dritten Stichproben-Inventur (2013) von zwei seit 1992 unbewirtschafteten Flächen.
- g* Korpel, 1995; Prušá, 1985
- h* Mikac et al., 2018; Bilek et al., 2011
- i* Rugani et al., 2013; von Oheimb et al., 2005
- j* Meyer et al., 2015a; Mayer et al., 1987
- k* Korpel, 1995; Prušá, 1985
- l* Hobi et al., 2015; Petritan et al., 2015; Commarmot, 2013; Drössler und von Lüpke, 2007; Knapp und Spangenberg, 2007; Commarmot et al., 2005; Schnell, 2004; Meyer et al., 2003; Korpel, 1995; Mayer et al., 1987; Prušá, 1985
- m* Persiani et al., 2016; Kucbel et al., 2012; Knapp und Spangenberg, 2007; Piovesan et al., 2005; Meyer et al., 2003; Boncina, 2000; Diaci, 1999; Mayer et al., 1987; Drinić, 1957; Jones, 1945
- n* Marchetti et al., 2010
- o* Korpel, 1995
- p* Meyer et al., 2015b
- q* Fonseca et al., 2019
- r* Persiani et al., 2016; Marchetti et al., 2010
- s* Meyer et al., 2015b
- t* Korpel, 1995
- u* Kutnar et al., 2011
- v* Mikac et al., 2018; Korpel, 1995; Prušá, 1985

Tabelle T3: Von den Ländern berichteten (EFI, 2015) und die nach IPCC (2003) berechneten Werte für die oberirdische, unterirdische und gesamte Biomasse im Wald.

	Biomasse – BERICHTET			Biomasse – BERECHNET		
	oberirdisch [Mio. t]	unterirdisch [Mio. t]	gesamt [Mio. t]	oberirdisch [Mio. t]	unterirdisch [Mio. t]	gesamt [Mio. t]
EU-25	15.278	3.930	19.207	16.352	3.988	20.340
Belgien	114	23	137	121	30	151
Bulgarien	329	91	420	444	105	549
Dänemark	64	13	77	77	19	96
Deutschland	1.938	304	2.242	2.370	599	2.969
Estland	264	62	326	277	70	347
Finnland	1.193	367	1.560	1.423	337	1.760
Frankreich	2.039	588	2.627	1.991	477	2.468
Griechenland	132	37	169	131	31	162
Irland	79	18	97	43	11	55
Italien	951	235	1.186	955	223	1.178
Kroatien	408	124	533	300	71	370
Lettland	399	128	527	363	91	454
Litauen	258	59	317	289	73	362
Niederlande	48	10	58	50	13	63
Österreich	628	161	789	740	182	922
Polen	1.360	272	1.632	1.574	394	1.969
Portugal	154	64	218	126	31	157
Rumänien	700	133	833	955	225	1.180
Schweden	1.654	552	2.206	1.599	385	1.984
Slowakei	351	76	427	352	84	435
Slowenien	229	52	281	264	65	330
Spanien	847	280	1.127	759	188	947
Tschechien	627	116	742	497	125	623
Ungarn	194	49	243	251	59	309
Ver. Königreich	318	115	433	404	98	502

Tabelle T4: Von den Ländern *berichtete* Werte (EFL, 2015) und die nach (IPCC, 2003) *berechneten* Werte für die in der oberirdischen, unterirdischen und gesamten Biomasse gespeicherte Menge an Kohlenstoff.

	C – BERICHTET			C – BERECHNET		
	oberirdisch [Mio. t C]	unterirdisch [Mio. t C]	gesamt [Mio. t C]	oberirdisch [Mio. t C]	unterirdisch [Mio. t C]	gesamt [Mio. t C]
EU-25	7.457	1.917	9.374	7.962	1.946	9.909
Belgien	57	12	68	59	15	74
Bulgarien	155	43	197	215	51	265
Dänemark	32	6	38	38	9	47
Deutschland	969	152	1.121	1.164	295	1.459
Estland	132	31	163	136	35	171
Finnland	597	184	780	688	163	851
Frankreich	968	279	1.247	965	232	1.197
Griechenland	62	17	79	63	15	78
Irland	40	9	49	21	6	27
Italien	476	117	593	460	108	568
Kroatien	192	59	250	145	34	179
Lettland	200	64	264	178	45	223
Litauen	129	30	159	142	36	178
Niederlande	24	5	29	25	6	31
Österreich	306	78	384	361	89	450
Polen	639	128	767	772	194	966
Portugal	73	30	102	62	15	77
Rumänien	329	62	391	461	109	570
Schweden	827	276	1.103	776	187	963
Slowakei	174	38	211	170	41	211
Slowenien	108	25	132	129	32	161
Spanien	424	140	564	371	92	463
Tschechien	295	55	349	244	62	306
Ungarn	94	23	117	121	28	149
Ver. Königreich	159	57	216	197	48	244

Tabelle T5: Der von den Ländern berichtete Vorrat (Derbholzvolumen entnommen aus FRA 2015), die berichtete ober- und unterirdische sowie gesamte Biomasse (EFI, 2015) sowie die aus den angegebenen Werten zurückgerechnete Holzdichte (Verhältnis zwischen oberirdischer Biomasse und Derbholzvolumen). (*) Dichte > 0.63; d.h. höher als die maximal für Baumarten der borealen und gemäßigten Zonen angegebenen Werte (IPCC, 2003).

	Vorrat (berichtet)		Biomasse (berichtet)			rückgerechnete Holzdichte [t/m ³]
	[Mio. m ³]		oberird. [Mio. t]	unterird. [Mio. t]	gesamt [Mio. t]	
EU-25	24.894		15.278	3.930	19.207	0,61
Belgien	178		114	23	137	0,64*
Bulgarien	645		329	91	420	0,51
Dänemark	113		64	13	77	0,57
Deutschland	3.617		1.938	304	2.242	0,54
Estland	470		264	62	326	0,56
Finnland	2.320		1.193	367	1.560	0,51
Frankreich	2.649		2.039	588	2.627	0,77*
Griechenland	185		132	37	169	0,71*
Irland	90		79	18	97	0,88*
Italien	1.279		951	235	1.186	0,74*
Kroatien	406		408	124	533	1,00*
Lettland	614		399	128	527	0,65*
Litauen	490		258	59	317	0,53
Niederlande	76		48	10	58	0,63
Österreich	1.129		628	161	789	0,56
Polen	2.372		1.360	272	1.632	0,57
Portugal	186		154	64	218	0,83*
Rumänien	1.378		700	133	833	0,51
Schweden	2.948		1.654	552	2.206	0,56
Slowakei	514		351	76	427	0,68*
Slowenien	406		229	52	281	0,56
Spanien	1.120		847	280	1.127	0,76*
Tschechien	755		627	116	742	0,83*
Ungarn	359		194	49	243	0,54
Ver. Königreich	595		318	115	433	0,53

Tabelle T6: Sortimentkoeffizienten der Szenarien. Die mit (*) gekennzeichneten Koeffizienten waren nach Szenarienberechnung noch > 1 und wurden daher manuell angepasst.

