



# Der Ökowald als Baustein einer Klimaschutzstrategie

Potenzial des integrativen Prozessschutz-Waldbaus

Gutachten im Auftrag von Greenpeace e.V.

# Inhaltsverzeichnis

<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>4</b>
<b>1. Einleitung</b> .....	<b>6</b>
<b>2. Charakterisierung der Stadtforstämter Lübeck, Göttingen und Mölln</b> .....	<b>8</b>
2.1 Allgemeine Einordnung .....	8
2.2 Waldbewirtschaftung .....	9
<b>3. Datengrundlage und Berechnung</b> .....	<b>11</b>
<b>4. Kohlenstoffhaushalt der Stadtforstämter Lübeck, Göttingen und Mölln</b> .....	<b>12</b>
4.1 Entwicklung der Biomasse lebender Bäume .....	12
4.2 Entwicklung der Biomasse toter Bäume .....	13
4.3 Ökosystemare Kohlenstoffvorräte .....	14
<b>5. Klimaschutz im Wald – eine Frage der Sicht?</b> .....	<b>15</b>
5.1 Kohlenstoffspeicherung im Wald und Anpassung an den Klimawandel .....	15
5.2 Holznutzungsstrategien .....	18
5.3 Einfluss der Bewirtschaftung auf die Höhe der Biomassepools .....	19
5.3.1 Lebende Bäume .....	19
5.3.2 Totholz .....	22
5.4 Einfluss der Bewirtschaftung auf die Höhe der Bodenkohlenstoffvorräte .....	23
5.5 Zielvorräte .....	24
5.6 Holzverwendung .....	25
<b>6. Indikatoren und Handlungsoptionen für einen langfristigen Klimaschutz</b> .....	<b>29</b>
<b>Danksagung</b> .....	<b>32</b>
<b>Literatur</b> .....	<b>33</b>
<b>Anhang</b> .....	<b>38</b>

## Neue Adresse ab Sommer 2013:

Greenpeace e.V.  
Hongkongstraße 10  
20457 Hamburg

---

**Impressum** Herausgeber Greenpeace e.V., Große Elbstr. 39, 22767 Hamburg, Tel. 040/306 18-0, Fax 040/306 18-100, mail@greenpeace.de, www.greenpeace.de Politische Vertretung Berlin Marienstr. 19–20, 10117 Berlin, Tel. 030/30 88 99-0 V.i.S.d.P.: Martin Kaiser Autoren Andreas Fichtner, Saskia von Steen, Martin Schmid & Knut Sturm Gestaltung Zimmermann und Spiegel Foto Titel: Michael Löwa/©Greenpeace

Stand 05/2013

Gutachten im Auftrag von Greenpeace e. V.

# **Der Ökowald als Baustein einer Klimaschutzstrategie**

**Potenzial des integrativen Prozessschutz-Waldbaus**

**Von Andreas Fichtner, Saskia von Steen,  
Martin Schmid & Knut Sturm**

## Zusammenfassung

Die Frage, inwieweit Kohlenstoff (C) innerhalb (Biomasse und Boden) oder außerhalb (Holzprodukte) des Ökosystems Wald gebunden werden sollte, und die damit einhergehende Frage der Intensität der Holznutzung wird kontrovers diskutiert. Dabei liegt es in der Natur der Sache, dass unterschiedliche Blickwinkel und Interessen zu unterschiedlichen Strategien führen.

Vor diesem Hintergrund wurden in der vorliegenden Studie die C-Vorräte und C-Flüsse von Wäldern, die nach dem integrativen Prozessschutz-Waldbau<sup>1</sup> bewirtschaftet werden, anhand von Inventurdaten ( $n_{plots} = 7170$ ,  $n_{Bäume} = 91.599$ ) quantifiziert und mit landes- und bundesweiten Durchschnittswerten verglichen.

Die Ergebnisse der Stadtforstämter Lübeck, Göttingen und Mölln zeigen, dass in naturnahen und altholzreichen Wäldern mit überdurchschnittlich hohen Holzvorräten sowie Naturschutz- und Sozialwerten nicht nur hochwertige Holzsortimente ökologisch und ökonomisch nachhaltig erzeugt, sondern auch hohe Mengen an Kohlenstoff langfristig gebunden werden können. Durch eine extensive, eingriffsminimierte Waldbewirtschaftung und den damit einhergehenden starken Vorratsaufbau von Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft konnten innerhalb von rund 10 Jahren sowohl die Naturnähe als auch die ökosystemare C-Speicherung<sup>2</sup> und C-Senkenstärke<sup>3</sup> der Wälder deutlich angehoben werden. Darüber hinaus haben auch die Anteile an starkem wertvollen Holz und damit die Dauer der C-Speicherung in Holzprodukten deutlich zugenommen. Die bodenschonenden Holzernteverfahren und die geringe maschinelle Frequentierung des Waldbodens wirken sich positiv auf die Höhe der C-Speicherung bzw. den Schutz der C-Vorräte in der organischen Auflage aus. Infolgedessen sind Waldnutzungsstrategien, die sich am Vorbild der Wald-Natur orientieren, eine Option mit hoher und langfristiger positiver Klimawirksamkeit.

Die vorliegende Studie stellt auf Grundlage der ermittelten Ergebnisse und aktueller Literatur folgende Handlungsoptionen für einen langfristigen Klimaschutz zur Diskussion: (i) Erhöhung der Naturnähe durch Förderung der natürlichen Entwicklungsdynamik im Rahmen der forstlichen Bewirtschaftung. (ii) Erhalt und Aufbau der Biomassevorräte durch Eingriffsminimierung. Als Zielvorräte für naturnahe ungleichaltrige Wirtschaftswälder werden 70 bis 80 % der durchschnittlichen regionalen Derbholtzvorräte nicht-bewirtschafteter Wälder (Referenzflächen) vorgeschlagen. (iii) Klimafreundliche Holznutzung durch Wertholzerzeugung und effiziente Holzverwendung.

Eine „optimale“ Koinzidenz zwischen unterschiedlichen Zielen des Klima- und Naturschutzes lässt sich voraussichtlich nicht immer erreichen. Der integrative Prozessschutz-Waldbau bietet sowohl für den Schutz der Wald-Biodiversität als auch für den Klimaschutz Lösungsansätze, um ressourcenschonend und zukunftsverträglich Holz zu nutzen. Darüber hinaus kann eine verstärkte gesellschaftliche Debatte über eine Lebensweise, die sich stärker als bisher an Suffi-

- 1 Eine Form der Waldbewirtschaftung, die ökologische, ökonomische und soziale Anforderungen miteinander optimiert; siehe Kapitel 2.2.
- 2 Menge an Kohlenstoff in einem Ökosystem-Kompartiment (z. B. Baumbiomasse, Totholz, organische Auflage, Mineralboden).
- 3 Höhe der C-Flüsse (Veränderung der flächenbezogenen Menge an Kohlenstoff innerhalb eines definierten Zeitraums), die zu einer temporären oder permanenten Speicherung von Kohlenstoff in einem ökosystemaren C-Speicher (z. B. Baumbiomasse, Totholz, organische Auflage, Mineralboden) führt.

zienz und Energieeffizienz orientiert, einen wesentlichen und vor allem langfristigen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Nach Ansicht der Verfasser darf die langfristige ökologische Gesundheit der Wälder nicht kurzzeitigen ökonomischen oder forstpolitischen Interessen geopfert werden. Ein Paradigmenwechsel ist wünschenswert und wahrscheinlich auch notwendig.

## 1. Einleitung

Die Erhaltung der Funktionsfähigkeit der Waldökosysteme ist eine der großen globalen Herausforderungen im 21. Jahrhundert. Mit dem von Deutschland verbindlich erklärten Ziel, die Treibhausgas (THG)-Emissionen bis zum Jahr 2020 um 40% gegenüber 1990 zu verringern (BMU 2007a), nehmen naturnahe Wälder neben intakten Mooren eine Schlüsselrolle in Bezug auf die Speicherung (Sequestrierung) von Kohlenstoff (C) und damit auf die Umsetzung der Klimaschutzziele ein (SRU 2012a). Auf nationaler Ebene soll sich bis 2020 die natürliche Speicherkapazität für Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) terrestrischer Ökosysteme (z. B. durch die Zunahme naturnaher Wälder) um 10% erhöht haben (BMU 2007b). Die aktuell (noch) positive flächenbezogene Kohlenstoffbilanz bewirtschafteter Ökosysteme in Europa ist vor allem auf die Senkenleistung der Wälder zurückzuführen (Schulze et al. 2009a), welche vorrangig durch die momentane Altersstruktur, erhöhte atmosphärische Stickstoffdepositionen und eine (bezogen auf die Holzmasse) nachhaltige Holznutzung bedingt ist (Ciais et al. 2008). Allerdings nimmt die C-Senkenstärke deutschlandweit in den letzten Jahren aufgrund einer verstärkten Holzmobilisierung deutlich ab (z. B. Flasbarth 2013). Als Folge davon ist derzeit zumindest eine Stagnation der Holzvorräte, wenn nicht sogar ein Vorratsabbau zu beobachten. Prognosen gehen davon aus, dass sich die Wälder in Deutschland im Übergang von einer CO<sub>2</sub>-Senke zu einer CO<sub>2</sub>-Quelle befinden (Krug & Köhl 2010). Somit wären die Wälder in Zukunft nicht mehr in der Lage, die hohen THG-Emissionen der Landwirtschaft zu kompensieren (Leopoldina 2012). Das derzeit von der Waldstrategie 2020 angestrebte Ziel, die Derbholzernte auf rund 100 Mio. m<sup>3</sup> pro Jahr zu verdoppeln und den Zuwachs vollständig abzuschöpfen (BMELV 2011), ist somit unter ökologischen Gesichtspunkten kritisch zu hinterfragen (Leopoldina 2012; SRU 2012a) und „ist auf nationaler Ebene nicht klimaneutral“ (Schulze 2013). Vor allem die verstärkte Entnahme von Energieholz sowie die Nutzung von Waldrestholz zur direkten Verwendung als Energiequelle widerspricht den Zielen der Reduzierung von THG-Emissionen (Walmsley & Godbold 2010; Böttcher et al. 2012; Schulze & Körner 2012; Schulze et al. 2012).

Die C-Sequestrierung in Wirtschaftswäldern wird maßgeblich durch die Art und Intensität der Bewirtschaftung bestimmt (Houghton 1996; Kaipainen et al. 2004; Mund & Schulze 2005; Schmid et al. 2006; Mund 2010), wobei die gegenwärtige C-Senke der Waldökosysteme durch die zunehmende Intensivierung der Waldnutzung (v.a. die energetische Nutzung von Biomasse) gefährdet ist (Schulze et al. 2009a; Leopoldina 2012). Aus diesem Grund ist es schwer nachvollziehbar, dass in der aktuellen nationalen Debatte der Beitrag der Wälder zum Klimaschutz in einem unverhältnismäßig hohen Maß auf eine Intensivierung der Holznutzung beschränkt wird. Die damit verbundenen zunehmenden anthropogenen Störungen in den Waldökosystemen verursachen nicht nur höhere Kosten (z. B. Sturm & Kaiser 1999; Fähser et al. 2008), sondern gefährden vor allem die Resilienz der Wald-Ökosysteme (z. B. Mori 2011; Norris et al. 2012; Sturm 2013a). Beispielsweise wird eine Reduzierung der Naturnähe von Laubwäldern durch zunehmende Pflanzung von zuwachsstarken, nicht-standortheimischen Baumarten wie Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) oder Küsten-Tanne (*Abies grandis*) in Kauf genommen, um möglichst hohe Zuwächse und Holznutzungsmengen zu gewährleisten. Holzvorräte sollen abgesenkt werden, damit z. B. ein möglichst hoher Anteil an zuwachsstarken jüngeren Waldentwicklungsphasen in deutschen Wäldern vorherrscht. Diese Strategie ist nicht nur aus klimaökologischer, sondern auch aus naturschutzfachlicher Sicht kritisch zu hinterfragen, da z. B. viele seltene und bedrohte Pflanzen-, Pilz- und Tierarten an das Vorhandensein später Waldentwicklungsphasen gebunden sind (z. B. Fritz et al. 2009; Paillet et al. 2009; Brunet et al. 2010). Die ökosystemaren und sozialen Konsequenzen sowie die ökonomischen Langzeitfolgen einer zunehmenden

Intensivierung der Landnutzung durch die Landwirtschaft sind hinreichend bekannt. Die vorliegende Studie möchte hier zum Nachdenken anregen, da nicht nur die C-Senkenfunktion der Wälder, sondern auch die Vorbildfunktion<sup>4</sup> der öffentlichen Wälder (Sicherung der ökologischen und sozialen Leistungen des Waldes) gefährdet ist. Vor diesem Hintergrund ist die Umsetzung einer ökologisch und ökonomisch verantwortbaren Waldbewirtschaftung von großer Relevanz.

In der vorliegenden Studie sollen neben einer Quantifizierung der C-Vorräte und C-Flüsse für Wälder, deren Bewirtschaftung sich an den Kriterien des integrativen Prozessschutz-Waldbaus orientiert, Alternativen zu einer Nutzungsintensivierung aufgezeigt werden, um eine nachhaltige, naturverträgliche und klimafreundliche Waldbewirtschaftung zu gewährleisten.

Die vorliegende Studie erhebt nicht den Anspruch, sämtliche klimatischen und naturschutzfachlich relevanten Aspekte der Waldnutzung zu beleuchten. Auch verfolgt sie nicht das Ziel, die Frage zu lösen, inwieweit ein Nutzungsverzicht von Holz oder eine ökologisch nachhaltige Waldnutzung für den Klimaschutz zielführend ist. Vielmehr möchte sie einen Impuls zur Reflexion über die gegenwärtig kontrovers diskutierten Klimaschutzstrategien im Wald geben. Die Verfasser hoffen, mit der Publikation dieser Studie einen Diskussionsbeitrag zur Frage einer ressourcenschonenden und zukunftsverträglichen Holznutzung zu leisten.

4 „Die Bewirtschaftung des Körperschafts- und Staatswaldes dient der Umwelt- und Erholungsfunktion des Waldes, nicht der Sicherung von Absatz und Verwertung forstwirtschaftlicher Erzeugnisse. Die staatliche Forstpolitik fördert im Gegensatz zur Landwirtschaftspolitik weniger die Betriebe und die Absetzbarkeit ihrer Produkte als vielmehr die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts.“ (Bundesverfassungsgericht 1990, BVerfGE 82, 159, Absatzfonds).

## 2. Charakterisierung der Stadtforstämter Lübeck, Göttingen und Mölln

### 2.1 Allgemeine Einordnung

Die Wälder des Stadtforstamtes Lübeck liegen im Wuchsgebiet „Schleswig-Holstein Ost“ im südöstlichen Teil von Schleswig-Holstein in Höhenlagen zwischen 0 und 90 m ü. NN. Das Klima ist subozeanisch geprägt mit durchschnittlichen Jahresniederschlägen zwischen 600 und 725 mm und einer Jahresmitteltemperatur von 8,3 °C. Die Waldfläche des Forstbetriebes beträgt rund 4400 ha, wovon 11 % (479 ha) als nicht-bewirtschaftete Referenzflächen ausgewiesen sind. Das Waldbild wird durch Laubbaumarten (v.a. Buche und Eiche) bestimmt. Rund ein Viertel der Fläche ist mit Nadelbäumen (v.a. Kiefer und Fichte) bestockt. Die Altersklassenverteilung wird geprägt durch 60- bis 70-jährige Bestände, die rund 1000 ha ausmachen (Inventur 2004). Den Schwerpunkt der Baumartenverteilung in dieser Altersklasse bildet, neben Buche und Eiche, Weichlaubholz und Nadelholz. Eine Besonderheit des Lübecker Stadtwaldes sind die über 180-jährigen Laubholzbestände, die fast 400 ha ausmachen. Ein Großteil der Wälder weist eine Bestockungskontinuität von mehr als 250 Jahren („historisch alte Wälder“) auf. Verschiedene Buchenwald-Gesellschaften (v.a. *Galio-Fagetum* und *Hordelymo-Fagetum*) sind die flächenmäßig vorherrschenden rezenten sowie potenziell natürlichen Waldgesellschaften. Typisch sind Zwei- und Mehrschichtböden, die aus Geschiebedecksand und unterlagertem Geschiebelehm sowie Geschiebemergel bestehen. Vorherrschende Bodentypen sind (pseudo-vergleyte) Parabraunerden und Braunerden. Die Wälder der Jungmoränen in Schleswig-Holstein sind durch ein kleinflächiges und heterogenes Standortmosaik gekennzeichnet. Bei der Forsteinrichtung 2004 wurde ein Holzvorrat von rund 325 Vfm ha<sup>-1</sup> und ein jährlicher Zuwachs von 8 Vfm ha<sup>-1</sup> ermittelt. Der mittlere Hiebsatz liegt bei 3,8 Efm ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>. Der aus der Forsteinrichtung 2004 abgeleitete Hiebsatz wurde im Laufe des vergangenen Planungszeitraums (2004 - 2014) auf rund 3,0 Efm ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> reduziert. Der reduzierte Hiebsatz bezieht sich fast ausschließlich auf nicht vorgenommene Durchforstungen im naturnahen Laubholz.

Die Wälder des Stadtforstamtes Göttingen liegen im Wuchsgebiet „Süd-niedersächsisches Bergland“ im südlichen Teil von Niedersachsen in Höhenlagen zwischen 200 und 400 m ü. NN in einem Übergangsbereich vom atlantisch zum kontinental geprägten Klima. Die durchschnittlichen Jahresniederschläge liegen bei 645 mm; die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur liegt bei 8,7 °C. Die Waldfläche des Forstbetriebes beträgt knapp 1600 ha, wovon 10 % (158 ha) aus der forstlichen Nutzung genommen sind. Typisch sind gut nährstoffversorgte Muschelkalkböden, die von artenreichen Laubmischwäldern (v.a. *Hordelymo-Fagetum*, *Galio-Fagetum* und *Carici-Fagetum*) eingenommen werden. Der Schwerpunkt liegt bei 100- bis 140-jährigen Beständen (Inventur 2010). Der Anteil von Nadelbaumarten liegt unter 5 %, sodass die rezente Vegetation in hohem Maße den natürlichen Waldgesellschaften entspricht. Bei der Forsteinrichtung 2010 wurde ein Holzvorrat von rund 400 Vfm ha<sup>-1</sup> und ein jährlicher Zuwachs von 9 Vfm ha<sup>-1</sup> ermittelt. Der mittlere Hiebsatz liegt bei 3,8 Efm ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>.

Das Stadtforstamt Mölln liegt mit einer Waldfläche von rund 1100 ha ebenfalls im Wuchsgebiet „Schleswig-Holstein Ost“ im südöstlichen Teil von Schleswig-Holstein. Gemeinsam mit den Kreisforsten Herzogtum Lauenburg hat das Stadtforstamt ein repräsentatives Referenzflächen-Netz auf Basis der FSC-Richtlinien entwickelt. Im Gegensatz zu den Wäldern in Lübeck und Göttingen sind die Standorte nährstoffärmer. Typisch sind podsolige Sandbraunerden. Demzufolge

bilden hier Drahtschmielen-Buchenwälder (*Deschampsio-Fagetum*) die flächenmäßig dominierende natürliche Waldgesellschaft, wobei gegenwärtig rund die Hälfte der Waldfläche v.a. mit Kiefern- und Fichtenbeständen bestockt ist. Buche und Eiche sind zusammen auf rund einem Drittel der Waldfläche in der Hauptschicht vertreten. Den Schwerpunkt bei den Nadelbaumarten bilden 40- bis 60-jährige Bestände, bei den Laubbaumarten liegt er bei 100 bis 140 Jahren (Inventur 2010). Bei der Forsteinrichtung 2010 wurde ein Holzvorrat von rund 340 Vfm ha<sup>-1</sup> und ein jährlicher Zuwachs von 7,9 Vfm ha<sup>-1</sup> ermittelt. Der mittlere Hiebsatz liegt bei 4,6 Efm ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>.

