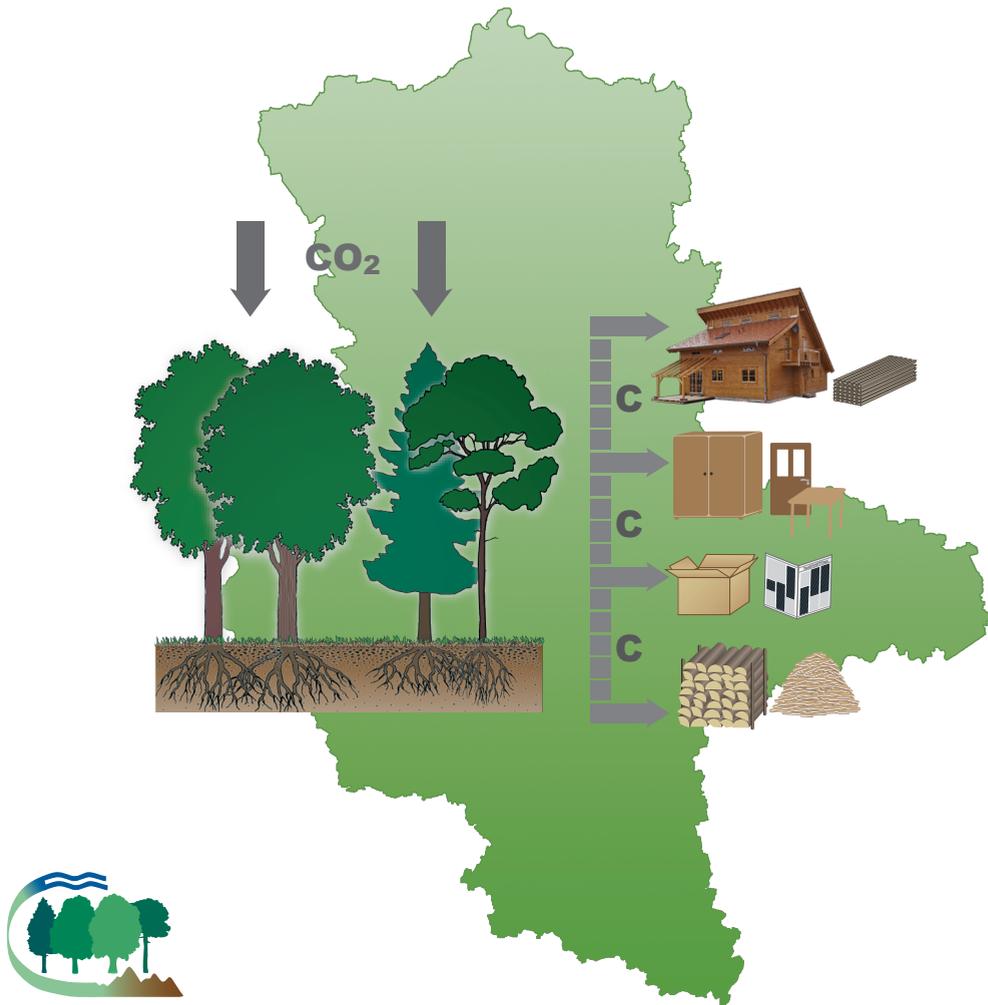


Kohlenstoffstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt

René Wördehoff, Hermann Spellmann, Jan Evers, Jürgen Nagel,
Ulrike Gaertner



SACHSEN-ANHALT

René Wördehoff, Hermann Spellmann, Jan Evers, Jürgen Nagel, Ulrike Gaertner
Kohlenstoffstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt

René Wördehoff, Hermann Spellmann,
Jan Evers, Jürgen Nagel, Ulrike Gaertner

Kohlenstoffstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt

Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt
2012

Global Forest Decimal Classification: 111.83, 161.32, 2, 564, 907.33

Herausgeber

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)

Grätzelstr. 2, D-37079 Göttingen

Tel.: +49 (0)551-69401-0, Fax: +49 (0)551-69401-160

E-Mail: zentrale@nw-fva.de

www.nw-fva.de

Die Kohlenstoffstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt wurde vom Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt finanziert.

Titelgrafik und Abbildung 29: Etta Paar (NW-FVA)

Dieses Buch ist auch als freie Onlineversion über die Homepage der NW-FVA erreichbar und darf gelesen, heruntergeladen sowie als Privatkopie ausgedruckt werden. Es ist nicht gestattet, Kopien oder gedruckte Fassungen der freien Onlineversion zu veräußern.

Vorwort

Der Klimawandel wird spürbare Veränderungen auch im Wald mit sich bringen. Politik und Gesellschaft stehen gemeinsam mit der Forst- und Holzwirtschaft in Sachsen-Anhalt vor der Aufgabe, ihren Teil zum Klimaschutz und zur Anpassung an den Klimawandel beizutragen.

Beim Wachstum der Bäume wird Kohlenstoff aus dem klimaschädlichen Gas Kohlendioxid gebunden und Sauerstoff freigesetzt. Die anschließende Kohlenstoffspeicherung findet in den Waldböden, den Bäumen sowie später in Holzprodukten statt, die vielseitig als Bau- und Werkstoffe Verwendung finden. Letztlich kommt es durch die Nutzung von Holz zu einer Substitution von Rohstoffen, deren Gewinnung energieintensiv ist und die Kohlendioxidemissionen verursachen.



In Sachsen-Anhalt wächst Wald auf einer Fläche von etwa 492.000 Hektar. Unser Land hat damit einen Waldanteil von 24 Prozent und gehört zu den waldarmen Ländern der Bundesrepublik Deutschland. Dieser Bewaldungsanteil schwankt allerdings sehr stark zwischen dem Harz mit 63 Prozent und den Gebieten mit intensiver Landwirtschaft wie der Magdeburger Börde mit etwa 6 Prozent. Die Waldfläche des Landes nimmt seit einigen Jahren zu, parallel findet ein kontinuierlicher Vorratsaufbau im Wald statt.

In der Diskussion um die Rolle des Waldes und der Forst- und Holzwirtschaft müssen die Leistungen auch für den Klimaschutz wissenschaftlich belegt werden. Diesem Ziel ist die vorgelegte Kohlenstoffstudie gefolgt. Sie legt gesicherte Daten zur derzeitigen und künftigen Kohlenstoffspeicherung vor und zeigt auf, zu welcher Leistung der Cluster Forst und Holz bei der Bindung und Senkung von Kohlenstoff aus der Atmosphäre in der Lage ist. Ableitend aus den untersuchten Szenarien wird zudem erkennbar, mit welcher Bewirtschaftungsform unseres Waldes die Kohlenstoffbindung am größten ist.

Die Kohlenstoffstudie baut auf den Ergebnissen der Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt aus dem Jahr 2008 auf und bezieht damit nicht allein den Wald als Ökosystem, sondern erstmals in Sachsen-Anhalt auch den Boden und die Holzprodukte in die Untersuchung ein. Sie macht deutlich, welche herausragende Rolle Forst- und Holzwirtschaft für den Klimaschutz einnehmen.

Ich würde mich freuen, wenn diese Studie und ihre Ergebnisse dazu beitragen, die Kohlendioxidsenkenleistung der Forstwirtschaft weithin bekannt zu machen, die Substitution anderer Bau- und Werkstoffe durch Holzprodukte zu unterstützen, die Aufklärung der Verbraucher voranzutreiben und die politische Unterstützung des Clusters Forst und Holz zur Erreichung klimarelevanter Entscheidungen sicherzustellen.

Forst- und Holzwirtschaft spielen in der Erstellung von Kohlenstoffbilanzen eine erhebliche Rolle. Mit ihrer umwelt- und sozialverträglichen multifunktionalen Waldbewirtschaftung sind diese Wirtschaftszweige in unserer Region seit 200 Jahren auf Nachhaltigkeit ausgerichtet und leisten einen wertvollen Beitrag zum Klimaschutz.

Dr. Hermann Onko Aeikens

Minister für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	I
Inhaltsverzeichnis	III
Zusammenfassung	1
Abstract	2
1 Einleitung	5
1.1 Anlass und Ziele	5
1.2 Aktuelle Daten zu CO ₂ -Emissionen und -Senken	6
1.3 Betrachtete Speicher	7
2 Material	9
2.1 Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt 2008	9
2.2 Waldböden in Sachsen-Anhalt	13
2.3 Zweite Bodenzustandserhebung (BZE II) 2007	17
2.3.1 BZE-Netz	17
2.3.2 Beprobung der BZE-Punkte	18
3 Methoden	21
3.1 Lebende Baumbiomasse	21
3.1.1 Literaturstudie zur lebenden Baumbiomasse	22
3.1.2 Biomassefunktionen	24
3.1.2.1 <i>Getestete Biomassefunktionen</i>	24
3.1.2.2 <i>Auswahl geeigneter Biomassefunktionen</i>	25
3.1.3 Berechnung der Kohlenstoffvorräte der lebenden Baumbiomasse	29
3.2 Tote Baumbiomasse	30
3.2.1 Literaturstudie zur toten Baumbiomasse	30
3.2.2 Berechnung der Kohlenstoffvorräte der toten Baumbiomasse	31
3.3 Bodenvegetation	32
3.4 Boden	32
3.4.1 Literaturstudie zum Boden	32
3.4.2 Berechnung der Kohlenstoffvorräte des Bodens	33
3.5 Holzprodukte	33
3.5.1 Literaturstudie Holzprodukte	33
3.5.2 Kaskadennutzung	34

3.5.3	Berechnungen zum Produktpool	35
3.5.3.1	<i>Holzproduktklassen</i>	35
3.5.3.2	<i>Holzverwendungsschlüssel</i>	37
4	Ergebnisse	39
4.1	Veränderungen zwischen 1993 und 2002	39
4.2	Fortschreibung bis 2007	41
4.2.1	Lebende Baumbiomasse	41
4.2.2	Tote Baumbiomasse	43
4.2.3	Nutzungen	43
4.2.4	Produktpool	44
4.3	Boden 2007	45
4.4	Simulation von 2007 bis 2037 – Szenarienvergleich	49
4.4.1	Entwicklung der Derbholzvorräte, der lebenden Baumbiomassen und ihrer Kohlenstoffvorräte	49
4.4.2	Nutzungen	55
4.4.3	Tote Baumbiomasse	56
4.4.4	Produktpool	59
5	Diskussion	63
5.1	Material und Methoden	63
5.2	Kohlenstoffspeicher 1993, 2002 und 2007	64
5.2.1	Lebende Baumbiomasse	64
5.2.2	Tote Baumbiomasse	66
5.2.3	Mineralboden und Bodenvegetation	67
5.3	Szenarienvergleich	68
5.4	Carbon Forestry Management	75
6	Schlussfolgerungen und Ausblick	81
	Literatur	83
	Autoren	94
	Anhang	95

Kohlenstoffstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt

Forest and Wood Carbon Study, Saxony-Anhalt

Zusammenfassung

Die Speicherung von Kohlenstoff im Wald ist klimapolitisch ein hoch aktuelles Thema, das die sachsen-anhaltische Landesregierung mit der Kohlenstoffstudie aufgegriffen hat. Die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) wurde beauftragt, die Mengen an Kohlenstoff herzuleiten, die heute bzw. künftig in sachsen-anhaltischen Wäldern und in den aus sachsen-anhaltischem Holz hergestellten Produkten gespeichert werden. Zu diesem Zweck wurden sowohl die aktuelle lebende und tote Baumbiomasse, der Boden sowie die Holzprodukte als Kohlenstoffspeicher untersucht und es wurde die Entwicklung einzelner Speicher unter Zugrundelegung der drei verschiedenen Szenarien *ertragsorientierter*, *naturnaher* und *naturschutzorientierter* Waldbau betrachtet. Die Simulation baut auf der Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt (RÜTHER et al. 2008) auf und umfasst den dreißigjährigen Zeitraum von 2007 bis 2037.

Zum Zeitpunkt der Auswertung des Datenspeichers Waldfond (BFH 1994) nach Methoden der BWI im Jahr 1993 lag der durchschnittliche Derbholzvorrat in Sachsen-Anhalt bei rund 206 m³/ha. Im Jahr 2002, dem Stichjahr der zweiten BWI, betrug dieser Wert 237 m³/ha (bezogen auf die begehbbare Holzbodenfläche). Somit veränderten sich auch die darin gespeicherten Kohlenstoffvorräte von ca. 52 t C/ha auf etwa 59 t C/ha. Bis zum Beginn der Simulationsrechnungen im Jahre 2007 führten verstärkte Holzeinschläge und die Berücksichtigung der Kalamitätsnutzungen nach dem Orkan Kyrill vom 18./19.01.2007 zu einer geringen Abnahme der Gesamterbholzvorräte auf rund 220 m³/ha und der darin gespeicherten Kohlenstoffvorräte auf rund 55 t C/ha.

Aufgrund der gegebenen Baumartenanteile, ihrer standörtlichen Zuordnung und ihres Altersaufbaus waren Anfang 2007 in der lebenden Baumbiomasse der Kiefernbestände höhere Kohlenstoffvorräte gespeichert (ca. 13,6 Mio. t C) als in den Fichten- (ca. 4,9 Mio. t C) oder Eichenbeständen (ca. 4,7 Mio. t C). Am geringsten war dieser Wert in der lebenden Baumbiomasse der sachsen-anhaltischen Buchenbestände (ca. 3,7 Mio. t C). Diese Reihenfolge ändert sich aber bei einer hektarbezogenen Betrachtung. Dabei weist die Buche den höchsten Kohlenstoffvorrat pro Hektar auf (110,1 t C/ha), gefolgt von Eiche (105,4 t C/ha), Fichte (93,0 t C/ha) und Kiefer (67,0 t C/ha). Die Kohlenstoffvorräte im Speicher Totholz beliefen sich 2007 auf rund 0,8 Mio. t C. Die anschließenden Simulationsrechnungen zeigen, dass die Entwicklung der Kohlenstoffspeicher in der lebenden bzw. toten Baumbiomasse stark vom jeweils gewählten Waldbauszenario abhängt.

Der Waldboden (Humusaufgabe + Mineralboden bis 90 cm Tiefe) hat in den Laub- und Nadelbaumbeständen einen größeren Kohlenstoffvorrat wie deren lebende Baumbiomasse. Bezogen auf die Regionen Tiefland, Hügelland und Harz liegt er zwischen 109-117 t C/ha beim Laubholz und 105-139 t C/ha beim Nadelholz. In den Nadelbaumbeständen ist der Unterschied zwischen dem Kohlenstoffvorrat in der Biomasse und im Boden größer als in den Laubbaumbeständen.

Holzprodukte leisten ebenfalls einen wesentlichen Beitrag für die Kohlenstoffbilanzen. Durch die stoffliche Nutzung vergrößern sie den Gesamtspeicher und substituieren Baustoffe, die in der Herstellung energieaufwendig sind. Durch die energetische Nutzung von Roh- und Altholz wird die CO₂-Freisetzung durch den Einsatz fossiler Brennstoffe vermieden. Nadelholz, das überwiegend nicht als Energieholz verwendet wird, leistet gegenüber dem stark energetisch genutzten Laubholz einen höheren Beitrag zur Kohlenstoffspeicherung im Produktspeicher.

Die Kohlenstoffstudie zeigt, dass der sachsen-anhaltische Wald und die aus ihm hervorgegangenen Holzprodukte einen wichtigen Beitrag zur Kohlenstoffspeicherung leisten und dass die Speichermengen durch die Strategien der Forst- und Holzwirtschaft beeinflusst werden können.

Stichworte: Kohlenstoffspeicherung, Biomasse, Boden, waldbauliche Szenarien, Holzprodukte

Abstract

The sequestration of carbon in forests is a major current political issue in the climate change debate today, which the Saxony-Anhalt State Government has pursued through the carbon study. The Northwest German Forest Research Station (NW-FVA) was commissioned to derive the amount of carbon stored in existing and future forests in Saxony-Anhalt as well as in products manufactured from wood from forests in Saxony-Anhalt. To this end, both the actual living and dead tree biomass, the soil as well as wood products were investigated for stored

carbon, and the development of various carbon pools were assessed in three different scenarios adopting silvicultural systems prioritising yield, near-natural and conservation objectives. The simulation is based on the Saxony-Anhalt Forest and Wood Cluster Study (RÜTHER et al. 2008), and covers the thirty-year period from 2007 to 2037.

At the time of the analysis of the database “Waldfond” (BFH 1994) with methods of the German National Forest Inventory (BWI) in 1993, the mean volume of growing stock in Saxony-Anhalt was about 206 m³/ha. In 2002, when the second German National Forest Inventory BWI² was conducted, this value was 237 m³/ha (on accessible timberland). Simultaneously the carbon stored in growing stock rose from ca. 52 t C/ha to ca. 59 t C/ha. Then up til 2007, at which time simulation calculations were commenced, intensification of wood harvesting and utilisation of calamity wood after hurricane Kyrill on 18./19.01.2007 lead to a slight reduction in the mean volume of growing stock to about 220 m³/ha and hence also in the sequestered carbon to round 55 t C/ha. Given the existing tree species proportions, their site requirements and age structures, by the beginning of 2007, the carbon sequestered in the living tree biomass of Scots pine stands (ca. 13.6 mill. t C) was higher than in Norway spruce (ca. 4.9 mill. t C) or oak stands (ca. 4.7 mill. t C). The lowest value was found in the living tree biomass in European beech forests in Saxony-Anhalt (ca. 3.7 mill. t C). The order changes, if carbon storage per unit area is considered. European beech has the highest carbon storage per hectare (110,1 t C/ha), followed by oak (105.4 t C/ha), Norway spruce (93.0 t C/ha), and Scots pine (67,0 t C/ha). In 2007 sequestered carbon in dead-wood amounted to about 0.8 mill. t C. Subsequent simulation calculations show that carbon sequestration development in the living and the dead tree biomass is strongly related to the silvicultural scenario selected.

In broadleaved as well as coniferous stands, the forest soil (forest floor + mineral soil to 90 cm depth) has a larger store of carbon as the living biomass. For the regions “Tiefland”, “Hügelland” and “Harz” in Saxony-Anhalt this value lies in the range of 109-117 t C/ha concerning broadleaved stands and 105-139 t C concerning coniferous stands. In coniferous stands the difference between carbon storage in living biomass and forest soil is higher than in broadleaved stand.

Wood products also make an important contribution to the carbon balance. The use of wood products increases the total carbon pool and replaces other construction materials that are more energy intensive to produce. By using roundwood and residual-wood for energy production, the CO₂ release from fossil fuels can be avoided. Softwoods, which are predominantly used for long-lived wood products such as construction wood or in processed wood products, make a greater contribution to carbon sequestration compared to hardwoods, which are more often used for energy production.

The carbon study shows that forests in Saxony-Anhalt, and the wood products deriving from them, make an important contribution to carbon sequestration, and

also that this sequestration can be influenced by forest and wood management strategies.

Keywords: carbon sequestration, biomass, soil, silvicultural management scenarios, wood products

1 Einleitung

Mit dem vierten Intergovernmental Panel on Climate Change-Sachstandsbericht (IPCC 2007) hat die Klimadiskussion eine neue Qualität erreicht. Es bestehen kaum noch Zweifel, dass die globale Erwärmung bereits eingesetzt hat und maßgeblich durch die von den Menschen freigesetzten Treibhausgase verursacht wird. Eine Schlüsselstellung hat diesbezüglich der mit der Industrialisierung einsetzende exponentielle Anstieg der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre, weshalb die Vermeidung von CO₂-Emissionen bzw. deren Speicherung vorrangige politische Ziele sind. Bezogen auf die Kohlenstoffspeicherung im Forstbereich kommt der wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung *Globale Umweltveränderungen* zu dem Schluss: „Auf lange Sicht wird eine Strategie des nachhaltigen Forstmanagements mit der Zielrichtung, die Kohlenstoffvorräte zu erhalten oder zu erhöhen und gleichzeitig einen jährlichen Ertrag an Holzprodukten und Energie aus den Wäldern zu erhalten, den höchsten anhaltenden Nutzen für den Klimaschutz erzielen.“ (WBGU 2009). JARVIS et al. (2005) führen den hierzu passenden Begriff des *Carbon Forestry Management* ein, unter dem sie alle Maßnahmen verstehen, die zur Erhaltung der gespeicherten Kohlenstoffvorräte in den Wäldern und zur Erhöhung der Senkenleistung der Wälder beitragen.

1.1 Anlass und Ziele

Das Thema Kohlenstoffspeicherung (C-Speicherung) ist klimapolitisch hochaktuell. Wälder stellen oft eine Senke für Kohlenstoff (C) dar. Die Wälder der gemäßigten Klimazone speichern beispielsweise jährlich eine Menge von ca. 0,37 Mrd. t C (ROBINSON 2007). NABUURS et al. (2008) weisen aber darauf hin, dass auch europäische Wälder eine Kohlenstoffquelle (C-Quelle) sein können. Dies hängt letztendlich davon ab, ob mehr Kohlenstoff durch die Photosynthese aufgenommen oder durch die Respiration der Pflanzen, deren Ernte, Zersetzung oder durch Verbrennung freigesetzt wird. In Deutschland hat bislang ein Vorratsaufbau mit entsprechend steigender Senkenleistung stattgefunden. Nach den Ergebnissen der Inventurstudie 2008 weisen die deutschen Wälder mit 330 m³/ha (OEHMICHEN et al. 2011) die höchsten durchschnittlichen Holzvorräte in Europa auf. Die Wälder in Sachsen-Anhalt leisten hierzu ihren Beitrag und tragen damit wesentlich zur Kohlenstoffspeicherung bei.

Ziel des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt ist es, die Bedeutung des Waldes und der Holzprodukte als Kohlenstoffspeicher hervorzuheben. Dabei wird besonders auf die Erhaltung und Schaffung stabiler, zuwachsstarker Wälder, die Holznutzung zur Fixierung von CO₂, vor allem in langlebigen Holzprodukten, sowie die konsequente Ausschöpfung der

energetischen und materiellen Substitution Wert gelegt. Aber auch die Anpassung der Wälder an die klimatischen Veränderungen ist von Bedeutung.

Nach Artikel 3.4 des Kyoto-Protokolls kann sich Deutschland die Waldbewirtschaftung auf die nationale Treibhausgasbilanz anrechnen lassen. Diese Möglichkeit nutzt die Bundesregierung seit 2006. Zur Quantifizierung der Senkenleistung ist bisher der Waldökosystemansatz verbindlich. Hierbei wird das Waldökosystem innerhalb seiner Grenzen betrachtet und jede Holznutzung einer Kohlenstofffreisetzung gleichgesetzt. Im Ergebnis wird so der Holzsektor und seine Möglichkeiten, Kohlenstoff zu speichern, bisher nicht in die Treibhausgasbilanzen einbezogen. Dies soll sich mit dem Nachfolgevertrag des Kyoto-Protokolls ändern (HEUER 2010). Damit ergibt sich auf Bundes- und Landesebene die Notwendigkeit, den Beitrag der Holzprodukte zur Kohlenstoffsequestrierung besser zu quantifizieren.

Dieser Aufgabe stellt sich das Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt mit der Kohlenstoffstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt. Sie soll belastbare Daten über den derzeitigen Stand und die zukünftige Entwicklung der Kohlenstoffspeicherung in den Bestandesbiomassen und Böden der sachsen-anhaltischen Wälder liefern und darüber hinaus die zusätzlichen Speichereffekte und Substitutionseffekte in Holzprodukten abschätzen.

1.2 Aktuelle Daten zu CO₂-Emissionen und -Senken

Deutschland verursacht als hoch technisiertes Land hohe Treibhausgasemissionen mit einem Anteil von rund 86 % CO₂. Im Jahr 2009 wurden deutschlandweit Treibhausgase in Höhe von 920 Mio. t CO₂-Äquivalenten (davon 789 Mio. t CO₂) freigesetzt, davon 83 % durch den Verkehr und den Energieverbrauch von Haushalten und Industrie (UMWELTBUNDESAMT 2011). Für das Jahr 2010 geht das Umweltbundesamt in einer Schätzung von 960 Mio. t CO₂-Äquivalenten (davon 832 Mio. t CO₂) aus, was einen leichten Anstieg darstellt. Seit 1990 wird aber eine Verringerung der Emissionen festgestellt. Dennoch verursachte jeder Bundesbürger 2008 einen Pro-Kopf-Ausstoß von rund 11 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr. Davon entfallen 25 % der Treibhausgasemissionen auf den Bereich Heizung und Strom, 23 % auf Mobilität, 14 % auf Ernährung, 28 % auf den restlichen Konsum und 10 % auf die öffentliche Infrastruktur (UMWELTBUNDESAMT 2010).

Den Emissionen der mobilen und stationären Verbrennung steht das Ökosystem Wald als eine CO₂-Senke gegenüber. Die Gesamterdbiomasse betrug 2002 bundesweit rund 3,38 Mrd. m³ (BMELV 2005). Umgerechnet mit den Biomasseexpansionsfaktoren¹ von PRETZSCH (2009) und der baumartenspezifischen

¹ Biomasseexpansionsfaktoren sind Schätzgrößen, um vom Volumen auf die Biomasse eines Bestandes schließen zu können. Hier werden folgende Faktoren genutzt: Reisigfaktor = 1,45; Blattfaktor = 1,05; Nadelfaktor = 1; Wurzelfaktor = 1,25 (PRETZSCH 2009).

Raumdichte² ergibt sich für die lebende Baumbiomasse ein Kohlenstoffvorrat von rund 1,4 Mrd. t C (132 t C/ha). Im Jahr 2008 waren in der lebenden Biomasse der Waldbäume 1,23 Mrd. t C gespeichert, was einem Kohlenstoffvorrat von 120 t C/ha entspricht (DUNGER et al. 2009). Laut BWI² beträgt der Flächenanteil der Nadelbäume in Deutschland knapp 58 %, der der Laubbäume 40 % (Rest: Lücke/Blöße). Bei Betrachtung der Derbholzvorräte verschiebt sich diese Relation weiter zugunsten der Nadelbäume. Deren Anteil am Gesamtvorrat beläuft sich auf 64 %, derjenige der Laubbäume auf 36 %. Aufgrund dieser höheren Vorräte und trotz der geringeren Rohdichte akkumulieren die Nadelbäume 57 % des Kohlenstoffvorrates, während 43 % auf die Laubbäume entfallen. Im Totholz ($d \geq 10$ cm) waren zum Zeitpunkt der Inventurstudie 2008 insgesamt rund 35 Mio. t C gespeichert, was im Mittel 3,25 t C/ha entspricht (OEHMICHEN et al. 2011). Aus den Vorratsänderungen zwischen den beiden bisher durchgeführten Bundeswaldinventuren (BWI¹ 1987 und BWI² 2002) in den alten Bundesländern bzw. zwischen den Erhebungen für den Datenspeicher Waldfond und der zweiten Bundeswaldinventur in den neuen Bundesländern konnte für die lebende Baumbiomasse in deutschen Wäldern eine Senkenwirkung von 17 Mio. t C pro Jahr festgestellt werden. Dabei lag die Senkenwirkung in den neuen Bundesländern (2,52 t C/ha/a) höher als in den alten Bundesländern (1,22 t C/ha/a). Durch die Inventurstudie 2008 konnte für den Zeitraum von 2002 bis 2008 erneut eine Steigerung der Senkenwirkung von 4,7 Mio. t C pro Jahr (rund 0,4 t C/ha/a) nachgewiesen werden (DUNGER et al. 2009).

1.3 Betrachtete Speicher

In dieser Studie werden die folgenden Kohlenstoffspeicher im Ökosystem Wald berücksichtigt bzw. deren Entwicklung unter verschiedenen Behandlungsszenarien betrachtet (s. Abb. 1):

- lebende Baumbiomasse
 - die gesamte oberirdische Biomasse der Bäume wie Stämme, Äste, Rinde, Stümpfe, Samen und das Blattwerk
 - unterirdisch: die lebenden Grobwurzeln, jedoch nicht die Feinwurzeln ($d < 2$ mm)
- tote Baumbiomasse
 - das oberirdische tote Derbholz ab 7 cm Durchmesser
- Bodenvegetation
 - die Vegetationsschicht aus Gräsern und Kräutern

² Buche: 0,5543 t/m³, Eiche: 0,5611 t/m³, für ALh Esche: 0,5642 t/m³, für ALn Pappel: 0,3768 t/m³, Fichte: 0,3771 t/m³, für Tanne Küstentanne: 0,332 t/m³, Douglasie: 0,4124 t/m³, Kiefer: 0,4307 t/m³, Lärche: 0,4873 t/m³ (KNIGGE u. SCHULZ 1966)

- Mineralboden mit organischer Auflage
 - Auflage und Mineralboden bis zu einer Tiefe von 90 cm. Auch die Feinwurzeln zählen zu diesem Pool, da sie bei der Analyse von Bodenproben nach der Trocknung nicht vom Boden zu trennen sind.
- Holzprodukte
 - Produkte aus Holz wie Bauholz, Holzwerkstoffe, Papier und Pappe bis hin zu Brennholz

Der Speicher Holzprodukte ist kein direkter Speicher des Ökosystems Wald. Da aber in Holzprodukten ebenfalls Kohlenstoff gebunden wird, was den waldbezogenen Gesamtspeicher vergrößert, werden hierzu auch Entwicklungen dieses Speichers unter verschiedenen waldbaulichen Behandlungen dargestellt. Es ist zu erwarten, dass Holzprodukte eine wichtige Rolle spielen werden, wenn die zu erwartenden Änderungen in der Anrechnung der Waldbewirtschaftung nach dem Kyoto-Protokoll bzw. dessen Nachfolgevereinbarung zum Tragen kommen (HEUER 2010).

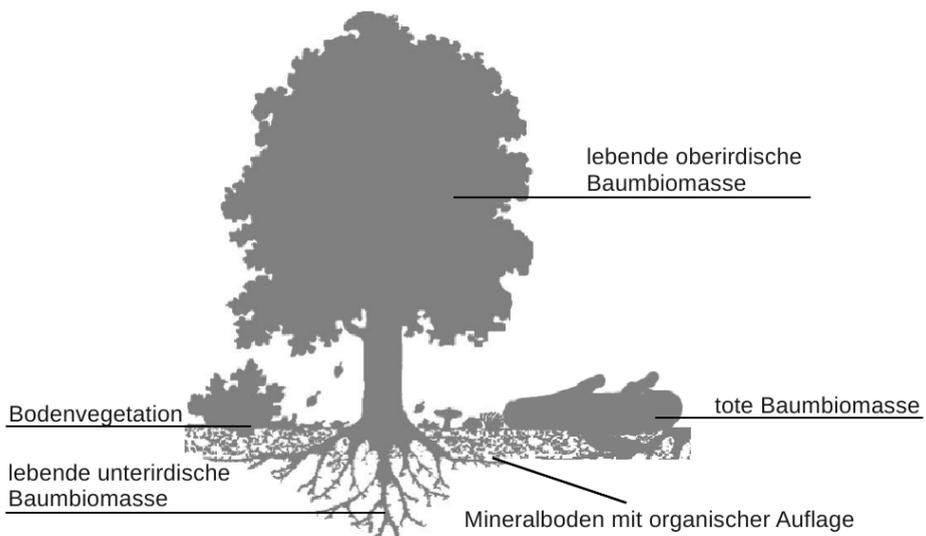


Abbildung 1: Betrachtete Kohlenstoffspeicher im Waldökosystem (verändert nach WBGU (1998))

2 Material

Die Ergebnisse der Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt und der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) bilden überwiegend die Eingangsgrößen zur Berechnung der Kohlenstoffvorräte der betrachteten Speicher mit verschiedenen Funktionen und Methoden. Es wird im Folgenden auf die Generierung der Daten der Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt und deren Ergebnisse (RÜTHER et al. 2008) kurz eingegangen, eine Beschreibung der Böden in Sachsen-Anhalt gegeben und die BZE II in Sachsen-Anhalt vorgestellt. Danach werden die einzelnen Speicher betrachtet und die jeweilige Vorgehensweise zur Berechnung der C-Vorräte beschrieben.

2.1 Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt 2008

Die Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt zeigt die Verflechtungen innerhalb der Forst- und Holzwirtschaft in Sachsen-Anhalt auf. Sie prognostiziert das zukünftige Aufkommen an Rohholz und schafft somit eine Diskussionsgrundlage zwischen Politik, Wirtschaft und Wissenschaft zur Bedeutung, den Aussichten und Chancen der Branche. Es wird der sachsen-anhaltische Cluster Forst und Holz mit Hilfe der Jahresumsätze, Unternehmens- und Beschäftigungszahlen sowie mit den regionalen und überregionalen Rohholzströmen analysiert. Ein weiteres Augenmerk wird auf die Untersuchung des Nutzungsverhaltens gelegt. Die Betrachtung der forstlichen Nutzungspotenziale der Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer und ihre Entwicklung von 2007 bis 2037 unter Annahme verschiedener waldbaulicher Konzepte ist ein weiterer Schwerpunkt, auf dem die vorliegende Kohlenstoffstudie vor allem aufbaut (RÜTHER et al. 2008). Einige Ergebnisse hierzu sollen im Folgenden kurz vorgestellt werden.

Nach den Ergebnissen der BWI² liegt der Waldflächenanteil Sachsen-Anhalts in Höhe von 24,1 % unter dem Bundesdurchschnitt (31 %). Die absolute Waldfläche beträgt 492.128 ha und ist damit mit der von Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen oder Thüringen vergleichbar. Sachsen-Anhalt ist durch einen hohen Privat- und Treuhandwaldanteil von 56 % gekennzeichnet. Der Bundes- und Landeswaldanteil nimmt einen geringeren Anteil, nämlich 10 % bzw. 27 %, an der sachsen-anhaltischen Gesamtwaldfläche ein. Der Körperschaftswald hat nur einen Anteil von 7 % (s. Abb. 2, links). Die führenden Hauptbaumarten sind Kiefer (*Pinus sylvestris* L.), Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.), Eiche (*Quercus spec.* L.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) mit einem Anteil von 46,6 %, 12,0 %; 10,0 % und 6,6 % an der Waldfläche (s. Abb. 3 u. 4) und 45,6 %, 17 %, 11 % und 8,5 % am Holzvorrat. Der Gesamterdbholzvorrat beträgt 112,6 Mio. Vfm bzw. 237 Vfm/ha (bezogen auf die begehbare Holzbodenfläche) und setzt sich aus 35 % Laub- und 65 % Nadelholz

zusammen. Dabei nehmen Laubhölzer mit niedriger Lebensdauer (ALn) einen hohen Anteil von etwa 9 % am Vorrat ein (s. Abb. 2 rechts) (RÜTHER et al. 2008).

