

**Martina Mund, Nico Frischbier, Ingolf Profft,
Jan Raacke, Fritz Richter und Christian Ammer**

Klimaschutzwirkung des Wald- und Holzsektors: Schutz- und Nutzungsszenarien für drei Modellregionen in Thüringen



Klimaschutzwirkung des Wald- und Holzsektors: Schutz- und Nutzungsszenarien für drei Modellregionen in Thüringen

**Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Ökosystemleistungen naturnaher Wälder in der Wald- und Klimapolitik“
(FKZ 3511 84 0200)**

**Martina Mund
Nico Frischbier
Ingolf Profft
Jan Raacke
Fritz Richter
Christian Ammer**



Titelbild: Holzpolter in Fichtenbestand (S. Gockel)

Adressen der Autorin und der Autoren:

Dr. Martina Mund Abteilung für Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen
Jan Raacke Georg-August-Universität Göttingen
Prof. Dr. Christian Ammer Büsgenweg 1, 37077 Göttingen
E-Mail: Martina.Mund@forst.uni-goettingen.de
 Jan.Raacke@forst.uni-goettingen.de
 Christian.Ammer@forst.uni-goettingen.de

Dr. Nico Frischbier Referat 3 - Monitoring, Klima und Forschung
Fritz Richter ThüringenForst - Anstalt öffentlichen Rechts -
Forstliches Forschungs- und Kompetenzzentrum
Jägerstraße 1, 99867 Gotha
E-Mail: Nico.Frischbier@forst.thueringen.de
 Fritz.Richter@forst.thueringen.de

Ingolf Profft Stabsstelle Forschungscoordination, Zentraler Dienst
ThüringenForst – Anstalt öffentlichen Rechts –
Forstliches Forschungs- und Kompetenzzentrum
Jägerstraße 1, 99867 Gotha
E-Mail: Ingolf.Profft@forst.thueringen.de

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Anke Höltermann Fachgebiet II 3.1 „Agrar- und Waldbereich“

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Bauen, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de> heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-131-3

Bonn - Bad Godesberg 2015

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	15
2	Einleitung	17
2.1	Wälder im Konfliktfeld von forstlicher Nutzung, Klima- und Naturschutzpolitik in Deutschland	17
2.2	Stand des Wissens.....	18
2.2.1	Vom globalen Kohlenstoffkreislauf zur Kohlenstoffbilanz des Wald- und Holzsektors	18
2.2.2	Kohlenstoffspeicherung im Ökosystem Wald	19
2.2.3	Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten und Material- und Energiesubstitution durch Holz.....	20
2.2.4	Gesamt-C-Bilanzen des Wald- und Holzsektors.....	21
2.3	Zentrale Fragestellungen und methodische Ansätze des Projektes.....	22
3	Charakterisierung der Modellregionen	24
3.1	Allgemein	24
3.2	Modellregion Hainich.....	26
3.2.1	Geographie	27
3.2.2	Klima.....	27
3.2.3	Geologie und Boden	27
3.2.4	Vegetation.....	27
3.2.5	Nutzung und Naturschutz.....	28
3.3	Modellregion Hohe Schrecke	28
3.3.1	Geographie	28
3.3.2	Klima.....	28
3.3.3	Geologie und Boden	29
3.3.4	Vegetation.....	29
3.3.5	Nutzung und Naturschutz.....	29
3.4	Modellregion Vessertal.....	30
3.4.1	Geographie	30
3.4.2	Klima.....	30
3.4.3	Geologie und Boden	31
3.4.4	Vegetation.....	31
3.4.5	Nutzung und Naturschutz.....	31
4	Recherche, Aufbereitung und Bearbeitung von Naturraum- und Naturaldaten	33
4.1	Allgemein	33
4.2	Naturraumdaten	33
4.3	Naturaldaten.....	34
5	Spezifikation der Modellregionen	40
5.1	Datenausstattung	40
5.2	Naturraum und wuchsrelevante Parameter	40
5.3	Naturalausstattung	43
5.3.1	Baumartenausstattung	43
5.3.2	Altersstruktur, Grundflächen- und Vorratsstruktur.....	44
6	Definition der Bewirtschaftungsszenarien	48

7	Modellierung der Bestandesentwicklung und Holzernte	51
7.1	Modellauswahl	51
7.2	Grundlagen des Modells SILVA	52
7.3	Konzept der projektbezogenen Modellierung	53
7.4	Datenaufbereitung, -eingabe und -fortschreibung	55
7.4.1	Vorbereitung der Probekreisdaten aus den Stichprobeninventuren	55
7.4.2	Vorbereitung der Taxationsdaten	57
7.4.3	Verjüngungsinitialisierung ab Derbholzgrenze	57
7.4.4	Auswahl der projektrelevanten Modellierungsergebnisse	58
7.5	Arbeits- und Zeitaufwand der Modellierung	58
8	Methoden zur Abschätzung der Kohlenstoffvorräte im Wald	60
8.1	Methodenauswahl für die lebende Bestandesbiomasse (BHD \geq 7 cm)	60
8.2	Auswahl der Biomasseregressionsfunktionen	63
8.3	Biomasse-Kalkulator	67
8.3.1	Beschreibung und Anwendung	67
8.3.2	Funktionsweise	68
8.3.3	Ergebnisausgabe	69
8.3.4	Systemvoraussetzungen	70
8.3.5	Weiterentwicklung und Zukunftsperspektiven	70
8.4	Dichte und Biomasse der „latenten“ Verjüngung	70
8.5	Abschätzung von Mortalität, Totholzabbau und -vorräten	71
8.6	Regionale Abschätzung der Boden-C-Vorräte	76
9	Methoden Holzverwendung und Substitutionseffekte	79
9.1	Aufbereitung der Holzerntemengen	79
9.2	Akquise und Aufbereitung von Holzkundendaten inklusive Aufstellung von Holzsortierregeln	80
9.3	Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten	86
9.4	Material- und Energiesubstitution	86
10	Kohlenstoffvorräte im Wald	89
10.1	Lebende Baumholzbiomasse	89
10.1.1	Bestandesbiomasse (BHD \geq 7 cm)	89
10.1.2	Verjüngung (BHD $<$ 7 cm)	93
10.2	Totholz	97
10.3	Gesamt-C-Vorräte in der Baumholzbiomasse	100
10.4	Boden-C-Vorräte	101
11	Kohlenstoffbilanz der Holznutzung und Holzverwendung	102
11.1	Erntemengen	102
11.2	Ernte- und Schnittverluste	103
11.3	Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten	103
11.4	Vermeidung von CO ₂ -Emissionen durch Material- und Energiesubstitution	107
11.5	Gesamt-C-Bilanz der Holzverwendung	110
12	Analyse von Unsicherheiten und Abschätzung von Leitplanken	111
12.1	Vergleichbarkeit der Ausgangsdaten: Stichprobeninventur versus Bestandestaxation	111
12.2	Grenzen der Simulation	112
12.2.1	Mischungsfehler bei der Simulation von Stichproben	113
12.2.2	Potentialkurvenfehler	113

12.2.3	Modellierung der natürlichen Mortalität in vorrats- und strukturreichen Mischwäldern	115
12.2.4	Andere Fehler	120
12.3	Leitplanken zu den Kohlenstoffvorräten in der Baumholzbiomasse	120
12.3.1	Abschätzung und Ursachen von Unsicherheiten	120
12.3.2	Herleitung eines möglichen Gleichgewichtsvorrates in unbewirtschafteten, naturnahen Wäldern.....	124
12.4	Leitplanken zur Holzverwendung.....	127
12.4.1	Methodische Herleitung.....	127
12.4.2	Intensivierung der energetischen Holzvermarktung.....	129
12.4.3	Reduktion der energetischen Substitution am Kaskadenende.....	130
12.4.4	Günstigere und schlechtere materielle Substitutionsfaktoren	130
12.4.5	Zusammenfassung der Leitplanken zur Holzverwendung	131
12.5	Exkurs: Kohlenstoffemissionen durch die forstliche Bewirtschaftung und den Holztransport.....	133
12.5.1	Forstliche Bewirtschaftung	133
12.5.2	Holztransport.....	135
12.5.3	Anteil der C-Emissionen an der C-Bilanz der Holzverwendung	138
13	Synthese und Schlussfolgerungen.....	140
13.1	Gesamt-C-Bilanzen der Modellregionen.....	140
13.2	Allgemeine Schlussfolgerungen	144
13.3	Abwägung von Klima- und Biodiversitätsschutz	147
14	Danksagung.....	148
15	Literaturverzeichnis	150

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Geographische Lage und Baumarten- und Altersklassenverteilung der drei Modellregionen.....	25
Abb. 2:	Petterson-Höhenkurvenfunktionen für Baumartengruppen in den Modellregionen Hohe Schrecke (HS), Hainich Teilgebiet Langula (LA) und Teilgebiet Nationalpark Hainich (NP).....	38
Abb. 3:	Häufigkeitsverteilung der Nährkraft- bzw. Trophiestufen in den Modellregionen.	41
Abb. 4:	Häufigkeitsverteilung der Wasserhaushaltsstufen in den Modellregionen.	42
Abb. 5:	Baumartenverteilung in den Modellregionen auf Basis der Vorratssumme.....	43
Abb. 6:	Durchmesserverteilungen des Grundflächenmittelstammes (dg).	46
Abb. 7:	Verteilung von Fläche, Grundfläche und Vorrat auf die Stärkeklassen (Durchmesserklassen) des Grundflächenmittelstammes (dg).....	47
Abb. 8:	Visualisierung der Unterschiede bei der Strukturgenerierung des Waldwachstumssimulators SILVA.	54
Abb. 9:	Beispiel für simulierte Bestandesstrukturen auf Grundlage derselben Inventurdaten.	56
Abb. 10:	Schematische Darstellung der Durchmesserverteilung eines strukturreichen Beispielsplots mit und ohne Schichteinteilung.	57
Abb. 11:	Vergleich der Biomasseabschätzung mittels einzelbaumbasierter Biomasse-Regressionsfunktionen (Tab. 9) und BKEF (WIRTH et al. 2004a) von drei Inventurplots in der Hohen Schrecke.....	61
Abb. 12:	„Plot-spezifische“ BKEF im Verlauf des Simulationszeitraumes am Beispiel ausgewählter Plots der Hohen Schrecke.....	62
Abb. 13:	Verlauf verschiedener Regressionsfunktionen zur Abschätzung der oberirdischen Holzbiomasse.....	64
Abb. 14:	Interface des Biomasse-Kalkulators.....	67
Abb. 15:	Schematische Darstellung der Funktionsweise des Biomasse-Kalkulators.	68
Abb. 16:	Entwicklung des mittleren simulierten Bestandes-C-Vorrates mit Standardabweichung, Minima und Maxima am Beispiel des Plots HS 200 (Hohe Schrecke) für die Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“.....	69
Abb. 17:	Beispielhafter Vergleich des Totholzabbaus bei Verwendung unterschiedlicher Abbaukonstanten (k).	74
Abb. 18:	Zusammenhang zwischen dem kumulativen Anteil der verkauften Holzmengen (2009-2011) je Modellregion und der Anzahl an Kunden mit abnehmendem Kaufvolumen.	82
Abb. 19:	Holzkundenstruktur der Forstämter der Modellregionen dargestellt als prozentuale Verteilung der verkauften Holzmengen auf sechs Kundentypen.	83
Abb. 20:	Schema der Holzmengen- und Produktgruppenzuordnung für die Modellregionen auf Grundlage von Kunden- und Holzvermarktungsanalysen (ABIES-FIS), Großhändlerbefragung und den Produktgruppen nach PROFFT et al. (2009).....	85

Abb. 21:	Entwicklung der Bestandes-C-Vorräte in den Modellregionen für die Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“.	90
Abb. 22:	Kohlenstoffflüsse durch Bestandeszuwachs, Mortalität und Ernte in den Modellregionen für die Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“.	92
Abb. 23:	Entwicklung der C-Vorräte im oberirdischen Totholz der drei Modellregionen für die Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“.	98
Abb. 24:	Entwicklung der Biomasse-C-Vorräte im Vergleich der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ und der drei Modellregionen.	100
Abb. 25:	Kurz (25 Jahre)- und mittelfristige (50 Jahre) prozentuale Aufteilung der Erntemengen je Modellregion auf verschiedene Baumartengruppen.	103
Abb. 26:	Zeitlicher Verlauf der C-Speicherung im Holzproduktpool je Modellregion.	104
Abb. 27:	Prozentuale Aufteilung des Produktpools auf Produktgruppen je Modellregion.	105
Abb. 28:	Zeitlicher Verlauf der Wirksamkeit zusätzlich in den Holzproduktpool eingespeisten Kohlenstoffs auf die C-Sequestrierung in diesem Pool je Modellregion.	107
Abb. 29:	Zeitlicher Verlauf des (kumulativen) Substitutionspotentials in den Modellregionen.	108
Abb. 30:	Zeitlicher Verlauf des gesamten (kumulativen) Substitutionspotentials der Modellregionen.	109
Abb. 31:	Zeitlicher Verlauf der C-Bilanz der Holzverwendung je Modellregion.	110
Abb. 32:	Vergleich der mittleren Derbholzvorräte und ihrer Entwicklung (Schutzszenario) als Ergebnis von Stichprobeninventur (SPI) und Bestandestaxation (Taxa) in Teilflächen (Tfl.) der Modellregionen.	112
Abb. 33:	Links: Automatisiert generierter Bestand gemäß Stichprobeninventurdaten. Mitte: Satellitenbild des zugehörigen Inventurpunktes. Rechts: Von Hand generierter Bestand mit horstweiser Trennung der Baumarten.	113
Abb. 34:	Von SILVA generiertes potentiell mögliches Höhenwachstum der Baumart „Kiefer“ (grün) und der Baumartengruppe „Hartlaubholz“ (blau) bei unterschiedlichen Bodenfeuchtestufen.	114
Abb. 35:	Vergleich der simulierten Werte für Derbholzvorrat, Stammzuwachs und ausscheidenden Bestand im Teilgebiet Langula mit den Ergebnissen der 1. und 2. Stichprobeninventur in diesem Gebiet (ERTELD et al. 2005).	117
Abb. 36:	Mortalitätsrate im Vergleich zur Biomasse des lebenden Bestandes je Inventurplot für die Schutzszenarien der einzelnen Teilgebiete bzw. Regionen.	118
Abb. 37:	Totholzvorräte im Vergleich zu Biomassevorräten des lebenden Bestandes in Buchenprimärwäldern und -waldreservaten.	123
Abb. 38:	Potentielle Entwicklung der Biomasse-C-Vorräte (ohne Verjüngung) in der Modellregion Hainich.	126
Abb. 39:	Leitplanken für die C-Bilanz der Holzverwendung.	132

Abb. 40:	Zeitlicher Verlauf der Leitplanken (gestrichelte Linien) für die C-Bilanz der Holzverwendung in den Modellregionen.....	133
Abb. 41:	Schematisierte Transportwege des geernteten Rohholzes (2009-2011) aus den Modellregionen zu Holzkunden in Deutschland (kleine Karte) und im mitteldeutschen Raum (große Karte).	137
Abb. 42:	Kundenanzahl (Kreise) und durch sie aufgenommene kumulative Holzmenge (Vierecke) in Relation zur Distanz zwischen Kunde und Waldort.....	138
Abb. 43:	Gesamt-C-Bilanzen der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ für die drei Modellregionen.....	141
Abb. 44:	Leitplanken der Gesamt-C-Bilanzen der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ für die drei Modellregionen.....	143
Abb. 45:	Übersicht der methodischen Ansätze und Arbeitsschritte (zusammengefasst in Modulen).....	146

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Wuchsbezirke der Modellregionen und deren Klimadaten (1961-1990) nach GAUER und ALDINGER (2005).....	26
Tab. 2:	Naturaldatenbasis dieser Studie.....	35
Tab. 3:	Stichprobenumfang, maximale und minimale Baumhöhen sowie die Parameter der Petterson-Höhenkurvenfunktion je Baumartengruppe für die Modellregionen mit Stichprobeninventuren.....	39
Tab. 4:	Datenausstattung und repräsentierte Flächengröße der Modellregionen.....	40
Tab. 5:	Mittelwert und Spanne der für die Modellierung verwendeten Naturraumangaben der Modellregionen.....	40
Tab. 6:	Baumartenverteilung in den Modellregionen auf Basis der Vorratssumme.....	43
Tab. 7:	Vorrat und Grundfläche der Modellregionen zu Beginn der Simulation.....	44
Tab. 8:	Programmeinstellungen zur Durchforstungssimulation in Anlehnung an TMLNU (2004).....	48
Tab. 9:	Zusammenstellung der in diesem Projekt verwendeten Biomasseregressionsfunktionen für Bäume mit einem BHD ≥ 7 cm.....	66
Tab. 10:	Definition und Erläuterung der Variablen, die in Gleichung 2 und Gleichung 3 verwendet wurden.....	73
Tab. 11:	Anteile der Zersetzungsgrade von Totholz und verwendete Raumdichten der Zersetzungsgrade.....	75
Tab. 12:	Kohlenstoffvorräte in der organischen Auflage und im Mineralboden verschiedener Fallstudien in Thüringen.....	77
Tab. 13:	Regressionsmodelle und substratbezogene Mittelwerte zur Abschätzung der C-Vorräte in der organischen Auflage und im Mineralboden.....	78
Tab. 14:	Verwendete Raumdichten je Baumartengruppe nach BURSCHEL et al. (1993). ...	80
Tab. 15:	Verteilung des vermarkteten Holzes auf die Kundschaft der Forstämter in den Modellregionen.....	81
Tab. 16:	Produktgruppen (PG) nach PROFFT et al. (2009) und ihre Verwendung in der vorliegenden Studie.....	84
Tab. 17:	Abbauraten (k) und mittlere Verweildauern (MRT) der Produktgruppen nach PROFFT et al. (2009).	86
Tab. 18:	Übersicht über die im Rahmen der vorliegenden Studie verwendeten Substitutionsfaktoren nach KNAUF et al. (2013).	88
Tab. 19:	Kohlenstoffvorräte und -sequestrierung in der lebenden Bestandesbiomasse der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ in den drei Modellregionen.....	89
Tab. 20:	Biomasse-Konversions-Expansions-Faktoren (BKEF) der Modellregionen.....	93
Tab. 21:	Dichte und räumliche Verteilung der Verjüngung mit $h > 3$ m bis $BHD < 7$ cm in der Hohen Schrecke.....	94
Tab. 22:	Dichte und Verteilung der Verjüngung mit $h < 3$ m in der Hohen Schrecke.....	94

Tab. 23: Dichte und Verteilung der Verjüngung mit $h > 0,2$ m bis $BHD < 7$ cm im Teilgebiet Langula.	95
Tab. 24: Dichte und Verteilung der Verjüngung im Teilgebiet Nationalpark Hainich.	96
Tab. 25: Mittlere oberirdische Biomasse von Buchen-Verjüngungspflanzen je Größenklasse.	96
Tab. 26: Mittlere Kohlenstoffvorräte (ober- und unterirdisch) in der „latenten“ Verjüngung ($BHD < 7$ cm) der Modellregionen.	97
Tab. 27: Oberirdische Totholzvorräte in den Modellregionen für die Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“.	98
Tab. 28: Biomasse-C-Vorräte und C-Sequestrierung im Vergleich der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ und der drei Modellregionen.	100
Tab. 29: Abschätzung der Kohlenstoffvorräte in der organischen Auflage (L, Of, Oh) und im Mineralboden (0 bis 50 bzw. 60 cm Bodentiefe) der drei Modellregionen.	101
Tab. 30: Mittlere simulierte Erntemengen in den Modellregionen.	102
Tab. 31: Mittlere simulierte Ernteverluste pro Simulationsperiode in den Modellregionen. ...	103
Tab. 32: Statistische Kennwerte zum Gesamtsubstitutionsfaktor je Modellregion.	110
Tab. 33: Kohlenstoffvorräte und -sequestrierung in der Bestandesbiomasse verschiedener Teilflächen im NP Hainich.	116
Tab. 34: Abschätzung des relativen Fehlers der Kohlenstoffvorräte in der lebenden Bestandesbiomasse zu Beginn und am Ende der Simulation.	121
Tab. 35: Kurz- (25 Jahre) und mittelfristige (50 Jahre) Wirkung einer höheren ausschließlich energetischen Holznutzung auf die C-Bilanz der Holzverwendungen in den Modellregionen.	129
Tab. 36: Kurz- und mittelfristige Wirkung einer geringeren energetischen Altholzverwertung auf die C-Bilanz der Holzverwendungen in den Modellregionen. ...	130
Tab. 37: Kurz- und mittelfristige Wirkung einer geringeren und höheren materiellen Substitution auf die C-Bilanz der Holzverwendungen in den Modellregionen.	131
Tab. 38: Kurz- und mittelfristige Wirkung der betrachteten Varianten (Sortierung, Substitution, Kaskadennutzung) auf die C-Bilanz der Holzverwendung in den Modellregionen.	131
Tab. 39: Kraftstoffaufwendungen für und C-Emissionen durch die forstliche Bewirtschaftung.	135
Tab. 40: Summe der C-Emissionen durch die forstliche Bewirtschaftung (1,76 kgC/Efm) und den durchschnittlichen Transport des laut Simulation in den Modellregionen produzierten Holzes (1,3 kgC/Efm).	139
Tab. 41: Gesamt-C-Bilanzen der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ für die drei Modellregionen.	140
Tab. 42: Übersicht der Differenzen zwischen den Gesamt-C-Bilanzen der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ am Ende des Simulationszeitraumes von 50 Jahren.	144

Abkürzungsverzeichnis

ABIES-FIS	betriebliches Forstinformations- und -managementsystem
AöR	Anstalt öffentlichen Rechts
BKEF	Biomasse-Konversions-Expansions-Faktor
C	Kohlenstoff
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
D _g	Durchmesser des Grundflächenmittelstammes
Efm	Erntefestmeter (1 Efm entspricht 1 m ³ geerntetem oberirdischen Derbholz)
FFK	Forstliches Forschungs- und Kompetenzzentrum Gotha
G	Bestandesgrundfläche
GB	Gigabyte
Gt	Gigatonnen
H _g	Höhe des Grundflächenmittelstammes
INI	Startwert der Simulation
k	Abbaukonstante
lfm	laufender Meter
LP	Leitplanke
MB	Megabyte
mdl.	mündlich
MRT	mittlere Verweildauer (engl. <i>mean residence time</i>)
NP	Nationalpark
PG	Produktgruppe
unver.	unveröffentlicht
Vfm	Vorratsfestmeter (1 Vfm entspricht 1 m ³ stehendem oberirdischen Derbholz)

1 Zusammenfassung

Die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt der Bundesregierung hat mit dem Ziel, 5% der deutschen Waldfläche bis 2020 einer natürlichen Entwicklung zu überlassen, die Frage nach der Klimaschutzwirkung eines Nutzungsverzichts in den Mittelpunkt vieler forst- und naturschutzfachlicher Diskussionen gerückt. In den meisten bisherigen Studien zu den Auswirkungen eines Verzichts auf stoffliche und energetische Holznutzungen auf die Gesamtkohlenstoff (C)-Bilanz des Wald- und Holzsektors wurden gleichaltrige Modellbestände bilanziert, die nicht im Fokus des Biodiversitätsschutzes stehen, und es wurden eher die langfristigen Klimaschutzpotentiale der Holznutzung analysiert als die kurz- bis mittelfristige Klimaschutzwirkung der realen Holznutzung. In dem vorliegenden Projekt wurden für drei naturschutzfachlich bedeutsame Modellregionen in Thüringen und zwei denkbare Bewirtschaftungsszenarien („Nutzungsverzicht“ und „Z-Baum-orientierte Durchforstung gefolgt von Zielstärkennutzung“) Gesamt-C-Bilanzen erstellt, die sowohl die C-Speicherung im Waldbestand und in den Holzprodukten als auch die Vermeidung von Kohlenstoffdioxid-Emissionen durch mit der Holzverwendung verbundene Substitutionseffekte (energetisch und materiell) beinhalten. Die Datenbasis bildeten Naturaldaten aus Stichproben- und Bestandesinventuren, Daten von ThüringenForst-AöR zum regionalen Holzmarkt und zum forsttechnischen Aufwand sowie Befragungen wichtiger Holzhändler der Regionen. Biomasseentwicklung und Holzernte (Simulationszeitraum 50 Jahre) wurden mit dem Waldwachstumssimulator SILVA und einer eigens entwickelten Software abgeschätzt.

Alle drei Modellregionen würden sowohl bei Unterschutzstellung als auch bei Nutzung innerhalb des Simulationszeitraumes eine positive Gesamt-C-Bilanz und damit eine positive Klimaschutzwirkung aufweisen. Die Höhe und zeitliche Dynamik der Gesamt-C-Bilanzen unterschied sich jedoch in Abhängigkeit vom Vegetationstyp, den Ausgangsvorräten, den Bewirtschaftungsszenarien und der Holzverwendung in den Modellregionen. Die buchendominierten Wälder der Modellregionen „Hainich“ und „Hohe Schrecke“ wiesen schon zu Beginn der Simulation hohe Biomassevorräte auf (152 bzw. 185 tC ha⁻¹). Dies erlaubte es, über den gesamten Simulationszeitraum hinweg Holz zu ernten, das gemäß der tatsächlichen Holzverwendung in diesen Modellregionen überwiegend zu langlebigen Holzprodukten mit anschließender energetischer Nutzung verarbeitet wurde. Am Ende der Simulation lag die Gesamt-C-Bilanz des Nutzungsszenarios (257 bzw. 286 tC ha⁻¹) um rund 38 bzw. 45 tC ha⁻¹ über der Gesamt-C-Bilanz des Schutzszenarios (219 bzw. 241 tC ha⁻¹). Selbst unter Berücksichtigung der statistischen Unsicherheiten der Biomasseabschätzung und bei ungünstigsten Annahmen hinsichtlich der Holzverwendung erreichte das Nutzungsszenario in beiden Laubwaldregionen nach spätestens 50 Jahren die Höhe der Gesamt-C-Bilanz des Schutzszenarios. In der von Nadelholz und Altersklassenwäldern dominierten Modellregion „Vessertal“ war nach 50 Jahren die Nutzungsoption (198 tC ha⁻¹) der Schutzoption (257 tC ha⁻¹) hinsichtlich der C-Bilanz um rund 59 tC ha⁻¹ unterlegen. Ursache hierfür war vor allem der hohe Anteil kurzlebiger Holzprodukte ohne Materialsubstitution (Zellstoff, Papier, Pappe) bei der Verwendung des in dieser Region geernteten Nadelholzes und damit verbunden eine geringe Klimaschutzwirkung der Holzverwendung. Darüber hinaus waren die Biomassevorräte zu Beginn der Simulation gering (108 tC ha⁻¹), was sich beim Nutzungsszenario auch im Laufe der Simulation nicht änderte. Bei Nutzungsverzicht hingegen nahmen die Biomassevorräte mit einer vergleichsweise hohen Rate (3 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹) über die gesamte Simulationszeit hinweg zu, so dass die C-Bilanz des Schutzszenarios nach spätestens 20 Jahren höher war als die des Nutzungsszenarios. Auch unter der Annahme einer ausschließlich stofflichen Verwendung des Holzes (d.h. 100% des geernteten Holzes wird

als Sägeholz verkauft und weiter verarbeitet) würde die C-Bilanz des Nutzungsszenarios nach 50 Jahren um 16 tC ha^{-1} geringer ausfallen als die des Schutzszenarios. Dies gilt allerdings nur unter der (wenig wahrscheinlichen) Voraussetzung, dass die betreffenden Fichtenbestände auch in hohem Alter nicht von abiotischen oder biotischen Störungen betroffen sein werden.

Zusammenfassend lässt sich für die Modellregionen sagen: In den Modellregionen Hohe Schrecke und Hainich resultierten eine hohe Klimaschutzwirkung der Holzverwendung und vergleichsweise hohe Biomassevorräte auf der „Nutzungs“-Seite und eine aufgrund der hohen Ausgangsvorräte nur begrenzte Biomasseakkumulation auf der „Schutz“-Seite in einer höheren positiven Gesamt-C-Bilanz der Nutzungsoption. In der fichtendominierten Modellregion Vessertal hingegen resultierten eine vergleichsweise geringe Klimaschutzwirkung der Holzverwendung und geringe Biomassevorräte auf der „Nutzungs“-Seite und hohe Biomasseakkumulationsraten auf der „Schutz“-Seite in eine geringere Gesamt-C-Bilanz der Nutzungsoption. Der ausschlaggebende Grund für eine höhere Klimaschutzwirkung vorratsreicher, naturnah bewirtschafteter Wälder ist, dass sich die Menge des durch Substitution nicht freigesetzten Kohlenstoffdioxids (CO_2) fortwährend addiert. Dagegen ist die C-Speicherung in Holzprodukten und in der lebenden und toten Biomasse des Waldes begrenzt. Wie die vorliegenden Beispiele zeigen, hängt die zeitliche Dynamik der Gesamt-C-Bilanz im hohen Maße von Faktoren ab, die lokal bis regional stark variieren. Aus diesem Grund sollten Abschätzungen zu den Klimaschutzeffekten von Stilllegungen auch möglichst flächengenau und anhand von lokalen bis regionalen Daten erfolgen.

Mit Blick auf die aktuelle Diskussion zu möglichen Synergien oder Konflikten zwischen Klimaschutz und Biodiversitätsschutz im Wald können für einen Zeitraum von 50 Jahren folgende Schlussfolgerungen gezogen werden: (1) Synergien bestehen, wenn der Biodiversitätsschutz auf möglichst kleiner Fläche einen hohen Struktureichtum des Baumbestandes zum Ziel hat, wie er oftmals in ungleichaltrigen, bewirtschafteten Laubmischwäldern erreicht wird. In diesen Wäldern lässt sich die gewünschte Waldstruktur mit dauerhaft vergleichsweise hohen Bestandesvorräten und hoher Materialsubstitution verbinden. (2) Konflikte entstehen, wenn das primäre Schutzziel eine natürliche Waldentwicklung (Prozessschutz) ohne stoffliche- und energetischen Holznutzung ist. (3) Klimaschutz und Prozessschutz stellen in naturnahen Wäldern eher konkurrierende als sich ergänzende Ziele dar, so dass Klimaschutz kein geeignetes Argument für die Stilllegung von Wäldern ist. Hinzu kommt, dass ein Nutzungsverzicht Klimaschutzwirkungen nur temporär, Biodiversitätsschutzwirkungen dagegen dauerhaft sicherstellt. Für die flächenscharfe und zeitlich bindende Festlegung von zu schützenden Wäldern sollte daher das primäre Schutzziel entscheidend sein. Unabhängig vom Schutzziel sind mit einem Nutzungsverzicht auf größerer Fläche volkswirtschaftliche Auswirkungen verbunden, die im vorliegenden Fall nicht quantifiziert werden konnten, aber ebenfalls entscheidungsrelevant sind. Zur Kompensation der geringeren Klimaschutzwirkung nicht-genutzter Wälder bzw. zur weiteren Steigerung der Klimaschutzeffekte genutzter Wälder könnte die derzeitige Holzverwendung zugunsten einer höheren Klimaschutzwirkung optimiert werden. Hierzu sollten langlebige Holzprodukte mit hoher Materialsubstitution und eine mehrstufige Kaskadennutzung gefördert werden.

2 Einleitung

2.1 Wälder im Konfliktfeld von forstlicher Nutzung, Klima- und Naturschutzpolitik in Deutschland

Die Wälder Deutschlands stehen heute mehr denn je in einem Spannungsfeld zwischen nachhaltiger forstlicher Nutzung, Klimaschutz und Naturschutz (HUSTON und MARLAND 2003, PISTORIUS 2007, TMLFUN 2010, BMELV 2011, BURTON et al. 2013, ROCK 2013, SPELLMANN 2013). Der Wald ist Habitat für zahlreiche Tier-, Pflanzen- und Pilzarten und erfüllt eine Vielzahl von Ökosystem- (dienst-)leistungen, die eng mit dem Vorkommen, der Häufigkeit und Diversität der funktionellen Eigenschaften (*functional traits*) von Arten und dem daraus resultierenden komplexen Gefüge von Ökosystemfunktionen (*ecosystem functioning*) verbunden sind (LOREAU et al. 2001, HOPPER et al. 2005, SCHERER-LORENZEN et al. 2005). Eine multifunktional ausgerichtete Forstwirtschaft versucht im Zuge eines integrativen Naturschutzes, die Ziele des Naturschutzes mit den Zielen einer nachhaltigen Holzproduktion auf gleicher Fläche zu verwirklichen. Zahlreiche Studien zeigen jedoch, dass in genutzten Wäldern vor allem solche Arten überproportional stark gefährdet sind, die auf Habitatstrukturen von alten und abgestorbenen Bäumen angewiesen sind, die nutzungsbedingt ganz oder teilweise fehlen (z.B. BERG et al. 2002, HEILMANN-CLAUSEN UND CHRISTENSEN 2004, JONSSON et al. 2005, RANIUS und FAHRIG 2006, MÜLLER et al. 2007, BRUNET et al. 2010, MÜLLER und BÜTTLER 2010, PAILLET et al. 2010, STOKLAND et al. 2012, WINTER 2012, BALCAR 2013, WORK et al. 2014). Die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt der Bundesregierung (BMU 2007) beinhaltet, in Anlehnung an internationale Übereinkünfte (z.B. EU-Biodiversitätsstrategie, Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD)), daher das Ziel, auf 5% der Waldfläche in Deutschland eine natürliche Waldentwicklung zuzulassen (im folgenden kurz „5%-Ziel“ genannt). Diese Zielvorgabe wird jedoch mit dem Vorwurf konfrontiert, dass sie wegen des damit verbundenen Verzichts auf eine Vermeidung von CO₂-Emissionen durch Material- und Energiesubstitution kontraproduktiv für den Klimaschutz sei (z.B. ROCK und BOLTE 2011, ROCK 2013). Befürworter des 5%-Zieles hingegen betonen, dass hohe Biomasse-C-Vorräte nach Nutzungsverzicht in ehemals bewirtschafteten Wäldern im Laufe vieler Jahrzehnte bis Jahrhunderte erreicht würden, womit eine noch langanhaltende C-Sequestrierung im Ökosystem und Synergien zwischen Klimaschutz und dem Schutz natürlicher Prozesse verbunden sei (z.B. BUND und NABU 2011).

Wald ist mit 31% bzw. 11,1 Mio. Hektar Landesfläche die flächenmäßig bedeutendste Landnutzungsform in Deutschland. Der bundesweite Cluster Forst und Holz bietet etwa 1,2 Mio. Beschäftigten einen Arbeitsplatz und verzeichnet einen Jahresumsatz von ca. 170 Mrd. € (BMELV 2013). Die Bedeutung des Wald- und Holzsektors für den Klimaschutz in Deutschland machen folgende Zahlen deutlich: Deutschland verfügt über die höchsten Holzvorräte Europas (RÜTER 2010). Im Jahr 2008 betrug die in der lebenden und toten Baumbiomasse gespeicherte Menge an Kohlenstoff (C) rund 1,3 Mrd. tC (~ 117 tC ha⁻¹, OEHMICHEN et al. 2011). Die C-Sequestrierung (= Netto-C-Aufnahme und Festlegung) in diesen beiden Kompartimenten lag 2011 bei etwa 6,78 Mio. tC Jahr⁻¹ (~ 0,62 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹, OSTERBURG et al. 2013). Unter Berücksichtigung anderer Treibhausgase (THG), einer Zunahme der C-Vorräte im Mineralboden sowie von Waldflächenverlusten und -gewinnen bilanzierten OSTERBURG et al. (2013) für den deutschen Wald eine Gesamt-THG-Senke von 8,86 Mio. tC-Äq. Jahr⁻¹ (~ 0,81 tC-Äq. ha⁻¹ Jahr⁻¹). Darüber hinaus nahm die Menge an aus heimischen Holz hergestellten Produkten zu, verbunden mit einer C-Sequestrierung in Holzprodukten von im Mittel etwa 4,88 Mio. tC Jahr⁻¹. Die aktuelle C-Senke des Wald- und Holzsektors entspricht (ohne

Substitutionseffekte, s.u.) damit rund 6% der jährlichen CO₂-Emissionen der Bundesrepublik Deutschland in Höhe von rund 800 Mio. tCO₂ (~218 Mio. tC) (UBA 2013).

Stellenwert, Nachfrage und Nutzung von Holz als nachwachsender Roh-, Bau- und Werkstoff sowie Energieträger nehmen aufgrund der positiven Materialeigenschaften und der vergleichsweise günstigen Ökobilanz weiter zu (SPELLMANN und KEHR 2008, ZIMMER 2010). Eine verstärkte Holzverwendung im stofflichen und energetischen Bereich soll zudem die Klimaschutzziele der Bundesregierung und die Beschlüsse zur Energiewende stützen (BMELV 2013). Im Jahr 2012 wurden beispielsweise im Bundesland Thüringen 7.478 Mio. kWh Strom erzeugt. Dabei stieg der Anteil der Stromproduktion aus erneuerbaren Energieträgern von 47% im Jahr 2011 auf 50% im Jahr 2012. Das Wachstum der Ökostromproduktion ist größtenteils auf die gestiegene Stromerzeugung in biomassebetriebenen Anlagen zurückzuführen. Von ihnen wurden 1.613 Mio. kWh (42,8%) Strom bereitgestellt. Fast die Hälfte davon wurde in Stromerzeugungsanlagen auf der Basis fester Biomasse wie Holz und Brennlaube produziert (THÜRINGER LANDESAMT FÜR STATISTIK 2013).

Das hier skizzierte Spannungsfeld zwischen nachhaltiger Nutzung, Klimaschutz und Naturschutz in Deutschland bildete den Ausgangspunkt für das vom Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit geförderten F+E-Vorhabens „Ökosystemleistungen naturnaher Wälder in der Wald- und Klimapolitik“. Bevor im Folgenden die konkrete Fragestellung sowie die Methoden und Ergebnisse dieses Projektes vorgestellt werden, soll eine kurze Darstellung des aktuellen Wissens zum globalen Kohlenstoffkreislauf und zur C-Bilanz des Wald- und Holzsektors helfen, die C-ökologischen und methodischen Hintergründe der Klimaschutzdiskussion um den Wald und seine Nutzung nachzuvollziehen.

2.2 Stand des Wissens

2.2.1 Vom globalen Kohlenstoffkreislauf zur Kohlenstoffbilanz des Wald- und Holzsektors

Der globale Kohlenstoffkreislauf und mit ihm das globale Klimasystem wurden und werden in einem bislang noch nie aufgetreten Ausmaß durch menschliche Aktivitäten verändert (IPCC 2013). Den größten Anteil an der Klimaerwärmung seit 1750 haben die vom Menschen verursachten Emissionen von Kohlenstoffdioxid (CO₂). Im Jahr 2012 erreichten sie einen Wert von $10,5 \pm 0,7$ GtC (Gt = 10⁹ Tonnen) (GLOBAL CARBON PROJECT 2013). Von diesen 10,5 GtC wurden allein durch die Verbrennung fossiler Energieträger und die Zementproduktion $9,7 \pm 0,5$ GtC emittiert, was einer Zunahme um 58% gegenüber den Werten von 1990 (Referenzjahr des Kyoto-Protokolls) entspricht. Die Emissionen durch Entwaldung und andere Landnutzungsänderungen zeigen hingegen seit den 1990er Jahren einen abnehmenden Trend und lagen im Mittel der Dekade 2003-2012 bei $0,8 \pm 0,5$ GtC Jahr⁻¹ (IPCC 2013).

Rund 45% ($4,3 \pm 0,1$ GtC Jahr⁻¹) der gesamten anthropogenen CO₂-Emissionen verblieben im Mittel der Dekade 2003-2012 in der Atmosphäre (IPCC 2013). Von den Ozeanen und der Landoberfläche wurden jeweils etwa 27% der anthropogenen Emissionen aufgenommen, was einer mittleren Senkenleistung von je $2,6$ GtC Jahr⁻¹ entspricht. Diese Senkenleistung wird neben dem jährlichen Wettergeschehen und Wetterphänomenen wie La Niña und El Niño vor allem durch die Landnutzung (Art und Intensität) und damit durch den Menschen bestimmt (LE QUÉRÉ et al. 2013).

Durch die Landnutzung beeinflussen die Menschen aber nicht nur die Senkenleistung der Landoberfläche sondern indirekt auch die CO₂-Emissionen aus der Verbrennung fossiler

Energieträger. Zum einen werden fossile Energieträger für die Bewirtschaftung des Landes verbraucht (z.B. Düngemittelproduktion, Kraftstoff für Maschinen, Lagerung und Transport, Be- und Verarbeitung), zum anderen können durch die Verwendung land- und forstwirtschaftlicher Produkte CO₂-Emissionen vermieden werden. So kann zur Energieerzeugung Biomasse anstatt fossiler Energieträger benutzt werden (Energiesubstitution). Insbesondere Holz kann darüber hinaus bei bestimmten Produkten Materialien ersetzen (z.B. Stahl, Aluminium), für deren Herstellung (inkl. Abbau der benötigten Rohstoffe) mehr fossile Energie benötigt wird (Materialsubstitution). Um Handlungsoptionen für eine Klimaschutz-optimierte Landnutzung zu entwickeln (*carbon management*), ist es daher notwendig, die Senkenleistung der Landoberfläche und die Effekte ihrer Nutzung auf den Verbrauch fossiler Energieträger vergleichend zu analysieren. Für den Wald- und Holzsektor bedeutet dies, dass mögliche Synergien und/oder Antagonismen (*trade-offs*) zwischen (1) der C-Sequestrierung im Ökosystem Wald, (2) der C-Sequestrierung in Holzprodukten und (3) der Material- und Energiesubstitution durch Holz identifiziert und quantifiziert werden müssen. Diese Art der Bilanzierung unterscheidet sich grundlegend von den globalen, auf die Atmosphäre ausgerichteten CO₂-Bilanzen, bei denen die Senken „Atmosphäre“, „Ozeane“ und „terrestrische Landoberfläche“ den Quellen „Landnutzungsänderungen“ und „industrielle Emissionen“ gegenübergestellt werden. Bei einer Bilanzierung des Wald- und Holzsektors wird die Systemgrenze „Wald“ so weit wie möglich in das Produktsystem „Holz“ hinein verschoben (RÜTER und DIEDERICHS 2012), was einer Verknüpfung der Komponenten „terrestrische Landoberfläche“ und „industrielle Emissionen“ entspricht. Zudem gehen neben den Senken und Quellen für CO₂ auch nicht erfolgte (vermiedene) CO₂-Emissionen als Senken-Äquivalent in die Bilanzen ein.

2.2.2 Kohlenstoffspeicherung im Ökosystem Wald

In Wäldern sind etwa 46% des gesamten Kohlenstoffs terrestrischer Ökosysteme gespeichert (IPCC 2000). Die wichtigsten C-Reservoirs (engl.: *pools*) sind hier die lebende und tote Baumbiomasse, die organische Auflage und der Mineralboden. Auf globaler Ebene erwartet man den größten Klimaschutzbeitrag durch den Sektor Wald von Aufforstungen vormals landwirtschaftlich genutzter Flächen und vom Walderhalt, d. h. dem Schutz bestehender Wälder vor Übernutzung, Degradierung und Umwandlung in andere Landnutzungsformen (IPCC 2001a). Die Klimaschutzwirkung (= Reduktionen von Treibhausgasen in der Atmosphäre) natürlicher, unbewirtschafteter Wälder beruht dabei weniger auf einer hohen C-Senkenleistung (d.h. einer hohen Netto-C-Aufnahmerate) als auf der langfristigen Speicherung großer Mengen an Kohlenstoff, deren Schutz einer Vermeidung von CO₂-Emissionen entspricht (WBGU 1998).

In tropischen Ländern werden vor allem die hohen C-Vorräte der oftmals noch primären Wälder durch Abholzung, Brandrodung und Umwandlung in landwirtschaftliche Nutzflächen oder durch die Umwandlung in Plantagen als CO₂ in die Atmosphäre freigesetzt. In den borealen Wäldern Nordamerikas und Sibiriens können großflächige Feuer und/oder Schädlingskalamitäten zu einer periodischen Freisetzung großer Mengen an Kohlenstoff führen, gefolgt von Phasen einer hohen C-Sequestrierung (STINSON et al. 2011, HICK et al. 2012, SCHULZE et al. 2012). Auch die Umwandlung noch verbliebener Primärwälder in Wirtschaftswald, insbesondere wenn er mit Kahlschlagwirtschaft und Bodenbearbeitung verbunden ist, führt zu einer nachhaltigen Reduktion der C-Speicherung in Biomasse und Boden (z.B. FLEMING und FREEDMAN 1998, WEBER 2001, CROW et al. 2002, JANISCH und HARMON 2002).

In Abhängigkeit von Baumart, Bestandesalter, Durchforstungsart, -intensität und -häufigkeit, sowie Klima und Standort kann man davon ausgehen, dass die Biomasse-C-Vorräte in bewirtschafteten Wäldern 40 bis 80% unter denen von Urwäldern liegen (z.B. HARMON et al. 1990, CANNELL et al. 1992, KARJALAINEN 1996, FLEMING und FREEDMAN 1998, TROFYMOW und BLACKWELL 1998, WEBER 2001, JANISCH und HARMON 2002, CROW et al. 2002). Da Urwälder in Europa nur noch auf sehr wenigen, vereinzelt Flächen vorkommen und diese selten systematisch und flächenhaft in Bezug auf Wachstum und Biomasse untersucht wurden, liegen eigens für diese Wälder bislang nur wenige Angaben zu den mittleren Biomasse-Vorräten vor. Damit einhergehend ist ungeklärt, wie lange die zum Teil noch hohe C-Sequestrierung in naturnahen, alten Wäldern Europas nach einem Nutzungsverzicht anhalten wird (MUND 2004, MUND und AMMER 2013, BELLASSEN und LUYSSAERT 2014, STEPHENSON et al. 2014).

Die Senkenleistung der Wälder Europas wird weitestgehend durch die Art und Intensität der historischen und aktuellen Nutzung und anthropogene Umweltveränderungen bestimmt. In den vergangenen Jahrzehnten waren die europäischen Wälder eine C-Senke, die in Abhängigkeit von der Bilanzierungsmethode, den einbezogenen Staaten, den berücksichtigten Ökosystemkompartimenten und Zeiträumen zwischen 0,3 und 0,6 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ lag (CIAIS et al. 2008, LUYSSAERT et al. 2010, NABUURS et al. 2013). Die starke Zunahme der Senkenleistung (nur Baumbiomasse) von durchschnittlich 0,25 auf 0,6 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹, wie sie für weite Teile Kontinental-Europas (ohne Russische Föderation) im Zeitraum von 1960 bis 1990 berechnet wurde, scheint jedoch beendet zu sein (NABUURS et al. 2013). Die hohe Zunahme der Senkenleistung wurde vor allem auf eine Erholung der Wälder nach Streunutzung und hohen Einschlägen nach dem zweiten Weltkrieg, Aufforstungen, eine häufig unterhalb des Zuwachses liegende Holznutzung und eine Zunahme der N-Depositionen und der atmosphärischen CO₂-Konzentration (Düngungseffekte) zurückgeführt. Als Hauptursache für die weitestgehend gleichbleibende Senkenleistung seit 1990 werden ein nicht mehr steigender Bestandeszuwachs aufgrund des fortgeschrittenen Alters der Wälder, zunehmende Sommer-trockenheit in Folge des Klimawandels und abnehmende N-Depositionen vermutet (NABUURS et al. 2013).

Wie in Abschnitt 2.1 bereits erwähnt, wirkte auch in Deutschland der Wald im vergangenen Jahrzehnt als C-Senke (OEHMICHEN et al. 2011, OSTERBURG et al. 2013). Vergleichbar mit der Situation im übrigen Europa wurden in der Vergangenheit auch hier die anhaltend hohen Zuwächse nicht vollständig durch Holznutzung abgeschöpft. Neben den günstigen Umweltbedingungen für das Baumwachstum wirkte sich vor allem der hohe Flächenanteil mittlerer, wuchskräftiger Altersklassen günstig auf die Holzzuwächse aus (OEHMICHEN et al. 2011).

2.2.3 Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten und Material- und Energiesubstitution durch Holz

Die Klimaschutzwirkung der Holznutzung ergibt sich aus der C-Speicherung in den Holzprodukten und der sogenannten Material- und Energiesubstitution. Wie oben schon erläutert, versteht man unter Substitution die Vermeidung von CO₂- (und anderer Treibhausgas-) Emissionen durch die Verwendung von Holz anstelle von anderen treibhausgas-intensiveren Materialien (Materialsubstitution) und Energieträgern (Energiesubstitution). Voraussetzung für die Klimaschutzwirkung der Substitution ist, dass der Rohstoff Holz tatsächlich anstatt (d.h. nicht zusätzlich) eines anderen, benötigten Materials bzw. Energieträgers genutzt wird (SATHRE und O`CONNOR 2010).

Zu Beginn der C-Bilanzierung des Wald- und Holzsektors stand vor allem die Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten und damit die Lebensdauer von Holzprodukten im Mittelpunkt der Forschung (BURSCHEL et al. 1993, BÖSWALD 1996, WIRTH et al. 2004a, PROFFT et al. 2009). Die C-Speicherung in Holzprodukten ist das Äquivalent zur C-Speicherung im Totholz und es wurde erwartet, dass sie mit Blick auf die teilweise Verwendung von Holz für langlebige Möbel und Bauwerkstoffe der Speicherung im Totholz, welches der natürlichen Zersetzung unterliegt, überlegen ist. Es zeigte sich jedoch, dass die tatsächliche mittlere Lebensdauer der Holzprodukte häufig geringer ist als die potentielle Lebensdauer. Ursache hierfür sind vor allem zu geringe Holzqualitäten und die hohe Nachfrage nach Zellstoff und Energieholz (PROFFT et al. 2009, MANTAU 2012). Nach aktuellem Stand des Wissens ist die Substitutionswirkung von Holzprodukten für den Klimaschutz langfristig bedeutsamer als die C-Speicherung in Holzprodukten (IPCC 2001b, PISTORIUS 2007, LIPPKE et al. 2011, RÜTER 2011, KLEIN und SCHULZ 2012). Der Grund hierfür ist, dass eine einmal eingesparte CO₂-Freisetzung auf ewig eingespart bleibt und somit eine einmal geleistete Substitution unumkehrbar ist und sich fortlaufend addiert. Eine Minderung der Substitutionsleistung oder gar eine negative Substitution entsteht nur dann, wenn sich die Energie- oder CO₂-Effizienz der Alternativprodukte erhöht bzw. die des Holzproduktes übersteigt.

Die größte Schwierigkeit einer Bilanzierung der Klimaschutzwirkung des Holzsektors besteht darin, dass die Höhe des Produktspeichers und der Substitutionswirkung von Holzprodukten in einem großen Rahmen schwanken und ihre Quantifizierung mit großen Unsicherheiten behaftet ist (KARJALAINEN et al. 2001; SCHWEINLE et al. 2001; BOSNER et al. 2012, HEINIMANN 2012). Gründe hierfür sind unter anderem die große Abhängigkeit der Holzproduktion und –verwendung von (i) der Menge, Art und Qualität des auf dem Holzmarkt angebotenen Holzes, (ii) der Nachfrage auf den Holzmärkten und deren Beeinflussung durch den globalen Handel von Rohholz und Holzprodukten, (iii) dem Preis für Holz in Konkurrenz zu Produkten aus anderen Materialien und (iv) Modetrends. Diese Einflussfaktoren sind nur schwer zu beziffern und liegen bis auf die Gestaltung des Holzangebots außerhalb einer forstlichen oder naturschutzfachlichen Beeinflussbarkeit. Aufgrund der internationalen Handelsbeziehungen sind sie national auch nur bedingt (bis nicht) steuer- und prognostizierbar. Hinzu kommt die mögliche Wiederverwendung des Holzes nach seiner ersten Produktlebensphase in verschiedenen weiteren Produktbereichen bis hin zu einer abschließenden thermischen Nutzung (Kaskadennutzung), für die bislang kaum Daten zur Verfügung stehen. Die meisten bisherigen Studien zur Senkenleistung des Holzsektors entsprechen aus diesen Gründen auch eher einer Potentialanalyse als einer Bilanzierung des durch die tatsächliche Holzverwendung nicht freigesetzten CO₂.

2.2.4 Gesamt-C-Bilanzen des Wald- und Holzsektors

Vor dem Hintergrund des Kyoto-Protokolls (1997), dem laufenden Post-Kyoto-Prozess sowie nationalen und europäischen Verpflichtungen zum Schutz des Klimas sind in den vergangenen 5-10 Jahren zahlreiche Studien zur C-Bilanz des Wald- und Holzsektors entstanden. In ihrer Summe bilden sie eine große Bandbreite von räumlichen und zeitlichen Skalen, Methoden und Motivationen ab. So wurden z.B. Studien für einzelne deutsche Bundesländer (PISTORIUS 2007, WÖRDEHOFF et al. 2011, 2012, KLEIN und SCHULZ 2012, KNAUF et al. 2013) und/oder für den Vergleich von verschiedenen Bewirtschaftungsformen, Waldtypen und Regionen (PISTORIUS 2007, SEIDL et al. 2007, NABUURS et al. 2008, PINGOUD et al. 2010, WERNER et al. 2010, HÖLLERL und NEUNER 2011, LIPPKE et al. 2011, BÖTTCHER et al. 2012, FORTIN et al. 2012, HÖLLERL und BORK 2013) erstellt. Eine detaillierte Darstellung der verschie-

denen Ansätze und Ergebnisse zur C-Bilanz des Wald- und Holzsektors würde an dieser Stelle zu weit gehen, die wichtigsten Ergebnisse lassen sich aber wie folgt zusammenfassen:

- Aus Sicht des Klimaschutzes ist die mit einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung einhergehende Nutzung des Rohstoffs Holz aufgrund seiner hohen Material- und Energiesubstitutionspotentiale langfristig günstiger als die Nutzung von Nicht-Holzprodukten.
- Die Holznutzung sollte dabei verbunden sein mit:
 - a) stabil hohen Biomassevorräten, die sich im allgemeinen durch eine standortgerechte Baumartenwahl und strukturreiche Bestände erreichen lassen,
 - b) bodenschonenden Ernteverfahren,
 - c) einer möglichst regionalen Verarbeitung des geernteten Holzes zu möglichst langlebigen Holzprodukten inklusive einer Kaskadennutzung des Holzes, an deren Ende die energetische Verwertung steht („stoffliche vor energetischer Nutzung“).

Die bislang vorliegenden Studien haben sich jedoch im Wesentlichen mit der potentiellen, langfristigen Klimaschutzwirkung der Waldbewirtschaftung befasst. Konflikte mit anderen Nutzungs- oder Schutzzielen, regionale Rahmenbedingungen, die eine klimafreundliche Holzverwendung in der Realität einschränken, oder die Prüfung der kurz- bis mittelfristigen Klimaschutzwirkung bestimmter Bewirtschaftungsstrategien (< 50 Jahre) wurden selten berücksichtigt. Angesichts der Diskussion über die Erreichbarkeit des sogenannten „2°C-Zieles“ (PETERS et al. 2013) bzw. den rasch fortschreitenden Klimawandel (IPCC 2013) und das „5%-Ziel“ der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt rücken diese Aspekte zunehmend in den Vordergrund.

2.3 Zentrale Fragestellungen und methodische Ansätze des Projektes

Aus dem vorhergehenden Überblick zum Stand des Wissens lassen sich vor allem zwei noch unbeantwortete Fragen ableiten:

1. Lässt sich durch den Prozessschutz in Wäldern kurz- bis mittelfristig (< 50 Jahre) eine höhere Klimaschutzwirkung (= Reduktion von Treibhausgasen in der Atmosphäre) erreichen als durch eine naturnahe, vorratschonende Nutzung?
2. Wie hoch ist die Klimaschutzwirkung von Prozessschutz versus naturnaher, vorratschonender Nutzung unter den realen Bedingungen naturschutzfachlich relevanter Waldstandorte?

Schon NABUURS et al. (2008) haben darauf hingewiesen, dass optimale regionale bis lokale Klimaschutzstrategien, die den Wald mit einschließen, umfassende Analysen zu den Synergien und zur Konkurrenz zwischen der C-Speicherung im Wald und der Holznutzung, und zwischen den verschiedenen Nutzungsstrategien des Holzes erfordern. Diesem Ansatz folgend, d.h. auf der Basis regional erhobener Daten zu den Biomassevorräten und Zuwächsen der betrachteten Wälder, dem Ausmaß der getätigten Holznutzung und der realen Holzverwendung ging das vorliegende Projekt den oben genannten Fragen nach. Dazu wurden für drei Modellregionen, zwei Bewirtschaftungsszenarien („Nutzungsverzicht“ und „Z-Baumorientierte Durchforstung gefolgt von Zielstärkennutzung“) über einen Zeitraum von 50 Jahren hinweg flächengenaue Gesamt-C-Bilanzen erstellt und miteinander verglichen. Die Methoden zur Bilanzierung wurden so ausgewählt und weiterentwickelt, dass sie auch für die zukünftige Flächenkulisse des 5%-Ziels in Deutschland angewandt werden können. Mit Blick auf naturräumliche Repräsentativität, Datenverfügbarkeit, Bedeutung für den Biodiversitäts-

schutz und den aktuellen Diskussionsprozess zu Flächenstilllegung und Schutzgebietserweiterung wurden drei Modellregionen in Thüringen ausgewählt: Hainich, Hohe Schrecke und Biosphärenreservat Vessertal-Thüringer Wald (im Folgenden kurz „Vessertal“ genannt).

Die Datenbasis für das vorliegende Projekt bildeten betriebliche Daten (Bestandesinventuren, Holzverkauf und forsttechnischer Aufwand) der Landesforstanstalt ThüringenForst-Anstalt öffentlichen Rechts (AöR), Stichprobeninventurdaten der Forstbetriebsgemeinschaft Hainich für das Teilgebiet „Langula“, der Stadt Mühlhausen für das Teilgebiet „Mühlhausen“, der Nationalparkverwaltung Hainich für das Teilgebiet „Nationalpark Hainich“ und der Naturstiftung David für die Modellregion Hohe Schrecke sowie Befragungen wichtiger Holzhändler der Regionen. Die ThüringenForst-AöR bewirtschaftet den Thüringer Staatswald mit etwa 198.000 ha Waldfläche bzw. 38% der Waldfläche Thüringens (TMLFUN 2012). Als Einheitsverwaltung betreut und berät sie auch kommunale und private Waldbesitzer Thüringens. Die im Bericht verwendeten Daten bilden die aktuellen waldbaulichen und forstbetrieblichen Rahmenbedingungen in Thüringen gut ab und sind aufgrund der hohen Flächen- und Holzmarktpräsenz auf das gesamte Bundesland und strukturell ähnliche Regionen anderer Bundesländer übertragbar. Biomasseentwicklung und Holzernte wurden mit dem Waldwachstumssimulator SILVA (2.2) und einer eigens entwickelten Software (siehe Abschnitt 8.3) abgeschätzt.

Im Vergleich zu bisherigen Studien zur Gesamt-C-Bilanz des Wald- und Holzsektors zeichnet sich das vorliegende Projekt vor allem durch folgende Besonderheiten aus:

- Sehr hohe Flächengenauigkeit durch die Verwendung von betrieblichen Inventurdaten zur Initialisierung der Simulation von Bestandesentwicklung und Holzernte und durch die Verwendung detaillierter forstbetrieblicher Daten zum realen Holzverkauf.
- Regionale Abschätzung der tatsächlichen Holzverwendung durch eine umfassende Analyse der regionalen und überregionalen Holzabnehmerstrukturen und –vermarktungsstrategien in den Modellregionen, der energetischen Aufwendungen zur forstlichen Bewirtschaftung und des ortstypischen Holztransportes.
- Simulation der Bestandesentwicklung von struktur- und vorratsreichen Waldbeständen bzw. Regionen mit hoher naturschutzfachlicher Bedeutung statt gleichaltriger Modellbestände.
- Realitätsnahes Nutzungsszenario (Z-Baum-orientierte Durchforstung mit anschließender Zielstärkennutzung) für naturschutzfachlich relevante Wälder.

3 Charakterisierung der Modellregionen

3.1 Allgemein

Für die vorliegende Studie wurden drei Modellregionen in Thüringen ausgewählt: „Hainich“, „Hohe Schrecke“, und „Biosphärenreservat Vessertal-Thüringer Wald“ (Abb. 1). In Bezug auf die Ziele des Projektes (Kapitel 2) zeichnen sich diese drei Regionen durch folgende Eigenschaften aus:

Gemeinsam repräsentieren die drei Regionen die wichtigsten natürlichen Buchen- und Buchenmischwald-Standorte, einschließlich der Bergmischwälder mit Beteiligung von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Weißtanne (*Abies alba* Mill.) in Deutschland. So weisen die Modellregionen unterschiedliche standörtliche Wuchsverhältnisse auf (sauer bis basisch, geringe bis hohe Nährstoffversorgung, kühl-feuchtes bis warm-trockenes Klima, geringe bis hohe Wasserverfügbarkeit) und repräsentieren unterschiedliche waldbauliche Rahmenbedingungen mit unterschiedlichen Hauptbaumarten.

- Alle drei Regionen umfassen in enger Nachbarschaft sowohl bestehende oder geplante, ausreichend große Prozessschutzflächen als auch vergleichbare regulär bewirtschaftete Bestände oder nach besonderen naturschutzfachlichen Anforderungen bewirtschaftete Bestände. Die politische Debatte zur Unterschutzstellung versus Weiterführung der forstlichen Bewirtschaftung hat in diesen Regionen bereits stattgefunden oder wird im Moment noch geführt.
- Alle drei Regionen liegen im Bundesland Thüringen, für welches das Forstliche Forschungs- und Kompetenzzentrum (FFK Gotha) der ThüringenForst-AöR über umfangreiche Daten zur Forst- und Holzwirtschaft verfügen kann. Dem FFK Gotha obliegt die Forsteinrichtung im Vessertal und die fachliche Begleitung der stichprobenbasierten Waldinventuren im Hainich und der Hohen Schrecke. Zudem kann das Projekt am Standort in Thüringen auf über 10 Jahre gemeinsamer Forschung der ThüringenForst-AöR mit verschiedenen wissenschaftlichen Institutionen zum C-Haushalt und zur Biodiversität von Wäldern aufbauen (z.B. WIRTH et al. 2004a, PROFFT et al. 2009, ERTELD et al. 2005, SCHERER-LORENZEN et al. 2007, WUTZLER et al. 2011).

Die Modellregionen sind forstlichen Wuchsgebieten und -bezirken zugeordnet, deren wichtigste klimatische Parameter in Tabelle 1 zusammengestellt sind.

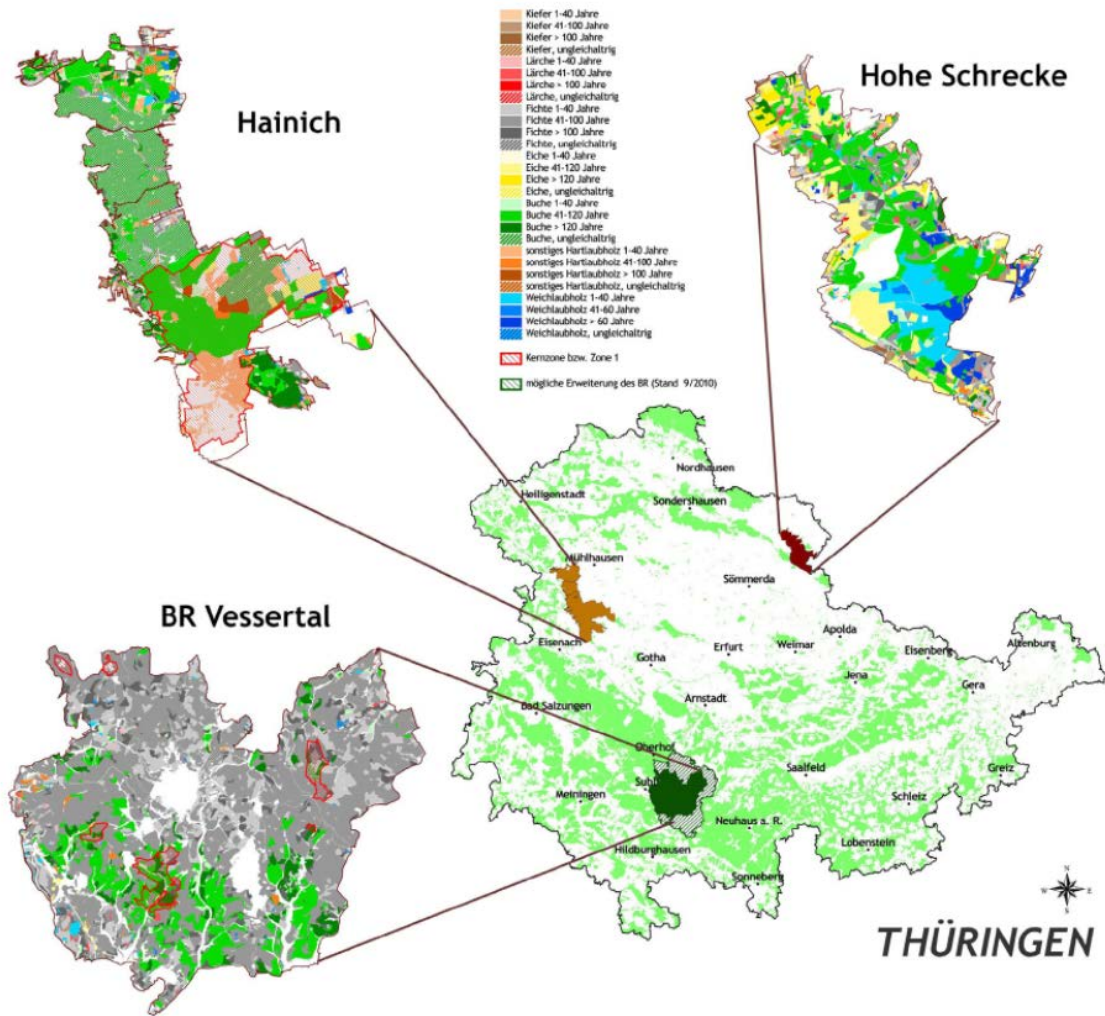


Abb. 1: Geographische Lage und Baumarten- und Altersklassenverteilung der drei Modellregionen.

Tab. 1: Wuchsbezirke der Modellregionen und deren Klimadaten (1961-1990) nach GAUER und ALDINGER (2005). Angegeben sind stets das 10- und 90%-Perzentil und der Mittelwert. ΔT = Temperaturdifferenz zwischen kältestem und wärmsten Monat, TX- De Martone = Trockenheitsindex nach de Martone (N-Veg.zeit/(T-Veg.zeit+10)), KWB = Klimatische Wasserbilanz.

Modellregion	Hainich	Hohe Schrecke	Vessertal
Wuchsgebiet u. -bezirk	Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland. Hainich-Dün (37.23)	Nordthüringisches Trias-Hügelland. Finne-Schrecke-Schmücke-Hügelland (35.08)	Thüringer Gebirge. Mittlerer Thüringer Wald (53.2)
Temperaturwerte (T)			
T-Jahr (°C)	6,7 – 7,9 7,3	7,8 – 8,8 8,8	5,0 – 7,2 6,1
T-Veg.-zeit (°C)	13,1 – 14,5 13,8	14,4 – 15,6 15,0	11,4 – 14,0 12,7
Tage > 10°C (Anzahl)	139 – 156 148	154 – 167 161	114 – 148 131
ΔT (°C)	16,6 – 17,3 16,9	17,7 – 18,1 17,9	17,0 – 17,9 17,4
T-Januar (°C)	-1,8 – (-0,6) -1,2	-1,1 – (-0,3) -0,7	-3,5 – (-1,7) -2,6
T-Juli (°C)	15,0 – 16,5 15,8	16,6 – 17,7 17,1	13,5 – 16,1 14,8
Niederschlag (N)			
N-Jahr (mm)	632 – 889 761	524 – 659 592	858 – 1262 1060
N-Veg.-zeit (mm)	286 – 389 338	268 – 314 291	353 – 507 430
Klimaindices			
TX-DeMartone	11,9 – 16,6 14,2	10,5 – 12,8 11,7	15,1 – 23,3 19,2
KWB - Jahr (mm)	-1 – 317 158	-62 – 59 -2	359 – 661 510
KWB - Veg.-zeit (mm)	-179 – (-30) -105	-182 – (-130) -156	-37 – 102 33

3.2 Modellregion Hainich

Die Modellregion „Hainich“ im Westen Thüringens gehört zum Wuchsgebiet 37 „Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland“, Wuchsbezirk 23 „Hainich-Dün“. Neben dem Teilgebiet „Nationalpark Hainich“ umfasst die Flächenauswahl der Modellregion auch die nördlich gelegenen Teilgebiete „Langula“ und „Mühlhausen“.

3.2.1 Geographie

Der Muschelkalk-Höhenzug „Hainich“ liegt in Mittel-Thüringen am Westrand des Thüringer Beckens, unweit der Städte Eisenach im Südwesten und Mühlhausen im Osten. Die höchsten Erhebungen erreichen knapp 500 m ü.NN. Mit einer Waldfläche von ca. 16.000 ha stellt er das größte zusammenhängende Laubwaldgebiet Deutschlands dar. Der Nationalpark Hainich befindet sich im südlichen Teil des Hainichs und umfasst 7.500 ha (NATIONALPARK-VERWALTUNG HAINICH 2008).

3.2.2 Klima

Das subozeanisch-subkontinental geprägte Klima des Hainich weist in Abhängigkeit von der Geländehöhe Jahresniederschläge von 600-800 mm auf, von denen zwischen 320 und 370 mm während der Vegetationsperiode fallen. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 7-8°C. In den höher gelegenen Plateaulagen werden dagegen nur 6,5-7,0°C erreicht (LAWUF 1997, 2001).

3.2.3 Geologie und Boden

Das Grundgestein ist Muschelkalk, der von pleistozänen Lössablagerungen überdeckt ist. Die Mächtigkeit der Lössablagerungen variiert zwischen 10 und 50 cm und hat einen großen Einfluss auf die Wuchsverhältnisse der Standorte und Bodenbildungsprozesse. An Standorten ohne oder mit einer sehr geringen Lössdecke sind die Bodentypen Rendzina bzw. Terra fusca vorzufinden. Mit zunehmender Mächtigkeit der Lössschicht gehen die Bodentypen in Braunerden und Parabraunerden über. In den sehr lössgeprägten Böden ist aufgrund von starker Lessivierung häufig ein tonhaltiger Stauhorizont ausgebildet, verbunden mit einer Pseudovergleyung. Es dominieren schluffige, lehmige oder tonige Bodenarten. Die Nährstoffverfügbarkeit ist allgemein sehr hoch. Verantwortlich hierfür sind die allgegenwärtigen Kalkeinflüsse und der stets skelettfreie Lößlehm (GAUER und ALDINGER 2005). Gelegentlich wird statt der Trophiestufe „reich“ nur die Stufe „kräftig“ erreicht.

3.2.4 Vegetation

Die Vegetation wird von den natürlichen Waldgesellschaften Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*) und Waldgersten-Buchenwald (*Hordelymo-Fagetum*) dominiert (MUND 2004). Die Hauptbaumart ist die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.). Nebenbaumarten sind in Abhängigkeit von Wasserversorgung, Trophie, Bodentiefe und Bewirtschaftung Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior* L.), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.), Spitzahorn (*Acer platanoides* L.), Hainbuche (*Carpinus betulus* L.), Bergulme (*Ulmus glabra* Huds.), Pappel (*Populus spec.*) und Stiel- sowie Traubeneiche (*Quercus robur* L. und *Q. petraea* Matt.). Vereinzelt kommen Elsbeere (*Sorbus torminalis* L.), Winter- und Sommerlinde (*Tilia cordata* Mill. und *T. platyphyllos* Scop.), Vogelkirsche (*Prunus avium* L.), und Feldahorn (*Acer campestre* L.) vor. Zu den Rändern hin und auf Sonderstandorten sind der Seggen-Buchenwald, Eichen-Hainbuchenwald, Walzenseggen-Erlen-Bruchwald sowie Eschen-Ahorn-Bestände zu finden. Einzelne, kleinflächige Nadelholzbestände kommen nur zerstreut und überwiegend am Rande des Hainichs vor. Auch im Nationalpark Hainich beträgt der Nadelholzanteil nur 3,3% der Stammzahl bzw. 4,1% des Vorrates, wovon jeweils etwa die Hälfte auf die Baumart Fichte entfällt (NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH 2012).