	BAU	BIT	EQ 2030	EQ 2050	ZeFu
EU-25	1,28	1,11	0,60	0,36	0,70
Belgien	0,73	0,65	0,09	0,00	0,44
Bulgarien	2,98	2,71	1,00*	1,00*	1,15
Dänemark	1,78	1,09	1,00*	0,69	0,29
Deutschland	1,04	0,97	0,65	0,38	0,33
Estland	1,30	0,73	0,62	0,35	0,59
Finnland	1,64	1,32	0,89	0,58	1,30
Frankreich	2,01	2,12	1,00*	1,00*	0,48
Griechenland	2,93	2,79	1,00*	1,00*	0,00
Irland	0,65	0,43	0,65	0,42	0,52
Italien	8,25	6,87	1,00*	1,00*	0,47
Kroatien	1,08	0,63	0,60	0,33	0,41
Lettland	0,57	0,52	0,43	0,19	0,38
Litauen	0,96	0,77	0,55	0,29	0,34
Niederlande	4,63	1,50	1,00*	1,00*	1,21
Österreich	0,87	0,76	0,24	0,03	0,34
Polen	1,36	0,98	0,61	0,34	1,07
Portugal	4,49	3,63	1,00*	1,00*	4,12
Rumänien	0,63	0,56	0,41	0,18	0,09
Schweden	1,03	0,97	0,18	0,00	0,84
Slowakei	0,82	0,70	0,51	0,26	0,70
Slowenien	0,87	0,46	0,87	0,58	0,37
Spanien	2,92	1,95	1,00*	1,00*	2,12
Tschechien	0,73	0,73	0,22	0,01	0,50
Ungarn	1,85	1,71	1,00*	0,87	0,51
Ver. Königreich	0,52	0,40	0,52	0,34	0,26

Tabelle T7: Das sich aus den Szenarien ergebende, gesamte Kohlenstoff-Senkenpotential in Mio. t CO₂.

	BAU		BIT		EQ		ZeFu	
	2030	2050	2030	2050	2030	2050	2030	2050
EU-25	3.190	8.097	4.016	10.195	5.591	16.097	5.927	15.045
Belgien	5	12	8	21	35	103	18	46
Bulgarien	126	321	136	344	126	330	190	483
Dänemark	22	55	47	118	49	143	75	191
Deutschland	587	1.490	641	1.628	904	2.643	1.173	2.978
Estland	30	75	72	182	80	233	82	209
Finnland	267	677	428	1.087	647	1.892	441	1.120
Frankreich	489	1.242	444	1.128	672	1.964	1.094	2.778
Griechenland	38	95	39	98	38	95	63	160
Irland	40	103	48	121	40	115	45	114
Italien	301	763	342	867	301	763	531	1.349
Kroatien	34	86	61	154	62	182	73	186
Lettland	116	295	123	313	136	399	143	364
Litauen	46	117	60	153	76	224	92	235
Niederlande	2	5	30	76	21	61	32	82
Österreich	43	110	68	173	186	543	162	412
Polen	141	359	311	788	475	1.389	273	694
Portugal	57	145	104	264	142	416	77	195
Rumänien	166	422	181	461	216	632	291	738
Schweden	-37	-94	2	5	506	1.480	82	207
Slowakei	69	174	80	203	99	291	80	204
Slowenien	69	176	91	232	69	199	96	243
Spanien	294	746	390	990	294	820	374	948
Tschechien	57	144	57	143	156	456	102	258
Ungarn	43	108	49	125	72	211	107	273
Ver. Königreich	186	472	205	520	186	514	227	577

Tabelle T8: Jährliches Rundholzaufkommen (RF) sowie dessen prozentuale Aufteilung in Sortimente für primär langlebbige (SLP) und primär kurzlebige Produkte (SKP).

	BAU			BIT			EQ 2030			EQ 2050			ZeFu		
	RH [Mio. m ³]	SLP [%]	SKP [%]	RH [Mio. m ³]	SLP [%]	SKP [%]	RH [Mio. m ³]	SLP [%]	SKP [%]	RH [Mio. m ³]	SLP [%]	SKP [%]	RH [Mio. m ³]	SLP [%]	SKP [%]
EU-25	471,3	43,8	56,2	434,9	47,4	52,6	359,5	63,7	39,4	304,2	71,5	28,5	351,2	58,8	41,2
Belgien	5,4	58,0	42,0	5,2	60,8	39,2	3,4	91,6	8,4	2,9	100,0	0,0	4,5	69,4	30,6
Bulgarien	6,1	25,1	74,9	5,7	26,9	73,1	6,1	50,0	50,0	5,8	50,0	50,0	3,3	46,6	53,4
Dänemark	4,0	36,0	64,0	3,0	47,9	52,1	2,9	50,0	50,0	2,4	59,2	40,8	1,9	77,3	22,7
Deutschland	68,7	49,0	51,0	66,4	50,7	49,3	55,6	60,5	39,5	46,4	72,6	27,4	44,6	75,5	24,5
Estland	9,4	43,4	56,6	7,1	57,7	42,3	6,6	61,6	38,4	5,5	73,9	26,1	6,5	62,9	37,1
Finnland	59,6	37,9	62,1	52,5	43,1	56,9	42,8	52,8	47,2	35,7	63,4	36,6	51,9	43,6	56,4
Frankreich	51,2	33,2	66,8	53,1	32,0	68,0	43,4	50,0	50,0	36,1	50,0	50,0	25,2	67,5	32,5
Griechenland	1,5	25,5	74,5	1,4	26,4	73,6	1,5	50,0	50,0	1,5	50,0	50,0	0,4	100,0	0,0
Irland	2,9	60,6	39,4	2,5	69,8	30,2	2,9	60,6	39,4	2,5	70,5	29,5	2,7	65,8	34,2
Italien	12,9	10,8	89,2	11,0	12,7	87,3	12,9	50,0	50,0	12,9	50,0	50,0	2,1	67,9	32,1
Kroatien	5,2	48,0	52,0	4,1	61,4	38,6	4,0	62,4	37,6	3,3	74,9	25,1	3,5	70,9	29,1
Lettland	12,7	63,8	36,2	12,3	65,8	34,2	11,5	70,1	29,9	9,6	84,1	15,9	11,1	72,5	27,5
Litauen	6,9	50,9	49,1	6,2	56,4	43,6	5,4	64,4	35,6	4,5	77,3	22,7	4,7	74,8	25,2
Niederlande	2,2	17,8	82,2	1,0	40,0	60,0	1,4	50,0	50,0	1,1	50,0	50,0	0,9	45,2	54,8
Österreich	17,3	53,5	46,5	16,3	56,8	43,2	11,4	80,8	19,2	9,5	97,0	3,0	12,4	74,6	25,4
Polen	41,8	42,3	57,7	35,0	50,5	49,5	28,5	62,1	37,9	23,7	74,5	25,5	36,5	48,4	51,6
Portugal	12,0	18,2	81,8	10,1	21,6	78,4	7,7	50,0	50,0	6,4	50,0	50,0	11,2	19,5	80,5
Rumänien	15,1	61,4	38,6	14,5	63,9	36,1	13,1	70,8	29,2	10,9	84,9	15,1	10,1	92,0	8,0
Schweden	73,0	49,3	50,7	70,8	50,8	49,2	42,5	84,6	15,4	35,5	100,0	0,0	66,3	54,3	45,7
Slowakei	9,0	54,9	45,1	8,4	58,7	41,3	7,4	66,3	33,7	6,2	79,5	20,5	8,4	58,8	41,2
Slowenien	4,7	53,4	46,6	3,7	68,6	31,4	4,7	53,4	46,6	4,0	63,1	36,9	3,4	72,9	27,1
Spanien	16,5	25,5	74,5	12,4	33,9	66,1	16,5	50,0	50,0	14,5	50,0	50,0	13,1	32,1	67,9
Tschechien	16,8	57,7	42,3	16,8	57,7	42,3	11,8	82,2	17,8	9,8	98,6	1,4	14,5	66,7	33,3
Ungarn	5,7	35,1	64,9	5,5	36,8	63,2	4,5	50,0	50,0	3,8	53,6	46,4	3,1	66,1	33,9
Ver. Königreich	10,8	66,0	34,0	10,0	71,6	28,4	10,8	66,0	34,0	9,6	74,5	25,5	9,0	79,6	20,4