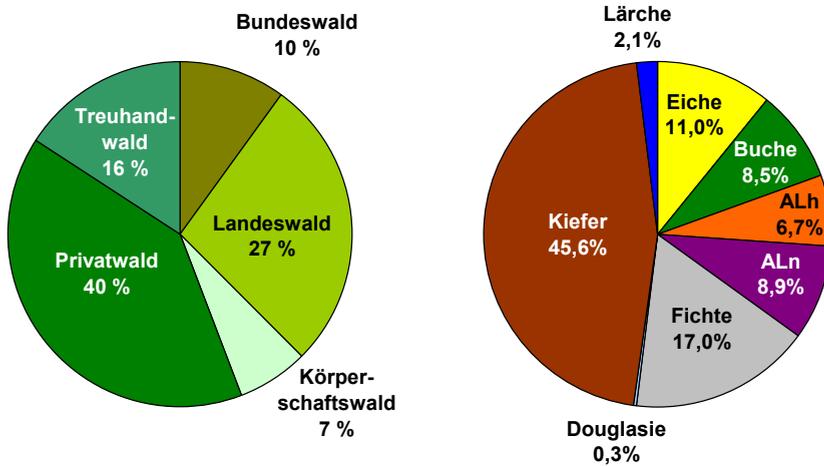


Abbildung 2: Waldflächenanteile nach Eigentumsarten (links) und Baumartenanteile am Holzvorrat in Sachsen-Anhalt (rechts) auf Basis der BWT²

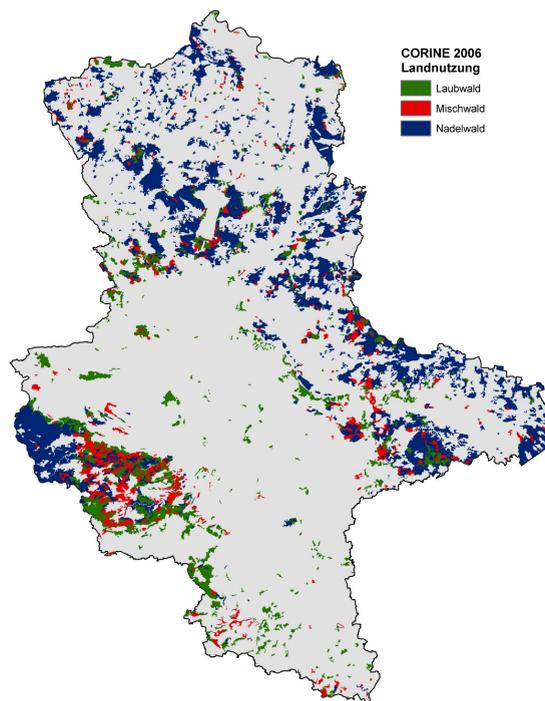


Abbildung 3: Verteilung der Laub-, Nadel- und Mischwälder in Sachsen-Anhalt auf Basis der Corine Landcover-Daten 2006

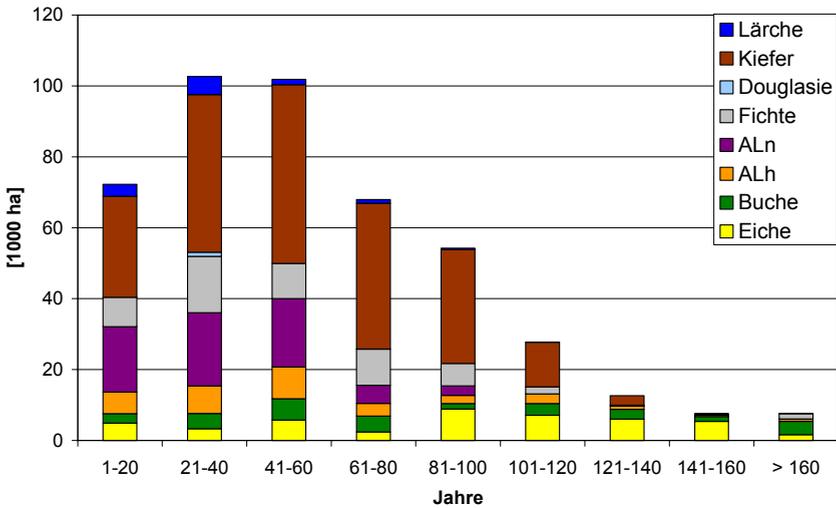


Abbildung 4: Fläche [1000 ha] der Baumartengruppen im Hauptbestand nach Altersklassen in Sachsen-Anhalt auf Basis der BWI²

Die Berechnungen und Analysen der Kohlenstoffspeicherung in der lebenden und toten Baumbiomasse sowie in den Holzprodukten beruhen auf den Ergebnissen der Potenzialbetrachtungen der Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt (RÜTHER et al. 2008). Bei der Clusterstudie wurden die sachsen-anhaltischen Einzelbaumdaten der zweiten Bundeswaldinventur (BWI²), die Holzeinschlagsstatistik und die Sturmschadenserhebungen nach dem Orkan Kyrill zur Fortschreibung der BWI²-Daten auf den Stichtag 01.01.2007 herangezogen. Diese Werte wurden anschließend genutzt, um mit dem Programmsystem *WaldPlaner* die weitere Waldentwicklung getrennt für die Szenarien *ertragsorientierter* Waldbau, *naturnaher* Waldbau und *naturschutzorientierter* Waldbau für 30 Jahre zu simulieren (s. Abb. 5).

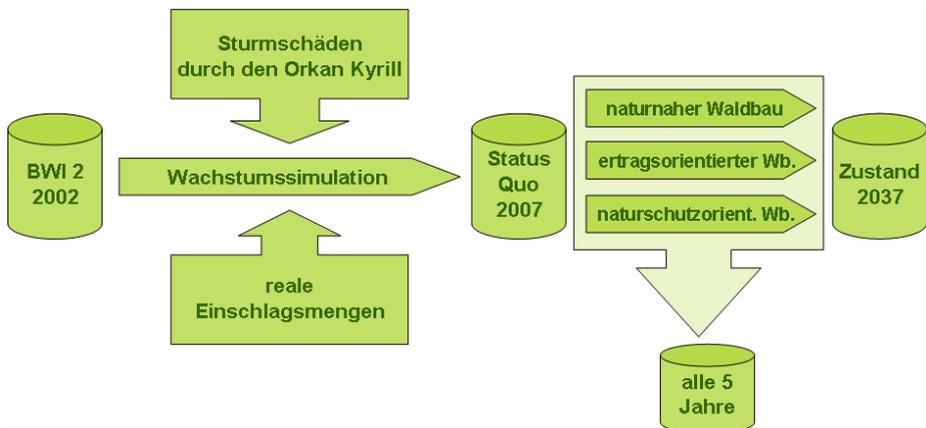


Abbildung 5: Schematischer Aufbau des Gesamtprognosesystems (RÜTHER et al. 2008)

Die Steuerung der Szenarien erfolgte über naturschutz- und eingriffsspezifische Parameter, deren Kombinationen einen weiten Bereich der möglichen Waldbau-maßnahmen abdecken (s. Tab. 1). Es werden dabei sowohl unterschiedliche Naturschutz- als auch Durchforstungs- und Endnutzungsmaßnahmen umgesetzt.

Tabelle 1: Rahmenwerte der drei gerechneten Szenarien der Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt (RÜTHER et al. 2008)

Parameter	ertragsorientiert	naturnah	naturschutzorientiert
Schutz seltener Baumarten	nein	ja	ja
Habitatbäume (n/ha)	0	3	5
Totholz (m ³ /ha)	bis 10	10-20	20-30
Zielstärke (cm)	Ei 60, Bu 50, Fi 40, Ki 40	Ei 65, Bu 55, Fi 45, Ki 45	Ei 70, Bu 60, Fi 50, Ki 50
Endnutzungsmasse pro Hieb (m ³ /ha)	Min. 30 Max. 70-120	Min. 10-15 Max. 70-100	Min. 10-15 Max. 60-120
Durchforstungsbeginn Bestandesoberhöhe (m)	12-18	10-16	10-16
Durchforstungsmasse pro Hieb (m ³ /ha)	25-110	25-100	25-110
Freistellungsgrad der Z-Bäume	sehr stark	stark	stark

Seltene Baumarten genießen als Minderheiten bei dem naturschutzorientierten und naturnahen Waldbau besonderen Schutz. Auch Habitatbäume als Lebensraum für viele Organismen werden in unterschiedlichem Umfang der Nutzung entzogen. Weiterhin sind die angestrebten Totholzvorräte eine wichtige Steuerungsgröße. Sie liegen zwischen 10 m³/ha beim ertragsorientierten und bis zu 30 m³/ha beim naturschutzorientierten Szenario. Der Endnutzungszeitpunkt wird durch die Zielstärke baumartenspezifisch gesteuert und variiert, ausgehend vom Szenario naturnaher Waldbau, um jeweils – 5 cm beim ertragsorientierten Waldbau und jeweils + 5 cm beim naturschutzorientierten Waldbau für die untersuchten Baumarten. Die Zielstärken liegen z. B. für Eiche zwischen 60 und 70 cm BHD oder bei Kiefer zwischen 40 und 50 cm BHD. Der Durchforstungsbeginn wird über die Bestandesoberhöhe festgelegt. Diese liegt bei der ertragsorientierten Variante im Mittel um 2 m höher als bei den anderen Varianten. Beim ertragsorientierten Szenario wird damit später, aber gleichzeitig stärker durchforstet. In den Endnutzungsmassen pro Hieb unterscheiden sich die Szenarien nur wenig, da deren Höhe von den Flächen und Risiken bestimmt wird. Für weitere Erläuterungen siehe RÜTHER et al. (2008).

2.2 Waldböden in Sachsen-Anhalt

Das Land Sachsen-Anhalt ist durch drei wesentliche Standortsregionen geprägt: dem Tiefland im Norden und Nordosten, dem Hügelland in der Mitte des Landes und dem Mittelgebirge mit dem Harz und Kyffhäuser im Südwesten. Die meisten Waldstandorte liegen im Tiefland mit 70 % der Waldfläche, gefolgt vom Mittelgebirge mit 19 % und dem Hügelland mit 11 %. Die geologischen und bodenkundlichen Verhältnisse der Wuchsgebiete sind im Folgenden beschrieben (nach SCHWANNECKE u. KOPP 1994):

Das *Tiefland* wird von glazialen und fluvioglazialen Ablagerungen der letzten Eiszeiten geprägt, vor allem der Warthevereisung. Dies sind intensiv verwitterte, eher nährstoffarme Grund- und Endmoränen, Sander und Talsande, die vorwiegend aus sandigen Böden bestehen. Es herrschen tief entkalkte Sand-Braunerden und Tieflehm-Fahlerden mit mittlerer Nährstoffversorgung sowie ärmere Sand-Podsole vor. Auf den Grundmoränenplatten kommen auch Lehm- und Tieflehm-Staugleye vor. Holozäne Auen der Talniederungen begleiten den Lauf der Elbe und ihrer Nebenflüsse. Vor allem im Raum Bitterfeld und Dübener Heide hat der ehemalige Braunkohleabbau und der einhergehende Flugascheneintrag durch die Verbrennung der Kohle in Kraftwerken, Industrie und Haushalten die Böden stark beeinflusst.

Das Tiefland umfasst die forstlichen Wuchsgebiete:

- Das *Ostniedersächsisch-Altmärkische Altmoränenland* mit überwiegend mäßig nährstoffversorgten Sand-Braunerden, z. T. lehmbeeinflusst und pseudovergleyt, sowie ärmeren Sanderflächen mit Braunerde-Podsolen, in Niederungen Sand-Gleye, Gleypodsole und Flachmoorbildungen und reicheren Auen im Elbtal;
- das weichselkaltzeitlich entstandene *Mittelbrandenburgische Talsand- und Moränenland*, welches überwiegend durch ärmere grundwasserbeeinflusste Sande und Braunerde-Podsole auf Sandern sowie durch lehmbeeinflusste Braunerden mit mittlerer Nährstoffversorgung auf den Moränen geprägt ist;
- das *Mittlere Nordostdeutsche Altmoränenland* mit vorherrschenden ärmeren Sanden, mäßig nährstoffversorgten lehmigen Sanden sowie Lehmen mit Braunerden, Sand-Gleyen und Moorbildungen in den Niederungen sowie reicheren Auen in der Elbtalniederung;
- den *Hohen Fläming* mit mittleren bis ärmeren Sanden und lehmigen Sanden sowie Lehmen als Braunerden und Braunerde-Podsolen;
- die *Dübener Heide* im Bereich der Moränen mit mittleren Sand-Braunerden, auf den Sanderflächen mit mittleren bis ärmeren Sand-Braunerden und Sand-Braunpodsohlen sowie kleinflächig vorkommenden Mooren. Die Böden sind in Folge des basischen Flugascheneintrages z. T. eutrophiert.

Das *Hügelland*, weitgehend mit Löss bedeckt, ist Teil des mitteleuropäischen Lössgürtels und wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Je nach Mächtigkeit der Lagen und Klimaeinfluss bildeten sich Fahlerden, Parabraunerden und Schwarzerden aus. Es gibt aber auch Sandstein-Podsole, Rendzinen gleyartige Schwemm Böden und Auen. Die Waldstandorte sind überwiegend gut mit Nährstoffen versorgt.

Das Hügelland umfasst die folgenden Wuchsbezirke:

- Das *Nordwestliche Harzvorland* ist geologisch durch Ablagerungen der subherzynischen Scholle (Kreide, Jura, Trias) über Zechstein sowie im nördlichen Bereich durch Grauwacke und den rotliegenden Porphyren geprägt. Im Süden des Wuchsgebietes beherrschen Lössdecken das Bild. Entsprechend vielseitig sind die Böden: kräftige Braunerden, Parabraunerden und Fahlerden, im Norden auch ärmere Böden auf pleistozänen Sanden und Lehmen. Auf Muschelkalk-Rücken kommen auch flachgründige Rendzinen vor.
- Die *Nordöstlichen Harzvorländer*: hier herrschen landwirtschaftlich genutzte Lössböden vor, die in den östlichen Teilen in Schwarzerden übergehen können. Forstböden sind auf die ärmeren Sandgebiete und Höhenrücken beschränkt. Im bewaldeten Hakel kommen Deckton-Braunerden vor. Auf Muschelkalk kommen flachgründige Rendzinen, auf Kreidesandstein und tertiären Sanden Ranker, Braunerden und Podsole sowie Auen-Lehme in den Talauen vor.
- Die *Sachsen-Anhaltinische Lössebene* ist bedeutender Teil des mitteleuropäischen Lössgürtels, die Böden sind überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Die Waldflächen dieses Wuchsgebietes liegen überwiegend in Niederungen und Auen, kräftige Fahlerden, Parabraunerden sowie Schluff- und Lehm-Auenböden sind typisch.
- Das *Sächsisch-Thüringische Löss-Hügelland* ist von meist über 1 m mächtigen, carbonatfreien Lössdecken bedeckt, es kommen Löss-Fahlerden, Braunerden, Braun-Staugleye und Auenböden vor.
- Die *Leipziger Sandlöss-Ebene* ist durch kräftige Sandlöss-Fahlerden geprägt und weitgehend waldfrei.
- Die *nördlichen und südlichen Randplatten des Thüringer Beckens* sind geologisch sehr vielfältig: auf Muschelkalk, Buntsandstein, teilweise Keuper (eher nördliche Randplatten), Zechstein (eher südliche Randplatten) und Lössdecken über Rotliegendem weist die Bodenbildung der Schichtstufenlandschaft dementsprechend auch eine große Bandbreite an Böden auf. Das Spektrum reicht von Rendzinen und Decklöss-Fahlerden über Sandstein-Braunerden bis hin zu kräftigen Staugleyen sowie Ton- und Auenlehm Böden.
- Das sachsen-anhaltische *Innere Thüringer Becken* ist vom Löss und Keuper bestimmt, es liegen Löss-Fahlerden, Parabraunerden sowie Lehm- bis Ton-Braunerden vor und es ist weitgehend waldfrei.



Abbildung 6: Forstliche Wuchsgebiete in Sachsen-Anhalt

Die Standortsregion *Mittelgebirge* mit den Wuchsgebieten Harz und Kyffhäuser hebt sich deutlich vom Hügelland ab.

- Der sachsen-anhaltische *Harz* ist von silurischen, devonischen und karbonischen Tonschiefern mit eingelagerten Grauwacken sowie Diabasen und Kieselschiefer geprägt. Es kommen auch als Besonderheit devonische Kalke und der Quarzporphyr des Auerberges vor. Der Kern der Harzscholle ist von einem Band aus Zechstein umlagert, im Osten durch Kupferschiefer gekennzeichnet. Zungenartig sind Lössdecken in den flachen Tälern des Ostharzes eingelagert. Die Böden im Harz sind stark durch periglaziale Umlagerungsprozesse beeinflusst. Es überwiegen Gesteinsbraunerden mit mittlerer und kräftiger Nährstoffversorgung, es kommen aber ebenso podsolige Braunerden, Podsole und Ranker mit geringerer Nährkraft hinzu. In verdichteten Wannen sind kleinflächige Quell- und Hochmoore sowie Staugleye und Humusstaugleye ausgebildet. Auf Löss am Harzrand sind Fahlerden verbreitet.

- Das *Kyffhäusergebirge* wird von Gesteinen aus dem Oberkarbon wie Sandsteinen, grobkörnigen Konglomeraten und Schiefertönen gebildet, es herrschen mittlere bis kräftige lössbeeinflusste Gesteins-Braunerden vor. Am Westrand tritt Zechstein mit Kalk, Dolomit und Gips auf, hier bildeten sich Rendzinen und tonige Braunerden aus.

Sachsen-Anhalt war nacheiszeitlich vor stärkerer Besiedelung überwiegend mit Eichenmischwald bedeckt. Die ersten Besiedlungen begannen in der Bronzezeit vor 5000 Jahren entlang der Flüsse und im Steppenwald des mitteldeutschen Trockengebietes mit Rodungen auf Löss- und Auenböden. Nach der Völkerwanderung setzten weitere Waldrodungen ein, die erst im 13. Jahrhundert zum Abschluss kamen. Daraus hat sich die heutige Wald-Feldverteilung entwickelt. Ackerbau und Viehzucht drängten den Wald auf die unwirtlichen, schlecht zu bearbeitenden und nährstoffärmeren Standorte zurück. Der Nutzungsdruck auf den Wald war durch Waldweide, Schweinemast, Köhlerei, Bergbau, Holzlieferung für Bau- und Brennzwecke, Harz, Rinde für die Gerberei und Jagd hoch.

Als Folge zwischeneiszeitlicher Verwitterungsprozesse und starker Übernutzung in vorindustrieller Zeit sind die Waldböden, vor allem die Oberböden, häufig versauert. Mit der Industrialisierung, der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung und den zusätzlichen hohen luftbürtigen Säure- und Stickstoffeinträgen ist die Versauerung auch in die Unterböden vorgedrungen. Dieser Prozess wurde regional noch verstärkt durch die früher weitverbreitete Entnahme von Waldstreu, die Plaggennutzung und die Waldweide für die Versorgung der Bevölkerung mit landwirtschaftlichen Produkten. Der damit einhergehende Biomasseexport führte zu einer weiteren Nährstoffverarmung der Waldböden.

Bis zur Wende wurden regional im Bereich größerer Industriekomplexe und der Kohlekraftwerke zusätzlich basische Stäube und Schwefel sowie Schwermetalle in die Waldböden eingetragen. Zusätzlich sind für viele Waldstandorte die heutigen Stickstoffeinträge zu hoch, es kommt zur Eutrophierung und zu Nitratausträgen mit dem Sickerwasser in das Grundwasser.

Die Belastung der Böden durch den Schwefeleintrag ist aufgrund der Luftreinhaltemaßnahmen deutlich zurückgegangen; allerdings sind in den Böden noch erhebliche Säuremengen (Altlasten) gespeichert. Der luftbürtige Eintrag von säurewirksamem Stickstoff ist weiterhin zu hoch. Regelmäßige Bodenuntersuchungen im Rahmen von Übersichtserhebungen und des intensiven Monitorings sowie auf Versuchsflächen der Forstlichen Umweltkontrolle sind deshalb von besonderer Wichtigkeit, um Bodenveränderungen und –prozesse zu dokumentieren, zu verstehen und Therapiemaßnahmen einzuleiten.

2.3 Zweite Bodenzustandserhebung (BZE II) 2007

2.3.1 BZE-Netz

Um den Kenntnisstand über die Dynamik der Waldböden zu verbessern, fand in der Zeit von 2006 bis 2007 in den sachsen-anhaltischen Wäldern die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE II) statt. Es folgten umfangreiche Analysen und notwendige Nachbeprobungen, vor allem zur Bodenphysik. Die BZE II ist eine Wiederholungsinventur der ersten Waldbodenzustandserhebung (BZE I), die in Sachsen-Anhalt in den Jahren 1992 bis 1994 durchgeführt wurde. Das BZE II-Raster in Sachsen-Anhalt besteht aus einem einheitlichen 8 x 8 km-Netz mit insgesamt 76 Punkten, die die Waldflächenverteilung in Sachsen-Anhalt relativ gut repräsentieren (s. Abb. 7).

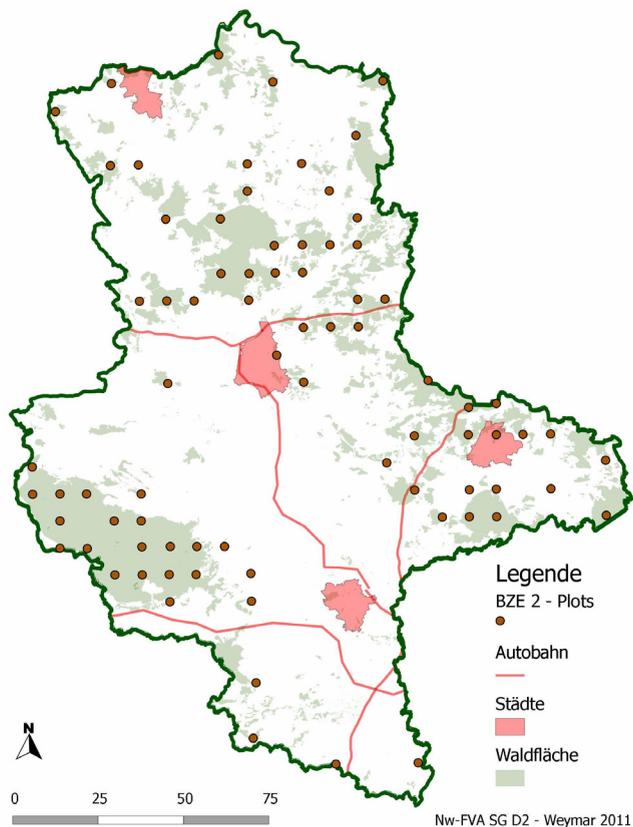


Abbildung 7: Verteilung der BZE II-Punkte in Sachsen-Anhalt

Die BZE II orientiert sich an dem seit 1991 bestehenden Netz der Waldzustandserhebung und nutzt die standörtliche Grundinformation sowie die langjährigen Zeitreihen der Kronenverlichtung für die Bewertungen. An jedem Punkt der BZE II wurden ab 2006 Auflagehumus und Mineralboden beschrieben und beprobt, wobei in Abhängigkeit vom aufzunehmenden Parameter entweder das Profil oder 8 Satelliten um das Profil genutzt wurden. An ausgewählten Stichprobenbäumen wurden Nadel- bzw. Blattproben aus den Baumkronen zur Abschätzung des Ernährungsstatus gewonnen. Weiterhin wurden leicht versetzt zu den Bodeneinschlägen die Bestände in konzentrischen Probekreisen ertragskundlich aufgenommen, Bohrkern für Zuwachsmessungen bei den Hauptbaumarten entnommen sowie Vegetationserhebungen durchgeführt (s. Abb. 8). Das Verfahren der BZE II ist ausführlich in der bundesweit gültigen Arbeitsanleitung beschrieben (WELLBROCK et al. 2006).

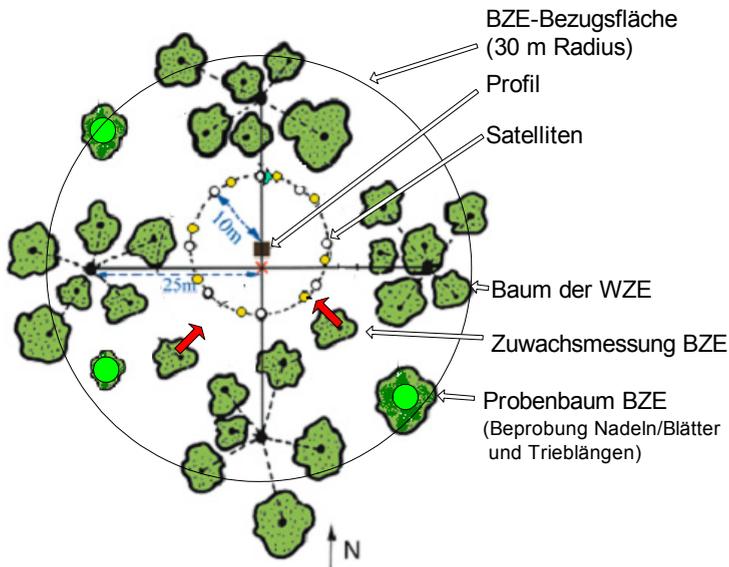


Abbildung 8: Schematische Darstellung des Aufnahmeverfahrens der BZE II

2.3.2 Beprobung der BZE-Punkte

Die Pedogenese und die hohe Variabilität der Bodenschichten innerhalb der Mineralböden erschweren eine repräsentative Beprobung und damit die Abschätzung der Kohlenstoffvorräte. Bei einer Probennahme mit Bohrgeräten kann es zu einer Verschleppung von Kohlenstoff durch Humusteilchen innerhalb des Bohrkerns in tiefere Bodenschichten kommen und damit zu einer Überschätzung des Kohlenstoffvorrats in tieferen Schichten. Weiterhin ist es an bestimmten Standorten schwierig, den Auflagehumus vom Mineralboden zu trennen. In den meisten Waldböden kommt es allein schon durch die Tätigkeit der Bodenlebewesen zu

einer innigen Durchmischung von Mineralboden und Auflagehumus. Bei der Probennahme wird dieser Schwierigkeit durch eine durchgehende Bohrung mit einem volumenstarken Bohrer begegnet und erst anschließend werden Auflagehumus und Mineralboden getrennt, sodass in jedem Fall der gesamte Kohlenstoff erfasst wird, selbst wenn die Trennung von Auflage und Mineralboden nicht eindeutig möglich ist. Dem Problem der teilweise hohen kleinräumlichen Heterogenität wurde mit der Bildung von Mischproben aus acht Einzelbeprobungen an Satellitenpunkten begegnet.

Für die Berechnung der Kohlenstoffvorräte ist zunächst die analytische Bestimmung der Kohlenstoffkonzentration im Mineralboden und im Auflagehumus erforderlich. Dabei muss vom Gesamtvorrat der mineralische Kohlenstoff (C im Carbonat enthalten) abgezogen werden. Die analytischen Methoden sind in KÖNIG und FORTMANN (1996) und KÖNIG et al. (2009) beschrieben.

Neben der Kohlenstoffkonzentration ist für die Bestimmung der Kohlenstoffvorräte die Kenntnis der Trockenrohichte des Feinbodens (Korngröße der Bodenpartikel < 2 mm), des Skelettgehalts der jeweiligen Tiefenstufen im Mineralboden und des volumengerecht beprobten Trockengewichts des Auflagehumus erforderlich. Die Trockenrohichte des Feinbodens wurde bis in 30 cm Bodentiefe an den Satelliten, ab 30 cm Bodentiefe am Profil analytisch über Stechzylinder bzw. in skelettreichen Böden des Berglandes über Stechkappen bestimmt. Der Skelettgehalt wurde für jede Tiefenstufe berechnet, indem im Labor die am Profil mittels einer Spaten-/ Schippenprobe gewonnene jeweilige Probe gewogen und ihre Steindichte ermittelt wurde. Die volumengerechte Mischprobe des Auflagehumus wurde im Labor getrocknet und ausgewogen. Der Kohlenstoffvorrat des Auflagehumus ergibt sich als Produkt der Kohlenstoffkonzentration und des Trockengewichtes; der Kohlenstoffvorrat des Mineralbodens wird berechnet als das Produkt der Kohlenstoffkonzentration, der Schichtmächtigkeit, der Trockenrohichte des Feinbodens sowie des Feinbodenanteils.

Aufgrund der Beprobungsproblematik und der Diversität der Waldböden ist die flächenmäßige Bestimmung des Kohlenstoffvorrates für den Speicher „Boden“ mit großen Unsicherheiten behaftet. Als Beispiele werden im Folgenden zwei Profile der BZE II gezeigt, die die vorkommenden Spannen in Sachsen-Anhalt aufzeigen: Die Abbildung 9 zeigt links einen Vega-Gley im Auenbereich der Elbe östlich von Magdeburg als Beispiel eines tonigen, nährstoffreichen Standorts mit einem Kohlenstoffvorrat von 400 t C/ha bis 90 cm Tiefe. Rechts ist eine nährstoffarme, sandige Braunerde in der Dübener Heide bei Bergwitz zu sehen, welche in den ersten 90 cm Boden nur 54 t C/ha gespeichert hat.



Abbildung 9: Links: Ein Auenboden östlich von Magdeburg mit tonigem Substrat und einem C-Vorrat von rund 400 t C/ha bis 90 cm Tiefe. Rechts: Eine Braunerde in der Dübener Heide mit einem C-Vorrat von 54 t C/ha bis 90 cm Tiefe.

3 Methoden

3.1 Lebende Baumbiomasse

Holz besteht aus organischen Verbindungen, die wiederum aus den chemischen Elementen Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H), Sauerstoff (O) und Stickstoff (N) aufgebaut sind. Darrtrockenes Holz (0 % Holzfeuchte) besteht zu etwa 50 % aus C, zu 6 % aus H, zu 43 % aus O und zu 1 % aus N (KNIGGE u. SCHULZ 1966). Da im Allgemeinen die Kohlenstoffkonzentration zwischen den Baumarten nur wenig variiert, wird in dieser Studie auch eine Kohlenstoffkonzentration von 50 % unterstellt (vgl. BURSCHEL et al. 1993, BAUER et al. 2000, WIRTH et al. 2004a, PRETZSCH 2009, WEST 2009).

Die Umwandlung von C in CO₂ kann man mit den absoluten Atommassen der einzelnen chemischen Elemente nachvollziehen. Sie betragen für C rund 12 kg und für O ca. 16 kg. Daraus ergibt sich für CO₂ eine Atommasse von 44 kg. Das Verhältnis der Atommassen von CO₂ und C entspricht einem Faktor von rund 3,67. Dies bedeutet, dass bei der Photosynthese aus 3,67 kg CO₂ 1 kg C aufgebaut wird. Umgekehrt werden bei der Verbrennung von 1 kg C etwa 3,67 kg CO₂ freigesetzt.

Zur Berechnung des Kohlenstoffvorrates von Wäldern ist es notwendig, die Biomasse der lebenden Bäume zu ermitteln. Generell gibt es zwei Möglichkeiten, die Baumbiomasse zu schätzen: entweder werden Biomasseexpansionsfaktoren (*biomass factors*) (s. Fußnote 1) genutzt oder es kommen Biomassefunktionen³ (*biomass equations*) zum Einsatz, für die Einzelbaumdaten benötigt werden. Biomasseexpansionsfaktoren und -funktionen stammen oftmals aus lokalen Untersuchungen und sind daher nicht repräsentativ für ganze Regionen. SOMOGYI et al. (2007) geben einen Überblick über verschiedene Biomasseexpansionsfaktoren und -funktionen und ihren Unsicherheiten sowie einen Entscheidungsbaum zur Wahl zwischen den beiden Berechnungsmöglichkeiten. In Anlehnung an diesen Entscheidungsbaum werden in dieser Arbeit Funktionen zur Schätzung der Biomasse herangezogen, da Einzelbaumdaten zur Verfügung stehen.

Für die Baumarten Kiefer, Fichte, Buche und Eiche wurden verschiedene Biomassefunktionen aus der Literatur ausgewählt und anhand der in der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) vorhandenen Biomassedaten auf ihre Eignung überprüft (s. Kap. 3.1.2.1).

³ Biomassefunktionen beschreiben die allometrischen Zusammenhänge zwischen der Veränderung der lebenden Biomasse eines Baumes und der Veränderung anderer Baummerkmale (meist Brusthöhdurchmesser und Baumhöhe).

3.1.1 *Literaturstudie zur lebenden Baumbiomasse*

Die lebende Baumbiomasse wird in ober- und unterirdische Biomasse eingeteilt (s. Kap. 1.3). Der mittlere Kohlenstoffvorrat in der gemäßigten Zone beläuft sich in der lebenden oberirdischen Dendromasse der Nadelbäume auf schätzungsweise 149 t C/ha und in der unterirdischen Dendromasse auf 46 t C/ha. Die entsprechenden Werte in Laubwäldern betragen oberirdisch ca. 109 t C/ha bzw. unterirdisch rund 26 t C/ha (LUYSSAERT et al. 2007). Zurzeit sind die Wälder der gemäßigten Zone Kohlenstoffsinken mit einer jährlichen Kohlenstoffaufnahme von 0,37 Mrd. t (ROBINSON 2007). Durch menschliche Einflüsse werden die Wälder der gemäßigten Zone am stärksten beeinflusst (LORENZ u. LAL 2010) und damit auch ihre Kohlenstoffspeicher und -kreisläufe.

Für die Baumbiomasse der Wälder in Deutschland berechneten BURSCHEL et al. 1993 einen bundesweiten Kohlenstoffvorrat in Höhe von 89 t C/ha auf Grundlage der BWI¹ und des Datenspeichers Waldfonds. DIETER und ELSASSER (2002) kamen zu Werten von 120 bis 190 t C/ha je nach Altersklasse und Baumart basierend auf der BWI¹ und verschiedenen einzelnen Datenquellen für die neuen Bundesländer. DUNGER et al. (2009) geben auf der Basis der Inventurstudie 2008 einen Durchschnittswert von 120 t C/ha für Deutschland an. OEHMICHEN et al. (2011) geben für 2008 einen Wert von rund 114 t C/ha (1,28 Mrd. t C) an. Bei diesen Zahlen handelt es sich um geschätzte Durchschnittswerte, die sehr stark in Abhängigkeit von den Standorten, den Baumarten und dem Altersaufbau der Bestände variieren können.

Die zahlreichen regionalen Untersuchungen in Deutschland zeigen trotz Unterschieden in den jeweiligen Berechnungsweisen für die einzelnen Bundesländer einen deutlichen Gradienten mit steigenden Kohlenstoffvorräten von Norden nach Süden. Zudem bestehen deutliche Unterschiede in den Kohlenstoffvorräten der einzelnen Baumarten. Diese erklären sich einerseits aus den baumartenspezifischen Raumdichten und Wuchsleistungen, andererseits auch durch die variierenden Standortzuordnungen, Alter und Strukturen der Bestände (vgl. z. B. BÖSWALD (1996) für Bayern, PISTORIUS (2007) für Baden-Württemberg, WIRTH et al. (2004a) für Thüringen, WÖRDEHOFF et al. (2011) für Niedersachsen, WÖRDEHOFF et al. (2012) für Schleswig-Holstein).

