

Kohlenstoffbindung junger Aufforstungsflächen



C. Paul, Prof. Dr. M. Weber, Prof. Dr. R. Mosandl

**Literaturstudie
erstellt am**

Karl Gayer Institut

in Zusammenarbeit mit dem

Lehrstuhl für Waldbau
der Technischen Universität München

Autoren:

Dipl.-Ing. silv. Carola Paul
Karl Gayer Institut

Prof. Dr. Michael Weber
Lehrstuhl für Waldbau der TU München

Prof. Dr. Reinhard Mosandl
Lehrstuhl für Waldbau der TU München

Freising

April 2009

Vorwort

Zu den satzungsgemäßen Zielen des Karl Gayer Institutes, an dem die vorliegende Studie entstand, gehört die Durchführung waldbaulicher Forschungs- und Entwicklungsprojekte, in denen Grundlagenwissen für die nachhaltige Gestaltung und Bewirtschaftung von Wäldern erarbeitet wird. Die gemeinnützige Stiftung trägt darüber hinaus waldbauliches Wissen zusammen und stellt es der interessierten Öffentlichkeit zur Verfügung.

Aus diesem Grund hat das Karl Gayer Institut die Anregung des Vorsitzenden des Vereins PRIMAKLIMA-weltweit-e.V., Herrn Dr. h.c. K.P. Hasenkamp, einen Beitrag zur Klärung der immer wieder strittig diskutierten Frage nach der CO₂-Bindungswirkung von Aufforstungen in den ersten beiden Jahrzehnten zu leisten, gerne aufgegriffen und als Anstoß für die vorliegende Studie genommen.

Weltweit hat die kohlenstoffökologische Rolle der Wälder und ihrer Bewirtschaftung an Bedeutung gewonnen. Vor dem Hintergrund des kaum noch angezweiferten Klimawandels erscheint es eine prioritäre Aufgabe der Forstwissenschaft, die Anlage, Pflege und Bewirtschaftung der Wälder so zu optimieren, dass die Speicherung von Kohlenstoff, zusammen mit den weiteren ökologischen, sozialen und ökonomischen Funktionen des Waldes, im Sinne der Nachhaltigkeit bestmöglich erfüllt werden kann. Obwohl die Wälder und ihre Produkte nicht nur ein enormes Kohlenstoffspeicherpotenzial bieten, sondern auch zur nachhaltigen Entwicklung und zum Schutz von Lebensräumen beitragen, wird ihre Rolle bei den Bemühungen zur Abmilderung der Klimaänderungen auf politischer Ebene häufig konträr diskutiert. Immer wieder wird insbesondere das Potenzial von Aufforstungen, bereits in frühen Phasen der Bestandesentwicklung zur CO₂-Minderung beizutragen, in Frage gestellt. Das Karl Gayer Institut hofft, mit der vorliegenden Literaturstudie einen Beitrag zur Klärung dieser Frage zu leisten.

Für die Umsetzung ihrer Ziele bemüht sich die Karl Gayer Stiftung satzungsgemäß um Zuwendungen der öffentlichen Hand oder Dritter. Die Stiftung und die Autoren bedanken sich bei PRIMAKLIMA-weltweit-e.V., nicht nur für den Anstoß zur Durchführung der Studie, sondern auch für die Spende, welche die Realisierung des Forschungsvorhabens wesentlich erleichterte.

Die vorliegende Studie ist in enger Kooperation mit dem Lehrstuhl für Waldbau der Technischen Universität München entstanden.

Inhalt

0 ZUSAMMENFASSUNG	1
1 AUFGABENSTELLUNG.....	3
2 KOHLENSTOFFFLÜSSE UND -SPEICHER IN TERRESTRISCHEN ÖKOSYSTEMEN	4
2.1 KOHLENSTOFFFLÜSSE IN TERRESTRISCHEN ÖKOSYSTEMEN	4
2.2 WÄLDER ALS KOHLENSTOFFSPEICHER	6
2.3 EINFLUSS VON LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN AUF DEN KOHLENSTOFFSPEICHER	8
3 KOHLENSTOFFFLÜSSE AUF JUNGEN AUFFORSTUNGSFLÄCHEN	10
3.1 KOHLENSTOFFBINDUNG IN DER BIOMASSE.....	10
3.1.1 <i>Allgemeine Dynamik</i>	10
3.1.2 <i>Quantifizierung der Kohlenstoffflüsse</i>	12
3.2 KOHLENSTOFFBINDUNG IM BODEN	17
3.2.1 <i>Allgemeine Dynamik</i>	17
3.2.2 <i>Quantifizierung der Kohlenstoffflüsse</i>	18
3.4 GESAMT-ÖKOSYSTEMKOHLENSTOFFBILANZ JUNGER AUFFORSTUNGSFLÄCHEN	23
3.4.1 <i>Ergebnisse der Literaturanalyse</i>	23
3.4.2 <i>Ableitung von Richtwerten für Aufforstungsprojekte</i>	25
3.4.3 <i>Vergleich mit Richtwerten anderer Institutionen</i>	27
4 EMPFEHLUNGEN FÜR DIE PLANUNG UND DURCHFÜHRUNG VON AUFFORSTUNGSPROJEKTEN ..	28
5 LITERATURVERZEICHNIS.....	30
6 ANHANG	41