## 2.2 Waldbewirtschaftung

Die Wälder der Städte Lübeck und Göttingen werden seit rund 20 Jahren nach dem Konzept des integrativen Prozessschutz-Waldbaus bewirtschaftet (Lübeck seit 1994, Göttingen seit 1996). 1997 wurde der Stadtwald Lübeck als erster Forstbetrieb in Deutschland nach den Kriterien von Naturland zertifiziert; 1998 folgte die internationale FSC (Forest Stewardship Council)-Zertifizierung. Die Stadtwälder Göttingen und Mölln sind ebenfalls FSC-zertifiziert. Darüber hinaus werden die Wälder des Stadtforstamtes Göttingen seit 1998 nach den Naturland-Richtlinien bewirtschaftet. Der Stadtwald Mölln bewirtschaftet seine Wälder auf der Grundlage der Grundsätze der ANW (Arbeitsgemeinschaft naturgemäße Waldwirtschaft) und hat im Laufe der letzten Jahre einige Kriterien des integrierten Prozessschutzes übernommen. Hierzu zählen z. B. die Förderung der Naturnähe der Vegetationszusammensetzung und die Vorratserhöhung. Im Folgenden wird daher nicht zwischen der Umsetzung der waldbaulichen Arbeitsschritte in den Betrieben unterschieden.

Nachfolgend werden wesentliche Grundsätze des integrativen Prozessschutz-Waldbaus dargestellt, da dies eine wichtige Voraussetzung zum besseren Verständnis der vorliegenden Studie ist.

Ein Ökosystem ist als komplexes „*Beziehungsgefüge der Lebewesen untereinander (Biozönose) und mit ihrem Lebensraum (Biotop)*“ definiert (Schaefer 1992). In diesem Sinne wird der integrative Prozessschutz-Waldbau als eine Art der Waldbewirtschaftung verstanden, die so minimal wie möglich in dieses komplexe Wirkungsgefüge im Rahmen der forstlichen Bewirtschaftung eingreift und den Schutz der ökosystemaren Entwicklungen in den Vordergrund stellt. Werden Eingriffe minimiert und wird dadurch die Naturnähe gefördert, so ergibt sich neben dem ökologischen und ökonomischen Nutzen auch ein nicht zu vernachlässigender ästhetisch-erlebnisbezogener Wert für den Naturfreund und Waldbesucher. Die Verbindung eines dynamischen Naturverständnisses mit den Ansprüchen der Waldnutzung wurde vor 20 Jahren als „*Prozessschutz - ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft*“ beschrieben (Sturm 1993). Auf dieser Basis wurde 1994 das sogenannte „Lübecker Modell“ entwickelt, welches erstmalig das Prozessschutz-Verständnis in Waldbewirtschaftungs-Grundsätze integriert und forstplanungstechnisch aufgearbeitet hat. Ziel des integrativen Prozessschutz-Waldbaus ist die Verbesserung der Naturnähe in Wirtschaftswäldern bei einer gleichzeitigen Produktion von hochwertigen Holzsortimenten. Mit diesen gleichrangigen Zielsetzungen können darüber hinaus weitreichende naturschutzfachliche Anforderungen, ökologische Leistungen und soziale Belange, die deutlich über die Kriterien der guten fachlichen Praxis hinausgehen (Winkel & Volz 2003), erfüllt werden (LLUR 2008). Nach dem Konzept des integrativen Prozessschutz-Waldbaus wird durch die Minimierung von Eingriffen in das Ökosystem Wald eine Förderung der Naturnähe bei gleichzeitiger Optimierung des betriebswirtschaftlichen Erfolges angestrebt. Die Autoren gehen davon aus, dass die waldökologischen und sozialen Vorgaben

langfristig die Basis für deutliche ökonomische Vorteile sind. Der Schutz der Ökosystemfunktionalität („Gesundheit des Waldes“) und die gesellschaftliche Akzeptanz werden somit als Basis für einen langfristigen und nachhaltigen ökonomischen Erfolg verstanden (Fährser 2010). Das integrative Prozessschutz-Konzept („Lübecker Modell“) beruht auf folgenden Leitgedanken (Fährser 2004, 2010; Sturm 2013a):

- ▶ **Naturnähe:** Die *Natürliche Waldgesellschaft*<sup>5</sup> ist langfristig die risikoärmste und produktivste Erscheinungsform des Waldes.
- ▶ **Natürliches Ertragsniveau:** Die Leistungs- und Wirtschaftsziele für den Wald müssen angemessen und nicht maximal formuliert sein, damit das Ökosystem nicht überfordert und aus seinem ökologischen Optimum verdrängt wird.
- ▶ **Minimum-Prinzip:** Das Prinzip des *minimalen Einsatzes* ist in der Urproduktion Waldwirtschaft ökologisch und wirtschaftlich dem Prinzip des *maximalen Ergebnisses* überlegen.

Mit diesen Grundsätzen wurden die Beschlüsse des Umweltgipfels von Rio de Janeiro (1992) und die Agenda 21 konsequent in Bewirtschaftungsstrategien umgesetzt. Somit erfüllt diese Wirtschaftsweise eine Modellfunktion zur Umsetzung der Ziele der Nationalen Biodiversitätsstrategie und der Anpassungsfähigkeit an klimatische Veränderungen (BfN 2009).

Die Stadt Mölln setzt das Minimum-Prinzip nicht in gleicher Konsequenz um wie die Stadtwälder Lübeck und Göttingen. Durch den hohen Umbauanteil der Nadelholzbestände in Mölln möchte man hier stärker steuernd eingreifen.

Eine wesentliche Voraussetzung zur Umsetzung dieser Bewirtschaftungsgrundsätze bzw. zur Ableitung von ökologisch nachhaltigen Bewirtschaftungsstrategien ist das Verständnis der natürlichen Walddynamik. Repräsentative nicht-bewirtschaftete Wälder, sogenannte Referenzflächen, in denen die forstlich unbeeinflusste Waldentwicklung sichtbar wird, spielen in diesem Zusammenhang eine herausragende Rolle. Aus diesem Grund werden mindestens 5 bis 10 % der Wälder des Forstbetriebes aus der Bewirtschaftung genommen. Bei den Referenzflächen handelt es sich um ehemalige Wirtschaftswälder, die mit Ausnahme der Jagd nicht mehr forstlich bewirtschaftet werden. Entwässerungsmaßnahmen (z. B. aktive Unterhaltung der Entwässerungsgräben) wurden ebenfalls eingestellt. Die Referenzflächen bilden alle Waldgesellschaften des Betriebes in ausreichender Flächengröße ab. Anhand von jährlichen Begehungen bzw. 10-jährigen Inventuren ist eine ständige Validierung forstlichen Handelns im Vergleich zu den Referenzflächenergebnissen möglich und kann ggf. bei zu starken Abweichungen von der natürlichen Waldentwicklung korrigiert werden.

Eine detaillierte Darstellung zur Entstehungsgeschichte und zu den Grundsätzen des integrativen Prozessschutz-Waldbaus ist in Sturm (1993, 2013a, 2013b) enthalten.

5 Siehe Sturm & Westphal (1993); Westphal (2001); Sturm (2013a).

### 3. Datengrundlage und Berechnung

Die Stadtforstämter Lübeck, Göttingen und Mölln führen im Rahmen der Forstplanung regelmäßig Kontrollstichproben-Inventuren auf ihren Waldflächen durch. Dabei werden auf einem permanenten Raster, welches über die gesamte Betriebsfläche gelegt wird, baum- (Derbholz, Baumverjüngung, Totholz, Habitatbäume), bestandes- (Bestandestyp, Bestandesalter, Bestandesstruktur) und standortbezogene Daten (Standorttyp, Lage) in permanenten Probekreisen erfasst (z. B. Sturm 2003). Somit stehen detaillierte und statistisch repräsentative Daten zur Waldentwicklung zur Verfügung, an denen sich das Erreichen betrieblicher Zielsetzungen messen lässt.

Die Datengrundlage basiert auf jeweils zwei Kontrollstichproben-Inventuren. Der Gesamtstichprobenumfang umfasst 7170 Probekreise bzw. 91.599 Bäume (Anhang 1). Im Stadtforstamt Lübeck wird derzeit die dritte Inventur durchgeführt. Die im Abstand von 10 bis 12 Jahren erhobenen Daten werden hinsichtlich des in der Biomasse von lebenden und toten Bäumen gebundenen Kohlenstoffs verglichen. Hierbei wird die Änderung des Kohlenstoffspeichers über den betrachteten Zeitraum auf Betriebsebene sichtbar.

Zur Quantifizierung der C-Vorräte in der lebenden Baumbiomasse wurde die Biomasse des gesamten Baumes, einschließlich seiner Äste, Zweige und Wurzeln, berücksichtigt. Dabei wurden baumartenspezifische Biomassefunktionen (Anhang 2) angewendet. Eingangsparameter zur Quantifizierung der lebenden Baumbiomasse waren die Höhe und der Brusthöhendurchmesser (BHD) der in den Stichproben erfassten Einzelbäume. Zur Umrechnung der Biomasse in Kohlenstoff wurde der Faktor 0,5 (IPCC 2003, Gleichung 3.2.2) verwendet. Die Funktionen der oberirdischen Baumbiomasse weisen eine vergleichsweise hohe Genauigkeit auf (z. B. Buche: Wutzler et al. 2008). Im Gegensatz dazu liegen für die Wurzelbiomasse nur wenig umfangreiche Untersuchungen vor, sodass hier von einem größeren Fehler auszugehen ist. Angaben zur Genauigkeit der verwendeten Regressionsmodelle sind in den entsprechenden Publikationen aufgeführt.

Zur Quantifizierung der C-Vorräte in der toten Baumbiomasse wurden die Totholzvolumina stehender und liegender Bäume ab einem BHD von 7 cm berücksichtigt. In den Stadtforstämtern Lübeck und Göttingen wurden in den Probekreisen zusätzlich Teilstücke (z. B. Kronenholz) aufgenommen (ab 7 cm Mittendurchmesser), die ebenfalls berücksichtigt wurden. Die C-Vorräte wurden in Abhängigkeit des Zersetzungsstadiums mithilfe der Funktionen von Müller-Using & Bartsch. (2009; Laubbaumarten) und Fraver et al. (2002; Nadelbaumarten) berechnet.

Die Änderung der Kohlenstoffvorräte in der lebenden und toten Baumbiomasse ( $\Delta C$ ) während der Erst- ( $t_1$ ) und Folgeinventur ( $t_2$ ) wurden gemäß Wirth et al. (2004) ermittelt:

$$\text{C-Fluss} = \frac{C_2 - C_1}{t_2 - t_1} = \frac{\Delta C}{\Delta t}$$

In Bezug auf den Boden (organische Auflage und Mineralboden) wurden zur Quantifizierung der Bodenkohlenstoffvorräte landesweite Durchschnittswerte nach Wördehoff et al. (2011, 2012) angesetzt, da im Gegensatz zur lebenden und toten Baumbiomasse keine flächendeckenden Inventurdaten über die Bodenkohlenstoffvorräte für die untersuchten Stadtforstämter vorliegen. Gleiches gilt für die Kohlenstoffvorräte der Bodenvegetation. Allerdings liegen hierzu keine Durchschnittswerte aus Schleswig-Holstein oder Niedersachsen vor, weshalb auf die Berück-

sichtigung der Bodenvegetation verzichtet wurde. Untersuchungen in Thüringen zeigen, dass mit 0,4 % (Wirth et al. 2004a) der Beitrag der Bodenvegetation zum flächenbezogenen ökosystemaren Kohlenstoffvorrat als vergleichsweise gering einzustufen ist.

## 4. Kohlenstoffhaushalt der Stadtforstämter Lübeck, Göttingen und Mölln

Im Vorfeld sei bereits darauf hingewiesen, dass der Kohlenstoffhaushalt von Wäldern eine kontrovers diskutierte Thematik ist. Neben der Schwierigkeit, ökosystemare Kohlenstoffflüsse exakt zu quantifizieren, bestehen teilweise auch (große) Unterschiede hinsichtlich der Definition und Abgrenzung verschiedener Kompartimente. In dieser Studie werden vorrangig die C-Speicher *lebende Baumbiomasse* (ober- und unterirdisch) sowie *Totholz* betrachtet. Die Speicherung von Kohlenstoff außerhalb des Waldes in Form von *Holzprodukten* wird in Kapitel 5.6 thematisiert.

### 4.1 Entwicklung der Biomasse lebender Bäume

Die *lebende Baumbiomasse* setzt sich aus ober- und unterirdischen Anteilen zusammen. Der unterirdische Baumbiomassepool, in erster Linie bestehend aus Wurzeln, ist das am wenigsten

erforschte Kompartiment des Kohlenstoffflusses im Ökosystem Wald.

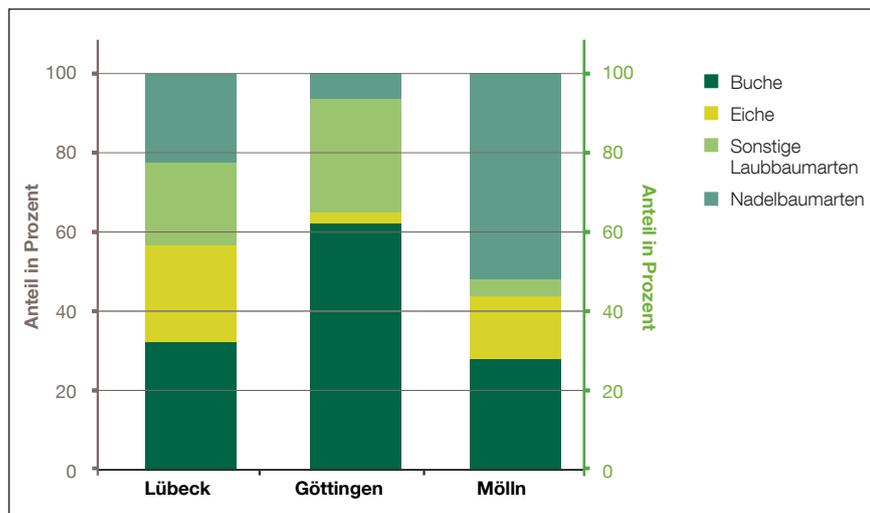
Inwieweit die Wurzeltiefe und das Wurzelsystem einen Einfluss auf die Baumbiomasse besitzen, ist ebenso unklar (Rötzer et al. 2009). Sicher ist allerdings, dass hier weitaus weniger Kohlenstoff gespeichert ist als in der oberirdischen Baumbiomasse (Tyrrell et al. 2012).

**Tabelle 1**

Jahr	Lübeck (t C ha <sup>-1</sup> )		Göttingen (t C ha <sup>-1</sup> )		Mölln (t C ha <sup>-1</sup> )	
	1992	2003	2000	2010	1999	2009
Buche	36,4	40,4	84,1	99,5	31,4	38,2
Eiche	30,0	32,2	3,7	3,7	16,3	21,7
Sonstige Laubbaumarten	16,8	27,4	40,7	46,3	4,5	5,8
Nadelbaumarten	28,3	27,7	9,1	10,2	65,9	70,5
<b>Gesamt</b>	<b>111,5</b>	<b>127,7</b>	<b>137,6</b>	<b>159,7</b>	<b>118,0</b>	<b>136,3</b>

Entwicklung der mittleren C-Vorräte der lebenden Baumbiomasse (ober- und unterirdisch) in Kommunalwäldern, die nach dem integrativen Prozessschutz-Konzept bewirtschaftet werden.

**Abbildung 1**



Vergleich der relativen Anteile von Baumarten und Baumartengruppen am mittleren C-Vorrat der lebenden Baumbiomasse (ober- und unterirdisch) der Stadtforstämter Lübeck (2003), Göttingen (2010) und Mölln (2009).

Die C-Vorräte der Baumbiomasse der Stadtforstämter Lübeck und Göttingen sind zu 78 % bzw. 94 % von Laubbaumarten geprägt und repräsentieren in weiten Teilen die Baumarten der vorherrschenden natürlichen Waldgesellschaften (Abb. 1). Während in Lübeck ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Buche (32 %), Eiche (25 %) und sonstigen Laubbaumarten (21 % v.a. Ahorn, Esche, Hainbuche, Kirsche, Ulme) besteht, ist die Buche mit rund 62 % die dominierende Baumart in Göttingen. Der Anteil sonstiger Laubbaumarten (v.a. Esche, Ahorn, Linde, Hainbuche, Ulme, Elsbeere) beläuft

sich auf 29 %. Demgegenüber werden die C-Vorräte im Stadforstamt Mölln zur Hälfte (52 %) von Nadelbäumen (v.a. Kiefer und Fichte) gebildet. Der Buchen-Anteil liegt bei 28 %, gefolgt von der Eiche (16 %) und sonstigen Laubbaumarten (4 %).

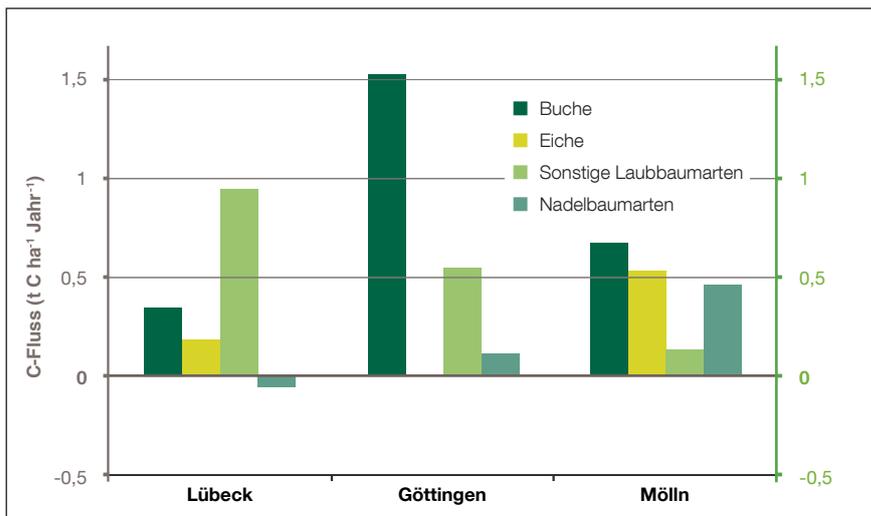
Innerhalb von rund 10 Jahren fand in den untersuchten Stadforstämtern bei allen Laubbaumarten ein deutlicher C-Vorratsaufbau statt, der in Lübeck bei den Edellaubbaumarten (63 %), in Göttingen bei der Buche (18 %) und in Mölln bei der Eiche (33 %) am ausgeprägtesten war (Tab. 1). Dementprechend fungieren die Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft als starke C-Senken (Abb. 2). Die C-Flüsse der Buche bewegen sich zwischen  $0,36 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  (Lübeck),  $0,69 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  (Mölln) und  $1,54 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  (Göttingen). Die C-Senkenstärke der Eiche liegt zwischen  $0,2 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  (Lübeck) und  $0,54 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  (Mölln). Die C-Senkenstärke sonstiger Laubbaumarten beträgt  $0,14 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  (Mölln),  $0,56 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  (Göttingen) und  $0,96 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  (Lübeck). Im Gegensatz wurden die C-Vorräte der Nadelbaumarten um 2 % ( $-0,05 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ , Lübeck) gesenkt bzw. nahezu konstant ( $0,11 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ , Göttingen) gehalten. Lediglich im nadelholzdominierten Stadforstamt Mölln ist ein Anstieg um 7 % ( $0,47 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ ) zu beobachten, was vorrangig auf Zuwächse der Kiefer zurückzuführen ist.