Untersuchungen zu den einzelnen Baumarten kommen zu folgenden Ergebnissen: Die Buchenwälder in Nordrhein-Westfalen haben in ihrer oberirdischen Baumbiomasse rund 120 t C/ha gespeichert (JOOSTEN et al. 2004). MUND (2004) untersuchte den Kohlenstoffvorrat der lebenden Dendromasse in Buchenbeständen mit unterschiedlicher waldbaulicher Behandlung im Hainich-Dünengebiet. In Beständen mit Schirmschlagbetrieb wurden im Mittel 154 t C/ha, in plenterartig bewirtschafteten Wäldern 176 t C/ha und in unbewirtschafteten Wäldern des Nationalparks Hainich 247 t C/ha festgestellt. WÖRDEHOFF et al. (2011, 2012) errechneten für das Jahr 2007 einen C-Vorrat in der lebenden Baumbiomasse von Buchenbeständen in Niedersachsen von 133,1 t C/ha und in Schles-

wig-Holstein von 126 t C/ha. RADEMACHER et al. (2009) kamen in Buchenbeständen des Sollings und des Göttinger Waldes zu lebenden Baumbiomassen von 394 bzw. 508 t/ha, die etwa 196 bis 248 t C/ha gespeichert hatten. PELLINEN (1986) untersuchte die gesamte ober- und unterirdische Biomasse von Buchen im Göttinger Wald und ermittelte Werte in Höhe von 370 bis 430 t/ha, was in etwa einem Kohlenstoffvorrat von 185 bis 215 t C/ha entspricht. In der Literaturstudie von JACOBSEN et al. (2003) wird für Buchenbestände eine oberirdische Biomasse in Höhe von 289 t/ha angegeben, die etwa 144 t C/ha entspricht.

In Eichenbeständen ist die Summe der lebenden Baumbiomasse und der Kohlenstoffvorrat meist etwas geringer als in Buchenbeständen, wie die Untersuchungen von PISTORIUS (2007), WIRTH et al. (2004a) und WÖRDEHOFF et al. (2011, 2012) zeigen. Der Kohlenstoffvorrat in Eichenbeständen variiert demnach zwischen 90 t C/ha und 135,8 t C/ha.

WEIS und GÖTTLEIN (2002) fanden in einem 96-jährigen Fichtenbestand in der Nähe von Augsburg eine oberirdische Biomasse von 590 t/ha, in der etwa 295 t C/ha gespeichert waren. SCHWARZMEIER (2000) berechnete oberirdische Trockenmassen in Höhe von 441 bzw. 458 t/ha für zwei bayerische Fichtenbestände (85 und 100 Jahre), die etwa 220 bzw. 229 t C/ha enthalten. Zu etwas geringeren Werten kam ILG (2002) in einem 85-jährigen Fichtenbestand in Bayern. Die oberirdische Gesamtbaumbiomasse betrug 377 t/ha, der C-Vorrat 188 t C/ha. BÖSWALD (1996) kam in der Baumartengruppe Fichte/Tanne/Douglasie in Bayern zu einem Kohlenstoffvorrat von 120 t C/ha. In der Studie von WIRTH et al. (2004a) für Thüringen konnten 75 t C/ha für Bestände aus Fichte ermittelt werden. WÖRDEHOFF et al. (2011, 2012) errechneten in niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Fichtenbeständen einen Kohlenstoffvorrat von 86,7 t C/ha bzw. 89 t C/ha in der lebenden Baumbiomasse.

MUCHIN et al. (2008) geben für die Baumartengruppe Kiefer in Brandenburg (72 % Kiefer) ein Potenzial von rund 82,7 Mio. t an. Durch eine einfache Überschlagsrechnung ergeben sich in etwa 58 t C/ha. Umfangreiche Untersuchungen zur Kiefer wurden in Ostdeutschland von HEINSDORF und KRAUß (1990) durchgeführt. Sie erstellten für vollbestockte Kiefernbestände unterschiedlicher Mittelhöhenbonität Schätztafeln mit der Angabe der Trockenmassen für verschiedene Baumkompartimente und der darin gespeicherten Nährstoffe. Danach hat z. B. ein 60-jähriger Kiefernbestand bei einer Mittelhöhe von 24 Metern einen C-Vorrat von 73,62 t C/ha in der oberirdischen Dendromasse. In der lebenden Baumbiomasse von Kiefernbeständen in Niedersachsen und Schleswig-Holstein haben WÖRDEHOFF et al. (2011, 2012) einen Kohlenstoffvorrat von 67,7 t C/ha bzw. 85 t C/ha festgestellt.

3.1.2 Biomassefunktionen

3.1.2.1 Getestete Biomassefunktionen

In der Literatur sind viele verschiedene Biomassefunktionen beschrieben. Von diesen wurden aber nur die für nordwestdeutsche Verhältnisse geeignet erscheinenden Funktionen untersucht. Diese sollen im Folgenden kurz vorgestellt werden.

Mit Hilfe von additiven Modellen ermittelte ZELL (2008) aus den Daten der BWI² Funktionen zur Schätzung der oberirdischen Biomasse für acht Baumarten. Die in der Arbeit von PRETZSCH (2000) veröffentlichten Biomassefunktionen für Buche und Fichte bauen auf Daten von PELLINEN (1986) und ELLENBERG et al. (1996) auf, die aus dem Göttinger Wald bzw. Solling stammen.

In der Tschechischen Republik haben CIENCIALA et al. (2005, 2006, 2008) Funktionen zur Schätzung der Baumbiomasse für Buche, Kiefer und Eiche und deren oberirdischen Kompartimente entwickelt. BARTELINK (1997) stellte allometrische Funktionen für die oberirdische Biomasse von Buchen in den Niederlanden auf. Mit Daten aus Niederösterreich entwickelte HOCHBICHLER (2002) Funktionen für Eiche und Buche. WIRTH et al. (2004b) entwickelten eine Funktion für die ober- und unterirdische Biomasse der Fichte und ihrer Kompartimente. Ihre Analysen beruhen auf 688 Bäumen aus 102 Studien von 19 Autoren. Auf der Grundlage einer Analyse von 13 mitteleuropäischen Studien leiteten WUTZLER et al. (2008) mit nichtlinearen gemischten Modellen Funktionen für die Biomassenschätzung bei Buche und ihre Kompartimente ab. ZIANIS et al. (2005) haben für viele Baumarten eine Übersicht der vorhandenen Biomasse- und Volumenfunktionen zusammengestellt. Unter anderem sind dort Funktionen für Fichte von FIEDLER (1986) und POEPEL (1989) aufgeführt. Durch eine Metaanalyse der Arbeit von ZIANIS et al. (2005) entwickelte MUUKKONEN (2007) allometrische Funktionen für die oberirdische Biomasse von Fichte, Kiefer, Buche, Eiche und Birke sowie deren Kompartimente.

Für die unterirdische Biomasse von Bäumen liegen sehr viel weniger Untersuchungen vor, weil ihre Erhebung sehr zeitaufwendig und kostenintensiv ist. Die Feinwurzelbiomasse ist dabei definitionsgemäß nicht in der unterirdischen Biomasse enthalten. Sie ist ein Bestandteil des Mineralbodens und wird daher nicht extra berechnet (s. Kap. 1.3). BOLTE et al. (2004) haben aus sechs Buchen-Fichtenmischbeständen im Solling Bäume beprobt, um Schätzfunktionen für die Wurzelbiomasse abzuleiten. Auch LE GOFF und OTTORINI (2001) führten entsprechende Untersuchungen für Buchen in Nordostfrankreich durch. Des Weiteren ist in der Literatur- und Datensammlung von JACOBSEN et al. (2003) der prozentuale Anteil verschiedener Baumkompartimente an der Gesamtbiomasse verschiedener Baumarten, unter anderem auch der der Grob- und Feinwurzelbiomasse, beschrieben. In

Ermangelung geeigneter Methoden für Eiche und Kiefer sind für diese Baumarten die Buchen- bzw. Fichtenfunktionen von BOLTE et al. (2004) aufgeführt.

Eine tabellarische Übersicht der hier aufgezählten Funktionen mit ihren Koeffizienten ist im Anhang zu finden. Biomassefunktionen für die Hauptbaumarten in Nordwestdeutschland werden zurzeit im Rahmen des Projektes „Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung“ an der NW-FVA erarbeitet, stehen aber noch nicht zur Verfügung.

3.1.2.2 Auswahl geeigneter Biomassefunktionen

Die zuvor genannten Biomassefunktionen wurden an einem vorhandenen Vergleichsdatensatz aus dem Datenpool der NW-FVA getestet. In ihm sind für die Baumarten Kiefer, Fichte, Buche und Traubeneiche der Brusthöhendurchmesser (BHD), die Höhe (H), die Biomasse und weitere Variablen enthalten. Von 1996 bis 2002 waren in verschiedenen Forstämtern Niedersachsens 72 Buchen, 71 Fichten, 31 Kiefern und 6 Traubeneichen geerntet und chemisch analysiert worden. Die Basisdaten dieser Erhebungen wurden als Eingangsdaten für die unterschiedlichen Funktionen verwendet, um die oberirdischen Biomassen zu schätzen und dann mit den gemessenen Biomassen zu vergleichen. Eine Übersicht über die Brusthöhendurchmesser und die Höhen der vier Baumarten des Referenzdatensatzes gibt Tabelle 2.

Tabelle 2: Übersicht des Referenzdatensatzes der NW-FVA mit Mittelwerten, Minimal- und Maximalwerten

Baumart	mittlerer BHD [cm]	BHD-Spektrum [cm]	mittlere Höhe [m]	Höhen-spektrum [m]	Anzahl
Buche	28,62	8,2 - 55,6	23,30	12,8 - 39,7	72
Eiche	43,56	25,6 - 55,9	20,80	17,2 - 23,4	6
Fichte	37,96	13,2 - 73,8	26,72	15,2 - 42,7	71
Kiefer	18,09	4,5 - 45,8	14,90	7,8 - 28,5	31

Vor der Analyse der Biomassefunktionen wurde zunächst der Referenzdatensatz nach Baumarten getrennt. Die einzelnen BHD- und Höhen-Werte decken ein weites Spektrum ab. Sie dienten anschließend als Eingangswerte für die verschiedenen, aus der Literatur zusammengestellten Biomassefunktionen, sodass die Biomasse jedes Baumes geschätzt werden konnte. Zur Beurteilung der Güte der Schätzungen wurden für die oberirdische Baumbiomasse der Bias und die Präzision als statistische Kenngrößen herangezogen, für die unterirdische Baumbio-

masse der Mittelwert der geschätzten Biomasse, deren Standardabweichung und der daraus resultierende Variationskoeffizient. Letzterer ist ein relatives, dimensionsloses Streuungsmaß und erlaubt somit den Vergleich unterschiedlicher Datensätze (SACHS u. HEDDERRICH 2006, DORMANN u. KÜHN 2009).

Am Beispiel der Buche wird im Folgenden das Vorgehen zur Ermittlung der geeignetsten Funktion zur Schätzung der oberirdischen und unterirdischen lebenden Biomasse dargestellt. Die mittlere Baumbiomasse der Referenzdaten für Buche liegt bei 766 kg/Baum. Die geschätzten mittleren Biomassen für diese Baumart schwanken zwischen 722 kg/Baum und 804 kg/Baum unter Verwendung der Funktionen von ZELL (2008) und BARTELINK (1997). In Tabelle 3 sind der Mittelwert, der Bias und die Präzision der verschiedenen Biomassefunktionen für Buche aufgeführt. Dabei wird der geringste Bias mit der Funktion von CIENCIALA et al. (2005) und die höchste Präzision mit den Funktionen von CIENCIALA et al. (2005) und HOCHBICHLER (2002) erreicht.

Tabelle 3: Mittelwert, Bias und Präzision der verschiedenen Biomassefunktionen der oberirdischen Biomasse für Buche

Autor	Mittelwert [kg/Baum]	Bias [kg/Baum]	Präzision [kg/Baum]
ZELL 2008	722,36	- 44,4	237,1
WUTZLER et al. 2008	735,86	- 30,9	237,3
PRETZSCH 2000	739,37	- 27,4	254,2
CIENCIALA et al. 2005	764,27	- 2,5	233,6
MUUKKONEN 2007	780,23	+ 13,4	252,2
BARTELINK 1997	804,37	+ 37,6	251,6
HOCHBICHLER 2002	783,98	+ 17,2	233,6

In Abbildung 10 sind die Ergebnisse der Biomasseschätzungen für Buche mit allen benutzten Funktionen den gemessenen Biomassen der 72 Buchen aus den Referenzdaten gegenübergestellt. Die Zacken in den Kurven treten bei den Funktionen auf, die die Baumhöhe als Eingangsparameter nutzen (s. Anhang).

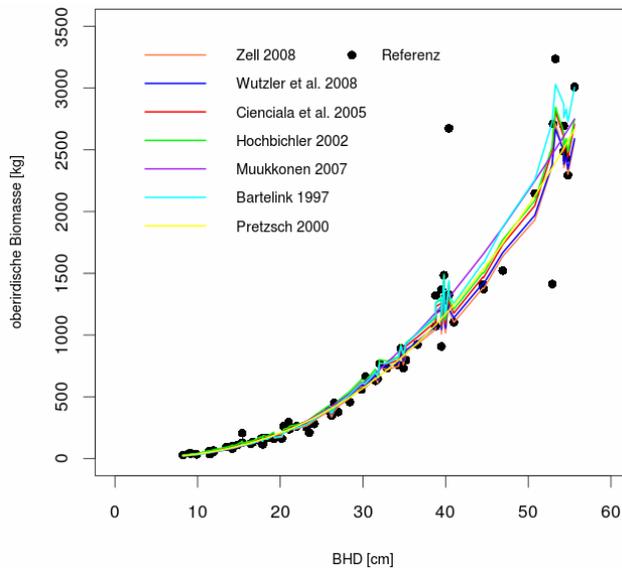


Abbildung 10: Ergebnisse der oberirdischen Biomasseschätzung aller untersuchten Biomassefunktionen für Buche mit den Referenzdaten

Die Methoden zur Schätzung der unterirdischen lebenden Baumbiomasse stammen von BOLTE et al. (2004), WUTZLER et al. (2008) und LE GOFF u. OTTORINI (2001) (s. Anhang). Die mittlere geschätzte Grobwurzelbiomasse nach LE GOFF u. OTTORINI (2001) übertrifft diejenige nach BOLTE et al. (2004) um ein Vielfaches. Der geschätzte Mittelwert, hergeleitet mit der Funktion von WUTZLER et al. (2008), liegt zwischen denen der vorher genannten Methoden (s. Tab. 4 u. Abb. 11). Der Variationskoeffizient schwankt hier ebenfalls in einem geringen Bereich zwischen den unterschiedlichen Funktionen.

Tabelle 4: Ergebnisse der Schätzung der unterirdischen lebenden Baumbiomasse für Buche mit unterschiedlichen Funktionen

Autor	Mittelwert [kg/Baum]	Standardabweichung [kg/Baum]	Variationskoeffizient [%]
BOLTE et al. 2004	48,09	47,45	98,66
WUTZLER et al. 2008	120,02	123,2	102,65
LE GOFF u. OTTORINI 2001	161,34	173,36	107,45

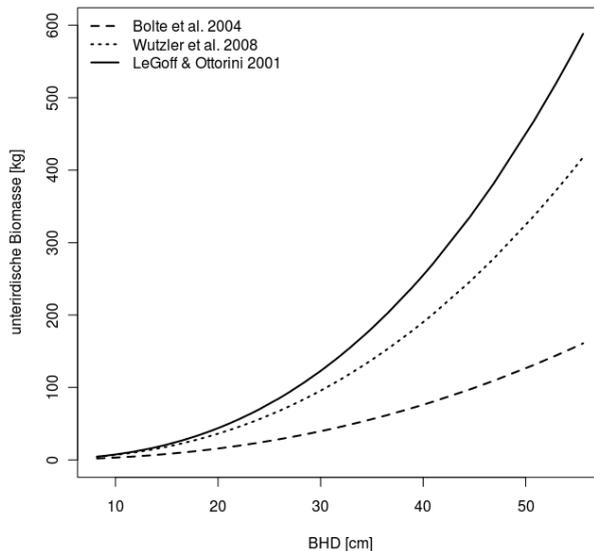


Abbildung 11: Vergleich der analysierten Biomassefunktionen zur Schätzung der unterirdischen lebenden Biomassen für Buche

Die Überprüfung der vielen verschiedenen Biomassefunktionen aus dem europäischen Raum mit Hilfe des Referenzdatensatzes der NW-FVA zeigt, dass die Streuung der Ergebnisse zu einem großen Teil auf die jeweiligen Aufnahmegebiete mit ihren unterschiedlichen ökologischen Rahmenbedingungen (Einfluss auf die Ausformung der Bäume) zurückgeführt werden kann. Zudem sind die Daten in den verschiedenen Ländern bzw. Regionen methodisch unterschiedlich erhoben worden. Da Biomassefunktionen im Allgemeinen nur für bestimmte Gebiete und unter Umständen nur für bestimmte BHD-Bereiche entwickelt werden, ist ihre Anwendung in anderen Regionen bzw. für andere BHD-Bereiche immer mit Unsicherheiten verbunden. Auch sind unterschiedliche Biomassedefinitionen ein Grund für abweichende Ergebnisse, wie z. B. die eher subjektive Einteilung der oberirdischen holzigen Biomasse in Stamm und Äste im Vergleich zur objektiven Einordnung in Holz und Reisig mit festen Grenzwerten (Zopfdurchmesser 5 oder 7 cm). Entsprechende Abweichungen finden sich auch bei der Definition der unterirdischen lebenden Baumbiomasse. So wird beispielsweise in der Arbeit von WUTZLER et al. (2008) nur von Grobwurzeln ohne erklärende Konkretisierungen gesprochen. Weitere Ursachen für die deutlich voneinander abweichenden Ergebnisse können auch Konkurrenzeffekte, schwankende klimatische Rahmenbedingungen oder unterschiedliche waldbauliche Behandlungen sein.

Nach den Ergebnissen der Vergleichsprüfungen werden in dieser Arbeit die baumartenspezifischen Funktionen von ZELL (2008) zur Berechnung der oberirdischen Biomasse herangezogen, die auf der Basis der BWI²-Daten entwickelt wurden. Sie weisen zwar einen hohen Bias und nur eine mittlere Präzision auf,

bieten aber andererseits Vergleichsmöglichkeiten zu den Ergebnissen der BWI² und sind allgemeingültig sowie durch eine geringe Streuung gekennzeichnet. Zur Berechnung der unterirdischen Wurzelbiomasse wird auf die Biomassefunktionen von BOLTE et al. (2004) für Buche und Fichte ohne Stubben zurückgegriffen, denen ein weiter BHD-Bereich zugrunde liegt und bei denen die Wurzelbiomasse genau als der unterirdische Teil des Wurzelstocks bis zu einem Wurzeldurchmesser von 2 mm definiert ist. In Ermangelung besserer Alternativen sollen diese Funktionen auch zur Bestimmung der unterirdischen Biomasse bei Eiche bzw. Kiefer genutzt werden.

3.1.3 Berechnung der Kohlenstoffvorräte der lebenden Baumbiomasse

Für die Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt wurden Durchmesser (BHD) und Höhenwerte (H) auf Einzelbaumebene in 5-jährigen Intervallen simuliert. Diese fanden Eingang in die baumartenspezifischen Funktionen von ZELL (2008) für die oberirdische lebende Biomasse bzw. in die Funktionen von BOLTE et al. (2004) für die unterirdische lebende Baumbiomasse. Die verwendeten Biomassefunktionen sind im Anhang aufgeführt.

Anhand der so berechneten Massen und der Kohlenstoffkonzentration (s. Kap. 3.1, erster Absatz) konnten die Kohlenstoffvorräte der lebenden Baumbiomasse ermittelt werden. Dabei ist der begehbare Holzboden einschließlich Lücken im Bestand (474.580 ha) die Bezugsfläche für die Jahre 2002 und 2007, wobei die Lückenflächen prozentual gleichmäßig auf die Baumarten verteilt wurden. An der Bezugsfläche haben Buchenbestände einen Anteil von 7,1 %, Eichenbestände von 9,4 %, Fichtenbestände von 11,2 % und Kiefernbestände sind mit 42,7 % vertreten. Der Datenspeicher Waldfond gibt für das Jahr 1993 eine bestockte Holzbodenfläche in Sachsen-Anhalt von insgesamt 397.284 ha an. Davon wurden 7,6 % der Baumartengruppe Buche zugeordnet, 10,4 % der Eiche und 14,2 % der Fichte sowie 52,0 % der Kiefer. Die großen Unterschiede bei der Holzbodenfläche zwischen 1993 und 2002 ergeben sich durch verfahrensbedingte Besonderheiten bei der Auswertung des Datenspeichers Waldfonds. So sind nicht alle Wälder erfasst worden und auch die Walddefinitionen weichen stark voneinander ab (BFH 1994).

Der Kohlenstoffvorrat der Derbholzvorräte wurde für alle Baumarten mit einer mittleren Dichte von 0,5 t/m³ bzw. - wo möglich - mit der baumartenspezifischen Raumdichte und der mittleren Kohlenstoffkonzentration berechnet. Um aus den Derbholzvorräten die lebende Baumbiomasse abzuschätzen, wurden die Biomasseexpansionsfaktoren von PRETZSCH (2009) (siehe Fußnote 1 im Kap. 1.2) benutzt. Dies war in den Fällen nötig, für die keine Einzelbaumdaten vorlagen.

3.2 Tote Baumbiomasse

3.2.1 Literaturstudie zur toten Baumbiomasse

Das Totholz ist ein wichtiger Bestandteil des Ökosystems Wald, in dem sich große Mengen Kohlenstoff akkumulieren können. PREGITZER u. EUSKIRCHEN (2004) geben für Wälder der gemäßigten Zone einen Kohlenstoffvorrat im Totholzpool von 42 t C/ha an. WIRTH et al. (2004a) ermittelten in ihrer Studie für extensiv genutzte Wälder in der borealen und gemäßigten Zone außerhalb Deutschlands einen Vorrat von $17,8 \pm 16,9$ t C/ha. Für Nicht-Wirtschaftswälder in Mitteleuropa geben sie einen Kohlenstoffvorrat von $5,9 \pm 3,4$ t C/ha und in Wirtschaftswälder von $2,1 \pm 1,4$ t C/ha an.

Bei der BWI² (Stichjahr 2002) wurde im bundesweiten Durchschnitt ein Totholzvorrat ohne Stubben von 11,5 m³/ha ($d \geq 20$ cm am stärkeren Ende) berechnet. Für Sachsen-Anhalt liegt dieser Wert bei 5,6 m³/ha (2,6 Mio. m³) ($d \geq 20$ cm) (BMELV 2005). Nach den Ergebnissen der Inventurstudie 2008 (IS08) hat sich der bundesweite Totholzvorrat auf insgesamt 15 m³/ha erhöht. Bei Zugrundelegung einer geringeren Aufnahmegrenze ($d \geq 10$ cm) beträgt der Totholzvorrat sogar 24 m³/ha ohne Stubben (POLLEY et al. 2009). Zu noch höheren Werten bei gleicher abgesenkter Aufnahmegrenze kommen MEYER et al. (2009) auf der Basis der BZE II-Daten in den Bundesländern Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt. Die von ihnen bestimmten Vorräte an Totholz belaufen sich auf 28 m³/ha. Geht man von den zuvor genannten Volumina aus und unterstellt eine mittlere Dichte von 0,25 t/m³ für Totholz sowie einen Kohlenstoffanteil von 50 % an der Masse, so ergeben sich aus den Zahlen Kohlenstoffvorräte von rund 1,44 t C/ha (BWI², Dtschl., ≥ 20 cm) und 0,7 t C/ha (BWI², LSA, ≥ 20 cm) bzw. 1,84 t C/ha (IS08, Dtschl., ≥ 20 cm) bzw. 3 t C/ha (IS08, Dtschl., ≥ 10 cm) und 3,5 t C/ha (Meyer et al. 2009, Nds, He., LSA, ≥ 10 cm). OEHMICHEN et al. (2011) errechneten auf Basis der Inventurstudie 2008 einen bundesweiten durchschnittlichen Kohlenstoffvorrat des Totholzes (≥ 10 cm) von 3,25 t C/ha. Diese Werte zeigen zum einen den starken Einfluss der Kluppschwellen auf die Totholzvorräte und die in ihnen gespeicherten Kohlenstoffvorräte, zum anderen dokumentieren sie einen Totholzanstieg zwischen 2002 und 2008 aufgrund der höheren Waldrestholzanteile, die im Zuge der stärkeren Nutzungen im Wald verblieben sind. Zu betonen ist, dass in den Zahlen, die auf der BWI² basieren, die Stubben nicht enthalten sind, welche aber viel Masse und auch einen wichtigen Lebensraum für viele Arten repräsentieren.

Die zeitliche Dynamik des Totholzpool wird bestimmt durch die Bildungs- und Zersetzungsraten des Totholzes. Eine Zunahme erfährt der Totholzpool durch die natürliche Mortalität und den Astabfall, abiotisch bzw. biotisch bedingte Ausfälle sowie durch menschliche Eingriffe. Die Zersetzung des Holzes ist der Hauptaustag. Er wird vor allem von Destruenten vorangetrieben, deren Atmung

zu einer direkten Freisetzung von Kohlenstoff führt (MACKENSEN et al. 2003). Die Zersetzungsdauer von Totholz ist bei der Quantifizierung der Kohlenstoffspeicherung in Waldökosystemen ein wichtiger Aspekt. Beispielsweise veröffentlichten ROCK et al. (2008) kontinuierliche Zersetzungskonstanten für die Hauptbaumarten in Europa. ZELL et al. (2009) leiteten ein gemischtes nichtlineares Abbaumodell auf der Basis einer Metaanalyse her, in das unter anderem der Ausgangsdurchmesser des Totholzes, die mittlere Temperatur im Juli und der Jahresniederschlag als erklärende Variablen eingehen. MEYER et al. (2009) haben in ihrer Arbeit unter anderem Totholzzersetzungsfunktionen ($d \geq 20$ cm) für die Hauptbaumarten in Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt ableiten können.

3.2.2 Berechnung der Kohlenstoffvorräte der toten Baumbiomasse

In den Simulationsläufen der Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt wurden für die verschiedenen Szenarien auch die Totholzvolumina hergeleitet. Totholz ist darin definiert als das oberirdische tote Derbholz mit einem Mindestdurchmesser von 7 cm. Den jeweiligen Totholzvolumina wurden die Erntereste aus den Vor- und Endnutzungen hinzuaddiert. Diese wurden mit Hilfe baumartenspezifischer Abzugsfaktoren⁴ quantifiziert. Die im Rahmen der BWI² 2002 mit einem Mindestdurchmesser ≥ 20 cm ermittelten Totholzvolumina in Höhe von 5,6 m³/ha (BMELV 2005) wurden mit Hilfe einer Funktion von MEYER et al. (2009), die den Zusammenhang zwischen dem ermittelten Totholzvolumen und dem Mindestdurchmesser bei den Totholzaufnahmen beschreibt, für die Aufnahmegrenze ≥ 7 cm auf 10 m³/ha bzw. insgesamt 4,7 Mio. m³ umgerechnet. Zu diesem Wert wurden die Erntereste von 2002 bis 2007 in Höhe von 1,7 Mio. m³ hinzuaddiert. Auf dieser Grundlage konnte für alle Bestände ein Startwert von 6,4 Mio. m³ generiert werden. Da dieser Wert für alle Baumarten und Bestände gilt, wurde er mit den Baumartenanteilen am Holzvorrat (s. Abb. 2, rechts) gewichtet, um für die untersuchten Baumarten einen eigenen Bezugswert für das Jahr 2007 zu generieren.

Der Totholzabbau durch Zersetzung wurde für die Hauptbaumarten mit den Funktionen von MEYER et al. (2009) abgebildet. Das Gesamtvolumen der toten Baumbiomasse wurde anschließend mit einer mittleren Raumdichte für Laubholz (0,3 t/m³) bzw. Nadelholz (0,21 t/m³) in Masse umgerechnet, sodass der Kohlenstoffvorrat unter Zugrundelegung einer Kohlenstoffkonzentration von 50 % berechnet werden konnte. Die mittlere Raumdichte wurde ermittelt, indem die Raumdichten in unterschiedlichen Zersetzungsstadien mit der Verweildauer in der jeweiligen Zersetzungsphase gewichtet und anschließend gemittelt wurden. Dazu dienten die Angaben von FRAVER et al. (2002) und RANIUS et al. (2003) für Nadelholz sowie von MÜLLER-USING und BARTSCH (2009) für Laubholz.

⁴ Vornutzung: Buche = 0,15; Eiche = 0,25; Fichte = 0,20; Kiefer = 0,25
Endnutzung: Buche = 0,15; Eiche = 0,25; Fichte = 0,15; Kiefer = 0,20 (KRAMER u. AKCA 2008)

3.3 Bodenvegetation

Der bestimmende Faktor für die Kohlenstoffspeicherung in der Bodenvegetation ist die auf den Waldboden treffende Strahlungsmenge, die sehr unterschiedlich sein kann (BÖSWALD u. WIERLING 1997). So erhält z. B. der Waldboden eines hallenartigen Buchenaltbestandes völlig andere Strahlungsmengen als der eines geschlossenen jungen Buchenbestandes mit tief ineinandergreifenden Kronen. Zur Ermittlung der Kohlenstoffvorräte in der Bodenvegetation liegen keine flächendeckenden Daten für Sachsen-Anhalt vor bzw. eine Regionalisierung dieser Daten aus Stichprobeninventuren ist schwierig. In der Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt war die Bodenvegetation weder integriert noch wurde sie fortgeschrieben. Aus diesem Grund wurde für die Kohlenstoffstudie in Sachsen-Anhalt behelfsweise auf die Ergebnisse einer Studie für Thüringen zurückgegriffen (WIRTH et al. 2004a). Die Bodenvegetation in Buchenbeständen hat demnach einen Kohlenstoffvorrat von 0,30 t C/ha, in Eichenbeständen 1,69 t C/ha, in Fichtenbeständen 0,24 t C/ha und in Kiefernbeständen 1,46 t C/ha (WIRTH et al. 2004a). Da sich die Bodenvegetation größtenteils aus Pflanzen mit einer geringen Lebensspanne zusammensetzt, wurde der Kohlenstoffvorrat in diesem Pool als konstant angesehen und nicht weiter betrachtet.

3.4 Boden

3.4.1 Literaturstudie zum Boden

Im Ökosystem Wald ist der Boden meist ein größerer Kohlenstoffspeicher als die Vegetation. Auf dem ersten Meter im Boden beträgt der Kohlenstoffvorrat in den Wäldern der borealen Zone schätzungsweise 338 Pg⁵, in der gemäßigten Zone 153 bis 195 Pg und in der tropischen Zone 214 bis 435 Pg (SAUGIER et al. 2001). Das durchschnittliche Verhältnis des Kohlenstoffvorrates im Boden zur darauf befindlichen Vegetation beträgt in der borealen Zone etwa 5:1, in der gemäßigten 2:1 und in der tropischen 1:1 (JARVIS et al. 2005).

Bundesweit wurde zum Zeitpunkt der Inventurstudie 2008 ein mittlerer Kohlenstoffvorrat von 68 t C/ha in den ersten 30 cm des Mineralbodens ermittelt, wobei die Kohlenstoffvorräte in Böden mit hohem Tongehalt größer waren als in sandigen Böden, und von $19,8 \pm 0,6$ t C/ha in der Humusaufgabe (OEHMICHEN et al. 2011). In der Streu von Laubwäldern lag dieser Wert bei $12,1 \pm 1,2$ t C/ha, von Mischwäldern bei $18,3 \pm 2,1$ t C/ha und in Nadelwäldern bei $27,1 \pm 1,1$ t C/ha. In Thüringen wurden die Kohlenstoffvorräte in der organischen Auflage der Wälder auf 27,7 t C/ha geschätzt. Dieser Kohlenstoffvorrat im Humus war in den Nadelwäldern im Mittel dreimal höher als in den Laubwäldern. Im Mineralboden (0-

⁵ 1 Pg = 1 Peta Gramm = $1 \cdot 10^{15}$ g = $1 \cdot 10^9$ t = 1 Giga Tonne = 1 Gt

60 cm) waren 69,9 t C/ha gespeichert, wobei diese Werte unter Laubwald leicht höher waren als unter Nadelwald (WIRTH et al. 2004a). In der Arbeit von PISTORIUS (2007) wurden für Baden-Württemberg im Mineralboden sehr viel höhere Kohlenstoffvorräte durch Simulationsrechnungen ermittelt (135,4 t C/ha), die aber auf keine bestimmte Tiefenstufe bezogen und daher schwer einzuordnen sind. In der Auflage waren die Kohlenstoffvorräte (27,6 t C/ha) ähnlich hoch wie in Thüringen. In Bayern konnte ein mittlerer Kohlenstoffvorrat im Mineralboden von 0 bis 150 cm in Höhe von 141 t C/ha ermittelt werden (SCHUPERT 2010). Schleswig-Holstein weist im Mineralboden bis 90 cm Tiefe einen mittleren Kohlenstoffvorrat von 130 t C/ha und im Auflagehumus von 35 t C/ha auf, der Gesamtwert über beide Kompartimente liegt bei 165 t C/ha (ohne Moorstandorte) (WÖRDEHOFF et al. 2012). In Mecklenburg-Vorpommern wurden auf Basis der BZE II mittlere C-Vorräte von 103 t C/ha berechnet (Auflagehumus und Mineralboden bis 90 cm Bodentiefe, 42 Stichprobenpunkte) (RUSS et al. 2011). In den niedersächsischen Waldböden waren 2008 Kohlenstoffvorräte von rund 79 t C/ha bis 103 t C/ha in den ersten 90 cm des Mineralbodens sowie von rund 25 t C/ha im Auflagehumus gespeichert (WÖRDEHOFF et al. 2011).

3.4.2 Berechnung der Kohlenstoffvorräte des Bodens

Zur Berechnung des Kohlenstoffvorrates in den Böden der sachsen-anhaltischen Wälder dienten die Daten der BZE II. Insgesamt konnten Daten von 76 BZE II-Profilen genutzt werden, um den mittleren Kohlenstoffvorrat im Auflagehumus und Mineralboden zu bestimmen. Organisch beeinflusste Böden, wie z. B. Moorböden (N = 2) mit ihren sehr hohen Kohlenstoffvorräten, wurden nicht in alle Auswertungen einbezogen. Zu den BZE-Punkten lagen weiterhin auch Bestandesinformationen aus Probekreisaufnahmen vor, die zur Verschneidung mit den Bodeninformationen genutzt wurden.

3.5 Holzprodukte

3.5.1 Literaturstudie Holzprodukte

Der Produktpool Holz stellt neben dem Wald einen weiteren Speicher für Kohlenstoff dar, der in dieser Studie betrachtet wird. Holzprodukte leisten einen nennenswerten Beitrag zur Reduzierung der CO₂-Konzentrationen in der Atmosphäre, indem durch die stoffliche Holznutzung die natürliche Freisetzung dieses Treibhausgases durch Zersetzung verzögert wird. Außerdem substituieren Holzprodukte sowohl andere Bau- und Werkstoffe, die in der Herstellung energieintensiver sind und größere CO₂-Emissionen verursachen, als auch als Energieholz fossile Brennstoffe (KÖHL et al. 2009, RÜTER 2010). Durch den steigenden stofflichen Holzverbrauch konnten in den vergangenen Jahren bundesweit durchschnittlich

10 Mio. t/Jahr CO₂-Emissionen und durch die wachsende energetische Holznutzung weitere 30 Mio. t/Jahr CO₂-Emissionen zusätzlich vermieden werden (RÜTER 2010).