A.3 Abbildungen

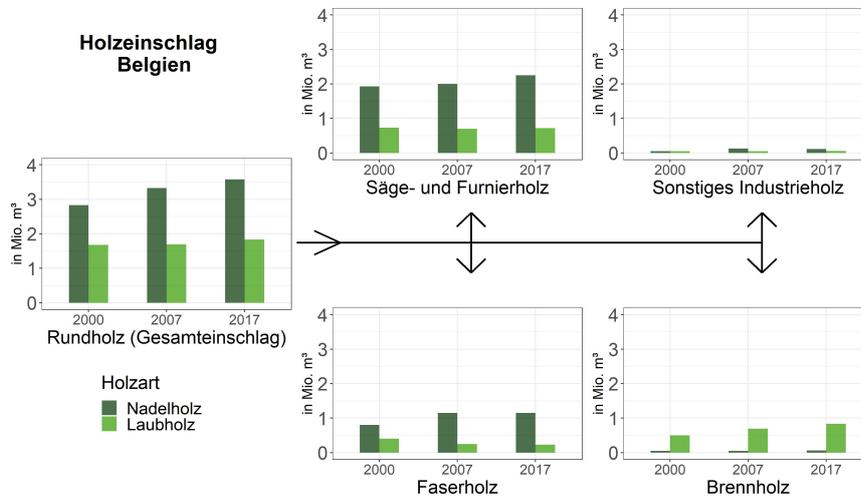


Abb. A1: Sortimentsaufteilung Belgiens; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

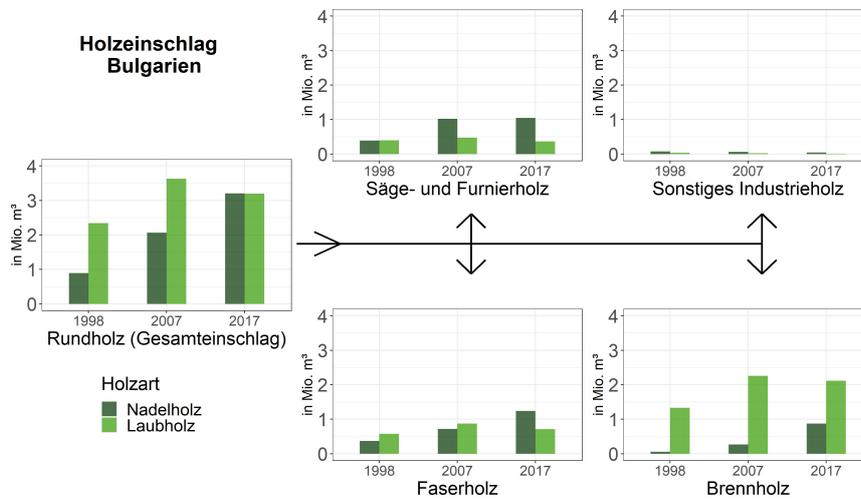


Abb. A2: Sortimentsaufteilung Bulgariens; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

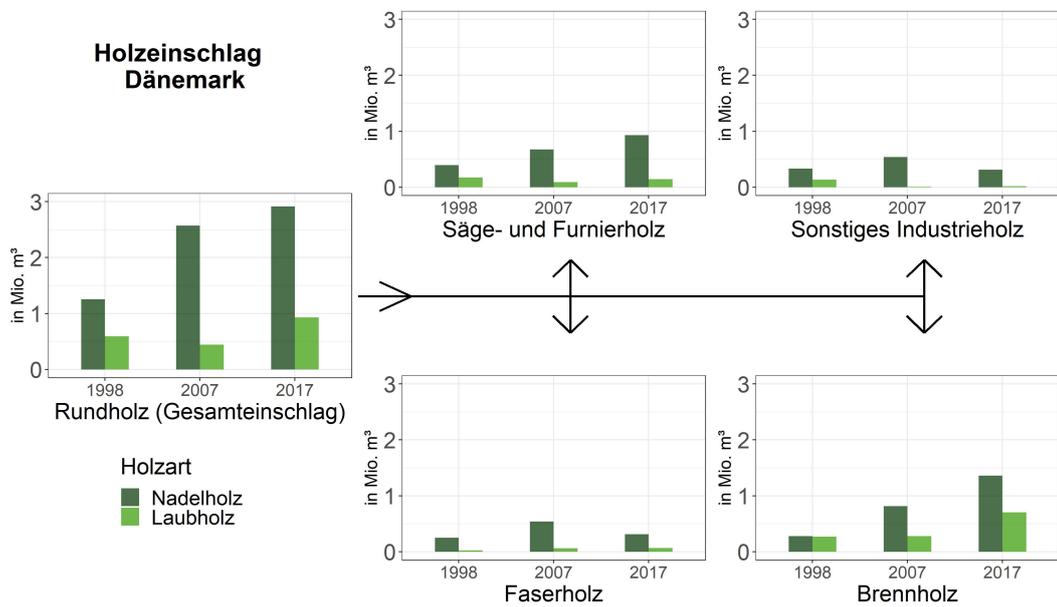


Abb. A3: Sortimentsaufteilung Dänemarks; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

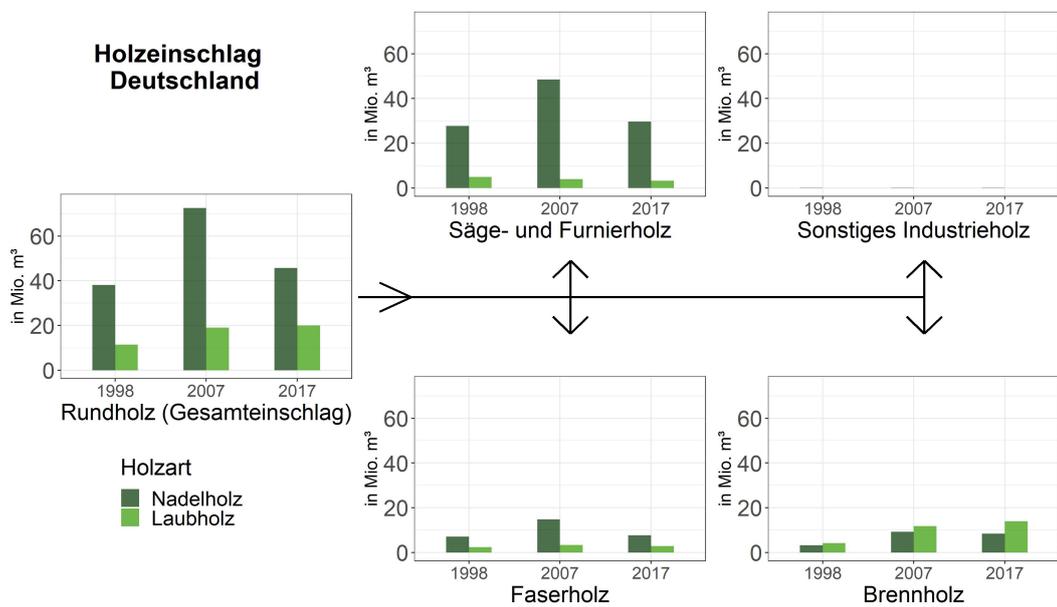


Abb. A4: Sortimentsaufteilung Deutschlands; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