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Kohlenstoffflüsse in terrestrischen Ökosystemen sowie in einem nachhaltig bewirtschafteten Wirtschaftswald unter Berücksichtigung von Substitutions- und damit Emissionsvermeidungseffekten.....	5
Abbildung 2: Kohlenstofffluss in die Nettoprimärproduktion und Respiration in Abhängigkeit von der Bruttoprimärproduktion und dem Alter	10
Abbildung 3: Verteilung des gespeicherten Kohlenstoffes auf die verschiedenen Baumkomponenten im Verlauf der Bestandesentwicklung für Fichte.	11
Abbildung 4: Aus den Zuwachsdaten der 2. Bundeswaldinventur für Deutschland abgeleitete jährliche CO ₂ -Minderungsrate nach Baumarten und Altersklassen..	14
Abbildung 5: Aus den Ertragstafeln abgeleitete CO ₂ -Minderung durch die lebende Biomasse verschiedener Baumarten in Abhängigkeit vom Alter.	15
Abbildung 6: Entwicklung der oberirdische Biomasse (t/ha) in Aufforstungen ehemals ackerbaulich genutzter Flächen, Weideflächen und entwaldeter, nicht kultivierter Flächen der Tropen	16
Abbildung 7: Kohlenstoffspeicherung einer Aufforstung ehemaligen Ackerlandes mit Southern Pine (<i>Pinus elliottii</i> , <i>Pinus palustris</i> , <i>Pinus taeda</i> , <i>Pinus echinata</i>) im Südosten der USA in Biomasse, Bodenvegetation, organischer Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Alter.....	23
Abbildung 8: Spanne der jährlichen CO ₂ -Minderung/Freisetzung durch Aufforstung in der Vegetation und im Boden während der ersten 20 Jahre – ermittelt aus den analysierten Studien nach Klimazonen.....	24
Abbildung 9: Entwicklung des C-Speichers in Wäldern nach einer Störung.....	27

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Kohlenstoffvorrat in Wäldern verschiedener Regionen	7
Tabelle 2: Kohlenstoffvorräte in t C/ha nach Vegetationstypen.....	7
Tabelle 3: Aus Literaturanalysen ermittelte Richtwerte für den jährlichen Biomassezuwachs sowie die daraus resultierende CO ₂ Speicherung in Aufforstungen nach Klimazonen und Alter.....	12
Tabelle 4: Standardwerte für die Kohlenstoffspeicherung in der Bodenaufgabe sowie für die Zeiträume bis zur Erreichung eines neuen Gleichgewichtes nach dem Good Practice Guidance des IPCC (2006).....	19

0 Zusammenfassung

Wälder können aktuell außerhalb der voranschreitenden Waldzerstörung als bedeutende Senke im terrestrischen Kohlenstoffkreislauf angesehen werden. Die Aufforstung von Flächen, die bisher z.B. Ackerbau oder Beweidung unterlagen, stellt eine wichtige Strategie zur Abschwächung des Klimawandels dar. In der politischen Diskussion um geeignete Maßnahmen zur Minderung des atmosphärischen CO₂-Anstiegs wird gegen Aufforstungen immer wieder eingewandt, dass die CO₂-Bindung während der ersten Jahrzehnte nur sehr gering sei, bzw. es sogar zu Kohlenstofffreisetzungen kommen könne.

Auf Anregung des Vereins PRIMAKLIMA-weltweit-e.V., der die 'Waldoption' als Maßnahme zur Kohlenstoffbindung propagiert und in verschiedensten Aufforstungsprojekten auch konkret umsetzt, hat das Karl Gayer Institut sich mit dieser Thematik befasst und die vorliegende Literaturstudie in Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Waldbau der Technischen Universität München erstellt. Die Zielsetzung war, die kohlenstoffrelevanten Veränderungen im Ökosystem innerhalb der ersten Jahrzehnte nach Aufforstung eingehend zu beleuchten.

Auf Basis von in der Literatur vorhandenen Inventuren, Ertragstafelwerten und sonstigen Daten wurden die in verschiedenen Regionen und mit verschiedenen Baumarten erreichten bzw. erreichbaren Größenordnungen der C-Speicherung während der ersten Jahrzehnte abgeleitet. Dabei wurden insbesondere die Kompartimente Biomasse, organische Bodenaufgabe sowie Mineralboden berücksichtigt.