In einer Schweizer Studie wurde für Holzprodukte im Zivilisationskreislauf ein Kohlenstoffvorrat von 101 Mio. t CO₂ im Jahr 2000 geschätzt, was ca. 27,5 Mio. t C entspricht (TAVERNA et al. 2007). BÖSWALD und WIERLING (1997) berechneten für den niedersächsischen Holzproduktpool eine Speichermenge von 23,8 Mio. t C im Jahr 1993. PISTORIUS (2007) kam für Baden-Württemberg auf der Basis statistischer Angaben zur Gebäudezahl und den Nutzungsmengen zwischen BWI¹ und BWI² zu einer Speicherleistung von 49,85 Mio. t C für den Produktpool Holz. Weiterhin konnte er eine jährliche zusätzliche Speicherung von etwa 0,85 Mio. t C ermitteln. Die mittlere Kohlenstoffbindung im verkauften Holz des Thüringer Landeswaldes betrug in den Jahren 2001 und 2002 rund 0,21 Mio. t C (MUND et al. 2006).

Wichtige Informationen zur Einschätzung der Kohlenstoffbindung in Holzprodukten sind die Absatzwege des sägefähigen und nicht sägefähigen Rohholzes. Für die Verwendung bestimmter Holzsortimente liegen aber bisher weder für Sachsen-Anhalt noch für Deutschland belastbare baumartenspezifische Daten vor. Lediglich für Thüringen gibt es Näherungswerte aus einer Untersuchung von PROFFT et al. (2009). Besser ist die Informationslage hinsichtlich der mittleren Lebensdauer einzelner Produktklassen (vgl. WIRTH et al. 2004a).

Bei einer vollständigen Nutzung des Holzes als langlebiges Produkt (Materialsubstitution) mit darauf folgender energetischer Nutzung (Energiesubstitution) ergibt sich ein maximales Substitutionspotenzial von 1,238 t C pro t Holz (ROCK 2008). Dieser Wert stellt eine Obergrenze dar, da nicht alles Holz zu langlebigen Produkten verarbeitet wird, mit diesen nicht immer fossile Brennstoffe ersetzt werden und ihre Verbrennung nicht zwangsläufig von Nutzen sein muss (ROCK 2008). In jedem Fall ist der Trend zu beachten, dass Holz als Energieträger immer wichtiger wird. Nach einer Studie von MANTAU et al. (2010) wird der Anteil der energetischen Nutzung bei steigendem Holzverbrauch von heute 43 % auf 54 % im Jahre 2030 steigen. Im Jahre 2002 betrug dieser Anteil lediglich 26 % (MANTAU 2004). Eine Untersuchung aus Niedersachsen bestätigt diesen Trend. Auch dort ist Holz als Energieträger immer wichtiger geworden, denn allein in Feuerungsanlagen unter 1 Megawatt Leistung wurden 2009 durch Energieholznutzung 4,78 Mio. Megawattstunden (MWh) an fossilen Energieträgern substituiert (3N 2010).

3.5.2 Kaskadennutzung

In dieser Kohlenstoffstudie wird der Produktpool als statisch angesehen, d. h. es findet kein Übergang von einer Holzproduktklasse in eine andere statt. Jedoch ist es durch Kaskadennutzung generell möglich, die Lebensdauer von Holzprodukten zu verlängern bzw. durch eine energetische Nutzung von Altholz die Substitutions-

effekte durch Holzprodukte zu vergrößern. Kaskadennutzung bedeutet im klassischen Sinn die stoffliche Nutzung eines Rohstoffs über mehrere Stufen, wobei im ersten Produkt die stofflichen Eigenschaften auf dem höchsten Niveau genutzt werden. Am Ende jeder Produktlebensdauer erfolgt eine Aufbereitung des Rohstoffs, um ihn dann anschließend zu einem anderen Produkt zu verarbeiten. Dieses neue Produkt stellt in der Regel geringere Anforderungen an die stofflichen Eigenschaften des Rohstoffs als das vorherige. Somit wird der Rohstoff weiter verwertet, anstatt dass er neu hergestellt oder beschafft werden muss. Dabei ist die Häufigkeit der Wiederverwertung abhängig vom eingesetzten Rohstoff sowie technischen, sozialen, ökologischen und ökonomischen Rahmenbedingungen. Durch eine Kaskadennutzung wird demnach die stoffliche Ressource durch wiederholten Einsatz optimal genutzt und zeitgleich werden die geringer werdenden Qualitäten durch die verminderten Anforderungen an die Folgeprodukte berücksichtigt (FRÜHWALD et al. 2010). In der Realität ist die Kaskadennutzung nicht rein linear, sondern auf den verschiedenen Nutzungsstufen werden Stoffe zur energetischen Verwendung abgezweigt.

FRÜHWALD et al. (2010) haben dies in ihrer Arbeit beispielhaft für Holz dargestellt. Für das erste Produkt, etwa konstruktives Bauholz, wird Schnittholz benötigt, welches dann beim kontrollierten Rückbau von Häusern als Altholz aussortiert werden kann. Dieses Altholz kann anschließend für die Spanplattenproduktion genutzt werden. In Deutschland fallen jährlich 8 Mio. Tonnen Altholz an, von denen 80 % energetisch und 20 % stofflich weiterverwendet werden. Die energetische Verwertung von Holz stellt die letzte Nutzungsstufe dar. Durch die Kaskadennutzung wird die Gesamtnutzungsdauer des Holzes und damit die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten verlängert, ohne dass die Holzentnahme aus den Wäldern erhöht werden muss (FRÜHWALD et al. 2010).

3.5.3 Berechnungen zum Produktpool

3.5.3.1 Holzproduktklassen

Die Holzprodukte wurden in vier Kategorien eingeteilt, die sich aus verschiedenen Hauptprodukten zusammensetzen (s. Tab. 5). Bei den vier Holzproduktklassen handelt es sich um „Produkte mit langer Lebensdauer“ (PIL), „Produkte mit mittlerer Lebensdauer“ (PmL), „Produkte mit kurzer Lebensdauer“ (PkL) und „Energieholz“ (E). Diesen Produktklassen wurden Zersetzungskonstanten (k) auf Grundlage der Angaben von WIRTH et al. (2004a) und PISTORIUS (2007) zugeordnet. Damit war es möglich, für die einzelnen Klassen Halbwertszeiten (t_{50}), mittlere Lebensdauern (t_{63}) und Lebensdauern (t_{95}) zu berechnen (s. Gleichung 1). Die Lebensdauern (t) entsprechen einem exponentiellen Abbau nach der Zeit, in der 50 %, 63 % und 95 % (i) des organischen Kohlenstoffs abgebaut sind (MUND et al. 2006).

$$t_i = -\left(\ln\left(1 - \frac{i}{100}\right)\right) / k \quad [1]$$

Tabelle 5: *Aufstellung der Produktklassen mit den entsprechenden Zersetzungskonstanten (k), Lebensdauern (t_{50} = Halbwertszeit, t_{63} = mittlere Lebensdauer, t_{95} = Lebensdauer) und Hauptprodukten (WIRTH et al. 2004a, PISTORIUS 2007; Lebensdauern berechnet nach Gleichung 1)*

Produktklasse		Zersetzungskonstante (k) [Jahre ⁻¹]	Halbwertszeit (t_{50}) [Jahre]	Mittlere Lebensdauer (t_{63}) [Jahre]	Lebensdauer (t_{95}) [Jahre]	Hauptprodukte
Produkte mit	langer Lebensdauer	0,02	35	50	150	Bauholz
	mittlerer Lebensdauer	0,039	18	25	77	Holzwerkstoffe wie Span- und Tischlerplatten, Furniere und Vollholzmöbel
	kurzer Lebensdauer	0,32	2	3	9	Papier, Pappe, Kartonnagen
Energieholz		0,7	1	1	4	Brennholz, Pellets

Diese Unterscheidung ist nötig, da bei einem exponentiellen Abbau mit einer konstanten Zersetzungsrate angenommen wird, dass die gesamte Lebensdauer (t_{95}), d. h. die Zeitspanne, nach deren Ablauf noch 5 % der Ausgangsmenge verblieben sind, mehr als doppelt so lang ist wie die mittlere Lebensdauer (t_{63}) (MUND et al. 2006). Die Halbwertszeit (t_{50}) entspricht dabei dem Zeitpunkt, an dem 50 % der

Masse abgebaut sind, was aber nicht mit der mittleren Lebensdauer (t_{63}) gleichzusetzen ist.

3.5.3.2 Holzverwendungsschlüssel

Ein Holzverwendungsschlüssel dient der Zuordnung verschiedener Sortimente zu unterschiedlichen Produkten und Produktklassen. Die Erstellung eines Holzverwendungsschlüssels ist zeitaufwendig und stellt hohe Ansprüche an die Datengrundlage. Probleme ergeben sich dabei dadurch, dass sich die Wege der verschiedenen ausgehaltenen Sortimente häufig nicht vom Wald zum Verwerter nachvollziehen lassen (Verkäufer → Verwerter oder Holzhandel → Verarbeitung oder Weiterverkauf). Dies ließe sich ggf. mit einer umfassenden Befragung der Unternehmen der Holzbe- und -verarbeitenden Industrie eines Landes bewerkstelligen (vgl. PROFFT et al. 2009), was aber im Rahmen dieser Studie nicht möglich war.

Stark vereinfacht wurde daher folgender Ansatz gewählt: Den Produktklassen wurde ausgehend von den Hauptprodukten das eingeschlagene Stamm-, Industrie- und Energieholz sowie das nicht verwertbare Holz grob zugeordnet. Stammholz wird zumeist an Säger verkauft, welche daraus Produkte für den Hausbau o. ä. anfertigen. Folglich wird dieses Sortiment der Produktklasse mit langer Lebensdauer (PLL) zugeordnet. Der Ausbeutungsgrad bei der Schnittholzproduktion beträgt bundesweit für Nadelholz ca. 61 % und für Laubholz ca. 64 % (MANTAU 2008). Die als Koppelprodukt entstehenden Sägenebenprodukte werden, unabhängig ob es sich um Laub- oder Nadelholz handelt, zu 44 % der Klasse Produkte mit mittlerer Lebensdauer, zu 18 % der Klasse Produkte mit kurzer Lebensdauer und zu 38 % der Klasse Energieholz zugeordnet. Das eingeschlagene Industrieholz wird zu unterschiedlichen Anteilen den Produkten mit mittlerer (PmL) und kurzer Lebensdauer (PkL) zugewiesen. Um den Anteil von Laub- und Nadelindustrieholz an der Klasse Produkte mit kurzer Lebensdauer, hauptsächlich Papier und Pappe, zu bestimmen, wurde auf bundesweite Zahlen des Verbandes Deutscher Papierfabriken e.V. (VDP) zurückgegriffen, da Daten auf Landesebene nicht vorlagen (VDP 2007). Das Nadelindustrieholz wurde demnach zu 64 % und das Laubindustrieholz zu 27 % dieser Produktklasse zugeordnet. Ausgehaltenes Energieholz und nicht verwertbares Holz wurde der Produktgruppe Energieholz zugeordnet. Die Datengrundlage für diese Sortimente stammt aus dem Holzmarktbericht 2007 (BMELV 2008) für das Jahr 2006. Dieses Jahr wurde gewählt, da es ein von Stürmen und Wirtschaftsschwankungen weitgehend unbeeinflusstes Jahr war. Der stark vereinfachte Holzverwendungsschlüssel ist in Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 6: Stark vereinfachter Holzverwendungsschlüssel für das Land Sachsen-Anhalt. Dargestellt ist die Verteilung von Laub- und Nadelholz auf die Produktklassen.

Art	Produkte mit			Energieholz
	langer Lebensdauer	mittlerer Lebensdauer	kurzer Lebensdauer	
Laubholz	24,5 %	38,0 %	14,6 %	22,9 %
Nadelholz	27,5 %	25,3 %	33,9 %	13,9 %

Mit dem Holzverwendungsschlüssel wurden die simulierten Nutzungsmengen der Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt den Produktklassen zugeordnet. Die jeweiligen Volumina wurden anschließend mit baumartenspezifischen Raumdichten (s. Fußnote 2, Kap. 1.2) in Massen und anschließend mit der Kohlenstoffkonzentration von 50 % in Kohlenstoffvorräte umgerechnet.

Die Berechnung der energetischen Substitutionseffekte beruht auf Untersuchungen, wonach bei der Verbrennung von Nadelholz mit einem Wassergehalt von 20 % im Vergleich zur entsprechenden Menge Heizöl 1,401 t CO₂ pro verwendeter Tonne Holz eingespart werden. Bei Laubholz liegt dieser Wert bei 1,345 t CO₂/t Holz (PFLÜGER-GRONE 2007). Die Massen der Produktklasse Energieholz wurden mit den oben angeführten Faktoren multipliziert, um den energetischen Substitutionseffekt darstellen zu können.

4 Ergebnisse

Einleitend werden die Kohlenstoffvorräte in Sachsen-Anhalt zu den Stichjahren 1993 und 2002 sowie 2007 vorgestellt und die Veränderungen beschrieben. Danach wird die Entwicklung der verschiedenen Kohlenstoffspeicher über die nächsten 30 Jahre unter drei unterschiedlichen waldbaulichen Szenarien dargestellt. Der 01.01.2007 ist der Stichtag für den Beginn der Simulationsrechnungen der Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt. Bis zu diesem Zeitpunkt wurden die Vorräte der BWI² unter Berücksichtigung der tatsächlichen Zuwächse und Einschläge im Zeitraum 2002 bis 2007 fortgeschrieben sowie um die Kalamitätsnutzungen nach dem Orkan Kyrill vom 18./19.01.2007 korrigiert.

4.1 Veränderungen zwischen 1993 und 2002

Auf der Basis des Datenspeichers Waldfond betrug der Gesamterdbholzvorrat 1993 in Sachsen-Anhalt für alle Baumarten rund 82 Mio. m³ bzw. 206 m³/ha. Darin waren geschätzte 21 Mio. t C bzw. rund 52 t C/ha gespeichert. Die BWI² mit ihrer größeren Bezugsfläche gibt für das Stichjahr 2002 einen Derbholzvorrat von etwa 112,6 Mio m³ an, was einem durchschnittlichen Vorrat von 237 m³/ha entspricht (bezogen auf die begehbbare Holzbodenfläche). Dementsprechend lag der Kohlenstoffvorrat des Derbholzvorrates bei ca. 28 Mio. t C bzw. etwa 59 t C/ha (s. Abb. 12).

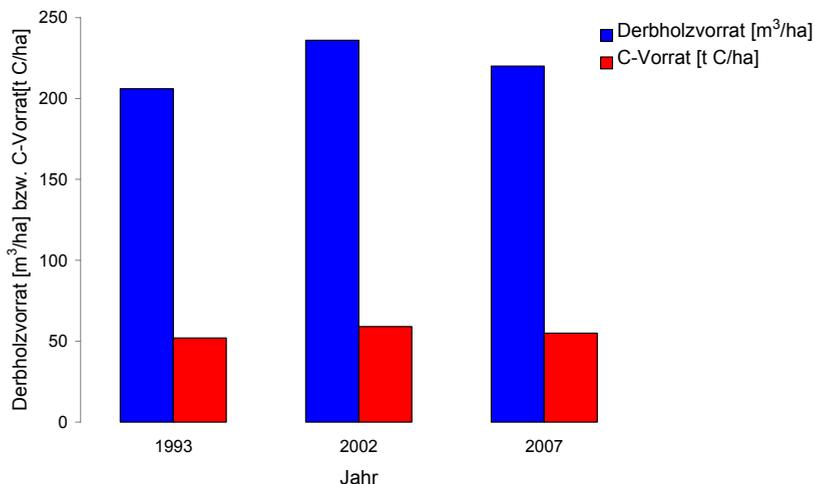


Abbildung 12: Derbholzvorräte [m³/ha] und C-Vorräte [t C/ha] der Derbholzvorräte in Sachsen-Anhalt in den Jahren 1993, 2002 und 2007

Der Derbholzvorrat der Baumartengruppe Buche betrug 1993 rund 9,1 Mio. m³ bzw. 288 m³/ha im Hauptbestand. Dies entspricht etwa 2,5 Mio. t C bzw. rund

80 t C/ha im Derbholz. Etwas höher waren die Derbholzvorräte bei der Baumartengruppe Eiche (9,8 Mio. m³; 230 m³/ha im Hauptbestand) mit ebenfalls leicht größeren absoluten C-Vorräten (2,7 Mio. t C), hektarbezogen gesehen jedoch geringeren Kohlenstoffvorräten (65 t C/ha). Für die Nadelbaumarten wurden Derbholzvorräte von insgesamt 13,5 Mio. m³ bzw. 238 m³/ha im Hauptbestand bei Fichte und 38,5 Mio. m³ bzw. 186 m³/ha im Hauptbestand bei Kiefer ermittelt. Die darin gespeicherten Kohlenstoffvorräte beliefen sich auf ca. 2,5 Mio. t C bzw. 45 t C/ha bei Fichte und ca. 8,3 Mio. t C bzw. 40 t C/ha bei Kiefer. Diese erste Quantifizierung erfolgte vereinfacht auf der Grundlage der Derbholzvorräte, da keine Biomassefunktionen angewendet werden konnten. Werden jedoch die Derbholzvorräte mithilfe der Biomasseexpansionsfaktoren von PRETZSCH (2009) und der baumartenspezifischen Raumdichten in lebende Baumbiomasse umgerechnet und deren Kohlenstoffvorrat bestimmt, so ergeben sich folgende Werte: Der Kohlenstoffvorrat der lebenden Baumbiomasse der Baumartengruppe Buche beträgt 4,8 Mio. t C (152 t C/ha), bei der Eiche sind es 5,2 Mio. t C (123 t C/ha), bei Fichte 4,6 Mio. t C (81 t C/ha) und bei Kiefer 15,0 Mio. t C (73 t C/ha).

Die C-Vorräte der Hauptbaumarten zum Stichtag der BWI² sind ein Spiegelbild ihrer Flächenanteile, ihrer standörtlichen Zuordnung und ihres Altersklassenaufbaus (s. Abb. 4).

Für die Buchenbestände im Jahr 2002 konnte ein Derbholzvorrat von 10,4 Mio. m³ ermittelt werden. Hochgerechnet ergibt dies eine lebende Baumbiomasse in Höhe von 7,3 Mio. t mit einem Kohlenstoffvorrat von 3,7 Mio. t C (s. Tab. 7). Die durchschnittlichen Hektarwerte betragen 308,5 m³/ha für den Derbholzvorrat, 216,3 t/ha für die lebende Baumbiomasse und 108,2 t C/ha für den darin gespeicherten Kohlenstoffvorrat.

Der Gesamtderbholzvorrat der Eichenbestände betrug 13,4 Mio. m³ (299,7 m³/ha) mit einer lebenden Dendromasse von rund 9,6 Mio. t (214,8 t/ha), was einem Kohlenstoffvorrat von 4,8 Mio. t C (107,4 t C/ha) entspricht.

In den Fichtenwäldern war ein Derbholzvorrat von 19,9 Mio. m³ vorhanden. Diesem Vorrat entspricht eine lebende Baumbiomasse von 10,2 Mio. t mit einem Kohlenstoffvorrat von ca. 5,1 Mio. t C. Die Durchschnittswerte beliefen sich auf 374,7 m³/ha beim Derbholzvorrat, 192,7 t/ha bei der lebenden Biomasse sowie 96,3 t C/ha beim Kohlenstoffvorrat.

Die Kiefernbestände wiesen einen Derbholzvorrat von insgesamt 52,8 Mio. m³ bzw. durchschnittlich 260,9 m³/ha auf. Die gesamte lebende Baumbiomasse in Höhe von 33,9 Mio. t enthielt ca. 16,9 Mio. t C (s. Tab. 7). Die durchschnittliche lebende Baumbiomasse betrug 167,2 t/ha und der mittlere Kohlenstoffvorrat 83,6 t C/ha.

Insgesamt fand in dem Zeitraum von 1993 bis 2002 ein Vorratsaufbau und damit auch eine entsprechende Änderung der Kohlenstoffvorräte statt (s. Abb.

12), die bei den Nadelbaumarten mit ihrem hohen Anteil jüngerer und mittelalter Bestände ausgeprägter war als bei den Laubbaumbeständen.

4.2 Fortschreibung bis 2007

4.2.1 Lebende Baumbiomasse

Von 2002 bis 2007 fiel der Gesamterdbholzvorrat von 112,6 Mio. m³ auf 104,4 Mio. m³, die Durchschnittswerte von 237 m³/ha auf 220 m³/ha. Somit betrug der Kohlenstoffvorrat im stehenden Derbholzvorrat 2007 für alle Baumarten 26 Mio. t C bzw. rund 55 t C/ha (s. Abb. 12).

Nach der Fortschreibung der Daten ins Jahr 2007 zeigten sich bei den Startwerten für die vier Hauptbaumarten der drei waldbaulichen Szenarien folgende Veränderungen: Die Derbholzvorräte für Buche stiegen leicht an, während sie für die anderen Hauptbaumarten, insbesondere bei der Kiefer fielen. Ebenso haben sich die lebende Baumbiomasse und damit der C-Vorrat verändert (s. Tab. 7).

Tabelle 7: *Derbholzvorräte, lebende Baumbiomassen und C-Vorräte der lebenden Baumbiomasse für die Jahre 2002 und 2007 getrennt nach Baumarten*

Baumart	Jahr	Derbholzvorrat		Lebende Baumbiomasse		C-Vorrat	
		[Mio. m ³] (m ³ /ha)	%	[Mio. t] (t/ha)	%	[Mio. t C] (t C/ha)	%
Buche	2002	10,4 (308,5)	100	7,3 (216,3)	100	3,7 (108,2)	100
	2007	10,7 (316,7)	103	7,4 (220,2)	101	3,7 (110,1)	100
Eiche	2002	13,4 (299,7)	100	9,6 (214,8)	100	4,8 (107,4)	100
	2007	13,1 (291,9)	98	9,4 (210,7)	98	4,7 (105,4)	98
Fichte	2002	19,9 (374,7)	100	10,2 (192,7)	100	5,1 (96,3)	100
	2007	19,3 (362,5)	97	9,9 (185,9)	97	4,9 (93,0)	96
Kiefer	2002	52,8 (260,9)	100	33,9 (167,2)	100	16,9 (83,6)	100
	2007	42,3 (208,9)	80	27,1 (134,0)	80	13,6 (67,0)	80

Die Betrachtung der Derbholzvorräte und der Kohlenstoffvorräte der lebenden Baumbiomasse zum Stichtag 01.01.2007 getrennt nach 20-jährigen Altersklassen verdeutlicht die verschiedenen Vorratsanteile und den unterschiedlichen Altersaufbau der Hauptbaumarten (s. Abb. 2 rechts, 4, 13 u. 14).

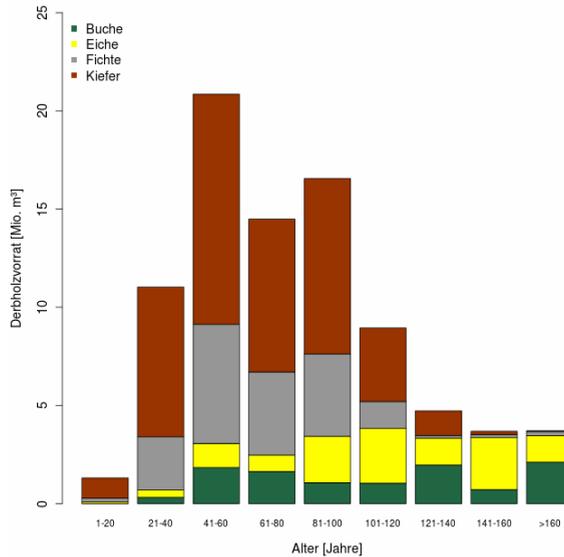


Abbildung 13: Derbholzvorräte [Mio. m³] der Hauptbaumarten in Sachsen-Anhalt nach Altersklassen 2007

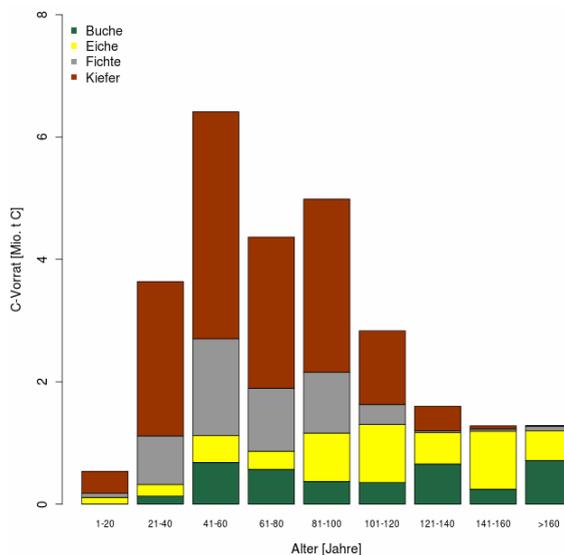


Abbildung 14: Kohlenstoffvorräte der lebenden Baumbiomasse [Mio. t C] der Hauptbaumarten in Sachsen-Anhalt nach Altersklassen 2007

Der zusätzliche Einfluss der unterschiedlichen Raumdichten der Baumarten wird bei den Kohlenstoffvorräten angedeutet. In den Altersklassen unter 100 Jahre sind die Kohlenstoffvorräte der leistungsstärkeren Nadelbaumarten höher als bei den Laubbaumarten. Erst später (> 100 Jahre), entsprechend der längeren Produktionszeiträume, rücken die Laubbaumarten an die Spitze.

4.2.2 *Tote Baumbiomasse*

Der Totholzvorrat in Sachsen-Anhalt belief sich zum Zeitpunkt der BWI² auf $5,6 \text{ m}^3/\text{ha}$ bzw. rund $2,6 \text{ Mio. m}^3$ ($d \geq 20 \text{ cm}$) (BMELV 2005). Dieses Volumen wurde, wie in Kapitel 3.2.2 beschrieben, bis 2007 fortgeschrieben und auf einen Mindestdurchmesser von 7 cm hochgerechnet. Dadurch betrug der Totholzvorrat 2007 $6,4 \text{ Mio. m}^3$ ($d \geq 7 \text{ cm}$). Unterstellt man für dieses Volumen eine mittlere Raumdichte von $0,25 \text{ t/m}^3$ und eine Kohlenstoffkonzentration von 50% , so ergibt sich ein Kohlenstoffvorrat in Höhe von $0,8 \text{ Mio. t C}$.

Theoretisch gehört die Wurzelbiomasse der genutzten Bäume ebenfalls zum Totholzpool. Da aber für dieses Kompartiment keine Funktionen zur Zersetzung im Erdreich vorliegen, können dazu keine speziellen Berechnungen durchgeführt werden. Im Folgenden ist daher immer von der oberirdischen toten Baumbiomasse die Rede.

4.2.3 *Nutzungen*

Durch die Vor- bzw. Endnutzung werden in der Fortschreibung den Beständen Massen und Kohlenstoffvorräte entzogen. Die gesamte Nutzungsmasse im Zeitraum 2002 bis 2007 betrug für alle Baumarten rund $8,5 \text{ Mio. Vfm}$ ($3,6 \text{ Vfm/ha/a}$), was in etwa $2,1 \text{ Mio. t C}$ entspricht.

Betrachtet man die Hauptbaumarten, so waren bei der Buche die Entnahmen geringer als bei den anderen Hauptbaumarten. Die Nutzungsmengen der Fichte und Kiefer sind überlagert durch die Kyrillschäden, die rechnerisch zum Zeitpunkt der Simulation vorgezogen wurden, und daher ungleich höher als bei den anderen Hauptbaumarten. Den Kiefernbeständen wurde folglich bis 2007 der größte Kohlenstoffvorrat entnommen (s. Tab. 8).

Tabelle 8: *Gesamte Nutzungsmengen sowie entnommener C-Vorrat von 2002 bis 2007 inkl. der „vorgezogenen“ Kyrillschäden für die analysierten Baumarten in Sachsen-Anhalt*

Baumart	Nutzung [Mio. Efm]	Entnommener C-Vorrat [Mio. t C]
Buche	0,49	0,13
Eiche	0,53	0,15
Fichte	1,96	0,37
Kiefer	3,33	0,71

4.2.4 *Produktpool*

Die genannten Nutzungsmassen wurden dem Produktpool zugeführt. Dabei wurden die Baumarten zu Laub- oder Nadelholz zusammengefasst, um die jeweiligen Nutzungsmengen verschiedenen Holzverwendungen zuordnen zu können (s. Kap. 3.5).

Der zusätzlich akkumulierte Kohlenstoffvorrat des Nadelholz-Produktpools der kurzen Periode von 2002 bis 2007 ist im Vergleich zum Kohlenstoffvorrat des Laubholz-Produktpools fast viermal so groß (s. Tab. 9).

Tabelle 9: *Akkumulierte C-Vorräte der Produktgruppen [Mio t C] und Ausgangsvolumina (Mio. m³; in Klammern) getrennt nach Laub- und Nadelholz von 2002 bis 2007 in Sachsen-Anhalt*

Art	Produkte mit			Energieholz [Mio. t C (Mio. m ³)]	Summe [Mio. t C (Mio. m ³)]
	langer Lebensdauer [Mio. t C (Mio. m ³)]	mittlerer Lebensdauer [Mio. t C (Mio. m ³)]	kurzer Lebensdauer [Mio. t C (Mio. m ³)]		
Laubholz	0,07 (0,25)	0,11 (0,39)	0,04 (0,15)	0,06 (0,23)	0,28 (1,02)
Nadelholz	0,30 (1,45)	0,27 (1,34)	0,36 (1,77)	0,15 (0,73)	1,08 (5,29)

Die Aufteilung nach den vier Produktgruppen stellt sich beim Laubholz folgendermaßen dar: das Volumen der Produkte der Gruppe Energieholz wird auf 0,23 Mio. m³ geschätzt. Damit beträgt der Kohlenstoffvorrat dieser Produktklasse 0,06 Mio. t C. Sehr viel geringer mit nur 0,15 Mio. m³ ist der Anteil der Produkte mit kurzer Lebensdauer am gesamten Produktpool. Daraus resultiert auch ein geringerer darin gespeicherter Kohlenstoffvorrat von 0,04 Mio. t C. Die Produkte

mit mittlerer Lebensdauer erreichen ein geschätztes Volumen von 0,39 Mio. m³ und einen Kohlenstoffvorrat von 0,11 Mio. t C. Geringer ist das Volumen (0,25 Mio. m³) und der Kohlenstoffvorrat (0,07 Mio. t C) bei den Produkten mit langer Lebensdauer.

Die Produktklasse Energieholz hat beim Nadelholz, im Vergleich zum Laubholz, ein höheres Volumen von 0,73 Mio. m³ mit einem Kohlenstoffvorrat von 0,15 Mio. t C. Für die Produktklasse Produkte mit kurzer Lebensdauer werden 1,77 Mio. m³ berechnet, was einem C-Vorrat von 0,36 Mio. t C entspricht. Die Klasse Produkte mit mittlerer Lebensdauer hat ein Volumen von 1,34 Mio. m³, was einem Kohlenstoffvorrat von rund 0,27 Mio. t gleichkommt. Das zweitgrößte Volumen und der zweithöchste Kohlenstoffvorrat werden beim Nadelholz von Produkten mit langer Lebensdauer erreicht (1,45 Mio. m³ und 0,30 Mio. t C).

Die hier genannten Werte sind lediglich Schätzgrößen, die mit Hilfe der Holzproduktkategorien und des Holzverwendungsschlüssels (s. Tab. 5 und 6) aus den Nutzungsmengen der simulierten Fortschreibung, ergänzt um die Kyrill-Schadholzmengen, abgeleitet wurden. Dabei sind Effekte, die durch Modifikationen in der Herstellung und Bearbeitung der Holzprodukte entstehen, nicht beachtet. Somit spiegeln die genannten Größen nur begrenzt die tatsächlichen Kohlenstoffvorräte der Holzprodukte wider, die im Zeitraum 2002 bis 2007 in den Ziviliationskreislauf eingingen. Sie sind eher als vorsichtige Näherungswerte zu betrachten, die sich auf das Rohholz beziehen und nicht die Effekte einer Kaskadennutzung abbilden (s. Kap. 3.5.2). An dieser Stelle sei auch ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Kohlenstoffvorräte der Holzprodukte nur die Werte wiedergeben, die durch die Waldbewirtschaftung zusätzlich dem Pool zugeführt werden können, und nicht die Kohlenstoffvorräte im gesamten Holzproduktpool zu einem bestimmten Zeitpunkt darstellen.

4.3 Boden 2007

Für den Bodenpool wird nur der Zustand 2007, wie er sich durch die Analysen der BZE II-Daten für Sachsen-Anhalt ergibt, erörtert. Entwicklungen unter verschiedenen waldbaulichen Behandlungen bzw. Simulationsergebnisse können bisher noch nicht belastbar simuliert werden.

Um den Kohlenstoffvorrat der Auflage zu ermitteln, wurden 76 Bodenprofile aus der BZE II genutzt. Davon befinden sich 48 Profile im sachsen-anhaltischen Tiefland, 11 im Hügelland und 17 im Harz. Damit wird die Verteilung der Waldfläche in diesen Naturräumen relativ gut abgebildet. Im Tiefland liegen 11 Probenpunkte in Laubwald- und 37 in Nadelwaldbeständen, die vorwiegend mit Kiefer bestockt sind. Im Harz sind es 7 Stichprobenpunkte in Beständen aus Laubbaumarten, meist Buche, und 10 Stichprobenpunkte, die mit Fichte bestockt sind. In Abbildung 15 sind alle Profile mit ihren Kohlenstoffvorräten nach Auflagehumus (grün) und Mineralboden bis 90 cm Bodentiefe (braun) dargestellt:

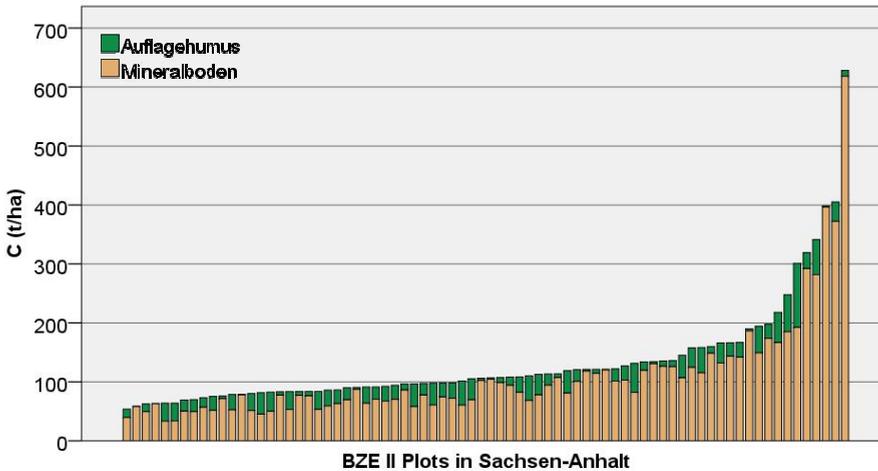


Abbildung 15: Kohlenstoffvorräte [t C/ha] der BZE II-Stichprobenpunkte in Sachsen-Anhalt getrennt nach Auflagehumus (grün) und Mineralboden (braun)

Die Spanne der gespeicherten Kohlenstoffvorräte in den Waldböden Sachsen-Anhalts spiegelt das Standortsspektrum der Waldstandorte wider und reicht von den armen Altmoränen-Sandstandorten im Tiefland mit sehr geringen C-Vorräten (ab 50 t C/ha bis 90 cm Bodentiefe) bis zu einem mit Schwarzerle bestockten Erdniedermoor nördlich des Flämings mit einem Vorrat von über 600 t C/ha bis 90 cm Bodentiefe. Der Auflagehumus kann an Standorten mit insgesamt geringen Kohlenstoffvorräten rund die Hälfte des Kohlenstoffvorrats speichern, bei höheren C-Vorräten insgesamt wird jedoch der Mineralboden zum Hauptspeicher. Auffällig sind 5 Profile mit einem Kohlenstoffvorrat von über 300 t/ha bis 90 cm Bodentiefe; hierbei handelt es sich um das schon genannte Erdniedermoor sowie ein Anmoor im Osten bei Steinsdorf, eine anthropogene Aufschüttung mit Braunkohleresten bei Wittenberg, einen Auenstandort bei Magdeburg (s. Abb. 9 links) sowie einen Steilhang mit Hangschutt im Harz. Die Standorte sind – mit Ausnahme des Steilhangs – mit Laubwäldern bestockt und hinsichtlich der Kohlenstoffvorräte als Sonderstandorte zu bezeichnen. Sie sind daher in den folgenden Auswertungen ausgenommen.