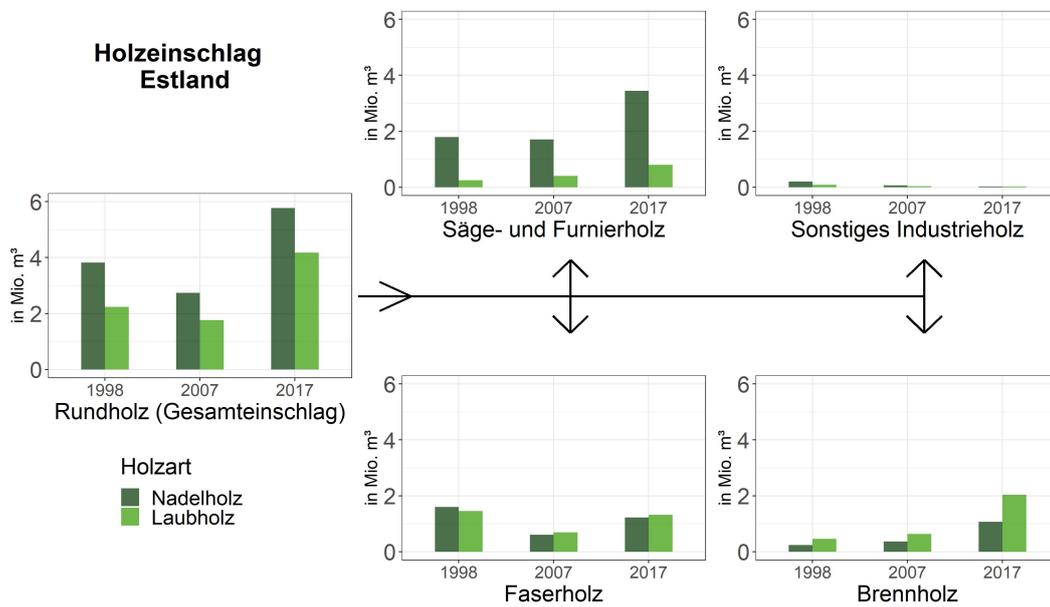


Abb. A5: Sortimentsaufteilung Estlands; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

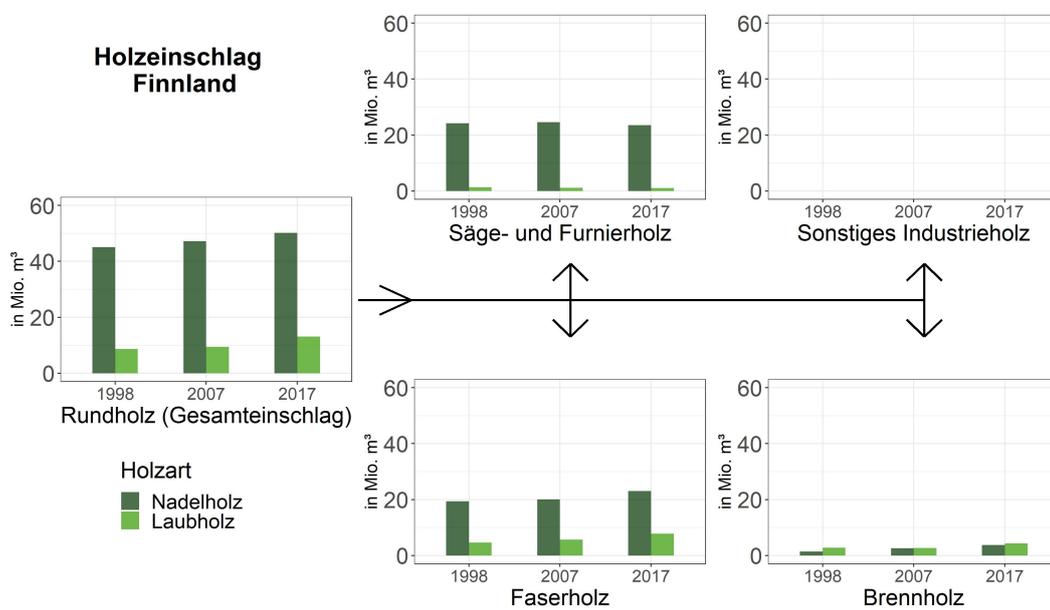


Abb. A6: Sortimentsaufteilung Finnlands; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

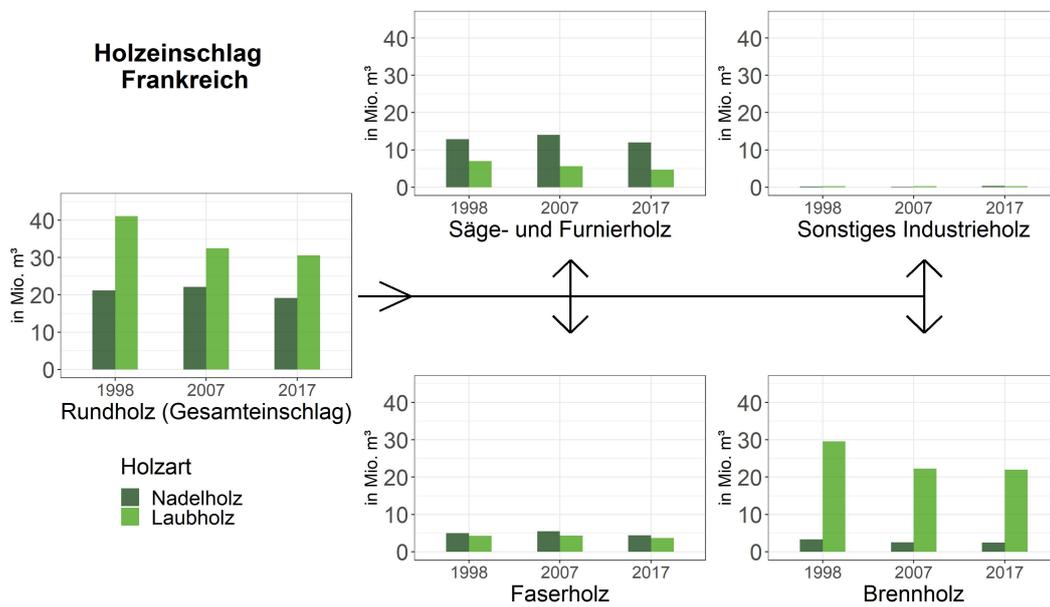


Abb. A7: Sortimentsaufteilung Frankreichs; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

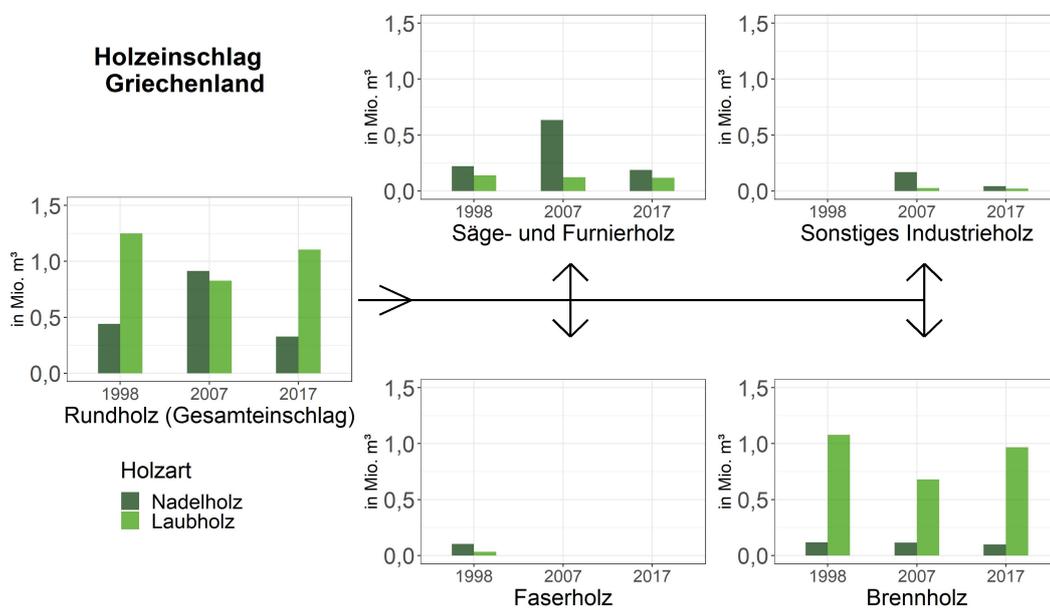


Abb. A8: Sortimentsaufteilung Griechenlands; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