3.2.5 Nutzung und Naturschutz

Die Wälder des Hainichs waren vom 16. Jhd. bis Mitte des 19. Jhd. durch eine intensive Niederwald- oder Mittelwaldbewirtschaftung sowie Waldweide geprägt. Ab Mitte des 19. Jhd. setzten sich allmählich plenterwaldartig bewirtschaftete Hochwälder durch. Für die plenterwaldartige Bewirtschaftung sind die nördlichen Bereiche Langula und Mühlhausen bis heute bekannt. Ihre Bewirtschaftung erfolgt ordnungsgemäß und planmäßig auf Basis forstlicher Betriebswerke. Mit der Übernahme des südlichen Gebietes durch das Militär 1935 (Kindel) und 1965 (Weberstedter Holz) ergab sich eine sehr heterogene Nutzung der Waldbestände des heutigen Nationalparks. Sie reichte von großflächigen Rodungen im Bereich des Übungsbetriebes bis hin zur seltenen, einzelstammweisen Nutzung. Der Nationalpark Hainich wurde im Dezember 1997 gegründet und aktuell sind 91% der Gesamtfläche des Parks ungenutzt. Lediglich Nadelwaldbestände und Weideflächen unterliegen noch einer Bewirtschaftung (TMLFUN 2012). Mit Stand 31.12.2011 wurden dabei im Wald des Nationalparks Nutzungen lediglich noch auf 8 ha Waldfläche gemeldet.

Der Nationalpark Hainich ist ein Teilgebiet des nominierten Sammelgutes „Alte Buchenwälder Deutschland“ zur Erweiterung des UNESCO Weltnaturerbes „Buchenurwälder der Karpaten“ (<http://www.weltnaturerbe-buchenwälder.de/>). Der Nationalpark ist als FFH- und Vogelschutzgebiet nach der Europäischen Fauna-Flora-Habitat Richtlinie und der EG Vogelschutzrichtlinie gemeldet.

3.3 Modellregion Hohe Schrecke

Die Modellregion Hohe Schrecke liegt im Norden Thüringens, angrenzend an Sachsen-Anhalt, und ist Teil der Fläche des Naturschutzgroßprojektes „Hohe Schrecke – Alter Wald mit Zukunft“ der Naturstiftung David. Die Hohe Schrecke befindet sich im Wuchsgebiet 35 „Nordthüringisches Trias-Hügelland“ im Wuchsbezirk 08 „Finne-Schrecke-Schmücke-Hügelland“.

3.3.1 Geographie

Die Modellregion bildet sich aus den Höhenzügen „Schrecke“ und „Schmücke“, die sich in östlicher Richtung zur Finne vereinigen (im Folgenden als „Hohe Schrecke“ zusammengefasst). Es ergibt sich ein 7.668 ha großes, nahezu unzerschnittenes Laubwaldgebiet. Die Höhenlagen reichen von 120 bis 380 m ü.NN. Der dazugehörige Wuchsbezirk hebt sich deutlich sichtbar gegenüber seiner niedriger gelegenen Umgebung – den Unstrutniederungen und dem Thüringer Becken – ab (GAUER und ALDINGER 2005).

3.3.2 Klima

Im Klimabezirk „Thüringer Becken“ gelegen weist die Hohe Schrecke aufgrund der Lage im Regenschatten des Harzes ein (sub-)kontinental-kollin getöntes Klima mit relativ trockenen und heißen Sommern und kalten Wintern auf. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt in den höheren Lagen 8°C und schwankt je nach Höhenlage zwischen 8,4 und 7,0°C. Die mittleren Jahresniederschläge variieren in Abhängigkeit von der Geländesituation zwischen 525 und 660 mm (GAUER und ALDINGER 2005, LAWUF 2001).

3.3.3 Geologie und Boden

Die Hohe Schrecke wird von stark reliefierten Buntsandsteinhügel- und -bergländern mit sanften Oberflächenformen gebildet. Der Wuchsbezirk wird aus Gesteinen des Unteren und Mittleren Buntsandsteins gebildet. Die Böden sind überwiegend leichte, sandige lössbeeinflusste Braunerden mittlerer Trophie, neigen oft jedoch auch zur Podsolierung und gelegentlich zur Pseudovergleyung. Nur am Südrand kommt man in den Einflussbereich der Finne-Störungszone mit einer aufgeschlossenen Muschelkalkserie. Hier sind vor allem basenreiche Bodentypen wie Rendzina und Terra fusca zu finden (LAWUF 2001).

3.3.4 Vegetation

Große Teile der Hohen Schrecke entsprechen der natürlichen Vegetation der boden-sauren Buchenwälder, vor allem dem Hainsimsen-(Eichen-)Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*) und dem Flattergras-Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum milietosum*). Das Naturschutzgebiet „Hohe Schrecke“ (3.437 ha) im Besonderen umfasst sehr strukturreiche, unzerschnittene Buchen(misch)wälder wie Hainsimsen-Traubeneichen-Mischwälder und Winkelseggen-Erlen-Eschenwälder. In den Bereichen des Muschelkalkes kommen Waldgersten-Buchenwälder (*Hordelymo-Fagetum*) und Waldmeister-Buchenwälder (*Galio odorati-Fagetum*) vor (FRITZLAR et al. 2000; GAUER und ALDINGER 2005).

3.3.5 Nutzung und Naturschutz

Jahrhundertlang wurde das Gebiet vergleichsweise extensiv bewirtschaftet. Nach 1932 blieb es als militärisches Sperrgebiet weitgehend unberührt. Ein Großteil der Hohen Schrecke gehört zum europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000, zum FFH- und EU-Vogelschutzgebiet „Hohe Schrecke – Finne“ (5.732 ha). Zudem befinden sich hier die Naturschutzgebiete „Finnberg“ (73 ha) und „Hohe Schrecke“ (3.437 ha). Letzteres stellt das flächenmäßig größte Naturschutzgebiet Thüringens dar und umfasst im zentralen Bereich einen Naturentwicklungsraum von 635 ha, welcher dem vollständigen Prozessschutz gewidmet ist. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um in Pioniergehölz- und Gebüschsukzessionsstadien befindliche ehemalige Schießbahnen des Truppenübungsplatzes, welche aber in den Randlagen auch spätsukzessionale Altholzbestände einschließen. Dieser Teil der Hohen Schrecken stellt zudem ein besonders wertvolles Reproduktionsgebiet für die Wildkatze dar.

Seit Juli 2009 gehört die Hohe Schrecke zum Naturschutzgroßprojekt „Hohe Schrecke – Alter Wald mit Zukunft“. Im Rahmen dieses Projektes setzen sich Anrainerkommunen der Hohen Schrecke, die Naturstiftung David als Projektträger, der Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, die Zoologische Gesellschaft Frankfurt sowie weitere Partner aus Wirtschaft, Verwaltung und Verbänden für den langfristigen Erhalt des Waldes und eine naturschutzgerechte Regionalentwicklung ein. Im Mittelpunkt des Projektes steht ein ungewöhnlich intensiver Wechsel von genutzten und ungenutzten Waldbereichen im Kommunal-, Landes- und Privatwald. Das Naturschutzgroßprojekt wird über das Förderprogramm "chance.natur - Bundesförderung Naturschutz" vom Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bauen und Reaktorsicherheit gefördert. Das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft fördert im Rahmen der Regionalentwicklung schwerpunktmäßig Maßnahmen im umgebenden landwirtschaftlich geprägten Projektgebiet. Bis 2021 sollen rund 25% des bewaldeten Projektgebietes unter Prozessschutz gestellt werden. Die verbleibenden 75% der Waldfläche sollen modellhaft besonders natur-

nah und unter vorbildlicher Berücksichtigung des Artenschutzes gleichwohl gewinnorientiert bewirtschaftet werden.

3.4 Modellregion Vessertal

Die Modellregion Vessertal befindet sich inmitten des Thüringer Waldes. Als Gebietskulisse diente das gleichnamige Biosphärenreservat in seinen Grenzen aus dem Jahr 2010. Die Modellregion gehört zum Wuchsgebiet 53 „Thüringer Gebirge“ und zum Wuchsbezirk 2 „Mittlerer Thüringer Wald“.

3.4.1 Geographie

Das Vessertal ist ein charakteristischer Landschaftsausschnitt aus dem Mittleren Thüringer Wald. Dieser ist repräsentativ für die mitteleuropäischen Mittelgebirge. Die Modellregion liegt zwischen den Orten Suhl, Ilmenau und Schleusingen und umfasst eine Fläche von ca. 17.000 ha. Mit dem Großen Beerberg (983 m ü.NN) und dem Schneekopf (978 m ü.NN) befinden sich die zwei höchsten Berge des Thüringer Waldes innerhalb des Reservates. Das Vessertal wird überwiegend durch das Mittelgebirge Thüringer Wald, einem Teil des Thüringisch-Fränkischen Mittelgebirges, geprägt. Im Gegensatz zu den anderen naturräumlichen Haupteinheiten des Thüringisch-Fränkischen Mittelgebirges ist der Thüringer Wald ein stark zertaltes Kammrückengebirge. Tief eingeschnittene Täler, wie das Vessertal, das Nahetal und das Schortetal, geben der Landschaft ihre charakteristische Prägung.

3.4.2 Klima

Im Gebiet des Biosphärenreservates Vessertal herrscht ein atlantisch geprägtes, gemäßigt kühl-feuchtes, schneereiches Mittelgebirgsklima mit einer durchschnittlichen Schneebedeckung in den Kammlagen von 150 Tagen im Jahr (TMLFUN 2011). Als massiver Querriegel zur regenbringenden Hauptwindrichtung Südwest hat der Thüringer Wald selbst erheblichen klimabildenden Einfluss. Er bewirkt Stau- und Föhn effekte und trennt als Klimascheide eine maritim getönte Luv- von einer kontinentaler getönten Lee-Seite (Nordostabdachung). Die deutliche klimaregionale Differenzierung hat großen Einfluss auf die unterschiedlichen Vegetationsausbildungen und z.T. auch Nutzungstraditionen.

Die mittleren Jahresniederschläge der höchsten Erhebungen betragen rund 1.300 mm. Im Höhengürtel von 650-800 m ü.NN. liegen die Werte bei 1.000mm. An der Nordseite, dem Leebereich, sinken die Niederschläge mit weiter abnehmender Höhenlage schneller als im südlich gelegenen Luvbereich. In einer Höhe von 400 m beträgt die jährliche Niederschlagsmenge noch ungefähr 800 mm. Die Jahresdurchschnittstemperaturen liegen je nach Höhenlage zwischen 4 und 7°C. Die Durchschnittswerte der Temperatur während der Vegetationsperiode (Mai-September) reichen von 11 bis 20°C.

Klimatisch unterschiedlich verhalten sich: a) Kammlagen über 800 m ü.NN (sehr raues Kammklima mit hohen Niederschlägen, einem geringen Jahrestemperaturmittel und häufigen Starkwinden. Vegetationszeit 110-120 Tage.), b) Höhengürtel 650-800 m ü.NN (stark wind- und schneebruchgefährdeter Höhengürtel, je nach Reliefgestalt, Luv- und Lee-Region allerdings sehr unterschiedliche Niederschlagssummen. Vegetationszeit 120-130 Tage.), c) Mittlere Berglagen 450-650 m ü.NN (das hier besonders gegensätzliche Relief differenziert exponierte, ungeschützte und geschützte Regionen; für Fichte noch z.T. optimale Klimabedingungen, für Rotbuche und auch Weiß-Tanne und Edellaubhölzer z.T. günstige Klimabedin-

gungen. Vegetationszeit 130-140 Tage.) und d) Untere Berglagen unter 450 m ü.NN (temperaturbegünstigt und zusätzlich durch die Reliefgliederung geschützt; günstige Wuchsbedingungen für Laubbaumarten, auch Linde und Eiche treten häufiger auf. Vegetationszeit 140-150 Tage (LAWUF 1997, 2001).

3.4.3 Geologie und Boden

Das Vessertal hat Anteil an zwei regionalgeologischen Einheiten, dem eigentlichen Thüringer Wald und dem Thüringer Schiefergebirge. Der geologische Untergrund besteht überwiegend aus Sedimenten (Konglomerate, Sandsteine und Schiefertone) und Ergussgesteinen (v.a. Porphyre, Porphyrite, Granite) des Rotliegenden und kleinflächig aus kambrischen Tonschiefern. Als Bodentypen überwiegen Braunerden. An steilen Oberhängen kommen Ranker, in den Auenbereichen Gleyböden und in den Kammlagen auch organische Böden (Torfe) vor. Hinsichtlich der standortsbedingten Wuchsleistung repräsentiert die Modellregion Vessertal überwiegend wüchsige Waldstandorte. Rund 70% der Waldfläche weisen mittlere Trophieverhältnisse auf, hinzukommen aber auch sehr reiche und sehr arme Standorte.

3.4.4 Vegetation

Der Waldanteil im Vessertal liegt bei knapp 90% und wird von Fichtenreinbeständen dominiert (ca. 60% der Gesamtwaldfläche). Von Natur aus würde die Fichte (*Picea abies* Karst.) nur in den Kammlagen dominieren. Auf der Südabdachung des Gebirges finden sich aber auch großflächig naturnahe Bergmischwälder, in denen die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) dominiert (Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*)), ca. 20% der Gesamtwaldfläche). Die Weißtanne (*Abies alba* Mill.) besitzt hier eines ihrer letzten Vorkommen im Thüringer Wald. Auf Sonderstandorten wie kleinen Tälern, an steilen, schattigen oder geröllreichen Hängen etc. lassen sich in geringer Ausdehnung weitere Laubwaldgesellschaften mit Gemeiner Esche, Bergulme (*Ulmus glabra* Huds.), Spitz- und Bergahorn, Schwarzerle (*Alnus glutinosa* L.), Zitterpappel (*Populus tremula* L.), Faulbaum (*Frangula alnus* Mill.) sowie Birken (*Betula* spec.) und Weiden (*Salix* spec.) finden. Die unbewaldeten Flächen sind meist Bergwiesen mit und ohne Beweidung sowie einige bedeutende Hochmoore, die zum Flächenschluss durch Sukzession neigen.

3.4.5 Nutzung und Naturschutz

Die Ursprünge des Biosphärenreservats Vessertal-Thüringer Wald liegen im Naturschutzgebiet „Vessertal“. Das NSG Vessertal, welches 1.384 ha umfasst, wurde bereits im September 1939 eingerichtet und stellt somit eines der ältesten deutschen Naturschutzgebiete dar. Im Jahr 1959 wurde die erste Totalreservatfläche, ca. 27 ha Wald und 13 ha Grünland, als "Naturwaldzelle" ausgewiesen (HIEKEL 2005). Bereits 1979 wurde das Biosphärenreservat Vessertal-Thüringer Wald durch die UNESCO als Biosphärenreservat anerkannt. Letzte Flächenvergrößerungen stammen aus den Jahren 1986 und 1990 (TREß und ERDTMANN 2006). Entsprechend der UNESCO-Regularien sind innerhalb des Biosphärenreservats Vessertal-Thüringer Wald mit insgesamt 17.081 ha drei Zonen mit unterschiedlicher Nutzungsintensität ausgewiesen. Die Kernzone mit einem aktuellen Anteil von ca. 3,3% umfasst neben dem ursprünglichen Naturschutzgebiet Vessertal auch die Teile weiterer Talsysteme sowie verschiedene kleinere Hochmoore. Die Pflegezone hat einen Anteil von 11,4% und konzentriert sich im Wesentlichen um die Kernzonen. Mit rund 85% nimmt die Entwicklungszone den überwiegenden Teil der Fläche ein (TMLNU 2003). Basierend auf der Koalitionsvereinbarung

der gegenwärtigen Landesregierung in Thüringen und ausgehend von der Forderung zur Gebietserweiterung entsprechend der Anforderungen der UNESCO hinsichtlich Flächengröße und Zonierung wurde 2011 und 2012 ein moderierter öffentlicher Diskussionsprozess geführt. Die betreffenden Gespräche sollten die Möglichkeiten für die Erweiterung und Entwicklung des Biosphärenreservats einschließlich einer erweiterten Kernzone mit den Vertretern der Region, den Kommunen, den Tourismusverbänden, den Landnutzern, den Vertretern der Wirtschaft, den Vereinen und Verbänden sowie den Bürgern ausloten (www.zukunft-vessertal-thueringer-wald.de).

Als ein Modellgebiet der UNESCO für nachhaltige Entwicklungen sollen im Reservat in vorbildlicher Weise die Wälder naturnah bewirtschaftet und vorrangig die Fichtenbestände außerhalb der Kammregion wieder zu stabilen, laubholzreichen Bergmischwäldern umgebaut werden. Vor allem durch Naturverjüngung und gezielte Förderung von Rotbuche, Bergahorn, Weißtanne und weiteren Baumarten sollen sich strukturreiche Waldlebensräume entwickeln, die gleichzeitig ertragreiche Wirtschaftswälder sind. Das Ziel, der Weißtanne wieder einen Baumartenanteil von 2-5% zu verschaffen, soll durch Saat und Pflanzung, Einzelschutz, Voranbauten und Kleingatter im Wesentlichen im Umkreis von Altannen erreicht werden.

4 Recherche, Aufbereitung und Bearbeitung von Naturraum- und Naturdaten

4.1 Allgemein

Die Datenbasis der Bestandessimulation (siehe Kapitel 7) bildeten bereits vorhandene, aktuelle forstliche Stichprobeninventuren im 200*200 m-Raster in den Modellregionen Hohe Schrecke und Hainich, Teilgebiet Langula und Nationalpark Hainich, sowie Abfragen aus der forstlichen Flächentaxation der Forsteinrichtung im zuvor generierten 200*200 m Raster für die Modellregion Vessertal und das Teilgebiet Mühlhausen der Modellregion Hainich. Die permanente Stichprobeninventur im Teilgebiet Langula der Modellregion Hainich lag ursprünglich im Raster 100*100 m vor. Dieser Datensatz wurde in Anlehnung an die anderen Stichprobeninventuren auf ein Raster von 200*200 m reduziert.

4.2 Naturraumdaten

Der verwendete Waldwachstumssimulator SILVA (Version 2.2) des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München (PRETZSCH et al. 2002) adjustiert die jeweiligen Wuchsbedingungen am Waldort anhand von Standortvariablen, mit deren Hilfe die Entwicklung von Baumhöhe, Durchmesser, Kronenbreiten, Kronenlänge usw. gesteuert wird (vgl. BIBER et al. 2000). Die Mindestanforderung an die Parametrisierung des Standortes (Registerkarte „Grob“) sieht dabei vor, die Parameter der Prognoseregion anzugeben, die sich hauptsächlich aus der forstlichen Standortskartierung ergeben. Am Waldort vorherrschende Klimabedingungen wie die Dauer der Vegetationszeit, Jahres-Temperaturamplitude und Mitteltemperatur sowie Niederschlag in der Vegetationszeit und der Ariditätsindex nach DeMartone können zwar detailliert eingegeben werden, ersatzweise kann jedoch auch, wie im vorliegenden Projekt geschehen, der forstliche Wuchsbezirk ausgewählt werden. Den vorgegebenen Wuchsbezirken sind die Klimabedingungen nach GAUER und ALDINGER (2005) hinterlegt (vgl. Tab. 1). Ergänzend müssen die geographische Breite, die Geländehöhe über Meeresspiegel, die Hangexposition und die Hangneigung eingegeben werden. Angaben zur Bodenfrische erfolgen in Anlehnung an die 9-stufige Skala von WOLFF et al. (1998). Gleiches gilt für die 5-gliedrige Angabe zum Bodennährstoffangebot.

Mit Hilfe von ArcGIS 9.3 wurden die Standortinformationen der Kennung des Stichprobenpunktes bzw. Inventurplots (im folgenden kurz „Plot“ genannt) hinzugefügt. Zutreffende Naturraumdaten wurden dazu jeweils räumlich konkret für den Ort des Aufnahmepunktes im 200*200 m-Raster ermittelt. Benutzt hierfür wurden:

- die GIS-Layer zu den Wuchseinheiten von ThüringenForst-AöR (Stand 01.01.2011),
- das digitale Geländehöhenmodell Thüringens (DGM5),
- geländemorphologische Analysen zu Hangrichtung, Hangneigung (und Sturmexponiertheit des Geländes) für Thüringen auf Basis des DGM5 von SOSSNA et al. (2011),
- das GIS-Shape zur forstlichen Standortskartierung von ThüringenForst-AöR (Stand 01.01.2011).

Für die wenigen standortkundlich noch nicht kartierten Flächenbereiche in der Hohen Schrecke und im Hainich wurde ersatzweise die bodenkundliche Ansprache aus der Waldbiotopkartierung nach §5 ThürWaldG verwendet (GIS-Shape zur Waldbiotopkartierung, Stand 01.01.2011). Einzelne fehlende Bodeninformationen wurden händisch über unmittelbare Nachbarschaften zu bekannten Plots abgeleitet oder unter Zuhilfenahme des digitalen Ge-

ländehöhenmodells und der Bodenübersichtskarte (BÜK 400 nach SCHRAMM et al. 1997) über räumliche Interpolationen ermittelt.

Alle Waldorte außerhalb des Freistaates Thüringen – also Flächenbereiche der Hohen Schrecke im Nachbarbundesland Sachsen-Anhalt – für die keine Berechtigung zur Verwendung von Daten vorlag (und deren Naturraumdaten in Thüringen ohnehin nicht vorrätig sind) wurden im Projekt nicht berücksichtigt. Mit Hilfe des aktuellen Orthofotodatensatzes (THÜRINGENFORST-AÖR unver.) aus dem Aufnahmezeitraum 2008 bis 2011 wurden in den Modellregionen Hohe Schrecke und Hainich Plots ausgewiesen, die stark verlichtet waren oder auf ehemals offenen Flächen mit militärischer Vornutzung ein sehr frühes Sukzessionsstadium aufwiesen (erkennbare Panzerfahrwege, Schussbahnen, Reste militärischer Anlagen). Diese Bereiche wurden ebenfalls ausgeschlossen, da sie einen Sonderfall der Waldentwicklung repräsentieren, der nicht Gegenstand dieser Arbeit ist (siehe Kapitel 2). Betroffen waren insgesamt 46 Plots in der Hohen Schrecke und 148 Plots im Hainich.

4.3 Naturaldaten

Wie oben bereits erwähnt, wurden vorzugsweise die aktuellsten Daten forstlicher Stichprobeninventuren verwendet. Lagen solche Daten in den Modellregionen nicht vor, wurde auf aktuelle Flächentaxationen der Forsteinrichtung zurückgegriffen. Während die Stichprobeninventuren einen eindeutigen Stichtag aufweisen, erfolgten die Flächentaxationen im Rahmen der Forsteinrichtung in Thüringen innerhalb der letzten Jahre zumeist forstamtsweise zu verschiedenen Stichtagen (Tab. 2). Die den Bestandesansprachen zugrundeliegenden Arbeitsanweisungen wurden im Laufe dieser Inventuren nur geringfügig modifiziert (vgl. THÜRINGENFORST 1998; THÜRINGENFORST 2010). Die Daten werden in der eigens für Forstbetriebe entwickelten Datenbanklösung (Datenspeicher Wald 2) mit Hilfe waldwachstumskundlicher Funktionen und Regeln jährlich automatisiert fortgeschrieben. Vollzüge (Holzernte) werden dabei – soweit im System konsequent gebucht – automatisiert eingepflegt und verrechnet.

In der Hohen Schrecke konnte die Stichprobeninventur aus 2010 genutzt werden, die zur Erstellung des Pflege- und Entwicklungsplans im Naturschutzgroßprojekt „Hohe Schrecke – Alter Wald mit Zukunft“ in Auftrag gegeben wurde (NATURSTIFTUNG DAVID 2010). Im Hainich konnte im Teilgebiet Nationalpark Hainich die zweite Stichprobeninventur von 2010 genutzt werden (NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH 2012, GROßMANN et al. 2013). Gleiches galt für das Teilgebiet Langula und dessen zweite Stichprobeninventur aus dem Jahr 2004 (TLWJF 2004).

Tab. 2: Naturaldatenbasis dieser Studie. Parameter in Klammern wurden nur an Stichprobenpunkten erhoben oder lagen methodenbedingt nicht stän-
dig vor. SPI = Stichprobeninventur.

Modellregion	Inventurver- fahren	Jahr	Einzel- baumdaten	Derbholzinventur			Verjüngung		
				Parameter	BHD (cm)	Probekreis (m ²)	Kenngroße	Höhe (m) bzw. BHD (cm)	Probekreis (m ²)
Hohe Schrecke	SPI	2010	ja	Art Position BHD (Höhe)	7-24,9 25-49,9 >/=50	200 500 1000	Art Häufigkeit	Höhe: 0,2-0,5 0,51-1,5 1,51-3 >3	2*4 2*4 2*4 50
Hainich									
I. NP-Hainich	SPI	2010	ja		- wie zuvor -		Art Häufigkeit	Höhe: 0,2-0,49 0,5-1,29 BHD <7	jeweils auf 7,07
II. Langula	SPI	2004	ja	Art Position BHD Höhe	7-19 19,1-29 >29	100 200 500	Art Häufigkeit Deckungsgrad	Höhe: 0,2-0,5 0,51-1,3 1,31-3 >3	jeweils auf 25
III. Mühlhausen	Flächentaxa- tion	2011	nein	Art Ø BHD Ø Höhe Grundfläche (Stammzahl)	Mittelwerte der Fläche je Schicht und Art		Art (Ø BHD) (Ø Höhe) (Grundfläche) (Stammzahl)	sporadisch Mittelwerte der Fläche je Schicht und Art	
Vessertal					- wie Mühlhausen -				

Im Teilgebiet Mühlhausen und in der Modellregion Vessertal wurde die Flächentaxation der Forsteinrichtung aus zum Teil unterschiedlichen Taxationsdurchgängen verwendet. Betroffen waren im Vessertal Teilflächen von insgesamt vier Forstämtern und deren Forsteinrichtungen: Thüringer Forstamt Frauenwald (ca. 50% der Fläche des Vessertals, Inventurjahr 2009), Schönbrunn (ca. 25%, 2006), Oberhof (ca. 20%, 2010) und Gehren (ca. 5%, 2009). Das Teilgebiet Mühlhausen ist dem Thüringer Forstamt Hainich-Werratal zugordnet und wurde zuletzt 2003 eingerichtet. Die Inventurdaten der Flächentaxation wurden über den Datenspeicher Wald stets auf das Stichjahr 2011 aktualisiert. Tabelle 2 fasst die wesentlichen Unterschiede und Gemeinsamkeiten der verwendeten Naturaldaten und die Methoden zu deren Aufnahme zusammen. Bei der Datenaufbereitung und Standardisierung mussten vor allem unterschiedliche Probekreisgrößen, Baumklassen und Inventurverfahren zur Verjüngung beachtet werden.

Beim Zugriff auf die Flächentaxationen der Forsteinrichtung musste hinsichtlich der räumlichen Genauigkeit ein Kompromiss zwischen der tatsächlichen Plotlage und der bis dato kleinsten GIS-fähigen Flächeneinheit der Forstinventur und -kartographie eingegangen werden. Die Flächentaxation weist zwar im Rahmen der klassischen Gliederung i.S.v. Forstamt, Revier, Abteilung, Unterabteilung und Teilfläche verschiedene Haupt- und Nebenbestände aus, kartiert wurde jedoch nur die Teilfläche. Deshalb musste der Einfachheit halber davon ausgegangen werden, dass der jeweilige Plot im generierten 200*200 m-Raster stets den Hauptbestand der Teilfläche beschreibt. Entsprechend flossen nur die Naturaldaten des Hauptbestandes in die Bilanzen dieses Projektes ein. Beachtet wurden jeweils die Baumarten des Oberstandes, Zwischen- und Unterstandes. Baumarten aus flächenanteiligen Bestandesschichten wurden grundflächengewichtet auf die volle Bestandesfläche übertragen, damit sie vom Strukturgenerator in SILVA berücksichtigt werden konnten.

Die Naturaldaten beider Inventurvarianten wurden mit Hilfe von Access-Datenbanken einer Fülle von Plausibilitätskontrollen unterzogen. Die Schwerpunkte lagen hierbei auf der Beseitigung von Flüchtigkeits- und Tippfehlern, wenigen Ergänzungen von Datenlücken (v.a. der Grundfläche via Schlussgrad, Ertragstafelgrundflächen, Grundflächen der Schicht und Baumartenanteile an der Schicht usw.), Prüfungen und Ergänzung der Dimensionsangaben, der Reduktion der tatsächlichen Baumindividuen im Probekreis anhand der Distanzangabe zwischen Baum und Plot-Mittelpunkt, und der Klärung unklarer Baumartenzuordnungen. Für die Verwendung von SILVA wurden je Plot folgende Zielgrößen bereitgestellt: Baumart(en), mittlerer Brusthöhendurchmesser, mittlere Baumhöhe, Grundfläche und Stammzahl. Außerdem erfolgten Baumartenzuordnungen und Datenaggregationen zu den neun SILVA-konformen Baumartengruppen (Kapitel 7).

Für Plots ohne Derbholzinformation wurde geprüft, ob Informationen zur Verjüngung an diesen Plots vorlagen. War dies der Fall, so wurden diese ebenfalls aufbereitet und an SILVA übergeben. Zusätzlich wurde vermerkt, in wie vielen Jahren bzw. ab welcher Simulationsperiode und mit welchen Kennwerten diese Verjüngung durchschnittlich in das Derbholz einwachsen würde. Diese Plots wurden in SILVA separat behandelt und als „späterer Derbholzeinwuchs“ in alle anschließenden Bilanzen aufgenommen (Abschnitt 7.4.3).

Zur Charakterisierung der Verjüngung dieser Plots mussten mit Hilfe der Ertragstafelsammlung von SCHÖBER (1995) Annahmen getroffen werden, um Grundflächenhaltung, Brusthöhendurchmesser, Baumhöhe und Stammzahlhaltung aus dem aktuellen Befund in die Zukunft (den Zeitpunkt des Einwuchses) übertragen zu können. Verwendet hierfür wurden die zum Teil spärlichen Angaben zur Häufigkeit der Verjüngung in den Inventuren, die Hoch-

rechnung der aufgenommenen Verjüngung auf Stammzahlen je Hektar, Angaben zum Schlussgrad, zu Höhenklassen und zu Schätzungen des Pflanzenalters auf Basis des BHD und/oder der Baumhöhe sowie Annahmen zur Baumartenbonität auf Basis der durchschnittlichen Standortmerkmale der Modellregionen. Insgesamt wurde auf diesem Wege Einwuchs auf 4 Plots in der Hohen Schrecke, 101 Plots im Vessertal und 139 Plots im Hainich und damit 0,3%, 2,8% bzw. 6,1% der gesamten Zahl an Plots abgebildet. Plots und Baumarten mit sehr geringer Verjüngungsdichte (Schlussgrade und Baumartenanteile von weniger als 0,1) blieben unberücksichtigt.

Anhand der Grunddaten zur Verjüngungssituation wurde auch der mittlere C-Vorrat in der weitestgehend flächenhaft vorhandenen Verjüngung mit BHD < 7 cm, im Folgenden auch „latente“ Verjüngung genannt, quantifiziert (siehe Abschnitt 8.4). Im Gegensatz zu den Abschätzungen des Bestandeseinwuchses wurde der C-Vorrat in der „latenten“ Verjüngung als langfristig konstant angenommen und basierte auf dem gesamten Naturaldatensatz der einzelnen Modellregionen, für den auch Naturraumdaten lückenlos vorlagen. Die Verjüngungsdichten und die Baumarten- und Größenverteilungen wurden stets so detailliert wie möglich bestimmt. Die Biomasse- bzw. C-Schätzungen konnten anschließend jedoch nur auf Basis von Höhenklassen und für Baumartengruppen erfolgen (Abschnitt 10.1.2).

Für die Parametrisierung von SILVA sind Baumhöhen erforderlich. Diese wurden aus den Stichprobeninventuren unter Verwendung gemessener Baumhöhen je Baumartengruppe für die Grundflächenmittelstämme anhand der Petterson-Höhenkurvenfunktion geschätzt (Gleichung 1, Abb. 2). Tabelle 3 gibt Auskunft über Datenumfang, Formelparameter und Schätzgüten der Höhenkurvenfunktionen.

Gleichung 1:

$$h_{BHD} = \left(\frac{BHD}{a_0 + a_1 * BHD} \right)^3$$

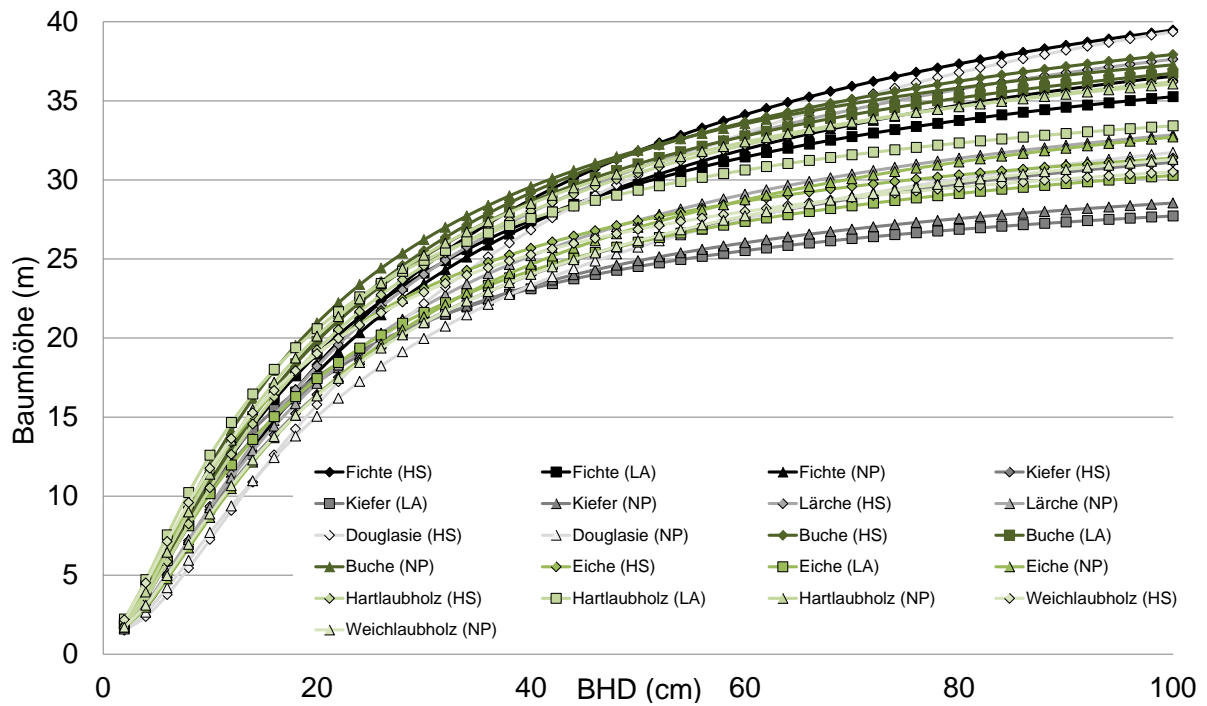


Abb. 2: Petterson-Höhenkurvenfunktionen für Baumartengruppen in den Modellregionen Hohe Schrecke (HS), Hainich Teilgebiet Langula (LA) und Teilgebiet Nationalpark Hainich (NP). Die Funktionen wurden anhand von Unterstichproben mit Baumhöhenmessungen parametrisiert.

Tab. 3: Stichprobenumfang, maximale und minimale Baumhöhen sowie die Parameter der Petterson-Höhenkurvenfunktion je Baumartengruppe für die Modellregionen mit Stichprobeninventuren.

Baumartengruppe	Anzahl Messungen	Baumhöhen (m)		Petterson-Parameter			
		Maximum	Minimum	a0	a1	R ²	
Hohe Schrecke							
Fichte	1	1336	44	4,1	2,30	0,27	0,795
Tanne	2	0					
Kiefer	3	395	33,1	6,7	2,05	0,30	0,519
Lärche	4	473	46,7	7,0	2,19	0,28	0,600
Buche	5	1474	48,9	4,2	1,91	0,28	0,762
Eiche	6	528	41,4	6,4	1,56	0,31	0,558
Douglasie	7	35	40,2	16,5	2,83	0,27	0,708
Hartlaubholz	8	373	40,1	6,1	1,90	0,29	0,685
Weichlaubholz	9	453	41	5,3	1,47	0,31	0,571
Langula							
Fichte	1	391	35,3	5,8	1,88	0,29	0,748
Tanne	2	0					
Kiefer	3	25	25,9	9,6	1,48	0,32	0,311
Lärche	4	0					
Buche	5	7836	48,6	2,7	1,84	0,29	0,822
Eiche	6	42	35,5	8,6	1,76	0,31	0,797
Douglasie	7	0					
Hartlaubholz	8	991	41	4,9	1,46	0,30	0,804
Weichlaubholz	9	1	12,4	12,4			
NP Hainich							
Fichte	1	388	34,9	5,5	2,20	0,28	0,777
Tanne	2	0					
Kiefer	3	92	30,5	4,6	1,64	0,32	0,499
Lärche	4	51	34	15	2,05	0,30	0,326
Buche	5	4982	58,5	3	1,69	0,29	0,781
Eiche	6	343	38	4,6	2,19	0,30	0,778
Douglasie	7	15	26,5	4	2,43	0,30	0,791
Hartlaubholz	8	2352	47,7	4	1,74	0,29	0,774
Weichlaubholz	9	394	39	4	2,08	0,30	0,694

5 Spezifikation der Modellregionen

Der Umfang nutzbarer Plot- und Naturaldaten wurde aus verschiedensten Gründen bis zum tatsächlichen erfolgreichen Durchlauf durch den Waldwachstumssimulator SILVA eingeschränkt (vgl. Abschnitt 12.2). Die für die Modellierung verwendeten Daten repräsentierten infolgedessen einen Ausschnitt der oben beschriebenen Naturräume Hohe Schrecke, Hainich und Vessertal, der im Folgenden ausführlich charakterisiert wird.

5.1 Datenausstattung

Ein erfolgreicher Modelldurch- und Rücklauf eingespeister Daten konnte im Projekt für die in Tabelle 4 angegebene Anzahl an Plots je Modellregion erzeugt werden. Da in einem 200*200 m Raster jeder Plot 4 ha repräsentiert, wurden damit Holzbodenflächen zwischen 5.768 ha (Hohe Schrecke) und 14.232 ha (Vessertal) abgedeckt. Insgesamt repräsentierten die für die Modellierung verwendeten Daten rund 29.000 ha Holzbodenfläche. Das entspricht 5,6% der Holzbodenfläche des Freistaates Thüringen (TMLFUN 2012).

Tab. 4: Datenausstattung und repräsentierte Flächengröße der Modellregionen.

Modellregion	Plotanzahl (N)	Holzbodenfläche der Modellregion (ha)
Hohe Schrecke	1.442	5.768
Hainich	2.286	9.144
Vessertal	3.558	14.232
Gesamt	7.286	29.144

5.2 Naturraum und wuchsrelevante Parameter

Naturgemäß unterschieden sich die Informationen zu Topographie, Exposition und Höhenlage in den Modellregionen zum Teil erheblich voneinander. Tabelle 5 gibt einen Überblick über die Spannweite der vorkommenden Bedingungen.

Tab. 5: Mittelwert und Spanne der für die Modellierung verwendeten Naturraumangaben der Modellregionen.

Modellregion	Höhe ü.NN (m)	Hang-Exposition (°)	Hang-Neigung (°)
Hohe Schrecke	293 (163 – 380)	190 (0 – 360)	8 (0 – 25)
Hainich	383 (242 – 490)	152 (0 – 360)	5 (0 – 30)
Vessertal	698 (418 – 981)	178 (0 – 360)	13 (0 – 33)

In den Modellregionen bestehen zudem deutliche Unterschiede in den Nährstoffausstattung (Abb. 3). In Anlehnung an WOLF et al. (1998) wurden die Ergebnisse der forstlichen Standortkartierung in Thüringen in fünf Trophiestufen überführt. In der Hohen Schrecke dominieren „mittlere“ und „kräftige“ Standorte, während von reichen Verhältnissen nur für etwa 10% der Modellregion ausgegangen werden kann. Im Hainich sind dagegen fast ausnahmslos „reiche“ und „kräftige“ Standorte zu finden, wobei die „reiche“ Nährkraftstufe deutlich überwiegt. Im Vessertal herrschen mit einem Flächenanteil von 73% „mittlere“ Standorte vor.

„Ziemlich arme“ und „kräftige“ Substrate finden sich auf 15 bzw. 11%. „Nährstoffarme“ Böden wurden nur im Vessertal, und auch hier nur auf 0,3% der Fläche kartiert.

Die Übertragung der thüringenspezifischen Wasserhaushaltsstufen in den bundesweiten Schlüssel des Wasserhaushaltes der forstlichen Standortaufnahme nach WOLF et al. (1998) ergab in allen drei Modellregionen sehr ähnliche Verhältnisse. Diese reichten von mäßig trockenen bis zu frischen Standorten, wobei jeweils „mäßig frische“ Bedingungen am häufigsten zu finden waren. Nur sehr kleine Bereiche in den Modellregionen weisen auch besonders trockene oder stau- und grundwasserbeeinflusste Böden auf (Abb. 4).

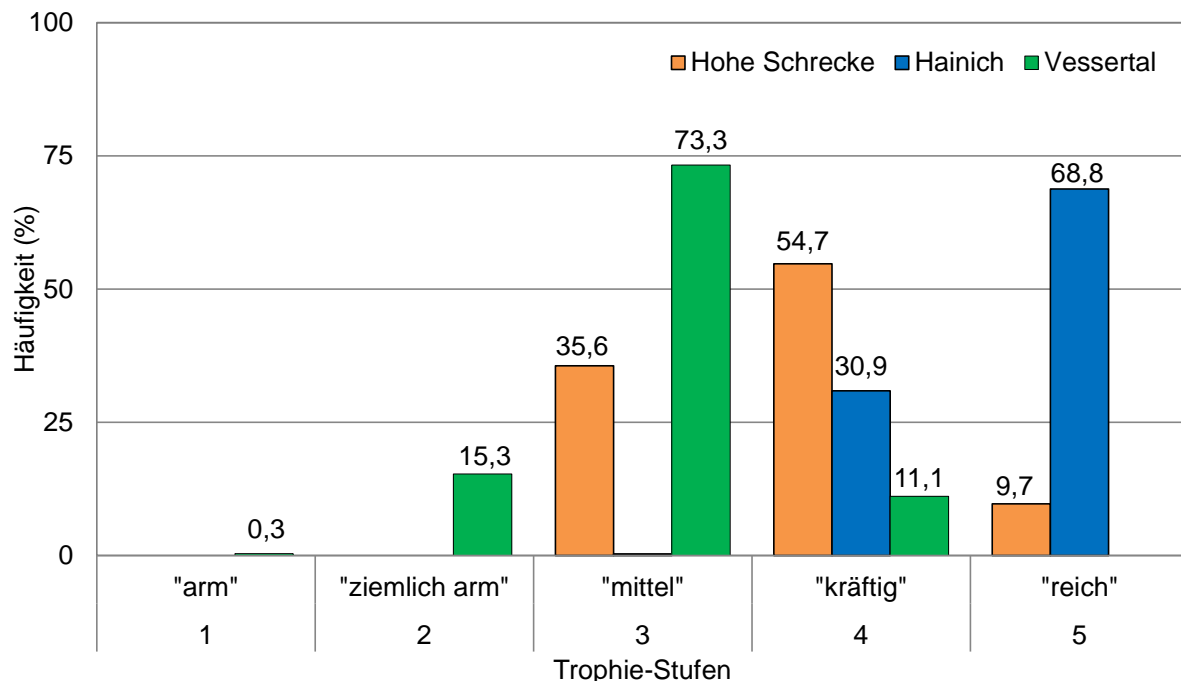


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der Nährkraft- bzw. Trophiestufen in den Modellregionen.

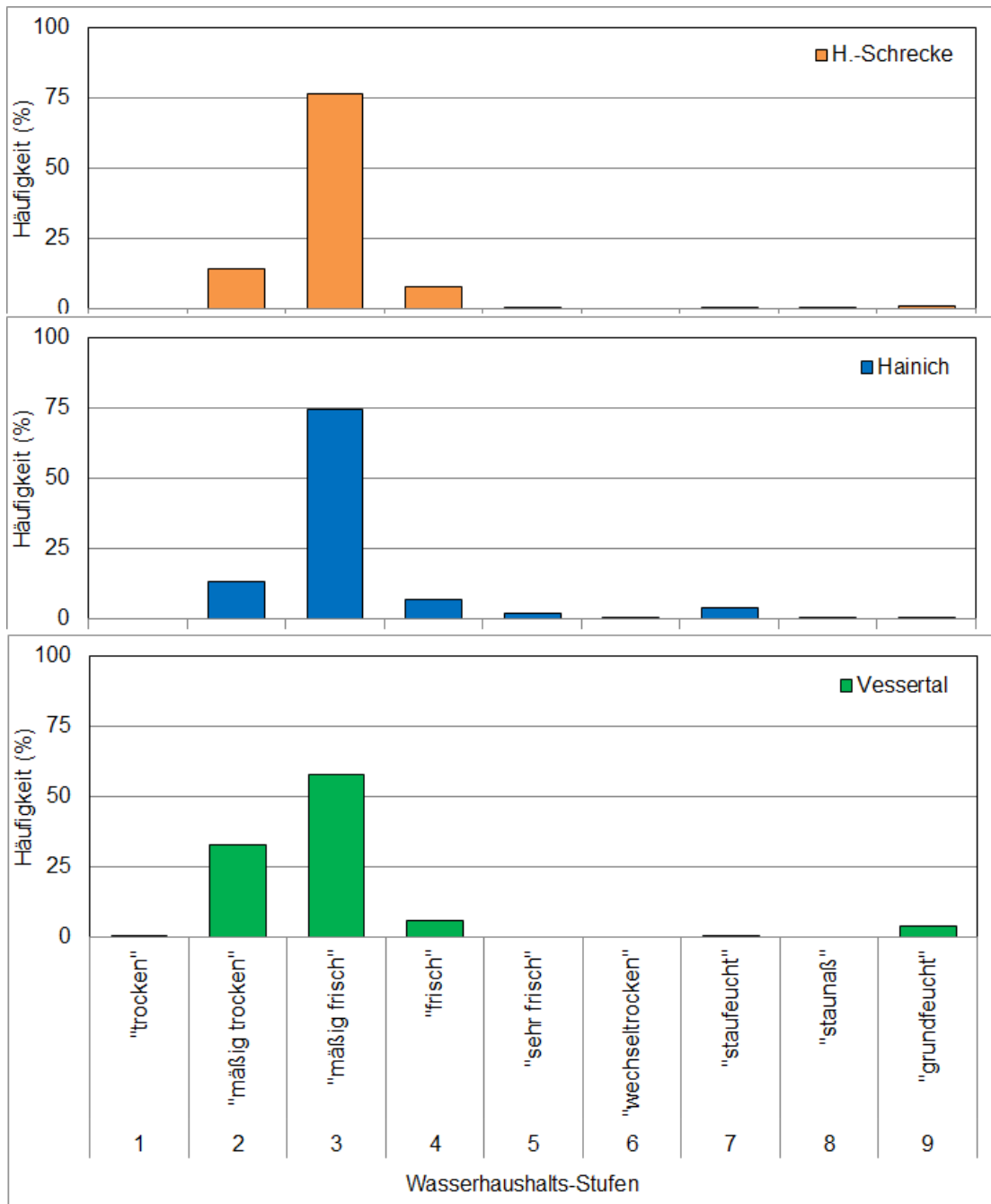


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung der Wasserhaushaltsstufen in den Modellregionen.

5.3 Naturalausstattung

5.3.1 Baumartenausstattung

Die Modellregionen Hohe Schrecke und Hainich sind laubholzdominiert (Tab. 6 und Abb. 5). Es überwiegt die Baumartengruppe Buche mit einem Anteil am Holzvorrat von jeweils mehr als 50%, gefolgt von Eiche bzw. Hartlaubholz. Das Nadelholz beider Modellregionen (12 bzw. 3,6%) ergibt sich größtenteils aus der Baumartengruppe Fichte. Die Modellregion Vessertal wird dagegen von der Baumartengruppe Fichte dominiert (etwa 3/4 des Holzvorrates). Andere Nadelbaumarten kommen zwar vereinzelt vor, nehmen in den einzelnen Plots jedoch weniger als einen Prozentpunkt ein. Der Laubholzanteil beträgt 23% und wird von der Baumartengruppe Buche dominiert (22%).

Tab. 6: Baumartenverteilung in den Modellregionen auf Basis der Vorratssumme.

Baumartengruppe	Hohe Schrecke	Hainich (%)	Vessertal
1 Fichte	12,1	3,6	75,4
2 Tanne	0,0	0,0	0,0
3 Kiefer	0,0	0,5	0,0
4 Lärche	4,5	1,0	0,5
5 Buche	50,2	68,0	22,1
6 Eiche	21,9	4,4	0,2
7 Douglasie	0,3	0,2	0,4
8 Hartlaubholz	5,5	20,6	1,1
9 Weichlaubh.	5,6	1,6	0,3
Nadelholz	16,8	5,3	76,4
Laubholz	83,2	94,7	23,6

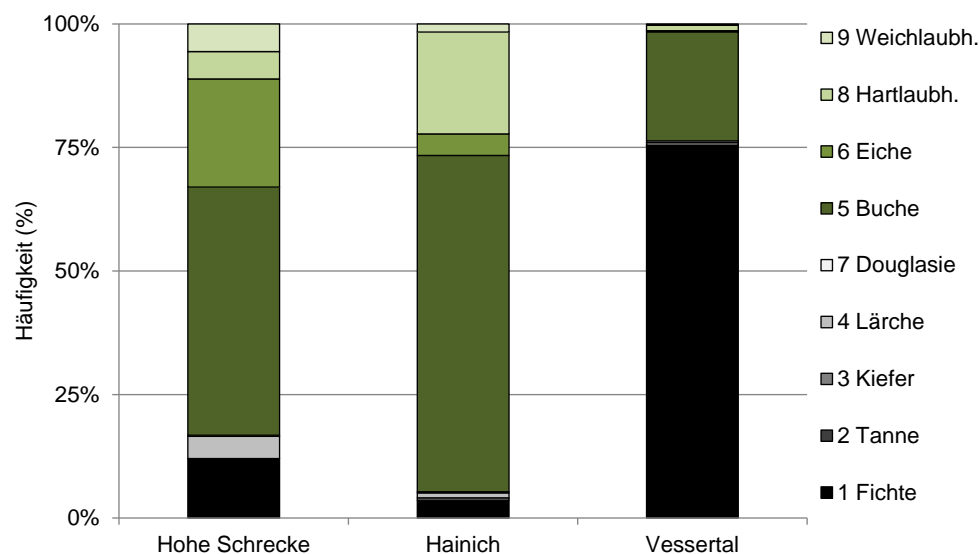


Abb. 5: Baumartenverteilung in den Modellregionen auf Basis der Vorratssumme.

5.3.2 Altersstruktur, Grundflächen- und Vorratsstruktur

Die in SILVA eingelesenen Inventurdaten wurden vor der Generierung der mittleren Bestandesstruktur („Strukturgenerator“, Abschnitt 7.1 und 7.4) hinsichtlich Durchmesser- und Grundflächen- und Vorratsstruktur analysiert. Diese Analyse gibt den Ausgangszustand der Waldwachstumssimulation wieder. Die durchschnittlichen Grundflächen der Modellregionen lagen zu Beginn der Simulationen zwischen 27 und 31 m²/ha und die entsprechenden durchschnittlichen Vorräte zwischen 328 Vfm/ha (Vessertal) und 398 Vfm/ha (Hohen Schrecke) (Tab. 7).

Die Derbholzvorräte für das Teilgebiet Nationalpark Hainich waren trotz der oben beschriebenen Spezifikationen zur Plotauswahl nur um rund 20 m³/ha höher als die mittleren Derbholzvorräte des gesamten Nationalparks, einschließlich der Pionierwaldflächen (368 m³/ha, GROßMANN et al. 2013). Gleiches gilt für die Modellregion Hohe Schrecke. Der in SILVA eingelesene Datensatz ergab einen durchschnittlichen Vorrat von 398 Vfm/ha, die gesamte Stichprobeninventur, inklusive der Flächen des benachbarten Bundeslandes, von 392 Vfm/ha (www.hohe-schrecke.net).

Für das Teilgebiet Langula ergab die Auswertung der Forsteinrichtung 2001 einen durchschnittlichen Vorrat von ca. 340 Vfm/ha (TRIOPS 2001) und die permanente Stichprobeninventur im Jahr 2004 von 407 Vfm/ha (ERTELD et al. 2005). Für die Plenterwälder des gesamten Hainich-Dün Gebietes ermittelten HESSENMÖLLER et al. (2012) mittlere Derbholzvorräte von 400 Vfm/ha.

Mittlere Grundfläche (27 m²/ha) und Vorratshaltung (328 m³/ha) im Vessertal (Tab. 7) erscheinen für fichtendominierte Altersklassenwälder recht hoch. Ursache hierfür könnte sein, dass dem jeweiligen Plot stets die Naturalinformation des Hauptbestandes der Teilfläche zugeordnet wurde. Ein Vergleich mit den Forsteinrichtungen der Forstämter und Reviere aus der Modellregion Vessertal lässt jedoch den Schluss zu, dass Grundfläche und Vorrat im für SILVA generierten Datensatz nicht überschätzt wurden. So liegen die mittleren Vorräte der Staatswaldflächen der Forstämter Gehren, Frauenwald und Oberhof zwischen 275 und 350 Vfm/ha. Einzelne Reviere im Vessertal erreichen Maximalwerte von fast 400 Vfm/ha (THÜRINGENFORST 2013).

Tab. 7: Vorrat und Grundfläche der Modellregionen zu Beginn der Simulation. G = Grundfläche, V = Derbholzvorrat.

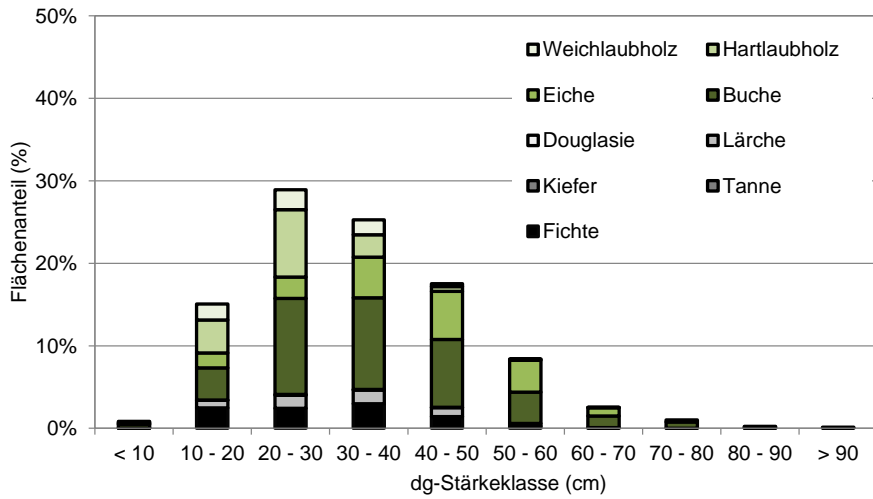
Modellregion	Plotanzahl (N)	Plotfläche (ha)	Summe G (m²/Region)	Summe V (Vfm/Region)	Mittel G (m²/ha)	Mittel V (Vfm/ha)
Hohe Schrecke	1.442	5.768	176.133	2.294.541	31	398
Hainich	2.286	9.144	252.028	3.525.864	28	386
Vessertal	3.558	14.232	380.137	4.669.513	27	328

Aus den Abbildungen 6 und 7 wird deutlich, welche Baumarten und Dimensionen in den drei Modellregionen flächenbedeutende Anteile einnehmen. Insbesondere mit Blick auf die Vorratsverteilung der Modellregionen ist davon auszugehen, dass die relativ gleichmäßige Verteilung der Vorräte auf Stärkeklassen in den Modellregionen Hainich und Hohe Schrecke in den nächsten Jahrzehnten zu ebenso gleichmäßigen und stabilen Verhältnissen zwischen Vor- und Endnutzung führen wird. Starkholz war nur im Hainich und in der Hohen Schrecke

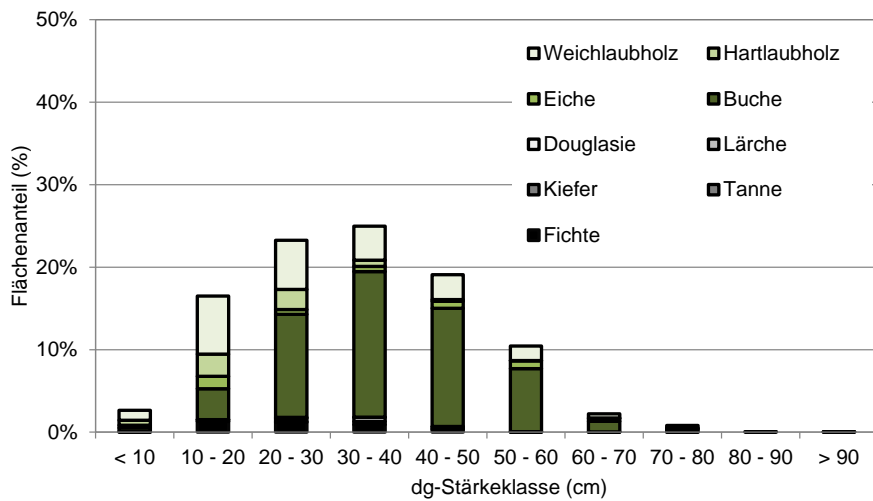
zu finden und wurde durch Buche und Eiche gestellt. Die Stärkeklassen unter 10 cm und 10-20 cm waren in allen Modellregionen unterrepräsentiert.

Der Überhang im mittelstarken Fichtenholz in der Modellregion Vessertal, hauptsächlich verursacht durch (Wieder-) Aufforstungswellen in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts, ist typisch für die Mittelgebirgsregionen Deutschlands. Dieser Überhang lässt vermuten, dass sich das Verhältnis von Vor- zu Endnutzung im Vessertal in den nächsten Jahrzehnten ändern wird. Zielstärkenorientierte Holzernten werden ab Erreichen der Stärkeklasse 4 (40-50 cm) deutlich zunehmen und hohe, ansteigende Nutzungen verursachen, sofern nicht andere Bewirtschaftungsgrundsätze und natürliche Gegebenheiten die waldbauliche Freiheit dazu wesentlich einschränken. Allmählich wächst auch die Buche im Vessertal in stärkere, nutzbare Dimensionen auf größeren Flächenanteilen ein. Die Anstrengungen des Waldumbaus der letzten beiden Jahrzehnte werden im Vessertal – zwar auf niedrigem absolutem Niveau – durch etwa 30% Buchenanteil an der Stärkeklasse 1 sichtbar. Sie wirken sich allerdings noch nicht wesentlich auf die Relation in der Stärkeklasse 2 aus (dort weniger als 15% Buche zu 85% Fichte).

Hohe Schrecke



Hainich



Vessertal

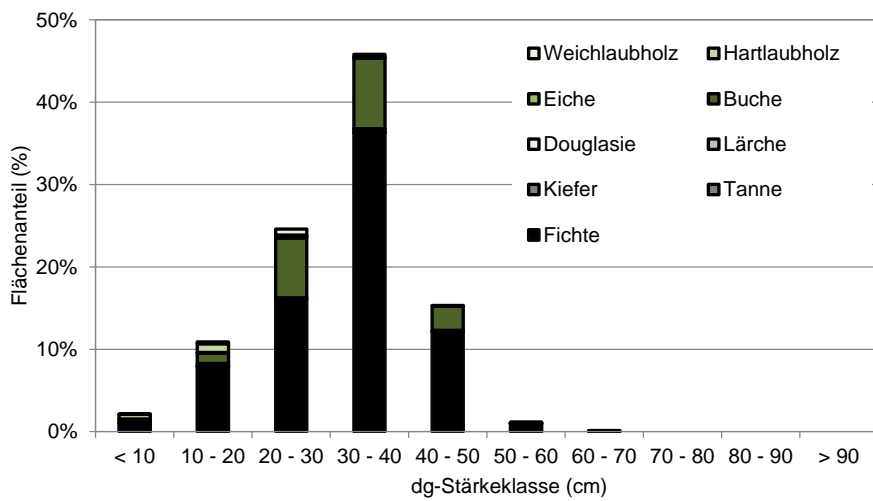
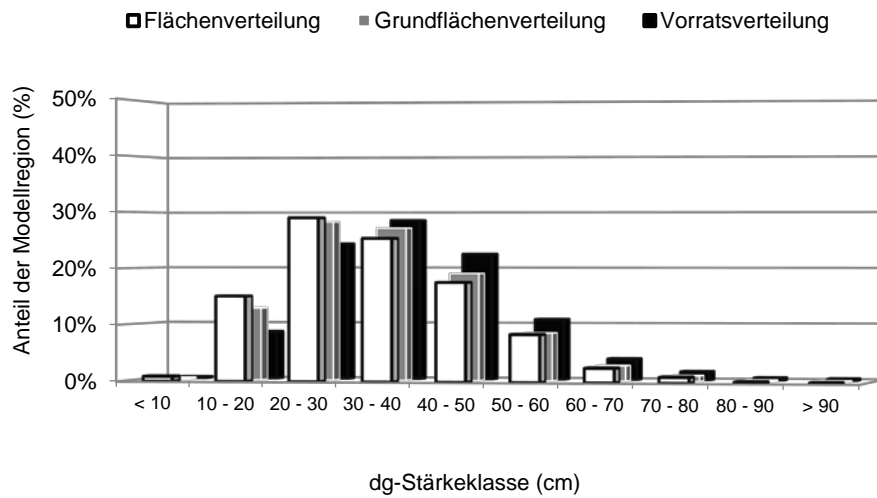
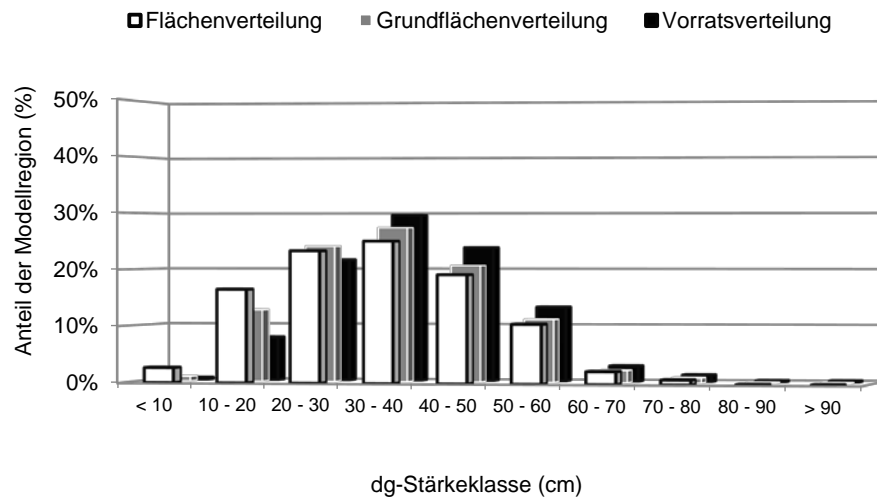


Abb. 6: Durchmesserverteilungen des Grundflächenmittelstammes (dg).

Hohe Schrecke



Hainich



Vessertal

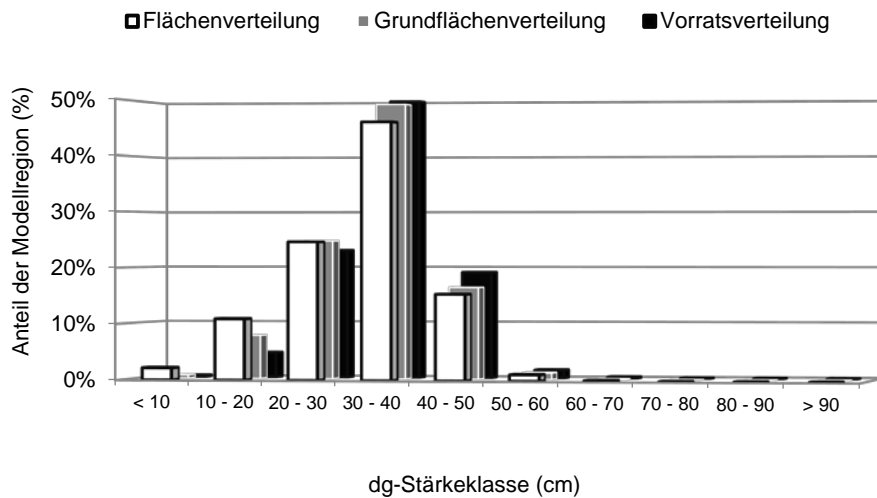


Abb. 7: Verteilung von Fläche, Grundfläche und Vorrat auf die Stärkeklassen (Durchmesserklassen) des Grundflächenmittelstammes (dg).

6 Definition der Bewirtschaftungsszenarien

In allen drei Modellregionen wurde die Bestandesentwicklung und Holzentnahme für zwei Szenarien simuliert: „ohne Bewirtschaftung“, im Folgenden auch „Schutzszenario“ oder kurz „Schutz“ genannt, und „mit Bewirtschaftung“, auch „Nutzungsszenario“ oder kurz „Nutzung“ genannt. Das Bewirtschaftungsszenario umfasste zwei zentrale waldbauliche Grundsätze: Z-Baum-orientierte Durchforstungen im 5-jährigen Turnus und Zielstärkennutzung.

Die konkreten Einstellungen in SILVA (Tab. 8) folgten weitestgehend den ThüringenForst-spezifischen Grundlagen und Vorgaben zur waldbaulichen Behandlung von Beständen verschiedener Baumarten (Landeswaldprogramm, TMLNU 2006), Grundsatzterlass 3/2004 zu den „Waldbaugrundsätzen für den Staatswald Thüringens einschließlich der Behandlungsrichtlinien der Hauptbaumarten“ (TMLNU 2004, THÜRINGENFORST 2012). Die ThüringenForst-AöR wirtschaftet in Anlehnung an diese Grundlagen und Vorgaben naturnah und nach folgenden Waldbaugrundsätzen, die für die waldbauliche Behandlung in den Modellregionen von realer, praktischer Bedeutung sind:

- Förderung der Entwicklung artenreicher naturnaher Mischwälder,
- Förderung bzw. Beibehaltung von Ungleichaltrigkeit und Stufigkeit,
- Konsequente Ausrichtung der Waldpflege am Ausleseprinzip,
- hochdurchforstungsartige Pflege der Bestände,
- Stabilisierung des Einzelbaumes ist wesentliches Merkmal der Pflege,
- Zielstärkennutzung im Altbestand.

Tab. 8: Programmeinstellungen zur Durchforstungssimulation in Anlehnung an TMLNU (2004).

Baumarten-gruppe	Jungbestand (h _o < 14m)	Altbestand (h _o > 14m)	Z-Bäume (Stck/ha)	Endnutzung (h _o > 27,5m)	Zielstärke (cm)	max. Ziel-prozent (%)
Fichte	Z-Baum-orientierte Durchforstung Entnahme 1 Bedränger pro Eingriff 2 Eingriffe im Jahrzehnt maximale Entnahme 80Vfm/Eingriff G-Haltung nach optimalen B° (ASSMANN U. FRANZ)		150	Zielstärken-Nutzung 2 Eingriffe im Jahrzehnt	50	95 (d.h. 5% starkes Totholz, Horst- und Höhlenbäume usw.)
Tanne			150		50	
Kiefer			150		50	
Lärche			150		50	
Douglasie			125		60	
Buche			100		60	
Eiche			100		60	
Hartlaubholz			100		60	
Weichlaubholz			150		45	

Die Behandlungsrichtlinie der Hauptbaumarten (TMLNU 2004) sieht in älteren Beständen aller Baumarten relativ stark geführte Eingriffe vor, die in der SILVA-Programmierung mit Hilfe von jeweils zwei Eingriffen je Jahrzehnt bzw. einem Eingriff je 5-jähriger Simulationsperiode umgesetzt wurden. Nur für Laubhölzer im Jungbestand passte diese allgemeine Programmeinstellung nicht zur Forderung aus der Richtlinie nach mäßigen und weniger häufig geführten Eingriffen in der Jugend. Nach THÜRINGENFORST (2012) ist „ein Bearbeitungsintervall von 5-7 Jahren [...] anzustreben.“

Die angenommenen Z-Baum-Zahlen (Tab. 8) ergaben sich zumeist aus Angaben zu möglichen Spannweiten für die jeweilige Baumartengruppe in der Behandlungsrichtlinie von 2004. Die Richtlinie versucht, schlechtere und bessere Standorte zu berücksichtigen, Kalamitätsrisiken zu kompensieren oder auch unterschiedliche Werterwartungen durch einen Spielraum bei der Z-Baum-Zahl-Vorgabe in den Abwägungsprozess einfließen zu lassen. Für die hier übernommenen Grundeinstellungen wurden stets mittlere Werte aus der Richtlinie verwendet. Gleiches gilt für die Festlegung der Zielstärke auf Basis der Behandlungsrichtlinie. Verglichen mit dem Grundsatzerlass aus dem Jahre 2004 sind im letzten Planungspapier des Jahres 2012 etwas geringere Zielstärken und reduzierte Z-Baum-Zahlen vorgesehen. Diese geringeren Wertevorgaben – z.B. nur noch 100 Z-Bäume für die Fichte oder 80 Z-Bäume im Buchenbestand bei 50-60 cm Zieldurchmesser – flossen in dieser Studie in die SILVA-Parametrisierung der Durchforstung allerdings nicht ein, da sie erst während des laufenden Projektes veröffentlicht wurden und deshalb nicht mehr berücksichtigt werden konnten. Die in der vorliegenden Studie verwendeten Vorgaben für die Zielstärken passen aber gut mit den Festlegungen bei RÜTHER et al. (2007) für das naturnahe und für das naturschutzorientierte Bewirtschaftungsszenario für Niedersachsen überein, welche der Kohlenstoffstudie von WÖRDEHOFF et al. (2011) für Niedersachsen zu Grunde liegen.

Die Festlegung der maximalen Entnahmemenge je Eingriff von 80 Vfm/ha ist als obere Grenze der Eingriffsintensität zu verstehen. Es ist nicht davon auszugehen, dass diese Eingriffsstärke im 5-jährigen Turnus regelmäßig erreicht wird. Andererseits wird in THÜRINGENFORST (2012) darauf hingewiesen, dass die Effizienz bei weniger intensiv geführten Eingriffen abnimmt und deshalb die Entnahme von ca. 80 bis 100 Vfm/ha und Eingriff möglichst erreicht werden sollte. Für besonders kostenintensive Maßnahmen im sehr steilen Seilkranngelände wird sogar ein einziger stark geführter Eingriff im Jahrzehnt mit mindestens 100 Vfm/ha verlangt. Bei Nutzungsmengen über ca. 100 Vfm/ha wird im normal bewirtschaftbaren Gelände für zwei Eingriffe im Jahrzehnt mit jeweils geringeren Entnahmen votiert, zumal bei starken Eingriffen beispielsweise bei der Fichte eine Verringerung der Bestandesstabilität zu befürchten ist (CLASEN et al. 2008). RÜTHER et al. (2007) setzen für Durchforstungsszenarien in Niedersachsen Hiebsmengen je Eingriff zwischen 25 und 110 Vfm/ha fest.

Die Vorgabe für die SILVA-Nutzungssimulationen von 95% der maximal möglichen Holzerntemenge im Rahmen der zielstärkenorientierten Endnutzung sollte der Forderung des naturnahen Waldbaus in Thüringen nach mehr Totholz, Altholzinseln, Horst- und Höhlenbäumen im zielstarken Bestand Rechnung tragen (Habitatbaum- und Totholzkonzept, vgl. TMLFUN 2009 und TLWJF 2009). Die Absicht, nennenswerte Mengen an ausreichend starkem, stehenden und liegenden Totholz aufzubauen sowie Horst- und Höhlenbäumen zu erhalten, wird speziell auch für die Hohe Schrecke durch Festlegungen zum Waldbau verlangt (NATURSTIFTUNG DAVID 2011). THÜRINGENFORST (2012) gibt auf bereits verjüngten Bestandesflächen im Staatswald allgemein vor, dass auf die Nutzung von Restvorräten unter ca. 50 Vfm/ha verzichtet werden kann. Vor diesem Hintergrund ergaben die gewählten Einstel-

lungen von SILVA einen periodischen Zugang starken Totholzes von bis zu 5 Efm/ha*5 Jahre.