Die größte Menge an Kohlenstoff wird in der entstehenden Biomasse gespeichert. Sie ist jedoch stark abhängig von der Baumart, den klimatischen und pedogenen Bedingungen sowie der vorangegangenen Nutzung. So können auf ehemaligen Ackerböden höhere Zuwachsraten als auf ehemaligen Weide- oder Grünflächen erwartet werden. Die ermittelte Spanne für die CO₂-Minderung durch die entstehende Biomasse in den ersten Jahrzehnten nach der Aufforstung beträgt in den gemäßigten Breiten 1 bis 30 t CO₂/ha*a, in der borealen Zone 1 bis 25 t CO₂/ha*a und in den Tropen 3-100 t CO₂/ha*a. Während zur C-Speicherung in der Biomasse bereits fundierte Erkenntnisse vorliegen, ist die Datenlage zur Kohlenstoffbindung in der natürlichen Bodenvegetation während der ersten Jahre der Bestandesentwicklung noch unzureichend. Grundlegende Befunde verschiedener Studien hierzu werden präsentiert.

Durch den Anstieg der ober- und unterirdischen Biomasse kommt es auch zur Anreicherung von Kohlenstoff in totem organischem Material der Bodenaufgabe. Durch den vergleichsweise geringen Streufall während der ersten Jahre ist die CO₂-Minderung mit 0,4 – 4 t CO₂/ha*a noch niedrig.

Umstritten ist die CO₂-Bindung bzw. -Freisetzung des Mineralbodens während der ersten Jahre nach der Aufforstung. Sie hängt besonders stark von der bisherigen Landnutzung, dem Bodentyp und den verwendeten Baumarten ab. So wurde insbesondere auf Weide- bzw. Grasflächen kühler Klimate sowie bei der Pflanzung von *Pinus radiata* in tropischen/subtropischen Gebieten in einigen Studien eine anfängliche CO₂-Freisetzung aus dem Mineralboden festgestellt. Grundsätzlich wird der Kohlenstoffvorrat auf längere Sicht, d.h. ab einem Zeitraum von 50 Jahren jedoch meist wiederhergestellt, so dass die Kohlenstoffbilanz des Bodens, selbst bei anfänglichen Verlusten, positiv ist. Bei der Aufforstung ehemaliger Ackerböden mit angepassten Baumarten kann jedoch auch schon in

den ersten Jahren von einer Zunahme des C-Gehaltes im Boden ausgegangen werden. Hinsichtlich der kohlenstoffrelevanten Vorgänge im Mineralboden sind die Unsicherheiten allerdings immer noch groß, da die Dynamik nur schwer messbar und daher auch noch nicht voll verstanden ist. Da die Spanne der ermittelten Kohlenstoffflüsse während der ersten 20 Jahre von einer jährlichen Freisetzung in Höhe von bis zu 5 t CO₂/ha*a bis zur Bindung von 1,3 t CO₂/ha*a in der überwiegenden Zahl der Messungen im Vergleich zu den Veränderungen in den anderen Pools eher gering und die Ungenauigkeiten dieser Messungen groß ist, erscheint die Vernachlässigung des Bodenkohlenstoffes bei der Bilanzierung von Aufforstungsprojekten – abgesehen von Sonderstandorten – als akzeptabel.

Die Zusammenfassung der Ergebnisse für die einzelnen Kohlenstoffspeicher zeigt, dass bereits in den ersten 10-20 Jahren eine positive C-Gesamtbilanz gegeben ist. Lediglich in Gebieten mit sehr niedriger Biomasseproduktion (z.B. boreale Zone), bei hohen Ausgangs-C-Gehalten im Mineralboden (wie z.B. Torfböden), kann es durch die Aufforstung zu einer CO₂-Freisetzung kommen. In anderen Gebieten übersteigt die Biomasseproduktion mögliche Verluste im Mineralboden bei weitem. Die höchste CO₂-Speicherung kann in Monokulturen aus leistungsstarken, meist exotischen Baumarten erreicht werden. Solche sind jedoch hinsichtlich ökologischer Aspekte als kritisch zu bewerten. Daher ist für nachhaltige Aufforstungsprojekte die Pflanzung von Mischbeständen aus einheimischen Baumarten auf ehemaligen Acker- oder Weideflächen bei möglichst geringer Bodenvorbereitung zu empfehlen. Für solche Aufforstungen lassen sich während der ersten beiden Jahrzehnte realistisch durchschnittliche Gesamt-Minderungspotenziale von 5-20 t CO₂/ha*a in den gemäßigten Breiten, von 1-5 t CO₂/ha*a in borealen Gebieten und von 10-40 t CO₂/ha*a in den Tropen ableiten.

1 Aufgabenstellung

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die Kohlenstoffbindung auf jungen Aufforstungsflächen zu beleuchten.