Im Mittel sind in den Waldböden Sachsen-Anhalts 113 t C je ha gespeichert. Der Auflagehumus hat dabei mit 23 t C/ha einen Anteil von 20 %; 90 t C/ha und damit 80 % des gesamten Kohlenstoffs sind im Mineralboden enthalten. Die Verteilungen in der Abbildung 16 zeigen die weiten Spannen sowohl im Auflagehumus als auch im Mineralboden und sind Ausdruck der standörtlichen Vielfalt in Waldböden. Die Verteilungen sind um die 5 Extremwerte bereinigt.

Mit 112,4 t C/ha im Laubwald und 113,6 t C/ha im Nadelwald sind die Gesamt-Kohlenstoffvorräte weitgehend identisch. Aber in den Nadelwaldbeständen ist im Auflagehumus rund die vierfache Menge an Kohlenstoff gespeichert wie

in Laubwäldern. Die mittlere Kohlenstoffspeicherung im Auflagehumus der Nadelwaldbestände beträgt in Sachsen-Anhalt 29 t C/ha, in Laubwaldbeständen 8 t C/ha (siehe Tab. 10).

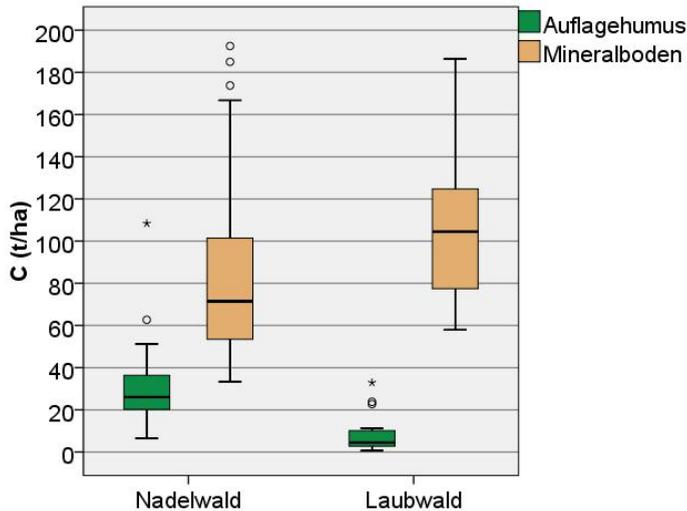


Abbildung 16: Verteilung der Kohlenstoffvorräte [t C/ha] im Laub- und Nadelwald in Sachsen-Anhalt nach Auflagehumus (grün) und Mineralboden (braun) gemäß BZE II, 5 Profile mit extremen Kohlenstoffvorräten von über 300 t/ha ausgenommen

Für Laubwälder beträgt der mittlere Kohlenstoffvorrat der Profile im Mineralboden 105 t C/ha, für Nadelwälder 84 t C/ha. Damit entfallen in Laubwäldern ungefähr 90 % und in Nadelwäldern 75 % der Kohlenstoffspeicherung auf den Mineralboden.

Tabelle 10: Mittlere C-Vorräte und C-Vorratsspannen (Minimal- u. Maximalwerte) [t/ha] nach Laub- und Nadelwald und insgesamt in Sachsen-Anhalt*

Waldart	mittlerer C-Vorrat		C-Vorratsspanne		C-Vorrat gesamt [t/ha]	Anzahl Bodenprofile
	Auflagehumus [t/ha]	Mineralboden [t/ha]	Mineralboden [t/ha]	Auflagehumus [t/ha]		
Laubwald	7,8	104,6	57,9 - 186,4	0,6 - 32,9	112,4	21
Nadelwald	29,4	84,2	33,3 - 192,5	6,5 - 108,4	113,6	50
Gesamt	23,0	90,2	33,3 - 192,5	0,6 - 108,4	113,3	71

*5 Profile mit extremen Kohlenstoffvorräten von über 300 t/ha ausgenommen

Die Laubwälder stocken zumeist auf den besseren Standorten, wie z. B. Lößlehm- oder verlehmtten Sanden mit generell höheren Kohlenstoffvorräten, wogegen die Nadelwälder ihren Schwerpunkt auf den unverlehmtten Sanden mit geringeren Kohlenstoffvorräten des Tieflandes haben. Auf den besseren Standorten bilden sich grundsätzlich eher die günstigeren Humusformen mit geringeren Kohlenstoffvorräten aus, die entsprechenden Mineralböden speichern jedoch höhere C-Vorräte. Auf den armen Standorten der unverlehmtten Sande ist es umgekehrt, hier werden eher ungünstigere Humusformen bis zum Rohhumus mit hohen Kohlenstoffvorräten ausgebildet, in den sandigen Mineralböden ist jedoch weniger Kohlenstoff gespeichert.

Diese standörtlichen Unterschiede werden auch in den Kohlenstoffvorräten der verschiedenen Standortsregionen Sachsen-Anhalts deutlich (s. Abb. 17): Die geringsten Kohlenstoffvorräte im Mineralboden finden sich im Tiefland im Nadelwald mit 79 t C/ha. In dieser Region liegen fast alle Standorte mit unverlehmtten Sanden, die überwiegend mit Kiefer bestockt sind. Hier sind die Kohlenstoffvorräte in der Auflage mit 30 t C/ha hoch. Im Hügelland sind höhere Kohlenstoffvorräte im Mineralboden und geringere in der Auflage anzutreffen, die Nadelhölzer stocken schon auf besser verlehmtten (Löss-)Standorten. Im Harz sind die Kohlenstoffvorräte im Nadelwald am höchsten, hier überwiegt Fichte auf Ton-schiefer und lössbeeinflussten Standorten mit hohen Auflagen, die auch durch die abnehmende Zersetzer-tätigkeit mit abnehmender Temperatur bei zunehmender Höhe über NN im Mittelgebirge zu erklären sind. Bei den Laubwäldern gibt es keine Differenzierung zwischen den Regionen, da sie überwiegend auf den besse- ren Standorten stocken.

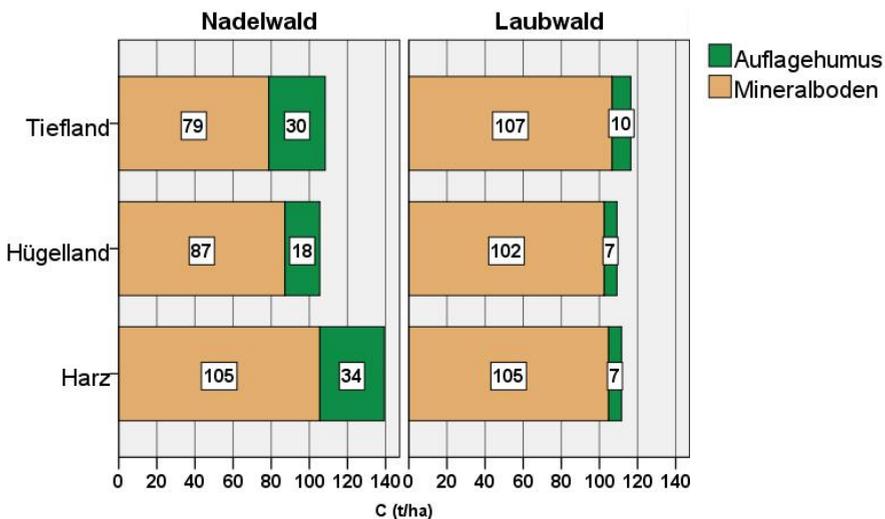


Abbildung 17: Verteilung der C-Vorräte [t C/ha] im Laub- und Nadelwald in Sachsen-Anhalt getrennt nach Regionen der BZE II und nach Auflagehumus (grün) und Mineralboden (braun), 5 Profile mit extremen C-Vorräten über 300 t/ha ausgenommen

4.4 Simulation von 2007 bis 2037 – Szenarienvergleich

4.4.1 Entwicklung der Derbholzvorräte, der lebenden Baumbiomassen und ihrer Kohlenstoffvorräte

Die simulierten Szenarien ertragsorientierter, naturnaher und naturschutzorientierter Waldbau haben einen großen Einfluss auf die betrachteten Kompartimente Derbholzvorrat und lebende Baumbiomasse sowie deren Kohlenstoffvorrat.

Unter dem ertragsorientierten Waldbauszenario sinkt der Derbholzvorrat des Gesamtwaldes bis 2037 im Vergleich zu 2007 auf 92 Mio. m³ (194 m³/ha). Somit ist auch der darin enthaltene Kohlenstoffvorrat im Vergleich zum Beginn der Simulation um 3 Mio. t C auf 23 Mio. t C (49 t C/ha) gesunken. Der Derbholzvorrat steigt bei dem naturnahen Szenario bis 2037 auf 115 Mio. m³ (242 m³/ha) an und damit auch der darin gespeicherte Kohlenstoffvorrat auf 29 Mio. t C (61 t C/ha). Beim naturschutzorientierten Szenario nimmt der Derbholzvorrat bis 2037 am stärksten zu und erhöht sich auf 135 Mio. m³ (285 m³/ha), wodurch auch der darin gespeicherte Kohlenstoffvorrat für alle Baumarten auf 34 Mio. t C (71 t C/ha) ansteigt. Die Veränderungen der relativen Derbholzvorräte und der in ihnen gespeicherten Kohlenstoffvorräte von 1993 bis zum Ende der Simulationsrechnungen 2037 zeigt Abbildung 18.

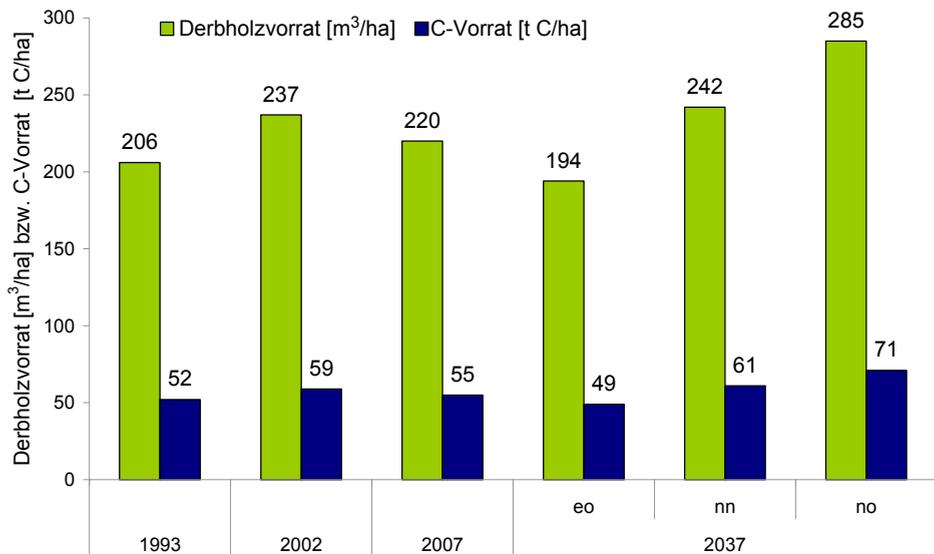


Abbildung 18: Veränderung der relativen Derbholzvorräte [m³/ha] und der in ihnen gespeicherten C-Vorräte [t C/ha] von 1993 bis zum Ende des Simulationszeitraumes 2037 (eo = ertragsorientiertes, nn = naturnahes, no = naturschutzorientiertes Waldbauszenario). Zu beachten ist die abweichende Bezugsfläche 1993.

Werden die Biomasseexpansionsfaktoren von PRETZSCH (2009) zur Berechnung der lebenden Baumbiomasse herangezogen, ergeben sich folgende Werte für die Kohlenstoffvorräte der lebenden Baumbiomasse in den einzelnen Szenarien: Die ertragsorientierte Behandlung erreicht 43 Mio. t C (90 t C/ha), die naturnahe Variante 53 Mio. t C (112 t C/ha) und die naturschutzorientierte Variante 63 Mio. t C (132 t C/ha).

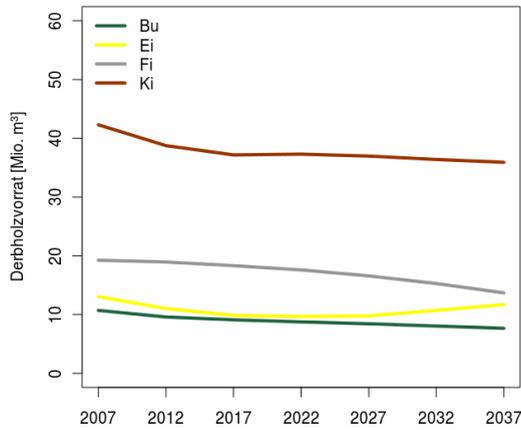
In den Abbildungen 19 bis 21 wird die Entwicklung der Derbholzvorräte, lebenden Baumbiomassen und C-Vorräte der lebenden Baumbiomassen von 2007 bis 2037 für die drei unterschiedlichen Szenarien und die vier untersuchten Baumarten dargestellt. Die simulierten Bestände werden ungeachtet der Besitzart und der Vorgeschichte regelkonform behandelt und zunächst auf die Vorgaben der Szenarien (s. Tab. 1) eingesteuert. Dadurch ist der z. T. steilere Abfall bei der Kiefer zu erklären.

Im ertragsorientierten Szenario mit seinen stärkeren Eingriffen und geringeren Zielstärken nehmen die Gesamtderbholzvorräte der Baumarten Buche, Fichte und Kiefer kontinuierlich ab. In den Eichenbeständen fällt der Derbholzvorrat bis 2022, um dann wieder leicht anzusteigen (s. Abb. 19a). Die gleichen Trends zeigen sich bei den Biomassen der Hauptbaumarten und den Kohlenstoffvorräten (s. Abb. 20a und 21a). Die relativen Veränderungen sind bei Buche und Fichte größer als bei den anderen Baumarten (s. Tab. 11).

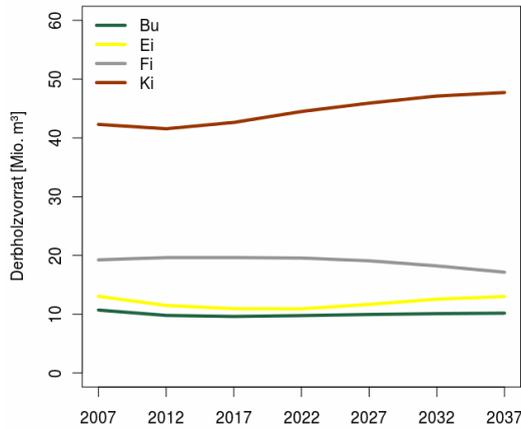
Beim naturnahen Bewirtschaftungsszenario sinken, außer bei Kiefer, bis zum Ende des 30-jährigen Simulationszeitraumes die Derbholzvorräte, Baumbiomassen und Kohlenstoffvorräte. Zwischenzeitlich kommt es zu mehr oder weniger deutlichen Abnahmen bzw. Anstiegen, die im Zusammenhang mit dem unterschiedlichen Altersklassenaufbau der Hauptbaumarten zu sehen sind (s. Abb. 4). Die Derbholzvorräte reichen von anfangs 10,7 Mio. Vfm bei Buche bis zu 42,3 Mio. Vfm bei Kiefer und liegen nach 30 Jahren zwischen 10,2 Mio. Vfm bei Buche und 47,7 Mio. Vfm bei Kiefer (s. Abb. 19b). Bei der lebenden Baumbiomasse rücken die Laubbaumarten und die Fichte näher zusammen und die Kiefer erreicht den größten absoluten Wert (s. Abb. 20b). Die Kohlenstoffvorräte in der lebenden Baumbiomasse bewegen sich anfangs zwischen 3,7 Mio. t C bei Buche, 4,7 Mio. t C bei Eiche, 4,9 Mio. t C bei Fichte und 13,6 Mio. t C bei Kiefer und verringern sich bei Buche, Eiche und Fichte zwischen 2007 und 2037 um 5 % (Buche) bis 14 % (Fichte). Bei der Kiefer findet ein Anstieg des Kohlenstoffvorrates um 10 % statt (s. Abb. 21b und Tab. 11).

Durch die höheren Naturschutzstandards, schwächeren Eingriffe und höheren Zielstärken nehmen bei dem naturschutzorientierten Szenario die Derbholzvorräte aller Baumarten zu (s. Abb. 19c). Ebenso steigen die Biomassen bis 2037 unterschiedlich stark an, wobei sich die Kiefer deutlich von den anderen untersuchten Arten absetzt (s. Abb. 20c). Der in ihren Beständen gespeicherte Kohlenstoffvorrat erhöht sich gleichgerichtet (s. Abb. 21c). Die relativen Zunahmen sind bei Kiefer (+ 24 %) und Fichte (+ 27 %) am größten (s. Tab. 11).

a) eo



b) nn



c) no

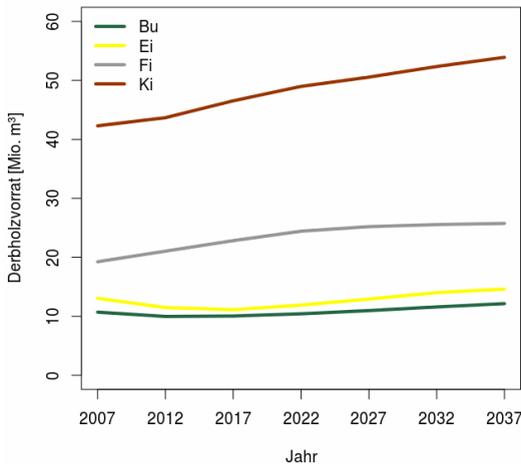


Abbildung 19: Entwicklung der Derbholzvorräte [Mio. m³] nach Hauptbaumarten für die Szenarien a) ertragsorientierter Waldbau (eo), b) naturnaher Waldbau (nn) und c) naturschutzorientierter Waldbau (no)

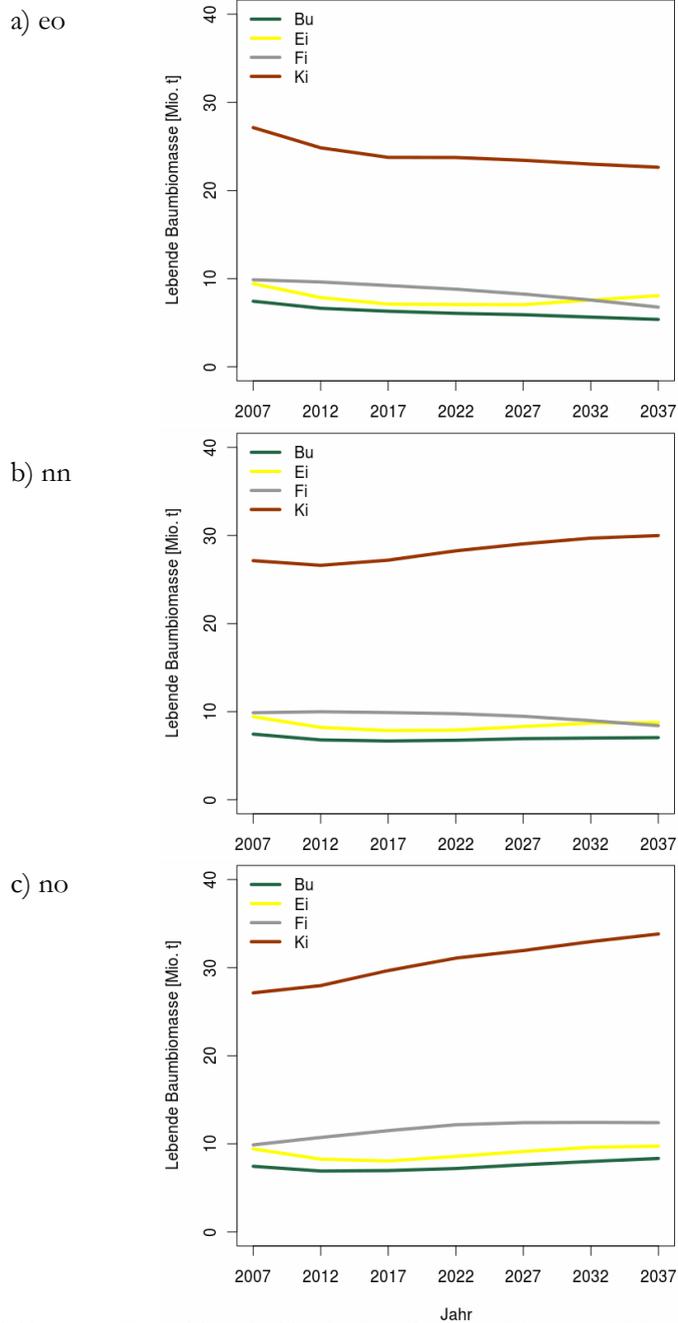


Abbildung 20: Entwicklung der lebenden Baumbiomasse [Mio. t] nach Hauptbaumarten für die Szenarien a) ertragsorientierter Waldbau (eo), b) naturnaher Waldbau (nn) und c) naturschutzorientierter Waldbau (no)

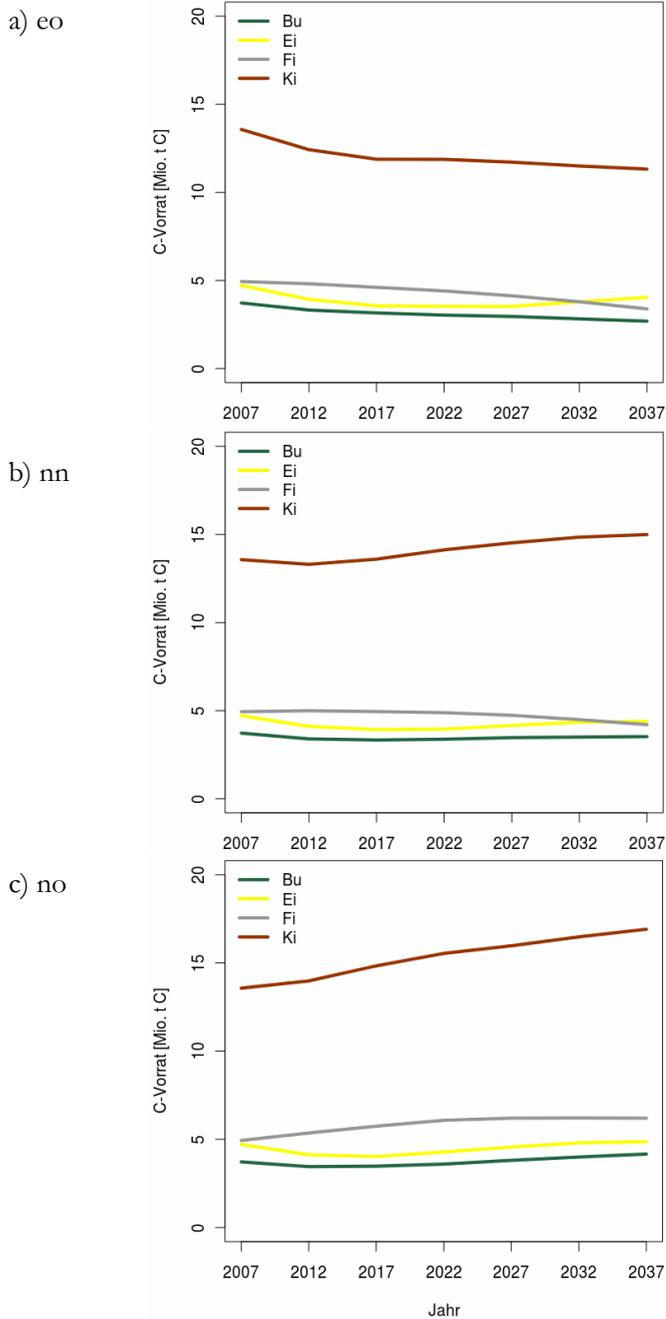


Abbildung 21: Entwicklung der C-Vorräte [Mio. t C] der lebenden Baumbiomasse nach Hauptbaumarten für die Szenarien a) ertragsorientierter Waldbau (eo), b) naturnaher Waldbau (nn) und c) naturschutzorientierter Waldbau (no)

Tabelle 11: *Derbholzvorrat (DV), lebende Baumbiomasse (LBM) und C-Vorrat (CV) der untersuchten Hauptbaumarten zu Beginn und am Ende des dreißigjährigen Simulationszeitraumes getrennt für die Szenarien ertragsorientierter, naturnaher und naturschutzorientierter Waldbau in Sachsen-Anhalt - in Klammern die relativen Veränderungen (Ausgangszustand 2007: 100 %)*

Baumart	Kompartiment	Ausgangszustand (2007)	Endzustand (2037)		
			ertragsorientiert	naturnah	naturschutzorientiert
Buche	DV [Mio. m ³]	10,7 (100 %)	7,7 (- 28 %)	10,2 (- 5 %)	12,2 (+ 14 %)
	LBM [Mio. t]	7,4 (100 %)	5,4 (- 27 %)	7,1 (- 4 %)	8,3 (+ 12 %)
	CV [Mio. t C]	3,7 (100 %)	2,7 (- 27 %)	3,5 (- 5 %)	4,2 (+ 14 %)
Eiche	DV [Mio. m ³]	13,1 (100%)	11,7 (- 11 %)	13,0 (- 1 %)	14,6 (+ 11)
	LBM [Mio. t]	9,4 (100 %)	8,1 (- 14 %)	8,8 (- 6 %)	9,7 (+ 3%)
	CV [Mio. t C]	4,7 (100 %)	4,0 (- 15 %)	4,4 (- 6 %)	4,9 (+ 4 %)
Fichte	DV [Mio. m ³]	19,3 (100 %)	13,7 (- 29 %)	17,2 (- 11 %)	25,8 (+ 34 %)
	LBM [Mio. t]	9,9 (100 %)	6,8 (- 31 %)	8,4 (- 15 %)	12,4 (+ 25 %)
	CV [Mio. t C]	4,9 (100 %)	3,4 (- 31 %)	4,2 (- 14 %)	6,2 (+ 27 %)
Kiefer	DV [Mio. m ³]	42,3 (100 %)	35,9 (- 15 %)	47,7 (+ 13 %)	53,9 (+ 27 %)
	LBM [Mio. t]	27,1 (100 %)	22,6 (- 17 %)	30,0 (+ 11 %)	33,8 (+ 25 %)
	CV [Mio. t C]	13,6 (100 %)	11,3 (- 17 %)	15,0 (+ 10 %)	16,9 (+ 24 %)

4.4.2 Nutzungen

Durch die Vor- und Endnutzungen wird den Beständen Biomasse und damit Kohlenstoff entzogen, der überwiegend dem Holzproduktepool zugeführt wird.

Tabelle 12: Akkumulierte Nutzungsmengen (N) und entnommene Massen (M) sowie darin enthaltene C-Vorräte (CV) der verschiedenen waldbaulichen Szenarien von 2007 bis 2037 für die Hauptbaumarten in Sachsen-Anhalt

Baumart	Kompartiment	Endzustand (2037)		
		ertragsorientiert	naturnah	naturschutzorientiert
Buche	N [Mio. m ³]	11,9	10,2	8,6
	M [Mio. t]	6,6	5,6	4,8
	CV [Mio. t C]	3,3	2,8	2,4
Eiche	N [Mio. m ³]	10,1	9,3	8,2
	M [Mio. t]	5,7	5,2	4,6
	CV [Mio. t C]	2,8	2,6	2,3
Fichte	N [Mio. m ³]	21,0	19,1	12,7
	M [Mio. t]	7,9	7,2	4,8
	CV [Mio. t C]	4,0	3,6	2,4
Kiefer	N [Mio. m ³]	28,9	21,3	15,8
	M [Mio. t]	12,5	9,2	6,8
	CV [Mio. t C]	6,2	4,6	3,4

Betrachtet man die Hauptbaumarten, so werden nach dem Szenario naturnaher Waldbau bei Fichte und Kiefer deutlich höhere Einschläge realisiert als bei Buche

und Eiche. Dementsprechend sind auch die Massen und Kohlenstoffvorräte der Nutzungen bei Fichte und Kiefer höher. Die schwächeren Nutzungsintensitäten des naturschutzorientierten Konzeptes bewirken geringere, die stärkeren Nutzungsintensitäten des ertragsorientierten Szenarios höhere Entzüge an Kohlenstoff im 30-jährigen Simulationszeitraum im Vergleich zum naturnahen Bewirtschaftungskonzept (s. Tab. 12).

Bezogen auf den gesamten sachsen-anhaltischen Wald und alle Baumarten werden in dem dreißigjährigen Simulationszeitraum unter der Voraussetzung, dass sich die Waldfläche nicht ändert, bei der ertragsorientierten Variante rund 118 Mio. m³ (8,3 m³/ha/a), bei der naturnahen Variante ca. 100 Mio. m³ (7 m³/ha/a) und bei der naturschutzorientierten Variante etwa 78 Mio. m³ (5,5 m³/ha/a) Derbholz geerntet. Das hat einen Kohlenstoffentzug aus dem Wald in Höhe von ca. 30 Mio. t C beim ertragsorientierten Szenario, von 25 Mio. t C beim naturnahen Szenario und von ca. 20 Mio. t C beim naturschutzorientierten Szenario zur Folge.

4.4.3 Tote Baumbiomasse

Die drei waldbaulichen Szenarien führen im 30-jährigen Simulationszeitraum zu einer mehr oder weniger deutlichen Erhöhung der Totholzvorräte bei den Hauptbaumarten. Die Unterschiede ergeben sich durch die unterschiedlichen Mengen der Erntereste je nach Eingriffsstärke, -häufigkeit und Baumart und die, durch die waldbaulichen Szenarien vorgegebenen, schrittweisen Anreicherungen (vgl. angestrebte Totholzvorräte in Tab. 1) sowie aus den baumartenspezifischen Zersetzungsraten. Gleiches gilt für die in diesem Pool enthaltenen Kohlenstoffvorräte (s. Abb. 22 bis 25).

Der Kohlenstoffvorrat des Totholzes in Buchenbeständen wird durch die waldbaulichen Behandlungen im Simulationszeitraum bis 2037 im Vergleich zu den Startwerten 2007 ähnlich stark erhöht, und zwar um 33 % bis 44 %. Ebenso verhält es sich in Eichenbeständen, wobei hier die relative Änderung bei 82 % bis 91 % liegt. In Fichtenbeständen führen die ertragsorientierte und naturnahe waldbauliche Behandlung zu starken Zunahmen der Kohlenstoffvorräte im Totholz um 142 % bzw. 133 %, während die naturschutzorientierte Variante bis 2037 zu einer starken Erhöhung der Kohlenstoffvorräte um 250 % führt. Der Kohlenstoffvorrat im Totholz der Kiefernbestände wird durch die Szenarien stark erhöht. Er steigt auf 1,3 Mio. t C bis 1,6 Mio. t C an bzw. um 306 %-400 % (s. Tab. 13).

Unabhängig von den Behandlungsvarianten fallen die geringen relativen Veränderungen bei den untersuchten Laubbäumen und die sehr starke Zunahme bei der Kiefer auf. Dies ist vor allem im Zusammenhang mit den Unterschieden in den Nutzungsmengen zu sehen (s. Kap. 4.2.3).