Ein Vergleich verschiedener Nutzungsvarianten, z.B. Schirmschlagbetrieb, Plenterwaldbewirtschaftung oder auch ein länger aussetzender Betrieb, wurde im Rahmen dieser Studie nicht durchgeführt. Insbesondere mit Blick auf die Übertragbarkeit der Ergebnisse des vorliegenden Projektes auf andere ökologisch besonders wertvolle und schützenswerte Wälder in Deutschland („5%-Flächenkulisse“) erschien die Zielstärkennutzung als die der waldbaulichen Realität am nächsten kommende Variante.

7 Modellierung der Bestandesentwicklung und Holzernte

7.1 Modellauswahl

Waldwachstumsmodelle bilden dynamische Veränderungen des Baumbestandes eines Waldes ab. Im Vordergrund steht bei diesen Modellen zumeist die Vorhersage des Zuwachses an Holzvolumen in Abhängigkeit von Bestandesalter, Standort und Bewirtschaftung (Prognosemodell). Um die Benutzerfreundlichkeit dieser Modelle zu erhöhen, wurden viele in Computer-Software integriert, die man allgemein als „Waldwachstumssimulatoren“ bezeichnet. Mittlerweile stehen für die unterschiedlichen Zielsetzungen eine Vielzahl derartiger Waldwachstumssimulatoren zur Verfügung, aus denen der für die vorliegende Frage- bzw. Zielstellung und den vorliegenden Datensatz jeweils am besten passende Simulator auszuwählen war.

Modelle, bei denen das Wachstum auf Grundlage von physiologischen Prozessen simuliert wird, werden als Prozessmodelle bezeichnet und erfordern zumeist umfangreiche und detaillierte Eingangsparameter. Ein Beispiel hierfür ist das Modell 3-PG (Physiological Principles Predicting Growth) von LANDSBERG und WARING (1997). Darüber hinaus gibt es Modelle, die speziell auf die Auswirkungen des Klimawandels zugeschnitten sind wie beispielsweise FORECAST (KIMMINS et al. 1999) und 4C (FORESEE - Forest Ecosystems in a Changing Environment, (BUGMANN et al. 1997). Gap Modelle sind für die Simulation von natürlichen Sukzessionen über lange Zeiträume hinweg ausgelegt. Schließlich stehen auch Programme zur Verfügung, die die Modellierung der C-Sequestrierung zum Ziel haben, wie z.B. CO2Fix (SCHELHAAS et al. 2004). In der forstlichen Literatur kommen wegen ihrer hohen regionalen Passgenauigkeit bislang vor allem statistische Einzelbaum-Modelle wie BWINPro (NAGEL et al. 2002) und SILVA (PRETZSCH et al. 2002) zum Einsatz. Sie basieren zumeist auf den Ergebnissen langjähriger Dauerversuchsflächen (empirisch-statistische Modelle).

Mit Blick auf die Projektziele und die verfügbaren Daten (Kapitel 2 und 5) wurden für die Modellauswahl folgende Kriterien angelegt:

- Einzelbaummodell, da nur mit diesem Modelltyp das Wachstum ungleichaltriger Mischwälder oder Wälder im Übergang zu größerem Strukturreichtum prognostiziert werden kann
- Positionsunabhängiges (distanzunabhängiges) Modell, da nicht alle verfügbaren Inventurdatensätze Baumpositionen beinhalteten (Tab. 2)
- Möglichkeit, die beiden Bewirtschaftungsszenarien „Schutz“ und „Nutzung“ (Kapitel 6) zu simulieren und das geerntete Holz unterschiedlichen Sortimenten zuzuordnen
- Parametrisierung liegt für die vorkommenden Baumarten und Wuchsverhältnisse vor

Sowohl BWINPro als auch SILVA können positionsunabhängige Prognosen zum Wachstum von Einzelbäumen erstellen. Während BWINPro als positionsunabhängiges Modell konzipiert ist, kann SILVA über einen „Strukturgenerator“ anhand von Inventurdaten (ohne Stammfußkoordinaten) realitätsnahe Abbildungen der Bestände auf Einzelbaumbasis generieren. Beide Modelle bieten zudem die Möglichkeit, Bestände gemäß den Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“ zu simulieren und das geerntete Holz verschiedenen Sortimenten zuzuweisen. Die Ergebnisse werden jeweils in Form von zusammengefassten Bestandes-Mittelwertlisten oder Einzelbaumlisten ausgegeben.

Die Abschätzung von Mortalität und Verjüngung bildete angesichts eines geplanten Simulationszeitraumes von 50 Jahren ein weiteres, wichtiges Auswahlkriterium. Zugleich war eine

automatisierte Fortschreibung der Bestandesentwicklung notwendig, um die großen Datenmengen von über 7.400 Inventurplots innerhalb der Projektlaufzeit zu simulieren.

BWINPro hat gegenüber SILVA den Vorteil, über ein Einwuchs- und Verjüngungsmodell zu verfügen. Bei SILVA fehlt diese Möglichkeit, und es mussten Ersatzlösungen (Abschnitt 7.4.3 und 8.4) gefunden werden. SILVA verfügt aber über ein sogenanntes „Standort-Leistungs-Modell“, welches mit forstlichen Standortinformationen und Inventurdaten ausreichend initialisiert werden kann und so die Wuchsverhältnisse beliebiger Regionen in Deutschland abbilden kann (Abschnitt 7.2). BWINPro ist bislang nur für Niedersachsen und Sachsen parametrisiert. Ein wesentliches Problem bei der Verwendung von BWINPro war zudem, dass das Bestandesalter als Startwert für die Simulationen benötigt wird, dieses aber für die meisten inventarisierten Bestände nicht vorlag oder es sich um ungleichaltrige Bestände handelte. SILVA hingegen kann das Bestandesalter aus Bestandes- und Lagedaten seines Standort-Leistungs-Modells schätzen. Zudem verfügt SILVA über die Möglichkeit des automatisierten Einlesens und der Fortschreibung von Inventurdaten, was angesichts der großen Datensätze im vorliegenden Projekt von großem Vorteil war (Abschnitt 7.3). Zusammenfassend erschien für das vorliegende Projekt SILVA gegenüber BWINPro als das vorteilhaftere Modell. Aus diesem Grund wurde die Entwicklung der Bestände in allen Modellregionen mit SILVA simuliert.

7.2 Grundlagen des Modells SILVA

Der Waldwachstumssimulator SILVA (2.2), welcher bereits seit den neunziger Jahren existiert, kann Waldbestände auf Einzelbaumbasis darstellen (PRETZSCH et al. 2002). Er bildet die Interaktionen der simulierten Einzelbäume als zeitlich dynamisches System ab. Einzelbaumbezogene Zuwächse werden anhand eines sogenannten „Standort-Leistungs-Modells“ berechnet. Das Standort-Leistungs-Modell enthält Funktionen zur Berechnung der Baumparаметer wie Höhe, Durchmesser, Kronenbreite etc.. Diese werden über Standort-Variablen gesteuert. Die Standortvariablen wiederum charakterisieren die Bodeneigenschaften wie Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit und das Klima der jeweiligen Wuchsbezirke bzw. Modellregionen. Mit Hilfe der Standortinformationen können während der Simulation Höhenzuwachsverläufe, Durchmesser- und Kronenentwicklungen sowie Mortalitätsraten abgeschätzt werden. (Für weitere Details siehe Benutzerhandbuch für SILVA 2.2, BIBER et al. 2000.)

Ein wichtiger Bestandteil des Modells ist der sogenannte „Strukturgenerator“ (STRUGEN, BIBER et al. 2000). Aufgrund dieses Generators kann das ursprünglich positionsabhängige Modell SILVA auch als positionsunabhängiges Modell verwendet werden. Somit werden keine Baumpositionen benötigt (die für die Bestände in Mühlhausen und im Vessertal nicht vorlagen, Tab. 2), und es können aus den Daten der Stichprobenplots (nur Teilflächen eines Bestandes) ganze Bestände nachgebildet werden. Hierbei werden die Bestandesschichten, die anhand von Bestandsmittelwerten kalkuliert werden, in Einzelbäume aufgelöst und mit Hilfe des Strukturgenerators verteilt (BIBER et al. 2000).

Eine Bestandes-Simulation umfasst im Wesentlichen folgende Teilschritte: Anhand der vorhandenen Standortinformationen werden pro Baumart standorttypische Altershöhenentwicklungen festgelegt. Im nächsten Schritt wird die Bestandesstruktur generiert. Dabei wird aus den vorhandenen Daten je Inventurplot ein Bestandesäquivalent mit Baumpositionen, Stammzahlen, Durchmesser-Verteilungen etc. je Inventurplot erstellt. Danach müssen die Durchforstungs- bzw. Ernteszenarien spezifiziert werden. Anschließend startet die Simulation und verläuft, entsprechend den üblichen Durchforstungsperioden, in Abschnitten von 5

Jahren. Während der Simulation wird die dreidimensionale Bestandesstruktur, einschließlich der Kronenformen, aktualisiert. Zudem werden Konkurrenten ermittelt, evtl. durchforstet und alle zum Baumwachstum relevanten Informationen zusammengeführt und dieses daraus berechnet. Zudem wird überprüft, ob ein Baum aufgrund von Durchforstung, durch Konkurrenz oder zufallsbedingter Mortalität ausfällt (BIBER et al. 2000).

7.3 Konzept der projektbezogenen Modellierung

Im Rahmen des vorliegenden Projekts musste eine sehr große Datenmenge bearbeitet werden. So wurde die Modellierung mit Einzelbaumdaten von insgesamt 7.485 Inventurplots (Probekreise) initiiert. Pro Inventurplot wurden 2 Bewirtschaftungsszenarien mit je 5 Strukturwiederholungen und 5 Prognosewiederholungen (s.u.) berechnet und in sogenannten „Einzelbaumlisten“ (insgesamt 374.250 Dateien) ausgegeben. In Abhängigkeit von der Stammzahl, umfassten einzelne Listen mehrere hundert bis mehrere tausend Zeilen. Um die hieraus resultierende Datenmenge verarbeiten zu können, musste die Modellierung über eine automatisierte Fortschreibung erfolgen. SILVA bietet hierbei die Möglichkeit, verschiedene Ausgangsdaten zu nutzen. Zum einen können direkt Daten der konzentrischen Probekreise oder Daten aus Winkelzählproben fortgeschrieben werden. Zum anderen ist die Fortschreibung anhand von Bestandesmittelwerten möglich.

Die automatisierte Fortschreibung der originären Einzelbaumdaten je Probekreis erwies sich als ungeeignet, da der Simulator für die in Bayern und Nordrhein-Westfalen angewandten Inventurmethode ausgelegt ist, und die genaue Anpassung an die in Thüringen angewandten Verfahren (z.B. gestaffelte Probekreisgrößen, Baumhöhenmessungen teilweise nur an Unterstichproben, Tab. 2) nicht immer einwandfrei durchzuführen gewesen wären. Daher wurde seitens der Arbeitsgruppe SILVA (Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der TU München, mdl. Mitteilung) von einer automatisierten Fortschreibung in dieser Form abgeraten. Stattdessen wurde eine automatisierte Fortschreibung auf Basis von Bestandesmittelwerten je Inventurplot durchgeführt. Hierzu wurden die Einzelbaumdaten eines jeden Probekreises fünf Baumschichten zugeordnet und für jede dieser Schichten wurden sodann der Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (D_g (cm)), die Höhe des Grundflächenmittelstammes (H_g (m)) und die Bestandesgrundfläche (G (m²/ha)) ermittelt und als Startwerte für die Simulation verwendet (s. Abschnitt 7.4.1). Durch diese Methodik wurde eine möglichst realitätsgerechte Generierung der Startwerte für den Waldwachstumssimulator erreicht. Für das Teilgebiet Mühlhausen und die Region Vessertal wurden die Schichtinformationen direkt den ausgewiesenen baumartenspezifischen Bestandesschichten der Taxation (maximal drei Schichten) entnommen.

Jeder Datensatz wurde zweimal simuliert - mit und ohne Durchforstung bzw. als Nutzungs- und Schutzszenario (Kapitel 6). Die Simulation erfolgte in allen drei Modellregionen über einen Zeitraum von 50 Jahren. Dieser Zeitraum stellte einen Kompromiss dar zwischen dem Ziel, einen möglichst langen Zeitraum abzudecken, um Effekte der aktuellen Altersverteilung der Bäume und Bestände zu minimieren, und dem Ziel, eine möglichst hohe Realitätsnähe und Genauigkeit der Ergebnisse zu erreichen. Allgemein geht man bei einer Wachstumssimulation nur für einen Zeitraum von bis zu ca. 25 Jahren von sicheren Prognosen aus. Bei Simulationszeiträumen von über 50 Jahren sollten die Ergebnisse nur noch zur Abschätzung von Wachstumstendenzen genutzt werden (vgl. PRETZSCH 2001). Mit zunehmender Simulationszeit wird zudem die Extrapolation der Daten zur Holzverwendung in den Modellregionen, die u.a. von nicht vorhersagbaren sozio-ökonomischen Faktoren abhängt, zunehmend vage. Bei einem Simulationszeitraum von über 50 Jahren würden die Verjüngungs- und die

Totholzdynamik und möglicherweise auch die fortschreitenden Klimaveränderungen an Einfluss auf die Gesamt-C-Bilanz gewinnen; Prozesse also, die im vorliegenden Projekt nur sehr begrenzt (Abschnitt 7.1 und 12.2) oder gar nicht simuliert werden konnten.

Bei der Strukturgenerierung im Simulator sind stochastische Elemente implementiert, welche die biologischen Variationen der Prozesse und Strukturen abbilden sollen (BIBER et al. 2000). Diese überlagern beim Simulationslauf die deterministische Grundstruktur. Auch in anderen Komponenten des Modells SILVA wird eine Reststreuung durch Zufallsvariablen eingebracht. Daher ergibt jede Prognose unter gleichen Bedingungen ein abweichendes Ergebnis. Abbildung 8 verdeutlicht dies exemplarisch an einem einschichtigen Buchenreinbestand. Um stochastisch aussagekräftige Ergebnisse zu generieren, ist es daher notwendig, eine Vielzahl an Prognosen zu erstellen. Über die Bildung von Mittelwerten und Streuungen dieser Prognosewiederholungen kann dann eine repräsentative, stochastisch relativ sichere und aussagekräftige Prognose erzeugt werden (BIBER et al. 2000). Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden 5 Struktur- und 5 Prognose-Wiederholungen pro Inventurpunkt durchgeführt. Aus 5 Struktur-Wiederholungen gekoppelt mit jeweils 5 Prognose-Wiederholungen ergeben sich 25 Simulationen pro Inventurpunkt. Wie eigens durchgeführte Simulationsläufe an Beispielplots mit einer höheren und einer geringeren Anzahl an Struktur- und Prognose-Wiederholungen zeigten, war diese Anzahl an Wiederholungen ausreichend, um stochastisch aussagekräftige Ergebnisse zu produzieren. Das gewählte Vorgehen wurde auch von den Entwicklern des Waldwachstumssimulators SILVA in Freising empfohlen (PETER BIBER, Technische Universität München, mdl. Mitteilung).

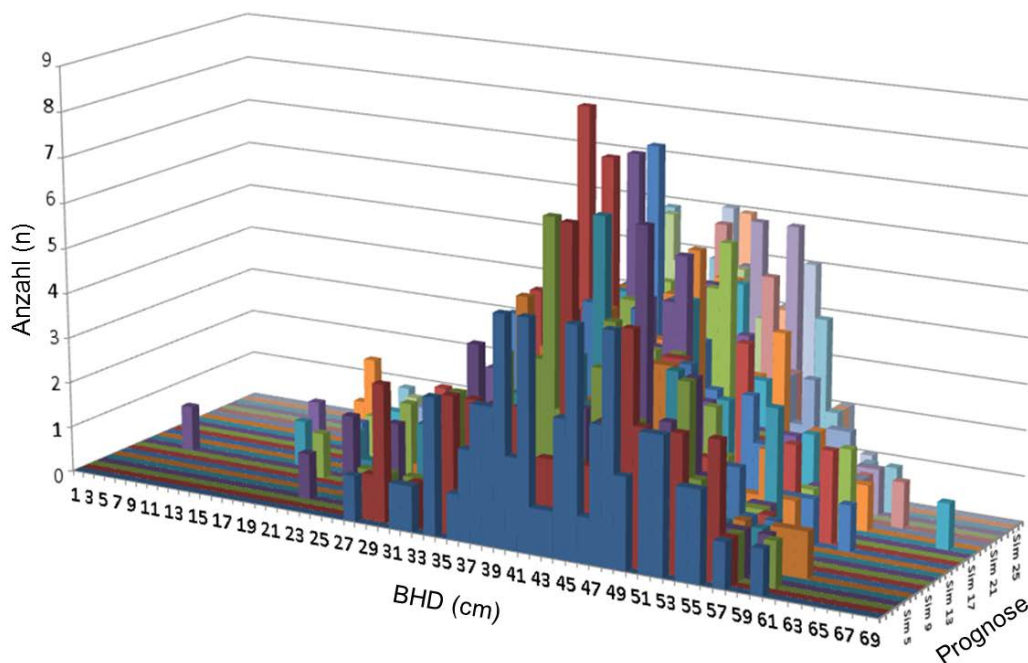


Abb. 8: Visualisierung der Unterschiede bei der Strukturgenerierung des Waldwachstumssimulators SILVA. Dargestellt sind die Durchmesserverteilungen, die sich aus 25 Prognosen für den Ausgangszustand eines Inventurplots im einschichtigen Buchenreinbestand ergeben.

7.4 Datenaufbereitung, -eingabe und -fortschreibung

Die automatisierte Fortschreibung wurde über mehrere spezifische Dateien gesteuert (BIBER et al. 2000). In diesen wurden sämtliche wichtige Informationen über den Bestand und die Steuerungsparameter der späteren Simulation hinterlegt. Im Rahmen des Projektes wurden jeweils 100 Plots zu einem Simulationsdatensatz zusammengefasst. Dies hatte den Vorteil, dass die Simulationszeit pro Datensatz absehbar war und bei auftretenden Fehlern nur der entsprechende Teildatensatz neu simuliert werden musste. Alle Ausgabedateien, wie z.B. die Einzelbaumlisten, blieben so ebenfalls in einem überschaubaren Rahmen.

Die Vorbereitung der automatisierten Fortschreibung je Bewirtschaftungsszenario gliederte sich für die Probekreisdaten aus den Stichprobeninventuren in folgende Teilschritte:

- a) Extrapolation der Probekreisdaten auf 1 ha
- b) Erstellen von Bestandesschichten
- c) Bildung von Bestandesmittelwerten je Schicht und Baumart
- d) Formatierung der Informationen für die Steuerungslisten

Die Vorbereitung für die Taxationsdaten erforderte nur die Formatierung der Informationen für die Steuerungslisten.

7.4.1 Vorbereitung der Probekreisdaten aus den Stichprobeninventuren

Die Simulationen für die Modellregion Hohe Schrecke und die Teilgebiete NP Hainich und Langula basierten auf Stichprobeninventurpunkten. Um aus den Probekreisdaten mit Hilfe des Strukturgenerators einen Bestand zu erzeugen, benötigt der Simulator SILVA mindestens zwei der drei folgenden Größen: D_g (cm), G (m^2/ha) oder Stammzahl (N) pro Baumart. Alle weiteren Baum- und Bestandesgrößen können dann vom Simulator geschätzt werden (BIBER et al. 2000).

Gemäß den Inventuranweisungen variierten die Probekreisgrößen in Abhängigkeit der Stärkeklassen der im jeweiligen Probekreis aufzunehmenden Bäume und die Methodik der Verjüngungsinventur. Um vergleichbare Simulationsergebnisse zu generieren mussten daher alle Probekreisdaten zunächst auf einen einheitlichen Flächenbezug von 1 ha extrapoliert werden. Würden die Eingangsgrößen D_g , H_g und G dann aus allen Einzelbaumdaten je Plot berechnet, würde der Strukturgenerator lediglich eine einzelne Bestandsschicht generieren, auch wenn es sich in der Realität um einen mehrschichtigen Bestand handelt (Abb. 9). Es würde lediglich eine Stammverteilung, mit stochastischer Streuung, um die Bestandesmittelwerte erzeugt. Da jedoch zu erwarten war, dass sich die Bestandesentwicklung in einem einschichtigen Bestand von der eines mehrschichtigen Bestandes unterscheidet, beispielsweise aufgrund unterschiedlicher Konkurrenzverhältnisse, wurden die Einzelbaumdaten je Plot anhand ihrer Durchmesser (Stärkeklassen) in fünf Schichten eingeteilt (7-10 cm, 11-20 cm, 21-35 cm, 36-50 cm, über 50 cm). Je Schicht bzw. Stärkeklasse und Baumart wurden anschließend der D_g (cm), H_g (m) und die Grundfläche G (m^2/ha) ermittelt und als Startwert für die Simulation in die Steuerungslisten übertragen.

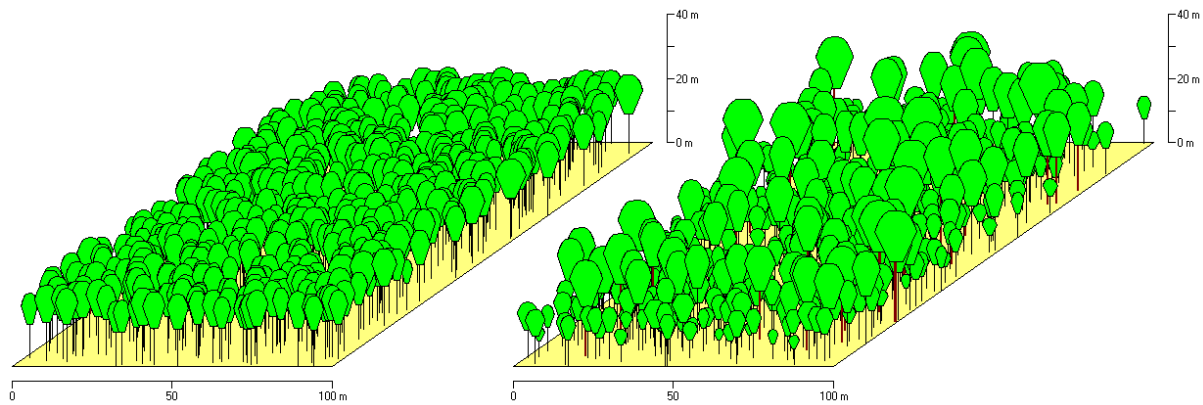


Abb. 9: Beispiel für simulierte Bestandesstrukturen auf Grundlage derselben Inventurdaten.
 Links: Bestand ohne Schichteinteilung. Rechts: Bestand mit Schichteinteilung.

Mit dieser Methodik konnte insbesondere der Strukturreichtum vieler Bestände im Hainich und der Hohen Schrecke als ein Merkmal erhalten bleiben, das die weitere Bestandesentwicklung und Nutzung beeinflusst. Wie gut diese Bestände anhand der Schichteinteilung abgebildet werden konnten, zeigt exemplarisch die Stammzahlverteilung eines plenterwaldartigen Bestandes (Abb. 10). Um den Grundflächenmittelstamm einer jeden Schicht wird vom Strukturgenerator des Waldwachstumssimulators eine Verteilung erzeugt, die auch über die Grenzen der zugehörigen Stärkeklassen hinausgehen kann. Die Spannweite der BHD-Verteilung wird mit zunehmender Stärkeklasse größer, die Stammzahl hingegen nimmt ab. Ohne die Schichteinteilung entsteht eine typische Verteilung des Altersklassenwaldes, mit Schichteinteilung eine Verteilung, die einer „Plenterwaldkurve“ (engl. *reverse J-curve*) sehr ähnlich ist.

In die Steuerungslisten des Waldwachstumssimulators gingen pro Stichprobenpunkt, Baumart und Schicht schließlich die folgenden Parameter ein: D_g (cm), H_g (m) und G (m^2/ha). Die Höhe des Grundflächenmittelstammes H_g (m) wurde dabei über regionenspezifische Petterson-Höhenkurven hergeleitet (Tab. 3). Des Weiteren wurden Standortinformationen wie Höhe über NN, Exposition und Hangneigung, Trophie- und Feuchtestufe, Positionsdaten und Aufnahmejahr aus den Inventurdaten entnommen und entsprechend den Anforderungen der Steuerungslisten formatiert. Die jeweilige Inventurkennung des einzelnen Stichprobenpunktes ging als Kennzeichnung der simulierten Inventurpunkte ebenfalls mit ein.

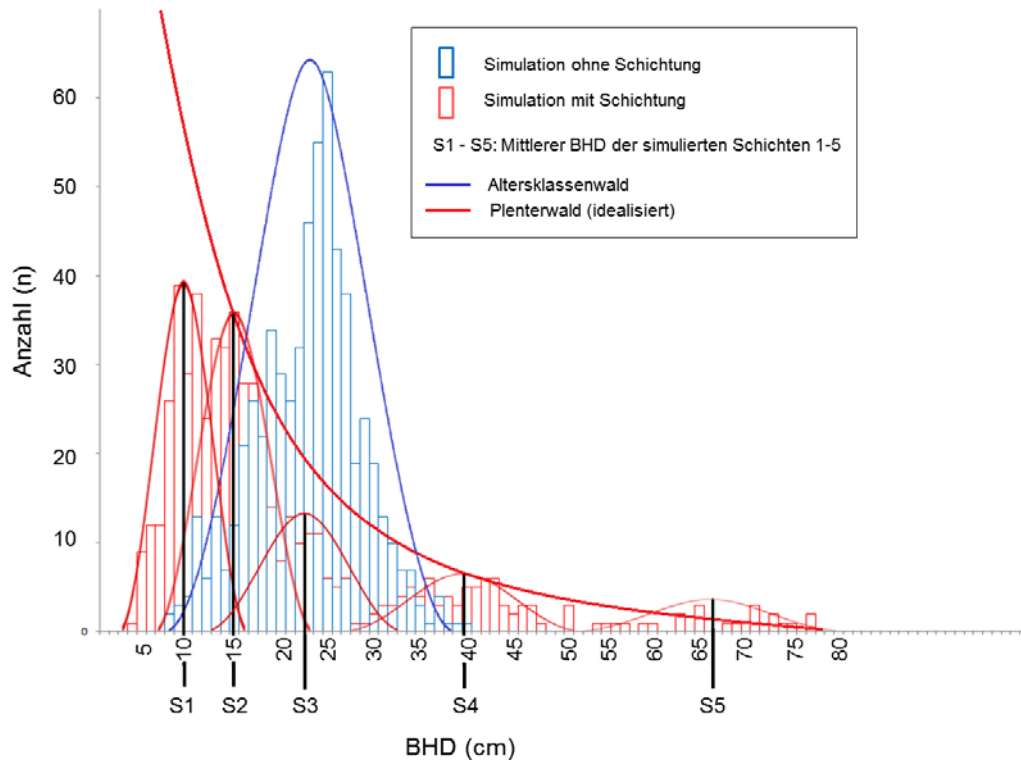


Abb. 10: Schematische Darstellung der Durchmesser- und BHD-Verteilung eines strukturreichen Beispielsplots mit und ohne Schichteinteilung. S1-S5 geben den Mittelwert und die BHD-Verteilung der simulierten Schichten an.

7.4.2 Vorbereitung der Taxationsdaten

Die Verarbeitung der Taxationsdatensätze, welche das Vessertal und das Teilgebiet Mühlhausen (Teil der Modellregion Hainich) repräsentierten, gestaltete sich einfacher als die der Stichprobeninventuren. Auch hier gingen die Parameter D_g (cm), H_g (m) und G (m^2/ha) je Baumart und Bestandesschicht in die Simulation ein. Die Angaben je Bestandesschicht (maximal drei Schichten) konnten jedoch direkt den ausgewiesenen, baumartenspezifischen Bestandesschichten der Taxation entnommen werden. Die Standortinformationen der Taxationsdatensätze entsprachen denen der Stichprobeninventuren. Zuletzt wurden die Datensätze ebenfalls den Formatanforderungen der Steuerungslisten angepasst.

7.4.3 Verjüngungsinitialisierung ab Derbholzgrenze

Da bei einigen Inventurpunkten, Taxation sowie Probekreise, Verjüngungsschichten aufgenommen wurden, lag es nahe, diese ab dem Erreichen der Derbholzgrenze zu simulieren. Die Problematik hierbei bestand darin, dass solche Verjüngungsschichten oft unterschiedlich alt waren und die Derbholzgrenze zu unterschiedlichen Zeitpunkten erreicht werden würde. Für eine möglichst realitätsnahe Simulation ist die automatisierte Fortschreibung nicht geeignet, da hierbei nur die Möglichkeit besteht, Simulationen ab einem festgelegten Zeitpunkt zu starten, an dem alle Verjüngungsschichten die Derbholzgrenze erreicht haben. Daher wurden im vorliegenden Projekt alle Schichten soweit in ihrem Zuwachs geschätzt und manuell fortgeschrieben, bis auch die jüngste Schicht die Derbholzgrenze erreicht hatte. Ab diesem Zeitpunkt wurden die Bestandesmittelwerte der Plots regulär simuliert. Eine manuelle Simu-

lationsdurchführung, bei der die einwachsenden Schichten zu verschiedenen späteren Zeitpunkten in den Bestand gesetzt werden, wäre zwar theoretisch möglich, im zeitlichen Rahmen des Projektes jedoch nicht zu verwirklichen gewesen.

7.4.4 Auswahl der projektrelevanten Modellierungsergebnisse

Um sicherzustellen, dass alle Simulationsergebnisse auch für mögliche spätere Fragestellungen und Analysen zur Verfügung stehen, wurden alle verfügbaren Ausgabedateien erzeugt und gespeichert (mit Ausnahme von Bild-Dateien). Dies betraf die Ausgabe-Bereiche Natural-Produktion, Strukturdaten und Ökonomie. Für alle Bereiche wurden Mittelwertdateien, Wiederholungsdateien und Betriebssummendateien erstellt. Zudem wurden zu jedem simulierten Inventurpunkt Einzelbaumlisten aller Struktur- und Prognosewiederholungen gespeichert.

Zur Analyse der Biomassezuwächse, der Mortalitätsraten und der ausfallenden Biomasse durch waldbauliche Eingriffe wurden die Einzelbaumlisten der jeweiligen Struktur- und Prognose-Wiederholungen verwendet (vgl. Abschnitt 7.3 und 8.3). Diese enthalten die folgenden Informationen: Simulationsperiode, Baumart, BHD, Baumhöhe, Kronenansatzhöhe, Kronenbreite, Stammfußpositionen, Mortalitätskennung, Ausscheidungskennung, Z-Baum-Kennzeichnung, Naturschutzbaum-Kennzeichnung und Volumeninformation (BIBER et al. 2000). Zur Quantifizierung des Produktpools anhand der entnommenen Holzmengen erfolgte die Auswertung auf der Basis der vom Programm vorgegebenen Sortierungen „grob“ und „fein“ für die Holzsortimente. Darüber hinaus wurden Natural-Mittelwertdateien sowie deren zugehörige Fehlerdateien verwendet, um durch Mortalität ausfallende Rohholzanteile aus den Sortimentsdateien aussortieren zu können.

7.5 Arbeits- und Zeitaufwand der Modellierung

Als Planungshilfe für eine mögliche Anwendung des hier entwickelten methodischen Vorgehens bei der Modellierung auf andere Regionen bzw. Projekte wird im Folgenden der Arbeits- und Zeitaufwand für die Modellierung skizziert. Die umfangreiche Aufbereitung der Ausgangsdaten für die Modellierung (Kapitel 4 und 5) und die weitere Verarbeitung der Biomasse- und Holznutzungsdaten ist hierbei nicht berücksichtigt.

Die Modellierung umfasste im Wesentlichen folgende Arbeitsschritte:

1. Vorbereitung der Daten: Anpassung der Listen-Templates an das Stichprobensystem und Erstellung der Steuerungslisten
2. Ausführen der Simulation und Überprüfung der Simulationsergebnisse
3. Einzelbaumbasierte Biomasseberechnung mit der für dieses Projekt entwickelten Datenverarbeitungssoftware „Biomasse-Kalkulator“ (s. Abschnitt 8.3)
4. Datenverwaltung und Fehleranalyse

Während die Anpassung der Listen-Templates relativ wenig Zeit in Anspruch nimmt, ist die Erstellung der Steuerungslisten sehr zeitaufwändig. Für einen Datensatz von 100 Plots ist mit einem Zeitaufwand von durchschnittlich zwei Stunden zu rechnen. Die Simulationszeit selbst ist stark von den verwendeten Computersystemen abhängig. Der Waldwachstumssimulator ist für 32Bit Systeme konzipiert. Auf einem modernen PC (Beispiel: Intel® Core™ i5-2500 CPU 3.30 GHz, 3,0 GB RAM) liegt die Simulationszeit für einen Datensatz von 100 Plots bei 10-12 Stunden. Unter normalen Arbeitsbedingungen kann also ein Datensatz pro

Arbeitstag gestartet werden. Selbstverständlich kann diese Zeit durch den simultanen Einsatz mehrere PC-Systeme verringert werden. Es sollte aber immer mit auftretenden Fehlern gerechnet werden, welche oft eine nachträgliche Neusimulation nötig machen.

Die Berechnung der Biomasse über den Biomasse-Kalkulator geht (systemabhängig) mit Arbeitszeiten von etwa 2 Stunden pro Datensatz relativ schnell von statten. Eine mögliche Modifikation des Biomasse-Kalkulators könnte jedoch mehrere Wochen in Anspruch nehmen. Die Zeit, die fortwährend für die Verwaltung der Daten und Fehleranalysen benötigt wird, lässt sich schwer beziffern und verallgemeinern. Zur Orientierung sei aber der Umfang von 1.200.000 Dateien mit ca. 446 Gigabyte Speicherplatz genannt, der im vorliegenden Projekt verwaltet und geprüft werden musste.

8 Methoden zur Abschätzung der Kohlenstoffvorräte im Wald

8.1 Methodenauswahl für die lebende Bestandesbiomasse (BHD \geq 7 cm)

Seit Verabschiedung des Kyoto-Protokolls entstanden zahlreiche regionale und nationale Studien zur C-Bilanz von Wäldern und/oder zur Methodik der Biomasseabschätzung und Repräsentanz von Biomassefunktionen für die jeweiligen Ziel-Regionen (z.B. JOOSTEN et al. 2004, WIRTH et al. 2004a, 2004b, ZIANIS et al. 2005, SOMOGYI et al. 2007, 2008, WUTZLER et al. 2008, ZELL 2008, TEOBALDELLI et al. 2009, WÖRDEHOFF 2011, WUTZLER et al. 2011, KLEIN und SCHULZ 2012, PETERSSON et al. 2012, RUIZ-PEINADO et al. 2012, LATTE et al. 2013, LONGUETAUD et al. 2013). Mit Blick auf die verfügbare Datenbasis, die Rechnerkapazitäten und die Ziele des vorliegenden Projektes wurden drei methodische Ansätze zur Abschätzung der Biomasse pro Baum, Plot und Modellregion gegeneinander abgewogen. Sie lassen sich wie folgt kurz charakterisieren:

Einzelbaumbasierte, artspezifische Biomasseregressionsfunktionen

Bei dieser Methode wird die Biomasse (Trockengewicht) des gesamten Einzelbaumes (ober- und unterirdisch) oder einzelner Baumkompartimente über die (baumartspezifische) Beziehung zwischen Biomasse und leicht messbaren Größen der Baumdimension wie BHD, Baumhöhe und/oder Kronenschirmfläche etc. abgeschätzt. Die Regressionsfunktionen, die diese Beziehungen beschreiben, wurden anhand von Messungen an Erntebäumen hergeleitet. Neben der direkten Abschätzung der Biomasse aus den genannten Parametern (z.B. WUTZLER et al. 2008) kann über Volumenfunktionen zunächst auch das Holzvolumen des (lebenden) Einzelbaumes bestimmt werden, und dieses dann anhand der (Roh-) Holzdichte in Biomasse umgerechnet werden (z.B. ZELL 2008). Die einzelbaumbasierte Abschätzung der Biomasse kann im Vergleich zu den folgenden Ansätzen wohl als die genaueste Methode bezeichnet werden. Sie erlaubt eine einfache statistische Fehleranalyse der Stichprobeninventuren und berücksichtigt die Allometrie unterschiedlich großer (alter) Bäume. Letzteres erschien für das vorliegende Projekte besonders zweckmäßig zu sein, da die Durchmesser-Verteilung, insbesondere die Häufigkeit besonders starker Stämme, ein wichtiges Unterscheidungsmerkmal zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern ist. Literaturrecherchen und Anfragen bei verschiedenen wissenschaftlichen Arbeitsgruppen, die sich mit der Abschätzung der Biomasse in Waldbeständen beschäftigen, haben allerdings ergeben, dass trotz der großen Bedeutung von Biomasseabschätzungen für die aktuelle Klimaschutzpolitik und -forschung bislang keine Biomassefunktionen für die Nicht-Hauptbaumarten in Deutschland vorliegen oder diese nur aus einzelnen Fallstudien stammen. Ein praktisches Problem dieses Ansatzes ist, dass er bei großen Datenmengen sehr rechenaufwendig ist. So mussten im vorliegenden Projekt für 7.485 Inventurpunkte und je zwei Bewirtschaftungsszenarien 25 Einzelbaumlisten von SILVA ausgegeben und weiter berechnet werden (insges. 374.250 Dateien).

Biomasse-Konversions-Expansions-Faktoren (BKEF)

Eine sehr einfache, schnell anzuwendende und insbesondere für großskalierte Vergleichsstudien geeignete Methode ist die Abschätzung des Biomasse- oder C-Vorrates pro Flächeneinheit anhand des oberirdischen Holzvolumens pro Flächeneinheit und eines baumartenspezifischen Umrechnungsfaktors. Die Begriffe für diesen Faktor - „Biomasse-Expansions-Faktor (BEF)“ oder „Biomasse-Konversions-Expansions-Faktor (BKEF)“ - werden in der Literatur sehr unterschiedlich benutzt und bei ihrer Anwendung gilt es, neben den

Mess- und Zielgrößen (Volumen, Trockenmasse oder C-Menge) die in der jeweiligen Studie integrierten Baumkompartimente zu berücksichtigen (vgl. IPCC 2006, SOMOGYI et al. 2007). Der BKEF nach WIRTH et al. (2004a) beispielsweise gibt direkt das Verhältnis von ober- und unterirdischem C-Vorrat des Baumbestandes zu oberirdischem Derbholzvolumen an. Bei einer Volumenexpansion muss noch die baumartenspezifische Holzdicke eingerechnet werden (IPCC 2006, OEHMICHEN et al. 2011). Im vorliegenden Projekt hätten die vom Simulator SILVA ausgegebenen Bestandesvolumina (Natural-Mittelwerts-Dateien) leicht mittels BEF bzw. BKEF in Bestandesbiomasse bzw. C-Vorräte umgerechnet werden können. Die Anwendung von BEF bzw. BKEF ist aber mit einer starken Generalisierung der Beziehung zwischen Derbholzvolumen und (ober- und unterirdischer) Baumbiomasse und damit hohen Unsicherheiten z. B. auf kleineren räumlichen Skalen oder hinsichtlich Stärken- bzw. Altersklassen verbunden. Zudem liegen diese Faktoren bislang nur für Reinbestände verschiedener Hauptbaumarten vor und sind von der Bonität und vom Bestandesalter abhängig (WIRTH et al. 2004a, PETERSSON et al. 2012). Letzteres stellt ihre Anwendbarkeit auf ungleichaltrige Mischbeständen grundsätzlich in Frage. Beispielrechnungen mit Daten von ausgewählten Plots der drei Modellregionen ergaben zudem, dass die Anwendung von BKEF systematisch zu höheren Biomassen führte als die Anwendung von Biomasseregressionsfunktionen. Abbildung 11 veranschaulicht dieses Ergebnis für drei Plots in der Hohen Schrecke. Dieser „bias“ stieg mit zunehmendem Biomassevorrat bzw. Simulationszeitraum an. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen auch PETERSSON et al. (2012) bei einem Vergleich dieser beiden Ansätze am Beispiel der schwedischen Forstinventur.

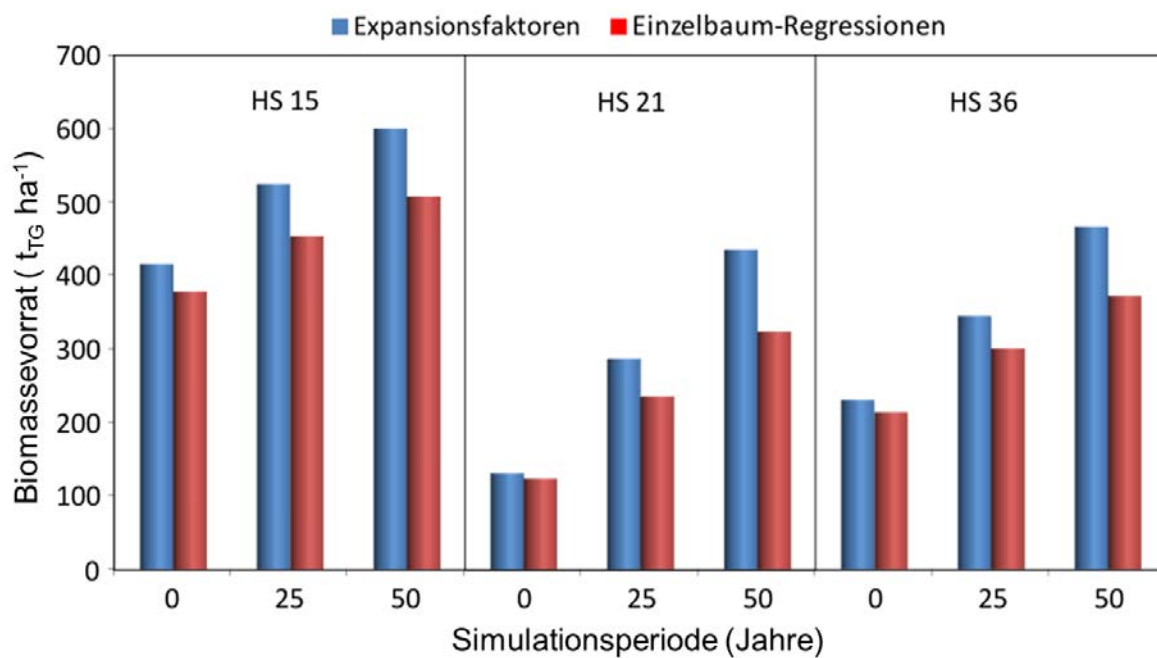


Abb. 11: Vergleich der Biomasseabschätzung mittels einzelbaumbasierter Biomasseregressionsfunktionen (Tab. 9) und BKEF (WIRTH et al. 2004a) von drei Inventurplots in der Hohen Schrecke.

Plot- und regions-spezifische BKEF

Neben der aufwendigen Berechnung von Einzelbaumbiomassen und der groben Abschätzung über allgemeine BKEF wurden auch Kombinationen dieser Ansätze in Erwägung gezogen. Das Ziel eines kombinierten Ansatzes war, den Rechenaufwand zu reduzieren, ohne dass wesentliche Unterschiede in der Beziehung zwischen Derbholtz volumen und gesamte Holzbiomasse, bedingt durch Struktureigenschaften der Plots, historische Bewirtschaftung etc. nivelliert werden. So könnten anhand des mittleren Derbholtzvolumens (Natural-Mittelwerts-Datei von SILVA) und des mittleren Biomassevorrates (berechnet über Einzelbaumdaten und Biomasseregressionsfunktionen) für ein zufällig ausgewähltes Teilkollektiv von Plots und nur zu Beginn der Simulation „plot-spezifische“ BKEF berechnet werden. Die „plot-spezifischen“ BKEF könnten dann je Region zu „regions-spezifischen“ BKEF gemittelt werden und auf alle weiteren Simulationsläufe angewendet werden. Vergleichssimulationen (ohne Nutzung) mit ausgewählten Plots der Hohen Schrecke zeigten jedoch, dass sich die „plot-spezifischen“ BKEF im Laufe der Simulation unterschiedlich verändern können (Abb. 12). Die Ursachen hierfür sind wahrscheinlich Änderungen der Durchmesser- und Baumartenzusammensetzung durch Zuwachs bzw. Mortalität, verbunden mit unterschiedlichen Allometrien und ihrer Repräsentanz in den verwendeten Volumen- bzw. Biomassefunktionen. Um zeitliche Veränderungen der BKEF ohne allzu große Erhöhung des Rechenaufwandes abzubilden, könnte man die „plot-spezifischen“ BKEF auch für einen zufällig ausgewählten Simulationslauf je Simulationsperiode (von ansonsten 25 Läufen je Periode) berechnen. Dieses Verfahren entspricht einer zufälligen Stichprobe (Plot) aus einer anderen Stichprobe (Simulationslauf), und bei einer ausreichend hohen Anzahl an Plots je Region könnten mittlere BKEF und deren zufällige Abweichungen berechnet werden. Dieser Ansatz wurde grundsätzlich als geeignet für das vorliegende Projekt bewertet. Der verbleibende Rechenaufwand für alle drei Modellregionen wäre jedoch noch zu hoch gewesen, um ihn im zeitlichen Rahmen des Projektes manuell zu bewerkstelligen.

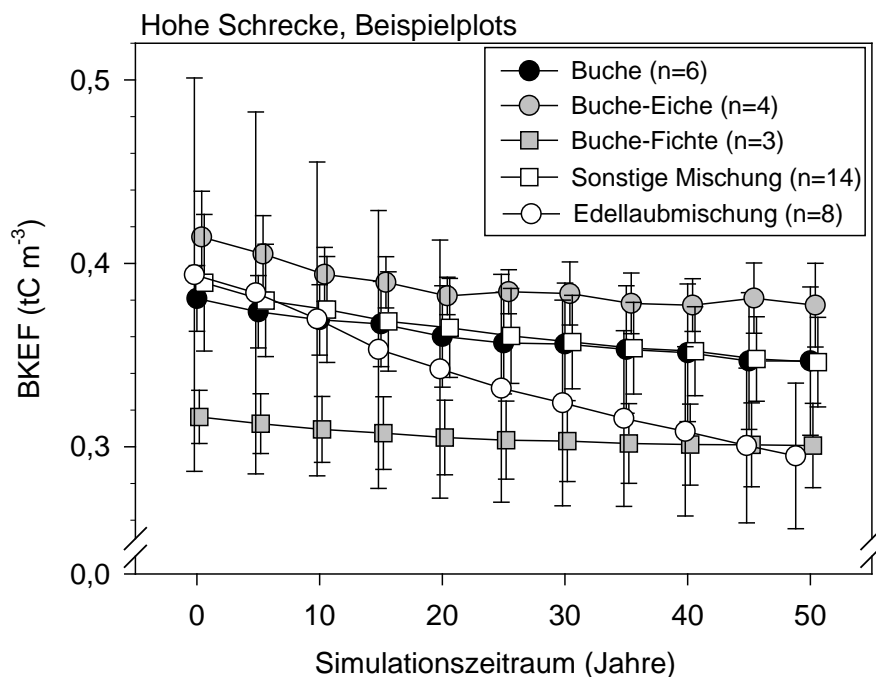


Abb. 12: „Plot-spezifische“ BKEF im Verlauf des Simulationszeitraumes am Beispiel ausgewählter Plots der Hohen Schrecke. Dargestellt sind jeweils die Mittelwerte \pm Standardabweichung.

In Abwägung der hier genannten Vor- und Nachteile der verschiedenen Ansätze zur Biomasseabschätzung haben wir uns für einzelbaumbasierte Biomasseregressionsfunktionen entschieden. Der damit verbundene große Rechenaufwand (Abschnitt 7.3) wurde mit der Entwicklung einer eigenen Software, dem sogenannten „Biomasse-Kalkulator“ (Abschnitt 8.3), bewältigt. Für Baumarten, für die keine artspezifischen Biomassefunktionen vorlagen, wurden Funktionen für entsprechende Baumartengruppen verwendet (s. Tab. 9).

Für die Umrechnung der lebenden, ober- und unterirdischen Holzbiomassevorräte ($t_{TG} \text{ ha}^{-1}$) in C-Vorräte ($tC \text{ ha}^{-1}$) wurde eine mittlere C-Konzentration von $0,5 \text{ gC g}_{TG}^{-1}$ angenommen (WIRTH et al. 2004a). Die C-Speicherung in Blättern, Nadeln, Feinwurzeln und der Bodenvegetation wurde im vorliegenden Projekt nicht berücksichtigt (Ausnahme: Funktionen von Fehrmann (2006) für Kiefer und Nadelbäume, die die oberirdische Gesamtbiomasse ergeben). Diese Kompartimente stellen zwar keine vernachlässigbaren C-Pools dar (z.B. Blattbiomasse in buchendominierten Laubwäldern: rund $1,8 \text{ tC ha}^{-1}$ (MUND 2004), Nadelbiomasse in temperaten Fichtenwäldern: etwa $7-10 \text{ tC ha}^{-1}$ (SCARASCIA-MUGNOZZA et al. 2000, MUND et al. 2002, WIRTH et al. 2004b), Feinwurzeln: rund $1,3 \text{ tC ha}^{-1}$ (SCARASCIA-MUGNOZZA et al. 2000), Bodenvegetation in Thüringen: ca. $1,7 \text{ tC ha}^{-1}$ (WIRTH et al. 2004a)), aber die Variabilität dieser Vorräte ist nach Bestandesschluss gering. Ein substantieller Einfluss der hier simulierten Bewirtschaftungsszenarien auf die C-Speicherung in diesen vier Kompartimenten ist daher nicht zu erwarten gewesen.

8.2 Auswahl der Biomasseregressionsfunktionen

Mittlerweile liegen zahlreiche Untersuchungen und Bewertungen von Biomassefunktionen vor. An dieser Stelle und für den deutschsprachigen Raum sei insbesondere auf die Studien von ZELL (2008), WÖRDEHOFF et al. (2011) und KLEIN und SCHULZ (2012) hingewiesen. In diesen Studien finden sich sehr detaillierte und vergleichende Analysen zur Eignung und zu den Unsicherheiten verschiedener Biomassefunktionen für mitteleuropäische Wälder und Baumarten. Für das vorliegende Projekt wurden die in Tabelle 9 zusammengestellten Funktionen aus der Vielzahl publizierter Biomassefunktionen ausgewählt. Da keine unabhängigen Datensätze aus Biomasseernten in den Modellregionen für eine Validierung der Funktionen zur Verfügung standen, wurde die Auswahl anhand der im Folgenden kurz charakterisierten Kriterien getroffen.

Angesichts der Ziele des vorliegenden Projektes (Abschnitt 2.3) stand weniger die Genauigkeit der C-Vorrats-Abschätzung für bestimmte Regionen im Vordergrund als vielmehr die Vergleichbarkeit der Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“ und die Eignung und Anwendbarkeit der Funktionen für die Flächenkulisse der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt. Neben dem Kriterium Allgemeingültigkeit für den deutschen oder mitteleuropäischen Raum sollten die Funktionen daher auch für möglichst hohe Durchmesser definiert sein, so dass die Abschätzungen in den hohen Durchmesserklassen der Prozessschutzflächen nicht mit einer zu weitreichenden Extrapolation verbunden sind.

Der Verlauf der Funktionen für die oberirdische Holzbiomasse der Buche von WUTZLER et al. (2008) und ZELL (2008) (beide Modelltyp $y=a*BHD^b*Baumhöhe^c$) sind einander sehr ähnlich (Abb. 13), obwohl sie auf vollständig unterschiedlichen Datensätzen beruhen. Für die Funktion von WUTZLER et al. (2008) wurden die Originaldaten von 13 unabhängigen, mitteleuropäischen Studien, die in der Summe einen BHD-Wertebereich von 1-79 cm abdecken, zusammengetragen. Die Funktion von ZELL (2008) basiert auf den Massentafeln von GRUNDNER und SCHWAPPACH (1952; oberirdisches Baumholzvolumen) und Raumdichten nach KOLL-

MANN (1982) (Umrechnung von Volumen in Trockenmasse). Der Modelltyp 4 von ZELL (2008), der neben BHD und Baumhöhe auch einen unechten Formquotienten als Eingangsparameter enthält, konnte in diesem Projekt nicht zur Anwendung kommen, da der Großteil der zur Verfügung stehenden Datensätze keine Durchmessermessungen in 7 m Stammhöhe aufwies. Die Studie von WUTZLER et al. (2008) beinhaltet unter anderem den Datensatz von BARTELINK (1997). Von diesem hätte auch eine eigene Funktion zur Verfügung gestanden, die allerdings nur auf Erntebäumen mit einem maximalen BHD von 30 cm basiert und die mit steigendem Durchmesser zunehmend höhere Biomassen liefert als die anderen Funktionen. In Altbeständen würde die Anwendung dieser Funktion (wie in Abb. 13) eine unzulässig weitreichende Extrapolation darstellen. Die Funktion von FEHRMANN (2006 ebenfalls Modelltyp $y=a*BHD^b*Baumhöhe^c$) führt mit steigendem Durchmesser zu etwas niedrigeren Werten als die Funktionen der anderen Autoren.

Die Funktion von WUTZLER et al. (2008) für die oberirdische Holzbiomasse hat zudem den Vorteil, dass sie mit einer Funktion zur Abschätzung der Wurzelbiomasse kombiniert werden kann, die weitestgehend auf demselben Datensatz beruht. Die Überschneidung zwischen der Datenbasis für die oberirdische Biomasse und die unterirdische Biomasse lässt eine gute Übereinstimmung zwischen dem geschätzten und dem tatsächlichen Wurzel-Spross-Verhältnis erwarten. Nach BOLTE et al. (2004) wären die Wurzelbiomassen bei Buche nur etwa halb so hoch wie die, die sich nach WUTZLER et al. (2008) ergeben. Die baumartenspezifischen Wurzel-Spross-Verhältnisse nach DIETER und ELSASSER (2002), die für eine Abschätzung der Wurzelbiomasse auf Bestandesebene genutzt werden können, führen im Mittel zu ähnlichen Ergebnissen wie die Funktion von WUTZLER et al. (2008).

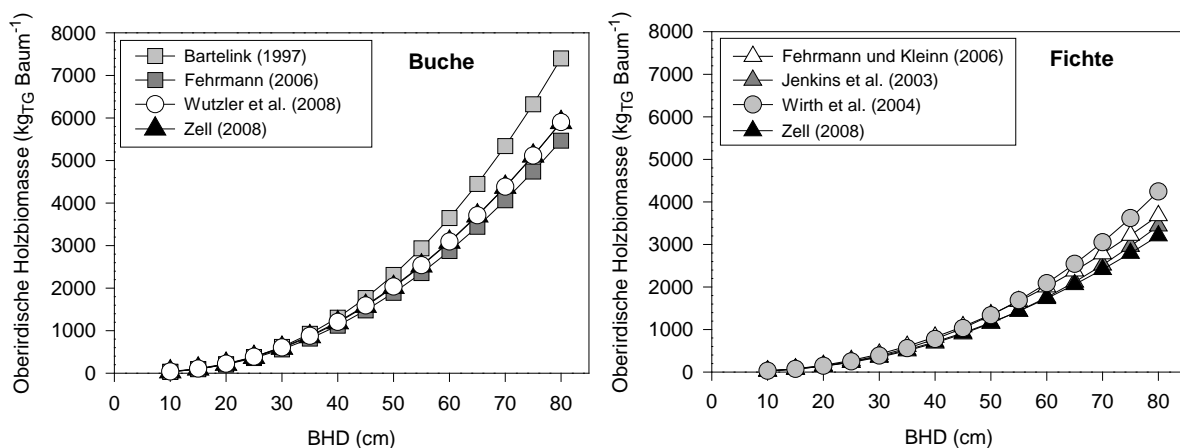


Abb. 13: Verlauf verschiedener Regressionsfunktionen zur Abschätzung der oberirdischen Holzbiomasse (dargestellt für fiktive Buchen und Fichten unterschiedlicher Größe).

Für die Fichten-Biomassefunktionen von WIRTH et al. (2004b) (Tab. 9) sprachen ähnliche Gründe wie für die Buchen-Biomassefunktionen von WUTZLER et al. (2008). Sie basieren auf Biomassedaten aus fünf mitteleuropäischen Ländern und 102 Standorten. Die resultierenden Schätzungen für die oberirdische Holzbiomasse liegen mit steigendem Durchmesser zunehmend über denen nach Jenkins et al. (2003), Fehrmann und Kleinn (2006) und Zell (2008) (Abb. 13). Auf Bestandesebene sind die resultierenden Wurzelbiomassen mit einer Abschätzung nach DIETER und ELSÄSSER (2002) vergleichbar. Eine Abschätzung der Wurzelbiomasse nach BOLTE et al. (2004) wäre um den Faktor 1,4 bis 2 geringer.

Für die im Projekt quantitativ bedeutenden Nebenbaumarten Ahorn und Esche (ebenso wie für die seltene Ulme) wurde die Laubbaumfunktion von FEHRMANN (2006) verwendet (Tab. 9). Zwar liegen von ALBERTI et al. (2005) und BUNCE (1968) auch Funktionen für diese Baumarten vor, sie resultieren im Vergleich zur Buche aber in unverhältnismäßig hohen bzw. niedrigen Biomassen. Ursache hierfür ist vermutlich, dass die Erntebäume in diesen Studien unter viel günstigeren Bedingungen aufwuchsen als in den Modellregionen (ALBERTI et al. 2005, Eschen-Ulmen-Mischbestand auf ehemaligen Grünland, Jahresniederschlag 2.500 mm) bzw. aus Nieder- und Mittelwaldbewirtschaftung stammten (BUNCE 1968). Die verwendeten Funktionen für weitere relevante Baumarten im Projekt sind ebenfalls in Tabelle 9 angegeben.

Tab. 9: Zusammenstellung der in diesem Projekt verwendeten Biomasseregressionsfunktionen für Bäume mit einem BHD ≥ 7 cm.

Art	Quelle	Kompartiment	Regressionsmodelle und -koeffizienten
<i>Fagus sylvatica</i>	WUTZLER et al. (2008)	oberirdische Holzbiomasse	$=0,0523 \cdot \text{BHD}^2 + 1,2 \cdot \text{H} + 0,655$
		Wurzeln	$=0,0282 \cdot \text{BHD}^2 + 3,9$
<i>Quercus spec</i>	MOKANY et al. (2006) (<i>Quercus</i> > 70 Jahre)	oberirdische Holzbiomasse	$=\exp(-3,069 + 2,137 \cdot \ln(\text{BHD}) + 0,661 \cdot \ln(\text{H}))$
		Wurzeln	=oberirdische Holzbiomasse * 0,295
<i>Betula spec.</i> (Weichlaubholz)	ZELL (2008)	oberirdische Holzbiomasse	$=0,060 \cdot \text{BHD}^1 + 1,971 \cdot \text{H} + 0,700$
		Wurzeln	=oberirdische Holzbiomasse * 0,456
Weitere Laubbäume (Hartlaubholz)	MOKANY (2006) (Laubbäume)	oberirdische Holzbiomasse	$=\exp(-2,317) \cdot \text{BHD}^2 + 5,008$
		Wurzeln	$=0,0282 \cdot \text{BHD}^2 + 3,9$
<i>Picea abies</i>	WIRTH et al. (2004b)	Lebende Äste	$=\exp(-3,61106 + 2,99487 \cdot \ln(\text{BHD}) - 0,87590 \cdot \ln(\text{H}))$
		Totäste	$=\exp(-3,22406 + 1,67320 \cdot \ln(\text{BHD}))$
		Stamm	$=\exp(-2,50602 + 2,44277 \cdot \ln(\text{BHD}))$
		Wurzeln	$=\exp(-5,98132 + 2,32428 \cdot \ln(\text{BHD}) + 0,834968 \cdot \ln(\text{H}))$
		oberirdische Holzbiomasse	$=0,079 \cdot \text{BHD}^1 + 1,857 \cdot \text{H} + 0,736$
<i>Larix europaea</i>	WIRTH et al. (2004b) (<i>Picea</i>)	Wurzeln	$=\exp(-5,98132 + 2,32428 \cdot \ln(\text{BHD}) + 0,834968 \cdot \ln(\text{H}))$
		oberirdische Gesamtbiomasse	$=\exp(-2,355) \cdot \text{BHD}^2 + 2,02 \cdot \text{H} + 0,272$
<i>Pinus sylvestris</i>	WIRTH et al. (2004b) (<i>Picea</i>)	Wurzeln	$=\exp(-5,98132 + 2,32428 \cdot \ln(\text{BHD}) + 0,834968 \cdot \ln(\text{H}))$
		oberirdische Gesamtbiomasse	$=\exp(-2,4144) \cdot \text{BHD}^2 + 4,642$
Weitere Nadelbäume	WIRTH et al. (2004b) (<i>Picea</i>)	Wurzeln	$=\exp(-5,98132 + 2,32428 \cdot \ln(\text{BHD}) + 0,834968 \cdot \ln(\text{H}))$

8.3 Biomasse-Kalkulator

8.3.1 Beschreibung und Anwendung

Der sogenannte „Biomasse-Kalkulator“ ist eine eigens für dieses Projekt entwickelte Datenverarbeitungssoftware (Abb. 14) für 32/64Bit Windows-Systeme, geschrieben in der Programmiersprache C++. Seine Aufgabe besteht darin, die vom Simulator SILVA erzeugten 25 Einzelbaumlisten pro Inventurpunkt (5 Struktur- x 5 Prognosewiederholungen, Abschnitt 7.3) automatisiert zu öffnen, die relevanten Informationen (Plotnummer, Simulationsperiode, Baumart, BHD und Baumhöhe) herauszulesen und entsprechend der programmierten Biomasseregressionsfunktionen (Tab. 9) zu verrechnen. Die resultierenden mittleren Biomassevorräte pro Inventurplot, Baumart und Simulationsperiode werden schließlich, ähnlich den Natural-Mittelwerts-Dateien, in eigenen Listen mit Standardfehler, Standardabweichung und normiert auf 1 ha ausgegeben.

Der Biomasse-Kalkulator ist grundsätzlich in der Lage, eine unbegrenzte Anzahl an Einzelbaumlisten in einem Rechenlauf auszuwerten. Für das vorliegende Projekt wurde jedoch ein Setting gewählt, bei dem entsprechend den Simulationsdatensätzen (Abschnitt 7.4) jeweils 100 Inventurpunkte bzw. 2.500 Dateien hintereinander verarbeitet wurden. Dieses Vorgehen gewährleistete eine bessere Übersicht über den Rechenfortschritt und erleichterte die weitere Auswertung der Ergebnis-Dateien (Kapitel 8). Das Programm wurde in erster Linie daraufhin konzipiert, große Mengen an Dateien auszuwerten. Es kann jedoch auch für die Biomasseberechnung einzelner Waldbestände bzw. beliebiger Einzeldatensätze verwendet werden. Zudem können die implementierten Biomassefunktionen (Tab. 9) bei Kenntnis der Programmiersprache C++ leicht verändert oder durch andere ersetzt werden (Abschnitt 8.3.5).

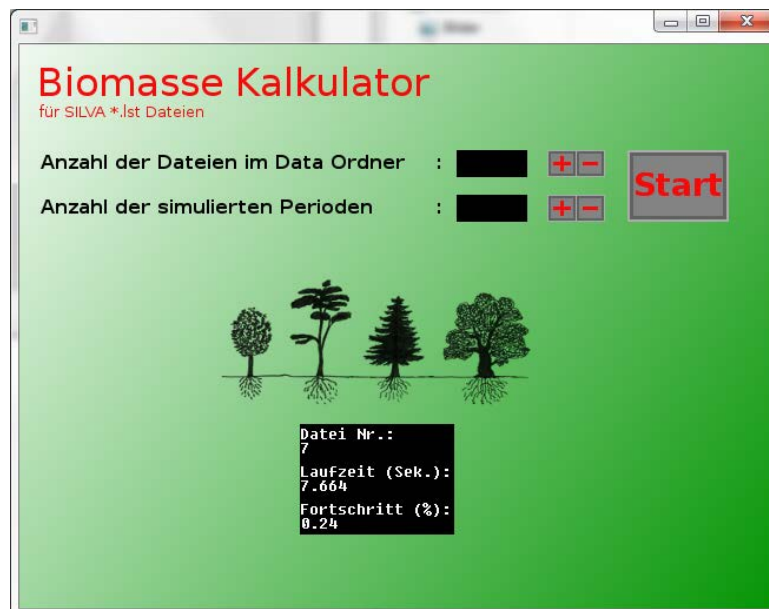


Abb. 14: Interface des Biomasse-Kalkulators.

8.3.2 Funktionsweise

Das Flussdiagramm (Abb. 15) erklärt die Funktionsweise des Biomasse-Kalkulators. Das Programm durchläuft zwei Schleifen, innerhalb derer die entsprechenden Dateien geöffnet, geschlossen, Informationen ausgelesen bzw. verarbeitet und die Ergebnisse in einer Ergebnisdatei gespeichert werden. Mit einer Schleife wird ein sich wiederholender Ablauf mit der Anzahl (n) beschrieben. Die Anzahl der zu durchlaufenden Hauptschleife, welche die auszuwertenden Dateien öffnet und deren Dateinamen zur Weiterverarbeitung ausliest, wird durch die Anzahl der zu bearbeitenden Dateien bestimmt. Der in der Hauptschleife ausgelesene Dateiname enthält die Plot-ID und wird an den Anfang der Ergebnisliste geschrieben.

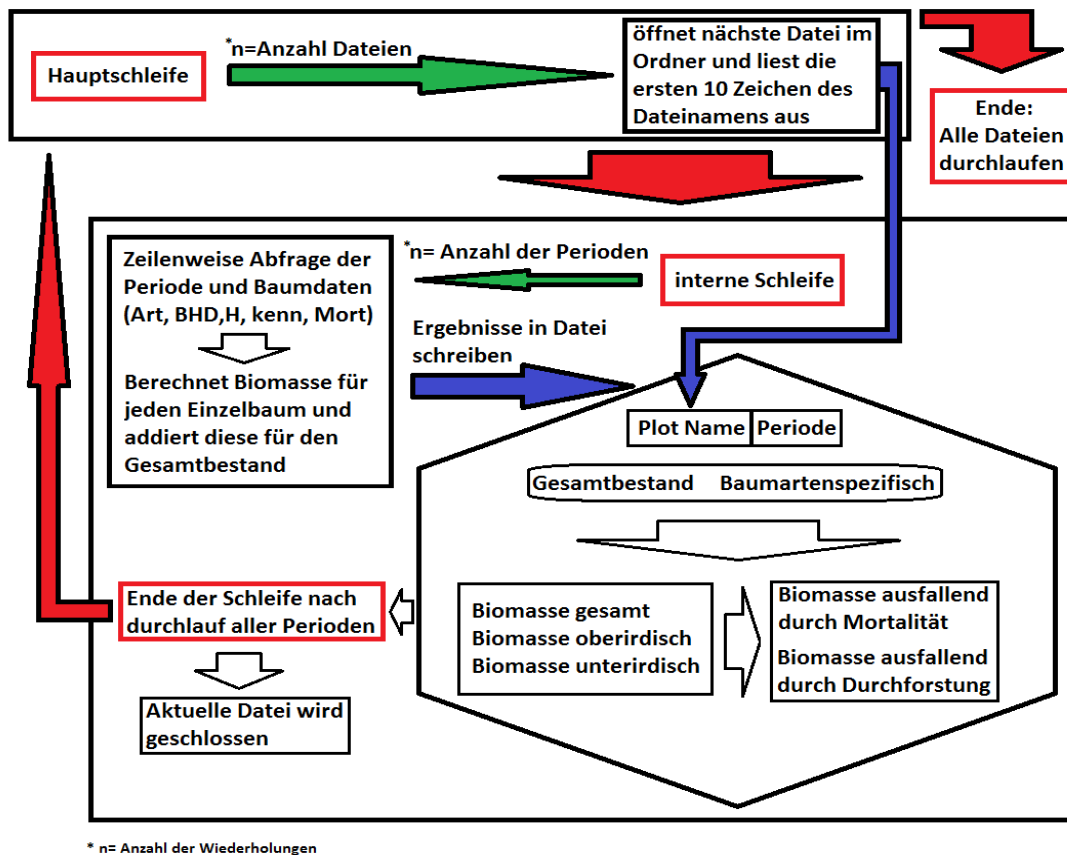


Abb. 15: Schematische Darstellung der Funktionsweise des Biomasse-Kalkulators.

Die Anzahl der Durchläufe der internen Schleife ist durch die Anzahl der simulierten Perioden bestimmt. Innerhalb der internen Schleife werden die Einzelbaumbiomassen artenspezifisch pro Simulationsperiode bestimmt und artenspezifisch oder für den Gesamtbestand aufsummiert. Dazu werden die entsprechenden Einzelbauminformationen der jeweiligen Simulationsperiode ausgelesen und verarbeitet. Die zur Biomasseberechnung benötigten Parameter des Einzelbaumes, BHD und Höhe, werden an die programminternen Regressionsfunktionen zur Biomasseberechnung (Tab. 9) weitergegeben. Die Ergebnisse für die einzelnen Simulationsperioden werden solange in eine Liste geschrieben bis sie für alle Perioden vorliegen. Dann wird der interne Schleifendurchlauf beendet und die Datei geschlossen. Die nächste zu verarbeitende Datei wird geöffnet und der Zyklus beginnt erneut.

8.3.3 Ergebnisausgabe

Für die Ergebnisausgabe wurde ein Schema verwendet, bei dem nacheinander alle wichtigen Informationen aufgeführt werden, zuerst über den Gesamtbestand und anschließend für alle Baumarten. Zu Beginn jeder Zeile wird erst die Plot-Identifikation angegeben. Anschließend folgen die Information der Simulationsperiode und eine Aufzählung der Ergebnisse für den Gesamtbestand. Zusätzlich werden baumartenspezifische Ergebnisse angegeben. Sie umfassen die gesamte holzige Biomasse in Tonnen Trockengewicht pro Hektar, getrennt nach oberirdischer (Stamm, Krone) und unterirdischer (Wurzeln) Biomasse. Es folgen Angaben für die absterbenden Bäume (Mortalität) und die entnommenen Bäume. Die errechneten Biomassen können nun mit herkömmlichen Datenverarbeitungsprogrammen weiter verarbeitet und statistisch ausgewertet werden.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass erst der Biomasse-Kalkulator eine detaillierte, projektbezogene Auswertung der simulierten Bestandesentwicklung erlaubte: (1) weil mit ihm trotz der großen Datenmenge eine einzelbaumbasierte Abschätzung der Biomasse möglich war, (2) weil er die insgesamt 374.250 generierten Dateien des Waldwachstumssimulators in nur 150 Dateien mit begrenzter Größe (rd. 10 MB) zusammenfasste, und (3) weil die Struktur der Ergebnislisten problemlos für beliebige statistische Analysen genutzt werden konnte (z.B. zeitliche Entwicklung der Prognoseunsicherheiten, Mittelwerte und verschiedene Streuungsmaße beliebiger Teilgebiete, Häufigkeitsverteilungen von Vorrat, Zuwachs oder Mortalität etc.).

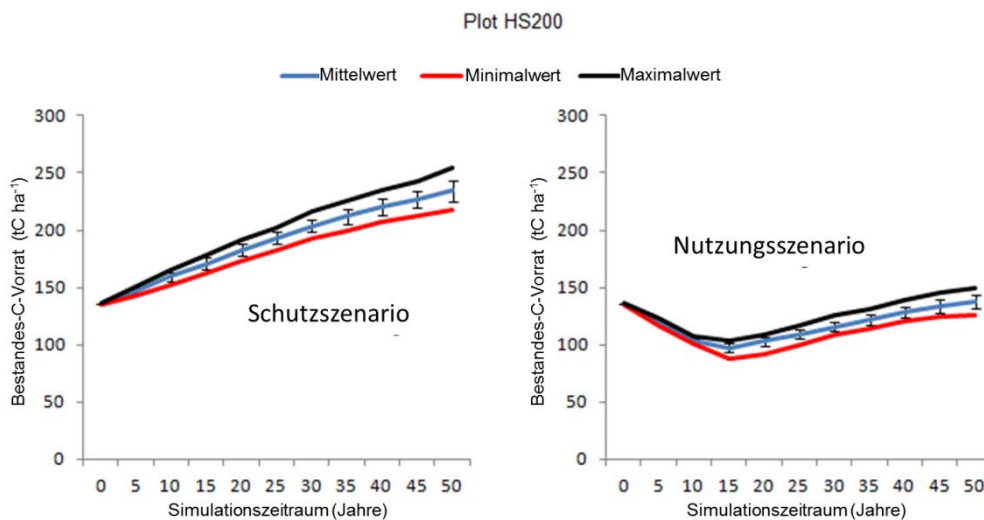


Abb. 16: Entwicklung des mittleren simulierten Bestandes-C-Vorrates mit Standardabweichung, Minima und Maxima am Beispiel des Plots HS 200 (Hohe Schrecke) für die Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“. Der Bestandes-C-Vorrat umfasst die C-Vorräte in der oberirdischen- und unterirdischen Holzbiomasse lebender Bäume mit einem BHD ≥ 7 cm. Die Mittelwerte und Streuungsmaße ergeben sich aus 25 Simulationswiederholungen (= 5 Struktur- * 5 Prognosewiederholungen) je Simulationsperiode.