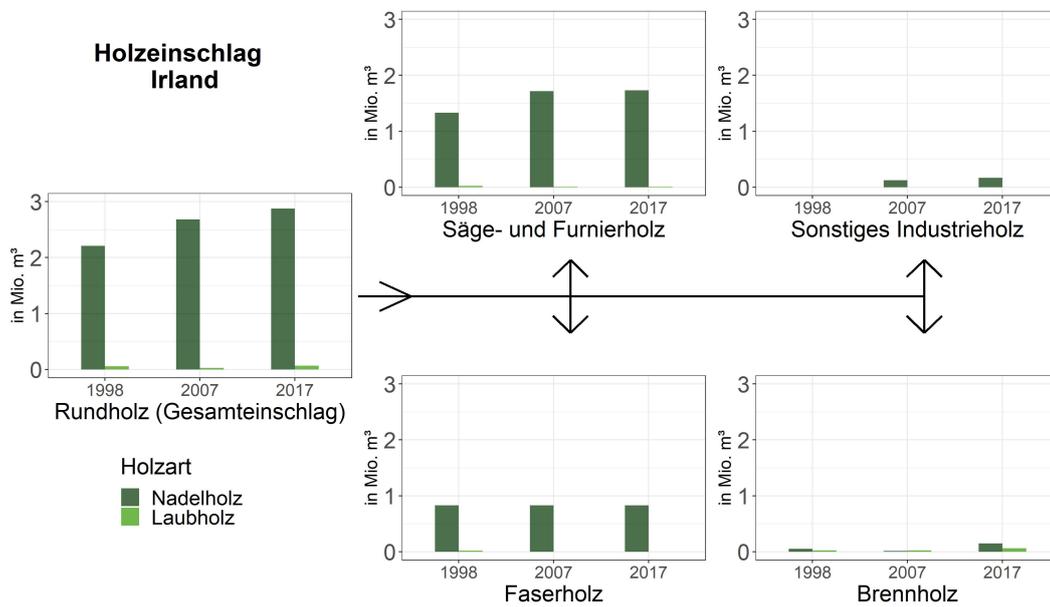


Abb. A9: Sortimentsaufteilung Irlands; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

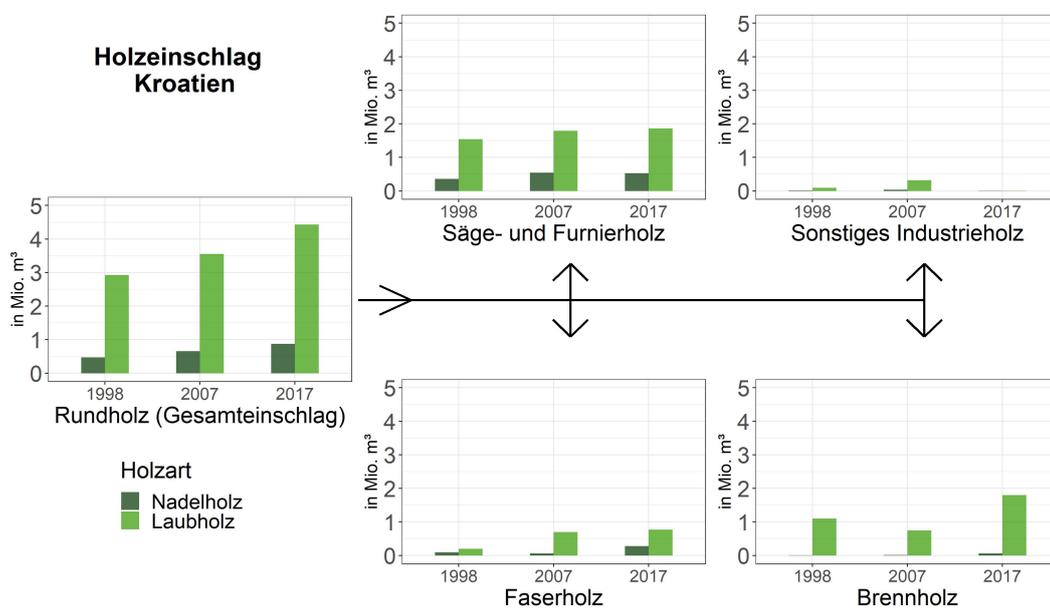


Abb. A10: Sortimentsaufteilung Kroatiens; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

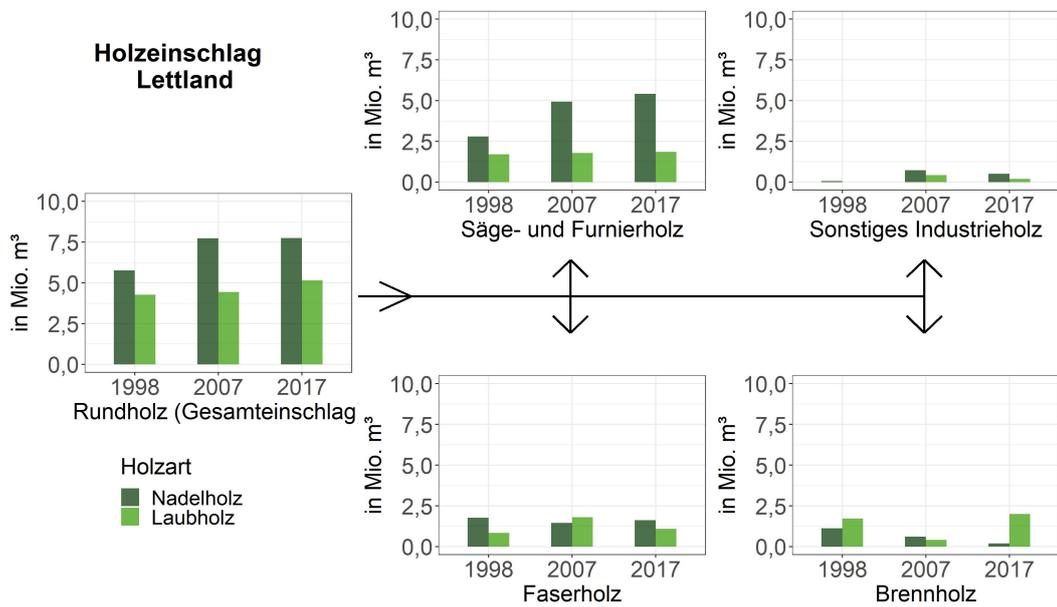


Abb. A11: Sortimentsaufteilung Lettlands; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