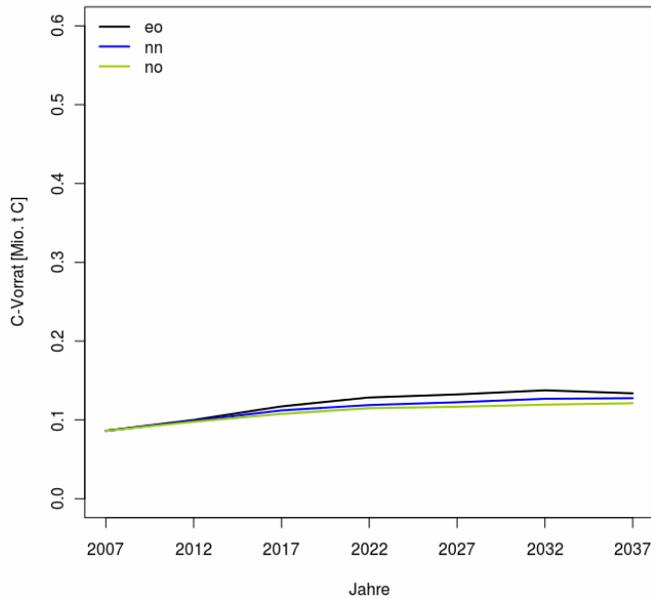


Abbildung 22: Entwicklung des C-Vorrates [Mio. t C] im Totholzspeicher für Buche bei den verschiedenen waldbaulichen Szenarien in Sachsen-Anhalt (eo = ertragsorientiert, nn = naturnah, no = naturschutzorientiert)

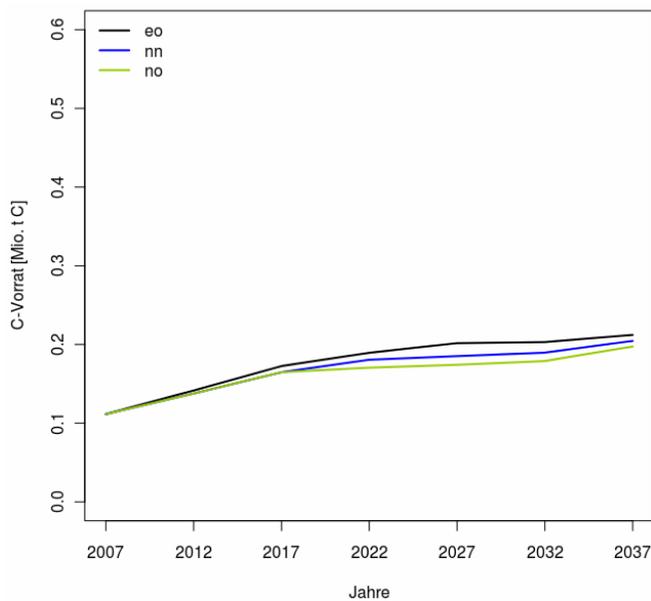


Abbildung 23: Entwicklung des C-Vorrates [Mio. t C] im Totholzspeicher für Eiche bei den verschiedenen waldbaulichen Szenarien in Sachsen-Anhalt (eo = ertragsorientiert, nn = naturnah, no = naturschutzorientiert)

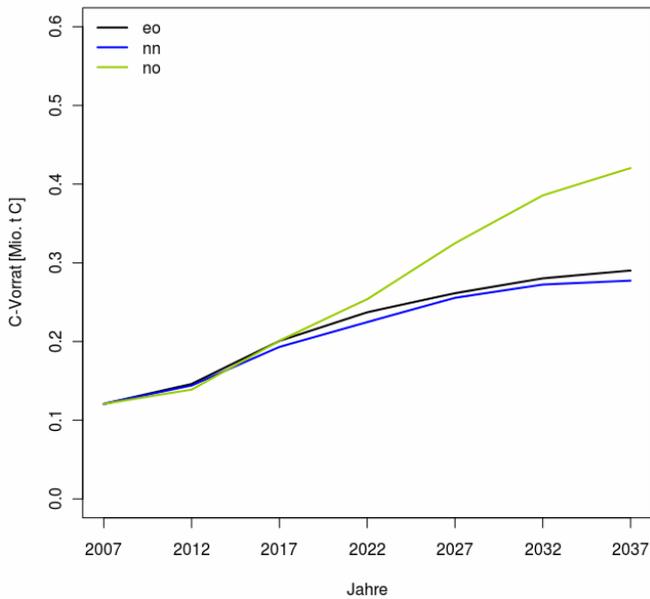


Abbildung 24: Entwicklung des C-Vorrates [Mio. t C] im Totholzspeicher für Fichte bei den verschiedenen waldbaulichen Szenarien in Sachsen-Anhalt (eo = ertragsorientiert, nn = naturnah, no = naturschutzorientiert)

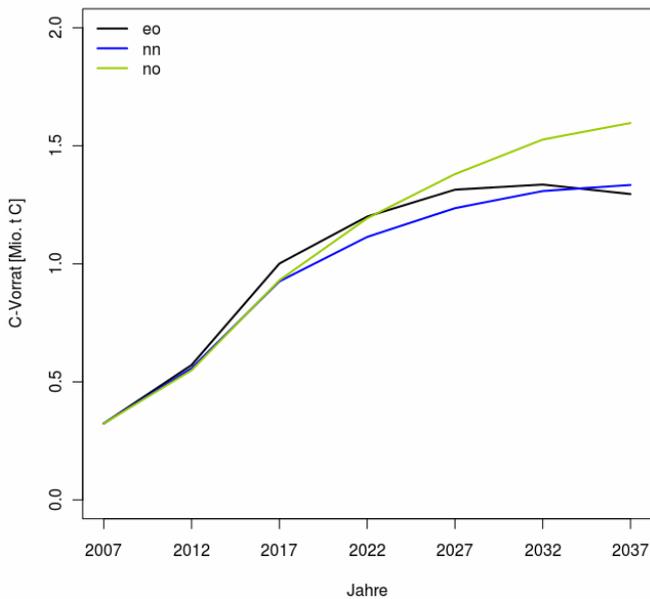


Abbildung 25: Entwicklung des C-Vorrates [Mio. t C] im Totholzspeicher für Kiefer bei den verschiedenen waldbaulichen Szenarien in Sachsen-Anhalt (eo = ertragsorientiert, nn = naturnah, no = naturschutzorientiert)

Tabelle 13: C-Vorrat [Mio. t C] im Totholzspeicher 2007 (Ausgangszustand) und 2037 getrennt für die drei waldbaulichen Szenarien und die untersuchten Hauptbaumarten - in Klammern die relative Veränderung im Vergleich zum Ausgangszustand 2007 (100 %)

Baumart	C-Vorrat [Mio. t C]	C-Vorrat [Mio. t C] Endzustand 2037		
	Ausgangszustand 2007	ertrags- orientiert	naturnah	naturschutz- orientiert
Buche	0,09 (100 %)	0,13 (+ 44 %)	0,13 (+ 44 %)	0,12 (+ 33 %)
Eiche	0,11 (100 %)	0,21 (+ 91 %)	0,20 (+ 82 %)	0,20 (+ 82 %)
Fichte	0,12 (100 %)	0,29 (+ 142 %)	0,28 (+ 133 %)	0,42 (+ 250 %)
Kiefer	0,32 (100 %)	1,30 (+ 306 %)	1,33 (+ 315 %)	1,60 (+ 400 %)

4.4.4 *Produktpool*

Die Auswirkungen der waldbaulichen Szenarien setzen sich beim Produktpool und den einzelnen Produktklassen fort (s. Tab. 5). Dabei wurde für den Simulationszeitraum die heutige relative Verteilung des Laub- und Nadelholzes auf die einzelnen Produktklassen (s. Tab. 6) konstant gehalten, obwohl sie sich beispielsweise durch innovative Holzprodukte oder eine noch stärkere energetische Holznutzung künftig verändern kann.

Im Laufe der 30-jährigen Simulation wird der Produktspeicher durch die Holznutzungen immer weiter aufgefüllt. Die Unterschiede zwischen den Szenarien ergeben sich aus den jeweiligen Eingriffsstärken (s. Tab. 12). Am höchsten ist die Kohlenstoffakkumulation in Holzprodukten bei der ertragsorientierten Variante (16,3 Mio. t C), gefolgt von der naturnahen (13,6 Mio. t C) und der naturschutzorientierten Behandlung (10,5 Mio. t C). Entsprechend dem Holzverwendungsschlüssel wird bei allen drei waldbaulichen Szenarien der Laubholz-Produktpool am stärksten in der Produktklasse Produkte mit mittlerer Lebensdauer erhöht, während es beim Nadelholz-Produktpool die Produktklasse der Produkte mit kurzer Lebensdauer ist (s. Abb. 26).

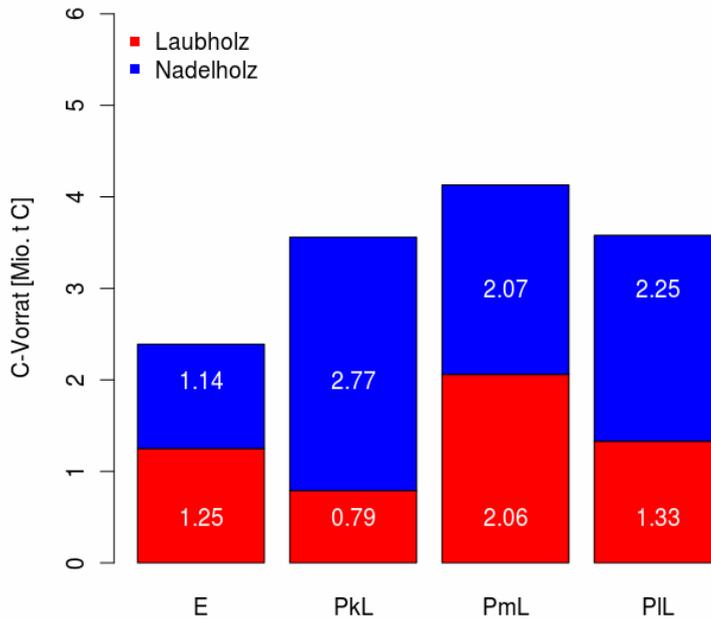


Abbildung 26: Akkumulierter C-Vorrat [Mio. t C] im Produktspeicher beim Szenario naturnaher Waldbau getrennt nach Produktklassen (E = Energieholz, PKL, PmL, PIL = Produkte mit kurzer, mittlerer und langer Lebensdauer) sowie nach Laub- und Nadelholz

Unter Beachtung der standörtlichen Zuordnungen, Flächenanteile und Altersklassenverhältnisse der Hauptbaumarten zu Beginn der Simulationen stellen sich die im Produktpool akkumulierten Volumina und die darin gespeicherten Kohlenstoffvorräte für das Szenario naturnaher Waldbau an deren Ende wie folgt dar (s. Abb. 27a u. 27b). Wegen der geringeren Dichten werden beim Nadelholz deutlich größere Volumina benötigt, um vergleichbare Kohlenstoffvorräte wie beim Laubholz in den verschiedenen Produktklassen zu speichern. Die Produktklasse Produkte mit mittlerer Lebensdauer wird beim Laubholz durch das Buchen- und Eichenholz gleichermaßen aufgebaut. Dies gilt abgeschwächt auch für die anderen Produktklassen. Beim Nadelholz spiegeln sich die höheren Kiefernnutzungen auch in den gespeicherten Kohlenstoffvorräten der einzelnen Produktklassen wider. Der Anteil der im Nadelholz gespeicherten Kohlenstoffvorräte in Produkten mit kurzer Lebensdauer ist absolut und relativ am höchsten.

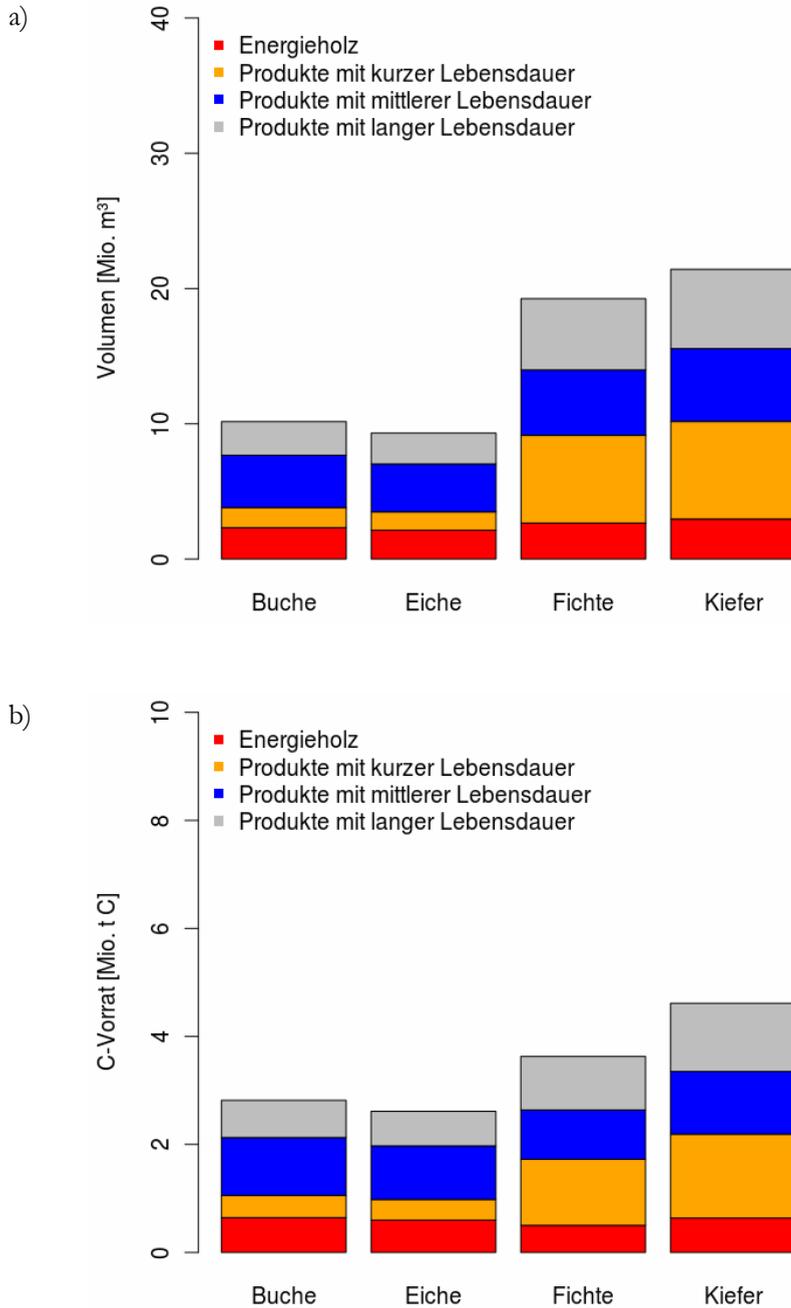


Abbildung 27: a) Akkumulierte Volumina [Mio. m³] und b) akkumulierte C-Vorräte [Mio. t C] im Produktpool für das Szenario naturnaher Waldbau in Sachsen-Anhalt getrennt nach Produktklassen und Hauptbaumarten

Im Vergleich zur naturnahen Behandlung liegt beim ertragsorientierten Waldbau der Kohlenstoffvorrat im Produktspeicher des Laubholzes um insgesamt 13 % und bei den Produkten aus Nadelholz um 24 % höher. Demgegenüber sind die Kohlenstoffvorräte der Laub- bzw. Nadelholzproduktspeicher bei der naturschutzorientierten Variante um 13 % bzw. 29 % geringer als beim naturnahen Szenario (s. Tab. 14).

Tabelle 14: Relative Unterschiede [%] im C-Vorrat der Holzprodukte in Sachsen-Anhalt aus Laub- bzw. Nadelholz zwischen dem Szenario naturnaher Waldbau (100 %) und den Szenarien ertrags- und naturschutzorientierter Waldbau

Holzgruppe	Relative Unterschiede im C-Vorrat der Holzprodukte	
	ertragsorientiert	naturschutzorientiert
Laubholz	+ 13 %	- 13 %
Nadelholz	+ 24 %	- 29 %

Die energetische Substitution fossiler Brennstoffe durch die Produktklasse Energieholz ist beim Laubholz generell höher als beim Nadelholz. Durch das nach dem naturnahen Waldbauszenario anfallende Energieholz werden rund 7,1 Mio. t zusätzlicher CO₂-Emissionen vermieden, die sonst bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe in die Atmosphäre gelangen würden. Der Substitutionseffekt ist beim naturschutzorientierten Szenario mit rund 5,5 Mio. t CO₂ geringer und beim ertragsorientierten Szenario mit 8,3 Mio. t CO₂ höher.

5 Diskussion

Nachfolgend werden zunächst das Material und die Methoden der Kohlenstoffstudie diskutiert, danach die Veränderungen der Kohlenstoffspeicher zwischen 1993 (Datenspeicher Waldfond), 2002 und 2007 (Ausgangszustand vor Start der Simulationsrechnung) beleuchtet und anschließend die Entwicklungen der Kohlenstoffspeicher bei den drei unterschiedlichen waldbaulichen Szenarien besprochen.

5.1 Material und Methoden

Die vorliegende Studie ist die erste Untersuchung zum Thema Kohlenstoff im sachsen-anhaltischen Wald im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt. Sie baut vor allem auf den Ergebnissen der Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt und der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) auf. Die in der Clusterstudie genannten Vorräte für das Jahr 2002 unterscheiden sich teilweise etwas von den Ergebnissen der BWI². Dies erklärt sich dadurch, dass die Vorräte für die Clusteranalyse mit eigenen Funktionen auf der Basis der BWI²-Daten berechnet wurden.

Neben der lebenden Baumbiomasse werden als weitere Kohlenstoffspeicher auch die tote Baumbiomasse, die Bodenvegetation, der Mineralboden mit organischer Auflage und die zukünftig aus sachsen-anhaltischem Holz erzeugten Holzprodukte in die Betrachtungen mit einbezogen. Damit wird für Sachsen-Anhalt ein Überblick über den Beitrag der Forst- und Holzwirtschaft zur Speicherung von Kohlenstoff im Ökosystem Wald und in den daraus hervorgegangenen Holzprodukten und seine möglichen Entwicklungen bis zum Jahr 2037 gegeben.

Zur Bestimmung der lebenden oberirdischen Baumbiomassen wurde nach einem intensiven Literaturstudium und einer Überprüfung verschiedener geeignet erscheinender Biomassefunktionen auf die baumartenspezifischen Funktionen von ZELL (2008) zurückgegriffen. In den Fällen, wo keine Einzelbaumdaten vorlagen, wurden die Biomasseexpansionsfaktoren von PRETZSCH (2009) angewendet. Für die unterirdische Wurzelbiomasse wurden, teilweise wegen fehlender Alternativen, für alle vier untersuchten Hauptbaumarten die Biomassefunktionen von BOLTE et al. (2004) verwendet, die für Buche und Fichte entwickelt wurden. Hierzu besteht offensichtlich noch Forschungsbedarf. Gleiches gilt auch für die Quantifizierung der Kohlenstoffvorräte in der toten Baumbiomasse und der Bodenvegetation.

Weitgehendes Neuland wurde bei der Quantifizierung des additiven Kohlenstoffspeichers in Holzprodukten beschritten. Hierzu mussten auf der Grundlage eines intensiven Literaturstudiums Holzproduktklassen mit unterschiedlicher Lebensdauer definiert und ein vereinfachter Holzverwendungsschlüssel festgelegt werden. Wegen fehlender Informationen waren hierzu einige Vergrößerungen und

Pauschalierungen unvermeidbar. Eine bisher fehlende differenziertere Analyse der Holzströme würde wesentliche Verbesserungen bei der Zuordnung bestimmter Holzsortimente zu bestimmten Holzprodukten ermöglichen.

Die dreißigjährige Simulation der Entwicklung einzelner Kohlenstoffspeicher unter Zugrundelegung der drei verschiedenen Szenarien *ertragsorientierter*, *naturnaher* und *naturschutzorientierter* Waldbau ergab, dass die Kohlenstoffspeichermengen durch die Strategien der Forst- und Holzwirtschaft wesentlich beeinflusst werden können. Bezogen auf das Bestandesleben unserer Hauptbaumarten war aber der Simulationszeitraum zu kurz, weil die Auswirkungen der waldbaulichen Strategien noch zu stark von den gegenwärtigen Baumartenanteilen, ihrer standörtlichen Zuordnung und ihrem Altersaufbau beeinflusst werden. Bei den Nutzungen konnten die Effekte einer Kaskadennutzung nur angesprochen, aber nicht berücksichtigt werden, weil hierzu entsprechende Datengrundlagen fehlten.

5.2 Kohlenstoffspeicher 1993, 2002 und 2007

5.2.1 *Lebende Baumbiomasse*

Der Vergleich der Gesamterdbholzvorräte 1993 und 2002 (Stichjahr der BWI²) und der darin gespeicherten Kohlenstoffvorräte in Höhe von ca. 52 t C/ha bzw. ca. 59 t C/ha dokumentiert die in den letzten Jahren stark gestiegene Kohlenstoff-Senkenleistung der sachsen-anhaltischen Wälder (s. Kap. 4.1). Der Vorratsanstieg erklärt sich vor allem aus der unterschiedlichen Bezugsfläche, dem Altersklassenaufbau der Bestände und aus Hiebssätzen, die deutlich unter dem Zuwachs lagen. Bis 2007 kam es gegenüber 2002 zu einer leichten Absenkung der Derbholz- und Kohlenstoffvorräte, auch weil die Schäden des Orkans Kyrill mit Blick auf die Startwerte der Simulationsrechnungen bereits berücksichtigt wurden. Die absoluten Kohlenstoffvorräte in den Kiefernbeständen waren höher als diejenigen in den Fichten-, Eichen- und Buchenbeständen (s. Tab. 7).

Der gesamte Kohlenstoffvorrat des Derbholzvorrates betrug 2007 rund 26 Mio. t C bzw. im Mittel 55 t C/ha. Werden auf diese Werte die Biomasseexpansionsfaktoren von PRETZSCH (2009) angewandt, ergeben sich Kohlenstoffvorräte von rund 48 Mio. t C bzw. 102 t C/ha für die lebende Baumbiomasse. Im Vergleich zu den deutschlandweiten Werten von DUNGER et al. (2009) (120 t C/ha) sowie DIETER u. ELSASSER (2002) (120-190 t C) sind die Kohlenstoffvorräte in den sachsen-anhaltischen Wäldern geringer. Die Differenzen lassen sich vor allem durch die schwächeren Standorte bzw. geringeren Bonitäten in Sachsen-Anhalt erklären. Zum anderen ist das Ertragsniveau in den süddeutschen Bundesländern wesentlich höher als in Sachsen-Anhalt, was sich entsprechend auf die Vorräte und Zuwächse der einzelnen Baumarten auswirkt.

Für die Buche ist der für das Jahr 2007 berechnete Kohlenstoffvorrat der lebenden Baumbiomasse in Höhe von durchschnittlich 110,1 t C/ha geringer als

derjenige in Thüringen in Höhe von 131 t C/ha (WIRTH et al. 2004a). Auch die Kohlenstoffvorräte der Buchenbestände in Nordrhein-Westfalen (120 t C/ha) sind höher als in Sachsen-Anhalt (JOOSTEN et al. 2004). In Baden-Württemberg (PISTORIUS 2007), Niedersachsen (WÖRDEHOFF et al. 2011), Schleswig-Holstein (WÖRDEHOFF et al. 2012) und in der Hainich-Dün-Region (MUND 2004) wurden ebenfalls größere Kohlenstoffvorräte in bewirtschafteten Buchenbeständen festgestellt. Dies muss im Zusammenhang mit den Standorten, den Ertragsniveaus und dem Altersaufbau gesehen werden. Auch aus der Literaturstudie von JACOBSEN et al. (2003) lassen sich höhere Kohlenstoffvorräte für Buchenbestände in Deutschland (144 t C/ha) ausweisen, als sie für Sachsen-Anhalt berechnet wurden.

Der durchschnittliche Kohlenstoffvorrat der Eichenbestände im Jahr 2007 in Höhe von 105,4 t C/ha ist im Vergleich zu Untersuchungen in Baden-Württemberg (PISTORIUS 2007: 135,8 t C/ha) geringer. In Bayern waren die Kohlenstoffvorräte ähnlich (BÖSWALD 1996: 106 t C/ha). Demgegenüber lagen die entsprechenden Kohlenstoffvorräte in Schleswig-Holstein (98 t C/ha), Niedersachsen (96 t C/ha) und Thüringen (90 t C/ha) unter dem sachsen-anhaltischen Wert (WÖRDEHOFF et al. 2012, WÖRDEHOFF et al. 2011, WIRTH et al. 2004a).

Für alle Baumarten gilt, dass die Vergleiche mit den Kohlenstoffvorräten in anderen Bundesländern nur eine Orientierung geben können, da deren Höhe vielfältigen Einflussgrößen unterliegt.

Dies zeigt sich ebenfalls bei den entsprechenden süddeutschen Untersuchungen zur Fichte (s. Kap. 3.1.1). Aus den Biomassen der analysierten bayerischen Fichtenbestände sind sehr hohe Kohlenstoffvorräte ableitbar. Diese gelten aber nur für die jeweiligen Bestände und sind weder auf Regionen noch auf das Bundesland übertragbar. In Sachsen-Anhalt lag 2007 der Kohlenstoffvorrat in Fichtenbeständen bei durchschnittlich 93 t C/ha. Für Bayern gibt BÖSWALD (1996) für die fichtendominierte Baumartengruppe Fichte-Tanne-Douglasie einen C-Vorrat von 120 t C/ha an. Noch höher, aber auch später ermittelt und zugleich Ausdruck eines Fichten-Altholzüberhangs ist nach den Ergebnissen der BWI² der Kohlenstoffvorrat für Fichte in Baden-Württemberg mit 132,6 t C/ha (PISTORIUS 2007). Geringer sind die von WÖRDEHOFF et al. (2012, 2011) ermittelten Kohlenstoffvorräte der Fichtenbestände in Schleswig-Holstein mit 89 t C/ha und Niedersachsen mit 86,7 t C/ha. In Thüringen kommen WIRTH et al. (2004a) auf einen ebenfalls geringeren Kohlenstoffvorrat in Höhe von 75 t C/ha in Fichtenbeständen.

Für die Kiefer ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei der Fichte. Der geschätzte mittlere Kohlenstoffvorrat liegt 2007 bei 67 t C/ha (s. Tab. 7). Für Bayern (BÖSWALD 1996) und Baden-Württemberg (PISTORIUS 2007) werden um mehr als 30 t C/ha höhere Werte angegeben und in Schleswig-Holstein liegt der Wert bei 85 t C/ha (WÖRDEHOFF et al. 2012), während in Niedersachsen und Thüringen die Kohlenstoffvorräte in den Kiefernbeständen mit durchschnittlich 67,7 t C/ha und 61 t C/ha vergleichbar mit denen in Sachsen-Anhalt sind (WÖRDEHOFF et al. 2011, WIRTH et al. 2004a). Geringer ist der aus den Ergebnissen von MUCHIN et

al. (2008) ableitbare Kohlenstoffvorrat für Kiefernbestände in Brandenburg in Höhe von 58 t C/ha, der sich allerdings nur auf das Derbholz bezieht (s. Kap. 3.1.1).

Die in den Arbeiten von WIRTH et al. (2004a) und PISTORIUS (2007) festgestellte Reihung der Hauptbaumarten nach ihren mittleren Kohlenstoffvorräten (Bu > Ei, Fi > Ki) kann durch die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung für Sachsen-Anhalt weitgehend bestätigt werden (Bu > Ei > Fi > Ki). Dies wird sich zukünftig sicherlich ändern, wenn sich Flächenanteile der jüngeren und mittelalten Fichten- und Kiefernbestände in höhere Altersklassen verschieben und sich deren Anteil an der Kohlenstoffspeicherung erhöht. Parallel dazu wird der bis dato große Kohlenstoffvorrat der untersuchten Laubbaumarten in den Altersklassen V und älter bald zur Nutzung anstehen und dem Produktpool zugeführt werden.

5.2.2 Tote Baumbiomasse

Das Totholzvolumen 2007 ist durch die abgesenkte Durchmesserschwelle wesentlich höher als bei der BWI² im Jahr 2002 (BMELV 2005) (s. Kap. 4.2.2). Im Vergleich der Laub- und Nadelbaumarten weisen Buche und Eiche mit 0,09 bzw. 0,11 Mio. t C geringere Kohlenstoffvorräte im Totholz auf als Fichte und Kiefer mit 0,12 bzw. 0,32 Mio. t C. Der durch Fortschreibung errechnete Kohlenstoffvorrat von rund 0,8 Mio. t C bzw. 1,7 t C/ha für alle Baumarten ist auch etwas geringer als die Angaben von WIRTH et al. (2004a) für Wirtschaftswälder in Mitteleuropa. In Niedersachsen betragen die vergleichbaren Werte für alle Baumarten rund 2,5 Mio. t C bzw. 2,2 t C/ha (WÖRDEHOFF et al. 2011) und in Schleswig-Holstein rund 0,42 Mio. t C bzw. 2,7 t C/ha (WÖRDEHOFF et al. 2012).

Die Totholzzersetzung ist ein wichtiger Aspekt für die Kohlenstoffspeicherung im Totholz. Sie wird in dieser Studie durch die baumartenspezifischen linearen Funktionen von MEYER et al. (2009) quantifiziert. Dabei kommt es zu Unschärfen, weil diese Zersetzungsfunktionen für Totholz mit einem Durchmesser ≥ 20 cm entwickelt wurden, während in dieser Studie Totholz mit einem Durchmesser ≥ 7 cm Durchmesser betrachtet wird (s. Kap. 1.3). MÜLLER-USING und BARTSCH (2009) fanden für Buchentotholz mit einem Durchmesser größer als 10 cm heraus, dass es unabhängig vom Durchmesser nach 35 Jahren zersetzt ist. Die von MEYER et al. (2009) ermittelte Zersetzungsdauer beträgt für Buche 43 Jahre, für Eiche 78 Jahre, für Fichte 55 Jahre und für Kiefer 50 Jahre. Da diese Abbauzeiträume teilweise weit über den Simulationszeitraum hinausgehen, erscheinen die Funktionen von MEYER et al. (2009) dennoch für diese Studie als geeignet. Zudem wird der Abbau von Totholz von sehr vielen weiteren Faktoren beeinflusst, wie z. B. dem Klima (s. MACKENSEN et al. 2003, MEYER et al. 2009), die in dieser Untersuchung nicht berücksichtigt werden konnten.

5.2.3 Mineralböden und Bodenvegetation

Für die Analyse des Bodenpools war die getrennte Betrachtung von Auflagehumus und Mineralböden einerseits und Mooren sowie anmoorigen Böden andererseits wichtig, da Moore und anmoorige Böden in einem weitaus höheren Maße Kohlenstoff speichern als mineralische Böden (s. Kap. 4.3). Ihr Anteil in Sachsen-Anhalts Wäldern ist zwar gering, doch ist ihr Kohlenstoffvorrat pro Hektar fast viermal so hoch wie derjenige in mineralischen Böden. Die Erhaltung der Moore und der anmoorigen Böden ist daher sehr wichtig (NABUURS et al. 2008) und ein wesentlicher Bestandteil einer nachhaltigen, multifunktionalen Forstwirtschaft (SPELLMANN et al. 2004). Zudem leisten diese Standorte auch einen wichtigen Beitrag zum Erhalt der biologischen Vielfalt (MEYER et al. 2009).

In den Waldböden Sachsen-Anhalts bestehen große Unterschiede in den jeweiligen gespeicherten Kohlenstoffvorräten. Dies steht unmittelbar im Zusammenhang mit den unterschiedlichen Ausgangssubstraten, den Zusammensetzungen und Mächtigkeiten der jeweiligen Bodenschichten. Weitere Faktoren sind das Klima, die Wasser- und Nährstoffversorgung, die Artenzusammensetzung der Bodenfauna, die Bodentextur und die Topographie. Entscheidende anthropogene Faktoren sind die aktuelle Bestockung, die waldbauliche Behandlung sowie die historische und aktuelle Landnutzung (WIRTH et al. 2004a).

Der überwiegende Teil der Waldstandorte stockt auf unverlehmten Sanden der Standortsregion Tiefland, dies sind überwiegend Kiefernwälder. Diese Standorte haben geringere Kohlenstoffvorräte im Mineralboden als die Lehme im Hügelland und die Standorte im Harz, die auch unter Nadelholz höhere Kohlenstoffvorräte als diejenigen im Tiefland aufweisen. Das Laubholz stockt meist auf den besser verlehmt, reicherer Standorten; hier unterscheiden sich die mittleren Kohlenstoffvorräte im Mineralboden in den drei Standortsregionen kaum.

Auffällig sind die unterschiedlichen Kohlenstoffvorräte in der Humusaufgabe von Laub- und Nadelwaldbeständen. Im Nadelwald sind die Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus bis zu dreimal so hoch wie unter Laubholz. Dies ist mit den besseren Standorts- und Zersetzungsbedingungen sowie der leichteren Blattstreu-zersetzung in Laubwäldern zu erklären.

In jedem Fall ist der Waldboden ein wichtiger Kohlenstoffspeicher, welcher mindestens ebenso viel, im Fall der analysierten Böden unter Nadelbaumbeständen sogar deutlich mehr Kohlenstoff speichert wie die lebende Baumbiomasse. Bei forstwirtschaftlichen Maßnahmen sollten daher nur bodenschonende Verfahren zum Einsatz kommen, die diesen wichtigen Kohlenstoffspeicher nicht gefährden.

Der Biomasse und dem Kohlenstoffvorrat der Bodenvegetation konnte im Rahmen dieser Studie nicht direkt nachgegangen werden, weil eine flächendeckende Datengrundlage fehlte. Es wurde daher auf Ergebnisse aus Thüringen zurückgegriffen (s. Kap. 3.3). Hier zeigten sich sehr deutliche Unterschiede zwischen der Bodenvegetation in Beständen der Lichtbaumarten Eiche und Kiefer einerseits

sowie derjenigen in Beständen der anderen untersuchten Baumarten andererseits. Angesichts des geringen Kohlenstoffvorrates der Bodenvegetation (BURSCHEL et al. 1993) im Vergleich zur lebenden Baumbiomasse (s. Kap. 3.3 u. Tab. 7) wurde dieser Speicher vereinfachend als konstant angesehen (vgl. PISTORIUS 2007). SCHULZE et al. (2002) geben aber an, dass die Kohlenstoffbindung in der oberirdischen Bodenvegetation in Mitteleuropa etwa 10 bis 20 % derjenigen der Baumschicht erreichen kann.

5.3 Szenarienvergleich

Die waldbaulichen Szenarien bilden drei Bewirtschaftungskonzepte ab, die ungeachtet der Eigentumsform so oder so ähnlich in deutschen Forstbetrieben praktiziert werden. Abweichend von der betrieblichen Wirklichkeit, für die die Vielfalt des waldbaulichen Handels der mehreren Tausend Waldbesitzer kennzeichnend ist, wurden in den Simulationsläufen der für diese Studie grundlegenden Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt die Konzepte mit ihren naturschutzorientierten und eingriffsspezifischen Regeln vollflächig auf der Basis der fortgeschriebenen BWI²-Modellbestände umgesetzt (s. Tab. 1). Hierdurch können die Auswirkungen der Szenarien auf die Höhe der Kohlenstoffvorräte in der lebenden und toten Baumbiomasse sowie im Produktpool in ihrer reinen Form besser erfasst und beurteilt werden. Die Kohlenstoffvorräte im Boden (Mineralboden + Humusauf-lage) und in der Bodenvegetation wurden als konstant angesehen.

Die zwischen den Szenarien naturnaher, ertragsorientierter und naturschutzorientierter Waldbau variierenden Naturschutzstandards, Eingriffsintensitäten und Zielstärken (Produktionszeiträume) entfalten ihre Wirkung und führen zu etwa gleichbleibenden, geringeren bzw. höheren Derbholz- und Kohlenstoffvorräten in der lebenden und toten Baumbiomasse gegenüber den Ausgangswerten 2007. Die genutzten Holz-mengen und die in ihnen gespeicherten Kohlenstoffvorräte reichen auf Grundlage der mittleren Nutzungsmassen in dem 30-jährigen Simulationszeitraum von nur 78 Mio. m³ bzw. 20 Mio. t C beim naturschutzorientierten Waldbau, über 100 Mio. m³ bzw. 25 Mio. t C beim naturnahen Waldbau bis hin zu 118 Mio. m³ bzw. 30 Mio. t C beim ertragsorientierten Waldbau. Nicht enthalten sind in diesen Zahlen die additiven Effekte durch die unterschiedlichen Verweildauern der aus dem Rohholz hergestellten Holzprodukte.

Die jeweils simulierten Waldbaukonzepte beeinflussen auch den mittleren jährlichen Volumenzuwachs und die darin gespeicherten Kohlenstoffvorräte. Diese sind beim naturschutzorientierten Szenario etwas höher als beim naturnahen und ertragsorientierten (s. Tab. 15). Da beim ertragsorientierten Szenario mehr genutzt wird als nachwächst, werden bei dieser Variante in dem 30-jährigen Simulationszeitraum die Derbholz- und Kohlenstoffvorräte dementsprechend abgesenkt und mehr Masse dem Produktpool zugeführt. Beim naturschutzorientierten Szenario

verhält es sich umgekehrt und beim naturnahen Szenario werden die Niveaus in etwa gehalten.

Tabelle 15: Übersicht über den mittleren jährlichen Volumenzuwachs [$m^3/ha/a$] und den darin gespeicherten C-Vorrat [$t C/ha/a$] in Sachsen-Anhalt bei den verschiedenen Szenarien

Szenario	Volumenzuwachs [$m^3/ha/a$]	C-Vorrat [$t C/ha/a$]
ertragsorientiert	8,1	2,0
naturnah	8,4	2,1
naturschutzorientiert	8,6	2,2

Bezogen auf die Hauptbaumarten wird am Ende des Simulationszeitraumes und unabhängig von dem betrachteten waldbaulichen Szenario der höchste Kohlenstoffvorrat in der lebenden Biomasse der Kiefernwälder gespeichert. Er liegt zwischen 11,3 Mio. t C beim ertragsorientierten und 16,9 Mio. t C beim naturschutzorientierten Szenario. Danach folgen Eiche und Fichte und schließlich die Buche (s. Tab. 11). Diese Unterschiede sind im Zusammenhang mit den Flächenanteilen der Baumarten, ihrem Altersklassenaufbau und den unterschiedlichen Nutzungsmengen zu sehen.