Abbildung 16 veranschaulicht beispielhaft die Ergebnisse zu den Prognoseunsicherheiten, die mit Hilfe des Biomasse-Kalkulators für jeden Plot berechnet wurden. Es wird deutlich, dass die Streuung um den Mittelwert im Laufe der Simulation zunimmt und Minimal- und Maximal-Prognosen (z.T. disproportional) auseinander gehen. Dies spiegelt die wachsende

Unsicherheit der Prognosen wider, wie sie in ähnlicher Weise bei allen Plots beobachtet wurde. Im Schutzszenario (ohne Durchforstung) fallen die Prognoseunsicherheiten prozentual etwas geringer aus als im Nutzungsszenario.

8.3.4 Systemvoraussetzungen

Zur Anwendung des Biomasse-Kalkulators müssen folgende Systemvoraussetzungen erfüllt sein: CPU 1 GHz, 256 MB Arbeitsspeicher, Festplattenspeicher 5 MB (empfohlen min. 1 GB), Microsoft Windows XP/Vista/7/8 32/64bit, Microsoft Direct X 9.

8.3.5 Weiterentwicklung und Zukunftsperspektiven

Das Grundscheema des Biomasse-Kalkulators bietet zahlreiche Möglichkeiten der Anpassung und Weiterentwicklung. Andere Biomassefunktionen können problemlos integriert werden. Über eine Weiterentwicklung der Benutzeroberfläche könnten beispielsweise verschiedene Funktionen den unterschiedlichen Baumarten zugeteilt werden. Bei einer breiten Auswahl an Biomassefunktionen könnten mit Hilfe der Software sehr leicht Vergleichsstudien durchgeführt werden. Überdies wäre es möglich, ein Modul zur Holzsortimentsausgabe zu integrieren. Die bisherigen, auf BDAT basierten Sortiments-Dateien des Waldwachstumssimulators SILVA waren für das Projekt nicht ideal und mussten umständlich angepasst werden. Auch die von SILVA vorgenommene Integration von Mortalitätsholz in die Holzsortimente führte zu einem erheblichen Mehraufwand für die nachträgliche Trennung dieser beiden Kompartimente (Abschnitt 9.1). Eine direkte Einteilung der einzelnen simulierten Erntebäume in verschiedene projektspezifisch festgelegte Holzsortimente könnte die Ergebnisse zum Holzproduktsektor deutlich verbessern und zusätzlich Arbeitszeit sparen. Darüber hinaus könnten bessere Statistiken zu den Produktprognosen erstellt werden.

8.4 Dichte und Biomasse der „latenten“ Verjüngung

Die ober- und unterirdische Baumbiomasse der Verjüngung (Bäume unterhalb der Derbholzgrenze, BHD < 7 cm) setzte sich in jeder Modellregion aus zwei Einzelkomponenten zusammen:

- a) Zum Zeitpunkt der Inventuraufnahmen und damit auch zu Beginn der Simulationsläufe lagen Inventurplots vor, auf denen kein Derbholz stockte, aber Verjüngung unterschiedlicher Entwicklungsstadien vorhanden war. Diese ausschließlichen „Verjüngungsplots“ wurden aus den Inventurdatenbanken selektiert und zum Zeitpunkt ihres Einwuchses ins Derbholz - quasi zeitlich verzögert - manuell in SILVA ergänzt und dann weiter simuliert (Abschnitt 7.4.3). In der Hohen Schrecke, im Vessertal und im Hainich gingen 0,3%, 2,8% bzw. 6,1% der Inventurplots in dieser Form als Verjüngungsplots in die C-Bilanzen ein.
- b) Zudem wurden aus den Inventurdaten sogenannte „latente“ Verjüngungsanteile je Modellregion bestimmt. Es wurde angenommen, dass diese „latente“ Verjüngung mehr oder weniger konstant vorliegt und auch zukünftig vorliegen wird. Die Verjüngungsdaten wurden dabei so fein aufgelöst genutzt, wie dies im jeweiligen Datensatz möglich war (vgl. Tab. 2). Für eine flächenhafte Abschätzung der Dichte und Größe der Verjüngung lagen für den Hainich und die Hohe Schrecke detaillierte Daten aus den Stichprobeninventuren vor. Aus Flächentaxationen lagen dagegen Art- und Schichtinformationen vor, die vereinzelt um Höhenangaben, Durchmesserangaben,

Bestockungsgrad oder Grundfläche ergänzt waren. Für die anschließenden Kohlenstoffschätzungen mussten die Daten jedoch häufig aggregiert werden (z.B. grobe Höhenklassengliederungen; alle Baumartengruppen).

Je nach Datenausgangslage bestand für die Modellregionen die Möglichkeit, die Dichte der latenten Verjüngung differenziert nach Höhenklassen über Angaben zur jeweils verjüngten Fläche oder direkt über durchschnittliche Pflanzenanzahlen je Hektar zu schätzen. Über die Verjüngungsdichte wiederum sollten dann mit Hilfe von bereits publizierten Faktoren oder Funktionen, die unter- und oberirdischen C-Mengen abgeschätzt werden. Literaturrecherchen zeigten jedoch, dass es bislang nur wenige Studien zur Biomasse und Allometrie von Verjüngungspflanzen gibt, und dass sich die Ergebnisse nur begrenzt auf Mittelwerte bestimmter Größenklassen der Verjüngungspflanzen vereinheitlichen lassen. So ermittelten beispielsweise GROTE et al. (2003) für Buche eine Allometrie zwischen Querschnittsfläche des Stammes und oberirdischer Biomasse, deren Geltungsbereich bei BHDs kleiner 8 cm beginnt. Danach haben Buchen mit BHD 8 cm 20 kg oberirdische holzige Trockenbiomasse, Buchen mit BHD 5,5 cm etwa 9 kg und Buchen mit BHD 3,5 cm etwa 2,5 kg. Diese Biomasseschätzungen ähneln denen für Buche von BURGER (1950) und PELLINEN (1986). KLEIN und SCHULZ (2011) haben Schätztabelle erstellt, die für alle verwendeten Baumarten und einem BHD von 7 bis 9 cm eine C-Speicherung in ober- und unterirdische Biomasse von etwa 5,5 bis 11 kgC je Baum vorgeben. Für Buche, Eiche und Hartlaubholz mit einem BHD von 3,5 cm ermittelten KLEIN und SCHULZ (2012) oberirdische Biomassen von etwa 2,5 kg. Für den Bereich 3 m Höhe bis 7 cm BHD geben sie für Buche die Einzelbaummasse von 5,25 kg an. RÖHLE (2009) errechnete für Bestände mit einem mittleren BHD von 5 bis 7 cm eine oberirdische Biomasse von 50-60 t ha⁻¹. Für Einzelpflanzen ergeben sich daraus im Mittel etwa 8 bis 9,5 kg. KLEIN und SCHULZ (2012) verwendeten für Buchen mit 1,5 m Pflanzenhöhe eine Berechnungsvorschrift, die zu etwa 0,14 kg oberirdische Biomasse je Pflanze führt. Für Buchen mit etwa 3 m Oberhöhe ergaben sich oberirdische Biomassen von etwa 8,5 tC ha⁻¹ bzw. 1,5 kgC je Baum.

Um für das vorliegende Projekt geeignete Funktionen zur Abschätzung der Biomasse von Verjüngungspflanzen zu erstellen, vergleichbar denen für das Derbholz, wurde eine europaweite Studie zur Allometrie der Verjüngung temperater Wälder initiiert. Hierzu wurden von verschiedensten Institutionen und Arbeitsgruppen aus dem Bereich der Waldökologie Originaldaten aus Biomasseernten angefragt, in einer Datenbank zusammengefasst und baumartenspezifisch ausgewertet. Bislang liegen von 20 Arbeitsgruppen insgesamt 4.705 Dateneinträge aus 29 Studien und für 19 Baumarten vor. Auf Grundlage dieser Daten wurden verschiedene (vorläufige) Biomassefunktionen (linearisierte und nicht-lineare Funktionen, unterschiedliche Kombination von vorhersagenden Variablen) entwickelt (GEBEREYESUS 2013, STEFAN unver.). Die resultierenden Trockenmassen wurden mit dem Faktor 0,5 in Kohlenstoffmengen umgerechnet. Die unterirdische Biomasse wurde in Anlehnung an OFFENTHALER und HOCHBICHLER (2006) anhand eines konstanten Wurzel-Spross-Verhältnisses von 0,2 abgeschätzt.

8.5 Abschätzung von Mortalität, Totholzabbau und -vorräten

Anhand des Mortalitätsmoduls von SILVA und dem Biomasse-Kalkulator wurde die ober- und unterirdische Biomasse abgestorbener Bäume simuliert. Der Totholzabbau und damit auch die Änderung des Totholzvorrates über die Zeit wurden jedoch nur für das oberirdische Totholz bilanziert. Grund hierfür war, dass weltweit bislang nur wenige Daten und Modelle zum Abbau unterirdischen Totholzes vorliegen und diese wahrscheinlich nicht auf die Mo-

dellregionen übertragbar sind (FAHEY und ARTHUR 1994, YAVITT UND FAHEY 1982, CHEN et al. 2001, MELIN et al. 2009, FRESCHET et al. 2012, GARRETT et al. 2012). Damit ging das unterirdische Totholz schon zum Zeitpunkt des Ausscheidens als C-Speicher (rechnerisch) vollständig verloren. Der Effekt auf den Vergleich der Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“ dürfte jedoch gering sein, da dies auch für das unterirdische Totholz geernteter Bäume gilt.

Bislang liegen nur wenige Studien zur Mortalität („Totholzproduktion“) und zum Totholzabbau in naturnahen Wäldern Mitteleuropas vor. Zum einen wurden und werden die meisten Wälder Mitteleuropas intensiv bewirtschaftet, so dass eine natürliche Totholzdynamik auf wenige Standorte begrenzt ist, zum anderen erstrecken sich die Prozesse Mortalität und Totholzabbau über sehr lange Zeiträume und werden durch ein Vielzahl von Faktoren beeinflusst. Letzteres bedingt eine sehr hohe zeitliche und räumliche Variabilität, was wiederum die Verallgemeinerbarkeit und Prognose dieser Prozesse erschwert. So hat beispielsweise die Holzbeschaffenheit (z.B. Dichte, Wassergehalt, Verkernung) zum Todeszeitpunkt einen großen Einfluss auf die Geschwindigkeit des Totholzabbaus, und die Holzbeschaffenheit wiederum wird u.a. von der Todesursache und historischen Schädigungen verbunden mit der Besiedlung durch Pilze beeinflusst (HARMON et al. 1986, MÜLLER-USING und BARTSCH 2003, KAHL 2008, MEYER et al. 2009, KOLLSHECK 2012). Hinzu kommt, dass die Reduktion von Volumen, Dichte und Biomasse nicht gleichläufig ist (MÜLLER-USING und BARTSCH 2003, HARMON et al. 2000, 2008, WEGGLER et al. 2012), wodurch die Übertragung von Modellen zur Volumenreduktion auf eine Massen- oder Dichtereduktion (und *vice versa*) zu weiteren Unsicherheiten führt. Im vorliegenden Projekt stand jedoch nicht der detaillierte zeitliche Verlauf des Abbaus bzw. der Totholzakкумуляtion im Vordergrund, sondern eine möglichst plausible Abschätzung der mittleren Totholzvorräte der beiden Bewirtschaftungsszenarien nach 50 Jahren.

Der Abbau des Totholzes, welches im Nutzungsszenario auch die Erntereste (Abschnitt 11.2) beinhaltetete, wurde über ein einfaches exponentielles Modell berechnet (Gleichung 2 und Gleichung 3, WIRTH et al. 2004a).

Gleichung 2:

$$C_T(t) = C_T(t_0) * e^{-kt}$$

Gleichung 3:

$$C_T(\tau) = C_T(t_0) + \sum_{t=0}^{\tau} I * e^{-k(\tau-t)}$$

mit den in Tabelle 10 beschriebenen Variablen und Datengrundlagen.

Tab. 10: Definition und Erläuterung der Variablen, die in Gleichung 2 und Gleichung 3 verwendet wurden.

Variable	Definition, Erläuterung und Datenquellen
$C_T(t_0)$	<p>Oberirdischer Totholzvorrat zum Startzeitpunkt t_0 ($t=0$ Jahre) der Simulation ($tC\ ha^{-1}$)</p> <p>Hohe Schrecke (Totholzinventur Naturschutzgroßprojekt Hohe Schrecke, unveröffentlicht): $15,4\ Vfm\ ha^{-1}$ bzw. $2,5\ tC\ ha^{-1}$</p> <p>Hainich (Stichprobeninventuren: NATIONALPAR HAINICH 2012, Langula: ERTELD et al. 2005, Fallstudien Langula und Mühlhausen: MUND 2004): $15,8\ Vfm\ ha^{-1}$ bzw. $2,7\ tC\ ha^{-1}$</p> <p>Vessertal (Mittlere Vorräte der Fichtenwälder Thüringens, TLWJF 2005): $14,3\ Vfm\ ha^{-1}$ bzw. $2\ tC\ ha^{-1}$.</p> <p>Die Umrechnung von Totholzvolumen in Totholz-C-Vorrat erfolgte anhand der in Tabelle 11 angegebenen Raumdichten für unterschiedliche Zersetzungsgrade, gewichtet mit der Verteilung der Zersetzungsgrade im NP Hainich bzw. in den Nadelwäldern Deutschlands. Es wurde angenommen, dass das Totholz im Hainich ausschließlich aus Laubhölzern und im Vessertal ausschließlich aus Nadelhölzern besteht. In der Hohen Schrecke wurden die mittleren Biomasseanteile von Laub- und Nadelholz berücksichtigt. Verwendete mittlere Raumdichten von Totholz:</p> <p>Hohe Schrecke = $325\ kg\ m^{-3}$</p> <p>Hainich = $335\ kg\ m^{-3}$</p> <p>Vessertal = $275\ kg\ m^{-3}$</p>
t	Simulationszeit, in der das vorhandene bzw. neu zugeführte Totholz abgebaut wurde (Jahre)
$C_T(t)$	Totholzvorrat, nach Ablauf der Zeit t ($tC\ ha^{-1}$)
k	<p>Abbaurrate ($Jahr^{-1}$)</p> <p>Laubholz: $k = 0,067\ Jahr^{-1}$, ROCK et al. 2008</p> <p>Nadelholz $k = 0,029\ Jahr^{-1}$, WIRTH et al. 2004a.</p> <p>Im Hainich wurde mit 100% Laubholz gerechnet. Für die Hohe Schrecke und das Vessertal wurde ein mit den Biomassenanteilen des lebenden Nadel- und Laubholzes gewichtetes Mittel berechnet: Hohe Schrecke: $k = 0,0606\ Jahr^{-1}$, Vessertal: $k = 0,0380\ Jahr^{-1}$</p>
τ	Zeit, seit Beginn der Simulation (Jahre)
I	<p>Zufuhr von Totholz ($tC\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$)</p> <p>Oberirdische Holzbiomasse der von SILVA simulierten, durch Mortalität ausscheidenden Bäume und Erntereste</p>
$C_T(\tau)$	Totholzvorrat, der sich im Laufe der Simulationszeit τ akkumuliert hat ($tC\ ha^{-1}$)

Für Laubholz wurde eine Abbaukonstante von $k = 0,067\ Jahr^{-1}$ (ROCK et. 2008) und für Nadelholz von $k = 0,029\ Jahr^{-1}$ (WIRTH et al. 2004) angenommen. Im Vergleich zu anderen Studien unterstellt diese Auswahl geringe Abbauraten (Abb. 17). Hierzu sei angemerkt, dass die Anfangsgeschwindigkeit des Totholzabbaus in vielen Abbaumodellen möglicherweise überschätzt wird, da Faktoren, die den Abbau verlangsamen, bislang nicht ausreichend abgebildet werden. Hierzu zählen, je nach Standort und Todesursache, eine mögliche „lag“-Phase (= Phase ohne messbaren Massenverlust) und ein hoher Anteil von Totholz ohne abbaufördernden Bodenkontakt in alten Naturwäldern (vgl. z.B. HARMON et al. 1986, MÜLLER-USING und BARTSCH 2003, ZELL 2008, MEYER et al. 2009, ANGERS et al. 2012, FRESCHET et al. 2012). Bei der Buche ist aber auch zu bedenken, dass starkes Buchentotholz häufig schon zum Todeszeitpunkt durch einen massiven Befall mit Zunderschwamm (*Fomes fomentarius* (L.) J.J. Kickx) und fortgeschrittene Zersetzung im Stamminnern gekennzeichnet ist (MÜLLER-USING 2005, KAHL 2008, KOLLASCHECK 2012). Damit könnte bei der Buche der Abbau von zu Anfang unversehrten Totholzstämmen (wie hier modellhaft berechnet) mit einer Unterschätzung des realen Totholzabbaus verbunden sein.

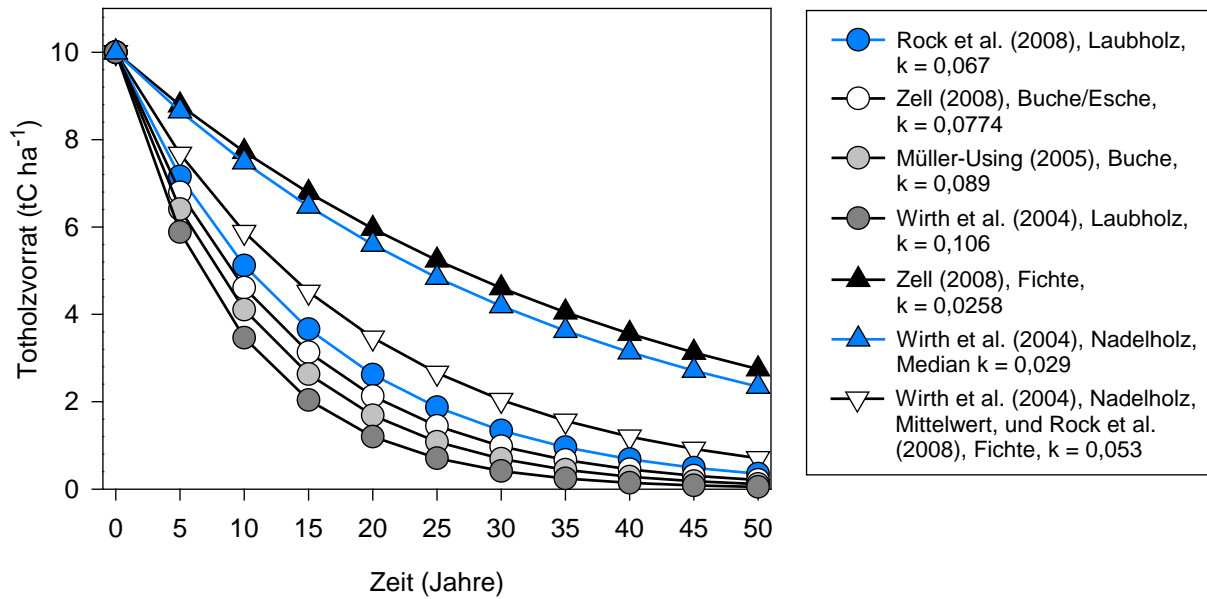


Abb. 17: Beispielhafter Vergleich des Totholzabbaus bei Verwendung unterschiedlicher Abbaukonstanten (k). Kreise: liegendes Laubholz, Dreiecke: liegendes Nadelholz, blaue Symbole: Verlauf, der sich aus den für dieses Projekt ausgewählten Konstanten ergibt.

Grundsätzlich sollte die hier vorgenommene Umrechnung der Volumenvorräte in C-Vorräte des Totholzes nur als eine sehr grobe Abschätzung verstanden werden, da sie auf einer Verknüpfung mehrerer Studien mit unterschiedlichen Definitionen der Zersetzungsgrade und einer unterschiedlichen Anzahl an Zersetzungsgraden basiert (Tab. 11). So stimmen die hier abgeschätzten Dichten der einzelnen Zersetzungsgrade beim Laubholz gut mit den Ergebnissen von WEGGLER et al. (2012) für Buche in der Schweiz überein und beim Nadelholz mit denen von HARMON et al. (2000) für Fichten- und Kiefernbestände im Nordwesten Russlands. Die Dichte des Zersetzungsgrades 3 für Nadelholz entspricht in etwa der von ROCK et al. (2008) berechneten Dichte von Fichtentotholz nach 20 Jahren. Im Vergleich zu WEGGLER et al. (2012) sind die hier angenommenen Dichten für Nadelholz der Zersetzungsgrade 3 und 4 hingegen um 15 bzw. 26% geringer.

Tab. 11: Anteile der Zersetzungsgrade von Totholz und verwendete Raumdichten der Zersetzungsgrade. Quellen: (1) NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH (2012), (2) THÜRINGEN-FORST-AÖR (Totholzinventur Hohe Schrecke, mdl. Mitteilung), (3) Abschätzung mit Werten von TIEMO KAHL (Universität Freiburg, vorläufige Ergebnisse der DFG-Biodiversitäts-Exploratorien, mdl. Mitteilung), KLEIN und SCHULZ (2012), MÜLLER-USING (2005), (4) OEHMICHEN et al. (2011), (5) Abschätzung mit Werten von TIEMO KAHL (Universität Freiburg, vorläufige Ergebnisse der DFG-Biodiversitäts-Exploratorien, mdl. Mitteilung), KLEIN und SCHULZ (2012), KAHL (2003).

A) Laubbäume

Zersetzungsgrad	Volumenanteile (%)		Dichte ⁽³⁾ (kg m ⁻³)
	NP Hainich ⁽¹⁾	Hohe Schrecke ⁽²⁾	
1	13	11	558
2	37	37	369
3	27	33	284
4	23	19	214

B) Nadelbäume

Zersetzungsgrad	Volumenanteile (%)		Dichte ⁽⁵⁾ (kg m ⁻³)
	Hohe Schrecke ⁽²⁾	Deutschland ⁽⁴⁾	
1	12	19	378
2	48	36	319
3	29	32	205
4	11	13	170

Um die Entwicklung der Totholzvorräte mit den anderen Kohlenstoffreservoirs im und außerhalb des Waldes sowie den Substitutionseffekten zu synchronisieren (Kapitel 13), war es notwendig, zwischen den einzelnen Vorräten vor und unmittelbar nach der Simulation des ausscheidenden Bestandes zu unterscheiden. Grund hierfür ist, dass im Simulator die Bäume nicht kontinuierlich über die Simulationsperiode hinweg geerntet werden oder absterben, sondern dies sofort zu Beginn jeder Periode geschieht. Damit wird ein Teil des Kohlenstoffreservoirs aus dem lebenden Bestand auf die Reservoirs Totholz und Holzprodukte (einschließlich der Substitutionswirkung) verteilt, bevor das reale Zeitäquivalent vergangen ist. Anders ausgedrückt, im Modell entstehen die Vorräte im Totholz und den Holzprodukten bzw. die Substitutionswirkung unmittelbar nach der Zustandsbeschreibung des lebenden Bestandes. Eine grafische Darstellung dieses vor allem theoretisch bedeutsamen Zeitunterschiedes innerhalb der einzelnen Simulationsperioden wäre verwirrend gewesen. Die grafische Darstellung der Totholzvorräte (Abschnitt 10.2) und der Synthese von Kohlenstoffvorräten und Substitutionswirkung (Kapitel 13) über den Simulationszeitraum hinweg bezieht sich daher auf die Situation unmittelbar nach der Simulation des ausscheidenden Bestandes. Der Startvorrat (= Vorrat vor der ersten Simulation des ausscheidenden Bestandes; kurz „INI“) wird gesondert dargestellt.

8.6 Regionale Abschätzung der Boden-C-Vorräte

Der Boden stellt weltweit einen der größten C-Speicher dar. Durch Landnutzungsänderungen (z.B. Umwandlung von Wald in Ackerland, Primärwald in Plantagen) und intensive Bewirtschaftungsformen (z.B. Bodenbearbeitung wie Pflügen, Düngen, Abziehen der Humusschicht, Drainage, großflächiger Kahlschlag, gezieltes Abbrennen der Strauchschicht und Bodenvegetation) wird dieser Speicher gravierend reduziert (WBGU 1998, IPCC 2000, s. auch Kapitel 2). Im Gegensatz dazu konnten bei einer moderaten, nachhaltigen Waldbewirtschaftung ohne Bodenbearbeitung bislang keine messbaren oder anhaltenden Effekte auf die Gesamt-Boden-C-Vorräte (organische Auflage plus Mineralboden) nachgewiesen werden (z.B. MUND 2004, JANDL et al. 2007, KAHL et al. 2012, GRÜNEBERG et al. 2013, SCHÖNING et al. 2013a, 2013b, WÄLDCHEN et al. 2013). Jüngste Studien kommen zwar zu dem Ergebnis, dass Waldböden in Deutschland weiterhin Kohlenstoff in Höhe von 0,01 bis 1,6 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ sequestrieren, aber dies trifft nach bisherigem Stand des Wissens vermutlich auf bewirtschaftete und nicht-bewirtschaftete Wälder in gleicher Weise zu und ist möglicherweise auf eine Erholung von intensiven Waldnutzungen in der Vergangenheit und auf Umweltveränderungen (v.a. N-Depositionen, Klimawandel) zurückzuführen (MUND 2004, KUTSCH et al. 2010, TEFS und GLEIXNER 2012, OSTERBURG et al. 2013, SCHRUMPF et al. 2014). Im vorliegenden Projekt wurden daher die mittleren C-Vorräte in der organischen Auflage und im Mineralboden unabhängig von den Bewirtschaftungsszenarien anhand umfassender Boden-C-Inventuren in Thüringen abgeschätzt.

WIRTH et al. (2004a) erstellten auf Basis der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE¹), der Ökologischen Waldzustandskontrolle und der Waldbodenbeobachtungsflächen in Thüringen eine regionale Verteilung der C-Vorräte im Mineralboden und der organischen Auflage (246 Profile). Für die C-Vorräte im Mineralboden (0-60 cm) war die Substratgruppe der wichtigste Prädiktor, gefolgt von einem Klimawert (ordinales Maß für die klimatische Situation, die sich aus den interkorrelierenden Variablen Höhe, Niederschlag und Temperatur ergibt) oder der Hangneigung. Ursprünglich sollten die Boden-C-Vorräte vollständig anhand der von WIRTH et al. (2004a) entwickelten thüringen-spezifischen Regressionsmodelle und den Angaben zu Substratgruppe, Klimawert bzw. Hangneigung pro Inventurpunkt, entnommen aus der forstlichen Standortskartierung der ThüringenForst-AöR, berechnet werden. Es zeigte sich jedoch, dass die resultierenden C-Vorräte für die Substratgruppen L/LL (Lehm/Schlufflehm) und C/T (Carbonat/Ton) systematisch geringer waren als man es gemäß den thüringenweit regionalisierten Werten in WIRTH et al. (2004a) und den Ergebnissen von Fallstudien erwarten würde (Tab. 12). So lagen die über die Regressionsmodelle berechneten Boden-C-Vorräte (0-60 cm Bodentiefe) der Substratgruppen L/LL und C/T im Hainich um 26 bzw. 10 tC ha⁻¹ unter den entsprechenden Vorräten (0-50 cm Bodentiefe), die jüngst in einer umfassenden Bodeninventur im Hainich gemessen wurden (426 Profile, DFG-Biodiversitäts-Exploratorien, INGO SCHÖNING und ERIK GRÜNEBERG, Universität Jena, mdl. Mitteilung). In der Substratgruppe L/LL erreichten die Mittelwerte der Schätzung über die Regression (Hohe Schrecke: 49 tC ha⁻¹, Hainich: 50 tC ha⁻¹) nur die niedrigsten Werte für vergleichbare Böden aus uns bekannten Fallstudien in Thüringen (GERIGHAUSEN 2002: 49 tC ha⁻¹, BARITZ und VAN RANST 2006: 55 tC ha⁻¹, Tab. 12).

Tab. 12: Kohlenstoffvorräte in der organischen Auflage und im Mineralboden verschiedener Fallstudien in Thüringen. Organische Auflage: L, Of, Oh; Mineralboden: 0 cm bis max. beprobbare Tiefe. Bu: Buche, Es: Esche; EL: Edellaub, LL: Schlufflehm, L: Lehm, C: Carbonat, S: Sand, T: Ton.

Standorte	Org. Auflage		Mineralboden		Quelle
	Typ	Vorrat (min. – max.) (tC ha ⁻¹)	Substrat / Bodentyp	Vorrat (min. – max.) (tC ha ⁻¹)	
Vergleichswerte für die Modellregionen Hohe Schrecke und Hainich					
Thüringen	Laub	5 (5 - 6)	L	62 (55 - 68)	BARITZ und VAN RANST (2006), 2 Profile
	Laub	7 (2 - 17)	C	105 (68 - 140)	BARITZ und VAN RANST (2006), 17 Profile
	Laub	8 (5-13)	S	61 (51 - 68)	BARITZ und VAN RANST (2006), 3 Profile
Eichsfeld	Bu, EL	4 (3 – 5)	LL	53 (49 – 57)	GERIGHAUSEN (2002), 4 Profile
NP Hainich	Bu, EL	6	Eutric Cambisol	118	SCHRUMPF et al. (2011), Turmfläche 100 Proben
Hainich-Dün	Bu, EL	3,6 (2,3 – 4,6)			MUND (2004), 16 Bestände
Hainich-Dün	Bu, EL		Terra fusca, Rendzina und Übergänge zur Braunerde	99 (75 - 122)	MUND (2004), 8 Profile
			Braunerde	89 (78 - 100)	MUND (2004), 3 Profile
			Parabraunerde	81 (69 - 97)	MUND (2004), 5 Profile
Hainich	Bu, EL	6	Cambisol	108	GRÜNEBERG et al. (2010), 24 Proben
		6	Stagnosol, Luvisol	95	GRÜNEBERG et al. (2010), 65 Proben
Vergleichswerte für die Modellregion Vessertal					
Wetzstein	Fi	79	Cambic Podzol	83	SCHRUMPF et al. (2011), 100 Proben
(Fichtelgebirge, Bayern)	Fi	51 (36-71)	Podsolige Braunerde	120 (97-137)	MUND und SCHULZE (2005), 6 Profile

Im vorliegenden Projekt wurden daher die Regressionsmodelle nur für die Substratgruppen G/Gg (Silikatsteine, skelettreich, -arm) und S (Sand und Sandstein) verwendet. Für die Substratgruppen L/LL und C/T wurden hingegen die mittleren Vorräte der Studie von SCHÖNING und GRÜNEBERG (mdl. Mitteilung) herangezogen (Tab. 13). Die zuletzt genannten Modelle ergaben Vorräte, die den thüringenweit regionalisierten Werten der Substratgruppe C/T-untere Lagen und L/LL-mittlere Lagen nach WIRTH et al. (2004a) entsprechen. Die unterschiedliche Tiefe des berücksichtigten Solums in den beiden Studien (WIRTH et al. 2004a: 0-60 cm, SCHÖNING und GRÜNEBERG, mdl. Mitteilung: 0-50 cm) dürfte angesichts der hohen räumlichen Variabilität von Bodentiefe und C-Vorrat für die beabsichtigte regionale Abschätzung vernachlässigbar sein. Die BZE² -Thüringen (BURSE et al. 2011), die im Vergleich zur

BZE¹, zu WIRTH et al. (2004a) und zu SCHÖNING und GRÜNEBERG (mdl. Mitteilung) für die Substratgruppen G/Gg und C/CT sehr hohe Vorräte ausweist, wurde in der vorliegenden Abschätzung der regionalen Boden-C-Vorräte nicht berücksichtigt, da Angaben zur Regionalisierung der Daten oder Analysen zur Ursache der erhöhten Vorräte noch nicht vorliegen.

Die mittleren C-Vorräte in der organischen Auflage wurden getrennt nach Vegetationstyp (Laubwald: Hohe Schrecke, Hainich, Nadelwald: Vessertal) über die Trophiestufen berechnet (Tab. 13). Die Trophiestufen wurden, den Modellvorgaben entsprechend in reich, mittel und arm zusammengefasst, ebenfalls plotweise der Standortkartierung von ThüringenForst-AöR entnommen (Abschnitt 5.2).

Tab. 13: Regressionsmodelle und substratbezogene Mittelwerte zur Abschätzung der C-Vorräte in der organischen Auflage und im Mineralboden. G/Gg: Silikatgestein; S: Sand und Sandstein; L: Lehm; LL: Schlufflehm; C/CT/T: Carbonatgestein (mit Ton) und Ton; a, b, c: Regressionskoeffizienten, n: Anzahl Profile.

Gruppe	Modell bzw. Mittelwert (tC ha ⁻¹)	a	b	c	n	Quelle
Organische Auflage						
Nadelwald-G	$y = a + b \cdot \text{Trophiestufe}$	16,100	11,532		89	WIRTH et al. (2004a)
Nadelwald-S/LL/C	$y = a + b \cdot \text{Trophiestufe}$	6,337	12,006		58	WIRTH et al. (2004a)
Laubwald	$y = a + b \cdot \text{Trophiestufe}$	-4,656	12,594		17	WIRTH et al. (2004a)
Mineralboden (0 bis 60 cm bzw. 50 cm Bodentiefe)						
G/Gg	$y = a + b \cdot \text{Klimawert}^c$	45,691	0,015	2,949	151	WIRTH et al. (2004a)
S	$y = a + b \cdot \text{Klimawert}$	18,431	2,756		59	WIRTH et al. (2004a)
L/LL	78				161	SCHÖNING und GRÜNEBERG (mdl. Mitteilung)
C/CT/T	95				265	SCHÖNING und GRÜNEBERG (mdl. Mitteilung)

9 Methoden Holzverwendung und Substitutionseffekte

Die vorliegenden Untersuchungen zur forstlichen Produktion und Holzverwendung umfassen folgende Arbeitsschwerpunkte:

- Aufbereitung der aus den Naturaldaten simulierten Holzerntemengen je Modellregion
- Quantifizierung der Kohlenstoffspeicherung in kurz-, mittel- und langlebigen Holzprodukten
- Quantifizierung der Vermeidung von CO₂-Emissionen durch die Verwendung von Holz statt fossiler Energieträger und anderer energieintensivere Materialien (energetische und materielle Substitution, vgl. OSTERBURG et al. 2013)
- Spezifikation der CO₂-Emissionen, die mit den Energieaufwendungen zur Waldbewirtschaftung in den Modellregionen und jenen für den Holztransport einhergehen.

9.1 Aufbereitung der Holzerntemengen

Die Simulation der Holzernte erfolgte, wie in Kapitel 7 ausführlich beschrieben, über den Waldwachstumssimulator SILVA. Zur Sortierung des Holzes enthält SILVA zudem ein Sortierungswerkzeug, welches auf dem Programm BDAT basiert. Dieses kam in der vorliegenden Studie aber nicht zur Anwendung. Stattdessen wurde die Summe des simulierten verwertbaren Derbholzes je Baumartengruppe und Modellregion zusammengestellt und gemäß den eigens für die Modellregionen erstellten Sortierregeln verschiedenen Produktgruppen zugeordnet (s. Abschnitt 9.2).

Aufgrund des Umstands, dass der SILVA-Output zur Sortierung auch den Abgang durch Mortalität beinhaltet, musste in einem arbeitsintensiven Verfahren der Sortierungs-Output mit der Ausgabe der Naturaldaten verschnitten werden. Nur so konnte der Anteil der in Folge von Mortalität ausscheidenden Holzmengen und der Ernteverluste, die im Wald verbleiben (Abschnitt 8.5), von den tatsächlichen Holzernte- bzw. Verkaufssortimenten getrennt werden. Zudem erforderte der SILVA-Output aufgrund der Ausgabe in unterschiedlichen Dateistrukturen, einer dateiinternen Aggregation aller Baumartengruppen zu einer vermeintlichen zehnten Baumartengruppe und gelegentlicher Inkonsistenzen bei den Ernte- und Vorratsmengenbezügen eine sorgfältige Prüfung von Plausibilitäten und die Gestaltung eigener Dateistrukturen. Bei der Fülle an Daten und Dateien (Kapitel 7) waren all diese Arbeitsschritte nur mit Hilfe mehrerer komplexer Datenbanken (Microsoft Access) möglich, in denen die SILVA-Listen der modellierten Holzaufkommensprognose je Modellregion miteinander in Beziehung gesetzt wurden. Dabei wurden u.a. je Plot sowohl das verwertbare als auch das nicht verwertbare Derbholz (nvD) je Baumartengruppe und Zeitperiode ermittelt. Eine weitere Holzmenge ergab sich aus dem Ernteverlust. Nach KUBLIN und SCHARNAGL (1988) besteht dieser im Allgemeinen aus der Rindenmasse und jeder weiteren Minderung der stehenden Holzmasse bedingt durch Fällung und Aufarbeitung (Holzmasse bis Stockhöhe, Abfall an Gipfel-, Ast- und Faulholz, Bruch und Sägeverluste), durch Messung (halber Fallkerb, Übermaß, Kubierungsverfahren, Schichtholz- und Gewichtsholzumrechnung) oder durch die Derbholzgrenze und sonstige Betriebsverluste (Holzbringung, Unterlagen und Stützen für Holzstöße).

Die Berechnung des Kohlenstoffgehalts der neun SILVA-konformen Baumartengruppen erfolgte unter Verwendung der Raumdichten aus BURSCHEL et al. (1993) (Tab. 14) und einer mittleren Kohlenstoffkonzentration von 0,504 kgC kg_{TG}⁻¹ (PROFFT et al. 2009)).

Tab. 14: Verwendete Raumdichten je Baumartengruppe nach BURSCHEL et al. (1993).

Baumartengruppe	Dichte (kg_{trocken}/m³_{frisch})
Fichte	377,1
Tanne	370,0
Kiefer	430,7
Lärche	487,3
Buche	554,3
Eiche	561,1
Douglasie	412,4
Hartlaubholz	564,2
Weichlaubholz	376,8

9.2 Akquise und Aufbereitung von Holzkundendaten inklusive Aufstellung von Holzsortierregeln

Um dem von SILVA modellierten Holzaufkommen eine realistische Holzverwendung zuordnen zu können, wurden Holzverkaufsdaten und Kundenstrukturen für den Zeitraum 2009 – 2011, differenziert für die drei Modellregionen zusammengestellt und ausgewertet. Die Daten sind Teil des betrieblichen Forstinformations- und -managementsystems ABIES-FIS der Landesforstanstalt. Die regionsspezifische Differenzierung der Daten erfolgte über die Auswertung der ABIES-FIS-Daten für die jeweiligen Forstämter entsprechend der räumlichen Zuständigkeiten - auch wenn die Forstamtsgrenzen über die Grenzen der Modellregionen (s. Kapitel 5) hinaus gingen. Dies erlaubte eine möglichst realitätsnahe Abbildung der Marktsituation, die sich in der Regel erst auf größeren Flächeneinheiten als den Modellregionen einstellt. Die Fläche aller in diese Auswertungen einbezogenen Forstämter entspricht rund 30% der Staatswaldfläche Thüringens. Mit diesem Vorgehen konnte zudem die Anonymität der Daten gesichert werden.

Die Studien zur Kundenstruktur der Forstämter in den Modellregionen deckten große Unterschiede zwischen den Regionen auf (Tab. 15). So agierten in der („Großraum“-) Modellregion Hainich, in der von 2009-2011 die geringsten Rohholzmengen verkauft wurden (106.454 m³), 334 Kunden. In der Hohen Schrecke war die vermarktete Rohholzmenge um rund ein Drittel höher als im Hainich, die Zahl der Kunden lag dagegen nur bei etwa einem Viertel im Vergleich zur Kundenzahl in der Modellregion Hainich. Im Vessertal erwarben doppelt so viele Kunden eine nahezu achtmal größere Menge an Rohholz als im Hainich. Bei diesem Vergleich darf nicht außer Acht gelassen werden, dass die betreffenden Forstämter eine unterschiedliche räumliche Ausdehnung aufweisen. Noch deutlicher wurden die Unterschiede, wenn man neben der Käuferanzahl auch die Verteilung des Rohholzes auf die Käufer berücksichtigte. Hierzu wurden die Holzkunden entsprechend der von ihnen innerhalb des Buchungszeitraums gekauften Holzmenge in abnehmender Reihenfolge sortiert und die Gesamtverkaufsmenge über alle Käufer aufaddiert bis diese Summe 97,5% der Gesamtvermarktungsmenge innerhalb der Forstämter je Modellregion entsprach (Abb. 18). Im Hainich wurden 97,5% des vermarkteten Holzes von 177 Kunden (34% aller Kunden der Region) erworben, im Vessertal von 97 (13%) und in der Hohen Schrecke von 51 Kunden (34%). Im

Mittel des Buchungszeitraumes 2009-2011 wurden im Hainich damit pro Kunde nur 887 m³ verkauft, während dieser Wert in der Hohen Schrecke mit 2.840 m³ und im Vessertal mit 8.158 m³ deutlich höher lag.

Die Holzmen gen für den verbleibenden Anteil von 2,5%, bezogen auf die Gesamtvermarktungsmenge je Modellregion, gingen in allen Modellregionen an örtliche Brennholzselbstwerber und wurden gemäß der Buchungsrichtlinie der Landesforstanstalt mit der Abgabemeldung „Holzkleinabgabe im Nachverkauf“ geführt. In der vorliegenden Studie wurden diese „Kleinstmengen“ an Holz hinsichtlich der Verwendung nicht weiter analysiert. Es sei jedoch erwähnt, dass sie im Buchungszeitraum im Vessertal je Kunde bei maximal 333 m³ und in der Hohen Schrecke bei 157 m³ lagen, im Hainich dagegen bei lediglich 29 m³ (Tab. 15).

Die aufgezeigten strukturellen Unterschiede der Kundenstruktur in den Modellregionen spiegeln sowohl die unterschiedlichen Verwendungsmöglichkeiten von Laub- und Nadelholz wider als auch unterschiedliche Strategien der Forstämter zur regionalen und/oder überregionalen Vermarktung des Holzes. So spielen in der Modellregion Hainich private Kleinkunden (häufig Brennholzwerber) offensichtlich eine größere Rolle als in der Hohen Schrecke oder im Vessertal. In Abbildung 18 wird aber auch eine Gemeinsamkeit der Modellregionen offenkundig: in allen drei Regionen wurde rund 70% des Holzes von nur 10 Kunden eingekauft.

Tab. 15: Verteilung des vermarkteten Holzes auf die Kundschaft der Forstämter in den Modellregionen. Datenquelle: ABIES-FIS, ThüringenForst-AöR. Buchungszeitraum (BZ): 2009 - 2011.

Rubrik	Hohe Schrecke	Hainich	Vessertal
Vermarktete Rohholzmenge (m ³ BZ ⁻¹)	148.532	106.454	811.580
Gesamtzahl Kunden (N)	148	345	743
Anzahl (bzw. Anteil) an Kunden, die 97,5% des gesamten Rohholzes gekauft haben	51 (34%)	117 (34%)	97 (13%)
Mittlere Kaufmenge pro Kunde oberhalb des Schwellenwertes von 97,5% (m ³ Kunde ⁻¹ BZ ⁻¹)	2.840	887	8.158
Maximale Kaufmenge der Kleinstkunden (m ³ Kunde ⁻¹ BZ ⁻¹)	157	29	333

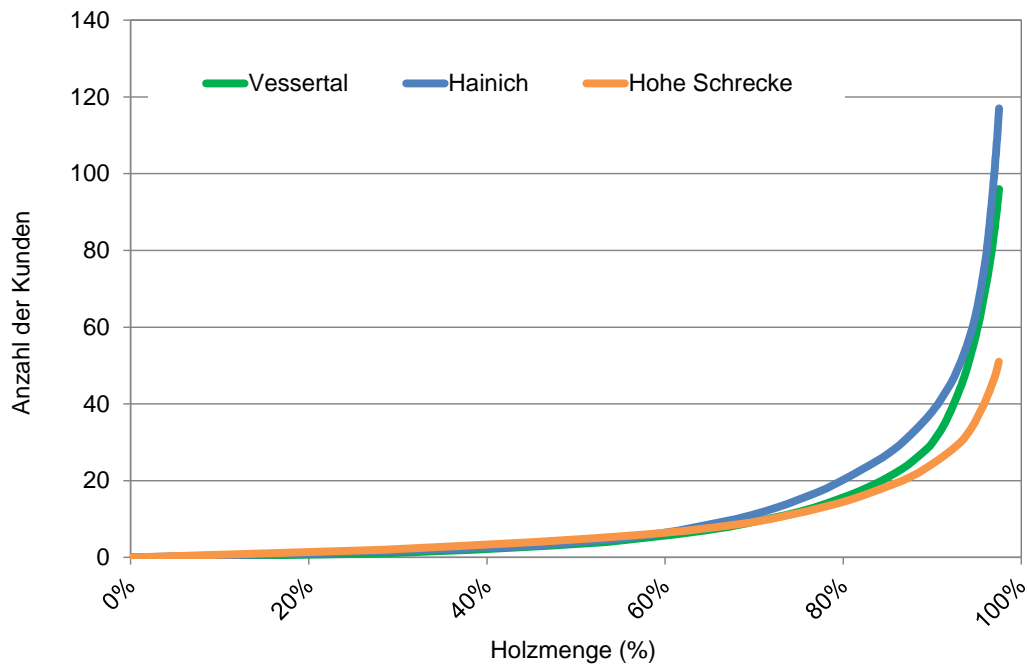


Abb. 18: Zusammenhang zwischen dem kumulativen Anteil der verkauften Holz mengen (2009-2011) je Modellregion und der Anzahl an Kunden mit abnehmendem Kaufvolumen.

Im Laufe der weiteren Untersuchungen zur Kundenstruktur wurden die einzelnen Kunden nach ihrem Einkaufsverhalten in Bezug auf Baumart, Sortiment und Holzgüte kategorisiert und anhand ihres Firmenportfolios folgenden Kundentypen zugeordnet (sofern dies plausibel möglich war):

- Energieholz-Händler,
- Energieholz-Endkunde,
- Großhändler (stofflich und energetisch),
- Zellstoff-, Papier- und Pappe-Kunde,
- Holzwerkstoff-Kunde,
- Sägeholz-Kunde.

Abbildung 19 zeigt die Aufteilung der Kunden nach Modellregion und Kundentyp. Daraus wird ersichtlich, dass die Laubholzregionen Hainich und Hohe Schrecke mehr Energieholz bereitstellen (mindestens 35%). Umgekehrt entfallen in der Nadelholzregion Vessertal größere Mengenanteile auf stoffliche Sortimente (etwa 75%). Ungewiss sind in allen drei Modellregionen die Holzverwendungen der Anteile, die von Großhändlern übernommen werden. Es ist anzunehmen, dass sich deren Verkaufsstrategie an relativ kurzfristigen Verträgen und vermutlich stark am aktuellen Marktpreis orientiert. Bedient werden sowohl stoffliche als auch energetische Holzverwender. Aus diesem Grund war es für die vorliegende Auswertung schwierig, diese Großhändler-Holz mengen, die zwischen 11 und 30% des regionalen Holzaufkommens repräsentierten, genauer entsprechend der tatsächlichen Verwendung aufzuteilen. In der Regel wird angesichts der fehlenden Information eine jeweils hälftige energetische und stoffliche Verwertung des von den Großhändlern bezogenen Holzes angenommen. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurde die tatsächliche Verwertung jedoch einer

weitergehenden Analyse unterzogen. Dazu wurde die Holzverwendung der vom Großhändler erworbenen Holzmen gen getrennt nach Baumartengruppen und verkauften Sortimenten quantifiziert und Verbleibanalysen durchgeführt. Wie sich herausstellte, wurden von den Großhändlern fast ausschließlich Industrieholzsortimente erworben. Beim Laubholz wurden etwa 95% der von den Großhändlern gekauften Mengen als Industrieholz eingekauft. Nur jeweils 2 bis 3% entfielen auf nicht verwertbares Derbholz und Stammholz. Beim Nadelholz stammten mehr als 60% des Großhändler einkaufs aus dem Industrieholzsortiment, jeweils knapp 20% wurden als Stammholzsortiment bzw. mit der Sortenangabe „nicht verwertbares Derbholz“ verkauft.

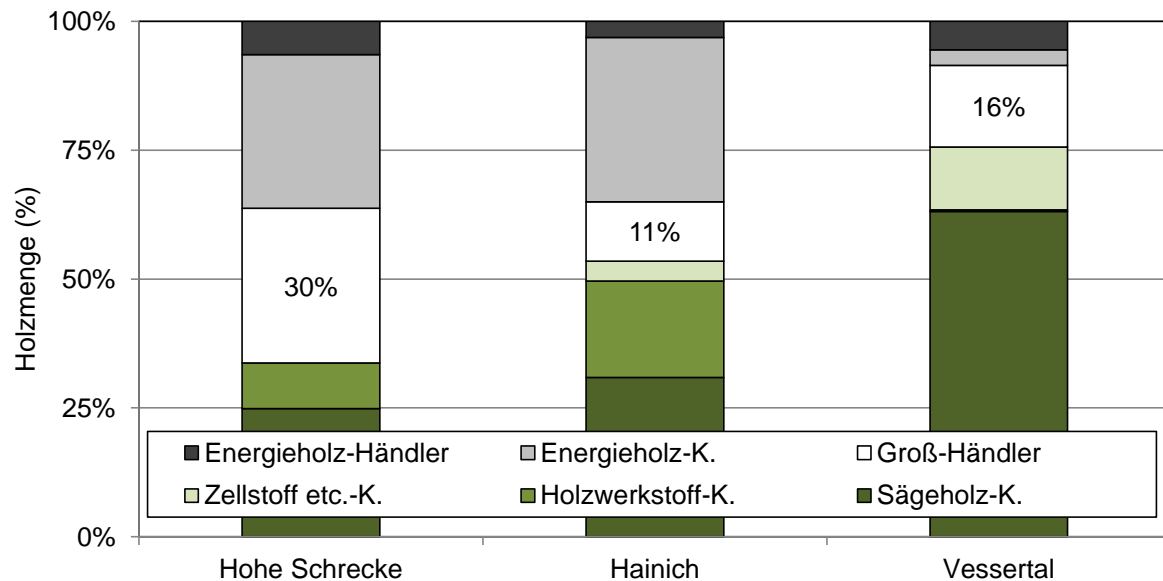


Abb. 19: Holzkundenstruktur der Forstämter der Modellregionen dargestellt als prozentuale Verteilung der verkauften Holzmen gen auf sechs Kundentypen. Bezugszeitraum: 2009-2011.

Eine anschließende Befragung von einzelnen Großhändlern, deren Kaufvolumen in der Summe fast 90% der Gesamtholzmenge für diesen Kundentyp repräsentierte, ermöglichte eine konkretere Aufteilung der Großhändler-Holzmen gen. Demnach wurde in den Modellregionen ein Anteil von etwa 80% der Holzmenge an Anschlusskunden weiterveräußert, die eine stoffliche Verwendung vorgesehen hatten. Die befragten Großkunden beliefern im Wesentlichen die Zellstoffindustrie, weniger die Holzwerkstoff- und die klassische Sägeindustrie. Hierbei ergaben sich unterschiedliche Aufteilungen in den Laub- bzw. der Nadelholzregion. An die Sägeindustrie wurden stets etwa 10-15% der Großhändler-Holzmenge für die stoffliche Verwendung abgegeben. In den laubholzdominierten Regionen Hohe Schrecke und Hainich wurde außerdem versucht, einen großen Anteil des Laubholzes am Holzwerkstoffmarkt zu platzieren. Im Vessertal wurde mit den Nadelholzsortimenten dagegen vorwiegend die Zellstoffindustrie bedient. Lediglich 20% des Holzes der Großhändler wurde für eine unmittelbare energetische Nutzung gehandelt.

Angelehnt an PROFFT et al. (2009), wurden den Holzmen gen der einzelnen Kundentypen Produktgruppen mit unterschiedlicher Lebensdauer zugeordnet (Tab. 16). Einige Produktgruppen nahmen in der vorliegenden Studie einen verschwindend geringen Anteil ein und wurden deshalb nicht weiter berücksichtigt. Das Sägeholz wurde baumartengruppenspezifisch in solche Produktgruppen aufgeteilt, die bei der Sägeholzbearbeitung tatsächlich ent-

stehen (vgl. PROFFT et al. 2009). Die gesamte Zuordnung (Abb. 20) erfolgte konservativ, d.h. die Holzmengen der Kunden wurden im Zweifelsfall der Produktgruppe mit der kürzeren Produktlebenszeit zugeordnet. In einem letzten Arbeitsschritt wurden die von SILVA prognostizierten Holzernstemengen jeder Modellregion in dieses Schema der Produktgruppenzuordnung eingespeist (Abb. 20) und somit der laufende Eintrag in den Pool von Holzprodukten unterschiedlicher Lebensdauer quantifiziert.

Tab. 16: Produktgruppen (PG) nach PROFFT et al. (2009) und ihre Verwendung in der vorliegenden Studie.

Produktgruppen nach PROFFT et al. (2009)		Verwendung in der vorliegenden Studie
PG 1	Holzreststoffe, Energieholz	PG 1
PG 2	Zellstoff, Verpackungsmaterialien, Bauhilfsstoffe, Pappe, Papier	PG 2
PG 3	Paletten, Pfähle	zu PG 2
PG 4	Möbel, Holzwerkstoffe, holzbasierte Platten	PG 4
PG 5	Parkettholz	zu PG 4
PG 6	Bau- und Konstruktionsholz	PG 6

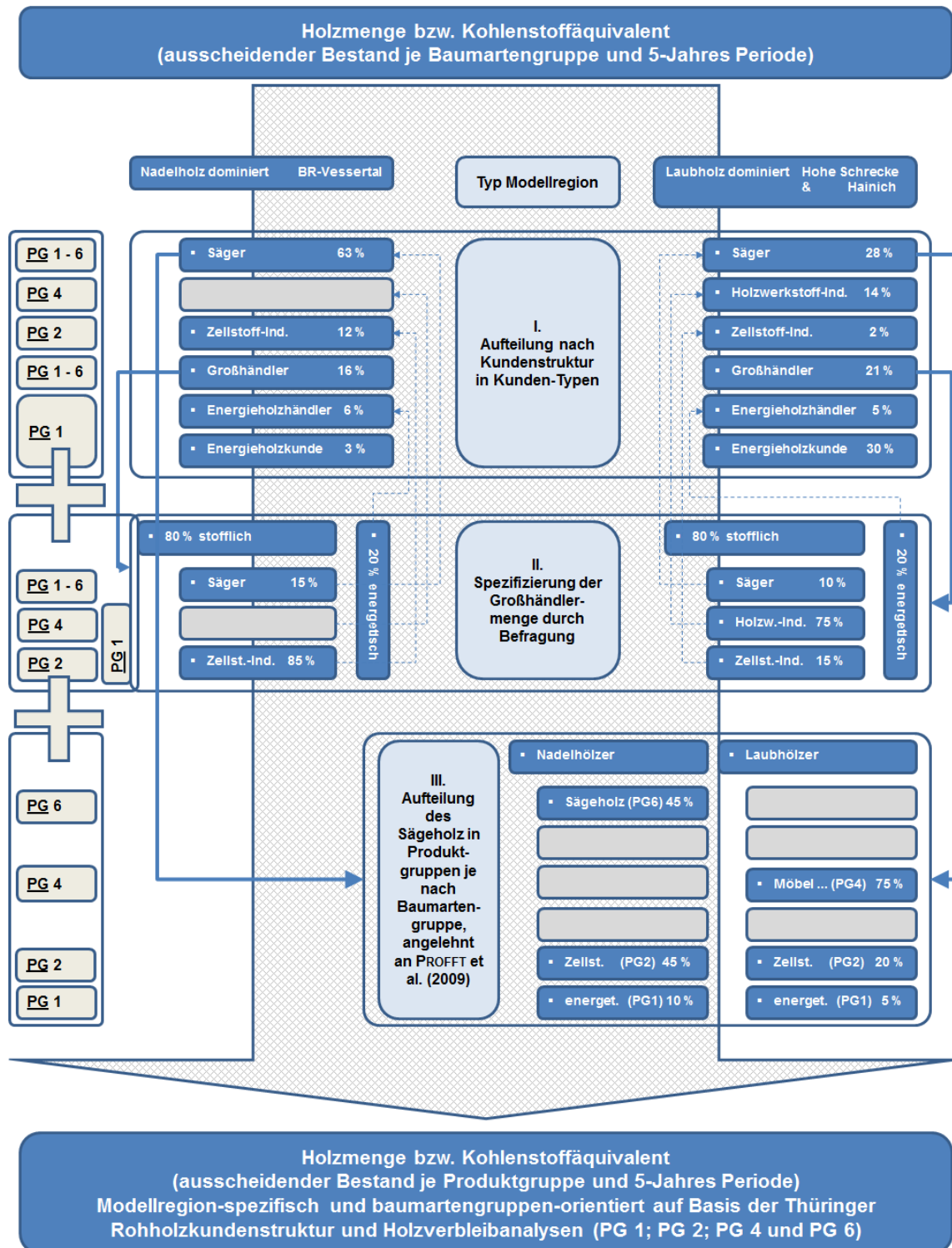


Abb. 20: Schema der Holz mengen- und Produktgruppenzuordnung für die Modellregionen auf Grundlage von Kunden- und Holzvermarktungsanalysen (ABIES-FIS), Großhändlerbefragung und den Produktgruppen nach PROFFT et al. (2009).

9.3 Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten

Die C-Speicherung in den Holzprodukten wurde über die Menge des neu produzierten Holzes (= Eintrag in den Holzproduktetpool, siehe Abschnitt 9.2) und einem Austrag aus dem Holzproduktetpool (siehe Gleichung 4) berechnet. Der zu Beginn der Simulation bereits vorhandene Produktetpool wurde in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt, da entsprechend der zentralen Fragestellungen für dieses Projekt (Abschnitt 2.3) die kurz- bis mittelfristigen Auswirkungen einer heutigen Entscheidung für oder gegen eine Nutzungsoption auf die Kohlenstoffbilanz untersucht werden sollten.

Gleichung 4:

$$y_t = y_0 * e^{-kt}$$

mit

y_0 = Ausgangs-C-Vorrat des Holzproduktetpools

t = Zeitraum, über den der Holzproduktetpool abgebaut wird

y_t = C-Vorräte im Holzproduktetpool nach der Zeit t

k = produktgruppen-spezifische Abbauraten

Die produktgruppen-spezifischen Abbauraten wurden von PROFFT et al. (2009) übernommen (Tab. 17). Unter der Annahme eines exponentiellen Abbaus entspricht die mittlere Verweildauer (*mean residence time*) dem Quotienten $1/k$ und gibt die Zeit an, nach der 63% des im Holzproduktetpool gespeicherten C (durch Verrottung oder thermische Verwertung) wieder als CO_2 freigesetzt wird. Die kurzlebigen Produktgruppen 1 und 2 haben nach diesem Ansatz mittlere Verweildauern von 1 bzw. 3 Jahren. Für die Produktgruppe 4 ergibt sich eine mittlere Verweildauer von 25 Jahren, für die langlebige Produktgruppe 6 beträgt diese 50 Jahre. Über den Simulationszeitraum von 50 Jahren hinweg wurde die Bilanz von Neuzugängen zum Holzproduktetpool und Reduktion des Produktetpools durch Verrottung oder thermische Verwertung mittels eines Algorithmus errechnet.

Tab. 17: Abbauraten (k) und mittlere Verweildauern (MRT) der Produktgruppen nach PROFFT et al. (2009). MRT = engl. *mean residence time*; Zeit, nach der 63% des im Holzproduktetpool gespeicherten C als CO_2 freigesetzt wird.

Produktgruppe	Abbauraten k	MRT (Jahre)	Gruppierung nach Verweildauer
PG 1	0,99425	1	kurzlebig
PG 2	0,33142	3	
PG 4	0,03977	25	langlebig
PG 6	0,01989	50	

9.4 Material- und Energiesubstitution

Um die Auswirkungen des Forst- und Holzsektors auf die CO_2 -Bilanz vollständig zu quantifizieren, müssen neben der C-Speicherung im Holzproduktetpool vor allem auch die Substitutionseffekte berücksichtigt werden (WERNER et al. 2006, KÖHL et al. 2011, ROCK 2013). Unter materieller bzw. energetischer Substitution versteht man die Vermeidung von CO_2 -Emissionen durch die Verwendung von Holz anstelle von anderen, mit höherem Energieaufwand und somit höheren CO_2 -Emissionen herzustellenden Materialien bzw. fossilen Ener-

gieträgern. Bei der materiellen Substitution (auch stoffliche oder indirekte Substitution genannt) werden also Nicht-Holzprodukte und bei der energetischen (oder direkten) Substitution fossile Brennstoffe durch Holz ersetzt. Die Grundlage für die Berechnung möglicher Substitutionseffekte ist der Vergleich von Produkten mit gleicher Nutzungsbestimmung auf Basis einer funktionalen Einheit (RÜTER 2010). Die Substitutionsberechnung muss dabei die Energieraufwendungen bzw. Treibhausgasemissionen von der Herstellung eines Produktes bis hin zu seiner Verrottung oder thermischen Verwertung beinhalten. Die Höhe der Substitution wird in der Regel über Substitutionsfaktoren (engl. *substitution* oder *displacement factors*) angegeben. Sie beziffern, wieviel CO₂-Emissionen, ausgedrückt in tC (oder C-Äquivalent) pro tC im Holzprodukt vermieden werden. Ein Substitutionsfaktor von beispielsweise 1,5 tC/tC gibt an, dass jede tC eines Holzprodukts, das ein Nicht-Holzprodukt ersetzt, 1,5 tC an Emissionen einspart.

Aus der Vielzahl an Einzelstudien zur Substitutionswirkung spezieller Holzprodukte bzw. funktionaler Einheiten wurden in umfassenden Metastudien generalisierte Substitutionsfaktoren für die stoffliche und die energetische Holzverwendung abgeleitet (FÜRSTENAU 2008, SATHRE und O'CONNOR 2010). Die Studie von KNAUF et al. (2013) unterzog die Substitutionsfaktoren von TAVERNA et al. (2007) sowie SATHRE und O'CONNOR (2010) einer Prüfung bezüglich ihrer Gültigkeit für Deutschland. Dabei wurde beispielsweise der energetische Substitutionsfaktor von 0,67 tC/tC aus SATHRE und O'CONNOR (2010) für den aktuellen Energiemix in Deutschland bestätigt. Dies deckt sich auch mit ROCK (2013), der für die energetische Substitution je nach angenommenem Energiemix von Werten zwischen 0,5 und 0,7 tC/tC ausgeht. WÖRDEHOFF et al. (2011) leiteten energetische Substitutionsfaktoren baumartengruppengetrennt her. Für Laubhölzer kalkulierten sie mit 0,73 tC/tC und für Nadelhölzer mit 0,76 tC/tC. Diese Angaben beziehen sich ausschließlich auf den Vergleich mit der Verbrennung von Heizöl.

Im Gegensatz zum energetischen Substitutionsfaktor wurde der stoffliche, den SATHRE und O'CONNOR (2010) mit 2,1 tC/tC veranschlagten, von KNAUF et al. (2013) auf etwa 1,5 tC/tC nach unten korrigiert. Auch FRÜHWALD (2013) nimmt einen stofflichen Substitutionsfaktor von 1,5 tC/tC an. Speziell für Holzfenster errechnete RÜTER (2011) einen Faktor von 2,8 tC/tC im Vergleich zu PVC-Fenstern und von 8,4 tC/tC anstelle von Aluminiumfenstern. Holzfußböden können Teppichbeläge mit dem Faktor 1,5 tC/tC substituieren. Für Massivwände aus Holz gibt RÜTER (2011), je nach Bauweise im Vergleich zu entsprechenden Konkurrenzprodukten (z.B. Massivwände aus Beton oder Ziegelwerk), Faktoren für die stoffliche Substitution von 0,7 und 1,8 tC/tC an. Weitere Vergleichswerte für verschiedene Materialien finden sich bei ALBRECHT et al. (2008). Deutlich geringer als die oben genannten Zahlen fallen die stofflichen Substitutionsfaktoren bei BÖTTCHER et al. (2012) in Anlehnung an die norwegisch-schwedische Studie von PETERSEN und SOLBERG (2005) aus. Für die ausschließliche Substitution von Beton z.B. ergab sich dort eine Spanne zwischen 0,1 und 1,3 tC/tC, für die Substitution von Stahl wurde der Faktor sogar noch halbiert.

Durch die Addition der Einsparung an freigesetztem Kohlenstoff aus materieller Substitution, einer evtl. möglichen zweiten oder mehrfachen stofflichen Nutzung (sogenannte Kaskadennutzung) und einer abschließenden energetischen Nutzung ergibt sich ein Gesamt-Substitutionsfaktor. ROCK und BOLTE (2011) verwenden einen Gesamt-Substitutionsfaktor von 1,12 tC/tC und bestätigen damit die früheren Ansätze von PROFFT (2010) für Thüringen und WERNER et al. (2010) für die Schweiz in ähnlicher Höhe. So ermittelte PROFFT (2010) für Thüringen (Bezugszeitraum 2001 bis 2009) einen Faktor für Material- plus Energiesubstitution von etwa 1,25 tC/tC. Werden zudem Holzmengen berücksichtigt, die üblicherweise nicht in Holzeinschlagsstatistiken einfließen, aber zumindest einer energetischen Nutzung zuge-

führt werden, so ergibt sich ein Gesamt-Substitutionsfaktor von 1,35 tC/tC des gebuchten Einschlages (ROCK 2013).

Für die Berechnung der Substitutionseffekte, die bei Verwendung der simulierten Holzerntemengen je Periode entstehen würden, wurden die Substitutionsfaktoren mit den Kohlenstoffmengen der Produktgruppen verrechnet. Die Produktgruppe 1 kann ausschließlich energetisch substituieren. Für die Produktgruppe 4 und 6 wurde eine stoffliche Substitution gefolgt von einer vollständigen energetischen Nutzung angenommen. Produktgruppe 2, die kurzlebige aber kaum substituierbare Produkte wie Papier, Zellstoff, Holzstoff beinhaltet, wurde wie Produktgruppe 1 behandelt. Dieser Ansatz deckt sich mit der Auffassung von ROCK und BOLTE (2011). Demnach sind stoffliche „Substitutionsmöglichkeiten von Papierholzsortimenten derzeit nicht bestimmbar.“

Die Kaskadennutzung von Holz wird in Deutschland aus volkswirtschaftlichen und klimapolitischen Gründen angestrebt. Bislang kann man allerdings nur davon ausgehen, dass nahezu das gesamte stofflich genutzte Holz schon am Ende seines „ersten“ Lebenszyklus einer energetischen Verwertung zugeführt wird (zweistufige kaskadische Nutzung, vgl. PROFFT et al. 2009, KLEIN und SCHULZ 2012). Der Umfang einer mehrfachen stofflichen Nutzung ist aufgrund fehlender belastbarer Zahlen derzeit nicht quantifizierbar. In der vorliegenden Studie wurden letztendlich die in Tabelle 18 zusammengestellten Substitutionsfaktoren von KNAUF et al. (2013) auf die modellregionsspezifisch sortierten Holzmengen in den jeweiligen Produktgruppen angewendet.

Tab. 18: Übersicht über die im Rahmen der vorliegenden Studie verwendeten Substitutionsfaktoren nach KNAUF et al. (2013).

Produktgruppe	Substitutionsart	Substitutionsfaktor (tC/tC)
PG 1 und PG 2	energetisch	0,67
PG 4 und 6	materiell + abschließend energetisch	1,50 + 0,67

10 Kohlenstoffvorräte im Wald

10.1 Lebende Baumholzbiomasse

10.1.1 Bestandesbiomasse (BHD ≥ 7 cm)

Zu Beginn der Wachstumssimulation waren die C-Vorräte in der oberirdischen- und unterirdischen Holzbiomasse lebender Bäume mit einem BHD ≥ 7 cm (kurz: Bestandes-C-Vorräte) in den Laubwaldregionen Hohe Schrecke (148 tC ha^{-1}) und Hainich (173 tC ha^{-1}) im Mittel um rund 51% höher als in der Nadelwaldregion Vessertal (106 tC ha^{-1}) (Tab. 19, Abb. 21). Am Ende des Simulationszeitraumes hatten sich die Bestandes-C-Vorräte des Schutzszenarios in den Laubwaldregionen einander angenähert (200 bzw. 209 tC ha^{-1}) und lagen um 47 bzw. 38 tC ha^{-1} unter denen des Vessertals (247 tC ha^{-1}). Die Nutzung führte in den Laubwaldregionen schon nach der ersten Simulationsperiode zu einer Angleichung der C-Vorräte auf einem Niveau von rund 130 tC ha^{-1} . Im weiteren Verlauf der Simulation änderten sich diese Vorräte kaum noch. Im Vessertal führte die Nutzung zu keiner nennenswerten Änderung der mittleren C-Vorräte von rund 110 tC ha^{-1} .

Tab. 19: Kohlenstoffvorräte und -sequestrierung in der lebenden Bestandesbiomasse der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ in den drei Modellregionen. Berücksichtigt sind die ober- und unterirdischen Holzbiomasse aller lebenden Bäume mit BHD ≥ 7 cm.

	Hohe Schrecke		Hainich		Vessertal	
	Schutz	Nutzung	Schutz	Nutzung	Schutz	Nutzung
Bestandesvorrat 0 Jahre (tC ha^{-1})	148		173		106	
Bestandesvorrat 50 Jahre (tC ha^{-1})	200	133	209	127	247	108
Anteil „Nutzung“ von „Schutz“ (%)	67		61		44	
Mittlerer C-Sequestrierung ($\text{tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$)	1,0	-0,3	0,7	-0,9	2,8	0,04

Über den gesamten Simulationszeitraum hinweg und in allen drei Modellregionen ergab sich beim Schutzszenario eine höhere C-Sequestrierung als beim Nutzungsszenario. So wurden im Vessertal beim Schutzszenario in der aufstockenden Biomasse im Mittel $2,8 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ sequestriert, beim Nutzungsszenario nur $0,04 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Tab. 19). In der Hohen Schrecke und im Hainich wurden beim Schutzszenario trotz der bereits hohen Ausgangsvorräte noch 1 bzw. $0,7 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ in der Holzbiomasse festgelegt, durch die Nutzung wurden die Ausgangsvorräte hingegen um $0,3$ bzw. $0,9 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ reduziert.