Insgesamt sind die C-Vorräte der lebenden Baumbiomasse im Stadforstamt Lübeck um rund 109.000 Tonnen (24 %), im Stadforstamt Göttingen um rund 35.000 Tonnen (16 %) und im Stadforstamt Mölln um rund 32.000 Tonnen (26 %) gestiegen (Tab. 2).

## 4.2 Entwicklung der Biomasse toter Bäume

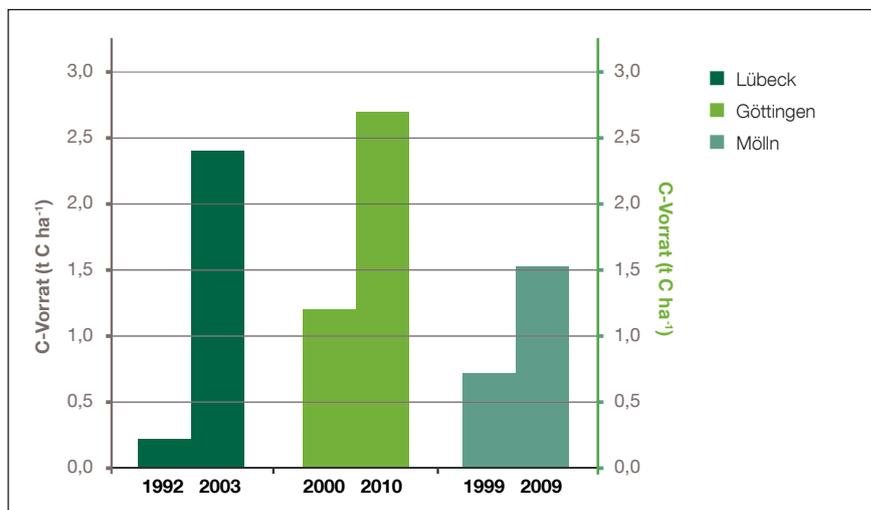
In Bezug auf die ökosystemaren C-Vorräte spielt das Totholz eine vergleichsweise geringe Rolle. Vielmehr nimmt es strukturell und funktionell eine bedeutende Rolle innerhalb des Ökosystems Wald ein (Harmon et al. 1986). Eine Vielzahl typischer Waldarten ist von den unterschiedlichen Erscheinungsformen des Totholzes (z. B. Dimension und Zersetzungsgrad) abhängig. Die Totholzmenge lässt sich relativ leicht durch die Intensität der Bewirtschaftung steuern.

Abbildung 2



Vergleich der mittleren C-Flüsse (ober- und unterirdische lebende Baumbiomasse) von Baumarten und Baumartengruppen in Kommunalwäldern, die nach dem integrativen Prozessschutz-Konzept bewirtschaftet werden.

Abbildung 3



Entwicklung der mittleren C-Vorräte des Totholzes in Kommunalwäldern, die nach dem integrativen Prozessschutz-Konzept bewirtschaftet werden.

Der Vergleich mit dem Ergebnis der Erstinventur zeigt, dass sich die C-Vorräte im Totholz seitdem mehr als verdoppelt (Göttingen, Mölln) haben bzw. 12-fach höher (Lübeck) sind (Abb. 3). Infolgedessen hat die jährliche C-Speicherung im Totholz innerhalb von rund 10 Jahren stark zugenommen. Die C-Flüsse bewegen sich zwischen  $0,07 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  (Mölln),  $0,15 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  (Göttingen) und  $0,20 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  (Lübeck). Die hohe C-Senkenstärke im Stadforstamt Lübeck erklärt sich unter anderem aus dem vergleichsweise geringen Ausgangswert.

### 4.3 Ökosystemare Kohlenstoffvorräte

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Entwicklung der ökosystemaren C-Vorräte. Der Anteil der lebenden und toten Baumbiomasse am ökosystemaren Gesamtvorrat ist in allen Stadforstämtern im Untersuchungszeitraum um rund 4 % angestiegen, was den konsequenten Vorratsaufbau widerspiegelt. Aufgrund der eingriffsminimierten Waldbewirtschaftung sind die Anteile der Baumbiomasse am gesamten Hektarvorrat mit 43 bis 56 % vergleichsweise hoch.

**Tabelle 2**

	Hektarvorräte (t C ha <sup>-1</sup> )		Gesamtvorräte (t C)	
	1992	2003	1992	2003
<b>Lübeck</b>				
Lebende Baumbiomasse	111,5	127,7	451.423	560.362
Totholz	0,2	2,4	765	10.462
Organische Auflage	35,1	35,1	142.085	153.984
Mineralboden	129,5	129,5	524.216	568.117
<b>Gesamt</b>	<b>276,3</b>	<b>294,7</b>	<b>1.118.489</b>	<b>1.292.924</b>

	2000	2010	2000	2010
	<b>Göttingen</b>			
Lebende Baumbiomasse	137,6	159,7	216.691	251.639
Totholz	1,2	2,7	1.872	4.208
Organische Auflage	7,0	7,0	11.025	11.030
Mineralboden	79,0	79,0	124.425	124.480
<b>Gesamt</b>	<b>266,8</b>	<b>290,4</b>	<b>354.013</b>	<b>391.357</b>

	1999	2009	1999	2009
	<b>Mölln</b>			
Lebende Baumbiomasse	118,0	136,3	123.930	155.782
Totholz	0,7	1,5	772	1.688
Organische Auflage	35,1	35,1	36.862	36.862
Mineralboden	129,5	129,5	136.001	147.967
<b>Gesamt</b>	<b>283,3</b>	<b>302,4</b>	<b>297.565</b>	<b>342.299</b>

Überblick über die Entwicklung der mittleren ökosystemaren C-Vorräte in Wäldern, die nach dem integrativen Prozessschutz-Waldbau bewirtschaftet werden. Die Angaben der Bodenkohlenstoffvorräte basieren nicht auf Inventurdaten der untersuchten Stadforstämter, sondern beziehen sich auf landesweite Durchschnittswerte für Schleswig-Holstein (Wördehoff et al. 2012) und Niedersachsen (Wördehoff et al. 2011).

## 5. Klimaschutz im Wald – eine Frage der Sicht?

In Bezug auf Wald-Ökosysteme gibt es unterschiedliche Ansätze, die Atmosphäre von CO<sub>2</sub> zu entlasten: Die Bindung von Kohlenstoff innerhalb des Ökosystems (Biomasse und Boden) sowie die Bindung von Kohlenstoff außerhalb des Ökosystems in Form von Holzprodukten. Letzteres ist vor allem wegen der Substitution von energieintensiv erzeugten Materialien und fossilen Energieträgern von Bedeutung. Kohlenstoff ist aber nur so lange im Holz gebunden, bis das Holz entweder im Wald natürlicherweise vollständig zersetzt ist oder sich außerhalb des Waldes zersetzt hat bzw. meistens verbrannt ist. Die Höhe der Biomassepools und die damit einhergehenden Holz mengen und -sortimente (z. B. Starkholz oder Energieholz) sind in hohem Maße durch forstliche Bewirtschaftungsstrategien steuerbar. Die Frage, inwieweit Kohlenstoff innerhalb (Biomasse und Boden) oder außerhalb (Holzprodukte) des Ökosystems Wald gebunden werden sollte, und das damit einhergehende Substitutionspotenzial werden kontrovers diskutiert (z. B. Höltermann & Hiermer 2006; Seintsch & Dieter 2009; SRU 2012a, 2012b; Erler et al. 2012). Dabei liegt es in der Natur der Sache, dass unterschiedliche Blickwinkel und Interessen zu unterschiedlichen Strategien führen (s. SRU 2012b). Im Gegensatz dazu besteht allgemeiner Konsens, dass eine effektive und langfristig ausgerichtete Klimaschutzstrategie beide Komponenten (Wald- und Produktspeicher) umfassen sollte. Nachfolgend werden Einflussmöglichkeiten von forstlichen Managementstrategien im Kontext einer langfristig klimatisch positiv wirkenden Waldbewirtschaftung diskutiert. Auf die positive Wirkung von Waldneubildungen an ehemaligen Waldstandorten (IPCC 2001) und auf technische Maßnahmen im Energiesektor wird hier nicht näher eingegangen.

### 5.1 Kohlenstoffspeicherung im Wald und Anpassung an den Klimawandel

Wälder sind offene, dynamische und komplexe Systeme, die durch ein „zufallsbeeinflusstes multivariablen Sukzessionsmosaik“ gekennzeichnet sind (Sturm 1993). Aus diesem Grund sind die Förderung der Naturnähe, die Extensivierung von forstlichen Eingriffen sowie der Aufbau von Biomassevorräten grundlegende Kriterien für das forstliche Handeln bzw. Unterlassen im integrativen Prozessschutz-Waldbau. Darüber hinaus wird durch eine konsequente Zielstärkenutzung mit hohen Zieldurchmessern die Produktion von starkem Wertholz favorisiert. Aus klimaökologischer und naturschutzfachlicher Sicht sind diese Aspekte positiv zu bewerten, da eine möglichst geringe anthropogene Störungsintensität die Resilienz und die damit verbundene Klimastabilität des Ökosystems fördert (Mori 2011; Norris et al. 2012; Sturm 2013a). Bevor die Potenziale des Prozessschutz-Waldbaus im Klimaschutz näher betrachtet werden, sollen einige grundlegende Aspekte zur Stabilität und Dynamik von Kohlenstoffvorräten in Waldökosystemen erläutert werden.

Nach derzeitigem Kenntnisstand scheint die Annahme, dass alte natürliche Wälder C-neutral sind, d.h. CO<sub>2</sub>-Assimilation und CO<sub>2</sub>-Respiration befinden sich im Gleichgewicht („*equilibrium hypothesis*“, Odum 1969), die C-Flüsse in Waldökosystemen nicht widerzuspiegeln. Gleiches gilt für die Annahme, dass die Biomasse nach Erreichen eines Optimums wieder abnimmt („*stand break-up hypothesis*“, Bormann & Likens 1979). Vielmehr gehen Wissenschaftler/innen heutzutage davon aus, dass die C-Dynamik von alten natürlichen Wäldern durch die „*shifting-trait hypothesis*“ (Shugart & West 1981) erklärt werden kann. Aufgrund der unterschiedlichen Lebensdauer und Wuchseigenschaften von Baumarten kommt es im Zuge der Sukzession in der Regel

zum Auftreten von kleinräumigen Störungen bzw. zur Ausbildung einer kleinräumigen Dynamik (Wirth & Lichstein 2009). Ein Grund für den Paradigmenwechsel sind weltweite Untersuchungen in temperaten und borealen Wäldern, die selbst in über 200 Jahre alten Wäldern immer noch positive C-Bilanzen (Biomasse und Boden) belegen konnten (z. B. Carey et al. 2001; Wirth 2009; Luysaert et al. 2008, 2010; Jacob et al. 2013). Danach nimmt die C-Speicherung mit der Biomasse zu, während die Biomasse mit dem Alter steigt (z. B. Pregitzer & Euskirchen 2004; Luysaert et al. 2008; Carroll 2012). Die Aufrechterhaltung der Senkenfunktion wird vorrangig durch die Waldstruktur (i.d.R. ungleichaltrige Bestände) und weniger durch das Bestandesalter bestimmt (Schulze et al. 2009b). Somit kann die C-Speicherung und C-Senkenstärke entscheidend durch die Art und Intensität der Bewirtschaftung beeinflusst werden. Struktureiche alte Wälder sind auch noch beim Vorhandensein sehr alter und absterbender Bäume produktiv. Selbst mit zunehmenden C-Verlusten durch Zersetzungsprozesse geht man heute davon aus, dass die C-Akkumulation mit steigendem Alter (Knohl et al. 2009) bzw. in den späten Waldentwicklungsphasen (Alters- und Zerfallsphase; Jacob et al. 2013) anhält. Somit lässt sich festhalten, dass alte (> 200 Jahre) und vorratsreiche (> 200 t C ha<sup>-1</sup>; u.a. Luysaert et al. 2008) Wälder immer noch als effektive C-Senken fungieren, solange eine natürliche Bestockung und Strukturentwicklung gewährleistet ist. Tyrrell et al. (2012) schätzen, dass die C-Speicherung von alten, langsam wachsenden Wäldern 2- bis 5-mal höher ist als in jungen Wäldern.

In der gegenwärtigen Diskussion zum C-Senkenpotenzial von Wäldern spielen die Stabilität von Wäldern und der damit verbundene Anteil vulnerabler C-Vorräte eine entscheidende Rolle. Die Verweildauer des Kohlenstoffs innerhalb des Ökosystems und damit einhergehend die Höhe der ökosystemaren C-Vorräte wird natürlicherweise durch die Lebenszeit der Baumarten bestimmt (Wirth & Lichstein 2009). Die Dynamik der Baummortalität wiederum ist durch eine Vielzahl komplexer Interaktionen (z. B. Alter, Dimension, Wachstumsgeschwindigkeit, Konkurrenz und klimatische Verhältnisse) gekennzeichnet (Bigler & Bugmann 2003; Di Filippo et al. 2012; Rohner et al. 2012; Holzwarth et al. 2013). Es ist unbestritten, dass Risiken von exo- oder endogenen, stochastischen Störungen (z. B. Wind- oder Schneebruch, Pilz- oder Insektenbefall) und damit die Gefahr der CO<sub>2</sub>-Freisetzung mit zunehmendem Alter, BHD oder Holzvorrat steigen. Allerdings konnte in einer aktuellen Studie im Nationalpark Hainich für die Buche erst ab einem BHD von 80 cm und für die Hainbuche ab einem BHD von 60 cm eine deutliche Zunahme im Mortalitätsrisiko ermittelt werden. Demgegenüber ist das Risiko bei der Esche in diesen Dimensionen vergleichsweise gering (Holzwarth et al. 2013). Dies ist in Übereinstimmung mit Ergebnissen aus Schweizer Naturwaldreservaten, wo mit zunehmender Stammdimension die Mortalitätsraten für Buche, aber vor allem für Eiche zunahm (Rohner et al. 2012). Zu ähnlichen Befunden kamen Staupendahl und Zucchini (2011) für Bäume in Wirtschaftswäldern. Ab einem Alter von 60 (Fichte) bis 100 Jahren (Douglasie) nimmt die Überlebenswahrscheinlichkeit von Nadelbäumen deutlich ab (im Alter von 180 Jahren: Fichte 20 %, Douglasie 60 %), wohingegen die Überlebenswahrscheinlichkeit von Laubbäumen mit zunehmendem Alter nur marginal sinkt (im Alter von 180 Jahren: Buche > 90 %, Eiche > 85 %). Aufgrund der mit der Fichte vergleichbar hohen Anfälligkeit von Douglasie empfehlen Albrecht et al. (2011): „*Waldbauliche Systeme für Douglasie in Mitteleuropa sollten vor dem Hintergrund eines allgemein hohen Sturmrisikopotentials revidiert werden.*“ Diese Befunde zeigen, dass auf Bestandesebene die Stabilität vor allem eng mit der Naturnähe der Bestockung und der Struktur bzw. der Altersklassenverteilung korreliert ist (Schulze et al. 2009b). Demzufolge besteht allgemeiner Konsens, dass die Störungsanfälligkeit von naturfernen Nadelforsten um ein Vielfaches höher ist als von naturnahen Laub- und Mischwäldern. Gegenwärtig geht man davon aus, dass vorratsreiche naturnahe und ungleichaltrige Wälder in Mitteleuropa nicht durch großflächige und

plötzlich auftretende Zusammenbrüche gefährdet sind (z. B. Mund 2010; Jacob et al. 2013). Das natürliche Störungsregime von temperaten, zonalen Laub- und Mischwäldern ist in der Regel durch ein kleinflächiges Mosaik unterschiedlicher Waldentwicklungsphasen („*patch-dynamic-Konzept*“; z. B. Härtle et al. 2004, Heiri et al. 2012; Rugani et al. 2013) bzw. durch Einzelbaummortalitäten mit Kronendachlücke meist unter 200 m<sup>2</sup> gekennzeichnet, während Zusammenbrüche auf großer Fläche (Kronendachlücken > 1000 m<sup>2</sup>) sehr selten sind (Tabaku & Meyer 1999; Drössler & von Lüpke 2005; Zeibig et al. 2005; Brang et al. 2012; Mielke 2013; Rugani et al. 2013). Großflächige Zusammenbrüche sind eher für naturferne Nadelforsten (z. B. Mielke 2013) oder naturnahe Nadelwälder typisch und treten hier als natürlicher Ausdruck der Sukzessionsabfolge auf (z. B. Brang et al. 2012). Demgegenüber steht die Strukturentwicklung von bewirtschafteten Altersklassenwäldern oder gleichaltrigen, strukturarmen Naturwäldern, die aufgrund von bestimmten (ehemaligen) Verjüngungstechniken (z. B. Schirmschlag) zu einer Synchronisierung der Waldentwicklungsphasen führt. So kann es bei einer Dominanz von späteren Waldentwicklungsphasen vorkommen, dass die Bestände auf größeren zusammenhängenden Flächen zerfallen, als dies für Urwälder oder ungleichaltrige Naturwälder mit einer kontinuierlichen und kleinflächigen Entwicklungsdynamik bekannt ist (Korpel' 1995). Diese Unterschiede sind von zentraler Bedeutung, da die Vulnerabilität der C-Vorräte der Baumbiomasse nicht *per se* von deren Höhe, sondern vielmehr von der Naturnähe und Struktur der Waldbestände abhängig zu sein scheint.

Ein weiteres verbreitetes Missverständnis ist die Annahme, dass die C-Speicherung von Wäldern mit zunehmender Produktivität steige. Tatsächlich sind der C-Gesamtvorrat und die Nettoprimärproduktion (NPP) in der Regel negativ korreliert (Körner 2009; Schulze & Körner 2012; Schulze et al. 2012). Bei geringerer Produktivität (NPP) speichern ältere, vorratsreichere Wälder mehr Kohlenstoff als junge, vorratsärmere Wälder oder hoch produktive Ökosysteme wie z. B. Grünland (Schulze et al. 2012; Tab. 3). Allerdings deuten Daten aus Naturwäldern und extensiv bewirtschafteten Wirtschaftswäldern darauf hin, dass alte buchendominierte Laubwälder neben einer hohen C-Speicherung in der lebenden Baumbiomasse auch eine vergleichsweise hohe NNP aufweisen können (s. Kapitel 5.3.1).

**Tabelle 3**

	Grünland	Junger Wald	Alter Wald
Vorrat (t C ha <sup>-1</sup> )	6 - 9	100 - 350	200 - 700
Sequestrierung (Jahre)	1	25 - 100	100 - 350
NPP (t C ha <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup> )	6 - 9	4 - 7	2 - 4
Biomasse C/N	50 - 100	200 - 300	> 350

Abwägungsprozess zwischen maximaler Produktivität und Kohlenstoffspeicherung (aus Schulze et al. 2012); Nettoprimärproduktion (NPP).