Der Kohlenstoffvorrat des Totholzspeichers steigt bei allen Varianten und allen vier untersuchten Baumarten im 30-jährigen Simulationszeitraum an. Allerdings ist bei den Laubbaumarten Buche und Eiche sowohl der prozentuale Anstieg gegenüber dem Ausgangswert 2007 als auch der Unterschied zwischen den Szenarien deutlich geringer als bei den Nadelbaumarten Fichte und Kiefer. So steigt der Kohlenstoffvorrat im Totholz bei der Buche nur um 33 % (no) bis 44 % (nn und eo) an und bei der Eiche um 82 % (no und nn) bis 91 % (eo). Während das no-Szenario bei den Laubbaumarten die geringsten Anstiege generiert, bewirkt es mit + 250 % bei der Fichte und sogar + 400 % bei der Kiefer die höchsten. Auch die anderen beiden Szenarien erreichen bei der Kiefer die höchsten absoluten und prozentualen Werte (eo: 1, 3 Mio t C, +306 %; nn: 1,33 Mio t C, +315 %) (s. Tab. 13, Abb. 22-25). Insgesamt wird der von PREGITZER u. EUSKIRCHEN (2004) für Wälder der gemäßigten Zone genannte, bemerkenswert hohe Kohlenstoffvorrat im Totholz von 42 t C/ha nicht erreicht. Dies ist unter anderem auf die Aufnahmegebiete (gemäßigte Zonen in Nord- und Südamerika) zur Berechnung dieses Kohlenstoffvorrates im Totholz zurückzuführen.

Der Produktpool wird bestimmt durch die zur Verfügung stehenden Rohholzmengen und Sortimente, die jeweilige Holzverwendung und die Lebensdauer der einzelnen Holzprodukte. Mittels eines vereinfachten Holzverwendungsschlüssels

wurden verschiedene Sortimenten unterschiedlichen Produkten und Produktklassen zugeordnet (s. Kap. 3.5). Die Ergebnisse sind daher mit Unsicherheiten behaftet.

Aus der Entwicklung der Produktspeicher ist ersichtlich, dass sie sowohl beim Laub- als auch beim Nadelholz am stärksten durch die höheren Nutzungen des ertragsorientierten Szenarios aufgefüllt werden, während die naturschutzorientierte Variante erwartungsgemäß die geringsten Zuwachsraten aufweist. Laubholz wird überwiegend für Produkte mit mittlerer Lebensdauer verwandt. Die relativ geringe Bedeutung des Laubholzes für die Papierherstellung spiegelt sich in dem geringen Anteil an den Produkten mit kurzer Lebensdauer wider. Bemerkenswert sind die relativ hohen Anteile bei den Produkten mit langer (Bauholz, Fußböden) und mittlerer Lebensdauer (Holzwerkstoffe, Möbel, Furniere). Sie unterstellen eine entsprechende Laubholznachfrage an den Märkten, die aber im letzten Jahrzehnt nicht gegeben war (ZMP 2008). Im Gegenteil, der Laubschnittholzmarkt stagniert auf einem niedrigen Niveau, der Furnier- und Möbelholzmarkt ist rückläufig und die Holzpreise für die Buche sind für die Waldbesitzer unbefriedigend.

Umgekehrt sehen die Marktverhältnisse beim Nadelholz aus, bei dem sich bereits Versorgungsengpässe abzeichnen (SPELLMANN 2010). Aus Nadelholz werden vorwiegend Produkte mit kurzer und langer Lebensdauer generiert. Der größte Teil wird im Hausbau verwendet, wo der Kohlenstoff langfristig sequestriert wird. Das Fichten- und Kiefernindustrieholz ist die wichtigste Rohstoffgrundlage für die Papier- und Holzwerkstoffindustrie, deren Produkte eine kurze bzw. mittlere Lebensdauer haben (Großabnehmer: Zellstoff Stendal GmbH, Glunz AG Werk Nettgau, ante-Holz GmbH Rottleberode, Magdeburg). Deren Pool wird z. T. auch von den 39 % Sägerestholz gespeist, die beim Einschnitt von Nadelstammholz anfallen (s. Kap. 3.5.3). Größere Anteile des Sägerestholzes werden aber auch in den Werken zur eigenen Energieerzeugung genutzt, was den Anteil Energieholz bei Fichte und Kiefer erklärt (s. Abb. 27a und b). Die Bedeutung des Roh- und Altholzes für die energetische Substitution fossiler Energieträger (CO₂-Vermeidung) darf nicht unterschätzt werden. Der Anteil der Biomasse an der Primärenergiebereitstellung aus erneuerbaren Energien betrug im Jahre 2009 fast 70 % (Windkraft 12 %, Wasserkraft 6 %, Photovoltaik 2 %). Von diesen 70 % entfielen mehr als 50 % auf Energieholz (AG ENERGIEBILANZEN 2010).

Um zu einer Gesamtbeurteilung der Szenarien aus Sicht der Kohlenstoffspeicherung zu kommen, ist es wichtig, die Grenzen des zu prüfenden Systems genau zu definieren. Im Kontext der Kohlenstoffsequestrierung im Wald gibt es zwei Definitionsmöglichkeiten: Entweder wird der sogenannte Waldökosystemansatz gewählt, d. h. das Waldökosystem wird nur innerhalb seiner Systemgrenzen betrachtet, oder es wird ein umfassenderer Ansatz gewählt, der neben dem Wald auch den Forst- und Holzsektor mit einschließt (s. Kap. 1.1).

Im Rahmen des Kyoto-Protokolls und insbesondere des Artikel 3.4 ist es möglich, die Waldbewirtschaftung in die nationale Treibhausgasbilanz mit einzuberechnen. Davon macht Deutschland seit 2006 Gebrauch, ohne dass bisher eine

Anrechnung der Holzprodukte auf die Kohlenstoffspeicherung möglich ist (HEUER 2010). Der Waldökosystemansatz führt heute dazu, dass Holznutzungen Kohlenstofffreisetzung gleichgesetzt werden (KRUG 2010, PROFFT 2010). Somit werden nur Vorratsanhebungen im Wald positiv bewertet.

Bislang konnte Deutschland von diesem Ansatz profitieren, da in den letzten Jahrzehnten die Derbholzvorräte in den Wäldern kontinuierlich angestiegen sind (BMELV 2009). Mittlerweile ist aber mit einem Gesamtderbholzvorrat in Höhe von ca. 3,4 Mrd. m³ ein Niveau erreicht (Rang 1 in Europa), das in nächster Zeit zwangsläufig zu höheren Nutzungen (Altersaufbau) oder zu größeren Kalamitäten (Sturmrisiko bei Fichte) führen und den deutschen Wald zur „CO₂-Quelle“ machen wird. Ändert sich nicht bald der Bewertungsansatz, so würde damit ein Land bestraft, dass für seine nachhaltige, vorratspflegliche Forstwirtschaft international anerkannt ist. Dies würde auch Sachsen-Anhalt treffen.

Bei den Klimaverhandlungen der UN 2009 in Kopenhagen konnten sich die Staaten leider weder auf verbindliche, nachprüfbarere Ziele der Reduzierung der Treibhausgase einigen noch wurden neue Anrechnungsregeln für die Waldbewirtschaftung verbindlich festgelegt. Es konnte nur ein Kompromiss ausgehandelt werden, in welchem die Referenz-Methode⁶, die Anrechnung von Holzprodukten und der Umgang mit natürlichen Störungen enthalten ist. Zusätzlich ist die anrechenbare CO₂-Menge der Waldbewirtschaftung einer auch jetzt schon bestehenden Kappungsgrenze unterworfen. Die Verhandlungen über diesen Mittelweg sollten bei der Vertragsstaatenkonferenz des Kyoto-Protokolls in Mexiko Ende 2010 abgeschlossen werden (HEUER 2010). Dies war aber leider nicht der Fall. Die Verhandlungen werden in nächster Zeit weitergeführt, wobei im Verhandlungstext weiterhin die Holzprodukte als Pool der Waldbewirtschaftung aufgeführt sind (AWGKP 2010).

Nach dem bisher gültigen Waldökosystemansatz führen die drei waldbaulichen Szenarien bis 2037 bei den vier Hauptbaumarten zu deutlichen Unterschieden in der Summe der akkumulierten Kohlenstoffvorräte in der lebenden Baumbiomasse und im Totholz. Der Unterschied zwischen dem ertragsorientierten und dem naturschutzorientierten Szenario beträgt rund 11 Mio. t C. Werden aber entgegen diesem Ansatz die Holzprodukte in die Analyse mit eingebunden, verringert sich diese Differenz auf etwas über 5 Mio. t C (s. Abb. 28).

⁶ Die Netto-Emissionen der Verpflichtungsperiode werden einem vorher vereinbarten Referenzwert gegenübergestellt. Der Referenzwert entspricht den Netto-Emissionen des in die Zukunft projizierten „business as usual“ (HEUER 2010).

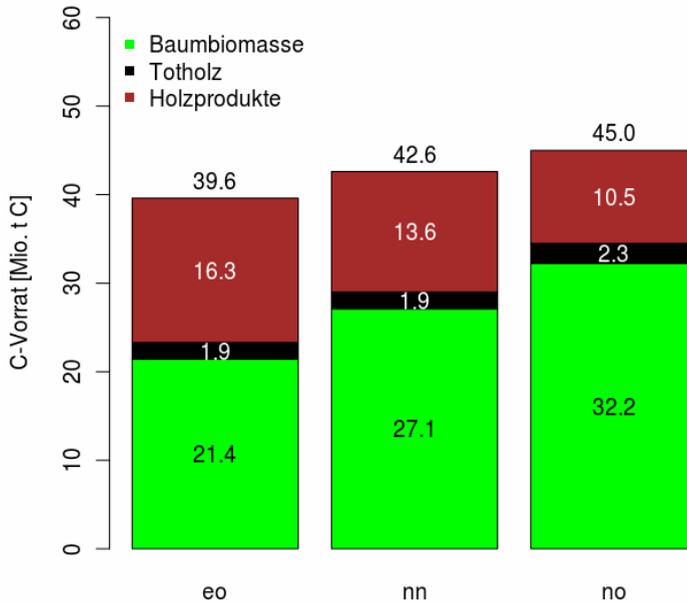


Abbildung 28: Gesamter akkumulierter C-Vorrat [Mio. t C] in der lebenden Baumbiomasse, im Totholz und in den Holzprodukten der vier Hauptbaumarten im Jahr 2037 nach Behandlungsszenarien (eo = ertragsorientiert, nn = naturnah, no = naturschutzorientiert) in Sachsen-Anhalt

Die Summenwerte liegen zwischen 45,0 Mio. t C beim naturschutzorientierten, 42,6 Mio. t C beim naturnahen und 39,6 Mio. t C beim ertragsorientierten Szenario. In diesen Werten sind die Kohlenstoffspeicher Boden und Bodenvegetation nicht enthalten. Die berechnete höhere Kohlenstoffspeicherung bei der naturschutzorientierten Variante ergibt sich aus den höheren Kohlenstoffvorräten in der lebenden Baumbiomasse und im Totholzpools bei relativ geringen Nutzungsmengen. Das naturnahe Szenario verringert den Kohlenstoffvorrat in der lebenden Baumbiomasse moderat und hebt die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten gegenüber dem derzeitigen Stand deutlich an. Das ertragsorientierte Szenario verringert den Totholzpool am stärksten und damit auch den Kohlenstoffvorrat im Pool der lebenden Baumbiomasse (s. Tab. 11). Der Produktpool ist hier am deutlichsten aufgefüllt worden (s. Tab. 12). Der Kohlenstoffvorrat im Totholz steigt bei allen Varianten und untersuchten Baumarten an. Bei Buche und Eiche sind die Unterschiede zwischen den Szenarien gering. Bei Fichte und Kiefer sind die Anstiege insgesamt höher und das naturschutzorientierte Szenario setzt sich ca. ab dem Jahr 2022 deutlich von den anderen beiden Szenarien ab und weist am Ende des Simulationszeitraums die höchsten Zunahmen auf (s. Tab. 13).

Auf Bundesebene haben sich KÖHL et al. (2009) intensiv mit der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern in Abhängigkeit von verschiedenen Behandlungskonzepten beschäftigt. Dabei reichen die angewandten waldbaulichen Szenarien von

einem generellen Nutzungsverzicht bis zu einer Maximierung der Gewinne aus der Waldbewirtschaftung mit einer starken Ausrichtung auf die Fichte. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass die den Gewinn maximierende Variante im Zeitraum von 30 Jahren zu einer Speicherleistung im Bestand von 110 t C/ha führt und einen energetischen Substitutionseffekt von 84 t C/ha bewirkt, was einem Gesamteffekt in Höhe von 194 t C/ha entspricht. Im Gegensatz dazu führt die Nullnutzung zu einer Erhöhung des Kohlenstoffspeichers im Bestand auf 245 t C/ha. Somit schneidet diese Variante aus dem Blickwinkel der Kohlenstoffspeicherung besser ab, jedoch nach Ansicht der Autoren nur solange, wie sich die ungenutzten Bestände in der Phase des Vorratsaufbaus befinden. Weiterhin gehen sie davon aus, dass sich in ungenutzten Wäldern nach dem Erreichen der Gleichgewichtsphase eine negative Kohlenstoffbilanz im Vergleich zu bewirtschafteten Wäldern einstellt. Diese These, dass alte Wälder kaum noch Kohlenstoff binden, wird durch andere Arbeiten angezweifelt (vgl. HESSENMÖLLER et al. 2008, LUYSSAERT et al. 2008). Dabei wird die Annahme getroffen, dass in ungenutzten Wäldern ein kleinflächiges Mosaik verschiedener Altersstufen entsteht, bei dem die jüngeren Bäume die Verluste in der Kohlenstoffspeicherung durch das Absterben der alten Bäume ausgleichen. Beispielsweise wird in der Arbeit von HESSENMÖLLER et al. (2008) die These des großflächigen altersbedingten Zusammenbruchs des untersuchten Buchenwaldes im Nationalpark Hainich skeptisch gesehen. Hierzu ist aber zum einen anzumerken, dass nicht Buchenwälder, sondern Nadelwälder mit anderen biotischen und abiotischen Risiken in Deutschland wie auch in Sachsen-Anhalt überwiegen. Zum anderen sind Buchenwälder im Hainich wie die meisten Buchenwälder in Deutschland mehr oder weniger gleichaltrig und weisen ganz andere Strukturen auf als die noch vorhandenen Buchen-Urwälder in Ost- und Südosteuropa (vgl. KORPEL 1995, TABAKU u. MEYER 1999, MEYER et al. 2003). Dies zeigen ebenfalls die Uraltbuchen im Naturwald „Heilige Hallen“ in Mecklenburg-Vorpommern, die sich am Ende der Alterungsphase befinden und fortschreitend flächig zusammenbrechen. Auch HASENAUER (2011) kommt nach dem Vergleich von Simulationsrechnungen für Fichte und Buche im österreichischen Urwald Rothwald und in einem bewirtschafteten Fichtenwald zu dem Schluss, dass bewirtschafteter Wald, der vor dem Erreichen der physiologischen Altersgrenze und dem Eintritt in die Zerfallsphase genutzt wird, eine Kohlenstoffsenke darstellt, während der Naturwald mit dem Eintritt in die Zerfallsphase zur Kohlenstoffquelle wird.

Hinter dieser Diskussion steht letztendlich die Frage, welche Funktionen unsere Wälder haben und ob diese durch den bisher in Deutschland verfolgten integrativen Ansatz einer nachhaltigen, multifunktionalen Forstwirtschaft erfüllt werden sollen oder eher durch einen segregativen Ansatz mit großen Schutzgebieten und Plantagen bzw. sehr intensiv genutzten Wäldern wie in Nordeuropa, Südafrika oder Nordamerika. Vieles spricht in unserer dicht besiedelten Kulturlandschaft für ein Festhalten an der nachhaltigen, multifunktionalen Forstwirtschaft, die versucht, auf dem Wege des Kompromisses die vielfältigen Ansprüche

an den Wald, einschließlich der Kohlenstoffspeicherung, angemessen zu berücksichtigen.

Die Entwicklungen bei den Verhandlungen zum Nachfolgevertrag des Kyoto-Protokolls legen es jedenfalls nahe, die Holzprodukte als Teil des Forst- und Holzsektors in die Bewertung waldbaulicher Strategien mit einzubeziehen. Aber auch unabhängig von der zukünftigen Entwicklung der Klimapolitik ist es notwendig, die Maßnahmen zur Senkung der Treibhausgasemissionen und zur Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung besser aufeinander abzustimmen (vgl. PROFFT 2010). So sollte die Kohlenstoffspeicherung von Wäldern nicht länger isoliert von den Speicherleistungen und Substitutionseffekten der Holzprodukte gesehen werden. Dies öffnet den Blick von der Urproduktion über den industriellen Sektor bis hin zum nachgelagerten Bereich (s. Abb. 29).

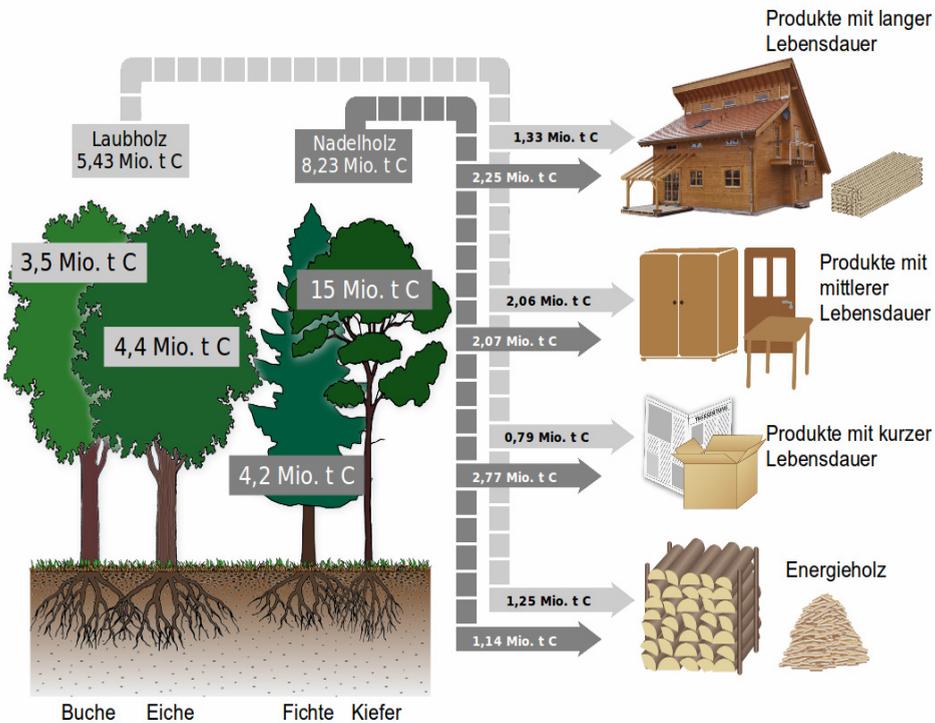


Abbildung 29: Akkumulierter C-Vorrat [Mio. t C] in der lebenden Biomasse der vier Hauptbaumarten, den Nutzungen und den vier Holzproduktklassen am Ende der Simulation des Szenarios naturnaher Waldbau im Jahre 2037 in Sachsen-Anhalt (Laubholzspeicher: hellgrau, Nadelholzspeicher: dunkelgrau)

5.4 Carbon Forestry Management

In dieser Studie wird gezeigt, wie sich drei unterschiedliche waldbauliche Konzepte in dreißig Jahren auf den Kohlenstoffvorrat im Bestand und den daran angeschlossenen Produktpool auswirken können. Gesteuert werden die Szenarien über unterschiedliche naturschutzfachliche und eingriffsspezifische Parameter (s. Tab. 1). Sehr wirksam ist die Erhöhung bzw. Verringerung der Zielstärken auf die Vorrathaltung und die Endnutzungsmassen.

BURSCHEL et al. (1993) schlagen zur Erhöhung der Kohlenstoffvorräte eine Verlängerung der Umtriebszeiten vor. Diese Maßnahme deckt sich in ihren Effekten weitgehend mit der hier simulierten Erhöhung der Zielstärke. Sie bewirkt in jedem Fall eine Anhebung der Derbholzvorräte und der in ihnen gespeicherten Kohlenstoffvorräte, aber auch eine Beeinträchtigung der Liquidität der Forstbetriebe. Zudem kann sie dazu führen, dass abiotische und biotische Risiken zunehmen, Entwertungsfahren steigen, Bestandesstrukturen verloren gehen, Lebensräume verschwinden, lichtbedürftige Verjüngung ausgedunkelt und die Versorgung der Holz- und Energiewirtschaft eingeschränkt wird.

Weitere Vorschläge von BURSCHEL et al. (1993) zur Erhöhung der Kohlenstoffvorräte sind der Unterbau von Kiefernbeständen mit Schattbaumarten, die Aufforstung nicht bewaldeter Flächen oder der Wechsel von Kiefer zu Douglasie. Hinzu kommen positive Senkeneffekte durch Erstaufforstungen, auf die PAUL et al. (2009) hinweisen. Damit stellt sich die Frage nach der Baumartenwahl, der wichtigsten, da sehr langfristig wirkenden ökonomischen und ökologischen Entscheidung im Forstbetrieb (vgl. SPEIDEL 1972, RÖHRIG et al. 2006).

Die in dieser Studie vorgelegten Simulationsergebnisse für die Hauptbaumarten sind immer überlagert von deren Flächenanteilen, standörtlichen Zuordnungen und Altersklassenaufbau. Ein Vergleich auf der Grundlage der Gesamtwuchsleistungen der Hauptbaumarten nach den Angaben der Ertragstafeln von ERTELD (1962) für Eiche, Hochdurchforstung und erste Ertragsklasse, DITMAR et al. (1983) für Buche erste Ertragsklasse, LEMBCKE et al. (1975) für Kiefer, mittleres Niveau, erste Ertragsklasse und WENK et al. (1984) für Fichte, langsames System, Mittelhöhenbonität 34 m, decken zutreffender die Unterschiede in der Kohlenstoffspeicherung auf. Die Derbholzvorräte wurden unter Berücksichtigung der baumartenspezifischen Raumdichten, der Biomasseexpansionsfaktoren und einem Kohlenstoffgehalt des Holzes von 50 % umgerechnet. Die ertragstafelgemäße Entwicklung der Kohlenstoffvorräte der lebenden Baumbiomasse über dem Alter wird bestimmt vom Wachstumsgang, dem Zuwachsniveau und der Raumdichte der Hauptbaumarten (s. Abb. 30). Zu Beginn übertrifft die Kiefer zunächst alle anderen Baumarten. Sie wird im Alter von ca. 45 Jahren von der Fichte, ungeachtet deren geringerer Raumdichte, überholt. Erst im Alter 100, also am Ende ihres Produktionszeitraumes, wird die Fichte von der spät im Zuwachskulminierenden Buche übertroffen. Nach 120 Jahren ist eine deutliche Differenzierung zwischen den analysierten Baumarten zu erkennen.

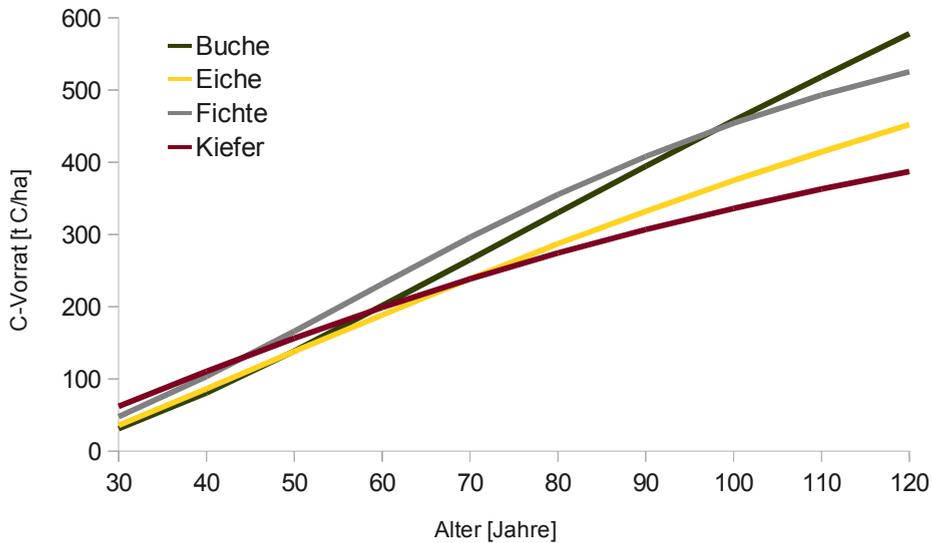


Abbildung 30: Kohlenstoffvorrat [t C/ha] der lebenden Baumbiomasse der untersuchten Hauptbaumarten im Alter von 30 bis 120 Jahren auf Grundlage von Ertragstafelwerten

Noch aussagefähiger ist ein Vergleich der Baumarten auf gleichem Standort. Die Nordwestdeutsche Versuchsanstalt verfügt im Wuchsbezirk Unterer Solling in Niedersachsen über Versuche mit den Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Douglasie und Küstentanne, die in einem jungen Alter auf vergleichbaren frischen bis vorratsfrischen, ziemlich gut versorgten Standorten angelegt wurden. Die Erstaufnahmen dieser Versuche wurden von SPELLMANN (2010) genutzt, um die Wachstumsleistung und den Sortenertrag der Baumarten auf gleichem Standort und mit gleicher Durchforstungsart (starke Hochdurchforstung) mit dem Wachstumssimulator BWINPro (NAGEL et al. 2006) zu simulieren und danach die jeweilige Kohlenstoffspeicherung unter Berücksichtigung der baumartenspezifischen Raum-dichten und eines Kohlenstoffgehaltes des Holzes von 50 % herzuleiten. Der Zeitraum für die Gesamtbewertung der Kohlenstoffbindung orientiert sich an dem Produktionszeitraum 200 Jahre der Eiche zur Erreichung einer Zielstärke von 75 cm. Dies hat zur Folge, dass bei den wüchsigeren Baumarten mit kürzeren Produktionszeiträumen hierzu mehr als nur ein Umlauf in die Gesamtbilanz eingeht. Zur Vervollständigung des Bildes wurde auch ein Kiefern-Versuch I. Bonität auf einem mäßig frischen, mäßig versorgten Standort im Wuchsbezirk Hohe Heide (Niedersachsen), also einem schwächeren Standort als im Solling, in den Baumartenvergleich mit einbezogen (s. Tab 16-18).

Die Zahlen verdeutlichen die enormen Leistungsunterschiede und Ertrags-erwartungen bei den sechs Baumarten. Der durchschnittliche Gesamtzuwachs bezogen auf den jeweiligen Produktionszeitraum reicht von 7,9 m³/ha/a bei Eiche,

über 13,3 m³/ha/a bei Buche bis hin zu 29,8 m³/ha/a bei der Küstentanne. Unter den Nadelbaumarten fällt die Kiefer merklich ab, was aber auch standörtlich bedingt ist. In 52 Jahren produziert die Küstentanne ein ähnliches Volumen wie die Eiche in 200 Jahren (s. Tab. 16).

Tabella 16: *Vergleich der Wuchsleistung verschiedener Hauptbaumarten auf vergleichbarem Standort (rot umrandet: Ausnahme Kiefer) und bei gleicher Durchforstungsart*

Produktion	Baumart		Ei	Bu	Fi	Dgl	KTa	Ki
	Produktionszeit	Jahre	200	120	79	92	52	121
	Zielstärke	cm	75	65	45	65	45	45
	Nutzholz	m ³ /ha	1417	1260	1130	1730	1401	874
	Totholz	m ³ /ha	163	304	343	307	148	106
	dGZ	m ³ /ha/a	7,9	13,3	18,6	22,1	29,8	8,1

Die Sortierung der Einzelbäume führt zu wesentlich höheren Stammholzanteilen bei Fichte, Douglasie und Kiefer gegenüber den Laubbaumarten. Die Küstentanne weicht diesbezüglich von den anderen Nadelbaumarten ab, weil sie sehr schnell ins Derbholz wächst und stärker differenziert ist (s. Tab. 17).

Tabella 17: *Vergleich des Sortimentsanfalls und des darin gespeicherten Kohlenstoffs verschiedener Hauptbaumarten auf vergleichbarem Standort (rot umrandet: Ausnahme Kiefer) und bei gleicher Durchforstungsart (o. R. = ohne Rinde)*

Sortimente m ³ - t - t C -	Baumart		Ei	Bu	Fi	Dgl	KTa	Ki
	Stammholz o.R.	m ³ /ha	675	610	750	1099	795	612
	IN-Holz o.R.	m ³ /ha	465	461	255	260	452	145
	Restholz o.R.	m ³ /ha	277	189	125	192	154	117
	Stammholz o.R.	t/ha	432	370	323	601	342	300
	IN-Holz o.R.	t/ha	298	280	110	122	194	71
	Restholz o.R.	t/ha	177	115	54	90	66	57
	Kohlenstoff-speicher	t/ha	453	383	244	407	301	214
t/ha/a		2,265	3,192	3,089	4,424	5,788	1,769	

Durch die Umrechnung der Volumina in Massen kehren sich die Leistungsunterschiede zwischen Nadel- und Laubbaumarten um. Nur die Douglasie mit ihrer überragenden Wuchsleistung und relativ hohen Raumdichte kann in etwa mit den Laubbaumarten mithalten. Die Kohlenstoffspeicherung für den jeweiligen Produk-

tionszeitraum der Baumarten reicht von 453 t C/ha bei Eiche bis 214 t C/ha bei Kiefer. Bezogen auf die Kohlenstoffspeicherung pro Hektar und Jahr verschieben sich die Relationen zugunsten der leistungsfähigen Nadelbaumarten. Die Fichte kann mit einer Speicherleistung von 3,089 t/ha/a fast zur Buche mit einem Wert von 3,192 t/ha/a aufschließen.

Verlässt man den Waldökosystemansatz bei der Kohlenstoffspeicherung und bezieht auch die Holzprodukte und ihre jeweilige Verweildauer im Zivilisationskreislauf mit ein, so verschieben sich die Kohlenstoffbilanzen der Baumarten weiter zugunsten der Nadelbaumarten, wenn man die Speicherleistungen für einen einheitlichen Zeitraum, hier die 200 Jahre Produktionszeit der Eiche, berechnet (s. Tab. 18).

Tabelle 18: *Vergleich der Produktanteile, Verweildauern und Kohlenstoffspeicherleistungen verschiedener Hauptbaumarten auf vergleichbarem Standort (rot umrandet: Ausnahme Kiefer) und bei gleicher Durchforstungsart*

Produktanteile – Verweildauern	Forstprodukte	Verweildauer	Anteil Ei	Anteil Bu	Anteil Fi	Anteil Dgl	Anteil KTa	Anteil Ki
	Brennholz, Pellets	1 Jahr	40 %	32 %	23 %	21 %	25 %	17 %
	Papier, Pappe, Karton	3 Jahre	-	20 %	10 %	10 %	11 %	11 %
	Holzwerkstoffe, Funiere	25 Jahre	29 %	17 %	26 %	24 %	29 %	29 %
	Bauholz, Bodenbeläge	50 Jahre	31 %	31 %	41 %	45 %	35 %	43 %
	Mittlere Verweildauer	Jahre	23	21	28	29	25	29
Kohlenstoffspeicher			Ei	Bu	Fi	Dgl	KTa	Ki
	Kohlenstoff	t/ha/a	2,265	3,192	3,089	4,424	5,788	1,769
	additiver Produktspeicher	t/ha/a	0,260	0,559	1,095	1,395	2,783	0,424
	Gesamtspeicher C	t/ha/a	2,525	3,751	4,184	5,819	8,571	2,193

Durch den einheitlichen Bewertungszeitraum wird der höhere Beitrag der wüchsigeren Baumarten zur Kohlenstoffspeicherung durch einen additiven Produktspeicher erfasst, der berücksichtigt, dass z. B. die Küstentanne während des 200-jährigen Produktionszeitraumes der Eiche ihren Produktspeicher fast viermal aufüllt. In der Gesamtbilanz bedeutet dies, dass die Gesamtspeicherleistungen der Baumarten von 2,193 t C/ha/a bei Kiefer, über 3,853 bzw. 4,143 t C/ha/a bei

Buche bzw. Fichte bis 5,819 bzw. 8,571 t C/ha/a bei Douglasie bzw. Küstentanne reichen. Berücksichtigt man zudem noch, dass in Nadelwaldbeständen der Kohlenstoffspeicher deutlich höher als in Laubwäldern ist, so kann man mit der Baumartenwahl die Kohlenstoffspeicherung im Wald und in den Holzprodukten wesentlich beeinflussen

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Prinzip der multifunktionalen Nachhaltigkeit ist das Grundprinzip einer modernen Forstwirtschaft in Sachsen-Anhalt. Dieses Prinzip lässt sich erst dann umsetzen, wenn angegeben wird, für welche Zustände, Wirkungen und Leistungen des Waldes Kontinuität bzw. Verbesserung gefordert wird (SPELLMANN et al. 2001). Einen wesentlichen Anhalt für diese Konkretisierung bietet der Katalog der gesamteuropäischen Kriterien und Indikatoren, der 2003 auf der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa in Wien verabschiedet wurde (MCPFE 2003). Dieser Katalog umfasst 6 Kriterien und 35 quantitative Indikatoren. Ein Indikator ist auch die Kohlenstoffspeicherung in Wäldern. Dieser Indikator hat durch die Diskussionen über die Folgen des Klimawandels und die Maßnahmen zu ihrer Begrenzung in den letzten Jahren stark an Bedeutung gewonnen. Die Kohlenstoffspeicherung wird als Teilziel der Forstbetriebe in Zukunft ein höheres Gewicht erhalten. Sie darf aber dennoch nicht isoliert gesehen werden, sondern muss in den Zusammenhang mit den anderen Regelungsfunktionen (ökosysteminterne Kreisläufe), Lebensraumfunktionen (Biodiversität), Nutzfunktionen (Holz, Wasser, Jagd) sowie den Kultur- und Sozialfunktionen (Arbeit, Einkommen, Kulturerbe, Erholung) der Wälder gestellt werden (BEESE 1996).