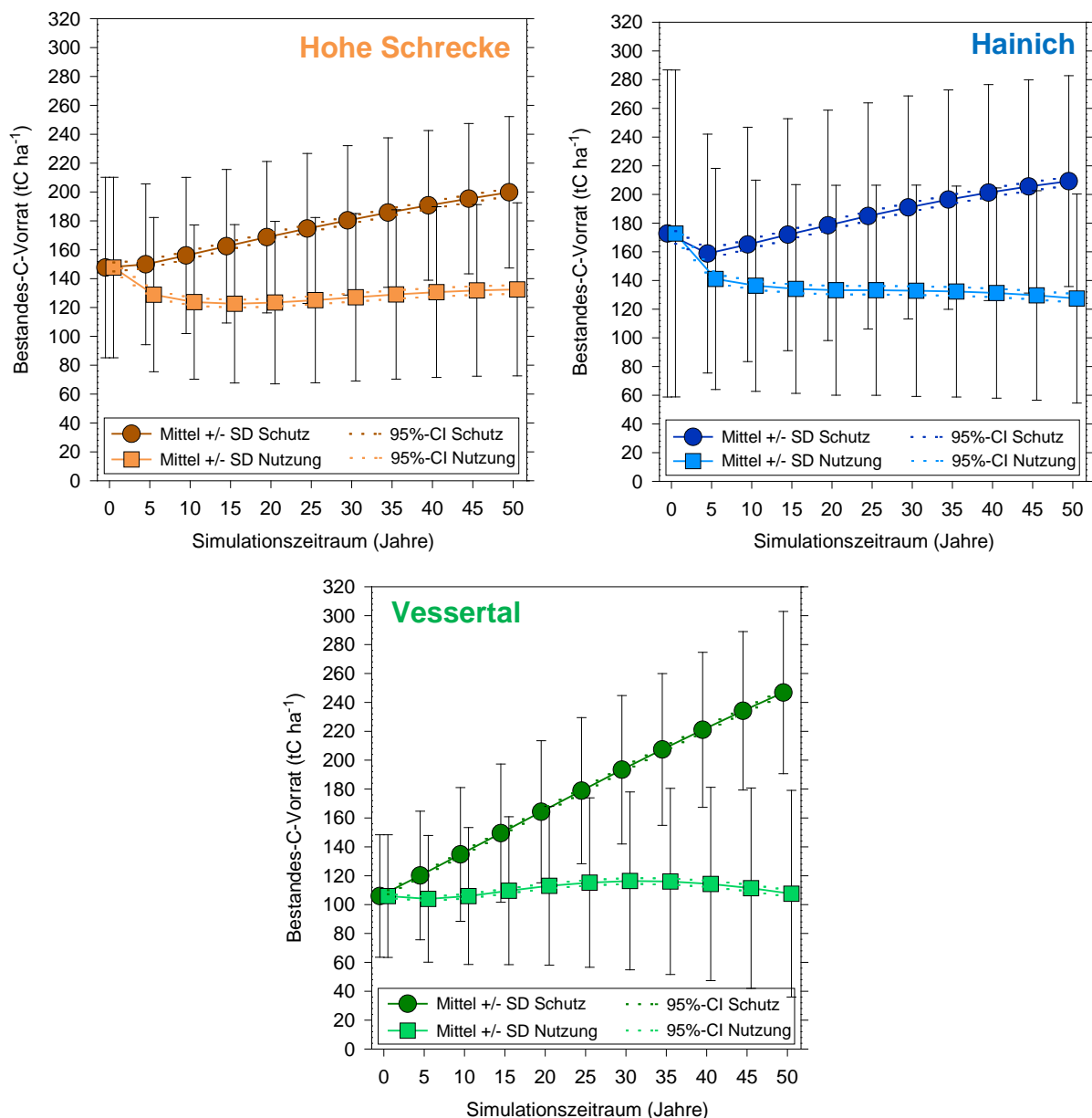


Abb. 21: Entwicklung der Bestandes-C-Vorräte in den Modellregionen für die Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“. Berücksichtigt sind die ober- und unterirdischen Holzbiomasse aller lebenden Bäume mit BHD ≥ 7 cm. Für jede Simulationsperiode ist der Mittelwert aller Inventurplots mit Standardabweichung (SD) und 95%-Konfidenzintervall (CI) dargestellt.

Die hohen Standardabweichungen der Bestandes-C-Vorräte (Abb. 21) spiegeln vor allem die hohe räumliche Heterogenität in der Bestandesstruktur (v.a. Durchmesser- bzw. Altersverteilung und Bestandesdichte) innerhalb der Modellregionen wider, ergeben sich aber auch aus der Simulation der Bestandesstruktur. Aufgrund der hohen Stichprobenzahl (Anzahl an Inventurplots) je Modellregion waren die Stichprobenfehler der Inventuren mit Werten unter 1,4% jedoch sehr klein (in Abb. 21 grafisch nicht mehr erkennbar, stattdessen Angabe der 95%-Konfidenzintervalle). Eine weiterführende Analyse und Diskussion der Unsicherheiten findet sich im Abschnitt 12.3. An dieser Stelle sei nur erwähnt, dass die Prognosen für die im Folgenden dargestellten einzelnen C-Flüsse je Simulationsperiode um ein Mehrfaches unsi-

cherer sind als ihre Mittelwerte über die gesamte Simulationszeit und als der resultierende Bestandes-C-Vorrat nach 50 Jahren. Der zeitliche Verlauf der Flüsse kann aber helfen, die im Modell hinterlegten Prozesse zu verstehen und auf ihre Plausibilität hin zu überprüfen.

Die unterschiedliche Entwicklung der Bestandes-C-Vorräte der drei Modellregionen beim Schutzszenario lässt sich vor allem auf Unterschiede in der simulierten Mortalität zurückführen, und nicht, wie man aufgrund der unterschiedlichen Baumartenzusammensetzung und Standortsverhältnisse (Kapitel 3) vermuten könnte, auf Unterschiede im mittleren, jährlichen Zuwachs (Abb. 22). So waren die Zuwächse im Vergleich der Regionen ähnlich hoch (Hainich und Vessertal ca. $3,3 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$, Hohe Schrecke ca. $2,8 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) und veränderten sich im Verlauf der Simulationszeit kaum. Die mittlere Mortalität hingegen war in den Laubwaldregionen in der ersten Simulationsperiode mit 4 bzw. $6 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (relative Mortalitätsrate 2,7 bzw. 3,3% Jahr^{-1}) um ein Vielfaches höher als im fichtendominierten Vessertal, in dem die Mortalität mit nur $0,2 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ ($< 0,2\% \text{ Jahr}^{-1}$) nahezu vernachlässigt werden konnte. Auch in den folgenden Jahren lag die Mortalität in den Laubwaldregionen mit etwa $1,7$ bzw. $2,3 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ deutlich über der im Vessertal. Im Vessertal stieg die Mortalität im Laufe des Simulationszeitraumes zwar leicht an, erreichte aber maximal nur $0,8 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Abb. 22).

Beim Nutzungsszenario schied allgemein nur wenig Derbholzbiomasse durch natürliche Mortalität aus (Abb. 22). In der Hohen Schrecke und im Hainich aber war sie zu Beginn der Simulation trotz hoher Nutzung stark erhöht, und im Hainich sank sie bis zum Ende der Simulationszeit nicht unter $0,5 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Die außergewöhnlich hohe Nutzung in den Laubwaldregionen zu Beginn der Simulationszeit ($3,09$ bzw. $3,3 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) kann als „Abschöpfung“ der Vorräte durch den verwendeten Waldwachstumssimulator verstanden werden, die sich in den Schutzgebieten dieser Modellregionen über die vergangene Jahrzehnte aufgebaut haben.

Im Vessertal sank die Nutzung in den ersten 15 Jahren von etwa 3 auf $1,5 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und stieg dann bis zum Ende der Simulationszeit auf etwa $2,5 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ an. Dieser Kurvenverlauf repräsentiert den Übergang von einer Nutzung, die eine rasche Abschöpfung der vorhandenen Fichtenalthölzer vorsieht, zu einer Nutzung, die zunehmend auch Buchenholz jüngerer Altersklassen als Folge des Waldumbaus umfasst. In der Realität würden die hohen Vorräte zu Beginn der Simulation aus waldbaulichen und betriebswirtschaftlichen Gründen - z.B. um einen Voranbau der Buche zu ermöglichen - langsamer abgeschöpft werden als hier simuliert. Die mittleren Nutzungsmengen (bzw. deren Äquivalent in Erntefestmetern) der gesamten Simulationszeit entsprechen aber den für Thüringen üblichen Mengen (Kapitel 11).

Die hohen Nutzungsmengen gleich zu Beginn der Simulation, die gemäß der hinterlegten Durchforstungs- bzw. Erntevorschriften der Simulation (Kapitel 6) vor allem durch die Ernte stärker dimensionierter Althölzer zustande kamen, führten auch gleich zu Beginn der Simulation zu einer hohen C-Speicherung außerhalb des Ökosystems und einer substantiellen Vermeidung von CO_2 -Emissionen durch Material- und Energiesubstitution (Kapitel 11). Die Bestandeszuwächse waren infolge der Nutzung (die ja auch einer Entnahme von produzierender Biomasse entspricht und die Grundflächenhaltung des Bestandes reduziert) um etwa $0,3$ bis $1,5 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ geringer als beim Schutzszenario.

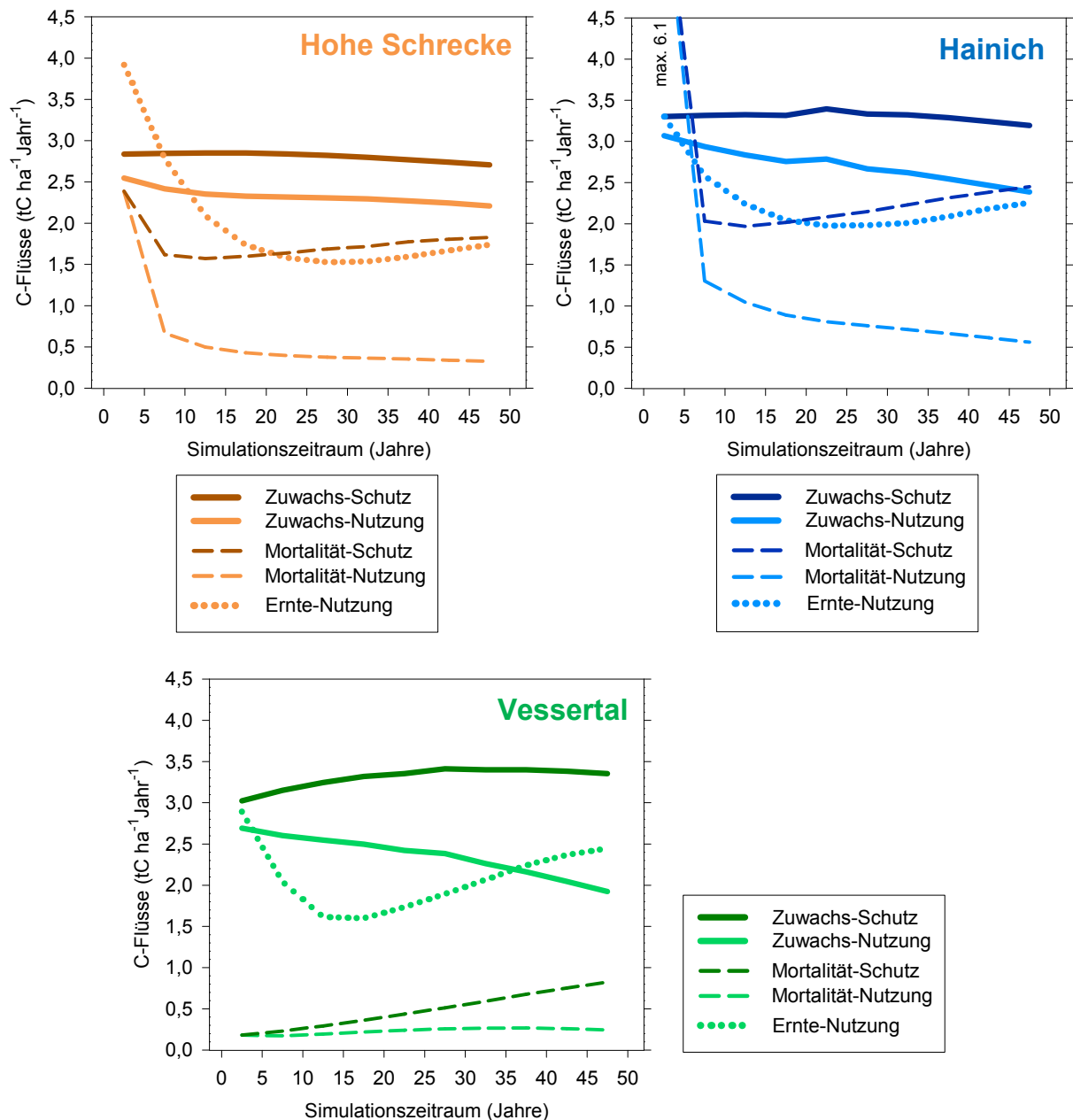


Abb. 22: Kohlenstoffflüsse durch Bestandeszuwachs, Mortalität und Ernte in den Modellregionen für die Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“.

Anhand der mittleren Bestandesvolumina zu Beginn der Simulation (berechnet mit SILVA auf Basis der Inventurdaten) und der entsprechenden Bestandes-C-Vorräte (berechnet mit dem Biomasse-Kalkulator auf Basis der Inventurdaten) wurden regionenspezifische Biomasse-Konversions-Expansions-Faktoren (BKEF) hergeleitet (Tab. 20). Diese BKEF erlauben eine grobe, aber leichte Umrechnung von Angaben zu Derbholzvorräten aus den Modellregionen in Bestandes-C-Vorräte (Bestandes-C-Vorrat = Derbholzvorrat x BKEF). Über den Kehrwert der BKEF lassen sich die in dieser Studie dargestellten Bestandes-C-Vorräte in Bestandes-Derbholzvorräte umrechnen (Derbholzvorrat = Bestandes-C-Vorrat x 1/BKEF). So entspricht beispielsweise ein Bestandes-C-Vorrat (ober- und unterirdische Holzbiomasse) von

100 tC ha⁻¹ im Hainich einem Derbholtzvorrat von etwa 233 Vfm/ha und im Vessertal von etwa 310 Vfm/ha. Ein Vergleich der BKEF der Modellregionen untereinander und mit anderen BKEF unterstreicht jedoch die in Abschnitt 8.1 diskutierten Unsicherheiten von BKEF bzw. ihre Abhängigkeit von Bestandesstruktur (Bestandesalter, gleich- oder ungleichaltriger Wald, Baumartenzusammensetzung), Standortgüte und den verwendeten Volumen- bzw. Biomassefunktionen. So errechneten beispielsweise WIRTH et al. (2004a) für Buchenreinbestände im Alter von 101-120 Jahre und 141-160 Jahre einen BKEF von 0,420 bzw. 0,390 tC m⁻³. Für Fichtenreinbestände dieser Altersklassen und auf mittleren Standorten geben sie einen BKEF von 0,27 tC m⁻³ an. Fallstudien auf verschiedenen Teilflächen des Nationalparks Hainich resultierten in BKEF von 0,433 (HESSENMÖLLER et al. 2008) und 0,362 (MUND et al. unver.).

Tab. 20: Biomasse-Konversions-Expansions-Faktoren (BKEF) der Modellregionen.

Region	BKEF(tC m ⁻³)
Hohe Schrecke (buchendominierter Laubnadelmischwald)	0,371
Hainich (buchendominierter Laubmischwald)	0,448
Vessertal (fichtendominierter Nadellaubmischwald)	0,323

10.1.2 Verjüngung (BHD < 7 cm)

Wie im Methodenteil ausführlich erläutert (Abschnitt 8.4), wurde auf Grundlage der forstlichen Stichprobeninventuren (Hainich und Hohe Schrecke) und der Forsteinrichtung (Vessertal) die fortwährend vorhandene („latente“) Verjüngung in den Modellregionen quantifiziert. Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse zur Dichte und Verteilung der Verjüngung und dann die resultierenden C-Vorräte dargestellt.

Dichte und Verteilung der Verjüngung

In der Modellregion Hohe Schrecke fand sich ältere Verjüngung (größer als 3 m, aber unter 7 cm BHD) auf insgesamt 35% der Fläche (Tab. 21). Vorrangig wurden die Baumartengruppe Buche und Hartlaubholz registriert. Im Mittel war je Hektar mit etwa 325 Verjüngungspflanzen zu rechnen. Das entspricht insgesamt rund 1,8 bis 2 Millionen Pflanzen. Innerhalb der Inventurplots der Hohen Schrecke, die Verjüngung in der entsprechenden Dimension aufwiesen, fanden sich sehr unterschiedliche Verjüngungsdichten. Verjüngungsdichten von über 1.000 Stück/ha beispielsweise kamen auf ca. 600 ha bzw. 10% der Hohen Schrecke vor. Mindestens 2.000 Stück/ha in dieser Wuchsklasse wurden auf ca. 200 ha bzw. 3% des Gebietes erreicht.

Tab. 21: Dichte und räumliche Verteilung der Verjüngung mit $h > 3$ m bis $BHD < 7$ cm in der Hohen Schrecke. Aufgenommen wurden konzentrische Probekreise (PK) (50 m^2 , $r = 3,99$ m).

Artengruppe	Mittlere Dichte	Maximum	Minimum	Verteilung Anteil PK mit Verjüngung (%)
	(Anzahl Verjüngungspflanzen ha^{-1})			
Fichte	5	1.400	0	1,5
Lärche	0,3	400	0	0,1
Buche	202	14.600	0	61,5
Eiche	15	9.400	0	4,5
Hartlaubholz	77	11.200	0	24,1
Weichlaubholz	26	3.800	0	8,3
Gesamt	325	14.600	0	100 (Anteil PK mit Verjüngung an PK-gesamt: 35 %)

Gering dimensionierte Verjüngung (größer 0,2 m bis 3,0 m Baumhöhe) fand sich auf etwa 55% der Fläche der Modellregion Hohe Schrecke mit unterschiedlichen Stückzahlen. Auch in dieser Gruppe war die Baumartengruppe Buche dominant (55% aller Nennungen), gefolgt von Hartlaubholz und Weichlaubholz (25% bzw. 10%). Für die einzelnen Verjüngungsklassen ergaben sich die in Tabelle 22 zusammengestellten Dichteverteilungen, Mittelwerte und Streuungen. Auf Basis des Mittelwertes aus allen Verjüngungsklassen resultierte für die Hohe Schrecke eine Anzahl von ca. 42,5 Millionen Pflanzen mit einer durchschnittlichen Höhe von ca. 1,50 m. Das entspricht knapp 7.000 Stück je Hektar.

Tab. 22: Dichte und Verteilung der Verjüngung mit $h < 3$ m in der Hohen Schrecke. PK= Probekreise.

Verjüngungsklasse (nach Baumhöhe)	Mittlere Dichte	Maximum	Minimum	Verteilung Anteil PK mit Verjüngung (%)
	(Anzahl Verjüngungspflanzen ha^{-1})			
0,20-0,50 m	9.300	120.000	1.250	49,3
0,51-1,50 m	7.000	72.500	1.250	26,2
1,51-3,00 m	3.900	48.750	1.250	12,0
Gesamt	12.700	126.250	1.250	100 (Anteil PK mit Verjüngung an PK-gesamt: 54,3%)

In der Modellregion Vessertal fand sich Verjüngung unterhalb der Derbholzgrenze auf etwa 20% der Fläche. Reduziert auf Basis des Bestockungsgrades der jeweiligen Schicht und des Schlussgrades der jeweiligen Verjüngungsbaumart ergab sich eine idealisierte vollbestockte Verjüngung auf etwa 16% der Modellregion. Davon entfielen 54% auf die Baumartengruppe Buche, weitere 39% auf Fichte sowie kaum nennenswerte Anteile von maximal 2% jeweils auf die verbleibenden Baumartengruppen. Die Differenzierung dieser Verjüngung nach dem jeweiligen Alter der Schicht ergab ein plausibles Verjüngungsprozent von etwa 4% (im letzten Jahrzehnt) bis 8% (in den letzten beiden Jahrzehnten). Unter Beachtung der Verjüngungsdimension – getrennt in Baumhöhen kleiner bzw. größer 3 m – ergab sich eine „latente“ Verjüngung auf etwa 16% der Fläche. Rund 12,5% der Modellregion wiesen idealisierte

vollbestockte Verjüngung geringer Höhe auf, weitere 3,5% sind mit Verjüngung größer 3 m Baumhöhe bestockt.

In der Modellregion Hainich im Teilgebiet Langula wiesen 80% aller Plots Verjüngung ab 0,2 m bis BHD < 7 cm auf. Vorgefunden wurden nur die Baumartengruppen Buche (knapp 60%), Hartlaubholz (40%) und Weichlaubholz. Es wurden maximale Stammzahlen von über 90.000 Stück/ha berechnet (Tab. 23). Je Hektar der Modellregion ist mit 10.000 bis 12.500 Verjüngungspflanzen innerhalb der sehr breiten Dimensionsspanne zu rechnen. HESSEN-MÖLLER et al. (2012) fanden in den Plenterwäldern des Hainichs und des Dün (Waldgebiet nordöstlich des Hainichs) Verjüngung auf etwa 90% aller Probeflächen, und im Durchschnitt aller Höhenklassen zwischen 0,2 m und 7 cm BHD, in einer Dichte von etwa 15.000 Stück/ha.

Tab. 23: Dichte und Verteilung der Verjüngung mit $h > 0,2$ m bis BHD < 7 cm im Teilgebiet Langula. PK = Probekreise, n. v. = nicht vorhanden.

Artengruppe	Mittlere Dichte	Maximum	Minimum	Verteilung Anteil PK mit Verjüngung (%)
	(Anzahl Verjüngungspflanzen ha ⁻¹)			
Fichte	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.
Lärche	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.
Buche	5.965	74.400	0	58,8
Eiche	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.
Hartlaubholz	4.076	91.200	0	40,2
Weichlaubholz	99	7.200	0	1,0
Gesamt	10.140	91.200	0	100 (Anteil PK mit Verjüngung an PK-gesamt: 80%)

In der Modellregion Hainich im Teilgebiet Nationalpark Hainich war auf 75% aller Plots Verjüngung (ab 0,2 m bis BHD < 7 cm) vorhanden (s. auch GROßMANN et al. 2013). Dominant waren die Baumartengruppen Hartlaubholz (50%) und Buche (45%), gefolgt von Weichlaubholz (3%) und Eiche (weniger als 2%). Ungeachtet der Artzuordnung ergaben sich Stückzahlen je Hektar von im Mittel 7 bis 20.000 Stück und Spitzenwerte von rund 200.000 Stück/ha (Tab. 24). Für das Teilgebiet kann daher mit insgesamt etwa 66,5 Millionen Pflanzen in der Verjüngung oder 14.000 Stück/ha gerechnet werden. Diese Werte liegen im Bereich der Verjüngungsdichten von 5.600 und 17.700 Stück/ha, die von der NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH (2012) für die Teilgebiete im Nationalpark „Kindel“, „Dachsberg-Schnepfenhardt“, „Weberstedter Holz“ und „Weltnaturerbe“ ermittelt wurden.

Tab. 24: Dichte und Verteilung der Verjüngung im Teilgebiet Nationalpark Hainich. PK = Probekreise.

Verjüngungsklasse (nach Baumhöhe bzw. BHD)	Mittlere Dichte (Anzahl Verjüngungspflanzen ha ⁻¹)	Maximum	Minimum	Verteilung Anteil PK mit Verjüngung (%)
Höhe 0,20-0,49 m	15.674	158.415	0	62,3
Höhe 0,50-1,29 m	7.887	53.748	0	30,4
Höhe 1,30 m bis BHD 7 cm	7.050	79.207	0	27,2
Gesamt	18.753	190.947	0	100 (Anteil PK mit Verjüngung an PK-gesamt: 75%)

In der Modellregion Hainich im Teilgebiet Mühlhausen fand sich Verjüngung unterhalb der Derbholzgrenze auf etwa 8,5% der Fläche, sobald diese Verjüngung auf die Fläche reduziert wird, in der theoretisch Vollbestockung vorliegt. Davon entfallen auf die Höhenklasse unter 3 m etwa 60% Buche, gefolgt von 22% Hartlaubholz, 9% Weichlaubholz, 6% Douglasie und 3% auf die weiteren Baumartengruppen. In der Höhenklasse über 3 m Baumhöhe bis zum BHD von 7 cm fanden sich ca. 40% Buche, 37% Edellaubholz sowie 22% Weichlaubholz. Gering dimensionierte Verjüngung und höhere Verjüngung war auf 4,0 bzw. 4,5% der Fläche registriert worden.

C-Vorräte in der Verjüngung

Auf Basis der eigenen Studien zur Allometrie von Verjüngungspflanzen (Abschnitt 8.4) wurden zunächst die in Tabelle 25 dargestellten oberirdischen Trockenmassen pro Baum und Größenklassen der Verjüngungsinventuren (s.o.) hergeleitet. Hierzu ist anzumerken, dass einer der umfangreichsten Datensätze, der für die Allometriestudie zur Verfügung gestellt wurde, auch der Studie von KÄNDLER et al. (2006) zugrunde lag. Es verwundert daher nicht, dass die hier errechneten Einzelbaumbiomassen nahezu identisch sind mit denen, die sich über die Biomassefunktionen nach KÄNDLER et al (2006) ergeben würden.

Tab. 25: Mittlere oberirdische Biomasse von Buchen-Verjüngungspflanzen je Größenklasse.

Größenklasse	Oberirdische Biomasse (kg _{TE} Baum ⁻¹)
Baumhöhe < 3 m (bzw. mittlere Baumhöhe 1,5 m)	0,15
BHD < 7 cm	3,00
Baumhöhe > 3 m bis BHD 7 cm	5,25

Unter Annahme einer allgemeinen Dominanz von Buchennaturverjüngung (s.o.) wurden dann die in Tabelle 26 dargestellten mittleren C-Vorräte pro Hektar abgeschätzt. Mit Werten zwischen 1 und 9,5 tC ha⁻¹ stellt die „latente“ Verjüngung einen ähnlich geringen C-Pool dar, wie die in diesem Projekt nicht weiter berücksichtigten Pools Blätter, Nadeln, Feinwurzeln und Bodenvegetation (Abschnitt 8.1). Auch KLEIN und SCHULZ (2012) kamen für Bayern nur auf einen mittleren ober- und unterirdischen C-Vorrat in der Verjüngung von 2,3 tC ha⁻¹ bzw. 1,7% der gesamten Baumbiomasse. BÖSWALD (1996) bestimmte anhand der BWI¹ für Bayern einen Anteil von 3,2% der Verjüngung am Gesamt-C-Vorrat. Mögliche Effekte der Be-

wirtschaftung auf die Verjüngungsdichte bzw. –vorräte in den Modellregionen ließen sich aus den vorliegenden Inventurdaten nicht ermitteln.

Tab. 26: Mittlere Kohlenstoffvorräte (ober- und unterirdisch) in der „latenten“ Verjüngung (BHD < 7 cm) der Modellregionen.

Modellregion	C-Vorrat (tC ha⁻¹)	Anteil an gesamten Biomasse-C-Vorrat zu Beginn der Simulation (%)
Hohe Schrecke	1,65	1,1
Hainich	9,5	5,2
Vessertal	1,0	0,9

10.2 Totholz

In den Laubwaldregionen Hohe Schrecke und Hainich stiegen die geringen Ausgangsvorräte an Totholz (2,5 tC ha⁻¹) beim Schutzszenario im Laufe von 50 Jahren auf 28-35 tC ha⁻¹ an (Abb. 23, Tab. 27). Auch im Vessertal nahmen die Totholzvorräte bei einem Nutzungsverzicht stark zu, erreichten aufgrund der geringeren Mortalität (Abb. 22) bis zum Ende des Simulationszeitraumes aber nur einen Wert von rund 14 tC ha⁻¹ (kalamitätsbedingte Ausfälle, z.B. bei Überschreiten einer bestimmten Bestandeshöhe oder Vorrates, konnten nicht simuliert werden). In den Nutzungsszenarien stiegen die Totholzvorräte bedingt durch die hohe Mortalität gleich zu Beginn der Simulation ebenso stark an wie in den Schutzszenarien. In den folgenden Jahren nahmen sie in den Laubwaldregionen dann aber aufgrund der regelmäßigen Holzentnahmen kontinuierlich ab. Im Vessertal stiegen die Totholzvorräte über die gesamte Simulationszeit leicht an (Abb. 23). Ursache hierfür sind die geringere Abbaurate von Nadelholz (Tab. 10) und höhere Erntereste (Tab. 31). Nach Ablauf der Simulationszeit von 50 Jahren hatten sich im Nutzungsszenario die Totholzvorräte der drei Modellregionen wieder einander angenähert (8-12 tC ha⁻¹).

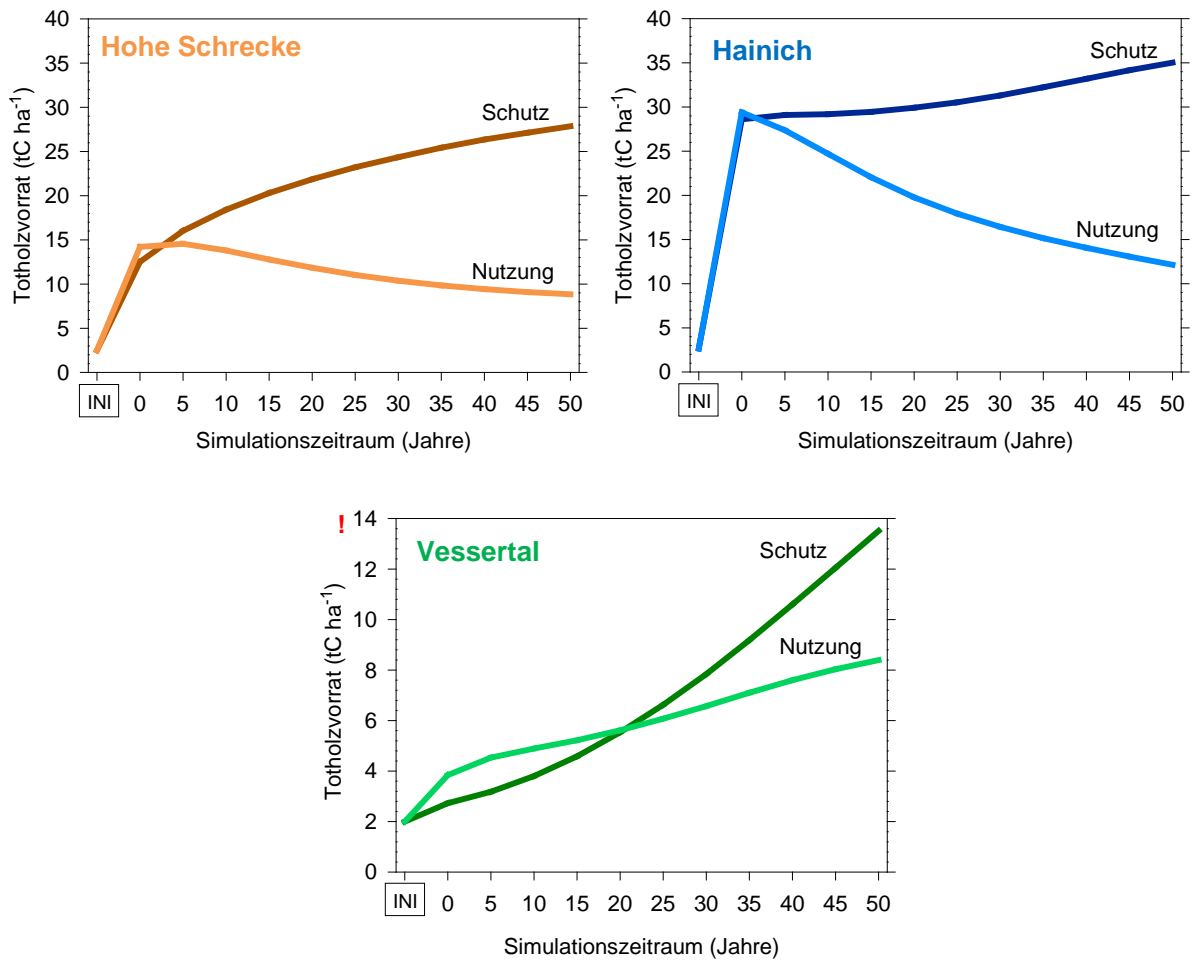


Abb. 23: Entwicklung der C-Vorräte im oberirdischen Totholz der drei Modellregionen für die Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“. INI = Startvorrat. Zu beachten ist, dass die Skalierung der y-Achse für die Hohe Schrecke und den Hainich bis zu 40 tC ha⁻¹ reicht und für das Vessertal nur bis zu 14 tC ha⁻¹. Für eine grobe Abschätzung der entsprechenden Totholzvolumina kann ein mittlerer Umrechnungsfaktor von 5,97 m³ tC⁻¹ für Laubholz und von 7,27 m³ tC⁻¹ für Nadelholz angenommen werden.

Tab. 27: Oberirdische Totholzvorräte in den Modellregionen für die Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“.

	Hohe Schrecke		Hainich		Vessertal	
	Schutz	Nutzung	Schutz	Nutzung	Schutz	Nutzung
Startvorrat (tC ha⁻¹)	2,5		2,7		2,0	
Vorrat nach 50 Jahren (tC ha⁻¹)	27,9	8,8	35,0	12,1	13,5	8,4

Wie in Abschnitt 10.1.1 bereits erwähnt, wurde in den Laubwaldregionen durch die Simulation eine zu hohe Mortalität prognostiziert. Diese Vermutung wird durch die resultierenden sehr hohen mittleren Totholzvorräte von bis zu 35 tC ha⁻¹ (entsprechend etwa 209 m³ ha⁻¹) bestätigt. Derart hohe Totholzvorräte wurden in Buchenwäldern bislang nur auf kleinen Teilflächen, sogenannten „hot spots“ von Totholz, oder nach starker Störung gefunden (MUND 2004, CHRISTENSEN et al. 2005, VANDEKERKHOVE et al. 2009). In der Teilfläche „Webersted-

ter Holz“ des Nationalparks Hainich wurden Werte von über $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ bislang nur auf einzelnen, oft von Ulmen dominierten und vom Ulmensplintkäfer betroffenen Inventurplots gemessen (BENEKE 2002, KOLLASCHECK 2012, NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH 2012). Wie groß der Unterschied zur bislang beobachteten Totholzdynamik in ehemals bewirtschafteten Buchenwäldern ist, wird auch bei einem Vergleich mit Ergebnissen von VANDEKERKHOVE et al. (2009) und MEYER und SCHMIDT (2011) zur Akkumulationsrate von Totholz in Buchen-Naturwaldreservaten deutlich. Nach diesen Studien liegt die mittlere Akkumulationsrate in Buchen-Naturwaldreservaten bei etwa 1 bis $1,64 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Wenn man die in der vorliegenden Studie verwendeten mittleren Raumdichten von Totholz (Tab. 10) und eine mittlere Akkumulationsrate von $1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ annehmen würde, würden sich in den beiden Laubwaldregionen nach 50 Jahren Totholzvorräte von nur etwa 11 tC ha^{-1} einstellen. MEYER und SCHMIDT (2011) erwarten, dass die mittlerer Akkumulationsrate mit zunehmender Zeit nach Nutzungsaufgabe ansteigt. Ob diese Zunahme in einem synchronen Absterben großer Bestandesteile mündet oder nur sukzessiv zunimmt und nicht über einzelne Lücken hinaus geht, hängt aber wahrscheinlich von der Häufigkeit und dem Ausmaß von Wetterextremen und der Arten- und Strukturdiversität des (Ausgangs-) Bestandes und damit der ehemaligen Bewirtschaftung ab (MUND und AMMER 2013). In ehemals bewirtschafteten Buchen- oder Fichtenreinbeständen treten großflächige, synchrone Störungen mit hoher Wahrscheinlichkeit ein, in strukturreichen Buchen-(misch-)wäldern, entstanden z.B. aus Mittelwäldern oder Plenterwäldern wie im Hainich, oder in den Urwäldern Mitteleuropas sind sie hingegen eher selten (MUND und AMMER 2013, SVOBODA et al. 2013). Ausgehend von der Einschätzung, dass die im vorliegenden Projekt simulierten Mortalitätsraten und damit auch die Totholzvorräte im Vergleich zur Realität zu hoch sind, wird in Abschnitt 12.3 ein alternativer Ansatz zur Abschätzung der C-Vorratsentwicklung in unbewirtschafteten Laubwäldern vorgestellt.

10.3 Gesamt-C-Vorräte in der Baumholzbiomasse

Abbildung 24 und Tabelle 28 fassen die Entwicklung der mittleren Biomasse-C-Vorräte in den drei Modellregionen zusammen. Neben dem gestaffelten Vorratsniveau der drei Regionen zu Beginn der Simulation und dessen Angleichung im Laufe der Simulation wird insbesondere der vergleichsweise starke Anstieg der Biomassevorräte im Schutzszenario des Vessertals deutlich.

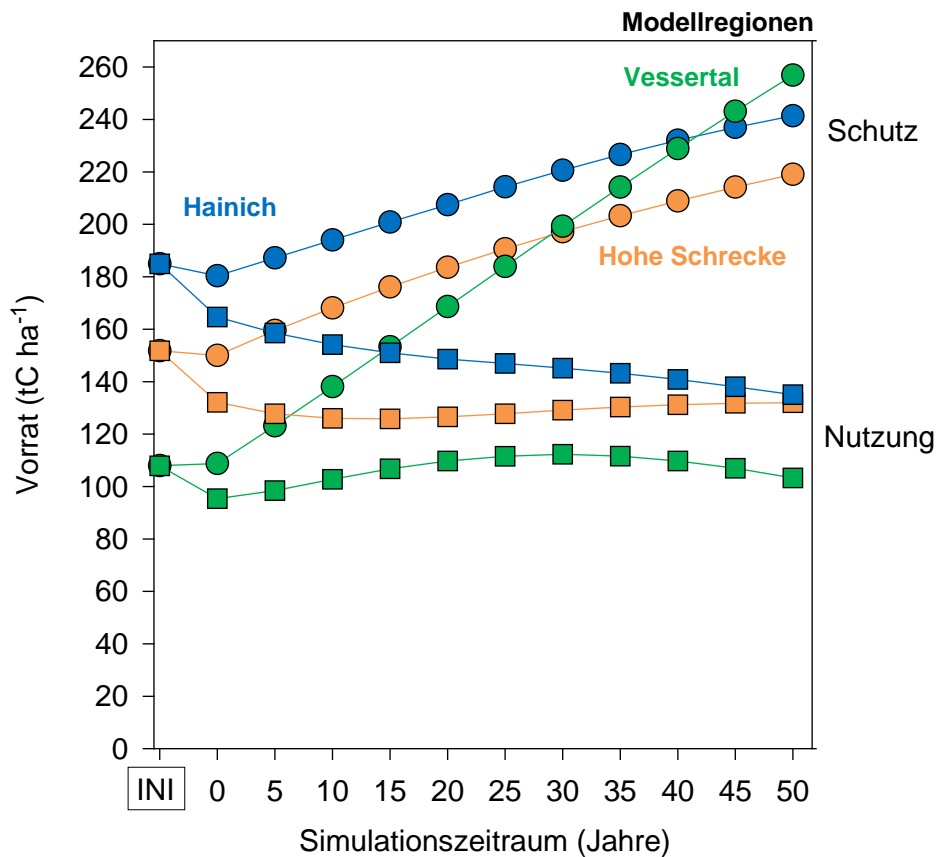


Abb. 24: Entwicklung der Biomasse-C-Vorräte im Vergleich der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ und der drei Modellregionen. Berücksichtigt sind ober- und unterirdische Holzbiomasse der lebenden Bäume mit BHD ≥ 7 cm, Verjüngung und oberirdisches Totholz; INI = Startvorrat.

Tab. 28: Biomasse-C-Vorräte und C-Sequestrierung im Vergleich der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ und der drei Modellregionen. Berücksichtigt sind ober- und unterirdische Holzbiomasse der lebenden Bäume mit BHD ≥ 7 cm, Verjüngung und oberirdisches Totholz.

	Hohe Schrecke		Hainich		Vessertal	
	Schutz	Nutzung	Schutz	Nutzung	Schutz	Nutzung
Startvorrat (tC ha ⁻¹)	152		185		108	
Vorrat nach 50 Jahren (tC ha ⁻¹)	219	132	241	135	257	103
Mittlere C-Sequestrierung (tC ha ⁻¹ Jahr ⁻¹)	1,3	-0,4	1,1	-1,0	3,0	-0,1

10.4 Boden-C-Vorräte

In Abhängigkeit von den Standortseigenschaften je Inventurpunkt (s. Abschnitt 8.6) ergaben sich mittlere Boden-C-Vorräte (Mineralboden und organische Auflage) von 88 tC ha⁻¹ in der Hohen Schrecke, 97 tC ha⁻¹ im Hainich und 132 tC ha⁻¹ im Vessertal (Tab. 29). Damit wurden zu Beginn der Simulation in den Laubwaldregionen rund 35% des gesamten im Ökosystem vorhandenen Kohlenstoffs im Boden gespeichert. In der Nadelwaldregion Vessertal betrug der entsprechende Wert rund 54%. Aufgrund des geringen Anteils an Inventurplots mit forstlichen Standortdaten zur Regionalisierung der Boden-C-Vorräte sollten die Werte für die Hohe Schrecke nur als eine vorläufige, grobe Schätzung verstanden werden.

Tab. 29: Abschätzung der Kohlenstoffvorräte in der organischen Auflage (L, Of, Oh) und im Mineralboden (0 bis 50 bzw. 60 cm Bodentiefe) der drei Modellregionen. „Verfügbarkeit Standortdaten“ = Anteil an Inventurpunkten, für die Daten der forstlichen Standortskartierung vorlagen. C/CT/T: Carbonatgestein (mit Ton) und Ton; L: Lehm; LL: Schlufflehm; S: Sand und Sandstein; G/Gg: Silikatgestein, O: organische Böden.

Region	Substratgruppe	Verfügbarkeit Standortdaten (%)	Anteil (%)	Organische Auflage (tC ha ⁻¹)	Mineralboden (tC ha ⁻¹)	Gesamt Boden (tC ha ⁻¹)
Hohe Schrecke	Gesamt	50	100	12	76	88
	C/CT/T		16		95	
	L/LL		72		78	
	S		12		35	
Hainich	Gesamt	99	100	8	89	97
	C/CT/T		63		95	
	L/LL		37		78	
	S		0		0	
Vessertal	Gesamt	88	100	39	93	132
	S		5		45	
	G/Gg		95		96	
	O		<1		k.A.	

11 Kohlenstoffbilanz der Holznutzung und Holzverwendung

11.1 Erntemengen

Für das Nutzungsszenario ergaben sich die in Tabelle 30 zusammengefassten mittleren Erntemengen je Modellregion, Hektar und Jahr. Die höchsten Erntemengen mit rund 7,1 Efm ha⁻¹ Jahr⁻¹ wurden im Vessertal erreicht. In den Laubwaldregionen Hohe Schrecke und Hainich fielen die durchschnittlichen Erntemengen mit 5,9 bzw. 6,6 Efm ha⁻¹ Jahr⁻¹ um 17 bzw. 8% geringer aus. Damit wurden für die Modellregionen höhere Hiebssätze simuliert als beispielsweise in den Jahren 2009 bis 2011 durchschnittlich im Staatswald Thüringens eingeschlagen wurden (5-6 Efm ha⁻¹ Jahr⁻¹, TMLFUN 2012). Dies ist vor allem auf die hohen Ausgangsvorräte zurückzuführen, die insbesondere in den bereits bestehenden Schutzgebieten der Modellregionen zum Zeitpunkt der Inventuren vorlagen und die im Zuge einer Z-Baum-orientierten Durchforstung und Zielstärkennutzung, wie hier simuliert, auf ein reguläres Vorratsniveau von rund 300-350 Vfm ha⁻¹ abgebaut wurden (s. Abschnitt 10.1).

Tab. 30: Mittlere simulierte Erntemengen in den Modellregionen.

Modellregion	Mittlere Erntemengen (\pm Standardabweichung) (Efm ha ⁻¹ Jahr ⁻¹)
Hohe Schrecke	5,86 (\pm 1,81)
Hainich	6,56 (\pm 1,11)
Vessertal	7,10 (\pm 1,45)

Die Erntemengen der drei Modellregionen summierten sich nach 25 Jahren auf 185 bis 205 Efm ha⁻¹ und nach 50 Jahren auf 320 bis 390 Efm ha⁻¹. In der Hohe Schrecke und im Hainich dominierten bei der Ernte, wie zu erwarten, mit rund 50 bzw. 70% die Buche, gefolgt von Eiche in der Hohen Schrecke (20%) und von diversem Hartlaubholz im Hainich (20%) (Abb. 25). Nadelhölzer nahmen nur einen Anteil von etwa 5 (Hainich) bis 15% (Hohe Schrecke) ein. Im Vessertal wurden nahezu ausschließlich Fichte (rd. 90%) und Buche (rd. 10%) geerntet. Substantielle Änderungen der Baumartenzusammensetzung stellten sich im Laufe der Simulationszeit nicht ein (Abb. 25). Lediglich das Nadelholz nahm in der Hohen Schrecke und im Vessertal um wenige Prozentpunkte ab.

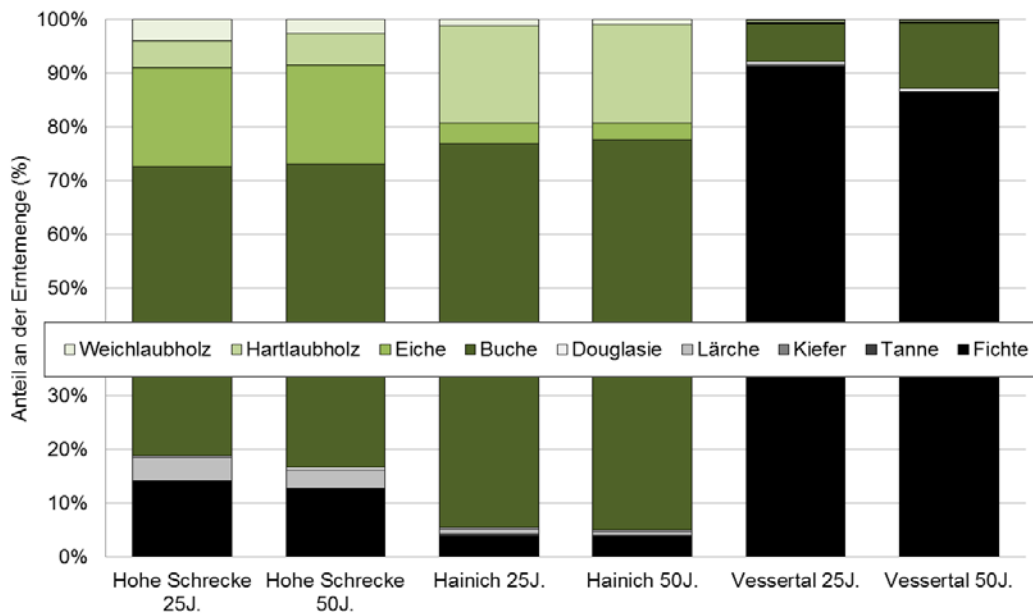


Abb. 25: Kurz (25 Jahre)- und mittelfristige (50 Jahre) prozentuale Aufteilung der Erntemengen je Modellregion auf verschiedene Baumartengruppen.

11.2 Ernte- und Schnittverluste

Ernteverluste ergeben sich nach KUBLIN und SCHARNAGL (1988) im Allgemeinen aus der Rindenmasse und jeder weiteren Minderung der stehenden Holzmasse bedingt durch Fällung und Aufarbeitung (s. Abschnitt 9.1). Diese Ernteverluste, in Tabelle 31 als Mittel pro Simulationsperiode dargestellt, gingen kontinuierlich in den Totholz-Pool über (s. Abschnitt 10.2; vgl. KRUG et al. 2011 und WÖRDEHOFF et al. 2011).

Tab. 31: Mittlere simulierte Ernteverluste pro Simulationsperiode in den Modellregionen.

Modellregion	Mittlere Ernteverluste (\pm Standardabweichung)
	(tC ha ⁻¹ 5 Jahre ⁻¹)
Hohe Schrecke	0,9 (\pm 0,31)
Hainich	0,8 (\pm 0,15)
Vessertal	1,3 (\pm 0,24)

11.3 Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten

Die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten wurde produktgruppenspezifisch je Modellregion und Simulationsperiode berechnet (Abb. 26). Eingang in diese Berechnung fanden die in einer 5-Jahresperiode geerntete, in Produktgruppen sortierte und in diesen gespeicherte Kohlenstoffmenge sowie deren erwartete Abbaurate (s. Abschnitt 9.3). Trotz unterschiedlicher Naturalausstattung der Modellregionen und Holzdichten der Baumartengruppen, unterschiedlicher Erntemengen und Stoffströme in die verschiedenen Produktgruppen waren die Kohlenstoffmengen, die nach 50 Jahren im Holzproduktpool gebunden waren, in allen Modellregionen ähnlich hoch (Hohe Schrecke und Vessertal 20 tC ha⁻¹ nach 50 Jahren, Hainich 25 tC ha⁻¹ nach 50 Jahren). Recht unterschiedlich waren jedoch die Akkumulationsverläufe

während des Simulationszeitraumes. So wurde in den Laubwaldregionen zu Beginn der Simulation eine höhere C-Speicherung im Produktpool erreicht als im Vessertal (12 im Vergleich zu 7 tC ha⁻¹, Abb. 26). Dies ließ sich vor allem auf die sehr hohen Ausgangsvorräte, verbunden mit einem hohen (simulierten) Einschlag in den Laubwaldregionen, und auf die meist höheren Holzdichten der Laubhölzer zurückzuführen (Abschnitt 10.1 und 11.1).

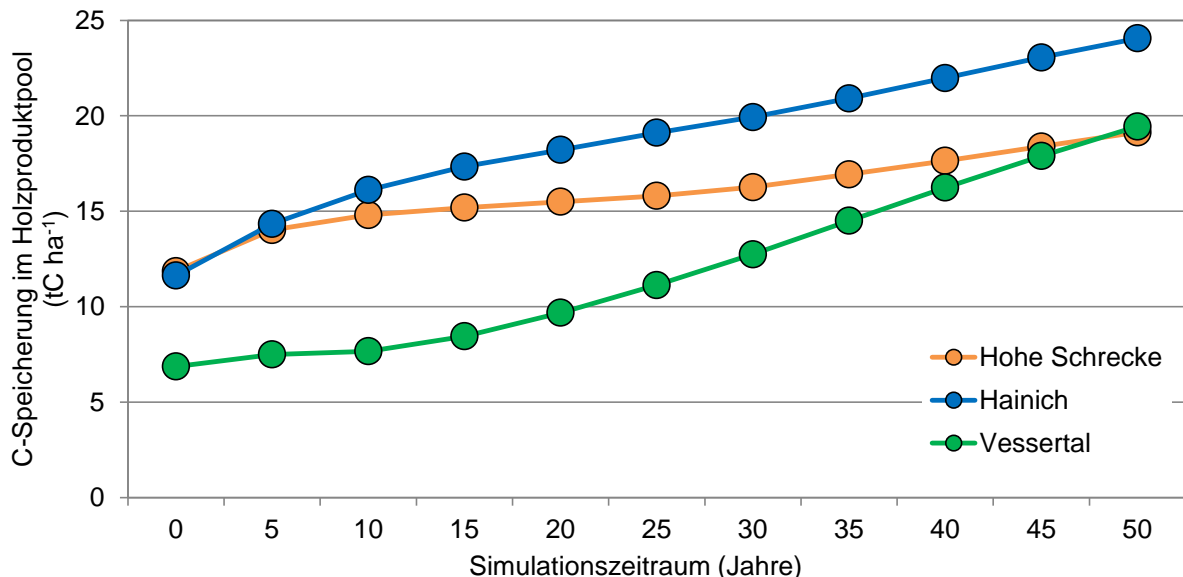
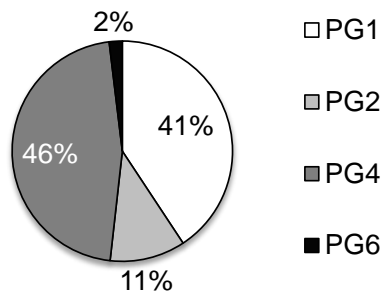


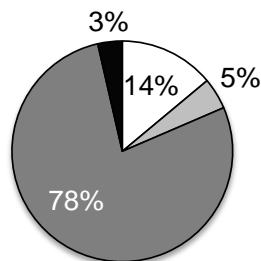
Abb. 26: Zeitlicher Verlauf der C-Speicherung im Holzproduktepool je Modellregion. Ein „Startvorrat“ an Holzprodukten, resultierend aus vorhergehenden Ernten in den Modellregionen (ähnlich dem Startvorrat des Totholzes, Abschnitt 10.2), ist nicht enthalten.

Im Laufe der Simulation nahmen die C-Vorräte im Produktpool aus dem Vessertal stärker zu als in den Laubwaldregionen. Hier zeigte sich der große Einfluss der langlebigen Produktgruppe 6 (MRT 50 Jahre) auf die kurz- und mittelfristige C-Speicherung im Produktpool. Im Vessertal nahm der Anteil der Produktgruppe 6 im Lauf von 25 Jahren von rund 23% auf 50% zu (Abb. 27). In den Laubwaldregionen hingegen wurde der Produktpool von der weniger langlebigen Produktgruppe 4 (MRT 25 Jahre) dominiert, die trotz des Anstiegs von 46-49% auf rund 80% und trotz des hohen Anteils kurzlebiger Produkte aus dem Vessertal (30-36%), den Speichereffekt der Produktgruppe 6 nur teilweise kompensierte. Im Vergleich der Laubwaldregionen nahm der Produktspeicher der Hohen Schrecke langsamer zu als der des Hainichs. Dies lässt sich vor allem auf den geringeren Einschlag im Laufe der Simulation (Tab. 30) und den größeren Nadelholzanteil in der Hohen Schrecke und dessen geringere Holzdichte zurückführen. Die Holzsortierungen bzw. -verwendungen waren in beiden Regionen nahezu identisch (Abb. 27).

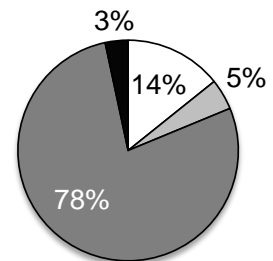
Hohe Schrecke / 0Jahre



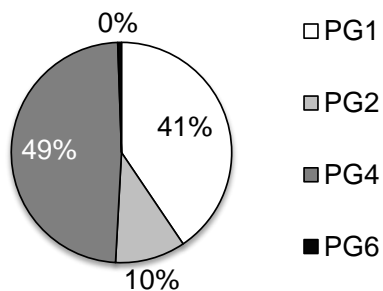
25 Jahre



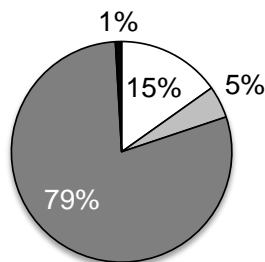
50 Jahre



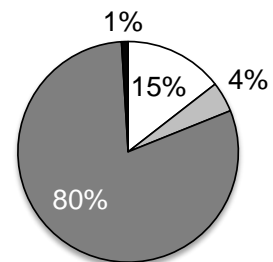
Hainich / 0Jahre



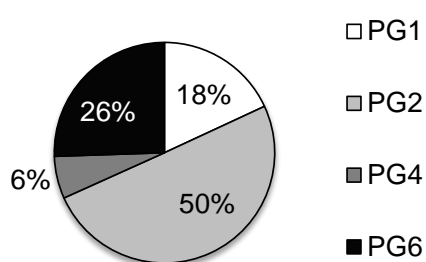
25 Jahre



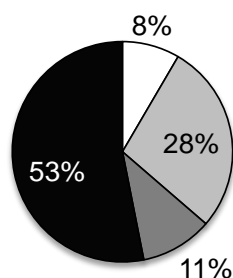
50 Jahre



Vessertal / 0Jahre



25 Jahre



50 Jahre

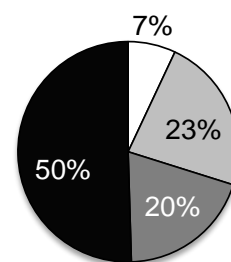


Abb. 27: Prozentuale Aufteilung des Produktpools auf Produktgruppen je Modellregion. Die Zusammensetzung des Produktpools zu Beginn der Simulation gibt direkt die Sortierung nach Abb. 20 wieder, ohne den kumulativen Einfluss von Produktlebensdauer bzw. Abbauraten. Die Zusammensetzung des Produktpools nach 25 und 50 Jahren spiegelt das Ergebnis der Sortierung und der kumulativen Wirkung der Lebensdauer bzw. des Verbleibs der Produktgruppen im Produktpool wider. Ein „Startvorrat“ an Holzprodukten, resultierend aus vorhergehenden Ernten in den Modellregionen, ist nicht enthalten.

Während PROFFT et al. (2009) für Thüringen in den Jahren 2001 und 2002 lediglich 10-25% (Laubholz) bzw. 8% (Fichtenholz) der Produktgruppe 1 zuordneten, ergab sich in der vorliegenden Studie mit rund 40% beim Laubholz und 18% beim Nadelholz ein erheblich höherer Anteil des Holzes, das auf diese Produktgruppe entfiel. BÖTTCHER et al. (2012) gingen in ihrer Studie zu Klimaschutzstrategien der Landnutzung am Beispiel Thüringens beim Laubholz von einem um 20-Prozentpunkte höheren Energieholzanteil aus als hier für die Hohe Schrecke und den Hainich ermittelt. Für Fichtenholz rechneten sie mit einem ähnlichen Anteil (20%) wie er im Rahmen dieser Studie für das Vessertal verwendet wurde. Noch höhere Anteile der Produktgruppe 1 (Laubhölzer 48-64%, Nadelholz 35%) nahmen FICHTNER et al. (2013) für die Stadtwälder Göttingen und Mölln in den Jahren 2002-2012 bzw. 2010-2013 an.

Bei PROFFT et al. (2009) und BÖTTCHER et al. (2012) entfielen etwa 50% des Fichtenholzes auf Produktgruppe 2. Dies entspricht dem hier für das Vessertal verwendeten Wert. Die ca. 10%, die in den Laubholzregionen auf diese Produktgruppe entfielen, liegen in einer ähnlichen Größenordnung wie die von PROFFT et al. (2009) für Buche und Eiche angenommenen Werte (17 bzw. 1%), aber unter jenen, die BÖTTCHER et al. (2012) annahmen (30%). Im Vergleich zu PROFFT et al. (2009), die für Buche und Eiche 65-70% der Nutzungsmenge der Produktgruppe 4 zuordneten, beliefen sich die tatsächlichen Werte der Regionen Hainich und Hohe Schrecke auf nur 45 bis 50%. Dieser Anteil ist allerdings vergleichbar mit dem von WÖRDEHOFF et al. (2011) angesetzten. In der nadelholzgeprägten Modellregion Vessertal fällt der Anteil des Holzes, der auf langlebige Produktgruppen (PG 6) entfällt, mit 30% geringer aus als bei PROFFT et al. (2009), WÖRDEHOFF et al. (2011) und FICHTNER et al. (2013), die von 40% bzw. 60% und 60-75% ausgingen. Im Falle von FICHTNER et al. (2013) ist allerdings unklar, inwieweit Verluste, Umwidmungen bzw. Koppelprodukte bei der Sägeholzbearbeitung in die Sortierregel aufgenommen wurden. WÖRDEHOFF et al. (2011) vermuteten, dass der Anteil langlebiger Laubholzprodukte künftig geringer ausfallen dürfte. Diese Tendenz, die PROFFT (2010) für den Zeitraum von 2001 bis 2009 in Thüringen schon belegen konnte, scheint sich durch die im Zuge der vorliegenden Studie erhobenen Daten zu bestätigen.

Die Palette der genutzten Baumarten, deren Sortierung und anschließende Verwendung wirken sich auch auf die Zeit aus, in der sich im Holzproduktpool ein Gleichgewicht von C-Bindung und C-Freisetzung einstellt. Die in Abbildung 28 dargestellte „Wirksamkeit“ der Holznutzung beschreibt jenen Anteil einer zusätzlich in den Produktpool eingespeisten Tonne Kohlenstoff, um den diese Tonne in Abhängigkeit der schon vorhandenen Menge und der Abbauraten den im Produktpool gespeicherten Kohlenstoff erhöht. Die erste Belieferung des Produktspeichers resultiert in einer vollständigen C-Bindung (Wirksamkeit $t_0 = 1 \text{ tC/tC}$). Nach 25 Jahren erhöhte sich der Produktspeicher noch um etwa 0,35 bis 0,38 tC je zusätzlich zugeführter Tonne Kohlenstoff. Zum Ende der Simulationszeit fiel dieser Wert auf 0,25 bis 0,30 tC/tC. Die geringere Abbauraten der Produktgruppe 6 im Vessertal – also die langfristige C-Bindung in Nadelbauholzprodukten – sorgte dafür, dass die Nadelholzregion Vessertal am Ende des Betrachtungszeitraumes eine etwas höhere Wirksamkeit der Holznutzung aufwies.

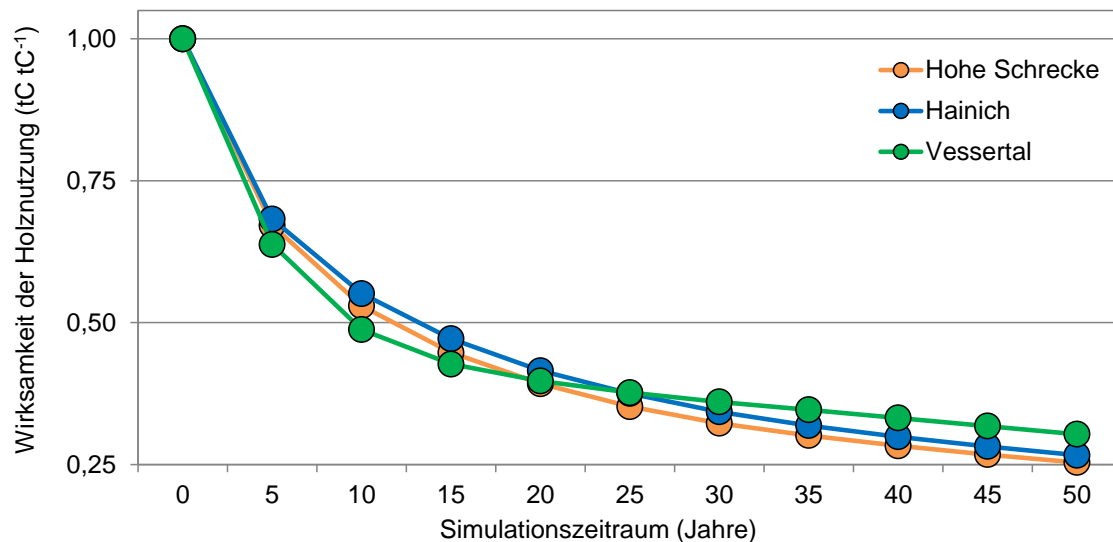


Abb. 28: Zeitlicher Verlauf der Wirksamkeit zusätzlich in den Holzproduktepool eingespeisten Kohlenstoffs auf die C-Sequestrierung in diesem Pool je Modellregion.

11.4 Vermeidung von CO₂-Emissionen durch Material- und Energiesubstitution

Abbildung 29 zeigt das Substitutionspotential pro Hektar und Modellregion getrennt nach (a) sofortiger energetischer Substitution durch Verwendung des Holzes in den Produktgruppen 1 und 2, (b) materieller Substitution durch die Produktgruppen 4 und 6 und (c) thermischer Verwertung am Ende der materiellen Nutzung der Produktgruppen 4 und 6, die zu einer zusätzlichen energetischen Substitution führt.

In den Laubwaldregionen dominierte die materielle Substitution, die im Laufe der Simulation von etwa 9 tC ha⁻¹ auf 55 tC ha⁻¹ in der Hohen Schrecke und auf 67 tC ha⁻¹ im Hainich anstieg. Sie war doppelt so hoch wie die ausschließlich energetische Substitution, die wiederum nur geringfügig höher war als die Substitution, die durch die thermische Verwertung des zunächst materiell genutzten Holzes entstand. In der Summe war somit die materielle und energetische Substitution durch die Produktgruppen 4 und 6 um das Dreifache höher als die sofortige energetische Substitution durch die Produktgruppen 1 und 2. Im Vessertal war die materielle Substitution, und damit auch die anschließende energetische Substitution, mit Werten von 4 bis 32 tC ha⁻¹ bzw. 2 bis 14 tC ha⁻¹, deutlich geringer als in den Laubwaldregionen und ebenso hoch wie die ausschließlich energetische Substitution mit 4 bis 30 tC ha⁻¹.

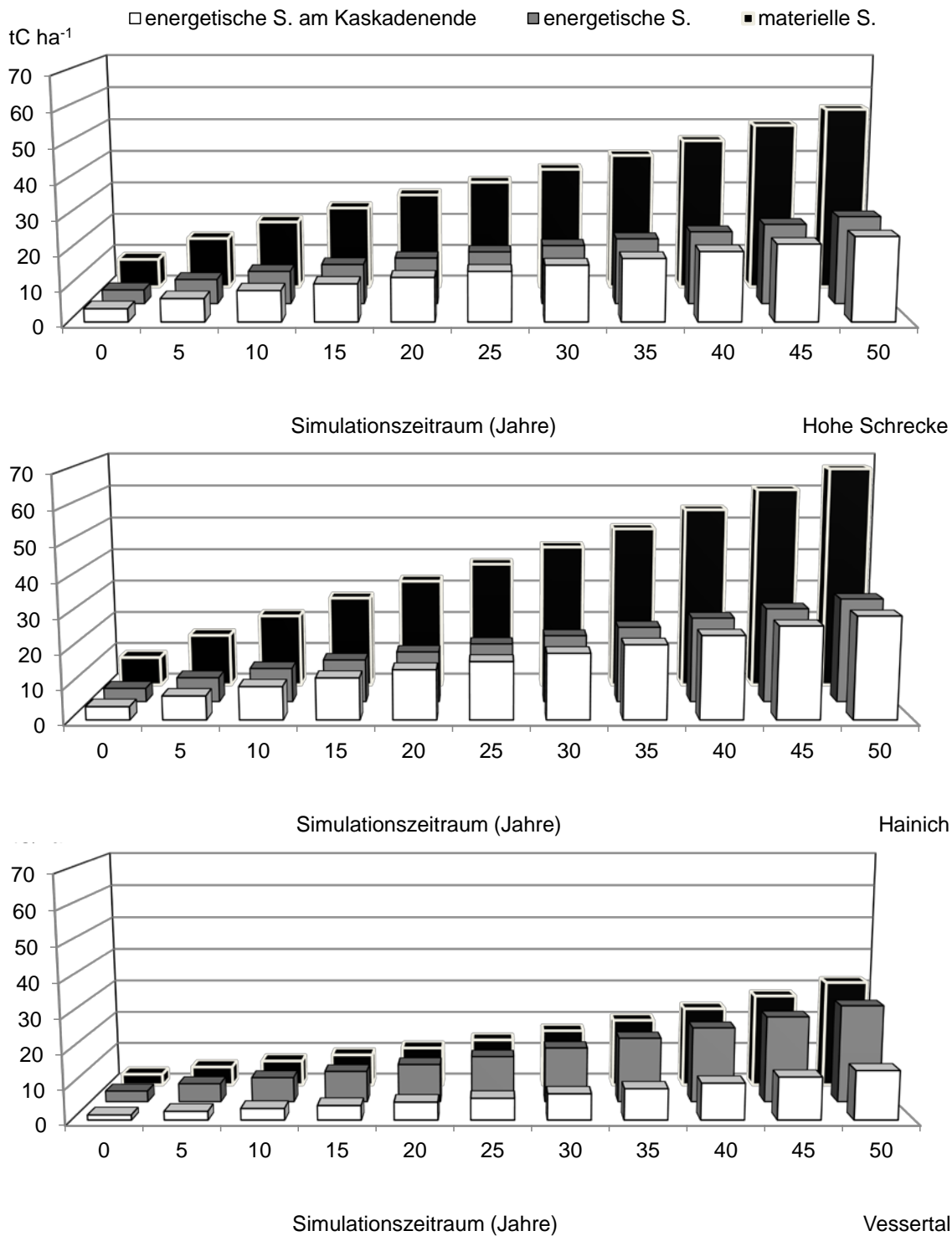


Abb. 29: Zeitlicher Verlauf des (kumulativen) Substitutionspotentials in den Modellregionen. Dargestellt sind die ausschließlich energetische Substitution durch Einsatz des Holzes der Produktgruppen 1 und 2, die materielle Substitution durch Ersatz anderer Materialien aus den Produktgruppen 4 und 6 und deren thermische Verwertung (und damit energetische Substitutionsleistung) am Ende ihrer materiellen Nutzung (weiß). Die Substitutionswirkung einer Kaskadennutzung ergibt sich demnach als Summe der schwarzen und weißen Säulen (siehe auch Abb. 30).

Die Summe der einzelnen Substitutionsarten ergab die in Abbildung 30 dargestellten zeitlichen Verläufe je Modellregion. In der Hohen Schrecke stieg das Gesamt-Substitutionspotential im Laufe des Simulationszeitraumes von 16,5 tC ha⁻¹ auf rund 105 tC ha⁻¹ an. Die mittlere jährliche Substitutionsrate betrug 2 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹. Für die Modellregion Hainich ergab sich eine mittlere Substitutionsrate von etwa 2,5 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹. Am Ende des Simulationszeitraumes wurden in der Summe rund 127 tC ha⁻¹ an Emissionen vermieden. Im Vessertal wurden nach der ersten Nutzung 8 tC ha⁻¹ und nach 50 Jahren 75 tC ha⁻¹ erreicht. Die mittlere Substitutionsrate war mit 1,5 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ um 0,5 bzw. 1 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ geringer als in der Hohen Schrecke bzw. im Hainich. Am Ende der Simulation war das Substitutionspotential der Holznutzung in den Modellregionen um das 3- bis 5-fache höher als die C-Speicherung im Holzproduktpool (Abb. 26). Ausschlagendgebend für die hohe Klimaschutzwirkung der Substitution ist, dass sie sich fortwährend akkumuliert, weil damit unwiderruflich eine entsprechende Äquivalente an CO₂-Emission vermieden wurde.

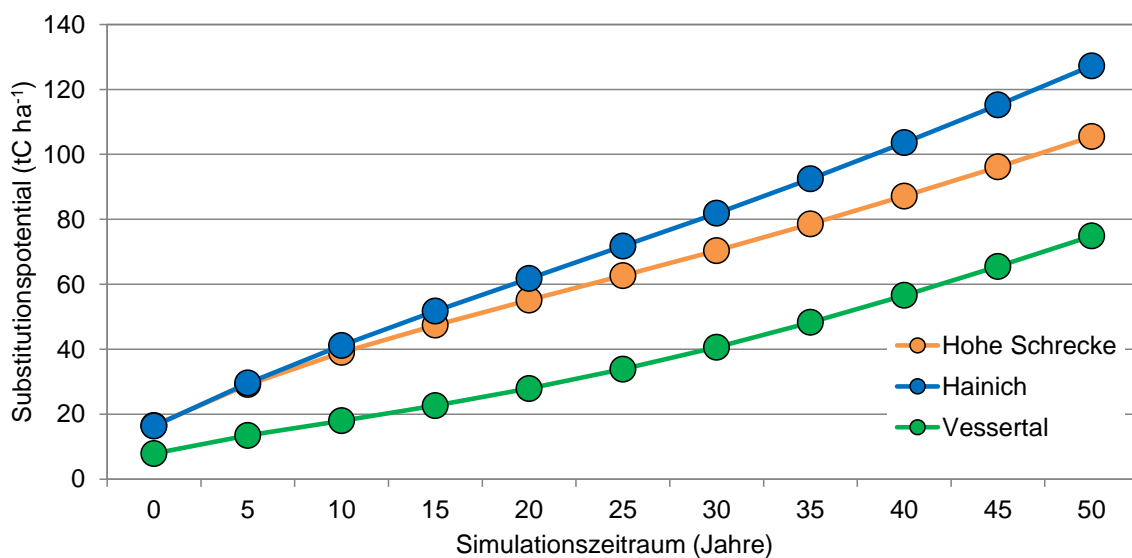


Abb. 30: Zeitlicher Verlauf des gesamten (kumulativen) Substitutionspotentials der Modellregionen. Das gesamte Substitutionspotential ergibt sich aus der ausschließlich energetischen Substitution, der materiellen Substitution und der energetischen Substitution durch thermische Verwertung am Ende der materiellen Nutzung.

Die Gesamtsubstitutionsfaktoren je Modellregion sind in Tabelle 32 dargestellt. In den beiden Laubholzregionen ergab sich ein mittlerer Faktor von 1,4 tC/tC. Dieser Faktor blieb angesichts der weitestgehend unveränderten Anteile von Laub- und Nadelholz über die gesamte Simulationszeit gleich. Im fichtendominierten Vessertal wurde vor allem aufgrund des hohen Anteils der Produktgruppe 2 (Zellstoff, Papier etc.) ein mittlerer Gesamtsubstitutionsfaktor von nur 1,16 tC/tC erreicht. Der hohe Anteil der Produktgruppe 2 und damit verbunden die für Nadelholz überraschend geringe Belegung der Produktgruppe 6 war nicht zuletzt eine Folge schlechter Holzqualitäten (Bruchholz, Sturmholz, Rotfäule usw.) in dieser Region (vgl. hierzu auch PROFFT et al. 2009). Im Verlauf der Simulation nahm der Gesamtsubstitutionsfaktor etwas zu und erreichte zum Ende des Simulationszeitraumes sein Maximum (1,21 tC/tC), was auf die allmähliche Zunahme von Laubholz in der Holznutzung zurückzuführen ist (Abb. 25). Die Gesamtsubstitutionsfaktoren der Modellregionen waren höher als der Faktor, der von ROCK und BOLTE (2011) und ROCK (2013) für Deutschland verwendet wurde (1,12 tC/tC). Erst die Berücksichtigung der energetischen Holzverwendung von nicht-

gebuchtem Laubholz führte in den genannten Veröffentlichungen zu einem mittleren Faktor von 1,35 tC/tC.