In diesem Kontext betonen Schulze & Körner (2012): „*NPP (Umsatz) und Vorrat (Kapital) dürfen somit nicht verwechselt werden. Hoher Umsatz (NPP) reduziert in der Regel die Größe des Kohlenstoffvorrates*“, da der Biomassepool mit zunehmender Intensivierung der Bewirtschaftung abnimmt. Wird das Vorratsniveau allerdings im Rahmen der Bewirtschaftung konstant gehalten, ist es unerheblich, wie schnell Bäume wachsen (Körner 2009). Dies ist insofern von entscheidender Bedeutung, da gegenwärtig, wie bereits erläutert, eine Erhöhung der C-Senkenstärke durch eine Intensivierung der Waldnutzung (vermehrte Nutzung der NPP) angestrebt wird (z. B. Krug & Köhl 2010, Krug et al. 2010; BMELV 2011). Die damit einhergehende Reduzierung der bestehenden C-Vorräte wird vor allem mit Substitutionseffekten und einer langen Verweil-

dauer von Kohlenstoff in Holzprodukten begründet (Krug et al. 2010). Auf die gegenwärtige Machbarkeit und die klimatischen Auswirkungen dieser Strategie wird in Kapitel 5.3 und 5.6 näher eingegangen. Das von der Waldstrategie 2020 (BMELV 2011) angestrebte Ziel, die Derbholzernte zu verdoppeln und den Zuwachs auszuschöpfen, ist allerdings unter ökologischen Gesichtspunkten kritisch zu bewerten (Leopoldina 2012; SRU 2012a) und „auf nationaler Ebene wegen der THG-Emissionen bei der Holznutzung *nicht klimaneutral*“ (Schulze & Schulze 2013). Somit steht die Intensivierung der Holznutzung in direktem Konflikt mit der C-Sequestrierung im Wald!

Des Weiteren steht eine Intensivierung der Holznutzung auch in direktem Konflikt mit Zielen des Naturschutzes. Die damit verbundenen Maßnahmen wie Senkung der Umtriebszeiten und Derbholzvorräte, vermehrte Bereitstellung von Energieholz oder Anbau schnellwachsender, standortfremder Baumarten widersprechen den Zielen der Nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU 2007b; Reif et al. 2010). Zusätzlich werden durch hohe anthropogene Störungsintensitäten natürliche und stabilisierend wirkende Entwicklungsprozesse stark eingeschränkt oder verhindert (Mori 2011), was den Zielen der Klimaanpassung widerspricht. Naturnahe struktur- und biomassereiche Wälder sind in der Lage Temperaturextreme abzupuffern und leisten somit einen zentralen Beitrag zur Abschwächung des Klimawandels (Norris et al. 2012). Infolgedessen wird durch eine zunehmende Nutzungsintensivierung und Biomassereduzierung auch die Kapazität zur Anpassung an klimatische Extreme deutlich gesenkt.

## 5.2 Holznutzungsstrategien

Vor dem Hintergrund der drastischen und kontinuierlichen Abnahme der C-Senkenstärke von Wäldern in den letzten 20 Jahren erscheint es allerdings wenig sinnvoll, die Holzvorräte weiter abzubauen, sondern sie primär zu erhalten und möglichst wieder aufzubauen (Flasbarth 2013). Demgegenüber empfehlen Rüter et al. (2011) auf Grundlage von Modellierungen (WEHAM-Szenarien) weder eine deutliche Intensivierung noch eine deutliche Reduzierung der momentanen Holznutzung. Die Empfehlung beruht allerdings vorrangig auf der Berücksichtigung von Substitutionseffekten bzw. der potenziellen Einsparung von CO<sub>2</sub>-Emission durch die stoffliche und energetische Verwendung von Holz (Berechnungsgrundlagen siehe Rüter 2011). Berücksichtigt man allerdings ausschließlich den Wald- und Produktspeicher in den Szenarien von Rüter et al. (2011), wird die CO<sub>2</sub>-Bilanz durch einen stärkeren Vorratsaufbau bzw. durch die Reduzierung der Holznutzung deutlich verbessert. Dieser Sachverhalt unterstreicht, dass die gegenwärtige Diskussion um Waldnutzungsstrategien vorrangig auf Substitutionseffekten basiert.

In Bezug auf die Energiesubstitution ist eine Intensivierung der Energieholzproduktion weder nachhaltig noch klimaschonend und verfehlt somit das Ziel, die THG-Emissionen zu verringern, da Biomasse eine geringe Effizienz besitzt und die Produktion mit unterschiedlichen unerwünschten Nebeneffekten (z. B. vermehrte Freisetzung von anderen Treibhausgasen) verbunden ist (Schulze et al. 2012). Darüber hinaus kann die zur Verfügung stehende Produktionsfläche bzw. Holzmasse den steigenden Energiebedarf nicht ausreichend decken und somit nicht zu signifikanten CO<sub>2</sub>-Einspareffekten beitragen (Körner 1997). Auch in Bezug auf die Materialsubstitution sind die zu erwartenden Nettoeffekte bei der derzeitigen Stagnation in der stofflichen Verwendung von Holz (Mantau 2012) und einer geringen jährlichen Neubau- und Erneuerungsquote von rund 1 bis 2 % vergleichsweise gering (Körner 2009). In diesem Zusammenhang sei

auch betont, dass es sich bei der Berücksichtigung von Material- und Energiesubstitutionseffekten in Klimabilanzen primär um Potenziale handelt, da nicht mit jedem Kubikmeter geerntetem Holz *per se* fossile Brennstoffe oder treibhausgasintensivere Materialien ersetzt werden (Sathre & O'Connor 2010)! Substitutionseffekte können nur dann positiv klimawirksam werden, wenn tatsächlich Holz anstelle von Materialien oder Energieträgern, die mit höheren THG-Emissionen verbunden sind, verwendet wird (Profft 2010). Darüber hinaus sind diese Substitutionseffekte nur dann langfristig wirksam, wenn auf Landschaftsebene die C-Vorräte nicht abgebaut werden und gleichzeitig der Verbrauch fossiler Energieträger durch eine effiziente Holzverwendung (Umwandlung in möglichst langlebige Holzprodukte und in energetische nach stofflicher Nutzung) tatsächlich reduziert wird (Freibauer et al. 2009).

In diesem Kontext sei auch betont, dass die derzeitige Fokussierung auf den Wald, die Holzprodukte und Substitutionseffekte von weitaus effektiveren, landschaftsweiten und vor allem längerfristigen THG-Einsparpotenzialen ablenkt (Körner 2009; BUND 2011; Schulze & Körner 2012). Diese können aufseiten der Emissionen beispielsweise durch eine Extensivierung der Landwirtschaft erzielt werden, auf dem Energiesektor durch eine Erhöhung der Energieeffizienz, eine Reduzierung des Energieverbrauchs und eine Veränderung der Lebensweise. Vor diesem Hintergrund müssen nicht nur ressourcenschonende und naturnahe Waldbewirtschaftungsstrategien zur Bereitstellung von Holz, sondern vor allem Maßnahmen zur effizienten und sparsamen Verwendung von Holz ergriffen werden. Damit kann auch dem Risiko von Verlagerungseffekten, die im Falle einer reduzierten Holznutzung entstehen können (Wirth et al. 2004a; Gan et al. 2007), besser begegnet werden.

## 5.3 Einfluss der Bewirtschaftung auf die Höhe der Biomassepools

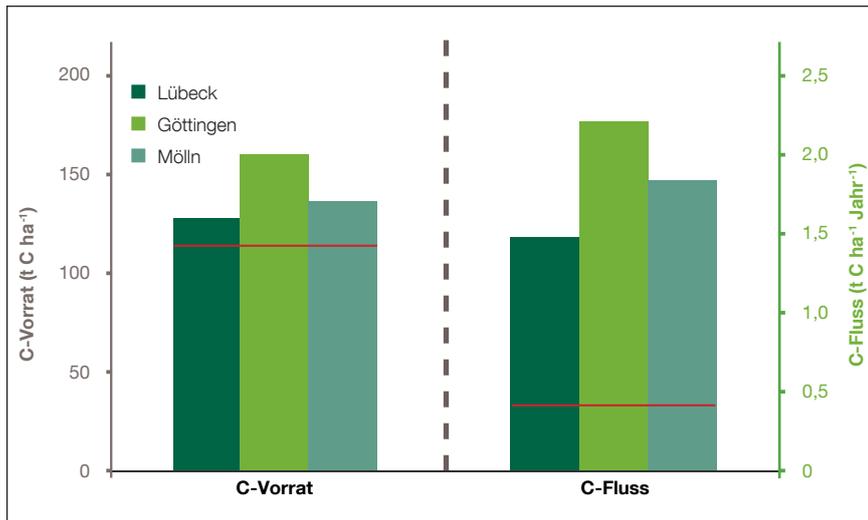
### 5.3.1 Lebende Bäume

Die Höhe der Derbholzvorräte ist ein Schlüsselfaktor für die C-Sequestrierung im Ökosystem Wald, der vergleichsweise einfach durch die Bewirtschaftungsstrategie gesteuert werden kann. Allerdings wird das C-Speicherpotenzial im Wald bei den bundesweiten Durchschnittsvorräten von 2002 mit  $317 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (BMVEL 2004) bzw. 2008 mit  $325 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (Oehmichen et al. 2011) bei Weitem nicht voll ausgeschöpft. Auch die landesweiten durchschnittlichen Derbholzvorräte in Schleswig-Holstein (2007:  $283 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , Wördehoff et al. 2012) und Niedersachsen (2006:  $263 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , Wördehoff et al. 2011) sind vergleichsweise gering. Im Gegensatz dazu binden die vorratsreicheren Wälder der integrativen Prozessschutz-Waldbaubetriebe (Lübeck 2003<sup>6</sup>:  $337 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , Mölln 2009:  $341 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , Göttingen 2010:  $425 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) deutlich mehr  $\text{CO}_2$  als im bundesweiten Durchschnitt (Abb. 4). Die C-Vorräte der lebenden Biomasse liegen um 12 bis 40 % höher als der deutschlandweite Durchschnittswert von 2008 ( $114 \text{ t C ha}^{-1}$ , Oehmichen et al. 2011). Die C-Senkenstärke ist rund 3- bis 5-fach höher (Lübeck:  $1,47 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ , Mölln:  $1,83 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ , Göttingen:  $2,21 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ ) als der 2008 ermittelte deutschlandweite Durchschnittswert von  $0,44 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ . In diesem Kontext sei allerdings betont, dass ein eindeutiger Vergleich der Derbholz- bzw. C-Vorräte und C-Flüsse aufgrund unterschiedlicher Bezugszeiträume, Standortverhältnisse, Baumartenzusammensetzungen und Altersklassenverteilungen nicht möglich ist. Dennoch zeichnet sich ein Trend zugunsten zunehmender C-Speicher in der lebenden Biomasse bei hohen C-Senkenstärken und gleichzeitiger Zunahme der Naturnähe für die nach dem

6 Der durchschnittliche Derbholzvorrat im Stadtwald Lübeck ist gemäß der vorläufigen Ergebnisse der dritten Inventur derzeit bei rund  $380 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  einzuschätzen.

integrativen Prozessschutz-Konzept bewirtschafteten Wälder ab. Im Gegensatz dazu fand in Deutschland zwischen 2002 (BWI<sup>2</sup>) und 2008 (ISO8) eine deutliche Zunahme des Holzeinschlages („93 % des Zuwachses wurden durch Holzeinschlag und natürlichen Abgang abgeschöpft“) und somit nur ein leichter Holzvorratsaufbau von  $8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (2 %) statt, was „insbesondere“ auf „die Entwicklung des Holzmarktes und das Nutzungsverhalten der Forstbetriebe“ zurückzuführen ist (Oehmichen et al. 2011).

**Abbildung 4**



Mittlere (a) C-Vorräte der lebenden ober- und unterirdischen Baumbiomasse (Lübeck: 2003, Göttingen: 2010, Mölln: 2009) und (b) C-Senkenstärke (Lübeck: 1992-2003, Göttingen: 2000-2010, Mölln: 1999-2009) von Kommunalwäldern, die nach dem integrativen Prozessschutz-Konzept bewirtschaftet werden. Die horizontalen Linien kennzeichnen die bundesweiten Durchschnittswerte der Inventurstudien 2008 (C-Vorrat: 2008, C-Fluss: 2002-2008; Oehmichen et al. 2011).

In Wäldern, die nach dem integrativen Prozessschutz-Konzept bewirtschaftet werden, konnten innerhalb von rund 10 Jahren die C-Vorräte der Laubbaumarten bei gleichzeitiger Zunahme der Waldfläche (Lübeck: +13 %; Mölln: +9 %) deutlich angehoben werden (s. Tab. 1). Der eigentliche hektarbezogene Vorratsaufbau in Mölln und Lübeck ist damit noch deutlich höher, da die Flächenzunahme in beiden Städten fast ausschließlich durch neue vorratsarme naturnahe Wiederbewaldungsflächen entstanden ist. Im Gegensatz dazu wurden die C-Vorräte im Nadelholz (v.a. Fichte) im Zuge der Waldumbaumaßnahmen abgebaut bzw. mit leichten Zunahmen mehr oder weniger konstant gehalten (v.a. Kiefer). Die Entwicklung zeigt die

konsequente Umsetzung des Bewirtschaftungsziels „Erhöhung der Naturnähe“ in den Wäldern der Prozessschutz-Waldbau Betriebe. Aufgrund der höheren C-Speicherung und in der Regel längerer Umtriebszeiten von Laubbäumen im Vergleich zu Nadelbäumen (Wirth et al. 2004a) kann somit die Erhöhung der Naturnähe in Wäldern als effiziente Klimaschutzmaßnahme betrachtet werden. Darüber hinaus wird die Anfälligkeit der Wälder gegenüber klimatischen Veränderungen mit zunehmender Naturnähe reduziert (SRU 2012a). Die Ergebnisse zeigen auch, dass durch diese ökologisch nachhaltige Bewirtschaftung nicht nur hohe C-Vorräte und eine hohe C-Senkenstärke (s. Abb. 2), sondern auch die Entwicklung von naturnahen Buchen-Edellaubwäldern gefördert wird. Im Gegensatz dazu wurden bundesweit zwischen 2002 und 2008 87 % des Zuwachses in Buchenwaldlebensräumen abgeschöpft (Polley et al. 2009). Als Folge davon ist die bundesweite, flächenbezogene, jährliche C-Speicherung der Buche für diesen Zeitraum negativ ( $-0,54 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ ). Dies ist allerdings nicht ausschließlich auf hohe Hiebsätze, sondern teilweise auch auf eine leichte Zunahme der Buchenwaldfläche (+5 %, v.a. junge Buchenbestände mit geringer Speicherleistung) zurückzuführen (Oehmichen et al. 2011).

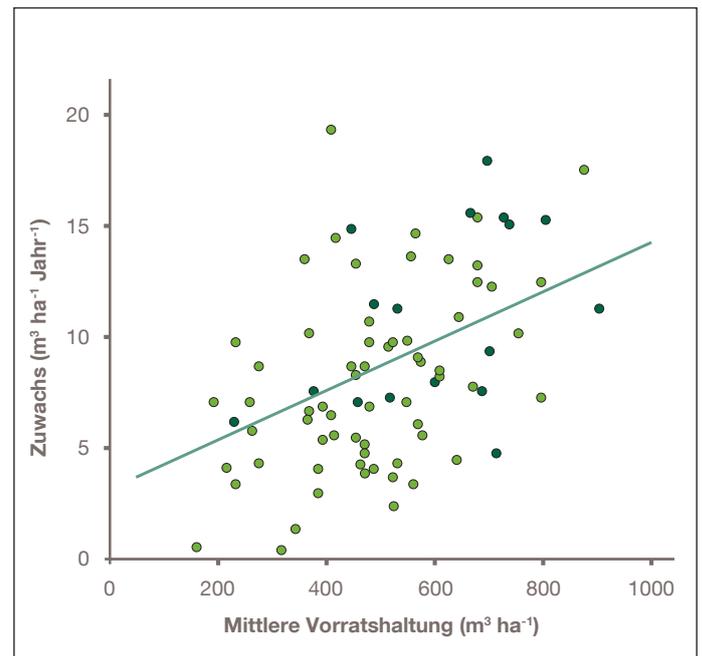
Neben der Minimierung der Bewirtschaftungsintensität lassen sich die C-Vorräte in der Biomasse durch eine Verlängerung der Umtriebszeit bzw. eine Verlängerung der durchschnittlichen Standzeiten ausgewählter zukünftiger Erntebäume (Z-Bäume) anheben. Daher werden im integrativen Prozessschutz-Waldbau hohe Zieldurchmesser (z. B. Buche: 65–70 cm, Eiche: 70–80 cm) bei gleichzeitig möglichst hohen Derbholtzvorräten festgesetzt. Dies ist ein wesentlicher Unterschied zu vielen Waldbaukonzepten, wo die Wertträger möglichst schnell den angestrebten

Zieldurchmesser erreichen sollen (z. B. soll die Buche auf guten Standorten den Zieldurchmesser von 65 cm in 100 Jahren erreicht haben (z. B. Wilhelm et al. 1999; Braun et al. 2006; BaySF 2011). Diese Strategie ist allerdings nach Auffassung der zitierten Autoren nur mit deutlich höheren Durchforstungsintensitäten bzw. mit einer hohen Anzahl zu entfernender Bäume (v. a. in der Auslesedurchforstung) zu erreichen (s. Wilhelm et al. 1999; BaySF 2011). Im Gegensatz dazu können durch eine deutliche Reduzierung der Durchforstungsintensität und -intervalle vorratsreiche und stabile Buchenwälder bei gleichzeitiger Dimensionierung von Wertholz aufgebaut werden (Sturm & Fichtner 2008; Fichtner et al. 2012; Sturm 2013b). Der bundesweite gegenwärtige Trend zu kürzeren Umtriebszeiten in Verbindung mit höheren Eingriffsintensitäten führt nicht nur zu einer Abnahme der Biomassepools, sondern auch zu durchschnittlich jüngeren Wäldern und damit zu einer Reduzierung der C-Sequestrierung im Wald (Schulze et al. 2000). Schulze und Körner (2012) prognostizieren für die vonseiten der Forstwirtschaft angestrebte Senkung der Umtriebszeit um rund 50 % (von durchschnittlich 125 Jahren auf 60 Jahre) eine Reduzierung des Holzvorrates um rund 1000 Mio. Festmeter in den nächsten 10 Jahren.

Darüber hinaus ist das Bestandes- und Baumalter ein Schlüsselfaktor zum Schutz der Wald-Biodiversität (z. B. Fritz et al. 2009; Moning & Müller 2009; Paillet et al. 2009; Brunet et al. 2010). Infolgedessen sind solche Maßnahmen wie die Absenkung der Umtriebszeiten auch für die Umsetzung von Naturschutzziele nicht akzeptabel. Eine Absenkung der Derbholzvorräte ist allerdings in der Regel auch mit einem Verzicht auf Bestandeszuwachs verbunden. Es gibt unterschiedliche Hinweise, dass das CO<sub>2</sub>-Bindungspotenzial von vorratsreichen naturnahen Beständen wahrscheinlich unterschätzt wird. Untersuchungen im Nationalpark Hainich (Hessenmöller et al. 2008), im Stadtwald Lübeck (Fichtner 2009; Sturm 2013a) und im Prozessschutzrevier Quierschied (Sturm 2010) zeigen, dass alte buchendominierte Laubholzbestände selbst bei hohen Derbholzvorräten noch hohe Zuwächse und damit eine hohe C-Senkenstärke erzielen. Ein Kulminationspunkt in der Bestandesproduktivität von vorratsreichen Buchenwäldern ist derzeit nicht zu erkennen (Abb. 5), da Buchen auch in naturnahen dichtbestockten Beständen mit einer vergleichsweise kleinen Baumkrone hohe Zuwächse erzielen können (Fichtner et al. 2013).