Der Aufforstung entwaldeter Gebiete als Maßnahme zur Verminderung des Klimawandels wird ein beträchtliches Potenzial zugeschrieben. Optimistische Rechnungen gehen davon aus, dass bis 2035 bis zu 120 Mrd. t Kohlenstoff (C) (oder 439 Mrd. t CO₂) durch Aufforstungen gespeichert werden könnten (Read 2008, Read und Parshotam 2007). Der aktuelle IPCC Bericht zu Vermeidungsstrategien geht von einem CO₂-Minderungspotenzial durch Aufforstung von weltweit 4 Mrd. t CO₂ pro Jahr bis 2030 bei Kosten von maximal 100 US\$ pro Tonne CO₂ aus. 40% dieser Menge können zu Kosten von weniger als 20 US\$/t CO₂ eingespart werden (IPCC 2007a). Aufforstungen können jedoch nicht nur zu niedrigen Kosten emittiertes CO₂ binden und die Aufnahme in Senken steigern, sondern vor allem auch so angelegt werden, dass sie sowohl zur Anpassung an den Klimawandel als auch zur nachhaltigen Entwicklung beitragen. Positive Nebeneffekte der Wiederbewaldung beinhalten die Aspekte Beschäftigung, Einkommensschaffung, Schutz biologischer Vielfalt und Wassereinzugsgebiete, die Versorgung mit erneuerbaren Energien sowie Armutsbekämpfung (IPCC 2007a).

Immer wieder wird gegen C-Bindungsaktivitäten durch Aufforstungen jedoch eingewandt, dass ihr Beitrag in den ersten beiden Jahrzehnten sehr gering – wenn nicht sogar negativ sei (z.B. Freibauer und Schulze 2004). In den meisten Untersuchungen zu Kohlenstoffflüssen in Wäldern werden die C-Speicherungsraten über lange Zeiträume gemittelt angegeben (z.B. Deckmyn 2004). Selten wird die Dynamik in kürzeren Zeitintervallen betrachtet, wie z.B. im CarboAge Projekt der EU (CarboAge 2000, Davis et al. 2007).

Für die vorliegende Literaturstudie ergaben sich damit folgende Fragestellungen:

- Welche kohlenstoffrelevanten Veränderungen im Ökosystem werden durch die Aufforstung hervorgerufen?
- In welchem Rahmen bewegt sich die Kohlenstoffbilanz einer Aufforstung in den ersten 10-20 Jahren?
- Durch welche Faktoren wird diese beeinflusst?

Zunächst sollen im Folgenden die grundlegenden Vorgänge in terrestrischen Ökosystemen sowie deren Beeinflussung durch Landnutzungsänderungen dargestellt werden, da diese Zusammenhänge für das Verständnis der Kohlenstoffflüsse von zentraler Bedeutung sind. Anschließend werden in Kapitel 3 die durch eine Aufforstung induzierten Veränderungen in den verschiedenen C-Speichern eines Ökosystems genauer betrachtet sowie auf Basis der durchgeführten Literaturanalyse quantifiziert. Abschließend werden in Kapitel 4 die daraus abgeleiteten Empfehlungen dargestellt.

2 Kohlenstoffflüsse und -Speicher in terrestrischen Ökosystemen

2.1 Kohlenstoffflüsse in terrestrischen Ökosystemen

Der Kohlenstofffluss in terrestrischen Ökosystemen kann als modellhafter Kreislauf zwischen Ökosystem und Atmosphäre beschrieben werden (vgl. Egli et al. 2001). Kohlendioxid wird durch Pflanzen photosynthetisch fixiert, d.h. in Form von energiereichen Kohlehydraten (CH_2O) für den Stoffwechsel der Pflanze verfügbar gemacht. Dieser Vorgang wird in Form der Bruttopräproduktion gemessen. Ein Drittel der so assimilierten organischen Substanz wird von den Pflanzen selbst unter Freisetzung der in ihr gespeicherten Energie wieder veratmet. Der Rest der kohlenstoffhaltigen Syntheseprodukte (entspricht der Nettoprimäproduktion) wird in der ober- und unterirdischen lebenden Biomasse gespeichert. Diese dient heterotrophen Lebewesen (Tiere) als Lebensgrundlage. Durch ihre Atmung werden die organischen C-Verbindungen wieder in anorganisches CO_2 zerlegt, welches in die Atmosphäre zurückgelangt (vgl. Abbildung 1). Abgestorbene Biomasse, die nicht von Tieren aufgenommen wird, wird von Zersetzern mineralisiert oder verbleibt gewisse Zeit im Boden. Auf der Bodenoberfläche sammeln sich tote Tier- und Pflanzenreste wie Laub und abgestorbene Wurzeln an. Die Zersetzer wandeln diese ständig nachgelieferten organischen Abfälle allmählich in Humusstoffe um, welche die Bodentiere (z.B. Regenwürmer) mit den mineralischen Bestandteilen wie Kalk, Tonmineralien, Silikaten, welche durch Verwitterung aus dem Gesteinsuntergrund freigesetzt werden, vermischen. Der so gebundene Kohlenstoff wird als „organischer Bodenkohlenstoff“ bezeichnet. Ein Teil des Humus wird durch die Zersetzer über mehrere Zwischenstufen abgebaut (mikrobielle Atmung), so dass der darin festgelegte Kohlenstoff schließlich wieder als CO_2 in die Atmosphäre zurückgelangt. Daneben entstehen aber auch stabile, d.h. nicht weiter zersetzbare Humusformen. Der darin gebundene Kohlenstoff wird dem C-Kreislauf über lange Zeit (bis zu 10.000 Jahre) entzogen (Egli et al. 2001).