Tab. 32: Statistische Kennwerte zum Gesamsubstitutionsfaktor je Modellregion.

Modellregion	Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum
		(tC/tC)		
Hohe Schrecke	1,40	0,003	1,39	1,40
Hainich	1,41	0,001	1,41	1,41
Vessertal	1,16	0,024	1,14	1,21

11.5 Gesamt-C-Bilanz der Holzverwendung

Abbildung 31 fasst die Material- und Energiesubstitution sowie die C-Speicherung im Holzproduktepool zusammen. Trotz höherer Erntemengen (angegeben als Erntefestmeter) blieb die C-Bilanz der Holzverwendung in der Modellregion Vessertal hinter den Regionen Hainich und Hohe Schrecke zurück. Die geringere Dichte des Nadelholzes, die Holzverwendung mit Schwerpunkt auf kurzlebigen Produkten und damit verbunden eine geringere Materialsubstitution bewirkten, dass sich für das Vessertal eine C-Bilanz von 15 tC ha⁻¹ (sofort nach erster Nutzungsperiode) bis 94 tC ha⁻¹ (nach 50 Jahren) ergab. Im Hainich und der Hohen Schrecke wurden zum Ende der Simulation rund 125 bzw. 151 tC ha⁻¹ erreicht. Die C-Speicherung im Holzproduktepool wies insgesamt nur einen Anteil von 15% (laubholzdominierte Regionen) bzw. 20% (Nadelholzregion) an der gesamten C-Bilanz der Holzverwendung auf. Im Mittel der 50-jährigen C-Bilanzen ergaben sich durchschnittliche Klimaschutzefekte von etwa 3 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ im Hainich, 2,5 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ in der Hohen Schrecke und 2 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ im Vessertal. Damit bestätigen sich, vor dem Hintergrund der jeweiligen Wachstumsbedingungen, in etwa die von HÄRTL (2013) für Modellbetriebe in Bayern erstellten Gesamt-C-Bilanzen der Holzverwendung von 2,75 bis 2,96 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ bei relativ hohem Vorratsniveau und gutem Zuwachs.

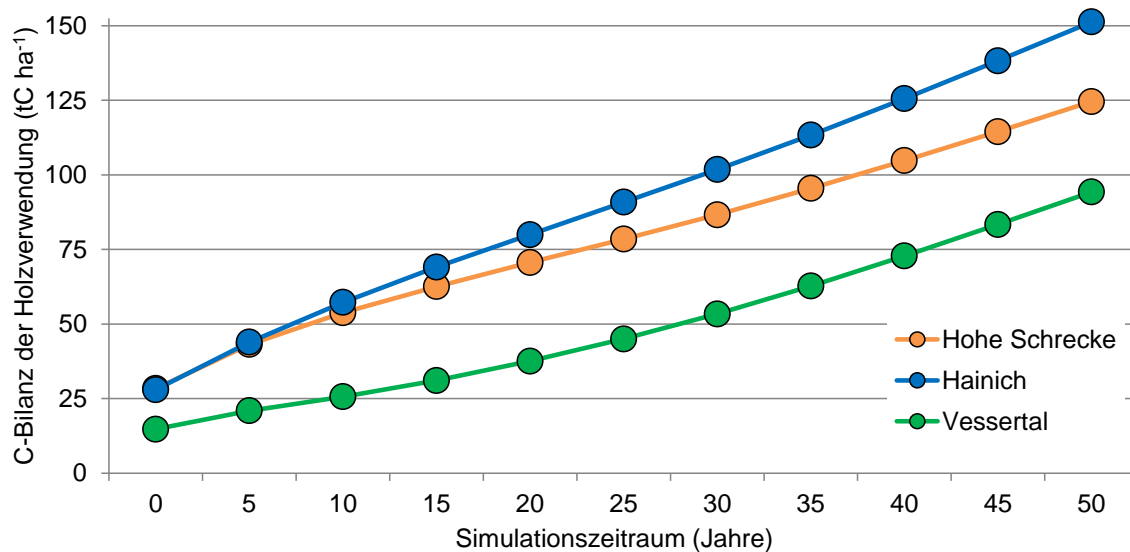


Abb. 31: Zeitlicher Verlauf der C-Bilanz der Holzverwendung je Modellregion (C-Speicherung im Holzproduktepool plus Substitution).

12 Analyse von Unsicherheiten und Abschätzung von Leitplanken

Die in Kapitel 10 und 11 vorgestellten Ergebnisse stellen eine Abschätzung der Kohlenstoffspeicherung in Biomasse und genutztem Holz sowie des Substitutionspotentials der Holzverwendung dar, die auf einer Kombination von realen Daten (naturräumliche Daten, Startvorrat, Bestandesstruktur und Holzverwendung), Bestandessimulationen (SILVA) und Literaturwerten (Biomassefunktionen, Substitutionsfaktoren) beruhen. Die Unsicherheiten der entsprechenden Ergebnisse setzen sich aus zufälligen und systematischen Fehlern zusammen. Einige lassen sich gut quantifizieren (z.B. Stichprobenfehler, Abschnitt 10.1.1), andere sind weitestgehend unbekannt (z.B. Unsicherheiten, die durch eine zu geringe Datenbasis entstehen). Besonders schwer zu quantifizieren sind die Unsicherheiten von Ereignissen, deren Eintrittswahrscheinlichkeiten nicht oder nur sehr begrenzt aus empirischen Daten abgeleitet werden können (z.B. Wahrscheinlichkeit natürlicher Störungen im Wald, zukünftige Holzverwendung, die im hohen Maße vom internationalen Holzmarkt, dem technologischen Fortschritt und Modetrends beeinflusst wird). Um auch diese Unsicherheiten zumindest in ihrer derzeit absehbaren Größenordnung darzustellen, wurden „Leitplanken“ zur C-Speicherung und Vermeidung von CO₂-Emissionen berechnet. Diese „Leitplanken“ gehen, wo möglich, über die statistischen Fehler hinaus und grenzen den Bereich besonders günstiger oder besonders ungünstiger möglicher Entwicklungen der C-Bilanz ab. Die möglichen Entwicklungen leiten sich dabei aus Annahmen ab, die auf einzelne Studien, aktuelle politische Zielvorgaben oder ökonomische Trends zurückgehen. Das gewählte Vorgehen lehnt sich damit an das Leitplankenkonzept des Wissenschaftlichen Beirats Globale Umweltveränderungen (WBGU 1999) an, beinhaltet aber im Gegensatz zu diesem keinerlei Bewertungen oder normative Vorgaben dessen, was erwünscht oder tolerierbar wäre.

12.1 Vergleichbarkeit der Ausgangsdaten: Stichprobeninventur versus Bestandestaxation

In der Modellregion Hohe Schrecke und in den Teilgebieten Langula und Nationalpark Hainich bildeten Stichprobeninventuren die Datenbasis für die Wachstumssimulation. Für das Vessertal und das Teilgebiet Mühlhausen lagen Bestandestaxationen vor (Kapitel 5). Grundsätzlich wurde davon ausgegangen, dass beide Inventurverfahren gleichermaßen zur Bestimmung der mittleren Bestandesvorräte großer Waldgebiete geeignet sind und damit auch zu vergleichbaren Ergebnissen führen. Mit Blick auf einzelne Forstbetriebe und die forstliche Praxis ist das Verfahren der Stichprobeninventur für strukturreiche Bestände wie in der Hohen Schrecke und den Teilgebieten Langula und Nationalpark Hainich von Vorteil, und die Taxation für gleichaltrige, strukturarme Bestände wie sie im Vessertal und im Teilgebiet Mühlhausen noch vorherrschen. Um dennoch zu prüfen, ob die unterschiedlichen Inventurverfahren bzw. die stichprobenartige Verwendung von Taxationsdaten (s. Abschnitt 4.1, 4.3) möglicherweise mit einem systematischen Fehler verbunden sein könnten, wurden für Teilflächen der Modellregionen Vergleichsstudien durchgeführt.

Für Teile der Hohen Schrecke und des Hainichs standen für das Projekt neben den verwendeten Stichprobeninventurdaten auch Taxationsdaten zur Verfügung. Diese Taxationsdaten wurden, wie im Vessertal, anhand eines 200 x 200 m Rasters einzelnen Stichprobenpunkten zugeordnet und dann in gleicher Art und Weise wie die Daten der Stichprobeninventur zur Simulation der Bestandesentwicklung verwendet. Für das Vessertal lagen im Gegenzug keine Inventurdaten aus konzentrischen Probekreisen vor. Daher wurde über eine repräsentative Teilfläche der Modellregion Vessertal (Forstamt Oberhof, Revier Goldlauter) ein Raster von 200 x 200 m gelegt. An 29 Stichprobenpunkten dieses Rasters erfolgte dann gemäß der

Inventuranweisung für den NP Hainich (NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH 2010) und unter Verwendung des Hard- und Softwaresystems „Field-Map“ (IFER - Monitoring and Mapping Solutions, Ltd.; Tschechische Republik) die Aufnahme des Derbholzes.

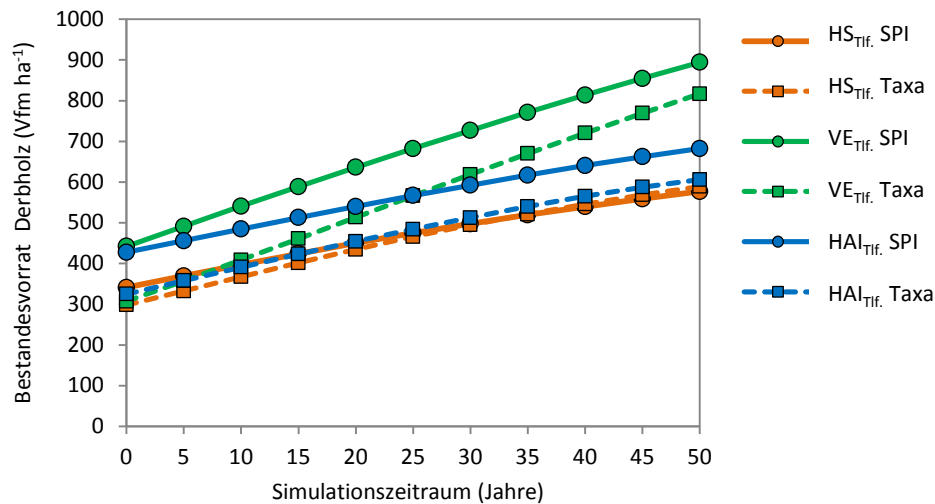


Abb. 32: Vergleich der mittleren Derbholzvorräte und ihrer Entwicklung (Schutzszenario) als Ergebnis von Stichprobeninventur (SPI) und Bestandestaxation (Taxa) in Teilflächen (Tfl.) der Modellregionen. HS = Hohe Schrecke, 68 Stichprobenpunkte; HAI = Hainich, 77 Stichprobenpunkte, VE = Vessertal, 29 Stichprobenpunkte.

In allen drei Modellregionen resultierten aus den Stichprobeninventuren höhere Bestandesvorräte als aus der Taxation (Abb. 32). Im Laufe der Simulation verringerten sich die Unterschiede von 43 (Hohe Schrecke) bis 120 (Vessertal) Vfm ha⁻¹ auf 12 bis 77 Vfm ha⁻¹. Angesichts der geringen Anzahl an Stichprobenpunkten, die für diesen Vergleich herangezogen werden konnten (Hohe Schrecke 68, NP Hainich 77, Vessertal 29), sollte dieses Ergebnis jedoch nur als ein Hinweis auf einen möglichen Trend interpretiert und nicht verallgemeinert werden. Im von gleichaltrigen Fichtenbeständen dominierten Vessertal erscheint zudem ein mittlerer Startvorrat von 442 Vfm ha⁻¹, wie er sich aus der Stichprobeninventur ergab, unrealistisch hoch zu sein. Damit kann ein methodenbedingter, systematischer Fehler an dieser Stelle nicht ausgeschlossen werden, eine plausible Abschätzung dieses Fehlers war mit der vorhandenen Datenbasis jedoch nicht möglich.

12.2 Grenzen der Simulation

Bevor im Folgenden die Unsicherheiten der Simulation analysiert werden, sei nochmals darauf hingewiesen, dass die Simulation keine Vorhersage der zukünftigen Bestandesentwicklung in den Modellregionen ist und keine Bewirtschaftungsempfehlung darstellt. Die Simulation der Bestandesentwicklung repräsentiert lediglich eine mögliche Entwicklung der Bestandesvorräte unter den oben genannten Vorgaben der Bewirtschaftung bzw. Nicht-Nutzung, den bisherigen Standorts- und Klimaverhältnissen und dem im Wachstumssimulator hinterlegten empirischen Wissen (z.B. Allometrie und Stammwachstum in Abhängigkeit von Baumart und -größe, Konkurrenzsituation und Standortverhältnissen). Störungsereignisse oder Auswirkungen der fortschreitenden Klima- und Umweltveränderung können mit dem Wachstumssimulator SILVA in der hier verwendeten Art und Weise nicht simuliert werden.

12.2.1 Mischungsfehler bei der Simulation von Stichproben

Der Simulator SILVA kann im Rahmen des automatisierten Dateneinlesens und der Datenverarbeitung bestimmte Waldstrukturen wie Baumgruppen, die über die Fläche eines Stichprobenpunktes hinausgehen, nur darstellen, wenn entsprechende Metainformationen vorhanden sind. Im Rahmen dieses Projektes wäre hierzu eine manuelle Rekonstruktion der jeweiligen Bestandesstruktur notwendig gewesen, was anhand der Vielzahl an Stichprobenpunkten nicht durchführbar war. Ebenso war ein Ausfiltern von Stichprobenpunkten an Bestandesgrenzen nicht möglich. Daher kann es bei der Modellierung von Punkten, die an Grenzen zwischen sehr unterschiedlich bestockten Beständen liegen, zu artifiziellen Mischbeständen gekommen sein, die die durchschnittliche Bestockung der betroffenen Bestände widerspiegeln. Extreme Beispiele hierfür sind ein Altbestand, der direkt an eine Verjüngungsfläche anschließt, oder ein Buchenreinbestand, der an einen Fichtenreinbestand grenzt (Abb. 33).



Abb. 33: Links: Automatisiert generierter Bestand gemäß Stichprobeninventurdaten. Mitte: Satellitenbild des zugehörigen Inventurpunktes. Rechts: Von Hand generierter Bestand mit horstweiser Trennung der Baumarten.

Aufgrund der unterschiedlichen Wachstums- bzw. Konkurrenzbedingungen von Misch- und Reinbeständen bzw. mehrschichtigen, strukturierten und einschichtigen, gleichaltrigen Beständen, können artifizielle Bestandestypen zu einer Über- oder Unterschätzung des Zuwachses führen (PRETZSCH 2001). Eine stichprobenartige Analyse von Satellitenbildern zeigte, dass in den Modellregionen einzelne Stichprobenpunkte auf scharfen Bestandesgrenzen lagen. Aufgrund der hohen Gesamtzahl an Stichproben ist ihr Einfluss auf die Mittelwerte je Region jedoch vernachlässigbar gering.

12.2.2 Potentialkurvenfehler

Bereits zu Simulationsbeginn lag bei einigen Bäumen die Baumhöhe deutlich über der potentiellen Höhenwachstumskurve in SILVA. Diese wird von SILVA auf Basis der Standortseigenschaften (Wuchsbezirk, geografische Breite, Höhe üNN, Exposition, Hangneigung, Bodenfrische und Nährstoffangebot) je Baumartengruppe generiert und repräsentiert das baumartenspezifische, standorts- und altersabhängige Höhenwachstum ohne Beeinträchtigung durch inter- und intraspezifische Konkurrenz. In den genannten Fällen belässt SILVA die betroffenen Bäume zwar im Bestand und simuliert für sie einen Durchmesserzuwachs, aber es erfolgt kein weiterer Höhenzuwachs. Diese Unterschätzung der Höhenentwicklung, im folgenden kurz „Potentialkurvenfehler“ genannt, trat überwiegend bei der Baumart Kiefer und in der Modellregion Hohe Schrecke auf.

Eine Hauptursache für die Potentialkurvenfehler bei der Kiefer, liegt möglicherweise in einer zu geringen Höhenschätzung bzw. unzureichenden Parametrisierung des Wachstums bei geringer Wasserversorgung oder umgekehrt in einer zu niedrigen Schätzung der Bodenfrische an den betroffenen Plots, welche einen großen Einfluss auf das potentielle Höhenwachstum der Kiefer hat (Abb. 34). Bei einer Bodenfrische von 2 beispielsweise liegt die maximal erwartete Höhe im Alter von 120 Jahren bei 15 m, bei einer Bodenfrische von 5 wird im selben Alter eine Höhe von fast 30 m erreicht.

Da dieser Fehlertyp im Rahmen der Zugangsrechte für SILVA nicht zu beseitigen war, musste eine pragmatische Lösung gefunden werden, die den Einfluss dieses Fehlers auf die Simulation der mittleren Vorratsentwicklung so gering wie möglich werden ließ. Da eine „baumartenspezifische“ Justierung über die Standorteinstellung zu Inkonsistenzen im gesamten Datensatz geführt hätte wurden in der Hohen Schrecke alle Kiefern wie Lärchen behandelt. Die vom Simulator generierte potentielle Höhenkurve für Lärche repräsentierte die real erreichten maximalen Höhen der Kiefern in der Hohen Schrecke (Abb. 2) besser als die entsprechende Kurve für Kiefer. Alle Plots mit Potentialkurvenfehler, die über diese Modifikation hinaus auftraten, wurden von allen weiteren Analysen ausgeschlossen (Hohe Schrecke 189, Hainich 63 und Vessertal 19 Plots, Abschnitt 7.4).

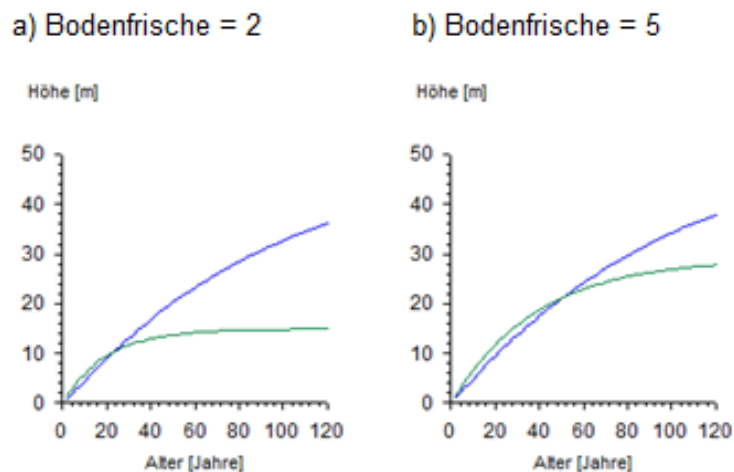


Abb. 34: Von SILVA generiertes potentielles Höhenwachstum der Baumart „Kiefer“ (grün) und der Baumartengruppe „Hartlaubholz“ (blau) bei unterschiedlichen Bodenfeuchtstufen.

12.2.3 Modellierung der natürlichen Mortalität in vorrats- und strukturreichen Mischwäldern

Die für das vorliegende Projekt bedeutendste modellbedingte Unsicherheit zeigte sich bei der Simulation der sehr vorratsreichen Laubmischwälder der Modellregion Hainich (Abschnitt 10.1). Für diese Wälder prognostizierte SILVA in der ersten Simulationsperiode (0-5 Jahre) eine sehr hohe Mortalität bzw. Holzernte. Im Teilgebiet NP Hainich führte dies zu einer Reduktion der Bestandesvorräte um 25% beim Schutzszenario und um 16% beim Nutzungsszenario. In den folgenden Simulationsperioden nahm die Mortalität moderate Werte an. Die Holzernte ging in den folgenden 25 Jahren stark zurück, und stieg dann bis zum Ende der Simulationszeit wieder leicht an (Abb. 22). Im Mittel der gesamten Simulationszeit entsprach die Holzernte dem für diese Wälder üblichen Hiebssatz (Abschnitt 11.1).

Die unerwartete Dynamik von Mortalität und Holzernte warf grundlegende Fragen auf: Stellt eine derart starke Reduktion der Bestandesvorräte eine in der Realität mögliche Entwicklung dar? Welche realen Faktoren und welche Einstellungen, Parameter und hinterlegte Prozesse im Simulator SILVA könnten diese Entwicklung verursacht haben?

Jüngste Ergebnisse von Fallstudien und wiederholten Großrauminventuren in der Modellregion Hainich lassen zumindest für die nahe Zukunft eine stärkere Zunahme der Biomasse erwarten als sie mit SILVA simuliert wurde. In einer der vorrats- und strukturreichsten Teilflächen des Nationalparks Hainich („Weberstedter Holz“) werden seit 1999 Kohlenstoffbilanzen erstellt. Dabei kommen neben der sogenannten „Eddy-Kovarianz-Methode“ (KNOHL et al. 2003, KUTSCH et al. 2008) auch Wiederholungsinventuren, kontinuierliche Stammzuwachs- und Streufallmessungen zum Einsatz (MUND et al. 2010). Die Mortalitätsrate in dieser Untersuchungsfläche (wegen der Installation der Messgeräte für die Eddy-Kovarianz-Methode an der Spitze eines 45 m hohen Turmes auch kurz „Turmfläche“ genannt), lag in den vergangenen 10 Jahren unter 1 % Jahr⁻¹ (bezogen auf die Biomasse bzw. Grundfläche, MUND et al. unver., HOLZWARTH et al. 2012). Die Vorräte an lebender Holzbiomasse nahmen im Mittel um etwa 2,7 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ zu (Tab. 33). Die Eddy-Kovarianz-Methode ergab in Abhängigkeit von den jährlichen Witterungsverhältnissen und methodischen Annahmen eine Netto-C-Aufnahme des Ökosystems von 3,19 bis 6,13 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ (KNOHL et al. 2003, KUTSCH et al. 2008, HERBST et al. 2013). Da innerhalb der Turmfläche die organischen C-Vorräte im Boden um etwa 0,65 (± 0,29) tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ zugenommen haben (SCHRUMPF et al. 2014), kann man davon ausgehen, dass rund 2,5 bis 5,5 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ der Netto-C-Aufnahme des Ökosystems das Äquivalent zur C-Sequestrierung in der lebenden Holzbiomasse sind (Feinwurzeln, Blätter und Früchte werden in 1-2 Jahren weitestgehend wieder abgebaut und als CO₂-Freisetzung durch die Eddy-Kovarianz-Messungen erfasst). Damit weisen sowohl die Bestandesinventuren als auch die Eddy-Kovarianz-Methode darauf hin, dass im Weberstedter Holz der „Gleichgewichtsvorrat“ (s. Abschnitt 12.3.2) bislang nicht erreicht wurde.

Für Teilflächen des benachbarten Schönstedter Holzes wurde eine C-Sequestrierung in der Holzbiomasse von 4,5 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ berechnet (Tab. 33, HESSENMÖLLER et al. 2008). Auch hier fielen nur vereinzelt Bäume durch Mortalität aus. Die Ergebnisse der ersten Wiederholungsinventur im Nationalpark Hainich belegen eine ähnlich hohe Zunahme der lebenden Holzbiomasse auch auf großer Fläche (NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH 2012). So wiesen die Teilgebiete Weberstedter Holz (816 ha) und Dachsberg-Schnepfenhardt (1056 ha) Änderungen des lebenden Derbholtzvorrates von durchschnittlich 9 bzw. 11,3 Vfm ha⁻¹ Jahr⁻¹ auf. Unter Annahme eines mittleren BKEF von 0,37 tC Vfm⁻¹ (BKEF der Turmfläche nach MUND et al. unver.), entspricht dies einer C-Sequestrierung in der Holzbiomasse von etwa 3,3 bzw. 4,2 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ (Tab. 33; zu den Unsicherheiten der BKEF s. Abschnitt 8.1). Die

Totholzvorräte nahmen geringfügig ab, was für eine geringe Mortalitätsrate auch auf diesen größeren Flächeneinheiten spricht.

Da in all den genannten Flächen die Mortalität sehr gering war, kann die C-Sequestrierung in der Holzbiomasse bzw. die Netto-C-Aufnahme des Ökosystems als Abschätzung für den mittleren jährlichen Holzzuwachs dienen und mit den Zuwachsprognosen von SILVA verglichen werden. Diese lagen für das Schutzszenario der Teilfläche NP Hainich zwischen 3,3 und 3,7 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹. Damit wird deutlich, dass für den konkreten Fall eine zu hohe Mortalität von SILVA simuliert wurde und nicht ein zu geringes Stammwachstum.

Tab. 33: Kohlenstoffvorräte und -sequestrierung in der Bestandesbiomasse verschiedener Teilflächen im NP Hainich. BR: Biomasseregressionsfunktionen, BKEF: Biomasse-Konversions-Expansions-Faktor.

Fläche	C-Vorräte (tC ha ⁻¹)	C-Sequestr. (tC ha ⁻¹ Jahr ⁻¹)	Methode	Quelle
Turmfläche Weberstedter Holz	189 - 230	2,7	Inventuren, BR	MUND et al. (unver.)
		2,5 - 5,5	Eddy-Kovarianz, (Boden-C-Inventuren)	KNOHL et al. (2003), KUTSCH et al. (2008), HERBST et al. (2013), SCHRUMPF et al. (2014)
Schönstedter Holz	222 - 244	4,5	Inventuren, BKEF	HESSENMÖLLER et al. (2008)
Weberstedter Holz	159 - 193	3,3	Inventuren, BKEF	NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH (2012)
Dachsberg- Schnepfenhardt	168 - 209	4,2	Inventuren, BKEF	
SILVA NP Hainich	228	3,5	Simulation, BR	Vorliegende Studie

Die Vergleichbarkeit der Simulation bewirtschafteter Buchenlaubmischwälder mit einer realen Bestandesentwicklung wurde am Beispiel der ersten und zweiten Wiederholungsinventur im Teilgebiet Langula untersucht (Abb. 35). Um den Rechenaufwand für die insges. 1104 Stichprobenpunkte zu minimieren, wurde dieser Vergleich direkt anhand der von SILVA generierten Ergebnisse zu Derbholzvolumenvorrat, Volumenzuwachs und ausscheidenden Bestand durchgeführt. In der Realität nahm der Bestandesvorrat zwischen 1994 und 2004 um rund 17 m³ ha⁻¹ zu, die Simulation hingegen ergab im Jahrzehnt eine Abnahme des Vorrates um rund 100 m³ ha⁻¹ (Abb. 35, ERTELD et al. 2005). Der simulierte Wert für den ausscheidenden Bestand war mit 9,5 m³ ha⁻¹ Jahr⁻¹ um rund 44% höher als der reale Wert von 6,6 m³ ha⁻¹ Jahr⁻¹. Wie bei den unbewirtschafteten Flächen zeigte sich aber eine recht gute Übereinstimmung zwischen realem und simuliertem Zuwachs. Während in der Realität der ausgeschiedene Bestand zu fast 100% der Holzernte entsprach, setzt er sich bei der Simulation aus 1,7 m³ ha⁻¹ Jahr⁻¹ (rund 20%) Mortalität und 7,7 m³ ha⁻¹ Jahr⁻¹ (rund 80%) Holzernte zusammen. Eine höhere Entnahme könnte eine denkbare Bewirtschaftungsentscheidung sein, mit dem Ziel, die erreichten Vorräte konstant zu halten. Eine darüber hinausgehende konkurrenzbedingte Mortalität erscheint hingegen eher unwahrscheinlich. Ein Großteil des ausscheidenden Bestandes fiel in der ersten Simulationsperiode an.

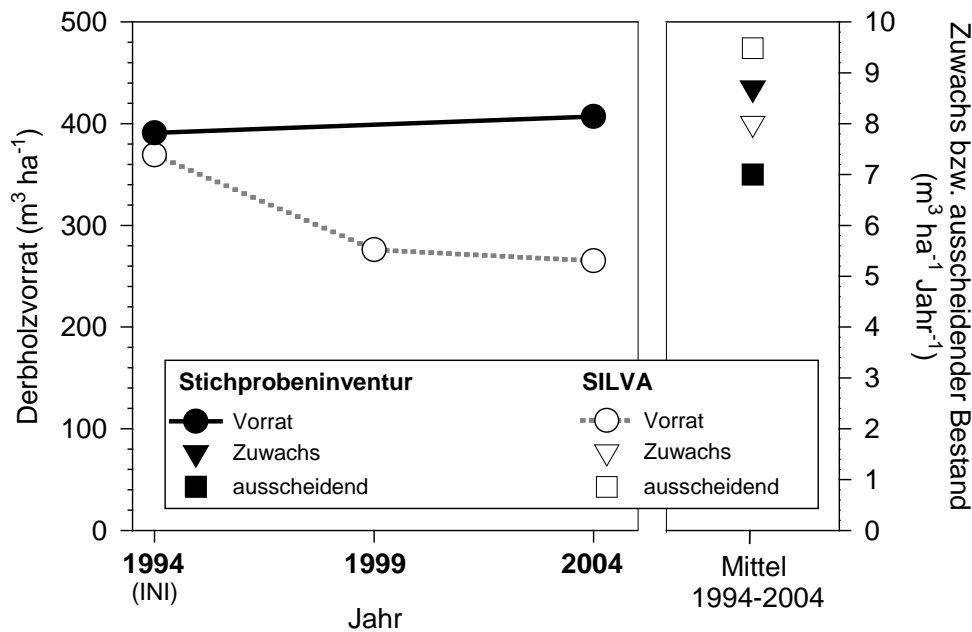


Abb. 35: Vergleich der simulierten Werte für Derbholzvorrat, Stammzuwachs und ausscheidenden Bestand im Teilgebiet Langula mit den Ergebnissen der 1. und 2. Stichprobeninventur in diesem Gebiet (ERTELD et al. 2005). Die Initiierung der Simulation erfolgte mit dem Datensatz der 1. Stichprobeninventur.

Über die möglichen Ursachen einer Überschätzung der Mortalität kann mit den hier vorliegenden Daten und Informationen zu SILVA zwar nur spekuliert werden, aber auch dies hilft, die Unsicherheiten der resultierenden C-Speicherung im Bestand abzuschätzen. Ganz allgemein lässt sich sagen, dass empirische Daten zur Mortalität auf Einzelbaumbene im forstlichen Versuchswesen wesentlich seltener sind als entsprechende Daten zum Zuwachs. Zudem unterliegt die Mortalität zumeist einer höheren zeitlichen und räumlichen Variabilität als der Zuwachs. Damit ist auch das SILVA-Mortalitätsmodell methodisch bedingt ein vergleichsweise ungenaues Teilmodell des Simulators. Über diese allgemeine Aussage hinaus, zeigte eine plot-basierte Analyse der simulierten Mortalität, dass Mortalitätsraten bis etwa 12% innerhalb von 5 Jahren in allen Modellregionen und Teilgebieten auftraten (Abb. 36). Noch höhere Mortalitätsraten wurden in größerer Zahl nur im NP Hainich und in der Hohen Schrecke prognostiziert, und damit in Gebieten, die ganz oder teilweise seit mehreren Jahrzehnten nicht mehr bewirtschaftet wurden und gleichzeitig sehr strukturreich sind. Die ungewöhnlich hohen Mortalitätsraten traten hier über der gesamten Vorratsspanne auf, aber ab einem Vorrat von etwa 220 tC ha⁻¹ nahm die Anzahl an Plots mit hoher Mortalität stark zu, und ab 300 tC ha⁻¹ stieg die Anzahl der Plots und die Mortalitätsrate stark an. Darüber hinaus traten Mortalitätsraten von über 20% in 5 Jahren fast ausschließlich in der ersten Simulationsperiode auf (ohne Abbildung). Im NP Hainich scheint es zudem zwei Gruppen von Plots zu geben (Abb. 36). Die eine Gruppe bildet eine Datenwolke über alle Vorräte und Mortalitätsraten von 0-12% in 5 Jahren, die andere Gruppe folgt ab einem Vorrat von über 300 tC ha⁻¹ einer unteren, vorratsabhängigen Mortalitätsgrenzlinie. In der ersten Gruppe erreichten einige Plots bei sehr geringer bis mäßiger Mortalität Vorräte von bis zu 400 tC ha⁻¹. Erstaunlicherweise deuten sich in der Hohen Schrecke dieselben Grenzwerte (220 bzw. 300 tC ha⁻¹) an wie im NP Hainich, obwohl die C-Vorräte aufgrund der unterschiedlichen Baumartenzusammensetzung unterschiedlichen Vorratsfestmetern entsprechen (NP Hainich

ca. 520 und 710 m³ ha⁻¹, Hohe Schrecke 590 und 810 m³ ha⁻¹). Über vorab definierte Maximalvorräte lässt sich dies alles nicht erklären, zumal SILVA auf Bestandesebene keine Maximalwerte vorgibt. Möglich wären aber struktur- bzw. konkurrenzbedingte Ursachen, die sich vor allem in dichten, naturnahen Beständen auf Einzelbaumebene einstellen. Hier wurde mit SILVA gewissermaßen ein „Quereinstieg“ in langfristig gewachsene, in den dem Simulator zugrundeliegenden Daten aber möglicherweise kaum repräsentierten Bestandesstrukturen gewagt.

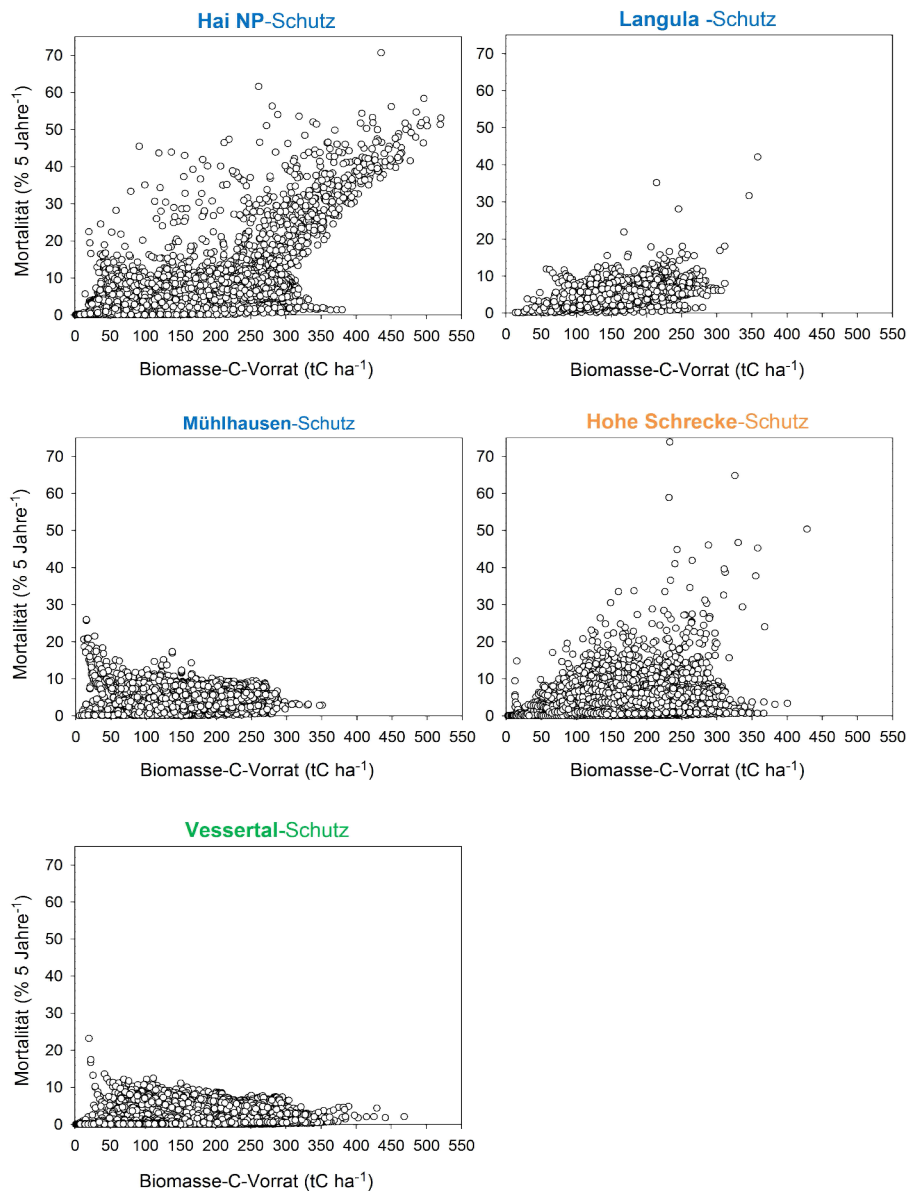


Abb. 36: Mortalitätsrate im Vergleich zur Biomasse des lebenden Bestandes je Inventurplot für die Schutzszenarien der einzelnen Teilgebiete bzw. Regionen. Mortalitätsrate = Biomasse absterbender Bäume in Prozent der Biomasse des lebenden Bestandes pro Simulationsperiode von 5 Jahren.

Für strukturbedingte Ursachen der zu hohen Mortalitätsraten spricht auch ein Vergleich mit Modellierungsergebnissen von KLEIN und SCHULZ (2012), in deren Studie Buchen-

Altersklassenwälder (nach Erstaufforstung) mit SILVA simuliert wurden. Die bewirtschafteten Bestände erreichten mit 120 Jahren rund 200 tC ha^{-1} und die nicht bewirtschafteten Bestände mit 120 Jahren rund 300 tC ha^{-1} und mit 180 Jahren etwa 350 tC ha^{-1} . In der hier vorliegenden Studie wurden für die bewirtschafteten Buchen-Laubmischwälder Maximalvorräte von nur 130 tC ha^{-1} simuliert, für die nicht bewirtschafteten von nur 200 tC ha^{-1} ; und dies trotz der hohen Startwerte von über 140 tC ha^{-1} .

Eine stichprobenartige Überprüfung normal bevorrateter Plots mit hoher Mortalitätsrate ergab, dass es sich bei diesen Plots um sehr dicht bestockte Verjüngungsflächen handelte, Hier könnten möglicherweise im Simulator vorgegebene Maximaldichten (basierend auf der sogenannten „Reineke-Regel“ oder „*self-thinning rule*“) erreicht worden sein. Diese Maximaldichten sind eine modelltechnische Sicherung vor unrealistisch hohen Dichte-Biomasse-Verhältnissen. Im Regelfall bestimmt allein das Einzelbaum-Mortalitätsmodell die Mortalität.

Da in diesem Einzelbaum-Mortalitätsmodell die Sterblichkeit vor allem über die Konkurrenz zwischen den Einzelbäumen bestimmt wird, könnte man zu hohe Mortalitätsraten dahingehend interpretieren, dass der Simulator in sehr stammzahl-, und/oder vorratsreichen bzw. vielschichtigen Ausgangsplots eine sehr hohe Konkurrenz und damit auch einen sehr hohen Anteil an konkurrenzschwachen Bäumen berechnet, die direkt nach der Initialisierung bzw. in der ersten Simulationsperiode ausfallen. Mögliche Gründe, die zu einer Überschätzung der Konkurrenz bzw. Konkurrenzschwäche beigetragen haben könnten, wären:

- SILVA berechnet für den Einzelbaum Kronenvolumina/-schirmflächen, die in struktur- und vorratsreichen Mischwäldern zu groß sind (vgl. METZ et al. 2013). Dadurch wird die Kronenkonkurrenz bei SILVA größer als in Wirklichkeit, und der Strukturgenerator kann weniger Bäume in der Fläche verteilen als in Wirklichkeit möglich. Alle vermeintlich konkurrenzschwachen Bäume würde der Simulator demnach in der ersten Periode über die Mortalität aus dem Bestand entfernen.
- Der Strukturgenerator generiert in einem Bestand stets unterschiedlich dicht bestockte Bereiche/Gruppen, von sehr licht bis sehr dicht. Wenn Plots nur mäßig, aber gleichmäßig bestockt sind, führt diese generalisierte Klumpung auch zu „überbestockten“ Bereichen, deren Dichte SILVA durch hohe Mortalität in diesen Flächenbereichen reduziert.
- In naturnahen, strukturreichen Buchenlaubmischwäldern weisen konkurrenzschwache Bäume höhere Überlebenswahrscheinlichkeiten auf, als im Mortalitätsmodell aufgrund der geringen Datenbasis angenommen.

Verbunden mit diesen modelltechnischen Grenzen der Simulation stellt sich die Frage, ob die Überschätzung der Mortalität bei einer Modellierung ganzer Bestände (mindest. 1 ha) an Stelle von Stichprobeninventurplots ($< 0,1 \text{ ha}$) nicht aufgetreten wäre. Bei kleinen Flächeneinheiten wie einzelnen Stichprobeninventurplots könnten Bestandesstrukturen und Vorräte aufgenommen worden sein, die zwar auf kleiner nicht aber auf großer Fläche vorkommen. Damit würde man Vorgaben machen, die ein empirisches Modell wie SILVA mangels entsprechender Datenbasis grundsätzlich nicht abbilden kann. Eine entsprechende Simulation ganzer Bestände in den Modellregionen war im Rahmen des vorliegenden Projektes nicht möglich. Gegen ein derartiges methodisches Artefakt spricht allerdings, dass im NP Hainich sehr vorratsreiche Plots nicht selten sind und räumlich geklumpt auftreten (HESSENMÖLLER et al. 2008, NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH 2012), und damit wahrscheinlich auch größere Bestandesteile ($> 4 \text{ ha}$) repräsentieren.

Im Gegensatz zu den Buchen-Laubmischwäldern war im Vessertal die simulierte Mortalität sehr gering. Aufgrund der für Fichtenbestände noch moderaten Vorräte wurden hier möglicherweise noch keine Grenzen der Simulation erreicht. Zudem entsprechen die Fichten- und Fichten-Buchenmischbestände im Thüringer Wald möglicherweise eher den bayerischen Referenzflächen von SILVA als die Buchenmischwälder des Hainichs und der Hohen Schrecke, so dass SILVA deren Struktur und Konkurrenzsituation realitätsnäher abbilden konnte.

Unabhängig von den modelltechnischen Ursachen der zu hohen Mortalität in der ersten Simulationsperiode stellt sich die Frage, warum im Gegenzug der simulierte Zuwachs nicht deutlich unterschätzt wurde. In regulär bewirtschafteten Beständen würde man bei Mortalitäts- bzw. Hiebsraten von weit über $2,4\% \text{ Jahr}^{-1}$ einen Rückgang des Zuwachses auf Bestandesebene erwarten. Da aber der simulierte Zuwachs mit den Zuwächsen der letzten 10 Jahre im NP Hainich vergleichbar ist, könnte dies darauf hinweisen, dass sich die Vorräte im NP Hainich schon einem „Gleichgewichtsvorrat“ nähern (s. Abschnitt 12.3). Dieses Vorratsniveau wäre dann mit weitestgehend konstanten Zuwachsraten verbunden, die den mittleren empirischen Raten auch geringer bestockter Bestände entsprechen können.

Zusammenfassend lässt sich sagen:

- Das Mortalitätsmodell ist ein vergleichsweise unsicheres Teilmodell in SILVA. Vermutlich ist die Datenbasis für dieses Teilmodell bislang zu gering, um die in struktur- und vorratsreichen Laubwäldern auftretende natürliche Mortalität der Bäume hinreichend genau abzubilden.
- Die simulierten Zuwächse scheinen die realen Zuwächse gut abzubilden, auch in strukturreichen Laubmischwäldern.
- Für die Abschätzung der C-Speicherung im Ökosystem Wald bedeutet dies, dass in den vorrats- und strukturreichen Plots die C-Vorräte in der lebenden Biomasse vermutlich unterschätzt und in der toten Biomasse überschätzt wurden.

In Abschnitt 12.3 wird deshalb diskutiert werden, inwieweit sich Über- und Unterschätzung durch eine aggregierte Betrachtung von toter und lebender Biomasse aufheben und welche C-Vorräte in der Baumbiomasse der Laubwaldregionen möglich erscheinen.

12.2.4 Andere Fehler

Insgesamt 14 Plots konnten nur mit Fehlermeldung simuliert werden, ohne dass ein Grund hierfür gefunden werden konnte. Diese Plots wurden verworfen und für die weiteren Analysen nicht berücksichtigt.

12.3 Leitplanken zu den Kohlenstoffvorräten in der Baumholzbiomasse

12.3.1 Abschätzung und Ursachen von Unsicherheiten

Die Grenzen und Unsicherheiten von Wachstumsprognosen im Allgemeinen wurden bereits in Abschnitt 7.3 angesprochen. Die statistischen Unsicherheiten der Biomasseabschätzung, die die räumliche Variabilität und die Genauigkeit der Inventuren repräsentieren, wurden in Abschnitt 10.1 dargestellt. Hinzu kommen aber noch jene Unsicherheiten, die sich aus den Simulationswiederholungen und den Biomasseregressionsfunktionen (Tab. 9) ergeben. Die Streuung der 25 Simulationsläufe (= 5 Strukturwiederholungen x 5 Prognosewiederholungen) wurde zunächst als Standardabweichung pro Inventurplot und Prognoseperiode (vgl. Abb. 16) berechnet und dann je Prognoseperiode und Modellregion gemittelt. Der entspre-

chende mittlere Variationskoeffizient stieg im Laufe der Simulation von rund 0,2% auf 4% beim Schutzszenario und auf 5,9% beim Nutzungsszenario an.

Eine Berechnung der Unsicherheiten der Biomasseregressionsmodelle für alle Inventurplots wäre mit einem unverhältnismäßig großen Zeitaufwand verbunden gewesen. Daher wurde die Größenordnung dieser Fehlerquelle nur für die Hauptbaumarten Buche und Fichte und einzelne Inventurplots abgeschätzt. Nach WUTZLER et al. (2008) setzt sich die Gesamtvarianz der Biomasseabschätzung mittels Regressionsfunktionen aus den sogenannten *random effects* (Varianz, verursacht durch zufällige Effekte wie der Zugehörigkeit der Datengrundlage zu unterschiedlichen Originalstudien), den *fixed effects* (Varianz aufgrund „kausaler Effekte“ wie Baumgröße und Standort) und der unerklärten Restvarianz zusammen. Die *random effects* und die Restvarianz konnten aufgrund der hohen Stichprobenzahl im vorliegenden Projekt als vernachlässigbar klein angenommen werden. Die *fixed effects* wurden anhand der in WUTZLER et al. (2008) angegebenen Algorithmen (Funktion „varSumPredictNlmeGnls“ aus dem Paket „twNlme“) beispielhaft für 18 Inventurplots in unterschiedlich strukturierten Buchenbeständen des Hainichs (MUND 2004, MUND et al. unver.) berechnet (diese Plots sind nicht Teil der in der vorliegenden Studie verwendeten Stichprobeninventuren). Trotz großer Strukturunterschiede zwischen den einzelnen Plots schwankten die Variationskoeffizienten für die Gesamtbiomasse nur zwischen 2,3 und 3,5% (Mittelwert 3%). Die Unsicherheiten der Schätzung der einzelnen Biomassekompartimente hingegen unterschieden sich sehr (oberirdische Gesamtbiomasse 1%, Grobwurzelbiomasse 29%). Für das Vessertal wurde gemäß WIRTH et al. (2004b) ein mittleres relatives Konfidenzintervall von 4% (Fichtenbestände über 40 Jahre) als Regressionsmodell-bedingter Fehler angenommen. Der relative Standardfehler der mittleren C-Konzentration ($0,5 \text{ gC gTG}^{-1}$) wurde auf 1% geschätzt (WIRTH et al. 2004a).

In der Summe beliefen sich die relativen Fehler für die Ausgangsvorräte auf 3,5 - 4,3% und für die simulierten Vorräte nach 50 Jahren auf 5,3 - 7,5% (Tab. 34). Mit diesem Fehlerrahmen können die Vorratsabschätzungen aus statistischer Sicht als vertrauenswürdig angesehen werden. Im Vergleich zu bundes- oder länderweiten C-Inventuren sind die hier berechneten Unsicherheiten gering bis ähnlich hoch (siehe z.B. WIRTH et al. 2004a, OEHMICHEN et al. 2011, KLEIN und SCHULZ 2012). Inwieweit jedoch die simulierten C-Vorräte möglicherweise der Realität in den Modellregionen entsprechen (Richtigkeit der Ergebnisse), wird im Folgenden diskutiert werden.

Tab. 34: Abschätzung des relativen Fehlers der Kohlenstoffvorräte in der lebenden Bestandesbiomasse zu Beginn und am Ende der Simulation. Die Abschätzung ergibt sich aus der Summe (Fehlerfortpflanzung für unabhängige Stichproben) von Stichprobenfehler der Inventur, mittlerer Standardabweichung der 25 Simulationsläufe, Fehler der Biomassefunktionen (Buche und Fichte) und der C-Konzentration in der Holzbiomasse.

Zeit	Hohe Schrecke		Hainich		Vessertal	
	Schutz	Nutzung	Schutz	Nutzung	Schutz	Nutzung
	(%)		(%)		(%)	
0 Jahre	3,5		3,6		4,3	
50 Jahre	5,3	6,5	5,8	7,1	5,3	7,5

Die Unsicherheiten, die mit der Auswahl der Biomasseregressionsfunktionen (s. Abschnitt 8.2), der natürlichen Mortalität und des Totholzabbaus und extremen Störungen im Laufe der zukünftigen Bestandesentwicklung verbunden sind, ließen sich mit den zur Verfügung stehenden Daten nicht oder nur unzureichend quantifizieren. Stattdessen soll zumindest ihr

relativer Einfluss auf den Vergleich der Szenarien „Schutz“ und „Nutzung“ diskutiert werden. Mit der dann folgenden Abschätzung eines „Gleichgewichtsvorrates“ als „oberste Leitplanke“ der Biomasseentwicklung unbewirtschafteter Buchenwälder ergab sich eine Bandbreite möglicher Entwicklungen, die unabhängig von dem Problem einer zu hohen Simulation der Mortalität ist (s. Abschnitt 12.2.3).

Die bislang verfügbaren Biomasseregressionsfunktionen wurden überwiegend anhand von Erntebäumen aus bewirtschafteten Beständen entwickelt. Es könnte daher sein, dass sie die Allometrie von Bäumen im Naturwald weniger gut abbilden als die von Bäumen im Wirtschaftswald. Da die massenreichen, alten Bäume in den Modellregionen die längste Zeit ihrer Entwicklung unter Bewirtschaftung standen, kann man jedoch davon ausgehen, dass sich dieser mögliche Fehler innerhalb von 50 Jahren nicht substantiell auf den Vergleich von „Schutz“ und „Nutzung“ auswirkt. Zudem könnten sich auf Ebene der Gesamtbiomasse eines Baumes und/oder im Mittel ganzer Regionen Über- bzw. Unterschätzungen einzelner Baumkompartimente ausgleichen.

Die Eintrittswahrscheinlichkeit von großen Störungsereignissen (Windwurf, Kalamitäten) dürfte sich zwischen naturnah bewirtschafteten und natürlichen Laubmischwäldern kaum unterscheiden; anders als dies zwischen homogenen Nadelwäldern und naturnahen Mischwäldern der Fall ist (s.u.). Die natürliche Populationsdynamik von Buchenprimärwäldern ist über lange Zeiträume hinweg durch eine geringe Synchronität von Mortalität und damit einer kleinräumigen Lückendynamik gekennzeichnet. Dieses Störungsregime wird wahrscheinlich immer einmal wieder, aber nur selten, von großflächigen Störungen unterbrochen (MUND und AMMER 2013, COMMARMOT et al. 2013). Während die kleinräumige und nicht-synchrone Mortalität anhaltend hohe Biomassevorräte und die Dominanz der Buche begründen, erlauben große Störungen vermutlich die Koexistenz anderer Baumarten. Ähnliches gilt möglicherweise für die Fichte und ihre Begleitbaumarten in den primären Fichtenwäldern Mittel- und Osteuropas (vgl. SVOBODA et al. 2013). Für die gleichaltrigen Fichtenbestände im Vessertal ist anzunehmen, dass sie bei einem Nutzungsverzicht sehr wahrscheinlich im Laufe der nächsten 50 Jahre von abiotischen oder biotischen Störungen betroffen sein würden.

Sollten innerhalb des Simulationszeitraumes starke Störungen auftreten, so entsprächen sie aus Sicht der C-Speicherung zunächst vor allem einer Umverteilung von lebender zu toter Biomasse. So finden sich in Buchen-Primärwäldern und Buchenwaldreservaten (ohne Nadelholzanteil) selten Totholzvorräte von über 40 tC ha^{-1} , und Werte von über 20 tC ha^{-1} sind oftmals mit einem vergleichsweise geringeren Vorrat an lebender Holzbiomasse verbunden (Abb. 37; zu den Maximalwerten bisheriger Studien, inklusive Buchen-Nadelmischwälder siehe KLEIN et al. 2013, CHRISTENSEN et al. 2005). Höhe und Dauer einer Netto-C-Freisetzung aus dem Ökosystem infolge des Totholzabbaus und einer reduzierten Bestandes-Nettoprimärproduktion nach starken Störungen hängen von zahlreichen Faktoren ab (z.B. Art und Ausmaß der Störung, Baumartenzusammensetzung und den damit verbundenen Abbauraten, Standorteigenschaften und Regenerationsgeschwindigkeit). Aber selbst bei großflächigen und starken Störungen wie den Borkenkäferkalamitäten in den oberen Lagen des NP Bayerischer Wald scheint die Phase einer Netto-C-Freisetzung nur etwa 20 Jahre anzudauern (LINDAUER et al. 2013).

Angesichts der großen Wissenslücken und Unsicherheiten bzgl. der Mortalität und damit der langfristigen Verteilung von C zwischen lebender und toter Biomasse erscheint es sinnvoll zu sein, bei den Schutzszenarien stets die Summe beider Kompartimente zu betrachten. In welchem Ausmaß sich Störungen auf den Vergleich von „Schutz“ und „Nutzung“ auswirken

hängt dann vor allem von der Verwendung des Schadholzes und dem Betrachtungszeitraum ab. Wenn das Schadholz nur als Brennholz genutzt werden kann, würde kurzfristig (< 25 Jahre) wahrscheinlich die Schutzoption eine höhere Gesamt-C-Bilanz aufweisen. Mittel- bis langfristig würde aufgrund des fortschreitenden Totholzabbaus auf der einen Seite und der unumkehrbaren energetischen Substitution auf der anderen Seite aber wahrscheinlich die Nutzungsoption hinsichtlich des Klimaschutzes günstiger sein. Im Falle einer stofflichen Nutzung des Schadholzes würde von der Nutzungsoption eine höhere Klimaschutzwirkung erwartet werden (vgl. Kapitel 13).

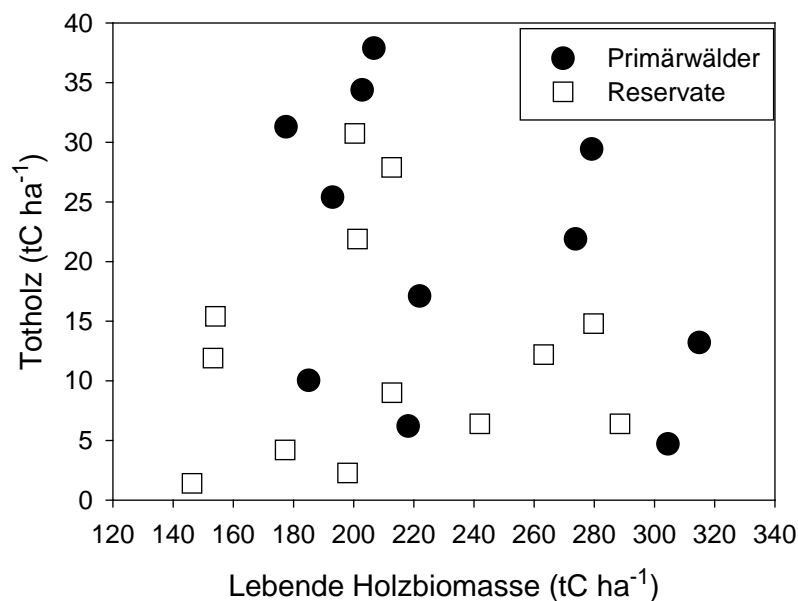


Abb. 37: Totholzvorräte im Vergleich zu Biomassevorräten des lebenden Bestandes in Buchenprimärwäldern und -waldreservaten (verändert nach MUND 2004).

(Oberirdisches) Totholz nimmt in der aktuellen Waldökosystem-, Biodiversitäts- und Klimaschutzforschung eine zentrale Rolle ein. So dient Totholz insbesondere als Habitat für eine Vielzahl oftmals sehr spezialisierter Tier- und Pilzarten und es ist eine bedeutende Komponente im Stoffkreislauf von Wäldern (HARMON et al. 1986, ALBRECHT 1991, KAHL et al. 2012, STOKLAND et al. 2012). In der Diskussion um die C-Speicherung bewirtschafteter und nichtbewirtschafteter Wälder stellt es den „Gegenspieler“ zu den Holzprodukten dar (Abschnitt 11.3). Im Gebirge kommt Totholz eine Barrierefunktion gegen Erosion, Erdrutsche und Lawinen zu, und in sehr totholzreichen Wäldern kann es als Wasserspeicher und/oder Keimsubstrat fungieren (HARMON et al. 1986, LOFROTH 1998, BAIER et al. 2007, STOKLAND et al. 2012). Trotz dieser großen Bedeutung von Totholz ist der Stand des Wissens zur natürlichen Totholzdynamik der Wälder Mitteleuropas als gering zu bewerten (s. auch Abschnitt 8.5). Verbunden mit der geringen Datenbasis zur Mortalität in unbewirtschafteten Wäldern (Abschnitt 12.2.3) erscheint eine weitere „sektorale“ Diskussion von Mortalität und Totholzabbau bzw. eine Abschätzung von Leitplanken für diese Prozesse nicht sinnvoll zu sein. Stattdessen wurde versucht, Referenzdaten bzw. -flächen zu finden, die für die unbewirtschafteten Laubwälder der Modellregionen einen „Gleichgewichtsvorrat“ repräsentieren könnten. Der Begriff „Gleichgewichtsvorrat“ soll dabei ein „Fließgleichgewicht“ (engl. *steady state*) zwischen Zuwachs, Mortalität und Zersetzung widerspiegeln, das zeitweilig oder auf Teilflächen deutlich über- oder unterschritten werden könnte, langfristig und im Mittel einer ganzen Re-

gion aber weitestgehend unverändert bliebe. Kleine und große natürliche Störungen können Teil der zeitlichen Dynamik des Fließgleichgewichts sein. Eine Sukzession, verbunden mit einem Baumartenwechsel, könnte hingegen zu einem neuen, höheren oder niedrigeren Fließgleichgewicht führen (vgl. WIRTH und LICHSTEIN 2009). Ein Gleichgewichtsvorrat ist damit explizit kein „maximal möglicher Vorrat“ sondern ein Vorrat, der sich in Abhängigkeit von Standort, Störungsregime und natürlicher Baumartenzusammensetzung ohne direkten menschlichen Einfluss im Mittel über lange Zeiträume (Jahrhunderte) und größere Waldflächen einstellt.

12.3.2 Herleitung eines möglichen Gleichgewichtsvorrates in unbewirtschafteten, naturnahen Wäldern

Zwei der umfassendsten, uns bekannten Metastudien zu den Bestandesvorräten alter, naturnaher und unbewirtschafteter mitteleuropäischer Buchenwälder wurden bislang von MUND (2004) und KLEIN et al. (2013) erstellt. Die Ableitung eines Gleichgewichtsvorrates für die Modellregionen ist aus diesen Metastudien jedoch schwierig, da sie im Wesentlichen das Mittel einzelner Bestände oder Versuchsflächen unterschiedlicher Größe und auf unterschiedlichen Standorten repräsentieren und die lebende und tote Bestandesbiomasse getrennt voneinander analysiert wurden. Die Stichprobeninventur im Buchenprimärwaldgebiet Uholka-Shyrokyi Luh (10.282 ha, 314 Plots, COMMARMOT et al. 2013) erlaubt hingegen eine regionale und standörtlich gut definierte Herleitung eines möglichen Gleichgewichtsvorrates. Sie ist bislang die einzige zur Verfügung stehende Großrauminventur in einem Rotbuchenprimärwald.

Das Uholka-Shyrokyi Luh Massiv liegt im Süd-Westen der Ukraine und im Zentrum der Transkarpaten. Es erstreckt sich über Höhenlagen von 400 bis 1400 m üNN. Die Baumvegetation wird von Buche dominiert (97%), gefolgt von Bergahorn (0,9%) und Spitzahorn (0,1%). Des Weiteren kommen Hainbuche, Bergulme, Gemeine Esche und Weißtanne vor. Die Geologie des Teilgebietes Uholka (Kalksteine des Juras, 145 Plots) ist (hinsichtlich der Nährstoffausstattung) mit der des Hainichs vergleichbar, und die Geologie des Teilgebietes Shyrokyi Luh (kalkfreie klastische Sedimentgesteine, 169 Plots) annähernd mit der der Hohen Schrecke. Klimatisch muss man jedoch davon ausgehen, dass das atlantisch bis kontinentale Klima von Uholka-Shyrokyi Luh und vom Hainich der Buche günstigere Wuchsverhältnisse bietet als das kontinentaler geprägte Klima der Hohen Schrecke (Kapitel 3). So sind in Uholka auf 430 m üNN die mittleren Jahresniederschläge (1.134 mm) und die mittlere Niederschlagssumme der Vegetationsperiode (570-680 mm, Mittel von 1990-2010) um Faktor 2 höher als in der Hohen Schrecke, und die Jahresmitteltemperatur um etwa 1°C geringer. Das geologisch vergleichbare Teilgebiet Shyrokyi Luh ist zudem durch größere Höhenlagen (im Mittel 908 m üNN) gekennzeichnet als die Hohe Schrecke. Die mittlere Höhenlagen des Teilgebietes Uholka (778 m üNN) hingegen entsprechen denen des Hainichs. Aber auch hier sind die mittleren Niederschläge noch um den Faktor 1,6 höher als im Hainich. An sehr steilen Hängen und in den oberen Lagen Uholkas (über 1.000 m üNN) könnten die Wuchsverhältnisse für Buche allerdings ungünstiger sein als im Hainich.

Insgesamt können die Standortverhältnisse des Teilgebietes Uholka als ausreichend vergleichbar mit denen des Hainichs bewertet werden, die von Shyrokyi Luh nur als sehr begrenzt vergleichbar mit denen der Hohen Schrecke. Daher wurde ein Gleichgewichtsvorrat auf der Basis der Daten aus der Ukraine explizit nur für den Hainich hergeleitet. Großrauminventuren in europäischen Primärwäldern der Mittelgebirge, die standörtlich und hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung mit dem Vessertal vergleichbar wären, liegen

unseres Wissens bislang nicht vor. Diese Wälder sind gemäß bisheriger Fallstudien durch einen hohen Anteil starker Tannen und Fichten und damit verbunden höheren Bestandes- und vor allem Totholzvorräten gekennzeichnet (MUND 2004). Angesichts der geringen Startvorräte im Vessertal (Tab. 19) ist aber ohnehin nicht zu erwarten, dass schon innerhalb der nächsten 50 Jahre ein Gleichgewichtsvorrat erreicht werden würde.

Eine einzelbaumbasierte Abschätzung der lebenden Holzbiomasse in Uholka war im Rahmen des vorliegenden Projektes nicht möglich. Die lebende Holzbiomasse wurde daher anhand von BKEF und den publizierten mittleren Bestandesvolumina berechnet. Um die Unsicherheiten abzubilden, die mit der Wahl des BKEF verbunden sind, wurde die Spanne an C-Vorräten dargestellt, die sich aus der Spanne an BKEF der verschiedenen Studien in den Laubwaldregionen ergibt (0,37 bis 0,45 tC Vfm⁻¹; vgl. Tab. 33). Die Biomasse des Totholzes wurde unter Annahme einer mittleren Raumdichte von 335 kg m⁻³ (Tab. 10) abgeschätzt. Die C-Vorräte in der Verjüngung wurden bei der Diskussion um mögliche Gleichgewichtsvorräte nicht berücksichtigt, da für Uholka entsprechende Daten noch nicht vorliegen. Zudem ist zu erwarten, dass die mittleren C-Vorräte in der Verjüngung angesichts der Höhe bzw. Bandbreite des hypothetischen Gleichgewichtsvorrates vernachlässigbar gering sein werden.

Die mittleren Derbholzvorräte des lebenden Bestandes betragen in Uholka 587 m³ ha⁻¹ (SE ± 21 m³ ha⁻¹) und die Totholzvorräte 181 m³ ha⁻¹ (SE ± 13 m³ ha⁻¹) (COMMARMOT et al. 2013). Dies entspricht, je nach BKEF, einem C-Vorrat in der lebenden Baumbiomasse von 215 bis 263 tC ha⁻¹ und einem Totholzvorrat von 30 tC ha⁻¹ (in der Summe 245-293 tC ha⁻¹, Abb. 38). Bei einem Startvorrat im Hainich von 175 tC ha⁻¹ und einer Vorratszunahme von rund 4 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹, wie im Mittel für die Teilflächen Dachsberg-Schnepfenhardt und Weberstedter Holz ermittelt (NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH 2012, Tab. 33), könnten die mittleren Biomassevorräte noch weitere 15-30 Jahre lang zunehmen. Die Turmfläche des Weberstedter Holzes (240 tC ha⁻¹) würde bei einer Extrapolation der gemessenen Vorratsveränderungen von rund 3 tC ha⁻¹ Jahr⁻¹ (Tab. 33) noch 5-20 Jahren lang Biomasse akkumulieren. Die mit SILVA simulierten Gesamtvorräte würden auch nach 50 Jahren die untere Grenze der Gleichgewichtsvorräte noch nicht ganz erreichen (Abb. 38).

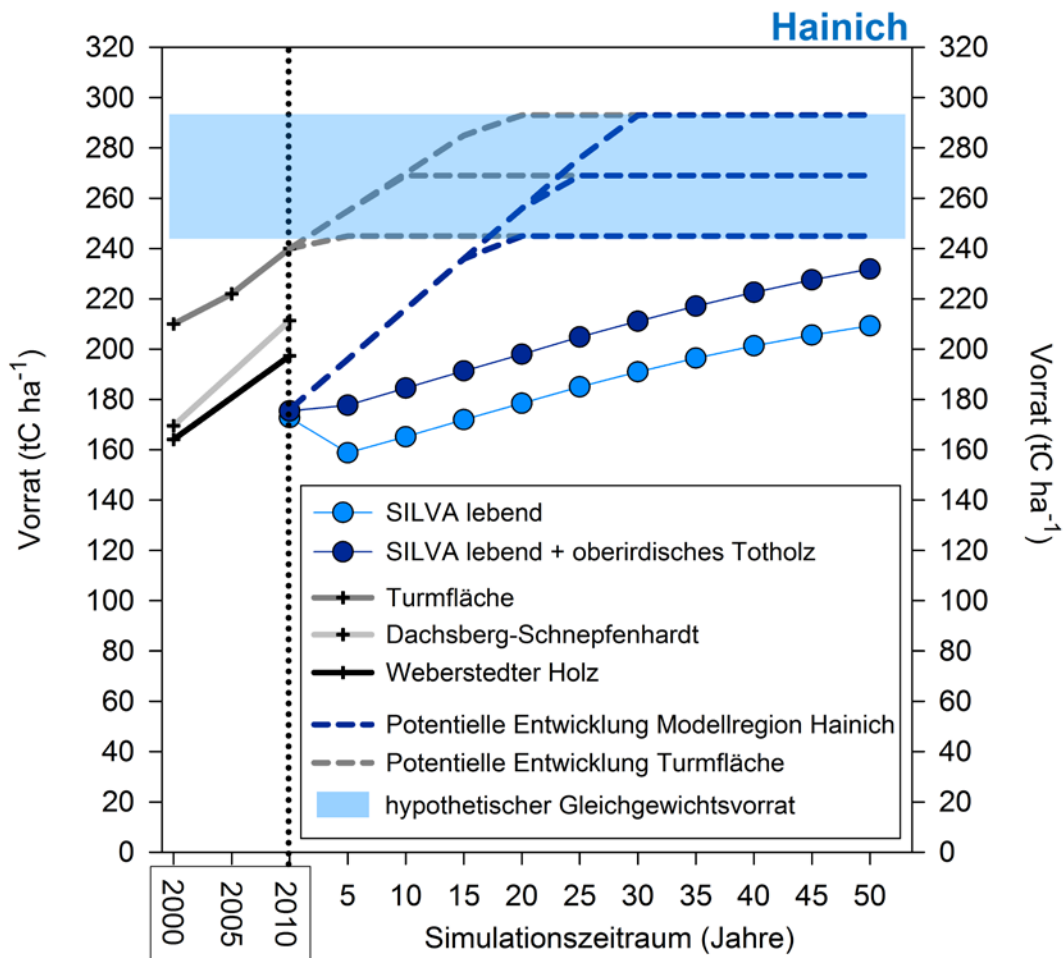


Abb. 38: Potentielle Entwicklung der Biomasse-C-Vorräte (ohne Verjüngung) in der Modellregion Hainich. Datenbasis: Simulation mit SILVA (vgl. Kapitel 10), mittlere Vorräte im Buchenprimärwald Uholka, Ukraine (COMMARMOT et al. 2013) und beobachtete Vorratsveränderungen im Nationalpark Hainich (Teilflächen: Dachsberg-Schnepfenhardt, 1056 ha; Weberstedter Holz, 816 ha (NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH 2012); Turmfläche, ca. 150 ha (MUND et al. unver.)).

Die in Abbildung 38 dargestellten, hypothetischen Verläufe der C-Speicherung in der lebenden und toten Holzbiomasse sind stark idealisiert. Die realen Verläufe können in Abhängigkeit von Witterungsverlauf und Bestandesstruktur zeitweise oder auf Teilflächen stark von diesem idealisierten Verlauf abweichen. Die Vorräte in alten, aber noch vitalen und gleichaltrigen Buchenreinbeständen überschreiten möglicherweise die Gleichgewichtsvorräte und unterschreiten sie dann im Übergang zur Verjüngungsphase durch ein synchrones Absterben der Altbäume. Die oftmals sehr hohen Vorräte alter Buchenaltersklassenwälder oder einzelner Untersuchungsflächen in Primärwäldern verdeutlichen den oben erwähnten Unterschied zwischen einem „Maximalvorrat“ und einem „Gleichgewichtsvorrat“ (Abschnitt 12.3.1). So stimmen die hier prognostizierten Gleichgewichtsvorräte für den lebenden Bestand recht gut mit dem von KLEIN et al. (2013) ermittelten mittleren Maximalvorrat für alte, unbewirtschaftete Buchenwälder von 251 tC ha^{-1} überein. Die Spanne der einzelnen Studien in KLEIN et al. (2013) reichte aber von 125 bis 471 tC ha^{-1} , und die mit SILVA modellierten maximalen Vorräte für bayerische Buchenaltersklassenwälder im Alter von 140-180 Jahren lagen bei rund 300 tC ha^{-1} . Da große Teile des Hainichs aufgrund ihrer aktuellen und historischen Nutzung (plenterwaldartige Bewirtschaftung, Mittelwald) schon sehr strukturreich sind, scheinen

sowohl eine substantielle Überschreitung der prognostizierten Gleichgewichtsvorräte als auch Phasen synchroner Mortalität als eher unwahrscheinlich. Denkbar wäre jedoch, dass sich im Hainich aufgrund der anhaltend hohen atmosphärischen Stickstoff-Depositionen (2000/2001 ca. 12,8 kgN ha⁻¹ Jahr⁻¹, MUND 2004) ein Gleichgewichtsvorrat einstellt, der über das Niveau von Uholka hinausgeht. Aus jüngeren Studien ist bekannt, dass das Wachstum (Nettoprimärproduktion) und die C-Sequestrierung (Biomasse und Boden) in naturnahen alten Wäldern bislang unterschätzt wurde (z.B. LUYSSAERT et al. 2008, MUND et al. 2010, MUND und AMMER 2013, BELLASSEN und LUYSSAERT 2014, SCHRUMPF et al. 2014, STEPHENSON et al. 2014). Hauptursache hierfür sind neben einem Mangel an langfristigen und großflächigen Daten aus „echten“ Primärwäldern wahrscheinlich anthropogene Veränderungen der Umwelt wie hohe N-Depositionen, erhöhte atmosphärische CO₂-Konzentrationen und eine Verlängerung der Vegetationsperiode. Diese Umweltveränderungen wirken, eine ausreichende Kationen- und Wasserversorgung vorausgesetzt, wachstumsfördernd (SPIECKER et al. 1996, MUND et al. 2002, CIAIS et al. 2008, NABUURS et al. 2013, PRETZSCH et al. 2014). Mit zunehmender Nettoprimärproduktion steigt zudem der jährliche Eintrag von Blatt- und Feinwurzelstreu in den Boden, was zu einer Erhöhung der Boden-C-Vorräte beitragen kann (SCHRUMPF et al. 2014). Es gibt auch Hinweise darauf, dass hohe N-Depositionen in Waldböden die Bildung langlebiger Humusverbindungen fördern und somit den Abbau toter organischer Substanz verlangsamen (HOBBIE et al. 2012, WHITTINGHILL et al. 2012, ZHOU et al. 2014), und dass eine hohe Nährstoffversorgung mit einer im Vergleich zur C-Assimilation (Bruttoprimärproduktion) geringeren Ökosystematmung verbunden ist (FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ et al. 2014).