Als Gegenargument wird häufig die vermehrte Rotkernbildung in der älteren Buche angeführt, welche dann zu einer angeblichen Entwertung führe. In diesem Zusammenhang ist unumstritten, dass die Wahrscheinlichkeit der Rotkernbildung bei der Buche grundsätzlich mit dem Alter steigt. Dies ist aber grundsätzlich keine „Gefahr“ für den Förster, sondern kann vielmehr als Herausforderung hinsichtlich der Vermarktung betrachtet werden. Als Alternative zu verkürzten Umtriebszeiten kann primär eine Veränderung in der Vermarktungsstrategie ansetzen, zumal die Buche durch den Rotkern nicht entwertet wird, sondern nur eine andere Farbe bekommt. Dieses Farbspiel ist zurzeit in der Möbelbranche sogar eher nachgefragt. Eine veränderte Vermarktung hat zum Beispiel im

**Abbildung 5**



Beziehung zwischen dem Zuwachs (1992–2003) und dem Derbholzvorrat von bewirtschafteten (hellgrüne Punkte) und nicht-bewirtschafteten (dunkelgrüne Punkte) Waldmeister-Buchenwäldern (Bestandesalter 1992: 100–135 Jahre) auf Geschiebemergel im Stadtwald Lübeck.  $r$  = Korrelationskoeffizient nach Pearson.

Stadtwald Lübeck für das hochwertige Holz mit Kern denselben Preis wie für hochwertiges Holz ohne Kern erzielen lassen. Es erscheint daher wenig zweckmäßig, waldbauliche Strategien an kurzfristigen Vermarktungsproblemen zu orientieren. Gleichzeitig sichern langfristig festgesetzte, hohe Zieldurchmesser langfristig hohe Holzpreise und geringe Holzerntekosten (Sturm 2013b).

Darüber hinaus wird durch ältere Wälder bzw. höhere oberirdische Baumbiomassevorräte auch mehr Kohlenstoff in der unterirdischen Baumbiomasse gespeichert, und es ist davon auszugehen, dass dies mit einer Erhöhung der Bodenkohlenstoffvorräte (v.a. organische Auflage) und folglich einer potenziell längerfristigen C-Speicherung einhergeht (Schulze et al. 2000; Liski et al. 2002, s. Kapitel 5.4). Vor allem im Hinblick auf stabile Kohlenstoffvorräte im Boden sind längere Standzeiten der Z-Bäume und damit eine Minimierung von anthropogenen Störungen von großer Bedeutung (Jandl et al. 2007). Neben einer geringen Frequentierung sind hierbei auch schonendere Erntemethoden wie große Rückegassenabstände (z.B. Prozessschutz-Waldbau: mind. 40 m) und weitestgehende Vermeidung von schweren Maschinen zu benennen. Außerdem steigt hierdurch auch die produktive Waldfläche, da jede Rückegasse auch eine verminderte Produktionsfläche bedeutet. Durch den deutlich reduzierten Mechanisierungsgrad im integrativen Prozessschutz-Waldbau verringert sich zusätzlich die Menge an eingesetzter Energie insgesamt, aber auch pro Festmeter geerntetem Holz, was im Hinblick auf THG-Emissionen positiv zu bewerten ist.

Aktuelle Untersuchungen der Universität Aachen zu Unterschieden in der Sommertemperatur in Bodennähe und der damit einhergehenden Höhe der Wasserverdunstung zwischen naturfernen, intensiv bewirtschafteten Nadelwaldforsten (> 40 °C) und naturnahen, extensiv bewirtschafteten Buchenwäldern (30 °C) lassen vermuten, dass die C-Speicherung in der Bestandesbiomasse durch eine Extensivierung der Bewirtschaftung bei gleichzeitiger Förderung der natürlichen Baumarten positiv beeinflusst werden kann. Vor dem Hintergrund einer zunehmenden Sommertrockenheit spielt dieser Aspekt eine wichtige Rolle.

### 5.3.2 Totholz

Im Gegensatz zur Biomasse lebender Bäume lassen sich in vergleichsweise kurzer Zeit die Totholzvorräte im Wirtschaftswald durch Zulassen von natürlichen Störungen und Nicht-Nutzung der anfallenden Totholzmengen aufbauen (von Steen 2012; Sturm 2013a). In buchendominierten Wäldern wird die Aufbaurrate auf  $1 \text{ m}^3 \text{ Jahr}^{-1}$  geschätzt (Meyer & Schmidt 2011). Allerdings spielt das Totholz in Bezug auf die ökosystemaren C-Pools eine eher untergeordnete Rolle und ist vielmehr im Hinblick auf die Biodiversität und den Nährstoffhaushalt von großer Bedeutung. Analog zur lebenden Baumbiomasse ist die C-Senkenstärke des Totholzes mit 0,15 bis  $0,20 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  in den nach dem integrativen Prozessschutz-Konzept bewirtschafteten Wäldern Lübeck und Göttingen fast doppelt so hoch wie im bundesweiten Durchschnitt (2002–2008:  $0,09 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ ). Eine Ausnahme bildet das nadelholzdominierte Stadforstamt Mölln, das mit  $0,07 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  knapp den bundesweiten Durchschnittswert erreicht. Die vergleichsweise etwas höheren bundesweiten C-Vorräte im Totholz (BRD 2008:  $3,25 \text{ t C ha}^{-1}$ ; Göttingen 2010:  $2,7 \text{ t C ha}^{-1}$ ; Lübeck 2003:  $2,4 \text{ t C ha}^{-1}$ ; Mölln:  $1,5 \text{ t C ha}^{-1}$ ) sind vor allem auf Unterschiede in der Aufnahmemethodik und zum Teil auf die durch Schadereignisse (v.a. bei Nadelbäumen) angestiegenen Totholzmengen zurückzuführen (Dunger et al. 2009). Während sich die Totholzmengen der untersuchten Stadforstämter nur aus stehendem und liegendem Totholz zusammen-

setzen, sind in dem Wert der Inventurstudie 2008 (ISO8) auch Stubben enthalten, die einen erheblichen Anteil an der Gesamtotholzmenge ausmachen (Oehmichen et al. 2011; Wördehoff et al. 2012). Auch in Bezug auf den Totholz-Pool ist ein eindeutiger Vergleich eingeschränkt, wobei sich hier ebenfalls eine positive Wirkung einer Eingriffsextensivierung abzeichnet.

## 5.4 Einfluss der Bewirtschaftung auf die Höhe der Bodenkohlenstoffvorräte

Das Verhältnis zwischen der Menge an Kohlenstoff im Boden und an Kohlenstoff in der Vegetation (lebende Baumbiomasse) unterscheidet sich deutlich: Findet man in tropischen Wäldern ein Verhältnis von ca. 2:3 vor, so wird in borealen Wäldern etwa 4-mal mehr Kohlenstoff im Boden gespeichert als in der Vegetation. In den Wäldern der gemäßigten Zone hingegen ist das Verhältnis von im Boden gebundenen Kohlenstoff und in der Baumbiomasse (ober- und unterirdisch) gebundenen Kohlenstoff in etwa gleich (Price et al. 2012). Generell bestehen zwischen Laub- und Nadelwäldern Unterschiede im Hinblick auf die C-Speicherung im Boden: In flachwurzelnenden Nadelwäldern wird der Kohlenstoff eher in oberen Bodenschichten angereichert und gelangt weniger in tiefe Mineralbodenschichten (Jandl et al. 2007; Gleixner et al. 2009). Im Gegensatz dazu wird der Kohlenstoff in Laubwäldern tendenziell in tieferen Schichten des Mineralbodens festgelegt und ist folglich weitaus weniger anfällig für exogene Störungen (Gleixner et al. 2009).

Inwieweit die Bewirtschaftung einen Einfluss auf die Höhe der Bodenkohlenstoffvorräte besitzt, muss differenziert betrachtet werden. Primär wird der Kohlenstoffgehalt des Bodens von zahlreichen klimatischen und edaphischen Rahmenbedingungen (z. B. Tongehalt, pH-Wert, Nährstoffverfügbarkeit, Feuchtigkeit, Sauerstoffverfügbarkeit) sowie von den chemischen Eigenschaften des Kohlenstoffs bestimmt (Gleixner et al. 2009; Jandl et al. 2007). Neben den ober- und unterirdischen Biomassevorräten können die edaphischen Bedingungen und somit vor allem die C-Vorräte in der organischen Auflage direkt oder indirekt durch die Art und Intensität der Bewirtschaftung beeinflusst werden (Jandl et al. 2007; Nave et al. 2010; Grüneberg et al. 2013). Im Vergleich zu buchendominierten Altersklassenwäldern speichern buchen-dominierte Naturwälder oder extensiv bewirtschaftete (Einzelbaumnutzung), strukturreiche Buchenwälder mehr Kohlenstoff in der organischen Auflage (Grüneberg et al. 2013). Da Kohlenstoff in erster Linie durch die Streu (*leaf & debris fall*) und durch den Wurzelumsatz in den Boden gelangt (Nave et al. 2010) führen hohe Biomassevorräte und baumartenreiche Bestände tendenziell zu höheren C-Vorräten in der organischen Auflage (Vesterdal et al. 2013). Darüber hinaus werden durch reduzierte mechanische Störungen (z. B. Art und Intensität der Holzernte) Abbauprozesse verringert. Infolgedessen ist die Minimierung von anthropogenen Störungen, v.a. im Hinblick auf die Strukturentwicklung und den Boden, ein Schlüsselfaktor zum Schutz des labilen C-Speichers der organischen Auflage (Jandl et al. 2007).

Bezüglich der Frage, inwieweit die forstliche Bewirtschaftung auch einen Einfluss auf den Kohlenstoff im Mineralboden hat, bestehen unterschiedliche Meinungen in der Literatur. Unumstritten ist, dass dieser aber deutlich geringer ist als der Einfluss auf die organische Auflage (Jandl et al. 2007; Nave et al. 2010). Darüber hinaus variiert der Einfluss mit der Bodentiefe, wobei die oberen Horizonte anfälliger zu sein scheinen als tiefere Horizonte. Es gibt zahlreiche Anhaltspunkte, dass der Einfluss auf den Mineralboden zu vernachlässigen ist bzw. von anderen Faktoren überlagert wird (z. B. Mund 2004; Mund 2010; Wäldchen et al. 2013). Eine

Ausnahme bilden sehr intensive und naturferne Bewirtschaftungsmethoden (z. B. Kahlschlag, Oberbodenabtrag oder Düngung), die zu einer signifikanten Reduzierung der C-Vorräte im Mineralboden führen (Nave et al. 2010). Sicher scheint zu sein, dass es nicht möglich ist, den Kohlenstoffgehalt des Mineralbodens durch eine Änderung der Bewirtschaftung in kurzer Zeit deutlich zu erhöhen (Mund 2004; Grüneberg et al. 2013).

Nach unserem Wissen gibt es bisher für unsere Breiten noch keine Untersuchung, die eindeutig zeigt, dass die forstliche Bewirtschaftung einen Einfluss auf die C-Speicherung im Mineralboden hat. Ausdrücklich sollte an dieser Stelle jedoch erwähnt sein, dass es gleichermaßen keinen eindeutigen Beweis gibt, dass Bewirtschaftung keinen Effekt auf den Mineralboden hat! In diesem Zusammenhang sei ebenfalls darauf hingewiesen, dass der derzeitige Kenntnisstand zum Bodenkohlenstoff (v.a. Mineralboden) begrenzt ist. So beruhen viele Schlussfolgerungen auf Untersuchungen in Wäldern, die auf mitteleuropäische Verhältnisse wahrscheinlich nur eingeschränkt übertragbar sind. Zudem verläuft die C-Dynamik in Waldböden in der Regel sehr langsam (v.a. die Entstehung von stabilem Kohlenstoff), sodass signifikante Effekte erst langfristig zu erkennen sind (Liski et al. 2002; Jandl et al. 2007). Darüber hinaus liegen bisher nur wenige Untersuchungen für tiefere Schichten des Mineralbodens vor. Unbestritten ist, dass weitere Untersuchungen zum Bodenkohlenstoff notwendig sind, um gesicherte Erkenntnisse ableiten zu können.

## 5.5 Zielvorräte

Bei den gegenwärtigen durchschnittlichen Holzvorräten in Deutschland wird das CO<sub>2</sub>-Senkenpotenzial der Wälder bei Weitem nicht optimal genutzt. Ein häufig aufgeführter Einwand gegen eine Vorraterhöhung ist die Gefährdung der Bestandessicherheit. Wie in den Kapiteln 5.1 bis 5.3 ausführlich dargestellt, muss hier eine differenzierte Betrachtung erfolgen. Zur Umsetzung der nationalen Klimaziele sind demnach Holzvorräte zu identifizieren, die eine **ökologisch** nachhaltige und hohe C-Speicherung gewährleisten.

Die Zielvorratsdefinition von Altersklassenwäldern (z. B. Kramer 1980) ist im Kontext der naturnahen Waldbewirtschaftung irreführend, da nach diesen Bewirtschaftungsformen in der Regel eine dauerhafte Bestockung mit stark dimensionierten Bäumen angestrebt wird (z. B. Möller 1922; Korpel' 1992; Leibundgut 1993; Sturm 1993). Aus diesem Grund wird der Begriff Zielvorrat hier auf folgende Weise modifiziert: *Der Zielvorrat ist derjenige Vorrat, der sich aufgrund einer dauerwaldartigen Bestockung ergibt, bei der auf jeder Fläche möglichst alle Altersstufen in kleinflächigen Mischungsformen vorhanden sind.*

Die Höhe der Zielvorräte kann nicht pauschalisiert werden, sondern muss an die jeweiligen abiotischen und biotischen Rahmenbedingungen angepasst werden. Eine Orientierung an Ur- oder Naturwaldvorräten ohne Regionalbezug erscheint den Verfassern nicht ausreichend, da sie in der Regel nicht den regionalen bzw. lokalen Bezug (Klima- und Standortverhältnisse, Waldgesellschaft und Waldentwicklungsphase sowie Bewirtschaftungshistorie) gewährleisten und somit meist nicht hinreichend das jeweilige Wachstumspotenzial repräsentieren. Vielmehr sind die Wuchsleistungen der regionalen, nicht-bewirtschafteten Waldgesellschaften als Referenz für naturnahe Wirtschaftswälder geeignet, da sie sowohl die jeweiligen lokalen standörtlichen Gegebenheiten als auch die Waldgeschichte im jeweiligen Forstbetrieb abbilden. Allerdings muss zur Ableitung von Zielvorräten die Baumartenzusammensetzung der Wirtschaftswälder statis-

tisch repräsentativ in den Referenzflächen abgebildet sein (Sturm 2013a, 2013b). Dies bedingt v.a. eine großflächige Ausweisung der häufig flächenmäßig unterrepräsentierten zonalen Waldgesellschaften (z. B. Buchenwälder).

In naturnah bewirtschafteten Wäldern ist es sinnvoll, Holzvorräte aufzubauen, die sich in der Schwingungsbreite (Zuwachs - Mortalitätsrate) der Referenzflächen bewegen. Statische Angaben zur Höhe der „klimaökologisch-optimalen“ Holzvorräte erscheinen hier weniger zielführend, da sie die individuelle Wachstumsdynamik von Wäldern nur unzureichend abbilden. Aus diesem Grund werden als Zielvorräte für naturnahe ungleichaltrige Wirtschaftswälder 70 bis 80 % der durchschnittlichen regionalen Derbholtzvorräte von Referenzflächen vorgeschlagen.

Referenzflächen, in denen die regionale, natürliche Waldentwicklung sichtbar wird, sind nicht nur eine wichtige Voraussetzung zur Ableitung von Zielvorräten und naturnahen Bewirtschaftungsstrategien, sondern ermöglichen auch eine kontinuierliche Validierung von Managementmaßnahmen (z. B. Anpassung an Klimaveränderungen). Darüber hinaus speichern sie, v.a. aufgrund der hohen Holzvorräte, große Mengen an Kohlenstoff. Beispielsweise liegen die durchschnittlichen Derbholtzvorräte von kurzfristig (12 Jahre; RF-12) und langfristig (> 50 Jahre; RF-50) nicht-bewirtschafteten Buchenwäldern der Optimalphase (Bestandesalter: 110–145 Jahre) im Stadtwald Lübeck 25 bis 62 % über den Werten von entsprechenden bewirtschafteten Wäldern (WW:  $485,1 \pm 154,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ; RF-12:  $608,8 \pm 174,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ; RF-50:  $784,6 \pm 315,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ; Fichtner 2009). Die durchschnittlichen Derbholtzvorräte haben in den Referenzflächen zwischen 1992 und 2003 um  $161 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (RF-12) bzw.  $224,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (RF-50) zugenommen, wobei die Zuwachseleistungen der nicht-bewirtschafteten Buchenwälder tendenziell über den Werten der Wirtschaftswälder lagen (Fichtner 2009). Auch in 70- bis 95-jährigen Buchenwäldern liegen die mittleren Derbholtzvorräte der Referenzflächen mit  $434,5 \pm 26,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (+15 %; RF-12) und  $600,8 \pm 171,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (+59 %; RF-50) deutlich über den Werten der Wirtschaftswälder (WW:  $378,2 \pm 142,0$ ). Somit können Referenzflächen auch einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz leisten.

## 5.6 Holzverwendung

Die Intensität der Waldbewirtschaftung steuert die Entwicklung in den unterschiedlichen Speichern (Wald vs. Holzprodukte). Die derzeit von der Waldstrategie 2020 (BMELV 2011) angestrebte Nutzungsintensivierung bzw. der angestrebte Vorratsabbau führt zu einer Verlagerung in den Produktspeicher. Die Verlagerung außerhalb des Ökosystems Wald und die damit einhergehende (potenzielle) Erhöhung der Holzverwendung hat aber nur dann eine positive Wirkung, wenn gleichzeitig innerhalb des Ökosystems möglichst hohe Biomassevorräte, bodenschonende Ernteverfahren und eine effektive Holzverwendung (langlebige Holzprodukte und Kaskadennutzung) gewährleistet sind (Mund 2010). Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 2012a) weist in diesem Kontext darauf hin, dass die „(...) verschiedenen Ansätze zur Berechnung der Klimabilanz von Holzprodukten maßgeblich dadurch beeinflusst (...)“ sind, „(...) wer diese Berechnungen mit welchem Ziel durchführt (...)“. Der SRU stellt weiterhin fest: „Grundsätzlich ist eine vollständige und verbindliche Berücksichtigung der gesamten Kohlenstoffspeicherleistung der Wälder in der THG-Bilanzierung anzustreben, um die Erhaltung und den weiteren Aufbau der natürlichen Speicher mit der stofflichen und energetischen Nutzung gleichzustellen.“ Es werden zahlreiche Aspekte benannt, die zu unvollständigen Bilanzierungen der Speicherleistung in Wäldern führen. Neben der fehlenden Einbeziehung des Kohlenstoffs im Totholz und in Böden

werden die Emissionen, die z. B. bei der Holzernte, dem Transport und der Aufbereitung ausgestoßen werden, häufig vernachlässigt. Weiterhin werden jene THG-Emissionen aus dem Waldboden, die als Folge einer intensiven (Energie-)Holzernte entstehen, bei Bilanzierungen häufig nicht berücksichtigt. Darüber hinaus sind die THG-Emissionen, die durch die Verbrennung von Scheitholz (Ofenheizung) entstehen, zu berücksichtigen (s. Schulze & Schulze 2013). Infolgedessen wird „(...) die rechnerische Treibhausgas-Bilanz der wirtschaftlichen Holznutzung tendenziell verbessert“ (SRU 2012a).