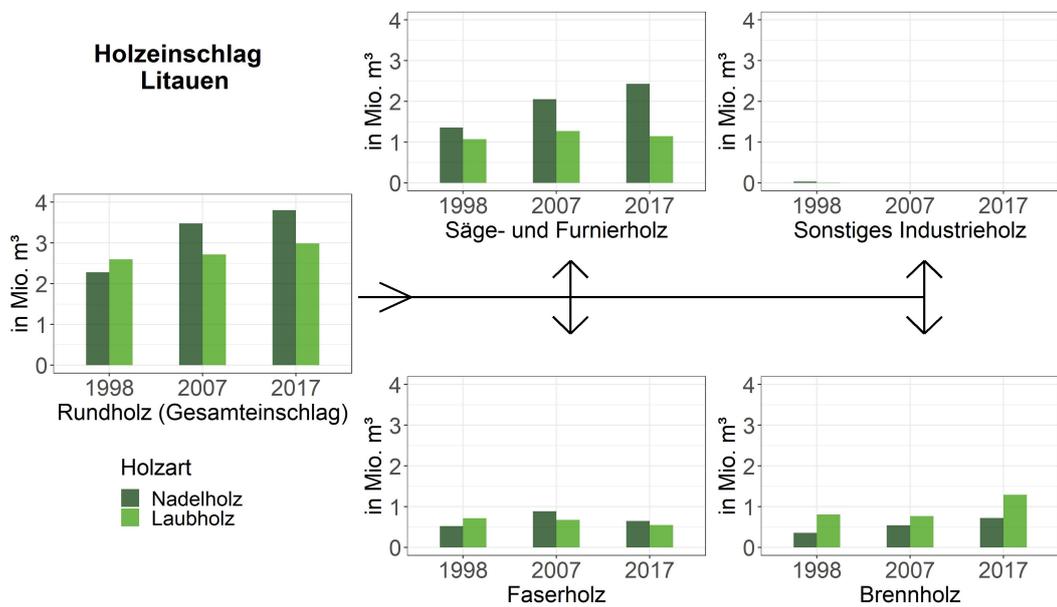


Abb. A12: Sortimentsaufteilung Litauens; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

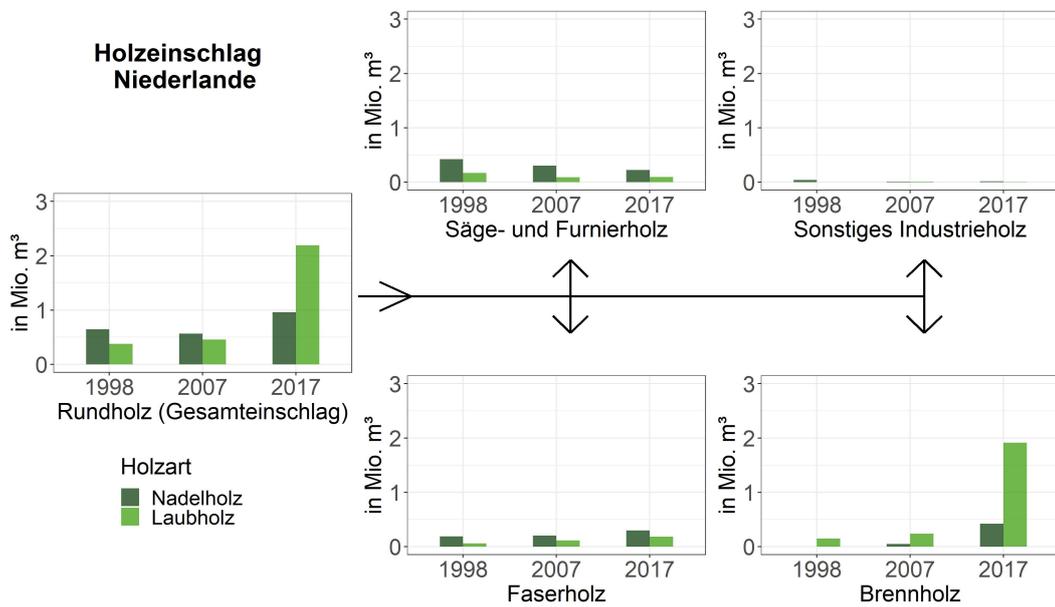


Abb. A13: Sortimentsaufteilung der Niederlande; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

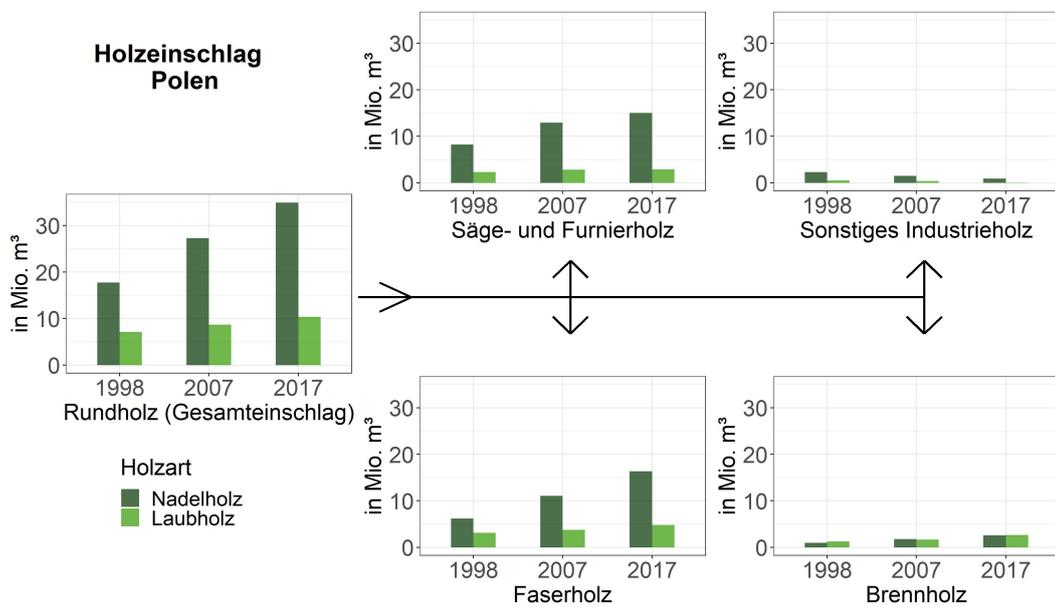


Abb. A14: Sortimentsaufteilung Polens; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

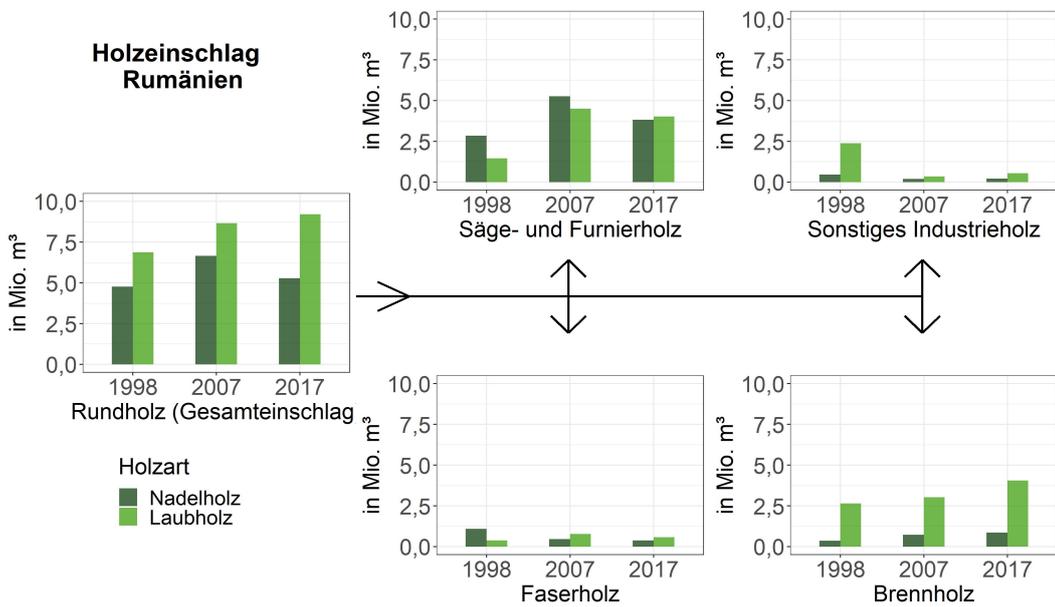


Abb. A15: Sortimentsaufteilung Rumäniens; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