12.4 Leitplanken zur Holzverwendung

12.4.1 Methodische Herleitung

Die Datenaggregation und nachgeschaltete -aufbereitung des SILVA-Outputs zur Holznutzung und -sortierung führte zu jeweils einem Summenwert je Modellregion, Baumartengruppe, Simulationsperiode und Sortiment, ohne ein Maß für die statistischen Unsicherheiten der ermittelten Werte. Es wurde deshalb nach einem anderen Weg gesucht, um Unsicherheiten und die Bandbreite möglicher Entwicklungen der C-Bilanz der Holzverwendung zu quantifizieren und als Leitplanken darzustellen. Das Hauptaugenmerk lag dabei auf folgenden Fragestellungen:

1. Welche Veränderungen der C-Bilanz ergeben sich bei Veränderungen auf dem Holzmarkt, insbesondere bei Verschiebungen im Bereich der energetischen versus der stofflichen Holznutzung?
2. Was bedeutet eine weniger konsequente Kreislaufwirtschaft – d.h. eine fehlende thermische Verwertung von Holzprodukten am Ende ihrer materiellen Nutzung – für die C-Bilanz der Holzverwendung?
3. Welche Auswirkungen haben veränderte Annahmen zum materiellen Substitutionsfaktor für die C-Bilanz der Holzverwendung?

Die erste Frage wurde mit Hilfe eines Variantenvergleiches beantwortet, der auf Veränderungen der angewandten Sortierregel beruht (Abb. 20). Dabei wurde insbesondere die Holzmenge der Großhändler als diejenige Holzmenge aufgefasst, die im besonderen Maße auf neue Reize des Holzmarktes reagiert und somit alternative Holzverwendungen repräsentiert. Zusätzlich zur in der Region beobachteten Aufteilung, nach der 20% des Großhändlerholzes energetisch und 80% stofflich vermarktet wird, wurde deshalb eine Variante getestet,

in der der Großhändler jeweils 50% am Energieholzmarkt und im stofflichen Bereich absetzt. In einer weiteren Variante wurde davon ausgegangen, dass sich das tatsächlich beobachtete Verhältnis umkehrt (d.h. 20% stofflich bzw. 80% energetisch genutzt). In dieser Variante wurde zudem 80% des Zellstoffholzes aus der Produktgruppe 2 für den Energieholzmarkt vorgesehen. Es wurde in dieser Variante davon ausgegangen, dass die Zellstoff- und Papierindustrie ihren Bedarf aufgrund einer ungünstigen Preisentwicklung nicht mehr in den gewohnten Anteilen aus dem deutschen bzw. mitteleuropäischen Holzmarkt decken kann, sondern auf internationale Märkte ausweichen muss. Die Fragestellung orientiert sich damit an aktuellen Debatten zu Holzrohstoffflüssen in Deutschland und Europa (vgl. BMELV 2011, EUROSTAT 2012, MANTAU 2012), die verdeutlichen, wie sich ein verändertes Marktverhalten auf die Kohlenstoffbilanz in den Modellregionen auswirken könnte. Sie wird am Beispiel des Freistaates Thüringen auch der Beobachtung von PROFFT (2010) gerecht, dass sich die Aufteilung kurz- und langlebiger Holzverwendungen seit 2001 zu Gunsten der kurzlebigen Produktgruppen 1, 2 und 3 verschoben hat.

Die komplexen Handelsströme, die dezentral anfallenden Altholzmengen und die geringen Gewinnmargen im Bereich der Altholzverwertung erschweren trotz normativer Regelungen wie der „Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz“ (AltholzV) oder das „Erneuerbaren Energien Gesetzes“ eine vollständige Erfassung der Stoffströme und lassen eine hundertprozentige energetische Nutzung zunächst stofflich verwerteten Holzes als unwahrscheinlich erscheinen. Daher wurden die C-Bilanzen der Holzverwendung mit der Annahme einer nennenswerten Verringerung der vollständigen energetisch-kaskadischen Nutzung auf nur noch 75% der Holzmenge der Produktgruppen 4 und 6 erneut berechnet. Diese Annahme ähnelt methodisch dem Entsorgungs- und Verlustszenario „end-of-life“ von KNAUF et al. (2013) und spiegelt ähnliche Ansätze anderer Autoren wider. So nahmen BÖTTCHER et al. (2012) an, dass nur 80% der genutzten und stofflich verwendeten Holzmenge einer abschließenden energetischen Nutzung zugeführt werden, und OSTERBURG et al. (2013) bilanzierten für Deutschland eine energetische Altholznutzung von 78%.

Für die letzte Fragestellung wurde der bisher angenommene stoffliche Substitutionsfaktor in zwei zusätzlichen Varianten vom Ausgangsfaktor 1,5 tC/tC auf 1,3 und 1,8 tC/tC verändert und auf die vorliegende Sortierungsvariante übertragen. Dies sollte Unwägbarkeiten wie den Umfang des energieeffizienten Hausbaus, der energetischen Sanierung, veränderter Verbrauchereinstellungen hinsichtlich des tatsächlichen Gebrauchs von Holzprodukten, eine Verschiebung der zu substituierenden Stoffe sowie einer Veränderung des Energiemixes bei der Holzbearbeitung im Werk abbilden. Die gewählte Spanne des stofflichen Substitutionsfaktors erscheint realistisch, wenn man andere Studien zur Herleitung solcher Faktoren heranzieht und vergleicht (z.B. FÜRSTENAU 2008, PROFFT et al. 2009, RÜTER 2011, KNAUF et al. 2013).

Im Anschluss an die Abschätzung der Leitplanken wurde der Frage nachgegangen, welchen Einfluss insbesondere die mit der forstlichen Bewirtschaftung und dem Rohholztransport in Zusammenhang stehenden Emissionen auf die C-Bilanz der Holzverwendung haben. Hintergrund dieses Exkurses ist, dass sich nur ein Teil der Studien zu den Substitutionsfaktoren auf vergleichbare Systemgrenzen bezieht, und dass oftmals nicht detailliert dokumentiert ist, inwieweit - angelehnt an den Ökobilanz-Ansatz „von der Wiege bis zur Bahre“ bzw. „*cradle to grave*“ - „Vorprozesse“ wie Emissionen im Forstwirtschaftsbetrieb oder der Holztransport vom Wald ins Werk bei der Berechnung der Faktoren berücksichtigt wurden oder in welchem Ausmaß sie das Substitutionspotential von Holzprodukten verringern. Die C-Emissionen, ausgedrückt in kgC/Efm, der forstlichen Bewirtschaftung und des Rohholztransportes wurden

daher gesondert anhand von Daten der ThüringenForst-AöR und der landeseigenen Maschinenstützpunkte berechnet. Zudem wurden Holzkundenanalysen durchgeführt, um die für Thüringen typischen Transportdistanzen des Rohholzes abzuschätzen. Die Emissionswerte des Kraftstoffverbrauchs wurden der Literatur entnommen.

12.4.2 Intensivierung der energetischen Holzvermarktung

Für die Berechnung von Leitplanken bei der Holzverwendung wurde jenes Marktsegment verändert, dem ein besonders hohes Wechsellpotential zwischen stofflicher und energetischer Verwendung zugesprochen werden kann. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um die Industrieholzsortimente, die hauptsächlich den Kundentypen Großhändler, Zellstoff-Kunde, Holzwerkstoffe-Kunde und Energieholz-Kunde zuzuordnen sind. Tatsächlich kann jedoch nur der Großhändler den Weiterverkauf der von ihm erworbenen Rohholzmengen kurzfristig umdisponieren. Dieser Kundentyp steht deshalb im Fokus des folgenden Variantenvergleichs.

Für die verschiedenen Varianten erfolgte die Aufteilung der vom Großhändler erworbenen Holzmengen nicht mehr nur zu 20% (wie im Rahmen der vorliegenden Studie beobachtet), sondern zu 50% und zu 80% zugunsten der energetischen Nutzung. Die zuletzt genannte Variante berücksichtigt zudem die Annahme, dass auch 80% des bisherigen Zellstoffholzes einer energetischen Nutzung zugeführt werden. Dabei wurde unterstellt, dass sich die Zellstoffindustrie in diesem Szenario am internationalen Markt versorgen würde.

Eine energieholzorientierte Holzvermarktung resultierte in geringeren C-Einsparpotentialen gegenüber dem Status Quo. Ursache hierfür sind kürzere Verweildauern im Holzproduktpool und einer sich erst daran anschließenden energetischen Nutzung. Kurz- und mittelfristig ergaben sich dabei nennenswerte Veränderungen der C-Bilanz je Modellregion (Tab. 35). Diese sind in den beiden Laubholzregionen mit -5 bis -12 tC/ha besonders hoch und entsprechen einer um etwa 6 bis 16% geringeren C-Bilanz der Holzverwendung. Der Unterschied zur Nadelholzregion Vessertal resultierte vorrangig aus den in den Laubholzregionen höheren Großhändlermengen und einer Verlagerung des Holzes, welches der Produktgruppe 4 zugeordnet wurde, während der Anteil der Produktgruppe 6 im Vessertal kaum durch die Sortierungsvarianten beeinflusst wurde.

Tab. 35: Kurz- (25 Jahre) und mittelfristige (50 Jahre) Wirkung einer höheren ausschließlich energetischen Holznutzung auf die C-Bilanz der Holzverwendungen in den Modellregionen.

Modellregion	Variante „Sortierung 50/50“				Variante „Sortierung 20/80“			
	25 J.		50 J.		25 J.		50 J.	
	(tC/ha)		(%)		(tC/ha)		(%)	
Hohe Schrecke	-5,1	-7,9	-6,4	-6,3	-12,5	-12,3	-15,9	-9,9
Hainich	-5,8	-9,6	-6,3	-6,3	-12,3	-12,3	-13,5	-8,1
Vessertal	-0,3	-0,7	-0,8	-0,8	-1,4	-1,4	-3,1	-1,5

HÄRTL (2013) diskutierte die energetische Holznutzung in Bayern unter der Annahme eines bis 2035 ansteigenden Ölpreises. Wäre das der Fall, so ergäbe sich vermutlich trotz potentieller Fortschritte bei der Gebäudeisolation, verbrauchsärmerer Heizungen und eines gesteigerten Brennholzangebotes ein Anstieg der Zahlungsbereitschaft von 1,44 bis 2,0 €/fm (Na-

del- und Laubholz) je Erhöhung des Heizölpreises um 1 ct/l. Dies würde zu Verschiebungen der Holzverwendung führen und zu einem Anstieg des energetisch genutzten Holzes von ca. 27% auf etwa 35% des Einschlages (HÄRTL 2013). Das hätte – wie in der vorliegenden Studie - negative Auswirkungen auf die C-Bilanz der Holzverwendung. HÄRTL (2013) geht von einer etwa 7% schlechteren C-Bilanz aus, die sich durch ölpreisinduzierte Steigerungen der energetischen Holznutzung in Höhe von etwa 8% des Gesamteinschlages ergeben würde.

12.4.3 Reduktion der energetischen Substitution am Kaskadenende

Eine weitere Leitplanke stellt jener Anteil des Holzes dar, der nach einer stofflichen der thermischen Nutzung zugeführt wird. Gelangte beispielsweise nur ein Anteil von 75% der Holz-mengen aus den langlebigen Produktgruppen 4 und 6 im Anschluss an die materielle Nutzung in die energetische Altholzverwendung, so hätte dies die in Tabelle 36 zusammengefassten Folgen für die C-Bilanz. In den beiden Laubholzregionen, in denen verhältnismäßig viel Holz einer stofflichen Verwendung zugeführt wurde, würde der Verlust von Altholzanteilen aus der energetisch-kaskadischen Nutzung kurzfristig die C-Bilanzen um etwa 3,6 bzw. 4,2 tC/ha reduzieren. Mittelfristig ergäben sich in beiden Regionen Abzüge von 6 bis 7,5 tC/ha. Das entspräche 4,6 bzw. 4,9% der gesamten C-Bilanz der Holzverwendung im Hainich und in der Hohen Schrecke. Da im Vessertal derzeit geringere Holz-mengen zu lang-lebigen Holzprodukten verarbeitet werden, fällt der Einfluss einer geringeren energetischen Altholzverwendung auf die C-Bilanz weniger deutlich aus. Kurzfristig würde sich diese um 1,6 tC/ha bzw. 3,6% verringern, mittelfristig ergäben sich Abzüge von 3,6 tC/ha bzw. 3,8%.

Tab. 36: Kurz- und mittelfristige Wirkung einer geringeren energetischen Altholzverwertung auf die C-Bilanz der Holzverwendungen in den Modellregionen.

Modellregion	Variante „75% energetisch-kaskadisch“			
	25 Jahre (tC/ha)	50 Jahre (tC/ha)	25 Jahre (%)	50 Jahre (%)
Hohe Schrecke	-3,6	-6,1	-4,6	-4,9
Hainich	-4,2	-7,4	-4,6	-4,9
Vessertal	-1,6	-3,6	-3,6	-3,8

12.4.4 Günstigere und schlechtere materielle Substitutionsfaktoren

Neben einer Ausweitung der energetischen Holznutzung und einer Variation des Anteils des thermisch genutzten Altholzes, wurden im Rahmen der Konstruktion von Leitplanken auch die Wirkung der Verwendung anderer Substitutionsfaktoren beim Ersatz von Materialien durch Holz analysiert. Die Bilanzierung der materiellen Substitution mit Faktoren von 1,3 bis 1,8 tC/tC statt dem im Rahmen der vorliegenden Untersuchung verwendeten Faktor von 1,5 tC/tC (Abschnitt 9.4) führte insgesamt zu Schwankungen der C-Bilanzen von +/- 5 bis 10% (Tab. 37). Auch hierbei ergaben sich aufgrund der Unterschiede in den Sortierregeln für Laub- bzw. Nadelholz die größten Schwankungen in den beiden Laubholzregionen.

Tab. 37: Kurz- und mittelfristige Wirkung einer geringeren und höheren materiellen Substitution auf die C-Bilanz der Holzverwendungen in den Modellregionen.

Modellregion	Variante: Faktor 1,3				Variante: Faktor 1,8			
	25 J.	50 J.	25 J.	50 J.	25 J.	50 J.	25 J.	50 J.
	(tC/ha)		(%)		(tC/ha)		(%)	
Hohe Schrecke	-4,3	-7,3	-5,5	-5,9	6,5	11,0	8,3	8,8
Hainich	-5,0	-8,9	-5,5	-5,9	7,5	13,3	8,3	8,8
Vessertal	-1,9	-4,2	-4,2	-4,5	2,8	6,4	6,2	6,8

12.4.5 Zusammenfassung der Leitplanken zur Holzverwendung

Kombiniert man die Wirkung der Leitplanken, die sich durch die Varianten zur Holzsortierung, zum Anteil energetisch-kaskadisch genutzten Altholzes und bei Berücksichtigung eines unterschiedlichen materiellen Substitutionsfaktors ergaben, so resultieren daraus die in Tabelle 38 zusammengestellten Ergebnisse. Im ungünstigsten Fall könnten in den Laubholzregionen bei einer Holznutzung bis zum Ende des Simulationszeitraumes bis zu 30 tC/ha weniger eingespart werden. Dies entspricht etwa 20% der gesamten C-Bilanz. Die Region Vessertal würde von geringeren Abzügen betroffen sein.

Tab. 38: Kurz- und mittelfristige Wirkung der betrachteten Varianten (Sortierung, Substitution, Kaskadennutzung) auf die C-Bilanz der Holzverwendung in den Modellregionen.

		Variante "Sortierung"								
Variante "Kaskadennutzung"	Variante "Substitution"	Vessertal			Hainich			Hohe Schrecke		
		80/20	50/50	20/80	80/20	50/50	20/80	80/20	50/50	20/80
		(tC/ha)			(tC/ha)			(tC/ha)		
Nach 25 Jahren										
100% kaskadisch	1,3 + 0,67	-1,9	-2,2	-2,5	-5,0	-10,2	-15,1	-4,3	-8,9	-13,2
	1,5 + 0,67		-0,3	-0,6		-5,8	-11,2		-5,1	-9,8
	1,8 + 0,67	2,8	2,4	2,1	7,5	0,9	-5,4	6,5	0,7	-4,8
75% kaskadisch	1,3 + 0,67	-3,4	-3,7	-4,0	-9,2	-13,9	-18,3	-8,0	-12,1	-16,0
	1,5 + 0,67	-1,6	-1,9	-2,2	-4,2	-9,5	-14,5	-3,6	-8,3	-12,6
	1,8 + 0,67	1,2	0,9	0,6	3,3	-2,8	-8,6	2,9	-2,5	-7,6
Nach 50 Jahren										
100% kaskadisch	1,3 + 0,67	-4,2	-4,9	-5,5	-8,9	-17,4	-25,4	-7,3	-14,4	-21,0
	1,5 + 0,67		-0,7	-1,3		-9,6	-18,6		-7,9	-15,3
	1,8 + 0,67	6,4	5,6	4,9	13,3	2,2	-8,2	11,0	1,8	-6,9
75% kaskadisch	1,3 + 0,67	-7,8	-8,4	-8,9	-16,3	-24,0	-31,2	-13,5	-19,8	-25,7
	1,5 + 0,67	-3,6	-4,2	-4,8	-7,4	-16,1	-24,3	-6,1	-13,3	-20,1
	1,8 + 0,67	2,8	2,0	1,4	5,9	-4,4	-14,0	4,9	-3,6	-11,6

Zusammenfassend lässt sich mit Blick auf das folgende Synthesekapitel festhalten, dass die C-Bilanz der Holzverwendung (Abb. 31) in den Laubholzregionen mit Leitplanken versehen wird, die eine um 7,5% höhere und um 15% geringere C-Bilanz abbilden (Abb. 39). In der Nadelholzregion spiegelt die untere Leitplanke dagegen eine um nur 10% verringerte C-Bilanz wider, weil die Verwendung in den Produktgruppen 2 und 4 recht stabil ist und vergleichsweise geringe Holz mengenanteile einer ausschließlichen energetischen Holznutzung (Produktgruppe 1) zugeführt werden (vgl. Abb. 27). Unter Berücksichtigung der Leitplanken ergaben sich damit die in Abbildung 40 dargestellten C-Bilanzen der Holzverwendung. Für das Vessertal wurde darüber hinaus eine oberste Leitplanke des Nutzungsszenarios berechnet, die auf der Annahme beruht, dass 100% des gerernteten Holzes als Sägeholz verkauft und weiter verarbeitet wird (s. Abb. 44 in Abschnitt 13.1). Diese Leitplanke entspricht einer sehr ambitionierten Variante der Holzverwendung und soll das hohe theoretische Substitutionspotential des Fichtenholzes widerspiegeln.

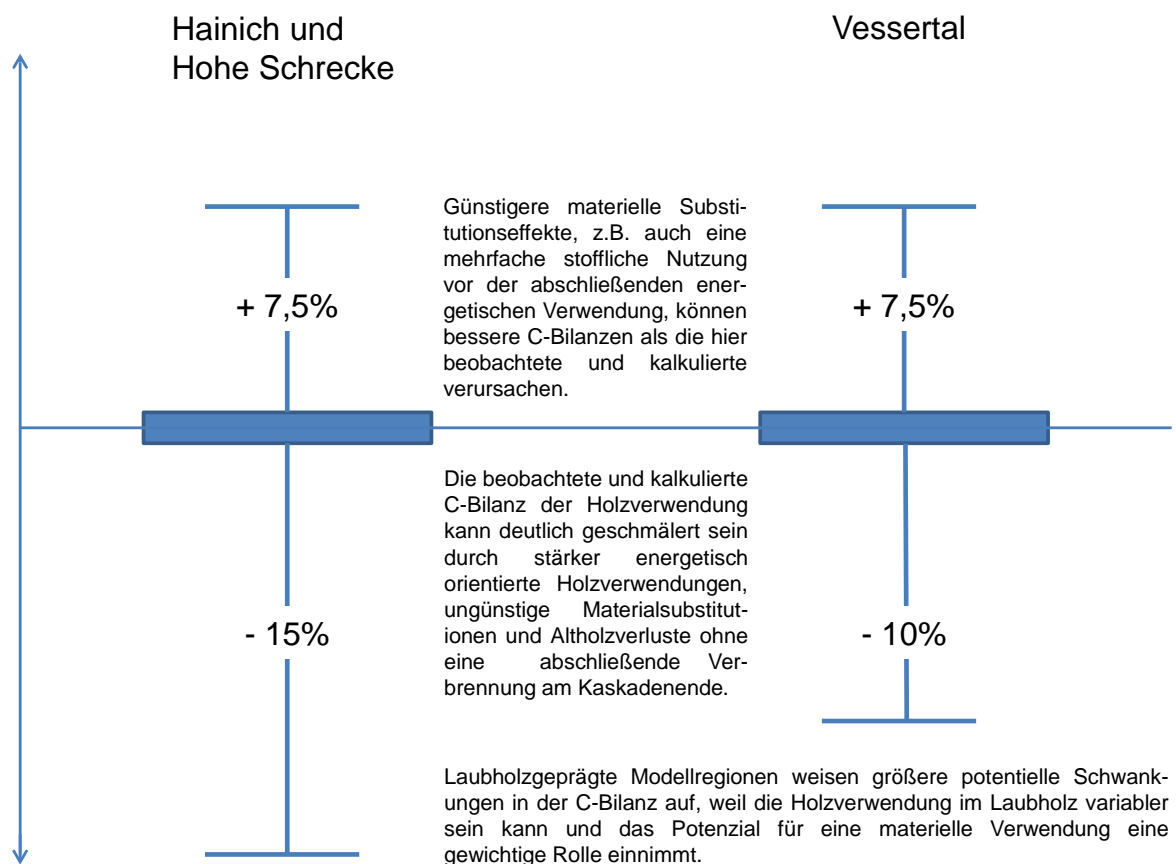


Abb. 39: Leitplanken für die C-Bilanz der Holzverwendung.

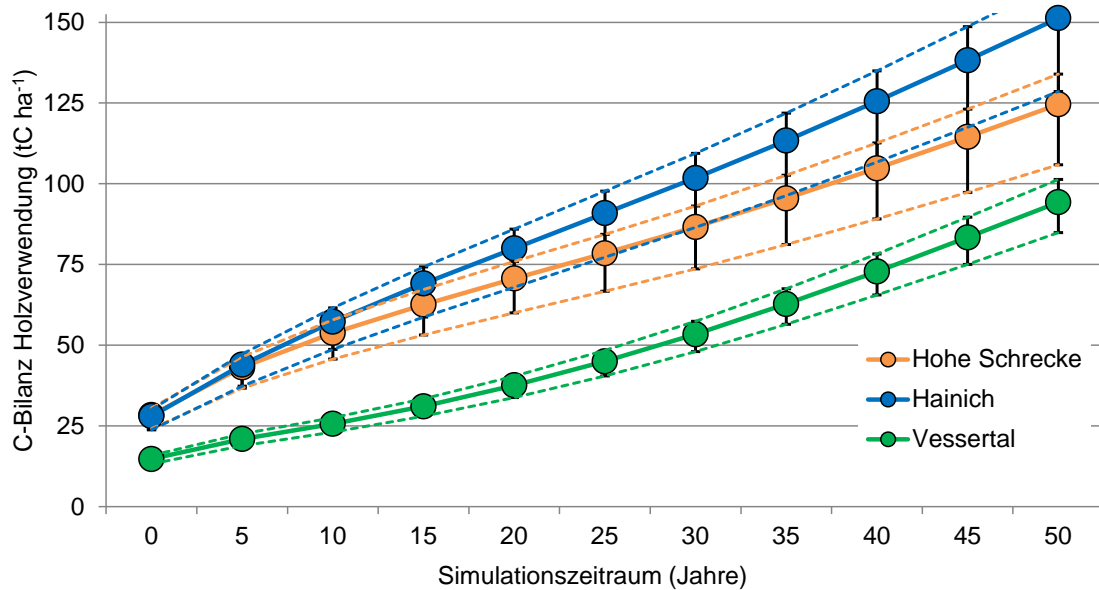


Abb. 40: Zeitlicher Verlauf der Leitplanken (gestrichelte Linien) für die C-Bilanz der Holzverwendung in den Modellregionen.

12.5 Exkurs: Kohlenstoffemissionen durch die forstliche Bewirtschaftung und den Holztransport

Die ökonomisch und aus Gründen des Arbeitsschutzes motivierte Mechanisierung der Waldarbeit führten in den letzten fünf Jahrzehnten zu einem starken Wandel, der sich auf operativer Ebene besonders im Bereich der Forsttechnik und über die bereitgestellten Sortimente auch beim Holztransport und bei der Holzbearbeitung bemerkbar machte. Für eine umfassende Betrachtung der Kohlenstoffbilanz der Holznutzung sind daher die Holzernte selbst sowie der Rohholztransport vom Wald ins Werk und die weitere stoffliche Ver- und Bearbeitung oder energetische Verwendung zu erfassen. Die mit der Bewirtschaftung und dem Holztransport verbundenen C-Emissionen sind in den ausgewählten Substitutionsfaktoren integriert aber nicht weiter spezifiziert (vgl. KNAUF et al. 2013, ROCK 2013). Sie werden hier einzeln betrachtet, um ihren (negativen) Anteil an der Substitutionsleistung der Holzverwendung und ihre Berechnung transparent zu machen.

12.5.1 Forstliche Bewirtschaftung

Für die Abschätzung der C-Emissionen, verursacht durch den Kraftstoffverbrauch für die forstliche Bewirtschaftung der Modellregionen, wurden folgende Komponenten berücksichtigt: Holzernte und –bringung, getrennt für die Verfahren hochmechanisiert, motormanuell und seilwindenunterstützt, und Revieraufwendungen getrennt nach Fahrten der Revierleitung und der Waldarbeiter sowie den anteiligen Aufwendungen für den Wegebau im Wald. Die Datenbasis bildeten die Betriebsdaten von vier Forstämtern (Forstwirtschaftsjahre 2009-2011) und die betrieblichen Leistungs- und Verbrauchsdaten der betriebseigenen Thüringer Maschinenstützpunkte Gehren und Hohenebra (Forstwirtschaftsjahr 2012). Der Kraftstoffverbrauch wurde mit Hilfe eines Standardwertes aus GEMIS in Kohlenstoffeinheiten umgerechnet (1 Liter Diesel-Kraftstoff entspricht 0,722 kgC; 1 Liter Benzin-Kraftstoff entspricht 0,644 kgC).

Der Kraftstoffverbrauch der Holzernte ist vom Mechanisierungsgrad der Waldarbeit abhängig, der wiederum von verschiedenen Faktoren beeinflusst wird; z.B. vom Holzpreis und -erlös und der in der Regel hiermit zusammenhängenden forstbetrieblichen und finanziellen Ausstattung und Zielsetzung des Waldbesitzers, der Wald- und Geländestruktur, von den anfallenden Baumarten, der Stückmasse, der Walderschließung und Erreichbarkeit und der verfügbaren Forsttechnik (vgl. BOSNER et al. 2012). Konkret wurden in der vorliegenden Studie die Tätigkeiten analysiert, die direkt oder indirekt mit dem Prozess der Holzbereitstellung verbunden sind. Im Einzelnen wurden folgende Holzernteverfahren zur Waldpflege und Rohholzbereitstellung betrachtet:

- hochmechanisierte Holzernte im Harvester-Forwarder-System,
- motormanuelle Holzernte und Langholzbringung mit Seil-/Zangenschlepper,
- seilwindenunterstützte Holzernte mit den Systemen: Motorsäge-Gebirgsharvester-Kurzholz-LKW sowie Motorsäge-Baggerseilkran-Seilschlepper-Prozessor-Forwarder und Motorsäge-Langstreckenseilkran-Seilschlepper-Prozessor-Forwarder.

Nach TMLNU (2009) werden hochmechanisierte Holzerntesysteme in Thüringen aus technischen Gründen und zur Vermeidung von Bestandesschäden wie folgt eingesetzt: radbetriebene Holzerntesysteme auf befahrbaren Lagen mit einer Neigung von bis zu 35%, radbetriebene Holzerntesysteme mit Sondertechnologien bei Neigungen bis zu 50% und Raupensysteme bei Neigungen bis zu 60%. Insbesondere in Lagen, in denen eine bodengebundene Holzbringung auf Grund der pedologischen und geographischen Gegebenheiten nicht mehr möglich ist, stellen kombinierte Verfahren mit Seilkranssystemen ein geeignetes Mittel zur Holzernte dar. Im Gegensatz zum Nadelholz sind bei der Laubholzernte die verfahrenstechnischen Einsatzmöglichkeiten stärker eingeschränkt (vgl. RAAB et al. 2002). Die im Untersuchungszeitraum und speziell in den Modellregionen gebräuchlichen Holzerntesysteme im Staatswald Thüringens teilen sich wie folgt auf: 45% hochmechanisiert, 35% motormanuell, 12% Seilwindenverfahren und 8% sonstige Verfahren. Das entspricht im Wesentlichen auch den Ergebnissen des internen Controlling von ThüringenForst-AöR. Der Kraftstoffverbrauch für die einzelnen Verfahren (Tab. 39) wurde direkt den Verbrauchszahlen der Maschinenstützpunkte Gehren und Hohenebra entnommen.

Zur Berechnung der C-Emissionen, die auf den Einsatz des Revierleiters zurückgehen, wurden Fahrten von 40 Revierleitern aus verschiedenen Jahren ausgewertet. Die mittlere Fahrtstrecke eines Revierleiters betrug 13.500 km/Jahr. Aus den Buchführungen des Maschinenstützpunktes Gehren war zudem zu entnehmen, dass ein Forstwirt in Thüringen etwa 1.000 km/Jahr Fahrtstrecke im Revier zurücklegt. Bei durchschnittlich 4,3 Forstwirten im Revier ergeben sich zusätzliche 4.300 km/Jahr. Angenommen wurde jeweils ein durchschnittlicher Verbrauch von 10 Litern Superbenzin auf 100 km.

Angaben zum Wegebau aus dem Maschinenstützpunkt Hohenebra (2005-2011) ergaben, dass Wegebau- und -unterhaltungsmaßnahmen im Staatswald jährlich auf etwa 1.800 lfm durchgeführt und dabei Grader, Rad- und Kettenbagger, Raupe, Mulcher und Servicefahrzeuge eingesetzt werden. Diese Maßnahmen verteilen sich auf insgesamt 193.754 ha Staatswaldfläche bzw. auf die jährliche Hiebsmenge im Staatswald im Durchschnitt der Jahre 2005-2011 von ca. 1.440.000 Efm (TMLFUN 2012). Jeder Hektar Waldfläche wurde damit pro Jahr mit Wegebaumaßnahmen auf etwa 9,3 lfm/ha*Jahr belastet. Für den durchschnittlichen Erntefestmeter berechnet sich daraus eine jährliche Belastung aus dem Wegebau von etwa 1,25 lfm/Efm. Bei einem Kraftstoffverbrauch von etwa 0,17 l/lfm entspricht dies einem „wegebaubedingten“ Kraftstoffverbrauch von ca. 0,21 l/Efm.

In Tabelle 39 sind die Ergebnisse für den Kraftstoffverbrauch und die daraus resultierenden C-Emissionen der einzelnen Komponenten der forstlichen Bewirtschaftung je bereitgestelltem Erntefestmeter frei Waldstraße zusammengestellt. Wie sich zeigte, verursachte die Holzernte und -bringung im Vergleich der verschiedenen Bewirtschaftungskomponenten die höchsten Emissionen je Erntefestmeter. Die durchschnittlichen Verbräuche der motormanuellen Holzernte waren dabei um den Faktor 2,3 geringer als die der hochmechanisierten Verfahren. Allerdings werden beide Verfahren selten alternativ sondern zumeist komplementär eingesetzt. Die motormanuelle Holzernte wird dabei zur Stammholzwerbung immer dort eingesetzt wo hohe Stückvolumen anfallen (und damit der Kraftstoffverbrauch relativ gering ist, vgl. PAUSCH 2002) oder das Gelände nicht befahrbar ist. Die Summe des Energieverbrauchs, die notwendig ist, um aus dem Wald tatsächlich ein Festmeter Holz zu ernten, betrug rund 2,5 Liter Kraftstoff bzw. 1,8 kgC pro Efm. Der Verbrauch an fossilen Schmierstoffen bei der Holzernte wurde aufgrund der sehr geringen Menge nicht in die Kalkulationen einbezogen. Gleiches galt für Emissionen aus Kultur- und Pflegearbeiten außerhalb der Holzernte, die aufgrund des nach wie vor großen Anteils reiner Handarbeit aber ohnehin kaum ins Gewicht fallen.

Tab. 39: Kraftstoffaufwendungen für und C-Emissionen durch die forstliche Bewirtschaftung. **"sonstiges": Mischwert aus hochmechanisierter bis motormanueller Holzernte, der allgemein die Selbstwerbung charakterisieren soll.

Bewirtschaftungskomponenten		Kraftstoff (l/Efm)	Anteil am Efm (%)	Kraftstoff- anteil (l/Efm)	C-Emission (kgC/Efm)
Holzernte und - bringung	hochmechanisiert	2,50	45	1,13	0,81
	motormanuell	1,40	35	0,49	0,35
	seilwindenunterstützt	2,75	12	0,33	0,24
	sonstiges*	1,90	8	0,15	0,11
Revier- aufwendungen	Wegebau und -unterhaltung	0,25	100	0,21	0,15
	Revierleiter	0,10	100	0,10	0,07
	Forstwirte	0,04	100	0,04	0,03
Summe				2,45	1,76

12.5.2 Holztransport

Rund 75% des gesamten Güterverkehrs erfolgt in Deutschland auf der Straße (STATISTISCHES BUNDESAMT 2014). Nach ALBRECHT et al. (2008) sind die Umweltwirkungen für Transporte besonders bei schweren Erzeugnissen relevant. Allerdings machen land- und forstwirtschaftliche Güter lediglich 7,3% der insgesamt transportierten Güter aus (THOMAS 2012). Im Forstsektor selbst werden aufgrund des Gewichts der Ware und der Lagerung des eingeschlagenen Holzes im Wald etwa 90% aller Güter durch Lastkraftwagen transportiert (ZIMMER und WEGENER 1996; BAUMANN 2008, BOSNER et al. 2012). Der Rohholztransport vom Wald ins Werk wird nach OBKIRCHER et al. (2013) als „zwangsläufig unpaariger Transportprozess“ bezeichnet, was die große Wahrscheinlichkeit für Leer-Rückfahrten beschreibt. Naturgemäß nimmt die Substitutionswirkung der Holznutzung mit zunehmender Transportentfernung des Rohholzes ab. In diesem Zusammenhang ist daher eine optimierte Logistik von Bedeutung, durch die sich Leerfahrten um etwa 10 bis 15% verringern lassen. Weite-

re Möglichkeiten zur Erhöhung der Effizienz des Holztransports und damit einer weiteren Verbesserung der Klimaschutzwirkung der Holznutzung bestehen in einer Erhöhung des zulässigen LKW-Gesamtgewichts (HEIDMANN 2013, OBKIRCHER et al. 2013).

Für die Betrachtung der C-Emissionen im Bereich des Holztransports sind die Ladungseffektivität und die Routenplanung maßgeblich. Im Einzelnen wird die C-Bilanz durch die zulässige Nutzlast, das Gesamtgewicht des Fahrzeugs, die Beladungseffektivität, die Transportdistanz, den Durchschnittsverbrauch und ausbleibende Rückfrachten beeinflusst. Für die selbständige Beladung vor Ort sind beispielsweise Lastkraftwagen mit Kranaufbauten erforderlich. Tatsächlich dominieren diese Fahrzeugtypen in Deutschland (OBKIRCHER et al. 2013). Die zusätzliche Auflast durch die Kranausstattung beeinflusst die maximal zulässige Nutzlast und den Kraftstoffverbrauch. Für den Holztransport wird mit einer Nutzlast von circa 20 t für die Rohholzsortimente Stammholz, Industrieholz oder Hackschnitzel bei einem üblichen maximal zulässigen Gesamtgewicht von 40 t gerechnet. Das durchschnittliche Leergewicht schwankt um einen Wert von etwa 20 t, die anzunehmende theoretische Auslastung der Rohholztransporte beträgt wegen der Leerfahrten und der praktisch nicht in anderen Frachtbereichen einsetzbaren Lastkraftwagen lediglich 50% (ZIMMER und WEGENER 1996, ALBRECHT et al. 2008, BAUMANN 2008). Die wirtschaftlich maximalen Transportentfernungen für den Rohholz-Güterverkehr in Deutschland wurden auf dieser Basis durch WELLHAUSEN und SLIWINSKI (2008) auf etwa 150 bis 210 km für den LKW-Transport, auf etwa 180 bis 520 km für den Bahnverkehr und auf etwa 250 bis 500 km für den Schiffsverkehr veranschlagt. Ähnliche Werte aus Modelluntersuchungen liegen auf europäischer Ebene von CHESNEAU et al. (2012) vor.

Die Untersuchung der transportbedingten C-Emissionen erfolgte in der vorliegenden Studie anhand von betrieblichen Auswertungen und Kundenstrukturen der ThüringenForst-AöR (s. Abschnitt 9.2). Weiterhin wurden die Kundenstruktur und die hinterlegten Holzverkaufsmengen aus den Modellregionen den Standorten der holzverarbeitenden Betrieben zugeordnet und nach Gauß-Krüger-Koordinaten verortet. Anschließend wurden mit dem Programm ArcGIS 10 (ESRI) Beziehungen zwischen der Kundeninformation (Postleitzahl) und den drei Modellregionen Hohe Schrecke, Vessertal und Hainich erstellt und daraus mittlere Transportdistanzen (Luftlinie) errechnet (Abb. 41). Diese Auswertung ergab – ohne Untergliederung in einzelne Modellräume - einen engen Zusammenhang zwischen der in einer Modellregion verkauften Rohholzmenge und der regional ansässigen Holzindustrie. So wurden 70% der Holzerntemenge einer Modellregion in Werken verarbeitet, die weniger als 100 km vom Waldort, in dem das Holz geerntet wurde, entfernt lagen. Etwa 90% der Holzmenge verblieben innerhalb eines Radius von 200 km um die Waldorte.

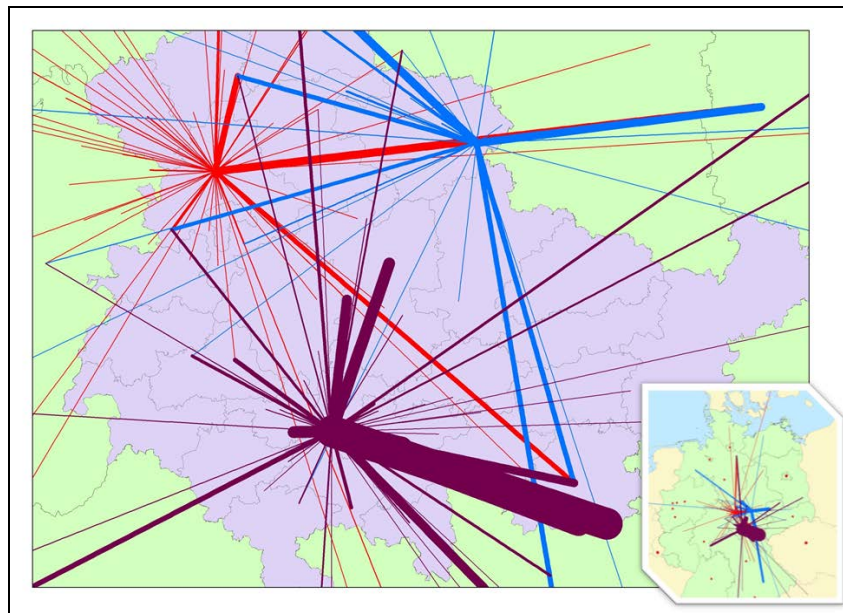


Abb. 41: Schematisierte Transportwege des geernteten Rohholzes (2009-2011) aus den Modellregionen zu Holzkunden in Deutschland (kleine Karte) und im mitteldeutschen Raum (große Karte). Die Strahlenstärke spiegelt die Höhe der transportierten Holzmenge wider. Hohe Schrecke: blau; Hainich: rot; Vessertal: lila.

Im Untersuchungszeitraum 2009-2011 wurde der durchschnittliche Rohholz-Erntefestmeter – ohne Differenzierung nach Baumart, Sortiment und Güte – mit einer durchschnittlichen Distanz von 65 km zum Primärverbraucher transportiert. Wie Abbildung 42 zeigt, wurden vorrangig lokale Betriebe beliefert. So wurden von den Energieholzkunden innerhalb von 50 km Transportdistanz bereits mehr als 50% der Holzmenge dieser Kategorie aufgenommen. Auch die Holzwerkstoffindustrie ist relativ nah an den Waldorten angesiedelt und kann dadurch über 50% ihrer Holz mengen mit sehr kurzen Transportwegen akquirieren. Zellstoffkunden haben dagegen offenbar einen größeren Einzugsbereich. Über 80% der von Sägeholzkunden bezogenen Mengen werden dagegen aus weniger als 50 km angefahren.

Die hier ermittelte durchschnittlich Transportdistanz von 65 km liegt deutlich unter dem von BODELSCHWINGH V. (2006) mitgeteilten Befund, wonach die durchschnittlichen Transportdistanzen für die Belieferung der Holzverarbeitenden Industrie in Süddeutschland bei 200 km für die Papier- und Zellstoffindustrie und bei etwa 80 km für die holzbearbeitende Sägeindustrie lagen. Gleichwohl sprechen auch die Zahlen von BODELSCHWINGH V. für die vorrangige Belieferung lokaler Betriebe (vgl. auch STEFFENS und BOMBOSCH 2007, KORTEN 2012).

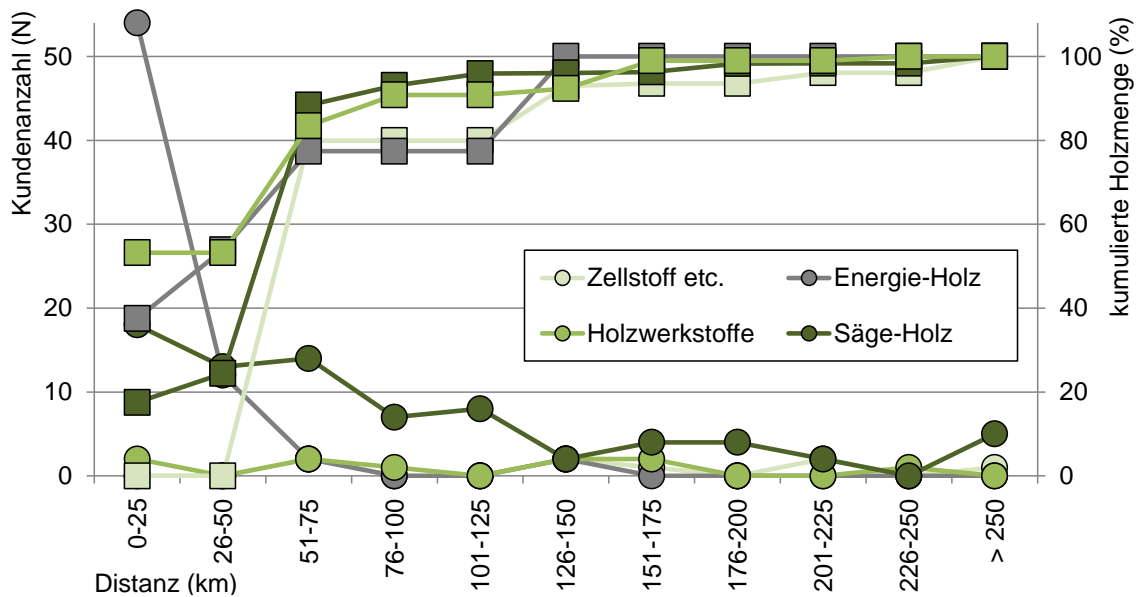


Abb. 42: Kundenanzahl (Kreise) und durch sie aufgenommene kumulative Holzmenge (Vierecke) in Relation zur Distanz zwischen Kunde und Waldort.

Der Kraftstoffverbrauch für den Rohholztransport ergibt sich aus der Fahrtstrecke, den einzelnen Wegeanteilen mit Vollast und Leerast, den Durchschnittsverbräuchen sowie dem Transportvolumen. In der Literatur werden Durchschnittsverbräuche für den straßenseitigen Transportverkehr von 31,3 l/100 km mit einem CO₂-Ausstoß von 813 g/km und einer mittlere Beladung von 50% angegeben (IINAS 2012, IFEU 2012). Es ist aber davon auszugehen, dass diese Studien die Durchschnittsverbräuche für den Rohholztransport unterschätzen, da z.B. die für Holztransportfahrzeuge typischen Kranaufbauten nicht berücksichtigt sind. Nach Angaben von ZELLSTOFF STENDAL HOLZ GMBH (schriftliche Mitteilung, März 2013) liegen die Treibstoffverbräuche für Holz-Kranzüge im Einzugsgebiet des Unternehmens im Flachland bei etwa 51 l/100 km. Für das Mittelgebirge müssten entsprechend höhere Werte angenommen werden (BORCHERDING 2007, OBKIRCHER et al. 2013, BOCKELMANN - HOLZ GMBH, mdl. Mitteilung, März 2013). Nach Berechnungen mit Hilfe von GEMIS (Globales Emissions-Modell integrierter Systeme) ergab sich bei Verwendung eines klassischen 40t-Holz-LKW mit ca. 20t-Ladefähigkeit und konventioneller Logistik ein C-Aufwand durch den Holztransport von etwa 0,01 kgC/Efm*km. Selbst bei optimierter Logistik müssten etwa 0,005 kgC/Efm*km aufgewendet werden. Bei den im Rahmen dieser Studie ermittelten 65 km durchschnittlicher Transportentfernung ist demnach von 0,65 bis 1,3 kg emittiertem C pro Efm auszugehen.

12.5.3 Anteil der C-Emissionen an der C-Bilanz der Holzverwendung

Würde man die Systemgrenze von der Waldstraße zum Werkseingang verlegen, so würde dies bei einer durchschnittlichen Transportdistanz von 65 km für alle Sortimente eine Reduktion der positiven Klimaschutzwirkung der Holzverwendung von 3,06 kgC/Efm bedeuten (1,76 kgC/Efm durch forstliche Bewirtschaftung plus 1,3 kgC/Efm durch den Holztransport). (Tab. 40). Verrechnet mit den simulierten Holzverkaufsmengen der Modellregionen ergaben sich nach 25 Jahren Emissionen von 0,46 bis 0,53 tC/ha und nach 50 Jahren von 0,88 bis 1,01 tC/ha. Dies entspricht einem Anteil an der oben erstellten C-Bilanz der Holzverwendung (Abschnitt 11.5) von 0,6 bis 1%. Dies deckt sich mit den Kalkulationen von IRLINGER und SCHMINCKE (2013), die ebenfalls von 1% für die Holzproduktion im Wald ausgehen. Das

Verhältnis zwischen aufgewendeter Energie zur forstlichen Bewirtschaftung und Rohholztransport von der Waldstraße bis zum Verbraucher lag bei etwa 60:40. Diese Relation gilt jedoch nur bei der hier unterstellten Transportentfernung. Ab einer Transportdistanz von 90 km überwiegt der Energieverbrauch durch den Transport den der forstlichen Bewirtschaftung (vgl. SCHWEINLE et al. 2001).

Tab. 40: Summe der C-Emissionen durch die forstliche Bewirtschaftung (1,76 kgC/Efm) und den durchschnittlichen Transport des laut Simulation in den Modellregionen produzierten Holzes (1,3 kgC/Efm). Verkaufsfähiges Holz = simulierte Erntemengen - Ernteverluste.

Modellregion	Verkaufsfähiges Holz		C-Emissionen		Anteil an der C-Bilanz der Holzverwendung	
	25 Jahre (Efm/ha)	50 Jahre	25 Jahre (tC/ha)	50 Jahre	25 Jahre (%)	50 Jahre
Hohe Schrecke	170	283	0,53	0,88	-0,7	-0,7
Hainich	185	327	0,57	1,01	-0,6	-0,7
Vessertal	149	315	0,46	0,98	-1,0	-1,0

13 Synthese und Schlussfolgerungen

13.1 Gesamt-C-Bilanzen der Modellregionen

In Tabelle 41 und Abbildung 43 und 44 sind die Gesamt-C-Bilanzen der drei Modellregionen zusammengefasst. Abbildung 43 zeigt die mittlere Summe der einzelnen Komponenten im Vergleich der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ und Abbildung 44 die mittlere Gesamt-C-Bilanz mit oberer und unterer Leitplanke. Die C-Akkumulation im Mineralboden wird nach dem aktuellen Stand des Wissens durch eine moderate Bewirtschaftung ohne Bodenbearbeitung und großflächige Auflichtungen weder nachhaltig erhöht noch reduziert (Abschnitt 8.6). Aus diesem Grunde wurden zwar die mittleren Boden-C-Vorräte der Modellregionen abgeschätzt (Abschnitt 10.4), Veränderungen durch Schutz oder Nutzung wurden jedoch nicht simuliert und somit auch nicht in den folgenden Abbildungen dargestellt.

Tab. 41: Gesamt-C-Bilanzen der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ für die drei Modellregionen. Berücksichtigt sind die ober- und unterirdische Holzbiomasse der lebenden Bäume, oberirdisches Totholz, Holzproduktepool und Substitution.

	Hohe Schrecke		Hainich		Vessertal	
	Schutz	Nutzung	Schutz	Nutzung	Schutz	Nutzung
Startvorrat (tC ha⁻¹)	152		185		108	
Gesamt-C-Bilanz nach 50 Jahren (tC ha⁻¹)	219	257	241	286	257	198
Mittlere Klimaschutzwirkung (tC ha⁻¹ Jahr⁻¹)	1,3	2,1	1,1	2,0	3,0	1,8

Wie sich zeigte, würden alle drei Modellregionen sowohl bei Unterschutzstellung als auch bei Nutzung innerhalb des Simulationszeitraumes eine positive Gesamt-C-Bilanz und damit eine positive Klimaschutzwirkung aufweisen (Tab. 41). Die Höhe und zeitliche Dynamik der Gesamt-C-Bilanzen unterschied sich jedoch zwischen den Modellregionen in Abhängigkeit vom Vegetationstyp, den Ausgangsvorräten, den Bewirtschaftungsszenarien und der Holzverwendung. Die buchendominierten Wälder der Modellregionen Hohe Schrecke und Hainich wiesen schon zu Beginn der Simulation hohe Biomassevorräte (152 bzw. 185 tC ha⁻¹) auf. Dies erlaubte es, über den gesamten Simulationszeitraum hinweg Holz zu ernten, das gemäß der tatsächlichen Holzverwendung in diesen Modellregionen überwiegend zu langlebigen Holzprodukten mit anschließender energetischer Nutzung verarbeitet würde. Am Ende der Simulation lag die Gesamt-C-Bilanz des Nutzungsszenarios (257 bzw. 286 tC ha⁻¹) um rund 38 bzw. 45 tC ha⁻¹ über der Gesamt-C-Bilanz des Schutzszenarios (219 bzw. 241 tC ha⁻¹; Abb. 43, Tab. 41). Trotz der sehr starken Nutzung zu Beginn der Simulation (Abschnitt 10.1.1) blieben in den Laubwaldregionen mittelfristig vergleichsweise hohe Vorräte in der lebenden Bestandesbiomasse erhalten (rund 130 tC ha⁻¹, Tab. 19). Im Vergleich zu den Bestandesvorräten des Schutzszenarios nach 50 Jahren würden sie beispielsweise um nur 10-20% geringer sein als die „Zielvorräte“, die von FICHTNER et al. (2013) für naturnahe und ungleichaltrige Wirtschaftswälder im Rahmen eines „integrativen Prozessschutz-Waldbaus“ vorgeschlagen wurden (70-80% der durchschnittlichen Derbholzvorräte regionaler Referenzflächen). Im Vergleich zu den C-Vorräten des lebenden Bestandes im Buchenprimärwald Uholka (Abschnitt 12.3.2) wären sie allerdings um 45% geringer.

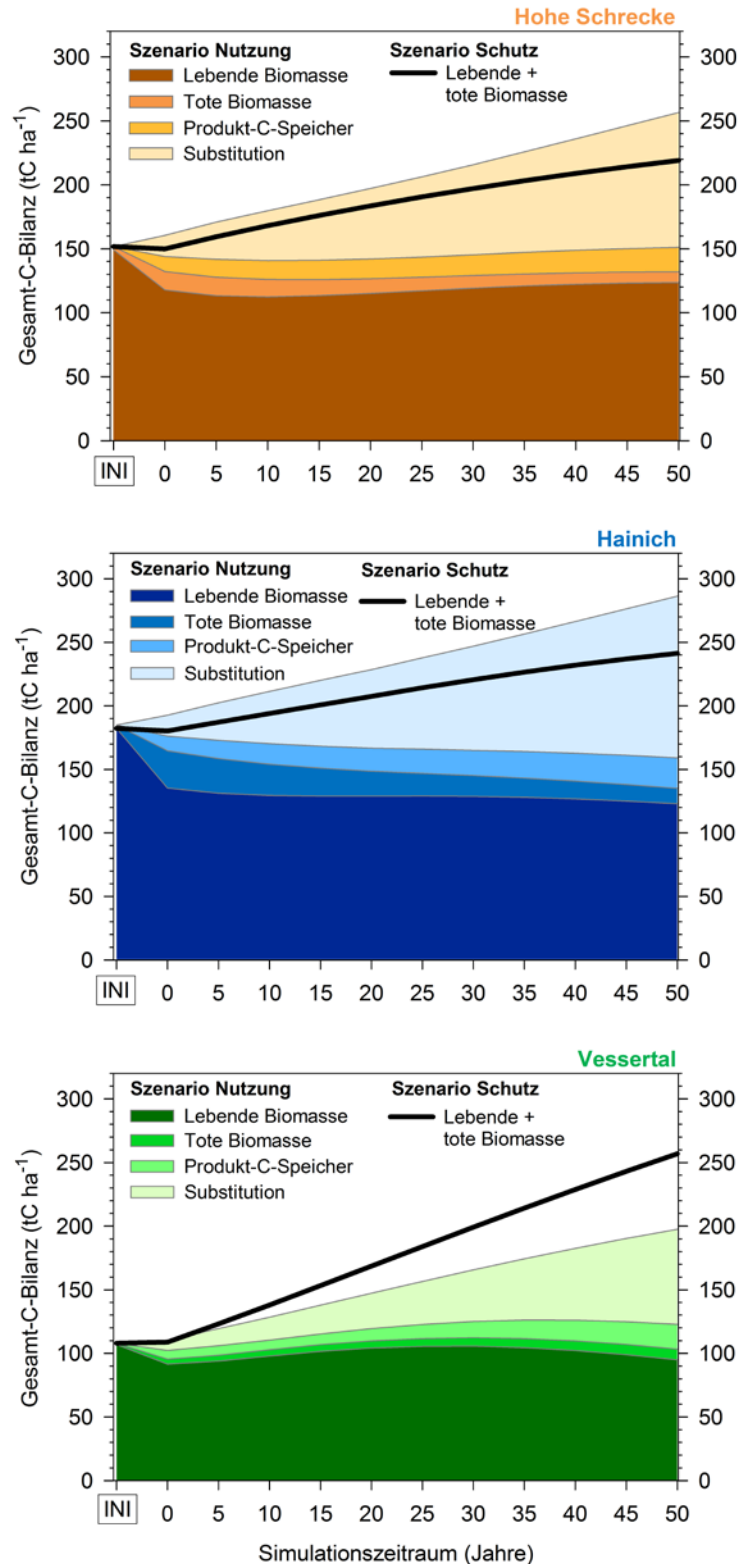


Abb. 43: Gesamt-C-Bilanzen der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ für die drei Modellregionen. Berücksichtigt sind die ober- und unterirdische Holzbiomasse der lebenden Bäume, oberirdisches Totholz, Holzproduktelool und Substitution. Die Boden-C-Vorräte sind nicht dargestellt, da sie sich nach derzeitigem Stand des Wissens innerhalb des Simulationszeitraumes wahrscheinlich nicht durch die forstliche Nutzung verändern würden (s. Abschnitt 8.6 und 10.4).

Selbst unter Berücksichtigung der statistischen Unsicherheiten der Biomasseabschätzung und ungünstigsten Varianten der Holzverwendung erreichte das Nutzungsszenario in beiden Laubwaldregionen nach spätestens 50 Jahren die Gesamt-C-Bilanz des Schutzszenarios (Abb. 44). Unter der Annahme, dass mit SILVA die Mortalität beim Schutzszenario stark überschätzt wurde und in den nächsten 50 Jahren weitere Vorratzzunahmen zu erwarten sind (vgl. Abschnitt 12.3.2), wäre das Schutzszenario dem Nutzungsszenario höchstens 40 Jahre lang hinsichtlich der C-Bilanz überlegen. Langfristig würde der hier angenommene Gleichgewichtsvorrat aber von der Gesamt-C-Bilanz des Nutzungsszenarios „eingeholt“ werden. Nur wenn der oberste Wert des prognostizierten Gleichgewichtsvorrates und die unterste Leitplanke des Nutzungsszenarios zutreffen würden, bliebe das Schutzszenario bis zum Simulationsende dem Nutzungsszenario überlegen. Wenn umgekehrt, der unterste Wert des Gleichgewichtsvorrates und der oberste Wert der Nutzung zuträfen, würde die Nutzungsoption der Schutzoption schon nach 20 Jahren überlegen sein. Für die Hohe Schrecke konnte mangels Daten kein Gleichgewichtsvorrat abgeschätzt werden (Abschnitt 12.3.2).

In der von Nadelholzbeständen und Altersklassenwäldern dominierten Modellregion Vessertal war nach 50 Jahren die Nutzungsoption (198 tC ha^{-1}) der Schutzoption (257 tC ha^{-1}) hinsichtlich der C-Bilanz um rund 59 tC ha^{-1} unterlegen. Ursache hierfür war vor allem der hohe Anteil kurzlebiger Holzprodukte ohne Materialsubstitution (Papier, Pappe und Zellstoff) bei der Verwendung des in dieser Region geernteten Nadelholzes und damit verbunden eine geringe Klimaschutzwirkung der Holzverwendung. Darüber hinaus waren die Biomassevorräte zu Beginn der Simulation gering (108 tC ha^{-1}), was sich beim Nutzungsszenario auch im Laufe der Simulation nicht änderte. Bei Nutzungsverzicht hingegen nahmen die Biomassevorräte mit einer vergleichsweise hohen Rate ($3 \text{ tC ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) über die gesamte Simulationszeit hinweg zu, so dass die C-Bilanz des Schutzszenarios nach spätestens 20 Jahren höher war als die des Nutzungsszenarios. Auch unter der Annahme einer ausschließlich stofflichen Verwendung des Holzes (d.h. 100% des geernteten Holzes wird als Sägeholz verkauft und weiter verarbeitet) würde die C-Bilanz des Nutzungsszenarios nach 50 Jahren um 16 tC ha^{-1} geringer ausfallen als die des Schutzszenarios. Einschränkend muss allerdings erwähnt werden, dass die Vorteilhaftigkeit des Schutzszenarios hier nur für die vermutlich nicht sehr wahrscheinliche Annahme gilt, dass die sich selbst überlassenen Fichtenbestände trotz Zunahme des Vorrats über Jahrzehnte keinem biotischen oder abiotischen Schadereignis zum Opfer fallen.

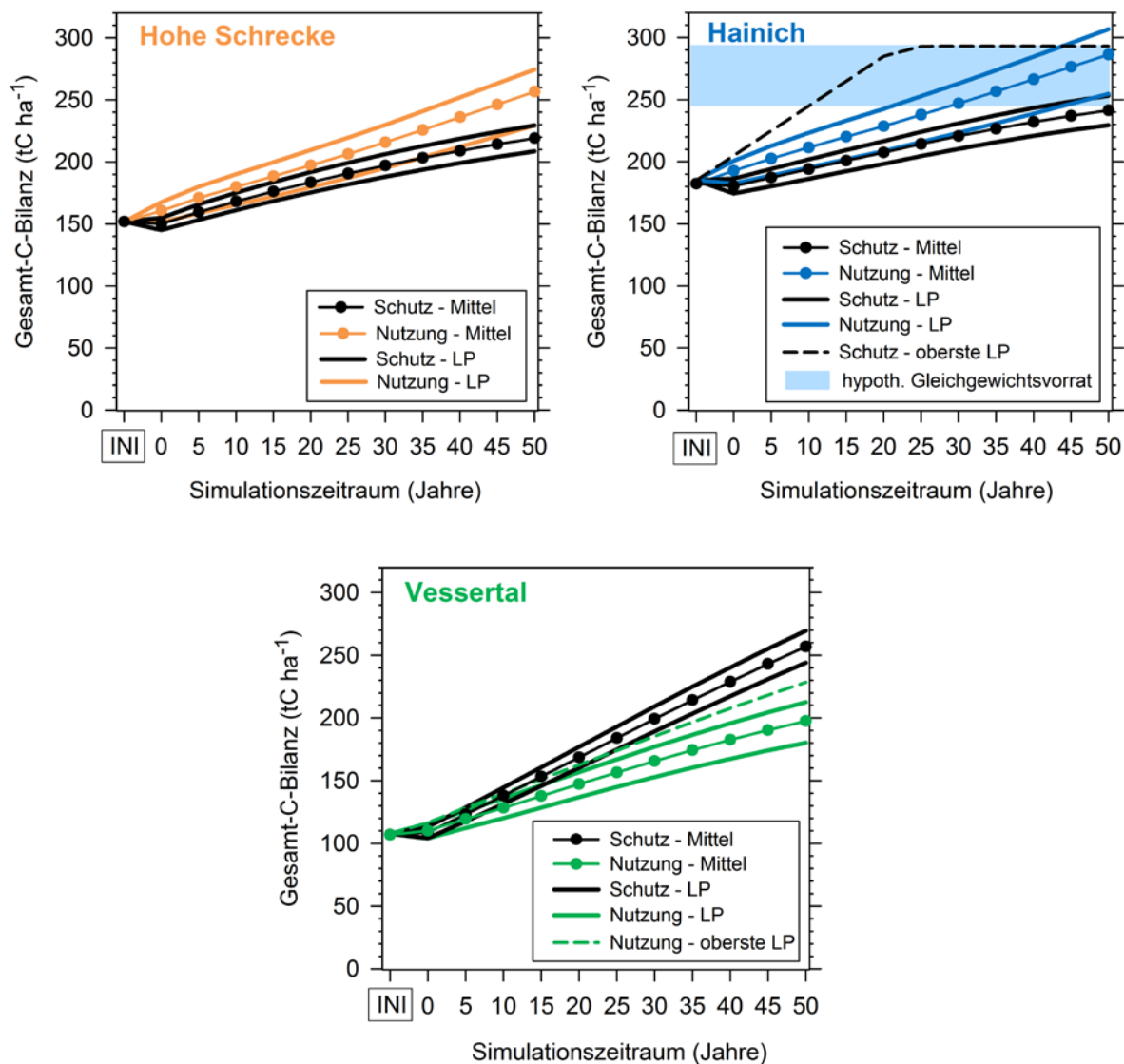


Abb. 44: Leitplanken der Gesamt-C-Bilanzen der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ für die drei Modellregionen. Berücksichtigt sind die ober- und unterirdische Holzbiomasse der lebenden Bäume, oberirdisches Totholz, Holzproduktepool und Substitution. INI = Startvorrat. Die Leitplanken (LP) der Schutzszenarien entsprechen der Summe aus Stichprobenfehler der Inventur, mittlerer Standardabweichung der 25 Simulationsläufe, Fehler der Biomassefunktionen und der C-Konzentration in der Holzbiomasse. Die gutachterlich berechnete oberste Leitplanke und der „hypothetische Gleichgewichtsvorrat“ des Schutzszenarios im Hainich basieren auf Fallstudien im NP Hainich und einer Stichprobeninventur im Buchenurwaldgebiet Uholka (Ukraine, COMMARMOT et al. 2013). Die LP der Nutzungsszenarien spiegeln neben den statistischen Fehlern der Biomasseabschätzung unterschiedliche Varianten der Holzsortierung, des Anteils energetisch-kaskadisch genutzten Altholzes und der materiellen Substitutionsfaktoren wider. Die oberste Leitplanke des Nutzungsszenarios für das Vessertal basiert auf der Annahme, dass 100% des gerenteten Holzes als Sägeholz verkauft und weiter verarbeitet wird.

Die Bandbreiten an Differenzen, die sich nach 50 Jahren innerhalb des Spektrums der Leitplanken zwischen Schutz und Nutzung einstellen könnten, sind in Tabelle 42 zusammengestellt. Nimmt man die Gesamt-C-Bilanz des Schutzszenarios nach 50 Jahren als Referenzwert an, so ergab sich in den Laubmischwäldern durch die Nutzung im Mittel eine um rund 18% höhere und im fichtendominierten Vessertal eine um rund 23% geringere Klimaschutzwirkung.

Tab. 42: Übersicht der Differenzen zwischen den Gesamt-C-Bilanzen der Szenarien „Nutzung“ und „Schutz“ am Ende des Simulationszeitraumes von 50 Jahren. Minimum = unterste LP Nutzung - oberste LP Schutz; Maximum = oberste LP Nutzung - unterste LP Schutz.

Modellregion	„Nutzung“ – „Schutz“ nach 50 Jahren		
	Mittel	Minimum (tC ha ⁻¹)	Maximum
Hohe Schrecke	38	0	66
Hainich	45	-38	77
Vessertal	-59	-16	-90

Zusammenfassend lässt sich für die Modellregionen sagen:

- In den Laubwäldern der Modellregionen Hohe Schrecke und Hainich resultierten eine hohe Klimaschutzwirkung der Holzverwendung und vergleichsweise hohe Biomassevorräte auf der „Nutzungs“-Seite und hohe Ausgangsvorräte gefolgt von einer dadurch begrenzten Biomasseakkumulation auf der „Schutz“-Seite in einer höheren positiven Gesamt-C-Bilanz der Nutzungsoption.
- In der fichtendominierten Modellregion Vessertal resultierten eine vergleichsweise geringe Klimaschutzwirkung der Holzverwendung und geringe Biomassevorräte auf der „Nutzungs“-Seite und hohe Biomasseakkumulationsraten (ohne Berücksichtigung möglicher Störungen) auf der „Schutz“-Seite in einer geringeren Gesamt-C-Bilanz der Nutzungsoption.

13.2 Allgemeine Schlussfolgerungen

Die Ausgangsfrage „Lässt sich durch den Prozessschutz in Wäldern kurz- bis mittelfristig (< 50 Jahre) eine höhere Klimaschutzwirkung erreichen als durch eine naturnahe, vorratschonende Nutzung?“ (Abschnitt 2.3) ist mit Blick auf die Ergebnisse dieser Studie mit „nein“ zu beantworten. Nur wenn die Holzverwendung von kurzlebigen Produkten ohne Option zur Materialsubstitution dominiert wird und ein Gleichgewichtsvorrat an lebender und toter Biomasse erst in weit mehr als fünf Jahrzehnten erreicht wird, scheint aus Sicht des Klimaschutzes ein Nutzungsverzicht sinnvoll zu sein. Der ausschlaggebende Grund hierfür ist die fortwährend additive Substitutionswirkung der Holzverwendung. Dieses Ergebnis ist nahezu theoretisch-mathematischer Natur, da mit der Substitutionswirkung eine unbegrenzt additive Größe einer begrenzten Biomasseakkumulation im Wald gegenüber steht (vgl. Abschnitt 2.2.3). Dabei sei betont, dass eine derartige Verallgemeinerung nur gilt, wenn eine „echte“ Substitution durch die Verwendung von Holz vorliegt und die forstliche Bewirtschaftung nicht zu substantiellen C-Verlusten aus dem Ökosystem (insbes. dem Boden) führt. Kurz gesagt:

die Substitution, d. h. die Verwendung von Holz anstelle von Materialien mit einer ungünstigeren C-Bilanz bedingt die höhere Klimaschutzwirkung genutzter Wälder.

In Bezug auf die zeitliche Dynamik der Klimaschutzwirkung und die zentrale Frage nach der Klimaschutzwirkung von Schutz und Nutzung unter den realen Bedingungen naturschutzfachlich relevanter Waldstandorte können aus den Ergebnissen der vorliegenden Studie folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Im Allgemeinen ist die Nutzungsoption der Schutzoption hinsichtlich der C-Bilanz umso früher überlegen je höher die Biomassevorräte zu Beginn des Nutzungsverzichts sind und je höher der Anteil an langlebigen Holzprodukten mit materieller Substitution und anschließender energetischer Nutzung bzw. Substitution (Kaskadennutzung) ist.
- Die zeitliche Dynamik der Gesamt-C-Bilanz hängt im hohen Masse von Faktoren ab, die lokal bis regional stark variieren. Hierzu zählen: Natürliche Standortverhältnisse, Baumartenzusammensetzung, Höhe der Ausgangsvorräte, waldbauliches Vorgehen, Holzsortierung und –verwendung und Struktur der Holzverarbeitenden Industrie.

Für eine Abschätzung der Klimaschutzwirkung des naturschutzpolitischen Zieles, 5% der Waldfläche Deutschlands einer natürlichen Waldentwicklung zu überlassen, bedeutet dies, dass die C-Bilanzen für die einzelnen Schutzgebiete und im Vergleich zu benachbarten, bewirtschafteten Wäldern erstellt werden sollten. Insbesondere die unerwartet geringe Klimaschutzwirkung der Holznutzung im Vessertal offenbarte, wie sehr die tatsächliche Verwendung des Fichtenholzes (Kapitel 11) von einer theoretischen, aus Sicht des Klimaschutzes günstigsten Verwendung des Nadelholzes abweichen kann. Auch mit Blick auf das vom NWE5-Projekt vorgestellte breite Spektrum an Eigenschaften der potentiellen Flächenkulisse des „5%-Zieles“ (SCHULTZE et al. 2013, WILDMANN et al. 2013) ist zu erwarten, dass sich die flächengenauen Bilanzen von einem bundesweiten Mittelwert unterscheiden werden. Methodisch könnte man sich bei diesen flächengenauen Bilanzen an den Arbeitsschritten (Module), Funktionen und Faktoren des vorliegenden Projektes orientieren.

Die einzelnen Arbeitsschritte des vorliegenden Projektes (Abb. 45) ebenso wie die verwendeten Umrechnungsfaktoren und Funktionen bzw. die Software „Biomasse-Kalkulator“ lassen sich auf alle Waldflächen anwenden, für die allgemein übliche Forstbetriebsdaten vorliegen. Der Biomasse-Kalkulator wird voraussichtlich zu Beginn des Jahres 2015 im Internet frei verfügbar sein und erlaubt den Nutzern eine rasche Berechnung der Biomasse auf Einzelbaumbasis. Er ist zudem so konstruiert, dass Änderungen oder Ergänzungen der hinterlegten Biomasseregressionsfunktionen möglich sind (Programmierkenntnisse in C++ vorausgesetzt).