Die C-Sequestrierung durch die lebende Biomasse kann in Abhängigkeit der natürlichen Zersetzungsdauer von Totholz oder der Nutzungsdauer von Holzprodukten verlängert werden. Wie lange Kohlenstoff in Holzprodukten gebunden bleibt, ist im Wesentlichen von der Verwendung des Holzes und damit von der Art der Nutzung abhängig (Profft 2010). Die exakte Verweildauer des Kohlenstoffs im Totholz ist aufgrund der komplexen biotischen und abiotischen Interaktionen nur schwer zu quantifizieren. Derzeitige Schätzungen bewegen sich in einer Zeitspanne (nach der 95 % der Ausgangsmasse abgebaut sind) von 25 bis 67 Jahren für Stammholz von Laubbaumarten und 45 bis 150 Jahren für Stammholz von Nadelbaumarten (Angaben aus Mund 2010). Für die Buche werden Werte zwischen 30 und 50 Jahren, für die Eiche Werte von mehr als 50 Jahren genannt (z. B. Meyer et al. 2009; Müller-Using & Bartsch 2009; Profft et al. 2009). Manche Studien weisen aber darauf hin, dass die Verweildauer von Totholz bisher unterschätzt wurde (Meyer et al. 2009; Mund 2010). Im Vergleich zum Totholz im Wald ist die durchschnittliche Dauer der C-Bindung in Holzprodukten relativ gering. Schätzungen gehen davon aus, dass das in Holzprodukten gebundene CO<sub>2</sub> nach relativ kurzer Zeit wieder freigesetzt wird. Die mittlere Verweildauer (MRT *mean residence time*) von Kohlenstoff in Holzprodukten, d.h. die Zeitspanne, nach der 63 % der Ausgangsmenge an organischen Kohlenstoffverbindungen abgebaut und damit freigesetzt wurden (Mund et al. 2006), beläuft sich im Durchschnitt aller Holzprodukte auf rund 10 bis 20 Jahre (Mund & Schulze 2006; Profft et al. 2009), wobei eher ein Trend zu 10 Jahren zu vermuten ist. Beispielsweise ist in Schleswig-Holstein nach Angaben von Würdehoff et al. (2012) über die Hälfte des in Laubbäumen gebundenen CO<sub>2</sub> nach kurzer Zeit (MRT 1–3 Jahre) wieder an die Atmosphäre abgegeben. Infolgedessen lässt sich nicht ausschließen, dass die Verweildauer von Kohlenstoff in Holzprodukten im Durchschnitt unter den Abbauraten von Totholz liegt. Vor diesem Hintergrund ist auch in diesem Kontext eine differenzierte Betrachtung in der gegenwärtigen Klimadiskussion wünschenswert. Allerdings ist analog zum Totholz eine genaue Quantifizierung des Kohlenstoffs im Holzsektor nur eingeschränkt möglich und unsicher. Die Unsicherheiten beruhen unter anderem darauf, dass die wenigen bisherigen Ergebnisse auf unterschiedlichen Berechnungsmodellen beruhen und die tatsächliche Rückverfolgung aufgrund der unübersichtlichen, langen Produktionsketten und der eventuellen Wiederverwendung des Holzes äußerst schwierig ist (Profft et al. 2009; Mund 2010).

Ein optimales Potenzial des Produktspeichers ergibt sich aus der Kaskadennutzung, d.h. eine stoffliche Nutzung von langlebigen Holzprodukten mit darauf folgender energetischer Nutzung (z. B. Schulze 2013). Dieses Optimum weicht aber in der Regel weit von tatsächlichen Effekten ab, da ein Großteil der Sortimentsstruktur kurzlebige Holzprodukte (z. B. Brennholz, Pellets, Papier, Pappe und Kartonagen) umfasst, wovon ein hoher Anteil zur direkten energetischen Nutzung (energetische Nutzung ohne stoffliche Nutzung) bestimmt ist. Aufgrund der hohen Energieholznachfrage wird auch zunehmend Waldrestholz (z. B. Kronenholz) genutzt, was zu erheblichen Verlusten an Kationen im Waldboden führt. Als Folge davon sind Kompensationskalkungen notwendig, durch die Bodenkohlenstoffvorräte abgebaut, Nitrat-Auswaschungen erhöht und zusätzliche Lachgas-Emissionen verursacht werden (Schulze & Körner 2012). Dieser

Trend wird durch vollmechanisierte Holzernteverfahren forciert, da somit eine „rentable“ Nutzung von schwachen Bäumen und die Vollbaumnutzung ermöglicht werden. Demzufolge werden die langfristigen CO<sub>2</sub>-Einsparungseffekte tendenziell überschätzt. Dies unterstreicht der bundesweit ansteigende Trend hinsichtlich des Anteiles an Energieholz. Mittlerweile wird Holz in Deutschland im Durchschnitt überwiegend energetisch und nicht stofflich genutzt. Im Vergleich zu 2002 mit 26 % hat sich der Anteil im Jahr 2010 (50,6 %) verdoppelt; für die nächsten Jahre wird ein weiterer Anstieg prognostiziert (Mantau 2012). Eine nachhaltige und effiziente C-Bindung in Holzprodukten findet demnach in vielen Fällen nicht statt. Die tatsächlichen Substitutionseffekte sind wahrscheinlich auch weit geringer, als gegenwärtig allgemein angenommen, da durch die direkte Verbrennung von Scheitholz in Privathaushalten zusätzliche klimawirksame Emissionen (z. B. Methan, Stickoxide oder Feinstaub) entstehen (Haakonson & Kvingedal 2001 zit. in Schulze & Schulze 2013) und der Anteil der „Lifestyle-Brenner“ ständig steigt (Schuessl 2013). Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass eine Intensivierung der Energieholznutzung zu erheblichen ökosystemaren und den damit verbundenen klimatischen Konsequenzen führen kann. Als ökosystemare Folgen sind beispielsweise jüngere Wälder, reduzierte Biomassepools, erschöpfte Bodennährstoffvorräte und der Verlust an Ökosystemfunktionen zu nennen. Die klimatischen Konsequenzen betreffen eine geringere C-Sequestrierung, verstärkte THG-Emissionen als Folge steigender Düngung sowie eine erhöhte Vulnerabilität der C-Vorräte (Schulze et al. 2012). Infolgedessen ist die zunehmende Bereitstellung von Holz-Biomasse zur direkten Verwendung als Energiequelle weder aus klimatischer (Walmsley & Godbold 2010; Böttcher et al. 2012; Schulze & Körner 2012; Schulze et al. 2012; Schulze & Schulze 2013) noch aus naturschutzfachlicher (Bauhus et al. 2009; Brunet et al. 2010; Verkerk et al. 2011) Sicht zielführend und widerspricht den Zielen der Reduzierung von THG-Emissionen. Mund (2004) weist darauf hin, dass das Verbleiben von Totholz und Ernterückständen den oberirdischen C-Pool und ebenso den C-Vorrat im Boden erhöhen kann. Im Gegensatz dazu konnten Kahl et al. (2012) keine erhöhten Bodenkohlenstoffwerte unter Buchen-Totholz nachweisen.

Ein wesentliches Wirtschaftsziel im integrativen Prozessschutz-Waldbau ist die Erzeugung von starkem Wertholz. In den Stadtwäldern Lübeck und Göttingen beläuft sich der derzeitige Anteil an Wertholz auf rund 8 % und liegt somit weit über dem bundesweiten Durchschnitt von rund 1 % (Levin 2013). Die Auswirkungen des integrativen Prozessschutz-Waldbaus auf die anfallenden Holzsortimente und die damit verbundene Dauer der C-Speicherung in Holzprodukten ist in Tabelle 4 dargestellt. Beispielsweise konnte die Relation zwischen langlebigen und kurzlebigen Holzprodukten im Stadtwald Lübeck nach rund 20 Jahren zugunsten deutlich höherer Sortimentsanteile langlebiger Holzprodukte (Buche/Eiche: 60 bis 83 %, Nadelbaumarten: 84 %) und damit zu einem höheren Klimaschutzbeitrag verschoben werden. Erwartungsgemäß ist auch der Anteil langlebiger Holzprodukte im Nadelholz bei den Stadtforstämtern Göttingen und Mölln mit 61 bis 65 % vergleichsweise hoch. In Bezug auf die Laubbaumarten weist Göttingen ein ausgeglichenes Verhältnis auf, während in Mölln der Anteil langlebiger Holzprodukte in der Eiche ebenfalls bei rund 50 % liegt und in der Buche bei 36 %. Die vergleichsweise hohen Anteile an Brennholz in Mölln sind damit zu erklären, dass in den letzten Jahren mit Brennholzzelbstwerbern sehr viele Läuterungsrückstände aufgeholt und einige Kilometer Waldränder gestaltet wurden. In den regulären Einschlägen liegt der Brennholzanteil weit unter 60 %.

Die Fokussierung auf die Erzeugung von Starkholz mit möglichst hohen Anteilen an Wertholz stellt somit eine klimafreundliche Alternative für den Forstbetrieb dar (s. Tab. 4). Durch eine Starkholzanreicherung (v.a. mit Laubbäumen) und die damit einhergehenden längeren Produk-

tionszeiträume werden nicht nur andere Vermarktungsstrategien ermöglicht, sondern auch die betriebswirtschaftliche Flexibilität gegenüber Preisschwankungen am Holzmarkt wird erhöht. So konnte z. B. das Stadtforstamt Göttingen in den letzten Jahren durchschnittlich 60 % höhere Holzerlöse pro Kubikmeter erzielen als in den übrigen niedersächsischen Kommunalwäldern. Gleichzeitig lagen die Ausgaben 57 % unter dem landesweiten Durchschnitt der Kommunalwälder (Levin 2013). Auch das Stadtforstamt Lüneburg konnte in den Jahren 2010 bis 2012 doppelt so hohe Eichenstammholzpreise erzielen wie vergleichbare andere Betriebe. Dieser Sachverhalt zeigt, dass Managementstrategien, die sich nicht an kurzfristigen Holzmarktentwicklungen orientieren, sondern den Aufbau von naturnahen alten und vorratsreichen Laubwäldern favorisieren, nicht nur zu zahlreichen ökologischen, sondern auch zu langfristig ökonomischen Vorteilen führen können (Sturm & Kaiser 1999; Fähser et al. 2008). Im Gegensatz dazu besteht die Gefahr, dass aufgrund der bundesweiten hohen Vornutzungssätze zur Deckung der Brennholznachfrage das vorrangige forstliche Zielprodukt, starkes Stammholz mit (sehr) guter Qualität, zunehmend vernachlässigt wird. In diesem Zusammenhang erscheint es zudem zielführend, verstärkt Nutzungsperspektiven von Laubholz zu entwickeln (v.a. durch Forschungs- und Innovationsförderung), sodass sich zunehmend klassische Nadelholzsegmente durch die Verwendung von Laubholz ersetzen lassen (z. B. Buche anstatt Fichte als Konstruktionsholz).

Tabelle 4

Holzprodukte	MRT (Jahre)	Stadtwald Lüneburg (2010–2013)			Stadtwald Göttingen (2002–2012)				Stadtwald Mölln (2010–2013)		
		Buche	Eiche	Nadelb.	Buche	Eiche	Edellaubb.	Nadelb.	Buche	Eiche	Nadelb.
Brennholz, Pellets	1	20	12	3	52	51	50	35	64	48	–
Papier, Pappe, Kartonagen	3	5	3	8	–	–	–	–	–	4	27
Paletten, Masten, Ramppfähle	11	15	2	5	–	–	–	–	–	–	12
Möbel, Holzwerkstoffe	25	40	18	8	48	49	50	–	36	16	2
Fußböden, Parkett	43	20	60	–	–	–	–	–	–	12	–
Bauholz	51	–	5	76	–	–	–	65	–	20	59
Kurzlebige Holzprodukte	1-11	40	17	16	52	51	50	35	64	52	39
Langlebige Holzprodukte	25-51	60	83	84	48	49	50	65	36	48	61

Relativer Anteil von Holzsortimenten in Abhängigkeit der mittleren Verweildauer (mean residence time MRT, nach Mund et al. 2006) von Stadtforstämtern, die nach dem integrativen Prozessschutz-Konzept wirtschaften. Die Angaben beziehen sich auf einen stark vereinfachten Holzverwendungsschlüssel, da ein verwendungsbezogener Holzverkauf in den meisten Fällen nicht stattfindet und somit die genaue Rückverfolgung des Holzes nur sehr schwer möglich ist.

## 6. Indikatoren und Handlungsoptionen für einen langfristigen Klimaschutz

Eine Waldwirtschaft, die als vorrangiges Ziel die Erhaltung der Ökosystem-Funktionalität verfolgt, leistet vor allem **langfristig** einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz. In diesem Zusammenhang sind Bewirtschaftungsoptionen zu favorisieren, die sowohl eine verstärkte C-Speicherung innerhalb des Ökosystems als auch eine Erhöhung des Anteils langlebiger Holzprodukte favorisieren. Eine verstärkte Bereitstellung von Holz zur energetischen Nutzung sowie eine Fokussierung auf den Produktspeicher sind aus klimaökologischer Sicht langfristig nicht zielführend. Aus diesem Grund werden folgende Indikatoren und Handlungsoptionen für Wirtschaftswälder in Bezug auf einen langfristigen Klimaschutz zur Diskussion gestellt.

Das Potenzial von Wirtschaftswäldern zum langfristigen Klimaschutz lässt sich z. B. von folgenden Indikatoren ableiten:

- ▶ Naturnähe der Vegetationszusammensetzung
- ▶ Holzvorrat (Alter)
- ▶ Anteil an starkem wertvollen Holz.

Gleichzeitig integrieren diese Indikatoren Schlüsselaspekte für den Schutz der Biodiversität im Wald und für die Erholung der Bevölkerung.

Im Gegensatz zu Maßnahmen im Energiesektor (z. B. Erhöhung der Energieeffizienz) lassen sich die folgenden Handlungsoptionen relativ schnell vonseiten der Forstwirtschaft umsetzen:

**(i) Erhöhung der Naturnähe durch Förderung der natürlichen Entwicklungsdynamik im Rahmen der forstlichen Bewirtschaftung:** Die Vulnerabilität von Wäldern gegenüber stochastischen, exogenen Störungen steht in einem positiven Zusammenhang mit der Naturnähe von Wäldern. Aus diesem Grund sind die Förderung der natürlichen Entwicklungsdynamik und der Schutz der Wald-Biodiversität im Rahmen der forstlichen Bewirtschaftung Schlüsselfaktoren zur Erhöhung der Ökosystemstabilität (Mori 2011; MacDougall et al. 2013). Infolgedessen ist der Aufbau und Erhalt von naturnahen und artenreichen Wäldern langfristig die risikoärmste Strategie zur Gewährleistung einer langfristigen C-Sequestrierung in bewirtschafteten Waldökosystemen. Entscheidende Voraussetzungen zur Etablierung einer artenreichen, autochthonen Gehölzflora sind effiziente und ökologische Jagdpraktiken sowie zeitgemäße Jagdrechte (BfN 2008; Fichtner et al. 2011). Ein anthropozentrischer Ansatz zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit der Wälder an klimatische Veränderungen durch Pflanzung von allochthonen Baumarten wie Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) oder Küsten-Tanne (*Abies grandis*) ist voraussichtlich langfristig nicht zielführend. Vielmehr hat sich die Natur als „Experte“ über Jahrtausende, auch ohne Fürsorge des Menschen, durch erfolgreiche Evolution und Selektion bewährt.

**(ii) Erhalt und Aufbau der Biomassevorräte durch Eingriffsminimierung:** Eine zunehmende Intensivierung der Waldnutzung gefährdet die C-Sequestrierung in Wirtschaftswäldern. Aufgrund der zentralen Bedeutung der Biomassepools für den Klimaschutz sind möglichst hohe Biomassevorräte in Kombination mit möglichst langen ökosystemaren Verweildauern anzustreben. Eine Erhöhung der oberirdischen Baumbiomasse führt zu höheren C-Vorräten in der unterirdischen Baumbiomasse. Darüber hinaus führt eine Erhöhung der oberirdischen Baum-

biomasse in der Regel zu höheren Totholz mengen (Christensen et al. 2005). Die Vulnerabilität der C-Vorräte der Baumbiomasse ist nicht *per se* von deren Höhe, sondern vielmehr von der Naturnähe und Struktur der Waldbestände abhängig. Insofern fungieren alte und vorratsreiche Wälder immer noch als effektive C-Senken, solange eine natürliche Bestockung und Struktur-entwicklung gewährleistet ist (z. B. Luyssaert et al. 2008). Mitteleuropäische naturnahe ungleichaltrige Wälder sind nach derzeitigem Kenntnisstand auch bei hohen Biomassevorräten im Allgemeinen nicht durch großflächige Zusammenbrüche gefährdet (z. B. Mund 2010; Jacob et al. 2013; Rugani et al. 2013).

Als Zielvorräte für naturnahe ungleichaltrige Wirtschaftswälder werden 70 bis 80 % der durchschnittlichen regionalen Derbholzvorräte nicht-bewirtschafteter Wälder (Referenzflächen) vorgeschlagen. Die Zielvorräte sind für die jeweiligen Waldgesellschaften zu benennen. Zur Ableitung der Zielvorräte sind statistisch repräsentative, nicht-bewirtschaftete Referenzflächen, die das regionale Wachstumspotenzial der jeweiligen Waldgesellschaften abbilden, geeignet. Für die Umsetzung der Zielvorräte sind allerdings durchschnittlich ältere Wälder mit einer längeren Kontinuität an waldökosystemaren Entwicklungen notwendig. Dies ist durch eine deutliche Reduzierung von Eingriffen (Minimierung der Eingriffsstärke und -intervalle durch eine starke Absenkung der Anzahl zu entfernender Bäume), nachhaltige Hiebsätze, möglichst lange durchschnittliche Standzeiten von Z-Bäumen mit hohen Zieldurchmessern bzw. einer hohen Anzahl an starkdimensionierten Bäumen zu realisieren. Aufgrund der zeitlich und räumlich beschränkten C-Speicherung in der Biomasse („*rezyklierendes Kapital*“, siehe Körner 2009), ist es von großer Bedeutung, die C-Vorräte auf Landschaftsebene auf einem möglichst hohen Niveau nachhaltig zu halten bzw. nicht zu reduzieren.