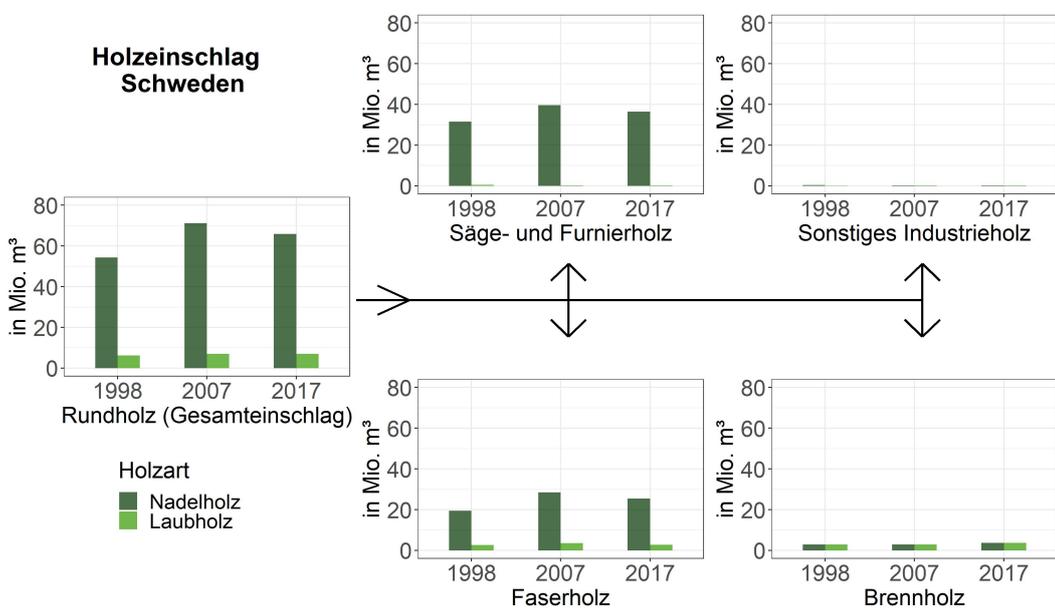


Abb. A16: Sortimentsaufteilung Schwedens; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

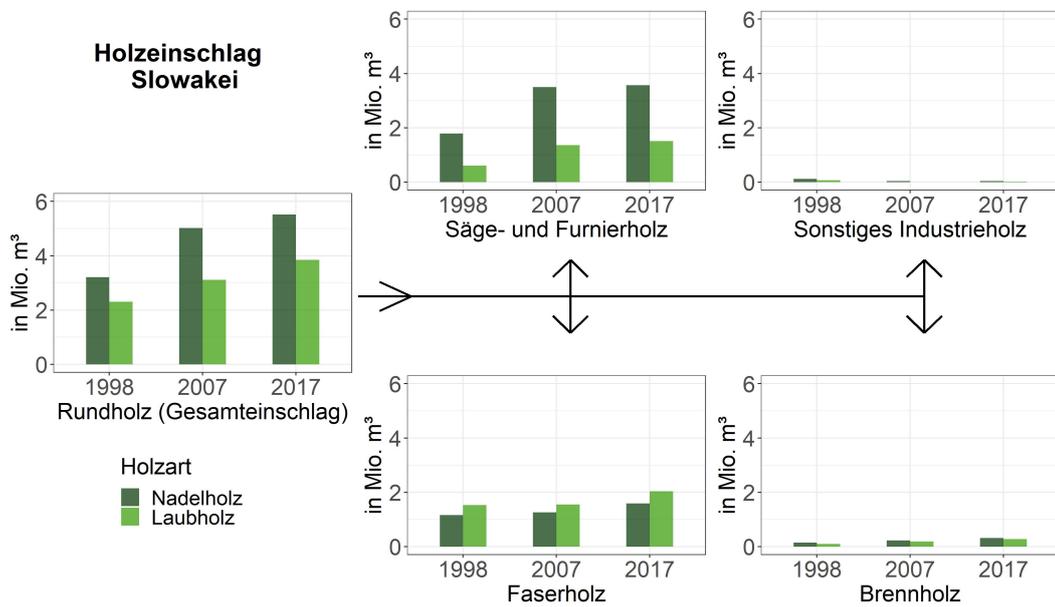


Abb. A17: Sortimentsaufteilung der Slowakei; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

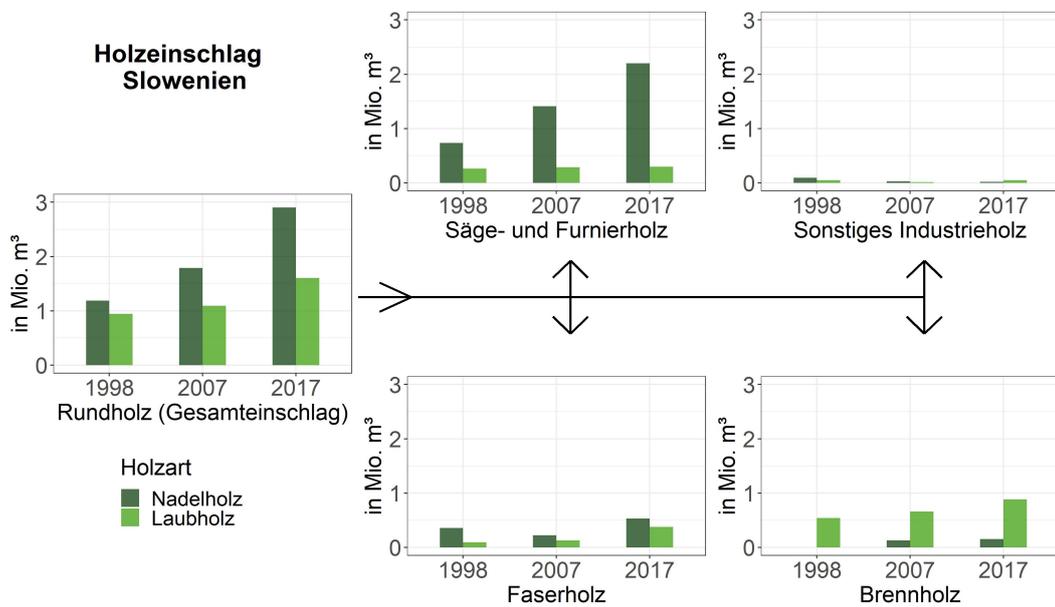


Abb. A18: Sortimentsaufteilung Sloweniens; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