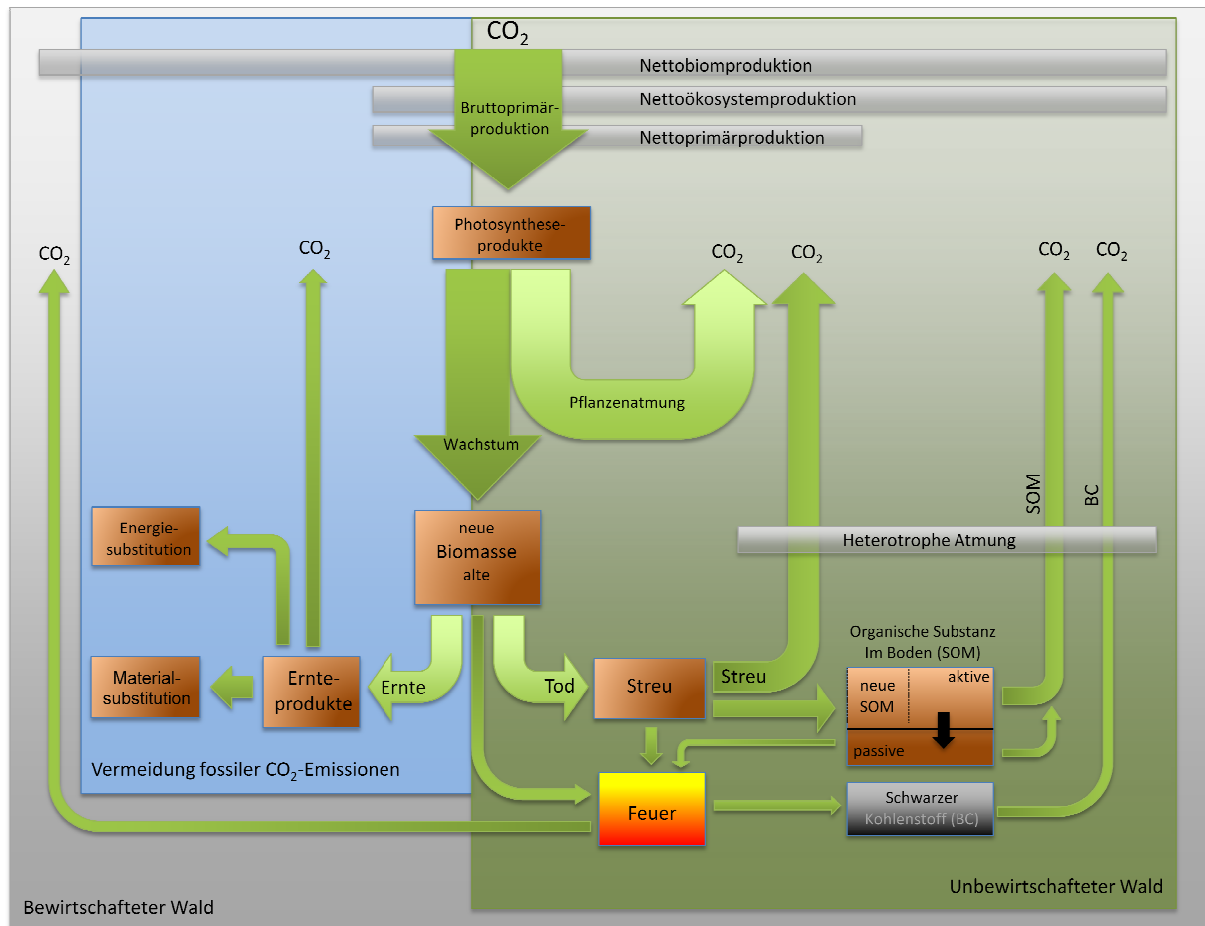


Abbildung 1: Kohlenstoffflüsse in terrestrischen Ökosystemen sowie in einem nachhaltig bewirtschafteten Wirtschaftswald unter Berücksichtigung von Substitutions- und damit Emissionsvermeidungseffekten (nach Burschel und Weber 2001)

Die Festlegung von Kohlenstoff im Boden hängt einerseits von der Eintragsrate an organischem Material in den Boden (also Nettoprimärproduktion), der Verweilzeit des organischen Kohlenstoffes im Boden (bedingt z.B. durch die Aktivität von Bodenwühlern wie Regenwürmern) und den bodenchemischen Bedingungen zur Stabilisierung des Humus ab (Lal 2004).