**(iii) Klimafreundliche Holznutzung durch Wertholzerzeugung und effiziente Holzverwendung:** Neben der C-Sequestrierung im Wald spielt die C-Speicherung in Holzprodukten eine wichtige additive Rolle. Allerdings kann eine (verstärkte) Holznutzung die damit verbundene Reduzierung der C-Sequestrierung innerhalb des Ökosystems nicht kompensieren. Aus klima-ökologischer Sicht ist die stoffliche Verwertung von Holz der energetischen Verwertung weitaus überlegen. Die Bedeutung des Produktspeichers wird maßgeblich von der Bewirtschaftung bzw. der Sortimentsstruktur (Dimension und Qualität) bestimmt. Daher sind Bewirtschaftungsstrategien, welche die Erzeugung von starkem, wertvollen Holz zur Verarbeitung von langlebigen Holzprodukten favorisieren, Ansätzen mit verstärkter Bereitstellung von Energieholz (hohe Hiebsätze im schwachen und mittleren Baumholz im Zuge der Auslesedurchforstung) überlegen.

Zusätzlich liegt ein Potenzial der Holznutzung in der Substitution fossiler Energieträger durch den nachwachsenden Rohstoff Holz. Allerdings können diese Substitutionseffekte nur dann langfristig wirksam werden, wenn auf Landschaftsebene die C-Vorräte nicht abgebaut werden und gleichzeitig der Verbrauch fossiler Energieträger durch eine effiziente Holzverwendung (Umwandlung in möglichst langlebige Holzprodukte und energetische nach stofflicher Nutzung) tatsächlich reduziert wird (Freibauer et al. 2009). Eine verstärkte direkte Nutzung von Holz als Bioenergie wird den Klimazielen nicht gerecht. Die Nutzung von Waldrestholz ist mit erheblichen naturschutzfachlichen und klimaökologischen Nachteilen verbunden.

Zusammenfassend lässt sich herausstellen, dass durch eine zunehmende Intensivierung der Forstwirtschaft den gegenwärtigen ökosystemaren Herausforderungen (z. B. Klimawandel und Rückgang typischer Waldarten) nicht begegnet werden kann. Ein Problem aktueller Klima-

schutzstrategien, die eine Nutzungsintensivierung favorisieren, besteht darin, dass entweder nur kurzfristige Ziele verfolgt werden oder langfristig die Funktionalität des Ökosystems Wald stark eingeschränkt wird. Aus diesem Grund sollte durch eine „angemessene“ Holznutzung die C-Speicherung primär innerhalb des Ökosystems (ober- und unterirdisch) erfolgen. Zusätzlich kann die positive ökosystemare Wirkung durch eine effiziente Holzverwendung gesteigert werden. In Bezug auf die C-Speicherung in der Biomasse wie auch in Holzprodukten ist eine eingriffsminimierte und an Naturnähe orientierte Waldbewirtschaftung eine Option mit hoher und langfristiger positiver Klimawirksamkeit. Die untersuchten Wälder, die nach dem integrativen Prozessschutz-Waldbau bewirtschaftet werden, sind durch einen konsequenten Vorratsaufbau von Laubbaumarten, eine hohe Anreicherung an Starkholzreserven und damit einhergehend eine zunehmende Naturnähe der Wälder gekennzeichnet. Aufgrund der hohen C-Vorräte sowie der hohen C-Senkenstärke und der damit verbundenen naturschutzfachlichen Vorteile ist diese Bewirtschaftungsstrategie dem bundesweiten Durchschnitt überlegen. Eine „optimale“ Koinzidenz zwischen verschiedenen Zielen des Klima- und Naturschutzes lässt sich voraussichtlich nicht immer erreichen. Der integrative Prozessschutz-Waldbau bietet sowohl für den Schutz der Wald-Biodiversität als auch für den Klimaschutz Lösungsansätze, um ressourcenschonend und zukunftsverträglich Holz zu nutzen.

Die Verfasser halten vor dem Hintergrund der dargestellten Zusammenhänge eine gründliche Reflexion der gegenwärtigen Waldnutzungsstrategien im Rahmen eines umfassenden und langfristig ausgerichteten Klima- und Artenschutzes für notwendig. In diesem Kontext ist dem integrativen Prozessschutz-Waldbau vermehrt Beachtung zu schenken, da er Alternativen zur derzeit zunehmenden Mobilisierung von Holzmassen bzw. zur Intensivierung der Waldnutzung aufzeigt. Damit kann er zu einer ressourcenschonenderen und zukunftsverträglicheren Waldnutzung beitragen. Darüber hinaus kann eine verstärkte gesellschaftliche Debatte über eine Lebensweise, die sich stärker als bisher an Suffizienz und Energieeffizienz orientiert, einen wesentlichen und vor allem langfristigen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Nach Ansicht der Verfasser darf die langfristige ökologische Gesundheit der Wälder nicht kurzzeitigen ökonomischen oder forstpolitischen Interessen geopfert werden.

## Danksagung

Die Verfasser möchten sich bei Herrn Prof. Ernst-Detlef Schulze und Herrn Prof. Werner Härdtle für ihre hilfreichen Diskussionsbeiträge und kritischen Anmerkungen im Verlauf der Fertigstellung des Gutachtens bedanken. Darüber hinaus gilt unser Dank Frau Dr. Martina Mund für die Bereitstellung der verwendeten Biomassefunktionen und die Beantwortung von Fragen zum Kohlenstoffhaushalt von Wäldern. Weiterhin möchten wir uns an dieser Stelle bei all denjenigen bedanken, die uns mit Informationen und Anregungen unterstützt haben. Dazu zählen vor allem Dr. Lutz Fähser, Martin Levin, Nobert Paneck und Peter Wohlleben. Für die Bereitstellung der Daten danken wir Martin Levin (Stadtwald Göttingen), Martin Wißmann (Stadtwald Mölln) und Senator Bernd Möller (Stadtwald Lübeck).

## Literatur

- Albrecht, A., Kohnle, U., Hanewinkel, M. & Bauhus, J. (2011)** Sturmrisiko von Fichte versus Douglasie auf baden-württembergischen Versuchsflächen. In: Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung 2011: 21–31.
- Bauhus, J., Puettmann, K. & Messier, C. (2009)** Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258: 525–537.
- BaySF Bayerische Staatsforsten (2011)** Waldbauhandbuch Bayerische Staatsforsten. Grundsätze für die Bewirtschaftung von Buchen- und Buchenmischbeständen im Bayerischen Staatswald. 98 S.
- BfN Bundesamt für Naturschutz (2008)** Naturerbe Buchenwälder. Situationsanalyse und Handlungserfordernisse. BfN Skripten 240. 49 S.
- BfN Bundesamt für Naturschutz (2009)** Zum Schutz der Biodiversität auf naturnahe Waldbewirtschaftung setzen. Presseinformation. Lübeck/Bonn 28.08.2009. 4 S.
- Bigler, C. & Bugmann, H. (2003)** Growth-dependent tree mortality models based on tree rings. *Canadian Journal of Forest Research* 33:210–221.
- BMVEL Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2004)** Die zweite Bundeswaldinventur – BWI2. Das Wichtigste in Kürze. Jentzsch & Co, Wien. 87 S.
- BMELV Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2011)** Waldstrategie 2020. BMELV, Berlin. 36 S.
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007a)** Klimaagenda 2020: Der Umbau der Industriegesellschaft. Berlin. 8 S.
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007b)**: Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. Bonifatius, Paderborn. 178 S.
- Bormann, F.H. & Likens, G.E. (1979)** Pattern and process in a forested ecosystem. Springer, New York. 272 pp.
- Böttcher, H., Freibauer, A., Scholz, Y., Gitz, V., Ciaia, P., Mund, M., Wutzler, T. & Schulze, E.-D. (2012)** Setting priorities for land management to mitigate climate change. *Carbon Balance and Management* 7. <http://www.cbjournal.com/content/7/1/5>
- Brang, P., Heiri, C. & Bugmann, H. (Red.) (2012)** Waldreservate: 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz. Haupt, Bern. 272 S.
- Braun, H.U., Dame, G., Dohmen, H., Dürholt, H., Gertz, M., Hein, F., Kleppe, K., Kreysern, E., Leder, B., Spelsberg, G., Stemmer, M. & Wagner, H.C. (2006)** Empfehlungen für eine naturnahe Bewirtschaftung von Buchenrein- und -mischbeständen in Nordrhein-Westfalen. Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen. 50 S.
- Brunet J., Fritz Ö. & Richnau, G. (2010)** Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins* 53: 77–94.
- BUND Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (2011)** Lebendige Wälder. BUND Positionen 57: 1–59.
- Carey, E., Sala, A., Keane, R. & Callaway, R.M. (2001)** Are old forests underestimated as global carbon sinks? *Global Change Biology* 7, 339–344.
- Carroll, M., Milakovsky, B., Finkral, A., Evans, A. & Ashton, M.S. (2012)** Managing Carbon Sequestration and Storage in Temperate and Boreal Forests. In: Ashton, M.S., Tyrell, M.L.; Spalding, D. Gentry, B. (eds.): *Managing Forest Carbon in a Changing Climate*: 205–226.
- Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E.P., Ódor, P., Standovár, T., Rozenberger, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S. & Vrska, T. (2005)** Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. – *Forest Ecology and Management* 210: 267–282.
- Cienciala, E., Aplitauer, J., Exnerová, Z. & Tatarinov, F. (2008)** Biomass functions applicable to oak trees grown in Central-European forestry. *Journal of Forest Science* 54: 109–120.
- Di Filippo, A., Biondi, F., Maugeri, M., Schirone, B. & Piovesan, G. (2012)** Bioclimate and growth history affect beech lifespan in the Italian Alps and Apennines. *Global Change Biology* 18: 960–972.
- Drössler, L. & von Lüpke, B. (2005)** Canopy gaps in two virgin beech forest reserves in Slovakia. *Journal of Forest Science* 51: 446–457.
- Dunger, K., Stürmer, W., Oehmichen, K., Riedel, T. & Bolte, A. (2009)** Die Inventurstudie 2008. Ergebnisse einer Kohlenstoffinventur auf BWI-Basis. Der Kohlenstoffspeicher und seine Entwicklung. *AFZ/DerWald*. 20: 1072–1073.
- Erler, J., Becker, G., Spellmann, H., Dieter, M., Ammer, C., Bauhaus, J., Bitter, A., Bolte, A., Knoke, T., Köhl, M., Mosandl, R., Möhring, B., Schmidt, O., von Teuffel, K. (2012)** Einseitig, widersprüchlich und teilweise falsch. Forstwissenschaftler bemängeln Umweltgutachten 2012 des SRU. Tharandt. 8 S.
- Fähser, L. (2004)** Naturnahe Waldnutzung im Stadtwald Lübeck. In: Altner, G., Leitschuh-Fecht, H. & Michelsen, G. (Hrsg.): *Jahrbuch Ökologie* 2004: 156–166.
- Fähser, L., Hampicke, U., Heesch, G. & Schäfer, A. (2008)** Betriebswirtschaftliche Bewertung. In: LLUR (Hrsg.): *Die Nutzung ökologischer Potenziale von Buchenwäldern für eine multifunktionale Bewirtschaftung. Abschlussbericht DBU-Projekt (FKZ 25243-33/0)*: 344–393.
- Fähser, L. (2010)** Der zertifizierte Wald. In: Heiling, A. (Hrsg.): *Der Ostseeraum und seine Wälder. – Nachhaltigkeit im Zeichen des Klimawandels*: 134–143.
- Fichtner, A. (2009)** Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf die Wachstumsdynamik von Waldmeister-Buchenwäldern (*Galio odorati*-Fagetum). *Mitteilungen der AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 66: 1–150.
- Fichtner, A., Sturm, K., Wagner, J., Huckauf, A., & Ellenberg, H. (2011)** The effect of hunting regimes on tree regeneration in lowland beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Forstarchiv* 82: 75–81.
- Fichtner, A., Sturm, K., Rickert, C., Härdtle, W. & Schrautzer, J. (2012)** Competition response of European beech *Fagus sylvatica* L. varies with tree size and abiotic stress: minimizing anthropogenic disturbances in forests. *Journal of Applied Ecology* 49: 1306–1315.
- Fichtner, A.; Sturm, K.; Rickert, C., von Oheimb, G. & Härdtle, W. (2013)** Crown size-growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) are driven by the interplay of disturbance intensity and inter-specific competition. *Forest Ecology and Management* 302: 178–184.
- Flasbarth, J. (2013)** Von der Senke zur Quelle? – Wald und Klima in Deutschland. *Politische Ökologie* 132: 58–62.

- Fraver, S., Wagner, R.G. & Day, M. (2002)** Dynamics of coarse woody debris following gap harvesting in the Acadian forest of central Maine, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 2094–2105.
- Freibauer A., Drösler M., Gensior A. & Schulze E.-D. (2009)** Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. *Natur und Landschaft* 84, 20–25
- Fritz, Ö., Niklasson, M. & Churski, M. (2009)** Tree age is a key factor for the conservation of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests. *Journal of Applied Vegetation Science* 12: 93–106.
- Gan, J.B. & McCarl, B.A. (2007)** Measuring transnational leakage of forest conservation. *Ecological Economics* 64: 423–432.
- Gleixner, G., Tefs, C., Jordan, A., Hammer, M., Wirth, C., Nueske, A., Telz, A., Schmidt, U.E. & Glatzel, S. (2009)** Soil carbon accumulation in old-growth forests. In: Wirth, C. Gleixner, G. & Heimann, M. (eds.): *Old-growth forests*. *Ecological studies* 207: 231–266.
- Grüneberg, E., Schöning, I., Hessenmöller, D., Schulze, E.-D. & Weisser, W.W. (2013)** Organic layer and clay content control soil organic carbon stocks in density fractions of differently managed German beech forests. *Forest Ecology and Management* 303: 1–10.
- Härdtle, W., Ewald, J. & Hölzel, N. (2004)** Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. Ulmer, Stuttgart. 252 S.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Ander, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K. & Cummins, K.W. (1986)** Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133–302.
- Heiri, C., Brang, P., Commarmot, B., Matter, J.F. & Bugmann, H. (2012)** Walddynamik in Schweizer Naturwaldreservaten: Kennzahlen und Trends. In: Brang, P., Heiri, C. & Bugmann, H. (Red.): *Waldreservate*: 72–89.
- Hessenmöller, D., Schulze, E.-D. & Grossmann, M. (2008)** Bestandsentwicklung und Kohlenstoffspeicherung des Naturwaldes 'Schönstedter Holz' im Nationalpark Hainich. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 179: 209–219.
- Höltermann, A. & Hiermer, J.D. (Red.) (2006)** Wald, Naturschutz und Klimawandel. BfN Skripten 185. Bonn, Bad-Godesberg. 168 S.
- Holzward, F., Kahl, A., Bauhus, J. & Wirth, C. (2013)** Many ways to die – partitioning tree mortality dynamics in a near-natural mixed deciduous forest. *Journal of Ecology* 101: 220–230.
- Houghton, R.A. (1996)** Converting terrestrial ecosystems from sources to sinks of carbon. *Ambio* 25: 267–272.
- IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2001)** Climate Change 2001. The scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, New York. 83 pp.
- IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2003)** Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. In: Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. & Wagner, F. (eds.). Hayama, Japan. 307 pp.
- Jacob, M., Bade, C., Calvete, H., Dittrich, S., Leuschner, C. & Hauk, M. (2013)** Significance of Over-Mature and Decaying Trees for Carbon Stocks in a Central European Natural Spruce Forest. *Ecosystems* 16: 336–346.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Bartz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K. & Byrne, K.A. (2007)** How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137: 253–268.
- Kahl, T., Mund, M., Bauhus, J. & Schulze, E.-D. (2012)** Dissolved organic carbon from European beech logs: Patterns of input to and retention by surface soil. *Ecoscience* 19: 1–10.
- Kaipainen, T., Liski, J., Pussinen, A. & Karjalainen, T. (2004)** Managing carbon sinks by changing rotation length in European forests. *Environmental Science & Policy* 7: 205–219.
- Knohl, A., Schulze, E.-D. & Wirth, W. (2009)** Biosphere–atmosphere exchange of old-growth forests: processes and pattern. In: Wirth, C. Gleixner, G. & Heimann, M. (eds.): *Old-growth forests*. *Ecological studies* 207: 231–266.
- Körner C. (2009)** Biologische Kohlenstoffsenken: Umsatz und Kapital nicht verwechseln! *GAIA* 4: 288–293.
- Körner, C. (1997)** Die biotische Komponente im Energiehaushalt: Lokale und globale Aspekte. *Verhandlung der Gesellschaft Deutscher Naturforscher und Ärzte* 199: 97–123.
- Korpel, Š. (1992)** Ergebnisse der Urwaldforschung für die Waldwirtschaft im Buchen-Ökosystem. *AFZ/Der Wald* 47, 1148–1152.
- Korpel, Š. (1995)** Die Urwälder der Westkarpaten. Fischer, Jena, 310 S.
- Kramer, H. (1980)** Waldwachstumslehre. Parey, Hamburg. 374 S.
- Krug, J. & Köhl, M. (2010)** Bedeutung der deutschen Forstwirtschaft in der Klimapolitik. *AFZ/Der Wald* 17: 30–33.
- Krug, J., Kriebitzsch, W.-U., Olschofsky, K., Bolte, A., Polley, H., Stümer, W., Rock, J., Öhmichen, K., Kroihner, F. & Wellbrock, N. (2010)** Potenziale zur Vermeidung von Emissionen sowie der zusätzlichen Sequestrierung im Wald und daraus resultierenden Fördermaßnahmen. *Arbeitsbericht aus dem Institut für Weltforstwirtschaft*. 32 S.
- Leibundgut, H. (1993)** Europäische Urwälder. Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft. Haupt, Bern. 350 S.
- Leopoldina – Nationale Akademie der Wissenschaften (2012)** Bioenergie: Möglichkeiten und Grenzen. Halle. 118. S.
- Levin, M. (2013)** Drei auf einen Streich – das Prozessschutzkonzept. *Politische Ökologie* 132: 102–109.
- Liski, J., Perruchoud, D. & Karjalainen, T. (2002)** Increasing carbon stocks in the forest soils of western Europe. *Forest Ecology and Management*. 169: 163–179.
- LLUR Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (Hrsg.) (2008)** Die Nutzung ökologischer Potenziale von Buchenwäldern für eine multifunktionale Bewirtschaftung. Abschlussbericht DBU-Projekt (FKZ 25243-33/0). Flintbeck. 442 S.
- Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B.E., Ciais, P. & Grace, J. (2008)** Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455: 213–215.
- Luyssaert, S., Ciais, P., Piao, S.L., Schulze, E.-D., Jung, M., Zaehle, S., Schelhaas, M.J., Reichstein, M., Churkina, G., Papale, D., Abril, G., Beer, C., Grace, J., Loustau, D., Matteucci, G., Magnani, F., Nabuurs, G.J., Verbeeck, H., Sulkava, M., Van der Werf, G.R., Janssens, I.A. & members of the CarboEurope-IP Synthesis Team (2010)** The European carbon balance. Part 3: forests. *Global Change Biology* 16:1429–1450.
- MacDougall, A.S., McCann, K.S., Gellner, G. & Turkington, R. (2013)** Diversity loss with persistent human disturbance increases vulnerability to ecosystem collapse. *Nature* 494: 86–90.