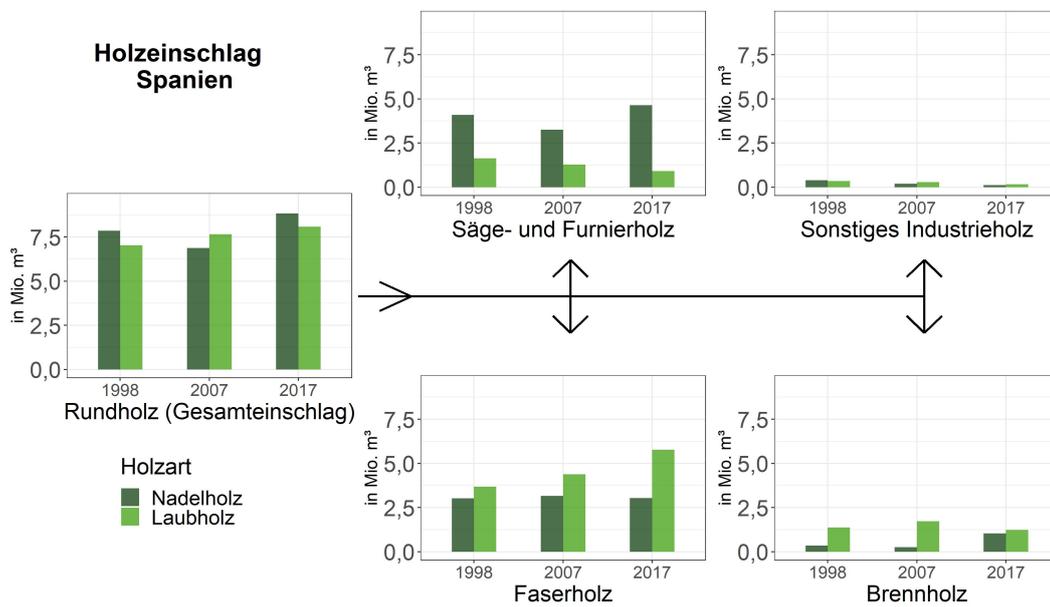


Abb. A19: Sortimentsaufteilung Spaniens; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

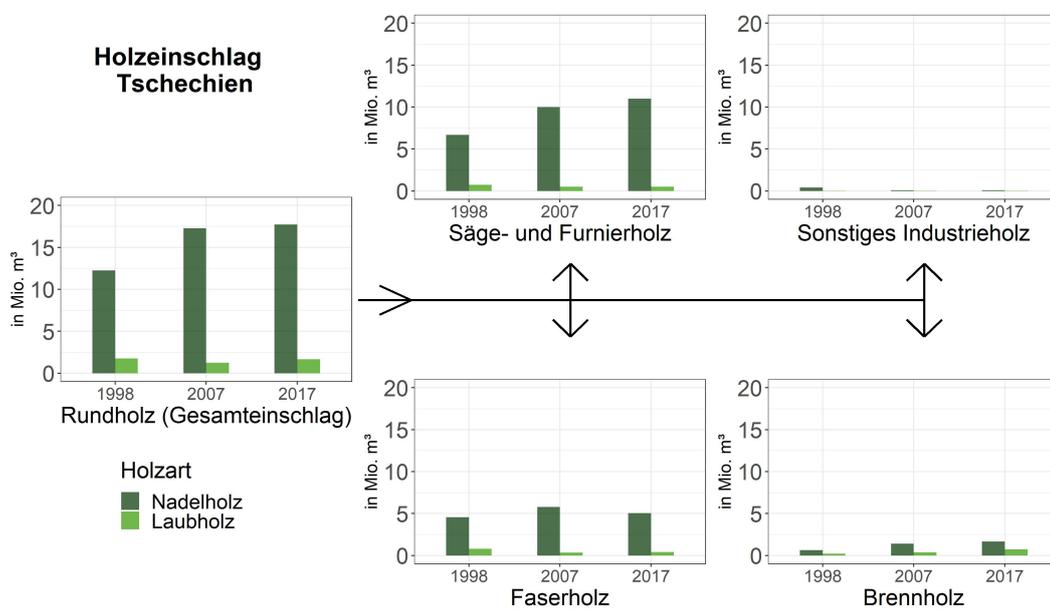


Abb. A20: Sortimentsaufteilung Tschechiens; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

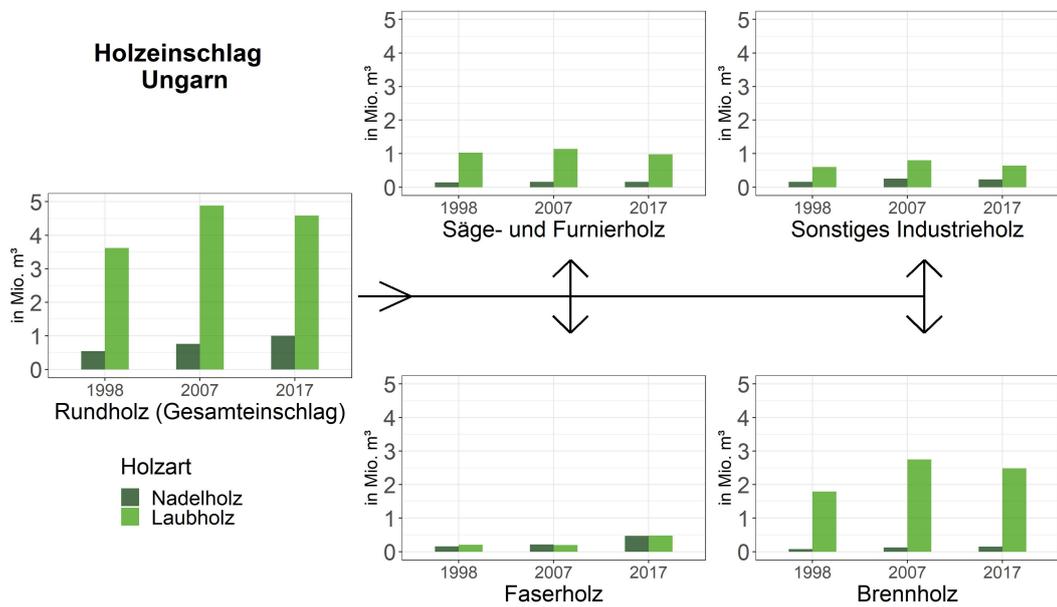


Abb. A21: Sortimentsaufteilung Ungarns; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).

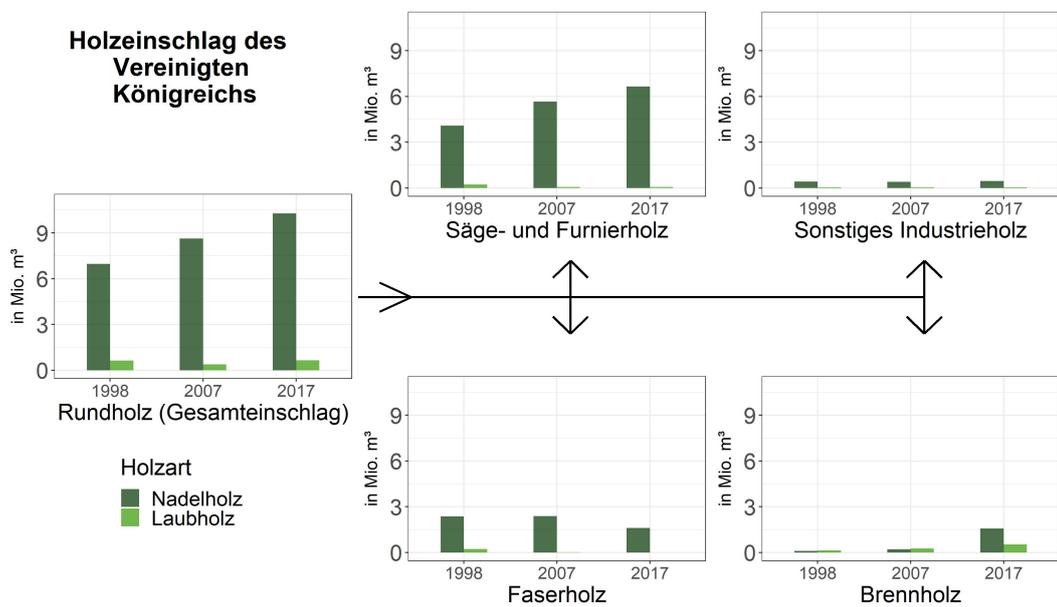


Abb. A22: Sortimentsaufteilung des Vereinigten Königreichs; oben SLP (Säge-, Furnier- und sonstiges Industrieholz), unten SKP (Faser- und Brennholz).