Die Zersetzung und Mineralisation des organischen Kohlenstoffes im Boden ist hauptsächlich von den Lebensvoraussetzungen für Mikroorganismen abhängig. So sind beispielsweise in schlecht drainierten, kalten Böden der borealen Zone die Kohlenstoffspeicher im Boden im Gegensatz zu tropischen Gebieten verhältnismäßig hoch, da durch die schlechte Zersetzungsrate hohe Vorräte aufgebaut werden (Gower et al. 2001, Schulze et al. 1999). Des Weiteren wird die Mineralisation vom pH-Wert, der Nährstoffverfügbarkeit, Streuqualität, Durchlüftung und von menschlichen Störungen beeinflusst (Morris et al. 2007, Paul et al. 2002, Post und Kown (2000).

2.2 Wälder als Kohlenstoffspeicher

Aus den oben beschriebenen Prozessen ergeben sich in terrestrischen Ökosystemen, d.h. auch in Wäldern bzw. Aufforstungen drei wesentliche „Pools“, in denen Kohlenstoff gespeichert wird: lebende Biomasse, totes organisches Material und Boden. Diese sind nach dem IPCC (2003) wie folgt definiert: (Die Originaldefinition in englischer Sprache ist in Anhang A aufgeführt)

- **Lebende Biomasse:** Darunter wird sowohl die ober- als auch die unterirdische Biomasse zusammengefasst. Die oberirdische Biomasse setzt sich aus Stamm, Rinde, Ästen, Laub sowie Samen bzw. Früchten zusammen. Die unterirdische Biomasse besteht aus allen lebenden Wurzeln (Grob- und Feinwurzeln).
- **Tote organische Substanz:** Dieser Begriff fasst stehendes und liegendes Totholz sowie organische Bodenaufgabe zusammen. Unter der organischen Bodenaufgabe wird im Folgenden tote organische Substanz verschiedener Zersetzungsgrade oberhalb des Mineralbodens verstanden.
- **Mineralboden:** Beinhaltet den im Boden gespeicherten organischen Kohlenstoff

Diese Speicher können jedoch nicht als völlig unabhängig voneinander betrachtet werden. Nicht immer sind alle drei Speicher vorhanden, beispielsweise kann die organische Auflage fehlen. Außerdem kommt es im Laufe der Entwicklungsphasen eines Ökosystems, z.B. in der Entwicklung eines Waldes durch die Umsetzungsprozesse (z.B. Zersetzung der Biomasse s. oben) zum Austausch zwischen den einzelnen Speicherpools.

Terrestrische Ökosysteme nehmen durch ihr Wachstum jedes Jahr 9,5 Mrd t CO₂ auf¹ (IPCC 2007b in IPCC 2007a). Dies entspricht in etwa 30% der CO₂ Emissionen, die durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe und der (Netto-)Entwaldung pro Jahr verursacht werden (Canadell und Raupach 2008). Allein in der Vegetation sind weltweit 466 Mrd t C gespeichert (IPCC 2000). Terrestrische Ökosysteme, insbesondere Wälder werden daher aktuell als aktive Kohlenstoffsinken angesehen². Auch die Wirtschaftswälder in Deutschland sind Kohlenstoffsinken, da mehr Holz nachwächst als eingeschlagen wird. Sie speichern jährlich 30 Mio t CO₂, was einem Anteil von etwa 4% der jährlichen deutschen CO₂ Emission entspricht (BMU 2000) Nicht einberechnet ist in diesen Kalkulationen die langfristige Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten sowie die Vermeidung fossiler Energieträger, denen eine große Bedeutung zugeschrieben wird (Burschel und Weber 2000, vgl. Abbildung 1).

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick zu den Größenordnungen der vier Kohlenstoffspeicher in Wäldern verschiedener Regionen. Angegeben sind die gewichteten Mittelwerte der einzelnen Regionen pro ha.