- Mantau, U. (2012)** Holzrohstoffbilanz Deutschland. Entwicklungen und Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung 1987 bis 2015. Hamburg. 65 S.
- Meyer, P., Menke, N., Nagel, J., Hansen, J., Kawaletz, H., Paar, U., Evers, J. & Spellmann, H. (2009)** Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb. Abschlussbericht DBU-Projekt. 106 S.
- Meyer, P. & Schmidt, M. (2011)** Accumulation of dead wood in abandoned beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in northwestern Germany. *Forest Ecology and Management* 261: 342–352.
- Mielke, G. (2013)** Lückenstrukturen verschiedener Waldgesellschaften im Stadtwald Lübeck. Masterarbeit am Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Universität Kiel. 57 S.
- Möller, A. (1922)** Der Dauerwaldgedanke. Sein Sinn und seine Bedeutung. Springer, Berlin. 92 S.
- Mokany, K., Raison, R.J. & Prokushkin, A.S. (2006)** Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology* 12: 84–96.
- Moning, C. & Müller, J. (2009)** Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* 9: 922–932.
- Mori, A. S. (2011)** Ecosystem management based on natural disturbances: hierarchical context and non-equilibrium paradigm. *Journal of Applied Ecology* 48: 280–292.
- Müller-Using, S. & Bartsch, N. (2009)** Decay dynamic of coarse and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Germany. *European Journal of Forest Research* 128: 287–296.
- Mund, M. (2004)** Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen. 256 S.
- Mund, M. & Schulze, E.-D. (2005)** Silviculture and its interactions with biodiversity and the carbon balance of forest soils. *Ecological Studies* 176: 185–208.
- Mund, M. & Schulze, E.-D. (2006)** Impacts of forest management on the carbon budget of European beech (*Fagus sylvatica*) forests. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 3/4: 47–63.
- Mund, M., Profft, I., Wutzler, T., Schulze, E.-D., Weber, G. & Weller, E. (2006)** Vorbereitung für eine laufende Fortschreibung der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. *Mitteilungen Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei* 26: 1–128.
- Mund, M. (2010)** Kohlenstoffbilanz temperater bewirtschafteter und nicht-bewirtschafteter Wälder. Unveröffentlichte, vergleichende Literaturstudie im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Jena. 23 S.
- Nave, L.E., Vance, E.D., Swanston, C.W. & Curtis, P.S. (2010)** Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 259: 857–866.
- Norris, C., Hobson, P. & Ibisch, J.L. (2012)** Microclimate and vegetation function as indicators of forest thermodynamic efficiency. *Journal of Applied Ecology* 49: 562–570.
- Odum, E.P. (1969)** The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262–270.
- 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. & Bolte, A. (2011)** Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald. vTI Sonderheft 343 1–141.
- Paillet, Y., Berges, L., Hjalten, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Romermann, M., Bijlsma, R. J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Meszaros, I., Sebastia, M. T., Schmidt, W., Standovar, T., Tothmesz, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K. & Virtanen, R. (2009)** Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24: 101–112.
- Polley, H., Henning, P. & Schwitzgebel, F. (2009)** Holzvorrat, Holzzuwachs, Holznutzung in Deutschland. *AFZ/Der Wald* 20: 1076–1078.
- Pregitzer, K. & Euskirchen, E.S. (2004)** Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global Change Biology* 10: 205–2077.
- Price, S.P., Bradford, M.A. & Ashton, M.S. (2012)** Characterizing Organic Carbon Stocks and Flows in Forest Soils. In: Ashton, M.S., Tyrell, M.L., Spalding, D. & Gentry, B. (eds.): *Managing Forest Carbon in a Changing Climate*: 7–30.
- Profft, I., Mund, M., Weber, G.E., Weller, E. & Schulze E.-D. (2009)** Forest management and carbon sequestration in wood products. *European Journal of Forest Research* 128: 399–413.
- Profft, I. (2010)** Holzprodukte für den Klimaschutz – Der aktuelle Trend in Thüringen. *Forst und Holz* 65: 18–23.
- Reich, P.B., Tilman, D., Isbell, F., Mueller, K., Hobbie, S.E., Flynn, D.F.B. & Eisenhauer, N. (2012)** Impacts of biodiversity loss escalate through time as redundancy fades. *Science* 336: 589–592.
- Reif, A., Brucker, U., Kratzer, R., Schmiedinger, A. & Bauhus, J. (2010)** Waldbau und Baumartenwahl in Zeiten des Klimawandels aus Sicht des Naturschutzes. *BFN Skripten* 272: 125 S.
- Rötzer, T., Seifert, T. & Pretzsch H. (2009)** Modeling above and below ground carbon dynamics in a mixed beech and spruce stand influenced by climate. *European Journal of Forest Research* 128: 171–182.
- Rohner, B., Bigler, C., Wunder, J., Brang, P. & Bugmann, H. (2012)** Fifty years of natural succession in Swiss forest reserves: changes in stand structure and mortality rates of oak and beech. *Journal of Vegetation Science* 23: 892–905.
- Rüter, S. (2011)** Welchen Beitrag leisten Holzprodukte zur CO<sub>2</sub>-Bilanz? *AFZ/Der Wald* 15: 15–18.
- Rüter, S., Rock, J., Köthke, M. & Dieter, M. (2011)** Wie viel Holznutzung ist gut für das Klima? *AFZ/Der Wald* 15: 19–21.
- Rugani, T., Diaci, J. & Hladnik, D. (2013)** Gap Dynamics and Structure of Two Old-Growth Beech Forest Remnants in Slovenia. *PLOS ONE* 8: e52641.
- Sathre, R. & O'Connor, J. (2010)** Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science and Policy* 13: 104–114.
- Schaefer, M. (1992)** Wörterbuch der Ökologie. Fischer, Jena. 433 S.
- Schiessl, M. (2013)** Buchen sollst Du suchen. *Der Spiegel* 7: 70.

- Schmid, S., Thürig, E., Kaufmann, E., Lischke, H. & Bugmann, H. (2006)** Effect of forest management on future carbon pools and fluxes: A model comparison. *Forest Ecology and Management* 237: 65–82.
- Schulze, E.-D., Wirth, C. & Heimann, M. (2000)** Managing forests after Kyoto. *Science* 289: 2058–2059.
- Schulze, E. D., Luysaert, S., Ciais, P., Freibauer, A., Janssens, I. A., Soussana, J. F., Smith, P., Grace, J., Levin, I., Thiruchittampalam, B., Heimann, M., Dolman, A. J., Valentini, R., Bousquet, P., Peylin, P., Peters, W., Radenbeck, C., Etiope, G., Vuichard, N., Wattenbach, M., Nabuurs, G. J., Poussi, Z., Nieschulze, J., Gash, J. H. (2009a)** Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature Geoscience* 2: 842–850.
- Schulze, E.-D., Hessenmöller, D., Knohl, A., Luysaert, S., Börner, A. & Grace, J. (2009b)** Temperate and boreal old-growth forests: how do their growth dynamics and biodiversity differ from young stands and managed forests? In: Wirth, C. Gleixner, G. & Heimann, M. (eds.): *Old-growth forests. Ecological studies* 207: 343–366.
- Schulze, E.-D., Körner, C., Beverly, E. L., Haberl, H. & Luysaert, S. (2012)** Large-scale bioenergy from additional harvest of forest biomass is neither sustainable nor greenhouse gas neutral. *Global Change Biology Bioenergy* 4: 611–616.
- Schulze, E.-D. & Körner, C. (2012)** Nettoprimärproduktion und Bioenergie. In: Leopoldina – Nationale Akademie der Wissenschaften (Hrsg): *Bioenergie: Möglichkeiten und Grenzen*, S. 90–101.
- Schulze, E.-D. (2013)** Die Energiewende frisst ihre Kinder – Klimaverträglichkeit und Nachhaltigkeit einer steigenden Waldnutzung. *Politische Ökologie* 132: 63–67.
- Schulze, E.-D. & Schulze, I. (2013)** Wer will was vom Wald? *AFZ/Der Wald* 6: 7–10.
- Seintsch, B. & Dieter, M. (Hrsg.) (2009)** *Waldstrategie 2020* Tagungsband zum Symposium des BMELV, 10.-11. Dez. 2008, Berlin. vTI Sonderheft 327. 132 S.
- Shugart, H.H. & West, D.C. (1981)** Long-term dynamics of forest ecosystems. *American Scientist* 69: 647–652.
- SRU Sachverständigenrat für Umweltfragen (2012a)** *Umweltgutachten 2012: Verantwortung in einer begrenzten Welt*. Berlin, 422 S.
- SRU Sachverständigenrat für Umweltfragen (2012b)** „Umweltgerechte Waldnutzung – gut begründet und erforderlich. Anmerkungen zur Kritik einer Gruppe von Forstwissenschaftlern am Kapitel 6 „Umweltgerechte Waldnutzung“ des Umweltgutachtens 2012. Berlin, 18 S.
- Staupendahl, K. & Zucchini, W. (2011)** Schätzung von Überlebensfunktionen der Hauptbaumarten auf der Basis von Zeitreihendaten der Rheinland-Pfälzischen Waldzustandserhebung. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 182: 129–145.
- Steen, S. v. (2012)** Totholz im Wald – ökologische Bedeutung und Einfluss forstlicher Bewirtschaftung am Beispiel des Göttinger Stadtwaldes. Bachelorarbeit der Leuphana Universität Lüneburg. 77 S.
- Sturm, K. (1993)** Prozessschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 2: 181–192.
- Sturm, K. & Westphal, C. (1993)** Ganzflächige Waldbiotopkartierung im Saarland. Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr des Saarlandes (Hrsg.). Saarbrücken. 61 S.
- Sturm, K. & Kaiser, M. (1999)** Dem Öko-Wald gehört die Zukunft. Wirtschaftlichkeitsvergleich unterschiedlicher Waldbaustrategien (in Mitteleuropa). Gutachten im Auftrag von Greenpeace e.V.; Hamburg. 27 S.
- Sturm, K. (2003)** Arbeitsanweisung für die zweite Aufnahme der permanenten Stichprobenpunkte (Kontrollstichprobe) im Stadtwald Lübeck. Polykopie, Silva Verde GmbH, Eckernförde. 12 S.
- Sturm, K. & Fichtner, A. (2008)** Waldbauliche Schlussfolgerungen. In: LLUR (Hrsg.): *Die Nutzung ökologischer Potenziale von Buchenwäldern für eine multifunktionale Bewirtschaftung. Abschlussbericht DBU-Projekt (FKZ 25243-33/0): 335–343.*
- Sturm, K. (2010)** Partizipativer Managementplan Prozeßschutzrevier Quierschied im Naturschutzgroßprojekt „Landschaft der Industriekultur Nord“. Im Auftrag des Zweckverbandes „Landschaft der Industriekultur Nord“, Schiffweiler/Landsweiler-Reden. Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz. 79 S.
- Sturm, K. (2013a)** Stadtwald Lübeck. Beschreibung des Waldes und des Konzeptes im Umgang mit dem Wald. Manuskript der Stadt Lübeck. 212 S.
- Sturm, K. (2013b)** Grundlagen und Ziele des integrativen Prozessschutz-Waldbaus. BfN Skripten (im Druck): 173–186.
- Tabaku, V. & Meyer, P. (1999)** Lückenmuster albanischer und mitteleuropäischer Buchenwälder unterschiedlicher Nutzungsintensität. *Forstarchiv* 70: 87–97.
- Tyrell, M.L., Ross, J. & Kelty, M. (2012)** Carbon Dynamics in the Temperate Forest. In: Ashton, M.S., Tyrell, M.L.; Spalding, D. Gentry, B. (eds.): *Managing Forest Carbon in a Changing Climate: 77–107.*
- Verkerk, P.J., Lindner, M., Zanchi, G. & Zudin, S. (2011)** Assessing impacts of intensified biomass removal on deadwood in European forests. *Ecological Indicators* 11: 27–35.
- Vesterdal, L., Clarke, N., Sigurdsson, B. & Gundersen, P. (2013)** Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management* (in press): <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.017>
- Wäldchen, J., Schulze, E.-D., Schöning, I., Schruppf, M. & Sierra, C. (2013)** The influence of changes in forest management over the past 200 years on present soil organic carbon stocks. *Forest Ecology and Management* 289: 243–254.
- Walmsley, J.D. & Godbold, D.L. (2010)** Stump harvesting for bioenergy – a review of the environmental impacts. *Forestry* 83: 17–38.
- Westphal, C. (2001)** Theoretische Gedanken und beispielhafte Untersuchungen zur Naturnähe von Wäldern im Staatlichen Forstamt Sellhorn (Naturschutzgebiet Lüneburger Heide). *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme* 174: 1–189.
- Wilhelm, G.J., Letter H.-A. & Eder, W. (1999)** Konzeption einer naturnahen Erzeugung von starkem Wertholz. *AFZ/Der Wald* 5: 232–240.
- Winkel, G. & Volz, K.-R. (2003)** Naturschutz und Forstwirtschaft. Kriterienkatalog zur guten fachlichen Praxis. *Angewandte Landschaftsökologie* 52. 194 S.
- Wirth, C., Schulze, E.-D., Schwalbe, G., Tomczyk, S., Weber, G.-E. & Weller, E. (2004a)** Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. *Mitteilungen Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei* 23: 1–308.
- Wirth, C., Schumacher, J. & Schulze, E.-D. (2004b)** Generic biomass functions for Norway spruce in central Europe—a metaanalysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology* 24: 121–139.

**Wirth, C. (2009)** Old-growth forests, function, fate and value – a synthesis. In: Wirth, C. Gleixner, G. & Heimann, M. (eds.): Old-growth forests. Ecological studies 207: 465–491.

**Wirth, C. & Lichstein, J.W. (2009)** The imprint of species turnover on old-growth forest carbon balances – insights from a trait-based model for forest dynamics. In: Wirth, C. Gleixner, G. & Heimann, M. (eds.): Old-growth forests. Ecological studies 207: 81–113.

**Wördehoff, R., Spellmann, H., Evers, J. & Nagel, J. (2011)** Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 6: 1–89.

**Wördehoff, R., Spellmann, H., Evers, J., Aydin, C.T. & Nagel, J. (2012):**Kohlenstoffstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt. 101 S.

**Wutzler, T., Wirth, C. & Schumacher, J. (2008)** Generic biomass functions for Common beech (*Fagus sylvatica*) in Central Europe: predictions and components of uncertainty. Canadian Journal of Forest Research 38:1661–1675.

**Zeibig, A., Diaci, J. & Wagner, S. (2005)** Gap disturbance patterns of *Fagus sylvatica* virgin forests remnant in the mountain vegetation belt of Slovenia. Forest, Snow and Landscape Research 79: 69–80.

#### **Anschriften der Verfasser:**

**Dr. rer. nat. Andreas Fichtner**  
Hohe Schaar 4  
D-23701 Eutin

**B.Sc. Saskia von Steen**  
Gartestraße 41  
D- 37130 Gleichen

**Dipl. Forst-Ing. (FH) Martin Schmid**  
Klein Hundorf 6  
D-19205 Gadebusch

**Dipl. Forst-Ing. Knut Sturm**  
Stadtwald Lübeck  
Kronsforder Hauptstraße 80  
D-23560 Lübeck

# Anhang

## Anhang 1

Stadtforstamt	Inventur	Waldfläche (ha)	$n_{\text{Probekreise}}$	$n_{\text{Bäume}}$
Lübeck	1992	4.048	1.884	19.376
	2003	4.387	2.046	21.600
Göttingen	2000	1.575	793	14.866
	2010	1.576	768	12.893
Mölln	1999	1.050	1.060	15.578
	2009	1.143	619	7.286

Datengrundlage getrennt nach Aufnahmejahr und Stadtforstamt.

## Anhang 2

Art	Autor	Kompartiment	Regressionsmodell und Koeffizienten
<i>Fagus sylvatica</i>	Wutzler et al. 2008	AGWB	$=0,0523 \cdot \text{BHD}^2 \cdot 1,2 \cdot H^{0,655}$
	Wutzler et al. 2008	BGWB	$=0,0282 \cdot \text{BHD}^2 \cdot 3,9$
<i>Quercus spec.</i>	Cienciala et al 2008	AGWB	$=\exp(-3,069+2,137 \cdot \ln(\text{BHD})+0,661 \cdot \ln(H))$
	Mokany et al. 2006 ( <i>Quercus</i> > 70 Jahre)	BGWB	$=\text{AGWB} \cdot 0,295$
<i>Betula spec.</i>	Zell 2008	AGWB	$=0,060 \cdot \text{BHD}^1 \cdot 1,971 \cdot H^{0,700}$
	Mokany et al. 2006 (broadleaf < 75 Jahre)	BGWB	$=\text{AGWB} \cdot 0,456$
Laubbäume ( <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Acer spec.</i> , <i>Ulmus spec.</i> , <i>Tilia spec.</i> )	Fehrmann 2006	AGWB	$=\exp(-2,317) \cdot \text{BHD}^2 \cdot 5,008$
	Wutzler et al. 2008	BGWB	$=0,0282 \cdot \text{BHD}^2 \cdot 3,9$
<i>Picea abies</i>	Wirth et al. 2004b	Lebende Zweige	$=\exp(-3,61106+2,99487 \cdot \ln(\text{BHD})-0,87590 \cdot \ln(H))$
	Wirth et al. 2004b	Trockene Zweige	$=\exp(-3,22406+1,67320 \cdot \ln(\text{BHD}))$
	Wirth et al. 2004b	Stamm	$=\exp(-2,50602+2,44277 \cdot \ln(\text{BHD}))$
	Wirth et al. 2004b	BGWB	$=\exp(-5,98132+2,32428 \cdot \ln(\text{BHD})+0,834968 \cdot \ln(H))$
<i>Larix spec.</i>	Zell 2008	AGWB	$=0,079 \cdot \text{BHD}^1 \cdot 1,857 \cdot H^{0,736}$
	Wirth et al. 2004b ( <i>Picea</i> )	BGWB	$=\exp(-5,98132+2,32428 \cdot \ln(\text{BHD})+0,834968 \cdot \ln(H))$
<i>Pinus spec.</i>	Fehrmann 2006	AGWB	$=\exp(-2,355) \cdot \text{BHD}^2 \cdot 2,202 \cdot H^{0,272}$
	Wirth et al. 2004b	BGWB	$=\exp(-5,98132+2,32428 \cdot \ln(\text{BHD})+0,834968 \cdot \ln(H))$
<i>Pseudotsuga spec.</i>	Fehrmann 2006	AGWB	$=\exp(-2,4144) \cdot \text{BHD}^2 \cdot 4,642$
	Wirth et al. 2004b	BGWB	$=\exp(-5,98132+2,32428 \cdot \ln(\text{BHD})+0,834968 \cdot \ln(H))$

Verwendete Biomassefunktionen, die im Rahmen des F+E Vorhabens „Ökosystemleistungen naturnaher Wälder in der Wald- und Klimapolitik“ (FKZ 3511 84 0200) von Dr. Martina Mund ausgewählt und den Verfassern freundlicherweise zur Verfügung gestellt wurden. Für Laubbaumarten, für die keine speziellen Regressionsmodelle vorlagen, wurde auf die Funktion der Buche zurückgegriffen. Bei Nadelbaumarten auf die Funktion der Fichte.

### Erläuterungen

BHD: Brusthöhendurchmesser (1,30 m) in [cm]

H: Baumhöhe in [m]

AGWB = Oberirdische Baumbiomasse in [kg/Baum] (aboveground woody biomass)

BGWB = Unterirdische Baumbiomasse (ohne Feinwurzeln) in [kg/Baum] (belowground woody biomass)

## ➡ **Kein Geld von Industrie und Staat**

Greenpeace ist international, überparteilich und völlig unabhängig von Politik, Parteien und Industrie. Mit gewaltfreien Aktionen kämpft Greenpeace für den Schutz der Lebensgrundlagen. Mehr als eine halbe Million Menschen in Deutschland spenden an Greenpeace und gewährleisten damit unsere tägliche Arbeit zum Schutz der Umwelt.