Mit der Kohlenstoffstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt greift die sachsen-anhaltische Landesregierung dieses klimapolitisch hoch aktuelle Thema auf. Als Grundlage für notwendige Weichenstellungen werden in dieser Studie die Mengen an Kohlenstoff hergeleitet, die heute bzw. künftig in sachsen-anhaltischen Wäldern und in den aus sachsen-anhaltischen Holz hergestellten Produkten gespeichert werden. Insgesamt zeigt sich, dass der sachsen-anhaltische Wald und die aus ihm hervorgegangenen Holzprodukte einen wichtigen Beitrag zur Kohlenstoffspeicherung leisten und dass die Speichermengen durch die Strategien der Forst- und Holzwirtschaft merklich beeinflusst werden können. Im Sinne des *Carbon Forestry Management* (JARVIS et al. 2005) und des Vorschlags des wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung *Globale Umweltveränderungen* (WBGU 2009) empfiehlt sich von den überprüften Waldbaukonzepten die naturnahe Variante. Sie bleibt dem Grundprinzip einer nachhaltigen, multifunktionalen Forstwirtschaft treu, erhält die Kohlenstoffvorräte im Wald nachhaltig auf einem hohen Niveau und erhöht zusätzlich die Senkenleistung, indem sie einen ähnlich hohen Beitrag zur Kohlenstoffsequestrierung im Produktpool leistet wie das ertragsorientierte Szenario (s. Abb. 24). Letzteres verringert durch stärkere Eingriffe die Kohlenstoffvorräte in der lebenden Baumbiomasse der Bestände auf ein wesentlich niedrigeres Niveau und fördert gleichzeitig durch erhöhte Bodentemperaturen die Freisetzung von Kohlenstoff aus dem Boden (vgl. JANDL et al. 2007). Beim naturschutzorientierten Szenario werden im dreißigjährigen Simulationszeitraum die höchsten Kohlenstoffvorräte im Bestand akkumuliert. Danach wird aber die

Senkenleistung bei gleichbleibender Behandlung immer geringer, da der Volumenzuwachs nachlässt, oder die aufgeschobenen Eingriffe werden zeitlich verzögert durchgeführt, wodurch es zu einem Abbau der Kohlenstoffvorräte im lebenden Bestand kommt.

Der Baumartenvergleich hat noch einmal die Bedeutung des Nadelholzes für die Kohlenstoffspeicherung unterstrichen. Verlässt man den Waldökosystemansatz und bezieht auch die Holzprodukte und ihre jeweilige Verweildauer im Zivilisationskreislauf mit ein, so verschieben sich die Kohlenstoffbilanzen eindeutig zugunsten der leistungsfähigen Nadelbaumarten. Eine Sicherung des Nadelholzanbaus deckt sich somit nicht nur mit den ökonomischen Zielen der Forstbetriebe und der Nachfrage der Holzindustrie, sondern fördert ebenso die Kohlenstoffbindung im Wald und in Holzprodukten. Dies gilt besonders für das Bauholz mit seiner langen Verweildauer. Ungeachtet der Baumart ist es aber für die deutsche Forstwirtschaft allgemein wichtig, dass die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten in die Kohlenstoffbilanzen mit einbezogen und entsprechend bewertet werden, damit die seit langem nachhaltig wirtschaftenden Forstbetriebe nicht benachteiligt werden. Hier sind die politischen Entscheidungsträger gefragt, diese Option offiziell einzufordern.

Literatur

- 3N (2010): Feuerstättenzählung Niedersachsen 2009 für holzbefeuerte Anlagen bis 1 MW. 3N - Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe in Zusammenarbeit mit dem Landesinnungsverband für das Schornsteinfegerhandwerk Niedersachsen (LIV) im Auftrag des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung, Werlte, 101 S.
- AG ENERGIEBILANZEN E.V. (2010): Evaluation Tables on the Energy Balance for the Federal Republic of Germany 1990 to 2009
www.ag-energiebilanzen.de/viewpage.php?
- AWGPK (2010): Consideration of further commitments for Annex I Parties under the Kyoto Protocol. Ad Hoc Working Group on Further Commitments for Annex I Parties under the Kyoto Protocol. Fifteenth session, Cancun, 29 November.
http://unfccc.int/documentation/documents/advanced_search/items/3594.php?rec=j&preref=600006112&data=&title=&author=&keywords=&symbol=&meeting=%22Ad+Hoc+Working+Group+on+Further+Commitments+for+Annex+I+Parties+under+the+Kyoto+Protocol+%28AWG-KP%29%2C+Fifteenth+session%2C+29+November+to+10+December+2010%2C+Cancun%2C+Mexico%22&mo_from=&year_from=&mo_to=&year_to=&last_days=&anf=0&sorted=date_sort&dir=DESC&seite=#beg
Zugriff am 05.05.2011
- BARTELINK, H. H. (1997): Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (*Fagus sylvatica* L). *Annales des Sciences Forestieres*, 54, 39–50
- BAUER, G. A.; PERSSON, H.; PERRSON, T.; MUND, M.; HEIN, M.; KUMMETZ, E.; MATTEUCCI, G.; OENE, V. H.; SCARASCIA-MUGNOZZA, G. u. SCHULZE, E.-D. (2000): Linking Plant Nutrition and Ecosystem Processes. In: SCHULZE, E.-D. (Hrsg.): *Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems*. Springer Verlag, Berlin, 63–98
- BEESE, F.O. (1996): Indikatoren für eine multifunktionelle Waldnutzung. *Forstw. Cbl.*, 115, 65-79
- BFH (1994): Der Wald in den neuen Bundesländern – Eine Auswertung vorhandener Daten nach dem Muster der Bundeswaldinventur. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bonn. 20 S.
- BMELV (2005): Die zweite Bundeswaldinventur - Der Inventurbericht. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Referat 533, Bonn, 231 S.

- BMELV (2008): Holzmarktbericht 2007. Abschlussergebnisse für die Forst- und Holzwirtschaft des Wirtschaftsjahres 2007. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
<http://www.bmelv-statistik.de/de/fachstatistiken/forst-und-holzwirtschaft/>
- BMELV (2009): Holzmarktbericht 2008. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. <http://www.bmelv.de>
- BÖSWALD, K. (1996): Zur Bedeutung des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt, eine Analyse am Beispiel des Bundeslandes Bayern. Forstliche Forschungsberichte München, 159, 147 S.
- BÖSWALD, K. u. WIERLING, R. (1997): Wald und Forstwirtschaft Niedersachsens im Kohlenstoffhaushalt. In: NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT U. FORSTEN (Hrsg.): Aus dem Walde, 50, Mitteilungen der Niedersächsischen Landesforstverwaltung, Teil II, 247-333
- BOLTE, A.; RAHMANN, T.; KUHR, M.; POGODA, P.; MURACH, D. u. GADOW, K. (2004): Relationships between tree dimension and coarse root biomass in mixed stands of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). Plant and Soil, 264, 1-11
- BURSCHEL, P.; KÜRSTEN, E. u. LARSON, B. C. (1993): Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt - Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, 126, 135 S.
- CIENCIALA, E.; ČERNÝ, M.; APLTAUER, J. u. EXNEROVÁ, Z. (2005): Biomass functions applicable to European beech. Journal of Forest Science, 51, 147-154
- CIENCIALA, E.; ČERNÝ, M.; TATARINOV, F.; APLTAUER, J. u. EXNEROVÁ, Z. (2006): Biomass functions applicable to Scots pine. Trees - Structure and Function, 20, 483-495
- CIENCIALA, E.; APLTAUER, J.; EXNEROVÁ, Z. u. TATARINOV, F. (2008): Biomass functions applicable to oak trees grown in Central-European forestry. Journal of Forest Science, 54, 109-120
- DIETER, M. u. ELSASSER, P. (2002): Carbon stocks and carbon stock changes in the tree biomass of Germany's forests. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 121, 195-210
- DITTMAR, O.; KNAPP, E. u. LEMBCKE, G. (1983): DDR-Buchenertragstafel. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, Abt. Information (IFE), 57 S.
- DORMANN, F. u. KÜHN, I. (2009): Angewandte Statistik für die biologischen Wissenschaften. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Halle, 257 S.

- DUNGER, K.; STÜMER, W.; OEHMICHEN, K.; RIEDEL, T. u. BOLTE, A. (2009): Der Kohlenstoffspeicher Wald und seine Entwicklung. AFZ/Der Wald, 64, 20, 1072-1073
- ELLENBERG, H.; MAYER, R. u. SCHAUERMANN, J. (1996): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojektes. Ulmer Verlag Stuttgart, 507 S.
- ERTELD, W. (1962): Ertragstafelauszüge - Für den Gebrauch in der Praxis. 2. Aufl., Neumann Verlag, Radebeul.
- FIEDLER, F. (1986): Die Dendromasse eines hiebsreifen Fichtenbestandes. Beiträge für die Forstwirtschaft, 20, 171-180
- FRAVER, S.; WAGNER, R. & DAY, M. (2002): Dynamics of coarse woody debris following gap harvesting in the Acadian forest of central Maine, USA. Can. J. For. Res., 32, 2094-2105
- FRÜHWALD, A.; DIEDERICHS, S. u. MORGAN, R. M. (2010): Verwendungspotentiale heben durch Kaskadennutzung am Beispiel Holz. In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. u. BECKMANN, M. (Eds.): Erneuerbare Energien, Band 4 - Biomasse und Biogas, Ersatzbrennstoffe, Solar- und Windenergie. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky Neuruppin, 37-50
- HASENAUER, H. (2011): Überlegungen zur CO₂-Bilanz von Waldökosystemen. Austrian J. For. Sci., 128, 33-52
- HEINSDORF, D. u. KRAUB, H. H. (1990): Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. Institut für Forstwissenschaften, Eberswalde, DDR, 77 S.
- HESSENMÖLLER, D.; SCHULZE, E.-D. u. GROBMAN, M. (2008): Bestandesentwicklung und Kohlenstoffspeicherung des Naturwaldes „Schönstedter Holz“ im Nationalpark Hainich. Allg. Forst- und Jagdztg., 179, 209-2219
- HEUER, E. (2010): Was hat sich in Kopenhagen bewegt? AFZ/Der Wald, 65, 3, 4-5
- HOCHBICHLER, E. (2002): Vorläufige Ergebnisse von Biomasseninventuren in Buchen- und Mittelwaldbeständen. In: DIETRICH, H.-P.; RASPE, S. u. PREUHLER, T. (Eds.): Inventur von Biomasse- und Nährstoffvorräten in Waldbeständen. Forstliche Forschungsberichte München, LWF München, 186, 37-46
- ILG, S. (2002): Erhebung der oberirdischen Biomasse- und Elementvorräte eines Fichtenbestandes (*Picea abies* (L.) Karst) im Bereich der Waldklimastation Zusmarshausen. Diplomarbeit, Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Forstwirtschaft, 100 S.

- IPCC (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, IPCC
- JACOBSEN, C.; RADEMACHER, P.; MEESENBURG, H. u. MEIWES, K. J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in den Baumkompartimenten - Literaturstudie und Datensammlung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe B, Band 69, 92 S.
- JANDL, R.; LINDNER, M.; VESTERDAL, L.; BAUWENS, B.; BARITZ, R.; HAGEDORN, F.; JOHNSON, D. W.; MINKKINEN, K. u. BYRNE, K. A. (2007): How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137, 253–268
- JARVIS, P. G.; IBROM, A. u. LINDER, S. (2005): Carbon forestry: managing forests to conserve carbon. In: GRIFFITHS, H. u. JARVIS, P. G. (Hrsg.): *The Carbon Balance of Forest Biomes*. Taylor & Francis Group Oxford, 331-349
- JOOSTEN, R.; SCHUMACHER, J.; WIRTH, C. u. SCHULTE, A. (2004): Evaluating tree carbon predictions for beech (*Fagus sylvatica* L.) in western Germany. *Forest Ecology and Management*, 189, 87-96
- KNIGGE, W. u. SCHULZ, H. (1966): *Grundriss der Forstbenutzung*. Verlag Paul Parey, Hamburg u. Berlin, 584 S.
- KÖHL, M.; FRÜHWALD, A.; KENTER, B.; OLSCHOFSKY, K.; KÖHLER, R.; KÖTHKE, M.; RÜTER, S.; PRETZSCH, H.; RÖTZER, T.; MAKESCHIN, F.; ABIY, M. u. DIETER, M. (2009): Potenzial und Dynamik der Kohlenstoffspeicherung in Wald und Holz: Beitrag des deutschen Forst- und Holzsektors zum Klimaschutz. *vTI Agriculture and Forestry Research, Sonderheft 327*, 103-109
- KÖNIG, N. u. FORTMANN, H. (1996): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytik-Labors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabors II des Forschungszentrums Waldökosysteme. Teil 3: Probenvorbereitungs- und Untersuchungsmethoden, Qualitätskontrolle und Datenverarbeitung. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Band 49*
- KÖNIG, N., FORTMANN, H. u. LÜTER, K.-L. (2009): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytik-Labors der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. 2. Ergänzung: 1999-2008. – *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bände 75-78*
- KORPEL, S. (1995): *Die Urwälder der Westkarpaten*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York
- KRAMER, H. u. AKCA, A. (2008): *Leitfaden zur Waldmesslehre*. J. D. Sauerländer's Verlag Frankfurt am Main, 5. überarbeitete Auflage, 226 S.

- KRUG, J. (2010): Bewertung der deutschen Forstwirtschaft in der Klimapolitik. AFZ/Der Wald, 65, 17, 30-33
- LE GOFF, N. u. OTTORINI, J. M. (2001): Root biomass and biomass increment in a beech (*Fagus sylvatica* L.) stand in North-East France. Annals For. Sci., 58, 1-13
- LEMBCKE, G.; KNAPP, E. u. DITTMAR, O. (1975): DDR-Kiefern-Ertragstafel 1975. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, Abt. Waldbau/Ertragskunde.
- LORENZ, K. u. LAL, R. (2010): Carbon Sequestration in Forest Ecosystems. Springer Verlag Dordrecht, 279 S.
- LUYSSAERT, S.; INGLIMA, I.; JUNG, M.; RICHARDSON, A. D.; REICHSTEIN, M.; PAPALE, D.; PIAO, S. L.; SCHULZE, E.-D.; WINGATE, L.; MATTEUCCI, G.; ARAGAO, L.; AUBINET, M.; BEER, C.; BERNHOFER, C.; BLACK, K. G.; BONAL, D.; BONNEFOND, J. -M.; CHAMBERS, J.; CIAIS, P.; COOK, B.; DAVIS, K. J.; DOLMAN, A. J.; GIELEN, B.; GOULDEN, M.; GRACE, J.; GRANIER, A.; GRELLE, A.; GRIFFIS, T.; GRÜNWALD, T.; GUIDOLOTTI, G.; HANSON, P. J.; HARDING, R.; HOLLINGER, D. Y.; HUTYRA, L. R.; KOLARI, P.; KRUIJT, B.; KUTSCH, W.; LAGERGREN, F.; LAURILA, T.; LAW, B. E.; LE MAIRE, G.; LINDROTH, A.; LOUSTAU, D.; MALHI, Y.; MATEUS, J.; MIGLIAVACCA, M.; MISSON, L.; MONTAGNANI, L.; MONCRIEFF, J.; MOORS, E.; MUNGER, J. W.; NIKINMAA, E.; OLLINGER, S. V.; PITA, G.; REBMANN, C.; ROUPSARD, O.; SAIGUSA, N.; SANZ, M. J.; SEUFERT, G.; SIERRA, C.; SMITH, M.-L.; TANG, J.; VALENTINI, R.; VESALA, T.; JANSSENS, I. A. (2007): CO₂ balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database. Global Change Biology, Vol. 13, 12, 2509-2537
- LUYSSAERT, S.; SCHULZE, E.-D.; BÖRNER, A.; KNOHL, A.; HESSENMÖLLER, D.; LAW, B. E.; CIAIS, P. u. GRACE, J. (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. Nature, 455, 213-215
- MACKENSEN, J.; BAUHUS, J. u. WEBBER, E. (2003): Decomposition rates of coarse woody debris - A review with particular emphasis on Australian tree species. Australian J. Botany, 51, 27-37
- MANTAU, U. (2004): Holzrohstoffbilanz für Deutschland – Holzrohstoffaufkommen und dessen Verwendung im Jahr 2002. Holz-Zentralblatt, 76, 1026-1028
- MANTAU, U. (2008): Holzrohstoffbilanz Deutschland, Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung bis 2012. Hamburg: INFRO – Informationssysteme für Rohstoffe und Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft, 2008, 79 S.

- MANTAU, U.; SAAL, U.; PRINS, K.; STEIERER, F.; LINDER, M.; VERKERK, H.; EGGERS, J.; LEEK, N.; OLDENBURGER, J.; ASIKAINEN, A. u. ANTTILA, P. (2010): EUwood - Real potential for changes in growth and use of EU forests. Final report. Hamburg/Germany, June 2010, 160 S.
- MCPFE 2003: Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. MCPFE Liaison Unit Vienna, www.mcpfe.org
- MEYER, P., LÜPKE, B. v. u. TABAKU, V. (2003): Die Struktur albanischer Urwälder - Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 122, 47-58
- MEYER, P.; MENKE, N.; NAGEL, J.; HANSEN, J.; KAWALETZ, H.; PAAR, U. u. EVERS, J. (2009): Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abschlussbericht, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 110 S.
- MUCHIN, A.; BILKE, G.; MURN, Y. u. BÖGE, R. (2008): Nachhaltige Potenziale von Dendromasse. In: MURACH, D., KNUR, L. u. SCHULTZE, M. (Hrsg.): DENDROM - Zukunftsrohstoff Dendromasse. Verlag Dr. Norbert Kessel, 117-149
- MÜLLER-USING, S. u. BARTSCH, N. (2009): Decay dynamic of coarse and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Germany. Europ. J. For. Res., 128, 287-296
- MUND, M. (2004): Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management. Dissertation, Forschungszentrum Wald-ökosysteme der Universität Göttingen, 263 S.
- MUND, M.; PROFFT, I.; WUTZLER, T.; SCHULZE, E.-D.; WEBER, G. u. WELLER, E. (2006): Vorbereitungen auf eine laufende Fortschreibung der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. Mitteilungen / Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, 26, 128 S.
- MUUKKONEN, P. (2007): Generalized allometric volume and biomass equations for some tree species in Europe. European Journal of Forest Research, 126, 157-166
- NABUURS, G. J.; THÜRIG, E.; HEIDEMA, N.; ARMOLAITIS, K.; BIBER, P.; CIENCIALA, E.; KAUFMANN, E.; MÄKIPÄÄ, R.; NILSEN, P.; PETRITSCH, R.; PRISTOVA, T.; ROCK, J.; SCHELHAAS, M. -J.; SIEVANEN, R.; SOMOGYI, Z. u. VALLET, P. (2008): Hotspots of the European forests carbon cycle. Forest Ecology and Management, 256, 194-200
- NAGEL, J.; DUDA, H.; HANSEN, J. (2006): Forest Simulator BWINPro7. Forst u. Holz, 61, 427-429

- OEHMICHEN, K.; DEMANT, B.; DUNGER, K.; GRÜNEBERG, E.; HENNIG, P.; KROIHER, F.; NEUBAUER, M.; POLLEY, H.; RIEDEL, T.; ROCK, J.; SCHWITZGEBEL, F.; STÜMER, W.; WELLBROCK, N.; ZICHE, D. u. BOLTE, A. (2011): Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald. Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Landbauforschung, Sonderheft 343
- PAUL, C.; WEBER, M. u. MOSANDL, R. (2009): Kohlenstoffbindung junger Aufforstungsflächen. Karl Gayer Institut in Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Waldbau der Technischen Universität München, 70 S.
- PELLINEN, P. (1986): Biomasseuntersuchungen im Kalkbuchenwald. Dissertation, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen, 145 S.
- PFLÜGER-GRONE, H. (2007): Energieträger Holz - Ein umweltverträglicher und ökologischer Brennstoff. Broschüre des Kompetenzzentrums HessenRohstoffe (HeRo) e.V., Witzenhausen
- PISTORIUS, T. (2007): Die Bedeutung von Kohlenstoffbilanzen im Diskurs über die Einbindung der Forstwirtschaft in die nationale Klimapolitik. Dissertation, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität zu Freiburg im Breisgau, 255 S.
- POEPEL, B. (1989): Untersuchungen der Dendromasse in mittelalten Fichtenbeständen. Diplomarbeit, Forsteinrichtung und Forstliche Ertragskunde, Technische Universität Dresden, 66 S.
- POLLEY, H.; HENNING, P. u. KROIHER, F. (2009): Baumarten, Altersstruktur und Totholz in Deutschland. AFZ/Der Wald, 64, 20, 1074-1075
- PREGITZER, K. u. EUSKIRCHEN, E. (2004): Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global Change Biology*, Vol. 10, 12, 2052-2077
- PRETZSCH, H. (2000): Die Regeln von Reineke, Yoda und das Gesetz der räumlichen Allometrie. *Allg. Forst- und Jagdztg.*, 171, 205–210
- PRETZSCH, H. (2009): *Forest Dynamics, Growth and Yield: From Measurement to Model*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, 664 S.
- PROFFT, I. (2010): Holzprodukte für den Klimaschutz - Der aktuelle Trend in Thüringen. *Forst u. Holz*, 65, 10, 18-23
- PROFFT, I.; MUND, M.; WEBER, G. E.; WELLER, E. u. SCHULZE, E.-D. (2009): Forest management and carbon sequestration in wood products. *Europ. J. For. Res.*, 128, 399-413

- RADEMACHER, P.; KHANNA, P. K.; EICHHORN, J. u. GUERICKE, M. (2009): Tree Growth, Biomass, and Elements in Tree Components of Three Beech Sites. In: BRUMME, R. u. KHANNA, P. K. (Hrsg.): *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*. Springer, 105-136
- RANIUS, T.; KINDVALL, O.; KRUYSS, N. & JONSSON, B. (2003): Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management*, 182, 13-29
- ROBINSON, D. (2007): Implications of a large global root biomass for carbon sink estimates and for soil carbon dynamics. *Proc. R. Soc. B*, 274, 2753-2759
- ROCK, J. (2008): *Klimaschutz und Kohlenstoff in Holz: Vergleich verschiedener Strategien*. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Potsdam, 162 S.
- ROCK, J.; BADECK, F. W. u. HARMON, M. E. (2008): Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *Europ. J. For. Res.*, 127, 301-313
- RÖHRIG, E.; BARTSCH, N. u. LÜPKE, B. v. (2006): *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 7. Auflage, 479 S.
- RUSS, A.; RIECK, W.; MARTIN, J. (2011): *Zustand und Wandel der Waldböden Mecklenburg-Vorpommerns*. Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern, Heft 9, 108 S.
- RÜTER, S. (2010): Einbeziehung von Holzprodukten in die Klimapolitik. *Holz-Zentralblatt*, 136, 25, 623–624
- RÜTHER, B.; HANSEN, J.; LUDWIG, A.; SPELLMANN, H.; NAGEL, J.; MÖHRING, B.; SCHMIDT-WALTER, P. u. DIETER, M. (2008): *Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt*. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Eigenverlag, 2. Auflage, 60 S.
- SACHS, L. u. HEDDERICH, J. (2006): *Angewandte Statistik*. Springer, Berlin Heidelberg, New York, 702 S.
- SAUGIER, B.; ROY, J. u. MOONEY, H.A. (2001): Estimates of global terrestrial productivity: converging toward a single number. In: ROY, J.; SAUGIER, B. u. MOONEY, H.A. (Eds): *Terrestrial global productivity*. Academic, San Diego, CA, 543-557
- SCHULZE, E.-D.; WIRTH, C. u. HEIMANN, M. (2002): Carbon Fluxes of the Euro-siberian Region. *Environ. Control in Biol.*, 40, 3, 249-258
- SCHUPERT, A. (2010): Organisch gebundener Kohlenstoff im Waldboden. *LWF aktuell*, 78, 11-14

- SCHWANNECKE, W. u. KOPP, D. (1994): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke des Landes Sachsen-Anhalt. Forstliche Landesanstalt Sachsen-Anhalt, Haferfeld, 203 S.
- SCHWARZMEIER, M. (2000): Erhebung der oberirdischen Biomassevorräte von Fichtenbeständen (*Picea abies* (L.) Karst) im Bereich der Waldklimastationen Ebersberg und Flossenbürg. Diplomarbeit, Fachhochschule Weihenstephan Fachbereich Forstwirtschaft, 155 S.
- SOMOGYI, Z.; CIENCIALA, E.; MÄKIPÄÄ, R.; MUUKKONEN, P.; LEHTONEN, A. u. WEISS, P. (2007): Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. *European Journal of Forest Research*, 126, 197-207
- SPEIDEL, G. (1972): Planung im Forstbetrieb. Hamburg u. Berlin, 267 S.
- SPELLMANN, H. (2010): Waldbauliche Möglichkeiten zur Sicherung der Nadelrohholzversorgung. Vortrag im Rahmen der Tagung: Sicherung der Nadelrohholzversorgung. Kompetenznetz für Nachhaltige Holznutzung (NHN e. V.), 12.11.2010, Göttingen.
http://www.kompetenznetz-holz.de/aktuelles/nadelholz/8_Spellmann.pdf
- SPELLMANN, H.; HILLEBRAND, K. u. CORNELIUS, P. (2001): Konzept zur Erfassung und Sicherung der Nachhaltigkeit in multifunktional genutzten Wäldern, *Forst u. Holz*, 56, 469-473
- SPELLMANN, H.; KEHR, I.; HILLEBRAND, K.; SCHÜTZE, C.; PRETZSCH, H.; POTT, M.; BITTER, A. W.; KOFFINKE, B.; BREDEMEIER, M. u. SCHULTE-BISPING, H. (2004): Nachhaltige und multifunktionale Forstwirtschaft - ein Verfahrens- und Zustandsvergleich für verschiedene Testregionen in der Bundesrepublik Deutschland. STOCK, R. (Hrsg.). Schriftenreihe "Initiativen zum Umweltschutz" der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Band 58, Erich-Schmidt-Verlag, 283 S.
- TABAKU, V. u. MEYER, P. (1999): Lückenmuster in Buchenwäldern unterschiedlicher Nutzungsintensität. *Forstarchiv*, 70, 87-97
- TAVERNA, R.; HOFER, P.; WERNER, F.; KAUFMANN, E. u. THÜRIG, E. (2007): CO₂-Effekte der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft. Szenarien zukünftiger Beiträge zum Klimaschutz. *Umwelt-Wissen Nr. 0739*. Bundesamt für Umwelt, Bern, 102 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2010): Klimaneutral leben - Verbraucher starten durch beim Klimaschutz. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 28 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2011): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2009. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 770 S.
- VDP (2007): Papier – Ein Leistungsbericht. Verband Deutscher Papierfabriken e.V., Bonn, 85 S.

- WBGU (1998): Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. WBGU Bremerhaven, Sondergutachten 1998, 76 S.
- WBGU (2009): Welt im Wandel - Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. WBGU Berlin, 388 S.
- WEIS, W. u. GÖTTLEIN, A. (2002): Vergleich von Biomasse, Elementgehalten und Elementvorräten von Fichte (*Picea abies* L. Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) am Standort Höglwald zu Zeiten der Vegetationsruhe. In: DIETRICH, H.-P., RASPE, S. u. PREUHLER, T. (Hrsg.): Inventur von Biomasse- und Nährstoffvorräten in Waldbeständen. Forstliche Forschungsberichte München, 186, 163-167
- WELLBROCK, N.; AYDIN, C.-T.; BLOCK, J.; BUSSIAN, B.; DECKERT, M.; DIEKMANN, O.; EVERS, J.; FETZER, K. D.; GAUER, J.; GEHRMANN, J.; KÖLLING, C.; KÖNIG, N.; LIESEBACH, M.; MARTIN, J.; MEIWES, K. J.; MILBERT, G.; RABEN, G.; RIEK, W.; SCHÄFFER, W.; SCHWERHOFF, J.; ULLRICH, T.; UTERMANN, J.; VOLZ, H.-A.; WEIGEL, A. u. WOLFF, B. (2006): Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II), Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen. Hrsg. BMELV. Berlin, 413 S.
- WENK, G.; RÖMISCH, K. u. GEROLD, D. (1984): DDR-Fichtenertragstafel. Agrarwissenschaftliche Gesellschaft der Deutschen Demokratischen Republik.
- WEST, P. W. (2009): Tree and forest measurement - Second Edition. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 190 S.
- WIRTH, C.; SCHULZE, E.-D.; SCHWALBE, G.; TOMCZYK, S.; WEBER, G.-E. u. WELLER, E. (2004a): Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. Mitteilungen / Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, 23, 308 S.
- WIRTH, C.; SCHUMACHER, J. u. SCHULZE, E.-D. (2004b): Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe – a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. Tree Physiology, 24, 121
- WÖRDEHOFF, R.; SPELLMANN, H.; EVERS, J. u. NAGEL, J. (2011): Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Band 6, Universitätsverlag Göttingen, 92 S.
- WUTZLER, T.; WIRTH, C. u. SCHUMACHER, J. (2008): Generic biomass functions for Common beech (*Fagus sylvatica*) in Central Europe: predictions and components of uncertainty. Can. J. For. Res., 38, 1661-1675

- ZELL, J. (2008): Methoden für die Ermittlung, Modellierung und Prognose der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern auf Grundlage permanenter Großrauminventuren. Dissertation, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität zu Freiburg im Breisgau, 162 S.
- ZELL, J.; KÄNDLER, G. u. HANEWINKEL, M. (2009): Predicting constant decay rates of coarse woody debris - A meta-analysis approach with a mixed model. *Ecological Modelling*, 220, 904–912
- ZIANIS, D.; MUUKKONEN, P.; MÄKIPÄÄ, R. u. MENCUCCINI, M. (2005): Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. *Silva Fennica Monographs*, 4, 63
- ZMP (2008): ZMP-Marktbilanz Forst und Holz 2008. ZMP Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle, Bonn, 145 S.

Autoren

René Würdehoff

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
D-37079 Göttingen
Rene.Woerdehoff@nw-fva.de

Prof. Dr. Hermann Spellmann

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
D-37079 Göttingen
Hermann.Spellmann@nw-fva.de

Dr. Jan Evers

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
D-37079 Göttingen
Jan.Evers@nw-fva.de

Prof. Dr. Jürgen Nagel

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
D-37079 Göttingen
Juergen.Nagel@nw-fva.de

Ulrike Gaertner

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
D-37079 Göttingen
Ulrike.Gaertner@nw-fva.de

Anhang

Übersicht über die verglichenen Biomassefunktionen zur Berechnung der lebenden Baumbiomasse

Autor	BA	Komp.	Region	Funktion
BARTELINK 1997	Bu	OB	NL	$0.0306 \cdot (\text{BHD}^{2.347}) \cdot (\text{H}^{0.59})$
BOLTE et al. 2004	Bu	Wurzel	D, NI	$\exp(-4.00 + 2.32 \cdot \ln(\text{BHD}))$
BOLTE et al. 2004	Fi	Wurzel	D, NI	$\exp(-5.59 + 2.79 \cdot \ln(\text{BHD}))$
CIENCIALA et al. 2006	Ki	OB	CZ	$0.03191 \cdot (\text{BHD}^{1.89823}) \cdot (\text{H}^{0.89868})$
CIENCIALA et al. 2008	Ei	OB	CZ	$\exp(-3.069 + 2.137 \cdot \ln(\text{BHD}) + 0.661 \cdot \ln(\text{H}))$
CIENCIALA et al. 2005	Bu	OB	CZ	$0.047 \cdot (\text{BHD}^{2.121}) \cdot (\text{H}^{0.697})$
FIEDLER 1986	Fi	OB	D	$-43.13 + 2.25 \cdot \text{BHD} + 0.452 \cdot \text{BHD}^2$
HOCHBICHLER 2002	Bu	OB	A	$\exp(-2.872 + 2.095 \cdot \ln(\text{BHD}) + 0.678 \cdot \ln(\text{H}))$
HOCHBICHLER 2002	Ei	OB	A	$\exp(-0.883 + 2.140 \cdot \ln(\text{BHD}))$
LE GOFF u. OTTORINI 2001	Bu	Wurzel	F	$\exp(-3.8219 + 2.5382 \cdot \ln(\text{BHD}))$
MUKKONEN 2007	Ki	OB	temp. und boreale Z. Europas	$\exp(-2.668 + 10.745 \cdot (\text{BHD} / (\text{BHD} + 8.062)))$
MUKKONEN 2007	Bu	OB	temp. und boreale Z. Europas	$\exp(0.006 + 10.933 \cdot (\text{BHD} / (\text{BHD} + 21.216)))$
MUKKONEN 2007	Fi	OB	temp. und boreale Z. Europas	$\exp(-1.694 + 10.825 \cdot (\text{BHD} / (\text{BHD} + 11.816)))$
MUKKONEN 2007	Ei	OB	temp. und boreale Z. Europas	$\exp(-0.604 + 10.677 \cdot (\text{BHD} / (\text{BHD} + 15.900)))$
POEPEL 1989	Fi	OB	DDR	$-60.55702 + 5.46558 \cdot \text{BHD} + 0.27567 \cdot \text{BHD}^2$
POEPEL 1989	Fi	OB	DDR	$-283.17413 + 26.32334 \cdot \text{BHD} + (-0.12856) \cdot \text{BHD}^2$
POEPEL 1989	Fi	OB	DDR	$-142.60881 + 13.63896 \cdot \text{BHD} + 0.12593 \cdot \text{BHD}^2$
PRETZSCH 2000	Bu	OB	D, NI	$0.1143 \cdot (\text{BHD}^{2.5030})$
PRETZSCH 2000	Fi	OB	D	$0.0442 \cdot \text{BHD}^{2.6597}$
WIRTH et al. 2004b	Fi	Nadeln	Zentraleuropa	$\exp(-3.19632 + 1.91620 \cdot \ln(\text{BHD}))$
WIRTH et al. 2004b	Fi	Äste	Zentraleuropa	$\exp(-3.96201 + 2.25520 \cdot \ln(\text{BHD}))$

WIRTH et al. 2004b	Fi	trockene Äste	Zentraleuropa	$\exp(-3.22406+1.67320*\ln(\text{BHD}))$
WIRTH et al. 2004b	Fi	Stamm	Zentraleuropa	$\exp(-2.50602+2.44277*\ln(\text{BHD}))$
WIRTH et al. 2004b	Fi	Wurzel	Zentraleuropa	$\exp(-5.37891+4.08262*\ln(\text{BHD}))$
WUTZLER et al. 2008	Bu	OB	D	$0.0523*(\text{BHD}^{2.12}*(\text{H}^{0.655}))$
WUTZLER et al. 2008	Bu	Wurzel	D	$0.0282*(\text{BHD}^{2.39})$
ZELL 2008	Bu	OB	D	$0.0365*(\text{BHD}^{2.1082}*(\text{H}^{0.7696}))$
ZELL 2008	Fi	OB	D	$0.0673*(\text{BHD}^{1.9378}*(\text{H}^{0.6382}))$
ZELL 2008	Ki	OB	D	$0.058*(\text{BHD}^{2.034}*(\text{H}^{0.637}))$
ZELL 2008	Ei	OB	D	$0.121*(\text{BHD}^{2.435})$
ZIANIS et al. 2005	Ki	OB	CZ	$0.1182*(\text{BHD}^{2.3281})$
ZIANIS et al. 2005	Ki	OB	N	$(200.87186*(\text{BHD}^2)+124.6808*(\text{BHD}^2-49))/1000$
ZIANIS et al. 2005	Ki	OB	PL	$\exp(-2.001+1.943*\log(\text{BHD}))$
ZIANIS et al. 2005	Ki	OB	UK	$(10^{(0.981+2.289*\log_{10}(\pi*\text{BHD}))})/1000$

A Österreich
 CZ Tschechische Republik
 D Deutschland
 DDR Deutsche Demokratische Republik
 F Frankreich
 FIN Finnland
 FW Feinwurzel
 NI Niedersachsen
 NL Niederlande
 OB oberirdische Biomasse
 S Schweden
 UK Vereinigtes Königreich von Großbritannien und Nordirland