¹ Wert bezieht sich auf Kohlenstoffflüsse während der 1990er Jahre

² Senken von Treibhausgasen sind nach der Definition der Klimarahmenkonvention (Art 1 Abs. 8 UNFCCC) Vorgänge, Tätigkeiten oder Mechanismen, durch die Treibhausgase aus der Atmosphäre entfernt werden

Tabelle 1: Kohlenstoffvorrat in Wäldern verschiedener Regionen (aus: FAO 2006)

Region	Kohlenstoffvorrat [t C/ha]				
	Biomasse	Totholz	organische Bodenauflage	Mineralboden	Gesamt
Östliches und südliches Afrika	63,5	7,5	2,1	-	73,0
Nördliches Afrika	26,0	3,3	2,1	33,5	64,9
Westliches Afrika und Zentralafrika	155,0	9,8	2,1	56,0	222,9
Afrika Gesamt	95,8	7,6	2,1	55,3	160,8
Ostasien	37,0	5,0	-	-	41,9
Süd- und Südostasien	77,0	9,0	2,7	68,4	157,1
West- und Zentralasien	39,7	3,6	11,4	41,0	95,8
Asien Gesamt	57,0	6,9	2,9	66,1	132,9
Europa Gesamt	43,9	14,0	6,1	112,9	176,9
Karibik	99,7	8,8	2,2	70,5	181,2
Mittelamerika	119,4	14,4	2,1	43,3	179,2
Nordamerika	57,8	8,8	15,4	35,8	117,8
Nord- und Mittelamerika Gesamt	60,1	9,0	14,8	36,6	129,6
Ozeanien Gesamt	55,0	7,4	9,5	101,2	173,1
Südamerika Gesamt	110,0	9,2	4,2	71,1	194,6
Welt	71,5	9,7	6,3	73,5	161,1

In der lebenden Biomasse und dem Totholz sind durchschnittlich 44% bzw. 6% des gesamten Kohlenstoffes der Wälder gespeichert. In den ersten 30 cm des Bodens und der Bodenauflage befinden sich 46% und 4% des C-Vorrates.

Zum Vergleich ist in Tabelle 2 die durchschnittliche Kohlenstoffspeicherung in Wäldern als auch anderer Vegetationsformen nach Berechnungen des WBGU (1998) dargestellt.

Tabelle 2: Kohlenstoffvorräte in t C/ha nach Vegetationstypen (aus WBGU (1998))

Vegetations-/Nutzungsform	Kohlenstoffvorräte pro Fläche [t C/ha]		
	Gesamt	Boden ¹	Vegetation ²
Wälder der hohen Breiten	407	343	64
Wälder der mittleren Breiten	188	96	57
Wälder der niedrigen Breiten	244	123	121
Mittel der Wälder	275	189	86
Tropische Savannen	146	117	29
Temperate Grasländer	243	236	7
Kulturland	134	128	6
Feuchtgebiete	686	643	43
Tundra, alpine Rasen	134	128	6
Wüste/Halbwüste	44	42	2

¹bezieht sich auf unterirdische Biomasse, organische Bodenauflage und Mineralboden

²bezieht sich auf oberirdische Biomasse

Während in tropischen Wäldern die durchschnittliche Kohlenstoffspeicherung im Boden im Verhältnis zum Speicher in der Vegetation in etwa gleich ist, beträgt das Verhältnis in borealen Wäldern 5:1 und temperierten Wäldern 2:1. In Graslandschaften übersteigt der C-Speicher im Boden den der Vegetation um das 8fache, in Feuchtgebieten und Wüsten sogar um das bis zu 17fache (IPCC 2007b).

2.3 Einfluss von Landnutzungsänderungen auf den Kohlenstoffspeicher

In der vorliegenden Literaturstudie sollen bekannte Effekte einer Wiederbewaldung auf die Kohlenstoffflüsse dargestellt werden. Eine Wiederbewaldung kann natürlich durch Sukzession geschehen oder künstlich gefördert werden. Die Klimarahmenkonvention unterscheidet bei der künstlichen Wiederbewaldung zwischen „(Erst-)Aufforstung“ (in der internationalen Terminologie: afforestation) und „Wiederaufforstung“ (reforestation).

- Unter (Erst-)Aufforstung wird die „direkte durch den Menschen eingeleitete Umwandlung von Land, das für mindestens 50 Jahre nicht bewaldet war, in Wald durch Pflanzung, Aussaat und/oder die Förderung von natürlichen Saatquellen“ verstanden (UNFCCC 2001, Übersetzung ins Deutsche aus IPCC (2007c)).³
- Unter Wiederaufforstung wird die Umwandlung von ehemals bewaldetem Land, das in eine andere Nutzung überführt worden ist, in Wald verstanden (UNFCCC 2001).⁴

Im Folgenden werden Aufforstungen, d.h. die vom Menschen unterstützte Wiederbewaldung, im Sinne der obigen Definitionen betrachtet. Der Begriff „Aufforstung“ fasst hierbei die Bedeutung für Erstaufforstung und Wiederaufforstung zusammen.⁵ Nicht berücksichtigt werden Waldflächen, die nach einem geplanten Kahlschlag im Rahmen des Bewirtschaftungszyklusses wieder bepflanzt werden.

Für die Betrachtung der C-Speicherung auf jungen Aufforstungsflächen ist die Berücksichtigung des Ausgangszustandes, d.h. die bisherige Landnutzungsgeschichte von zentraler Bedeutung, da sowohl der Kohlenstoffvorrat als auch seine Veränderung durch die Wiederbewaldung davon massiv beeinflusst werden. Daher wird im Folgenden kurz auf die Effekte der Entwaldung sowie der darauffolgenden Landnutzung auf den Kohlenstoffhaushalt eingegangen.