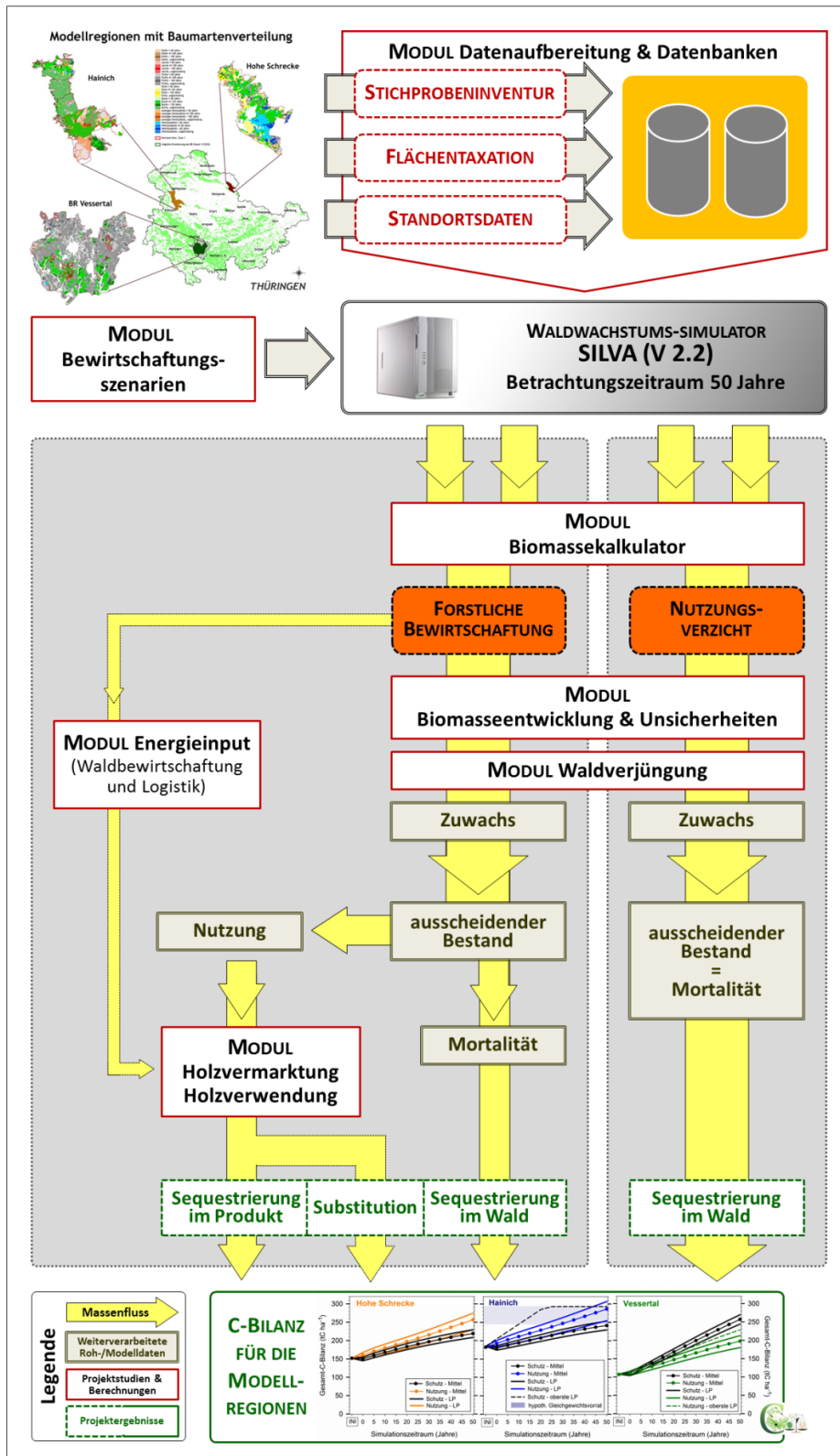


Abb. 45: Übersicht der methodischen Ansätze und Arbeitsschritte (zusammengefasst in Modulen).

13.3 Abwägung von Klima- und Biodiversitätsschutz

Mit Blick auf die aktuelle Diskussion zu möglichen Synergien oder Konflikten zwischen Klimaschutz (hier definiert als die Reduktion der atmosphärischen CO₂-Konzentration durch C-Sequestrierung und Vermeidung von CO₂-Emissionen; engl.: *climate change mitigation*) und Biodiversitätsschutz im Wald, lässt sich für einen Zeitraum von 50 Jahren folgern:

- Synergien bestehen, wenn der Biodiversitätsschutz auf möglichst kleiner Fläche einen hohen Strukturreichtum des Baumbestandes zum Ziel hat, wie er oftmals in ungleichaltrigen, bewirtschafteten Laubmischwäldern (im Gegensatz zu struktur- und häufig auch baumartenarmen Altersklassenwäldern) erreicht wird. In diesen Wäldern lässt sich die gewünschte Waldstruktur mit dauerhaft vergleichsweise hohen Bestandesvorräten und hoher Materialsubstitution verbinden.
- Konflikte entstehen, wenn das primäre Schutzziel eine natürliche Waldentwicklung (Prozessschutz) ohne stoffliche- und energetischen Holznutzung ist.
- Klimaschutz und Prozessschutz stellen in naturnahen Wäldern eher konkurrierende als sich ergänzende Ziele dar, so dass Klimaschutz kein geeignetes Argument für die Stilllegung von Wäldern ist. Hinzu kommt, dass ein Nutzungsverzicht Klimaschutzwirkungen nur temporär, Biodiversitätsschutzwirkungen dagegen dauerhaft sicherstellt. Für die flächenscharfe und zeitlich bindende Festlegung von zu schützenden Wäldern sollte aus diesen Gründen das primäre Schutzziel entscheidend sein. Unabhängig vom Schutzziel sind mit einem Nutzungsverzicht auf größerer Fläche volkswirtschaftliche Auswirkungen verbunden, die im vorliegenden Fall nicht quantifiziert werden konnten, aber ebenfalls entscheidungsrelevant sind.
- Zur Kompensation der geringeren Klimaschutzwirkung nicht-genutzter Wälder bzw. zur weiteren Steigerung der Klimaschutzeffekte genutzter Wälder könnte die derzeitige Holzverwendung zugunsten einer höheren Klimaschutzwirkung optimiert werden. Hierzu sollten langlebige Holzprodukte mit hoher Materialsubstitution und eine mehrstufige Kaskadennutzung gefördert werden.

14 Danksagung

Das vorliegende Projekt wäre ohne die Mitarbeit und Unterstützung vieler Kolleginnen und -kollegen und der beteiligten Akteure in den Modellregionen nicht möglich gewesen. All diesen möchten wir an dieser Stelle herzlich danken.

Zu allererst möchten wir den privaten Waldeigentümern in den Modellregionen, namentlich den Laubgenossenschaften Langula, Oppershausen und Oberdorla, sowie der Stadt Mühlhausen, der Nationalparkverwaltung Hainich, der Naturstiftung David und dem Biosphärenreservat Vessertal-Thüringer Wald für den unbürokratischen und uneingeschränkten Zugang zu den forstlichen Daten und den Waldflächen danken. Ohne die umfangreichen Datensätze aus den Modellregionen hätte eine so flächengenaue und realitätsnahe Abschätzung der C-Vorräte, wie sie hier nun vorliegt, nicht erfolgen können.

Besonderer Dank gilt der Arbeitsgruppe SILVA (Technischen Universität München), insbesondere Herrn Dr. Ralf Moshhammer und Herrn Dr. Peter Biber, für die Einarbeitung in den Waldwachstumssimulator SILVA und ihre fortwährende Beratung und Unterstützung bei allen Fragen der Modellierung.

Den befragten Thüringer Forstämtern, den Maschinenstützpunkten Gehren und Hohenebra und der ThüringenForst-AöR Zentrale danken wir für die Bereitstellung umfangreicher Informationen zu den technischen Verfahren der Holzernte in Thüringen und den Modellregionen. Für die umfassenden, nicht selbstverständlichen Auskünfte zur Holzverarbeitung und -verwendung in den eigenen Betrieben möchten wir den befragten Holzkäufern danken.

Herrn Dr. Thomas Wutzler (Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena) möchten wir Danke sagen für die große Unterstützung bei allen Fragen der Statistik und insbesondere für die Analyse der statistischen Unsicherheiten der Biomasseregressionsfunktionen.

Zahlreiche Berechnungen und Vergleiche des vorliegenden Projektes waren nur anhand von Originaldaten anderer Forschungsprojekte möglich, die zum Teil noch nicht veröffentlicht sind und deren Bereitstellung mit zeitlichem Aufwand verbunden war. Für die Bereitstellung dieser Daten geht unser besonderer Dank an Herrn Dr. Tiemo Kahl (Albert-Ludwigs-Universität Freiburg), Herrn Dr. Ingo Schöning (Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena), Herrn Dr. Erik Grüneberg (von Thünen-Institut, Eberswalde), Herrn Valentin Stefan (Georg-August-Universität Göttingen) und alle Kolleginnen und Kollegen, die ihre Daten für das Verjüngungsprojekt zur Verfügung gestellt haben.

Bedanken möchten wir uns auch bei den Kollegen Herrn Andreas Parth und Herrn Michael Unger (Georg-August-Universität Göttingen), die durch ihre Hilfe bei allen praktischen Problemen der Datenbankhaltung und -verarbeitung, der technischen Ausrüstung und der Arbeit im Gelände zum Gelingen des Projektes beigetragen haben.

Für die hilfreichen Anregungen und konstruktiven Diskussionen zu unserem Projekt danken wir herzlich den Kollegen der „Projektbegleitenden Arbeitsgruppe“ Herrn Dr. Daniel Klein (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising), Herrn Dr. Peter Meyer (Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen), Herrn Dr. Georg Winkel (Albert-Ludwigs-Universität Freiburg) und Herrn Dr. Sebastian Rüter (von Thünen-Institut, Hamburg).

Nicht zuletzt danken wir dem Bundesamt für Naturschutz, welches dieses Projekt unter dem Förderkennzeichen 3511840200 mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert hat. Der Fachbetreuerin Frau Dr. Anke Höltermann möchten wir ganz besonders für ihr großes Interesse an unserem Projekt und ihre fortwährende Unterstützung danken.

15 Literaturverzeichnis

- ALBERTI, G.; CANDIDO, P.; PERESSOTTI, A.; TURCO, S.; PIUSSI, P.; ZERBI, G. (2005): Aboveground biomass relationships for mixed ash (*Fraxinus excelsior* L. and *Ulmus glabra* Hudson) stands in Eastern Prealps of Friuli Venezia Giulia (Italy). *Annals of Forest Science* 62, S. 831–836.
- ALBRECHT, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110, S. 106–113.
- ALBRECHT, S.; RÜTER, S.; WELLING, J.; KNAUF, M.; MANTAU, U.; BRAUNE, A.; BAITZ, M.; WEIMAR, H.; SÖRGEL, S.; KREISSIG, J.; DEIMLING, J.; HELLWIG, S. (2008): ÖkoPot - Ökologische Potenziale durch Holznutzung gezielt fördern. Abschlussbericht zum BMBF-Projekt FKZ 0330545, Stuttgart.
- ANGERS, V. A.; DRAPEAU, P.; BERGERON, Y. (2012): Mineralization rates and factors influencing snag decay in four North American boreal tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 42, S. 157–166.
- BAIER, R.; MEYER, J.; GÖTTLEIN, A. (2007): Regeneration niches of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) saplings in small canopy gaps in mixed mountain forests of the Bavarian Limestone Alps. *European Journal of Forest Research* 126, S. 11–22.
- BALCAR, P. (2013): Dient Stilllegung von Wald auch wirklich dem Naturschutz? *AFZ-DerWald* 12, S. 23-25.
- BARITZ, R.; VAN RANST, E. (2006): Methodological standards to detect forest soil carbon stocks and stock changes related to land use change and forestry. Part I: Plot level aspects. Final report (deliverable 3.5) of the CarboInvent project. Joanneum Research, Graz.
- BARTELINK, H. H. (1997): Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (*Fagus sylvatica* L). *Annales des Sciences Forestieres* 54, S. 39–50.
- BAUMANN, T. (2008): Analyse logistischer Prozesse und deren Optimierungspotentiale entlang der Holzbereitstellungskette vom Wald zum Werk unterstützt durch spezielle Verfahren der Prozessmodellierung – Durchgeführt am Beispiel verschiedener Forst- und Holzbetriebe in der Region Ostalb (Baden-Württemberg). Dissertation, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau.
- BELLASSEN, V.; LUYSSAERT, S. (2014): Managing forests in uncertain times. *Nature*, S. 153–155.
- BENEKE, C. (2002): Totholzfall in einem Buchenaltbestand im Nationalpark Hainich/Thüringen. Diplomarbeit, Albert-Ludwig-Universität Freiburg im Breisgau.
- BERG, Å.; GÄRDENFORS, U.; HALLINGBÄCK, T.; NORÉN, M. (2002): Habitat preferences of red-listed fungi and bryophytes in woodland key habitats in southern Sweden – analyses of data from a national survey. *Biodiversity & Conservation* 11, S. 1479-1503.
- BIBER, P.; URSTK, J.; POMMERENING, A.; PRETZSCH, H.; SEIBER, E.; SEIFERT, T. (2000): *SILVA 2.2. Benutzerhandbuch* (Version vom 25.05.2000), Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München.
- BMELV (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2011): *Waldstrategie 2020. Nachhaltige Waldbewirtschaftung – eine gesellschaftliche Chance und Herausforderung*. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn.

- BMELV (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2013): Forst- und Holzwirtschaft. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. <http://www.bmelv-statistik.de/de/fachstatistiken/forst-und-holzwirtschaft/>; letzter Zugriff: 15.11.2013.
- BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.
- BODELSCHWINGH VON, E. (2006): Analyse der Rundholzlogistik in der Deutschen Forst- und Holzwirtschaft – Ansätze für ein übergreifendes Supply Chain Management. Technische Universität München.
- BOLTE, A.; RAHMANN, T.; KUHR, M.; POGODA, P.; MURACH, D.; GADOW, K. VON (2004): Relationships between tree dimension and coarse root biomass in mixed stands of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). *Plant and Soil* 264, S. 1–11.
- BORCHERDING, M. (2007): Rundholztransportlogistik in Deutschland – eine transaktionskostenorientierte empirische Analyse. Dissertation, Universität Hamburg.
- BOSNER A.; PORŠINSKY, T.; STANKIĆ, I. (2012): Forestry and life cycle assessment. In: Akais, O. C. (Hrsg.): *Global perspectives on sustainable forest management*. InTech, published April 25, 2012 under CC BY 3.0 license, DOI: 10.5772/2634, <http://www.intechopen.com/books/global-perspectives-on-sustainable-forest-management>, Kapitel 9, 23 S.
- BÖSWALD, K. (1996): Zur Bedeutung des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt – eine Analyse am Beispiel des Bundeslandes Bayern. *Forstliche Forschungsberichte* 159. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, München.
- BÖTTCHER, H.; FREIBAUER, A.; SCHOLZ, Y.; GITZ, V.; CIAIS, P.; MUND, M.; WUTZLER, T.; SCHULZE, E-D. (2012): Setting priorities for land management to mitigate climate change. *Carbon Balance and Management* 7, S. 1-28.
- BRUNET, J.; FRITZ, Ö.; RICHNAU, G. (2010): Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins* 53, S. 77–94.
- BUGMANN, H.; GROTE, R.; LASCH, P.; LINDNER, M.; SUCKOW, F. (1997): A new forest gap model to study the effects of environmental change on forest structure and functioning. In: Mohren, G. M. J.; Kramer, K.; Sabaté, S. (Hrsg.): *Global change impacts on tree physiology and forest ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. *Forestry Sciences* 52, S. 255-261.
- BUNCE, R. G. H. (1968): Biomass and production of trees in a mixed deciduous woodland: I. Girth and height as parameters for estimation of tree dry weight. *Journal of Ecology* 56, S. 759–775.
- BUND (BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND E.V.) und NABU (NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND E.V.) (2011): Fünf-Punkte-Plan für den Wald der Zukunft. http://www.bund.net/fileadmin/bundnet/publikationen/naturschutz/20110311_naturschutz_wald_5_punkte_plan.pdf; letzter Zugriff: 08.09.2014.
- BURGER, H. (1950): Holz, Blattmenge und Zuwachs – Die Buche. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das Forstliche Versuchswesen*. Kommissionsverlag von Beer & CIE, Zürich, S. 419-468.

- BURSCHEL, P.; KÜRSTEN, E.; LARSON, B. (1993): Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt. Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. Forstliche Forschungsberichte 126. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, München.
- BURSE, K.; SCHLUTOW, A.; STUBENRAUCH, F.; SCHEUSCHNER, T.; NAGEL, H.-D.; WEIGELT-KIRCHNER, R. (2011): Waldbodenzustandsbericht für Thüringen. Auswertung der BZE II. Mitteilungen der Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, Band 31/2011. Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, Gotha.
- BURTON, J. I.; ARES, A.; OLSON, D. H.; PUETTMANN, K. J. (2013): Management trade-off between aboveground carbon storage and understory plant species richness in temperate forests. *Ecological Applications* 23, S. 1297–1310.
- CANNELL, M. G. R.; DEWAR, R. C.; THORNLEY, J. H. M. (1992): Carbon flux and storage in European forests. In: Teller, A.; Mathy, P.; Jeffers, J. N. R. (Hrsg.): Responses of forest ecosystems to environmental changes. Elsevier, London. Applied Science, S. 256–271.
- CHEN, H.; HARMON, M. E.; GRIFFITHS, R. P. (2001): Decomposition and nitrogen release from decomposing woody roots in coniferous forests of the Pacific Northwest: a chronosequence approach. *Canadian Journal of Forest Research* 31, S. 246–260.
- CHESNEAU, J.-B.; LE NET, E.; BERG, S. (2012): A transport tool to evaluate sustainability impacts of transport processes within the forest wood chain. *European Journal of Forest Research* 131, S. 73-80.
- CHRISTENSEN, M.; HAHN, K.; MOUNTFORD, E. P.; ODOR, P.; STANDOVAR, T.; ROZENBERGAR, D.; DIACI, J.; WIJDEVEN, S.; MEYER, P.; WINTER, S.; VRŠKA, T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210, S. 267–282.
- CIAIS, P.; SCHELHAAS, M. J.; ZAEHLE, S.; PIAO, S. L.; CESCATTI, A.; LISKI, J.; LUYSSAERT, S.; LE-MAIRE, G.; SCHULZE, E.-D.; BOURIAUD, O.; FREIBAUER, A.; VALENTINI, R.; NABUURS, G. J. (2008): Carbon accumulation in European forests. *Nature Geoscience* 1, S. 425–429.
- CIENCIALA, E.; APLTAUER, J.; EXNEROVÁ, Z.; TATARINOV, F. (2008): Biomass functions applicable to oak trees grown in Central-European forestry. *Journal of Forest Science* 54, S. 109–120.
- CLASEN, C.; FRISCHBIER, N.; ZEHNER, T. (2008): Ursachenanalyse zum Schadausmaß des Sturmes „Kyrill“ in Thüringen. *AFZ-DerWald* 14, S. 746-748.
- COMMARMOT, B.; BRÄNDLI, U.-B.; HAMOR, F.; LAVNYI, V. (Hrsg.) (2013): Inventory of the largest primeval beech forest in Europe. A Swiss-Ukrainian scientific adventure. Swiss Federal Research Institute WSL; L'viv, Ukrainian National Forestry University; Rakhiv, Carpathian Biosphere Reserve, Birmensdorf.
- CROW, T. R.; BUCKLEY, D. S.; NAUERTZ, E. A.; ZASADA, J. C. (2002): Effects of management on the composition and structure of northern hardwood forests in Upper Michigan. *Forest Science* 48, S. 129–145.
- DIETER, M.; ELSASSER, P. (2002): Carbon stocks and carbon stock changes in the tree biomass of Germany's forests. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121, S. 195–210.
- ERTELD, T., GEROLD, D., MUND, M., SCHULZE, E.-D., WELLER, E. (2005): Vorrat, Zuwachs und Nutzung im plenterwaldartigen Buchenwald. *AFZ-DerWald* 60, 702-706.
- EUROSTAT (2012): Produktion und Verbrauch von Holz in der EU27. Pressemitteilung 29.11.2012. STAT/12/168.

- FAHEY, T. J.; ARTHUR, M. A. (1994): Further studies of root decomposition following harvest of a northern hardwoods forest. *Forest Science* 40, S. 618–629.
- FEHRMANN, L. (2006): Alternative Methoden zur Biomasseschätzung auf Einzelbaumebene unter spezieller Berücksichtigung der k-Nearest Neighbour (k-NN) Methode. Dissertation, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen.
- FEHRMANN, L.; KLEINN, C. (2006): General considerations about the use of allometric equations for biomass estimation on the example of Norway spruce in central Europe. *Forest Ecology and Management* 236, S. 412–421.
- FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, M.; VICCA, S.; JANSSENS, I. A.; SARDANS, J.; LUYSSAERT, S.; CAMPIOLI, M.; CHAPIN III, F. S.; CIAIS, P.; MALHI, Y.; OBERSTEINER, M.; PAPALE, D.; PIAO, S. L.; REICHSTEIN, M.; RODÀ, F.; PEÑUELAS, J. (2014): Nutrient availability as the key regulator of global forest carbon balance. *Nature Climate Change* 4, S. 471–476.
- FICHTNER, A.; STEEN, S. VON; SCHMID, M.; STURM, K. (2013): Der Ökowald als Baustein einer Klimaschutzstrategie. Potenzial des integrativen Prozessschutz-Waldbaus. Greenpeace e. V., Hamburg.
- FLEMING, T. L.; FREEDMAN, B. (1998): Conversion of natural, mixed-species forests to conifer plantations: Implications for dead organic matter and carbon storage. *Ecoscience* 5, S. 213–221.
- FORTIN, M.; NINGRE, F.; ROBERT, N.; MOTHE, F. (2012): Quantifying the impact of forest management on the carbon balance of the forest-wood product chain: A case study applied to even-aged oak stands in France. *Forest Ecology and Management* 279, S. 176–188.
- FRESCHET, G. T.; WEEDON, J. T.; AERTS, R.; VAN HAL, JURGEN R.; CORNELISSEN, JOHANNES H. C. (2012): Interspecific differences in wood decay rates: insights from a new short-term method to study long-term wood decomposition. *Journal of Ecology* 100, S. 161–170.
- FRITZLAR, F.; KLAUS, S.; NÖLLERT, A.; WESTHUS, W. (2000): Naturschätze Thüringens. RhinoVerlag, Arnstadt, Weimar.
- FRÜHWALD A. (2013): Innovation für Nachhaltigkeit – Holzverwendung im neuen Licht? Zentrum Holzwirtschaft der Universität Hamburg. Vortrag im Rahmen der Tagung Holzlogistik: Innovation - Abkehr oder Zukunft von Nachhaltigkeit? 23.04.2013, Schloss Hundisburg. Veranstalter Fraunhofer Institut für Fabrikbetrieb und -automatisierung (IFF), Magdeburg.
- FÜRSTENAU, C. (2008): The impact of silvicultural strategies and climate change on carbon sequestration and other forest ecosystem functions. Dissertation, Universität Potsdam.
- GARRETT, L. G.; KIMBERLEY, M. O.; OLIVER, G. R.; PEARCE, S. H.; BEETS, P. N. (2012): Decomposition of coarse woody roots and branches in managed *Pinus radiata* plantations in New Zealand – A time series approach. *Forest Ecology and Management* 269, S. 116–123.
- GAUER, J.; ALDINGER, E. (Hrsg.) (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. Mitteilungen des Vereins für forstliche Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung, Nr. 43.
- GEBEREYESUS, G. T. (2013): Biomass estimates of regeneration trees (DBH < 7 cm) in temperate forests. Masterarbeit. Georg-August-Universität Göttingen.
- GERIGHAUSEN, U. (2002): Dynamik der Kohlenstoffvorräte bewirtschafteter Buchenwälder auf Buntsandstein. Diplomarbeit, Max-Planck-Institut für Biogeochemie und Friedrich-Schiller-Universität Jena.

- GLOBAL CARBON PROJECT (2013): Carbon budget and trends 2013 [released on 19 November 2013, along with any other original peer-reviewed papers and data sources as appropriate]. www.globalcarbonproject.org/carbonbudget; letzter Zugriff: 13.02.2014.
- GROßMANN, M.; HORNSCHUH, M.; HENKEL, A. (2013): Untersuchungen zur Waldentwicklung im Nationalpark Hainich – Teil 2: Ergebnisse der ersten Wiederholung der Waldinventur. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 50, S. 58-70.
- GROTE, R.; SCHUCK, J.; BLOCK, J.; PRETZSCH, H. (2003): Oberirdische holzige Biomasse in Kiefern-/Buchen- und Eichen-/Buchen-Mischbeständen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 122, S. 287-301.
- GRUNDNER, L.; SCHWAPPACH, A. (1952): Massentafeln zur Bestimmung des Holzgehaltes stehender Waldbäume und Waldbestände. Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- 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, S. 1–10.
- GRÜNEBERG, E.; SCHÖNING, I.; KALKO, E. K.; WEISSER, W. W. (2010): Regional organic carbon stock variability: A comparison between depth increments and soil horizons. *Geoderma* 155, S. 426–433.
- HARMON, M. E.; FERRELL, W. K.; FRANKLIN, J. F. (1990): Effects on carbon storage of conversion of old-growth forests to young forests. *Science* 247, S. 699–702.
- HARMON, M. E.; FRANKLIN, J. F.; SWANSON, F. J.; SOLLINS, P.; GREGORY, S. V.; LATTIN, J. D.; ANDERSON, N. H.; CLINE, S. P.; AUMEN, N. G.; SEDELL, J. R.; LIENKAEMPER, G. W.; CROMACK, K., JR.; CUMMINS, K. W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15, S. 133–302.
- HARMON, M. E.; KRANKINA, O. N.; SEXTON, J. (2000): Decomposition vectors: a new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* 30, S. 76–84.
- HARMON, M. E.; WOODALL, C. W.; FASTH, B.; SEXTON, J. (2008): Woody detritus density and density reduction factors for tree species in the United States: A synthesis. General Technical Reports, Band NRS-29. USDA Forest Service, Newtown Square.
- HÄRTL, F. (2013): Auswirkungen steigender Ölpreise auf Sortierung und C-Bilanz. *AFZ-DerWald* 21, S. 18-21.
- HEIDMANN, M. (2013): Der Gigaliner - Chancen, Risiken und Zukunftspotenziale in Deutschland und Europa. Diplomarbeit, Fern-Hochschule Hamburg, Grin Verlag.
- HEILMANN-CLAUSEN, J.; CHRISTENSEN, M. (2004): Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management* 201, S. 105–117.
- HEINIMANN, H.R. (2012): Life cycle assessment (LCA): in Forestry – State and perspectives. *Croatian Journal of Forest Engineering* 33, S. 357-372.
- HERBST, M.; MUND, M.; KNOHL, K. (2013): Differences in carbon uptake and water use between managed and unmanaged European beech forests. Vortrag, AGU Fall Meeting, San Francisco, CA, 9-13 December 2013, Abstract B21E-06.
- HESSENMÖLLER, D.; FRITZLAR, D.; SCHULZE, E.-D. (2012): Die Buchenplenterwälder in Thüringen. *AFZ-DerWald* 12, S. 18-21.

- HESSENMÖLLER, D.; SCHULZE, E.-D.; GROßMANN, M. (2008): Bestandesentwicklung und Kohlenstoffspeicherung des Naturwaldes „Schönstedter Holz“ im Nationalpark Hainich. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 179, S. 209–219.
- HICKE, J. A.; ALLEN, C. D.; DESAI, A. R.; DIETZE, M. C.; HALL, R. J.; TED HOGG, EDWARD H.; KASHIAN, D. M.; MOORE, D.; RAFFA, K. F.; STURROCK, R. N.; VOGELMANN, J. (2012): Effects of biotic disturbances on forest carbon cycling in the United States and Canada. *Global Change Biology* 18, S. 7–34.
- HIEKEL, W. (2005): Das andere erste deutsche Biosphärenreservat: NSG „Vessertal“ im Thüringer Wald. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 42 (Sonderheft), S. 63–68.
- HOBBIE, S. E.; EDDY, W. C.; BUYARSKI, C. R.; ADAIR, E. CAROL; OGDahl, M. L.; WEISENHORN, P. (2012): Response of decomposing litter and its microbial community to multiple forms of nitrogen enrichment. *Ecological Monographs* 82, S. 389–405.
- HÖLLERL, S.; BORK, J. (2013): Die Kohlenstoffspeicherung von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Fichtenbeständen unter Berücksichtigung von Ausfallrisiken – Aussagen nicht nur über Bestände der montanen Zone. *Forstarchiv* 2, S. 52–64.
- HÖLLERL, S.; NEUNER, M. (2011): Kohlenstoffbilanz des Wald- und Holzsektors bewirtschafteter und unbewirtschafteter Bergmischwälder der Bayerischen Alpen. *Forstarchiv* 82, S. 142–154.
- HOLZWARTH, F.; KAHL, A.; BAUHUS, J.; WIRTH, C.; ZUIDEMA, P. (2013): Many ways to die - partitioning tree mortality dynamics in a near-natural mixed deciduous forest. *Journal of Ecology* 101, S. 220–230.
- HOOPER, D. U.; CHAPIN-III, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, S. 3–35.
- HUSTON, M.A.; MARLAND, G. (2003): Carbon management and biodiversity. *Journal of Environmental Management* 67, S. 77–86.
- IFEU (INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG HEIDELBERG GMBH) (2012): Aktualisierung „Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2030“ (TREMODO, Version 5.3) für die Emissionsberichtserstattung 2013 (Berichtsperiode 1990-2011) Version 5.01 Endbericht. Heidelberg.
- IINAS (INTERNATIONALES INSTITUT FÜR NACHHALTIGKEITSANALYSEN UND -STRATEGIEN) (2012): GEMIS Programm - Globales Emissions-Modell integrierter Systeme. Internationales Institut für Nachhaltigkeitsanalysen und -strategien, Darmstadt. Version Dezember 2012.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2000): Land use, land-use change, and forestry. Special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Watson, R. T.; Noble, I. R.; Bolin, B.; Ravindranath, N. H.; Verardo, D. J.; Dokken, D. J. (Hrsg.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2001a): Climate Change 2001. The scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Houghton, J.T., Ding, Y.; Griggs, D. J.; Noguer, M.; Linden, P. J. van der; Dai, X.; Maskell, K.; Johnson, C. A. (Hrsg.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2001b): Climate Change 2001: Mitigation. Contribution of working group III to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Metz, B.; Davidson, O.; Swart, R.; Pan, J. (Hrsg.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2006): IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4: Agriculture, forestry and other land use. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>; letzter Zugriff: 12.9.2014.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2013): Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Stocker, T. F.; Qin, D.; Plattner, G.-K.; Tignor, M.; Allen, S. K.; Boschung, J.; Nauels, A.; Xia, Y.; Bex, V.; Midgley, P. M. (Hrsg.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IRSLINGER, R.; SCHMINCKE, E. (2013): Holznutzung gehört zur CO₂-Bilanz der Forstwirtschaft. Holz-Zentralblatt 11, S. 274.
- JANDL, R.; LINDNER, M.; VESTERDAL, L.; BAUWENS, B.; BARITZ, R.; HAGEDORN, F.; JOHNSON, D. W.; MINKKINEN, K.; BYRNE, K. A. (2007): How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? Geoderma 137, S. 253–268.
- JANISCH, J. E.; HARMON, M. E. (2002): Successional changes in live and dead wood carbon stores: implications for net ecosystem productivity. Tree Physiology 22, S. 77–89.
- JENKINS, J. C.; CHOJNACKY, D. C.; HEATH, L. S.; BIRDSEY, R. A.: Comprehensive database of diameter-based biomass regressions for North American tree species. General Technical Reports, Band NE-319. USDA Forest Service, Newtown Square.
- JONSSON, B. G.; KRUYNS, N.; RANIUS, T. (2005): Ecology of species living on dead wood – lessons for dead wood management. Silva Fennica 39, S. 289–309.
- JOOSTEN, R.; SCHUMACHER, J.; WIRTH, C.; SCHULTE, A. (2004): Evaluating tree carbon predictions for beech (*Fagus sylvatica* L.) in western Germany. Forest Ecology and Management 189, S. 87–96.
- KAHL, T. (2003): Abbauraten von Fichtentotholz (*Picea abies* (L.) Karst.) - Bohrwiderstandsmessungen als neuer Ansatz zur Bestimmung des Totholzabbaus, einer wichtigen Größe im Kohlenstoffhaushalt mitteleuropäischer Wälder. Magisterarbeit, Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- KAHL, T. (2008): Kohlenstofftransport aus dem Totholz in den Boden. Dissertation, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau.
- 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, S. 1–10.
- KÄNDLER, G.; ZELL, J.; KRUSE, R. (2006): Herleitung von Biomassefunktionen für Verjüngungs-Bäume ("Nicht-Derbholz"-Kollektiv) – erste Ergebnisse. Tagungsband der Sektion Ertragskunde im DVFFA, S. 190-196.
- KARJALAINEN, T. (1996): Dynamics and potential of carbon sequestration in managed stands and wood products in Finland under changing climatic conditions. Forest Ecology and Management 80, S. 113–132.

- KARJALAINEN, T.; ZIMMER, B.; BERG S.; WELLING J.; SCHWAIGER H; FINÉR, L.; CORTIJO P. (2001): Energy, carbon and other material flows in the life cycle assessment of forestry and forest products. Achievements of the working group 1 of the COST action E9, European Forest Institute, Discussion paper 10, Joensuu, Finland, S. 9–21.
- KIMMINS, J. P.; MAILLY, D.; SEELY, B. (1999): Modelling forest ecosystem net primary production: the hybrid simulation approach used in forecast. *Ecological Modelling* 122, S. 195–224.
- KLEIN, D.; HÖLLERL, S.; BLASCHKE, M.; SCHULZ, C. (2013): The contribution of managed and unmanaged forests to climate change mitigation—A model approach at stand level for the main tree species in Bavaria. *Forests* 4, S. 43–69.
- KLEIN, D.; SCHULZ, C. (2011): Kohlenstoffspeicherung von Bäumen. LWF-Merkblatt 27/2011, Freising.
- KLEIN, D.; SCHULZ, C. (2012): Die Kohlenstoffbilanz der Bayerischen Forst- und Holzwirtschaft. Abschlussbericht. LWF, Band 9/2012. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising.
- KNAUF, M.; FRÜHWALD, A.; KÖHL, M. (2013): Beitrag des NRW Clusters ForstHolz zum Klimaschutz. Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen, Münster.
- KNOHL, A.; SCHULZE, E.-D.; KOLLE, O.; BUCHMANN, N. (2003): Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 118, S. 151–167.
- KÖHL M.; KENTER B.; HILDEBRANDT R.; OLSCHOFSKY K.; KÖHLER R.; RÖTZER T.; METTE T.; PRETZSCH H.; RÜTER S.; KÖTHKE M.; DIETER M.; ABIY M.; MAKESCHIN F. (2011): Auswirkungen auf die CO₂-Bilanz im langfristigen Vergleich: Nutzungsverzicht oder Holznutzung? *AFZ-DerWald* (25), S. 1430-2713.
- KOLLASCHECK, M. (2012): Ursache und Ausmaß natürlicher Mortalität von Baumholz in einem Buchenaltbestand im Nationalpark Hainich. Masterarbeit, Georg-August-Universität Göttingen.
- KOLLMANN, F. (1982): *Technologie des Holzes und der Holzwerkstoffe*, Band 1. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- KORTEN, S. (2012): Reduktion der Leerkilometer durch gemeinsame Transportplanung von Auftraggebern für Rundholztransporte. In: KORTEN, S.; HAMBERGER, J.; PAUSCH, R. (Hrsg.): Beiträge zur Forstlichen Arbeitswissenschaft und Angewandten Informatik. Forstliche Forschungsberichte München, Band 211, Schriftenreihe des Zentrums Wald-Forst-Holz Weihenstephan; S. 71-79.
- KRUG J.; KRIEBITZSCH W.-U.; OLSCHOFSKY K.; BOLTE A., POLLEY H.; STÜMER W.; ROCK J.; OEHMICHEN K.; KROIHER F.; WELLBROCK N.; RIEDEL T. (2011): Potenziale zur Vermeidung von Emissionen sowie der zusätzlichen Sequestrierung im Wald und daraus resultierende Fördermaßnahmen. Arbeitsbericht aus dem Institut für Weltforstwirtschaft (03/2011) am Johann Heinrich von Thünen-Institut, Hamburg.
- KUBLIN E.; SCHARNAGL G. (1988): Verfahrens- und Programmbeschreibung zum BWI-Unterprogramm BDAT. Abschlussbericht zum Forschungsauftrag: „Biometrische Lösungen für die Berechnung des Volumens, der Sortierung, der Rindenabzüge und der Ernteverluste im Rahmen der Bundeswaldinventur“. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- KUTSCH, W. L.; KOLLE, O.; REBMANN, C.; KNOHL, A.; ZIEGLER, W.; SCHULZE, E.-D. (2008): Advection and resulting CO₂ exchange uncertainty in a tall forest in central Germany. *Ecological Applications* 18, S. 1391–1405.

- KUTSCH, W. L.; PERSSON, T.; SCHRUMPF, M.; MOYANO, F. E.; MUND, M.; ANDERSSON, S.; SCHULZE, E.-D. (2010): Heterotrophic soil respiration and soil carbon dynamics in the deciduous Hainich forest obtained by three approaches. *Biogeochemistry* 100, S. 167–183.
- LANDSBERG, J. J.; WARING, R. H. (1997): A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning. *Forest Ecology and Management* 95, S. 209-228.
- LATTE, N.; COLINET, G.; FAYOLLE, A.; LEJEUNE, P.; HÉBERT, J.; CLAESSENS, H.; BAUWENS, S. (2013): Description of a new procedure to estimate the carbon stocks of all forest pools and impact assessment of methodological choices on the estimates. *European Journal of Forest Research* 132, S. 565–577.
- LAWUF (1997): Die forstlichen Wuchsbezirke Thüringens. Mitteilungen der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft in Gotha (13). ThüringenForst.
- LAWUF (2001): Legende zu den Standortskarten (Standortseinheiten) der Wuchsbezirke. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft in Gotha, Referat Standort-, Boden- und Vegetationskunde. ThüringenForst.
- LE QUÉRÉ, C.; ANDRES, R. J.; BODEN, T.; CONWAY, T.; HOUGHTON, R. A.; HOUSE, J. I.; MARLAND, G.; PETERS, G. P.; VAN DER WERF, G. R.; AHLSTRÖM, A.; ANDREW, R. M.; BOPP, L.; CANADELL, J. G.; CIAIS, P.; DONEY, S. C.; ENRIGHT, C.; FRIEDLINGSTEIN, P.; HUNTINGFORD, C.; JAIN, A. K.; JOURDAIN, C.; KATO, E.; KEELING, R. F.; KLEIN GOLDEWIJK, K.; LEVIS, S.; LEVY, P.; LOMAS, M.; POULTER, B.; RAUPACH, M. R.; SCHWINGER, J.; SITCH, S.; STOCKER, B. D.; VIOVY, N.; ZAEHLE, S.; ZENG, N. (2013): The global carbon budget 1959–2011. *Earth System Science Data* 5, S. 165–185.
- LINDAUER, M.; SCHMID, H.-P.; GROTE, R.; MAUDER, M.; WOLPERT, B.; STEINBRECHER, R. (2013): Carbon fluxes in disturbance forests. The transition of an upland spruce forest ecosystem through a catastrophic wind-fall event: measurements and simulation of the carbon balance. Vortrag (gehalten von Schmid, H.-P.), Disturbance Conference, Nationalpark Bayerischer Wald, 29.4. – 3.5. 2013.
- LIPPKE, B.; ONEIL, E.; HARRISON, R.; SKOG, K.; GUSTAVSSON, L.; SATHRE, R. (2011): Life cycle impacts of forest management and wood utilization on carbon mitigation: knowns and unknowns. *Carbon Management* 2, S. 303–333.
- LOFROTH, E. (1998): The dead wood cycle. In: Voller, J.; Harrison, S. (Hrsg.): *Conservation biology principles for forested landscapes*. UBC Press, Vancouver B. C., S. 185-214.
- LONGUETAUD, F.; SANTENOISE, P.; MOTHE, F.; SENG KIESSÉ, T.; RIVOIRE, M.; SAINT-ANDRÉ, L.; OGNOUABI, N.; DELEUZE, C. (2013): Modeling volume expansion factors for temperate tree species in France. *Forest Ecology and Management* 292, S. 111–121.
- LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J. P.; HECTOR, A.; HOOPER, D. U.; HUSTON, M. A.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B.; TILMAN, D.; WARDLE, D. A. (2001): Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294, S. 804–808.
- 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.; AND MEMBERS OF THE CARBOEUROPE-IP SYNTHESIS TEAM (2010): The European carbon balance. Part 3: Forests. *Global Change Biology* 16, S. 1429–1450.

- 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, S. 213–215.
- MANTAU, U. (2012): Holzrohstoffbilanz Deutschland, Entwicklungen und Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung 1987 bis 2015. Zentrum Holzwirtschaft, Arbeitsbereich: Ökonomie der Holz- und Forstwirtschaft, Hamburg.
- MELIN, Y.; PETERSSON, H.; NORDFJELL, T. (2009): Decomposition of stump and root systems of Norway spruce in Sweden—A modelling approach. *Forest Ecology and Management* 257, S. 1445–1451.
- METZ, J.; SEIDEL, D.; SCHALL, P.; SCHEFFER, D.; SCHULZE, E.-D.; AMMER, C. (2013): Crown modeling by terrestrial laser scanning as an approach to assess the effect of aboveground intra- and interspecific competition on tree growth. *Forest Ecology and Management* 310, S. 275–288.
- MEYER, P.; MENKE, N.; NAGEL, J.; HANSEN, J.; KAWALETZ, H.; PAAR, U. (2009): Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb. Abschlussbericht des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt und Niedersächsische Landesforste, Göttingen.
- MEYER, P.; SCHMIDT, M. (2011): Accumulation of dead wood in abandoned beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in northwestern Germany. *Forest Ecology and Management* 261, S. 342–352.
- MOKANY, K.; RAISON, B. J.; PROKUSHKIN, A. S. (2006): Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology* 12, S. 84–96.
- MÜLLER, J.; BÜTLER, R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129, S. 981–992.
- MÜLLER, J.; HOTHORN, T.; PRETZSCH, H. (2007): Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech *Fagus sylvatica* L. *Forest Ecology and Management* 242, S. 297–305.
- MÜLLER-USING, S. (2005): Totholzdynamik eines Buchenbestandes im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Band 193. Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen, Göttingen.
- MÜLLER-USING, S.; BARTSCH, N. (2003): Totholzdynamik eines Buchenbestandes (*Fagus sylvatica* L.) im Solling. Nachlieferung, Ursache und Zersetzung von Totholz. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 174, S. 122–130.
- MUND, M. (2004): Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Band 189, Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen, Göttingen.
- MUND, M.; AMMER, C. (2013): Können FFH-Waldgebiete im besonderen Maße zur Erforschung der Ökosystemleistung „Kohlenstoffsequestrierung“ beitragen? In: Lehrke, S.; Ellwanger, G.; Buschmann, A.; Frederking, W.; Paulsch, C.; Schröder, E.; Ssymank, A. (Hrsg.): *Natura 2000 im Wald. Lebensraumtypen, Erhaltungszustand, Management*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 131, S. 157–167.
- MUND, M.; AMMER, C.; HERBST, M.; KNOHL, A.; GHIMIRE, B.; KOLLASCHECK, M.; SCHUMACHER, J.; (unveröffentlicht): Inter-annual variability of growth and carbon allocation in an old-growth, unmanaged mixed beech forest. Manuskript in Bearbeitung.

- MUND, M.; KUMMETZ, E.; HEIN, M.; BAUER, G. A.; SCHULZE, E.-D. (2002): Growth and carbon stocks of a spruce forest chronosequence in central Europe. *Forest Ecology and Management* 171, S. 275–296.
- MUND, M.; KUTSCH, W. L.; WIRTH, C.; KAHL, T.; KNOHL, A.; SKOMARKOVA, M. V.; SCHULZE, E.-D. (2010): The influence of climate and fructification on the inter-annual variability of stem growth and net primary productivity in an old-growth, mixed beech forest. *Tree Physiology* 30, S. 689–704.
- MUND, M.; SCHULZE, E.-D. (2005): Silviculture and its interactions with biodiversity and the carbon balance of forest soils. In: Scherer-Lorenzen, M.; Körner, C.; Schulze, E.-D. (Hrsg.): *The functional significance of forest diversity*, Ecological Studies Vol. 176. Springer, Heidelberg, S. 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* 177, S. 47–63.
- NABUURS, G. J.; THÜRIG, E.; HEIDEMA, N.; ARMOLAITIS, K.; BIBER, P.; CIENCIALA, E.; KAUFMANN, E.; MÄKIPÄÄ, R.; NILSEN, P.; PETRITSCH, R.; PRISTOVA, T.; ROCK, J.; SCHELHAAS, M. J.; SIEVANEN, R.; SOMOGYI, Z.; VALLET, P. (2008): Hotspots of the European forests carbon cycle. *Forest Ecology and Management* 256, S. 194–200.
- NABUURS, G.-J.; LINDNER, M.; VERKERK, P. J.; GUNIA, K.; DEDA, P.; MICHALAK, R.; GRASSI, G. (2013): First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. *Nature Climate Change* 3, S. 792–796.
- NAGEL, J.; ALBERT, M.; SCHMIDT, M. (2002): Das waldbauliche Prognose- und Entscheidungsmodell BWINPro 6.1. *Forst und Holz* 57, S. 486-493.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH (2008): Wälder im Nationalpark Hainich - Ergebnisse der 1. permanenten Stichprobeninventur 1999-2001. *Erforschen*, Band 1, Nationalparkverwaltung Hainich, Bad Langensalza.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH (2010): Kontrollstichprobeninventur im Nationalpark Hainich. *Inventuranweisung Wald*, gekürzte Fassung vom 05.08.2010.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH (2012): Waldentwicklung im Nationalpark Hainich – Ergebnisse der ersten Wiederholung der Waldbiotopkartierung, Waldinventur und der Aufnahme der vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen. *Erforschen*, Band 3, Nationalparkverwaltung Hainich, Bad Langensalza.
- NATURSTIFTUNG DAVID (Hrsg.) (2010): Stichprobeninventur-Anweisung Wald im Rahmen des Naturschutzgroßprojekts „Hohe Schrecke – Alter Wald mit Zukunft“. Beilage 2 zum Leistungsbild über die Erstellung des Pflege- und Entwicklungsplans (PEPL), unveröffentlicht.
- NATURSTIFTUNG DAVID (Hrsg.) (2011): Waldbauliche Eckpunkte für die langfristige Nutzung der Waldbestände der Hohen Schrecke in Thüringen und Sachsen-Anhalt. *Diskussionspapier*.
<http://www.naturstiftung.de/hoheschrecke/PDFs/Waldbaueckpunkte.pdf>; letzter Zugriff: 05.10.2014.
- OBKIRCHER, C.; LENGWENAT, E.; OHNESORGE, D. (2013): Treibhausgasbilanz von LKW Rohholztransporten in Deutschland unter Berücksichtigung einer Erhöhung des zulässigen Gesamtgewichts. *Arbeitsberichte des Lehrstuhls für Forstliche Wirtschaftslehre an der Technischen Universität München*.

- OEHMICHEN, K.; DEMANT, B.; DUNGER, K.; GRÜNEBERG, E., HENNIG, P.; KROIHER, F.; NEUBAUER, M.; POLLEY, H.; RIEDEL, T.; ROCK, J.; SCHWITZGEBEL, F.; STÜRMER, W.; WELLBROCK, N.; ZICHE, D.; BOTE, A. (2011): Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald. Landbauforschung. *vTI Agriculture and Forestry Research*. Sonderheft 343. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Braunschweig.
- OFFENTHALER, I.; HOCHBICHLER, E. (2006): Estimation of root biomass of Austrian forest tree species. *Austrian Journal of Forest Science* 1/2, 65-86.
- OSTERBURG, B.; RÜTER, S., FREIBAUER, A.; WITTE, T. DE; ELSASSER, P.; KÄTSCH, S.; LEISCHNER, B.; PAULSEN, H. M.; ROCK, J.; RÖDER, N.; SANDERS, J.; SCHWEINLE, J.; STEUK, J.; STICHNOTHE, H.; STÜMER, W.; WELLING, J.; WOLFF, A. (2013): Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft. Thünen Report 11. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- PAILLET, Y.; BERGÈS, L.; HJÄLTÉN, J.; ÓDOR, P.; AVON, C.; BERNHARDT-RÖMERMANN, M.; BIJLSMA, R.-J.; BRUYN, L. DE; FUHR, M.; GRANDIN, U.; KANKA, R.; LUNDIN, L.; LUQUE, S.; MAGURA, T.; MATESANZ, S.; MÉSZÁROS, I.; SEBASTIÀ, M.-T.; SCHMIDT, W.; STANDOVÁR, T.; TÓTHMÉRÉSZ, B.; UOTILA, A.; VALLADARES, F.; VELLAK, K.; VIRTANEN, R. (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24, S. 101–112.
- PAUSCH, R. (2002): Ein System-Ansatz zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Waldstruktur, Arbeitsvolumina und Kosten der technischen und biologischen Produktion in Forstrevieren ost- und nordbayerischer Mittelgebirge. Dissertation, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Technische Universität München.
- PELLINEN, P. (1986): Biomasseuntersuchungen im Kalkbuchenwald. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen.
- PETERS, G. P.; ANDREW, R. M.; BODEN, T.; CANADELL, J. G.; CIAIS, P.; LE QUÉRÉ, C.; MARLAND, G.; RAUPACH, M. R.; WILSON, C. (2013): The challenge to keep global warming below 2 °C. *Nature Climate Change* 3, S. 4–6.
- PETERSEN, A. K., SOLBERG, B. (2005): Environmental and economic impacts of substitution between wood products and alternative materials: a review of micro-level analyses from Norway and Sweden. *Forest Policy and Economics* 7, S. 249– 259.
- PETERSSON, H.; HOLM, S.; STÅHL, G.; ALGER, D.; FRIDMAN, J.; LEHTONEN, A.; LUNDSTRÖM, A.; MÄKIPÄÄ, R. (2012): Individual tree biomass equations or biomass expansion factors for assessment of carbon stock changes in living biomass – A comparative study. *Forest Ecology and Management* 270, S. 78–84.
- PINGOUD, K.; POHJOLA, J.; VALSTA, L. (2010): Assessing the integrated climatic impacts of forestry and wood products. *Silva Fennica* 44, S. 155–175.
- PISTORIUS T. (2007): Die Bedeutung von Kohlenstoffbilanzen im Diskurs über die Einbindung der Forstwirtschaft in die nationale Klimapolitik. Dissertation, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau.
- PRETZSCH, H. (2001): Modellierung des Waldwachstums, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, Wien.
- PRETZSCH, H., BIBER, P., DURSKY, J. (2002): The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* 162, S. 3–21.
- PRETZSCH, H.; BIBER, P.; SCHÜTZE, G.; UHL, E.; RÖTZER, T. (2014): Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature Communications* 5: 4967, S. 1–10. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms5967>.

- PROFFT, I. (2010): Holzprodukte für den Klimaschutz – Der aktuelle Trend in Thüringen. *Forst und Holz* 65, S. 18-23.
- 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, S. 399-413.
- RAAB, S.; FELLER, S.; UHL, E.; SCHÄFER, A.; OHRNER, G. (2002): Aktuelle Holzernteverfahren am Hang. *Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, LWF* 36.
- RANIUS, T.; FAHRIG, L. (2006): Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, S. 201–208.
- ROCK, J. (2013): Holznutzung und Klimaschutz: Klimaschutz- versus Biodiversitätsziele? In: Hennenberg, K.; Marggraff, V.; Luick, R.; Stein, S. (Hrsg.) (2013): *Biodiversitätsziele bei der energetischen Waldholznutzung als Beitrag zur Nachhaltigkeit*. BfN-Skripten 330, S. 94-105.
- ROCK, J.; BADECK, F.-W.; HARMON, M. E. (2008): Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *European Journal of Forest Research* 127, S. 301–313.
- ROCK, J.; BOLTE, A. (2011): Auswirkungen der Waldbewirtschaftung 2002 bis 2008 auf die CO₂-Bilanz. *AFZ-DerWald* 15, S. 22-24.
- RÖHLE, H. (2009): Kurzbericht zum Projekt: Holzvorratsschätzung Waldmehrunungsfläche Engelsdorf/Stadt Leipzig, Dresden. <http://www.prima-klimaweltweit.de/grafiken/downloads/gutachten.pdf>, letzter Zugriff: 05.10.2014.
- RUIZ-PEINADO, R.; MONTERO, G.; DEL RIO, M. (2012): Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species. *Forest Systems* 21, S. 42.
- RÜTER, S. (2010): Einbeziehung von Holzprodukten in die Klimapolitik: eine künftige Anrechnung bedeutet einen Anreiz für eine verbesserte stoffliche Nutzung von Holz. *Holzzentralblatt*, 136, S. 623-624.
- RÜTER, S. (2011): Welchen Beitrag leisten Holzprodukte zur CO₂-Bilanz? *AFZ-DerWald* 15, S. 15-18.
- RÜTER, S.; DIEDERICHS, S. (2012): Ökobilanz-Basisdaten für Bauprodukte aus Holz. *Arbeitsbericht aus dem Institut für Holztechnologie und Holzbiologie, Band 1*. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei und Institut für Holztechnologie und Holzbiologie (HTB), Hamburg.
- RÜTHER, B.; HANSEN, J.; LUDWIG, A.; SPELLMANN, H.; NAGEL, J.; MÖHRING, B.; DIETER, M. (2007): Clusterstudie Forst und Holz Niedersachsen. *Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Band 1*, Universitätsverlag Göttingen.
- SATHRE, R.; O'CONNOR, J. (2010): Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science & Policy* 13, S. 104-114.
- SCARASCIA-MUGNOZZA, G.; BAUER, G.; PERSSON, H.; MATTEUCCI, G.; MASCI, A. (2000): Tree biomass, growth and nutrient pools. In: Schulze, E.-D. (Hrsg.): *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems, Band 142*. Springer, Heidelberg. *Ecological Studies* 142, S. 49–62.

- SCHELHAAS, M. J.; VAN ESCH, P. W.; GROEN, T. A.; DE JONG, B. H. J.; KANNINEN, M.; LISKI, J.; MASERA, O.; MOHREN, G. M. J.; NABUURS, G. J.; PALOSUO, T.; PEDRONI, L.; VALLEJO, A.; VILÉN, T. (2004): CO2FIX V 3.1 – A modelling framework for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems. Alterra, Wageningen. Alterra Report 1068.
- SCHERER-LORENZEN, M.; KÖRNER, C.; SCHULZE, E.-D. (Hrsg.) (2005): The functional significance of forest diversity. Springer, Heidelberg.
- SCHERER-LORENZEN, M.; SCHULZE, E.-D.; DON, A.; SCHUMACHER, J.; WELLER, E. (2007): Exploring the functional significance of forest diversity: A new long-term experiment with temperate tree species (BIOTREE). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9, S. 53–70.
- SCHÖBER, R. (1995): Ertragstabeln wichtiger Baumarten. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M..
- SCHÖNING, I.; GRÜNEBERG, E.; SIERRA, C. A.; HESSENMÖLLER, D.; SCHRUMPF, M.; WEISSER, W. W.; SCHULZE, E.-D. (2013a): Causes of variation in mineral soil C content and turnover in differently managed beech dominated forests. *Plant and Soil* 370, S. 625–639.
- SCHÖNING, I.; TRUMBORE, S.; SOLLY, E.; MUHR, J.; SCHRUMPF, M. (2013b): Age of respired carbon in differently managed grassland and forest soils. *Geophysical Research Abstracts* 15, S. 12306.
- SCHRAMM, H.; BRANDTNER, W.; SCHRAMM, H. J. (1997): Bodenübersichtskarte Thüringen im Maßstab 1 : 400.000. TLG Weimar und Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Gotha.
- SCHRUMPF, M.; KAISER, K.; SCHULZE, E.-D.; BALCAZAR, J. L. (2014): Soil organic carbon and total nitrogen gains in an old growth deciduous forest in Germany. *PLoS ONE* 9. e89364. doi:10.1371/journal.pone.0089364.
- SCHRUMPF, M.; SCHULZE, E.-D.; KAISER, K.; SCHUMACHER, J. (2011): How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? *Biogeosciences* 8, S. 1193–1212.
- SCHULTZE, J.; REIF, A.; GÄRTNER, S.; MEYER, P.; BAUHUS, J. (2013): Naturschutzfachliche Bewertung der Flächen mit natürlicher Waldentwicklung. Vortrag, Abschlussveranstaltung zum F+E-Vorhaben NWE5 - Natürliche Waldentwicklung als Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, Berlin, 14. Oktober 2013. http://www.nw-fva.de/nwe5/downloads/Naturschutzfachliche_Bewertung.pdf; letzter Zugriff: 25.09.2014.
- SCHULZE, E.-D.; WIRTH, C.; MOLLICONE, D.; LÜPKE, N. v.; ZIEGLER, Z.; ACHARD, F.; MUND, M.; PROKUSHKIN, A.; SCHERBINA, S. (2012): Factors promoting larch dominance in central Siberia: fire versus growth performance and implications for carbon dynamics at the boundary of evergreen and deciduous conifers. *Biogeosciences* 9, S. 1405–1421.
- SCHWEINLE, J.; THOROE C.; CLAESGENS A. (2001): Vergleichende Ökobilanzierung der Rohholzproduktion in verschiedenen Forstbetrieben. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg.
- SEIDL, R.; RAMMER, W.; JÄGER, D.; CURRIE, W. S.; LEXER, M. J. (2007): Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. *Forest Ecology and Management* 248, S. 64–79.
- SOMOGYI, Z.; CIENCIALA, E.; MÄKIPÄÄ, R.; MUUKKONEN, P.; LEHTONEN, A.; WEISS, P. (2007): Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. *European Journal of Forest Research* 126, S. 197–207.

- SOMOGYI, Z.; TEOBALDELLI, M.; FEDERICI, S.; MATTEUCCI, G.; PAGLIARI, V.; GRASSI, G.; SEUFERT, G. (2008): Allometric biomass and carbon factors database. *iForest*, S. 107–113, 09.07.2008. <http://www.sisef.it/iforest/>.
- SOSSNA, I.; FRISCHBIER, N.; PROFFT, I. (2011): Sturmrisikoanalyse für Thüringen. *Das Blatt* 3, S. 6-7.
- SPELLMANN, H. (2013): Masse statt Klasse? Waldbauliche Konsequenzen aus einer veränderten Rohholznachfrage. *AFZ-DerWald* 9, S. 10-15.
- SPELLMANN, H.; KEHR, I. (2008): Schutz und Nutzung von Buchenwäldern - Konstruktiver Dialog statt Konfrontation. *AFZ/Der Wald* 63, S. 1130-1132.
- SPIECKER, H.; MIELIKÄINEN, K.; KÖHL, M.; SKOVSGAARD, J. P. (Hrsg.) (1996): Growth trends in European forests. Springer, Berlin, Heidelberg, New York. *European Forest Institute Research*, Band 5.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2014): Verkehrsleistung. Güterbeförderung. <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/TransportVerkehr/Gueterverkehr/Tabellen/Gueterbefoerderung.html>; letzter Zugriff: 24.09.2014.
- STEFAN, V. (unveröffentlicht): Fitting biomass equations of small trees (DBH below 7 cm) using weighted nonlinear regression. Forschungspraktikum, Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, Georg-August-Universität Göttingen; unveröffentlicher Praktikumsbericht.
- STEFFENS, H.; BOMBOSCH, F. (2007): Holzwirtschaft – Jobmotor im ländlichen Raum. Aspekte zur Holzmobilisierung: Cluster Forst und Holz in Thüringen aus volkswirtschaftlicher Sicht. *Holz-Zentralblatt* 134/27, S. 757-758.
- STEPHENSON, N. L.; DAS, A. J.; CONDIT, R.; RUSSO, S. E.; BAKER, P. J.; BECKMAN, N. G.; COOMES, D. A.; LINES, E. R.; MORRIS, W. K.; RÜGER, N.; ÁLVAREZ, E.; BLUNDO, C.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; CHUYONG, G.; DAVIES, S. J.; DUQUE, Á.; EWANGO, C. N.; FLORES, O.; FRANKLIN, J. F.; GRAU, H. R.; HAO, Z.; HARMON, M. E.; HUBBELL, S. P.; KENFACK, D.; LIN, Y.; MAKANA, J.-R.; MALIZIA, A.; MALIZIA, L. R.; PABST, R. J.; PONGPATTANANURAK, N.; SU, S.-H.; SUN, I.-F.; TAN, S.; THOMAS, D.; VAN MANTGEM, P. J.; WANG, X.; WISER, S. K.; ZAVALA, M. A. (2014): Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature* 507, S. 90–93.
- STINSON, G.; KURZ, W. A.; SMYTH, C. E.; NEILSON, E. T.; DYMOND, C. C.; METSARANTA, J. M.; BOISVENUE, C.; RAMPLEY, G. J.; LI, Q.; WHITE, T. M.; BLAIN, D. (2011): An inventory-based analysis of Canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008. *Global Change Biology* 17, S. 2227–2244.
- STOKLAND, J. N.; SIITONEN, J.; JONSSON, B. G. (2012): Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press, Cambridge.
- SVOBODA, M.; JANDA, P.; BAČE, R.; FRAVER, S.; NAGEL, T. A.; REJZEK, J.; MIKOLÁŠ, M.; DOUDA, J.; BOUBLÍK, K.; ŠAMONIL, P.; ČADA, V.; TROTSIUK, V.; TEODOSIU, M.; BOURIAUD, O.; BIRIŞ, A. I.; SYKORA, O.; UZEL, P.; ZELENKA, J.; SEDLÁK, V.; LEHEJČEK, J. (2013): Landscape-level variability in historical disturbance in primary *Picea abies* mountain forests of the Eastern Carpathians, Romania. *Journal of Vegetation Science*, S. 1–16.
- TAVERNA R.; HOFER P.; WERNER F.; KAUFMANN E.; THÜRIG E. (2007): CO₂-Effekte der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft. Szenarien zukünftiger Beiträge zum Klimaschutz. *Umwelt-Wissen* Nr. 0739. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- TEFS, C.; GLEIXNER, G. (2012): Importance of root derived carbon for soil organic matter storage in a temperate old-growth beech forest – Evidence from C, N and ¹⁴C content. *Forest Ecology and Management* 263, S. 131–137.

- TEOBALDELLI, M.; SOMOGYI, Z.; MIGLIAVACCA, M.; USOLTSEV, V. A. (2009): Generalized functions of biomass expansion factors for conifers and broadleaved by stand age, growing stock and site index. *Forest Ecology and Management* 257, S. 1004–1013.
- THOMAS, J. (2012): Umweltökonomische Analyse des Güterverkehrs 1995 bis 2010. In: *Wirtschaft und Statistik*. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, Juni 2012, S. 503-514.
- THÜRINGENFORST (1998): Arbeitsanweisung zur Forsteinrichtung in Thüringen (AFT98).
- THÜRINGENFORST (2010): Thüringer Forsteinrichtungsanweisung und Anweisung zur Fortschreibung der Waldbiotopkartierung für den Staats - und Körperschaftswald 2010 (Kurz: FA 2010).
- THÜRINGENFORST (2012): Grundsätze für die Planung der Forsteinrichtung im Wald der Landesforstanstalt. unveröffentlicht.
- THÜRINGENFORST (2013): Auswertungen mit Hilfe des Datenspeicher Wald zum Vorrat ausgewählter Forstreviere. unveröffentlicht.
- THÜRINGER LANDESAMT FÜR STATISTIK (2013): Wachstum der Ökostromproduktion aus fester Biomasse. Pressemitteilung vom 02.12.2013.
- TLWJF (THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD, JAGD UND FISCHEREI) (2004): Aufnahmeanweisung für die Permanente Stichprobeninventur Revier Langula, FoA Mühlhausen - Wiederholungsinventur Stichtag 01.01.2004.
- TLWJF (THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD, JAGD UND FISCHEREI) (2009): Sofortmaßnahmenkonzept Habitat- und Altbäume – für die bewirtschafteten Körperschafts- und Privatwälder insbesondere innerhalb der NATURA 2000-Gebiete im Freistaat Thüringen. Fachplanungskonzept im Auftrag des TMLNU, Gotha.
- TLWJF (THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD, JAGD UND FISCHEREI) (2005): Bundeswaldinventur II im Freistaat Thüringen, Mitteilungen der Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, Band 24/2005. Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, Gotha.
- TMLFUN (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN, UMWELT UND NATURSCHUTZ) (2010): Wald im Wandel, eine Chance für Thüringen, Dialog zur nachhaltigen Waldentwicklung in Thüringen. Erfurt.
- TMLFUN (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN, UMWELT UND NATURSCHUTZ) (2012): Forstbericht 2012, Erfurt.
- TMLFUN (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN, UMWELT UND NATURSCHUTZ) (2011): Bericht zur Überprüfung des UNESCO-Biosphärenreservats. Schmiedefeld a.R., MultiColor, Adelhausen.
- TMLFUN (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN, UMWELT UND NATURSCHUTZ) (2009): Habitatbaum- und Totholzkonzept für den Staatswald des Freistaates Thüringen. Erfurt.
- TMLNU (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT) (2003): Bericht zur Überprüfung des UNESCO-Biosphärenreservates "Vessertal - Thüringer Wald", Erfurt.
- TMLNU (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT) (2004): Waldbaugrundsätze für den Staatswald Thüringens einschließlich der Behandlungsrichtlinien der Hauptbaumarten. Grundsatzterlass 3/2004, Erfurt.
- TMLNU (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT) (2006): Landeswaldprogramm des Freistaates Thüringen, Erfurt.

- TMLNU (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT) (2009): Bodenschutz und Holzernte. Erfurt.
- TREß, J.; ERDTMANN, J. (2006): Rahmenkonzept zur Entwicklung und zum Schutz des Biosphärenreservats Vessertal-Thüringer Wald. Verwaltung Biosphärenreservat Vessertal-Thüringer Wald, Schmiedefeld a.R.
- TRIOPS (TRIOPS - Ökologie & Landschaftsplanung GmbH) (2001): Forsteinrichtung der Forstbetriebsgemeinschaft „Hainich“ für den Zeitraum 01.10.2001 - 01.10.2011. Büro für Ökologie & Landschaftsplanung, Göttingen/Halle an der Saale; unveröffentlichter Bericht.
- TROFYMOW, J. A.; BLACKWELL, B. A. (1998): Changes in ecosystem mass and carbon distributions in coastal forest chronosequences. *Northwest Science* 72, S. 40–42.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2013): Treibhausgas-Emissionen in Deutschland. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/klimawandel/treibhausgas-emissionen-in-deutschland>; letzter Zugriff: 09.09.2014.
- VANDEKERKHOVE, K.; KEERSMAEKER, L. DE; MENKE, N.; MEYER, P.; VERSHELDE, P. (2009): When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management* 258, S. 425–435.
- WÄLDCHEN, J.; SCHULZE, E.-D.; SCHÖNING, I.; SCHRUMPF, 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, S. 243–254.
- WBGU (WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN) (1998): Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz? Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, Bremerhaven.
- WBGU (WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN) (1999): Welt im Wandel: Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken. Jahresgutachten 1998. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- WEBER, M. (2001): Kohlenstoffspeicherung in Lenga- (*Nothofagus pumilio*) Primärwäldern Feuerlands und Auswirkungen ihrer Überführung in Wirtschaftswald auf den C-Haushalt. Verlag Dr. Norbert Kessel, Remagen-Oberwinter.
- WEGGLER, K.; DOBBERTIN, M.; JUENGLING, E.; KAUFMANN, E.; THUERIG, E. (2012): Dead wood volume to dead wood carbon: the issue of conversion factors. *European Journal of Forest Research* 131, S. 1423–1438.
- WELLHAUSEN, K.; SLIWINSKI, R. (2008): Grünes Signal für den Bahntransport. Langsam aber stetig kommt der Holztransport auf der Schiene ins Rollen. *LWFaktuell* 65/2008, S. 19-22.
- WERNER, F.; TAVERNA, R.; HOFER, P.; RICHTER, K. (2006): Greenhouse gas dynamics of an increased use of wood in buildings in Switzerland. *Climate Change* 74, S. 319-347.
- WERNER, F.; TAVERNA, R.; HOFER, P.; THÜRIG, E.; KAUFMANN, E. (2010): National and global greenhouse gas dynamics of different forest management and wood use scenarios: a model-based assessment. *Environmental Science and Policy* 13, S. 72-85.
- WHITTINGHILL, K. A.; CURRIE, W. S.; ZAK, D. R.; BURTON, A. J.; PREGITZER, K. S. (2012): Anthropogenic N deposition increases soil C storage by decreasing the extent of litter decay: analysis of field observations with an ecosystem model. *Ecosystems* 15, S. 450-461.

- WILDMANN, S. (2013): Ökonomische Bewertung der bestehenden Flächen mit natürlicher Waldentwicklung. Vortrag, Abschlussveranstaltung zum F+E-Vorhaben NWE5 - Natürliche Waldentwicklung als Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, Berlin, 14. Oktober 2013. http://www.nw-fva.de/nwe5/downloads/Oekonomische_Bewertung.pdf; letzter Zugriff: 25.09.2014.
- WINTER, S. (2012): Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *Forestry* 85, S. 293–304.
- WIRTH, C.; LICHSTEIN, J. W. (2009): The imprint of succession on old-growth forest carbon balances insights from a trait-based model of forest dynamics. In: Wirth, C.; Gleixner, G.; Heimann, M. (Hrsg.): *Old-growth forests: Function, fate and value*. Springer, New York, Berlin, Heidelberg. *Ecological Studies* 207, S. 81–113.
- WIRTH, C.; SCHULZE, E.-D.; SCHWALBE, G.; TOMCZYK, S.; WEBER, G.; WELLER, E. (2004a): Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. *Mitteilungen der Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei*, Band 23/2004. Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, Gotha.
- WIRTH, C.; SCHUMACHER, J.; SCHULZE, E.-D. (2004b): Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology* 24, S. 121–139.
- WOLFF, B.; HÖLZER, W.; FRÖMDLING, D.; BONK, S. (1998): Datenaufbereitung für Modellrechnungen aus der Bundeswaldinventur (BWI) und dem Datenspeicher Waldfonds (DSW). Abschlussbericht zum Verbundprojekt „Wälder und Forstwirtschaft Deutschlands im globalen Wandel: Strategie für eine integrierte Wirkungsanalyse und -bewertung“. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung 98/3, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Eberswalde.
- WÖRDEHOFF, R.; SPELLMANN, H.; EVERS, J.; NAGEL, J. (2011): Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Band 6, Universitätsverlag Göttingen.
- WÖRDEHOFF, R.; SPELLMANN, H.; EVERS, J.; NAGEL, J.; GAERTNER, U. (2012): Kohlenstoffstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.
- WORK, T. T.; BRAIS, S.; HARVEY, B. D. (2014): Reductions in downed deadwood from biomass harvesting alter composition of spiders and ground beetle assemblages in jack-pine forests of Western Quebec. *Forest Ecology and Management* 321, S. 19–28.
- WUTZLER, T.; PROFFT, I.; MUND, M. (2011): Quantifying tree biomass carbon stocks, their changes and uncertainties using routine stand taxation inventory data. *Silva Fennica* 45, S. 359–377.
- 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, S. 1661–1675.
- YAVITT, J. B.; FAHEY, T. J. (1982): Loss of mass and nutrient changes of decaying woody roots in lodgepole pine forests, southeastern Wyoming. *Canadian Journal of Forest Research* 12, S. 745–752.
- ZELL, J. (2008): Methoden für die Ermittlung, Modellierung und Prognose der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern auf Grundlage permanenter Großrauminventuren. Dissertation, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau,.

- ZHOU, L.; ZHOU, X.; ZHANG, B.; LU, M.; LUO, Y.; LIU, L.; LI, B. (2014): Different responses of soil respiration and its components to nitrogen addition among biomes: a meta-analysis. *Global Change Biology* 20, S. 2332–2343.
- ZIANIS, D.; MUUKKONEN, P.; MÄKIPÄÄ, R.; MENCUCCINI, M. (2005): Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. *Silva Fennica Monographs*, Band 4. Finnish Society of Forest Science and Finnish Forest Research Institute,
- ZIELONKA, T. (2006): Quantity and decay stages of coarse woody debris in old-growth subalpine spruce forests of the western Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research* 36, S. 2614–2622.
- ZIMMER, B. (2010): Ökobilanz Waldhackschnitzel. *LWF aktuell* 74, S. 22-25.
- ZIMMER, B.; WEGENER, G. (1996): Stoff- und Energieflüsse vom Forst zum Sägewerk. *Holz als Roh- und Werkstoff* 54, S. 217-223.