Bei der Umwandlung von Wald in landwirtschaftliche Nutzfläche werden die in Tabelle 1 aufgeführten Vorräte der Biomasse, je nach Art der Umwandlung, bis zu 100% (bei Wanderfeldbau in den Tropen z.B. 80-90% (BML 1999)) als CO₂ in die Atmosphäre freigesetzt. Bei einem weltweiten Durchschnitt von 50 t/ha an gebundenem Kohlenstoff in der oberirdischen Biomasse des Waldes entspricht dies einem durchschnittlichen Verlust von 183 t CO₂ pro ha vernichtetem Wald. Wenn Wälder in landwirtschaftliche Nutzfläche überführt werden, tritt neben den Verlusten an Biomasse außerdem ein Verlust an Bodenkohlenstoff auf, der je nach Klimabedingungen und Bewirtschaftungsmethoden schwankt (Paul et al. 2002, Guo und Gifford 2001). Diese vorangegangenen Veränderungen im Boden beeinflussen auch die Kohlenstoffbilanz späterer Aufforstungsflächen und sollen daher im Folgenden kurz betrachtet werden.

Vor allem auf humusreichen Standorten können bei einer **Umwandlung von Wald in Ackerland** C-Verluste im Boden von bis zu 50% (durchschnittlich 42%) auftreten (Czimczik et al. 2005). Die Untersuchungsergebnisse zeigen allerdings eine große Streuung. In warmtemperierten Regionen der USA wurden nach hundertjähriger, landwirtschaftlicher Nutzung auf ehemals durch Laubwald bestockten Flächen Verluste im Kohlenstoffspeicher des

³ *Afforestation*: “Direct human-induced conversion of land that has not been forested for at least 50 years through planting, seeding and/or human-induced promotion of natural seed sources” (UNFCCC 2001)

⁴ *Reforestation*: “Conversion of land that was forested but has been converted to non-forest land. For the 1st commitment period limited to land that did not contain forest on 31. Dec 1989” (UNFCCC 2001)

mineralischen Oberbodens (0-0,3 m) von 40% festgestellt (Richter et al. 1999). Auf ehemaligen *Pinus palustris* Flächen wurde in den oberen 10 cm sogar ein Verlust von 58% des ursprünglichen Bodenkohlenstoffes gemessen (Markewitz et al. 2002). Ähnliche Größenordnungen (14-56 % des Ausgangsvorrates der oberen 50 cm) lassen sich auch in tropischen Regionen feststellen (Brown and Lugo 1990). Guo und Gifford (2002) ermittelten einen auf globaler Ebene durchschnittlichen Verlust des Kohlenstoffspeichers im Boden von 42% nach der Umwandlung von Wald in Ackerland. Vom IPCC werden Durchschnittswerte von 25-40% angegeben (IPCC 1996).

Neben der Quantität ändert sich jedoch auch die Qualität des organischen Materials im Boden. Durch die Überführung in intensive Bewirtschaftung ändert sich häufig die Lagerungsdichte der Böden, Oberbodenmaterial gelangt in den Unterboden und Erosion führt zu weiteren Verlusten (Johnson 1992).

Auch die **Umwandlung von Wald in Weide- bzw. Grasland** führt zunächst zu einem fast vollständigen Verlust der oberirdischen Biomasse. Im Boden kann es jedoch in Abhängigkeit von den Ausgangsbedingungen, der Art des Grasbestands und dem Management zu einer Kohlenstoffanreicherung kommen. Hier ist die Datenlage sehr gering. Eine Metaanalyse von Guo und Gifford (2002) quantifizierte sogar einen Anstieg von 8% im Boden C-Pool nach der Umwandlung von Wald in Grasland. Die Kohlenstoffanreicherung im Boden kann jedoch nur einen kleinen Teil der Kohlenstoffverluste der Vegetation ausgleichen. In den Tropen werden beispielsweise nur 3-12% des in der oberirdischen Biomasse des Primärwaldes gespeicherten Kohlenstoffes nach der Umwandlung in Weideflächen im Boden zusätzlich gespeichert.

Die größten C-Verluste im Oberboden nach der Entwaldung erfolgen in den ersten zwei darauffolgenden Dekaden (Mann 1986). Dagegen dauert es eine erheblich längere Zeit bis der Kohlenstoffspeicher des Bodens sich regeneriert.

Wird **Acker- oder Weideland wieder in Wald** überführt hat dies zunächst eine deutliche Verlängerung des bisher jährlichen Kultivierungs- sowie Erntezyklusses und damit eine Verringerung der entnommenen Biomasse zur Folge (Bowman und Leemans 1995). Dies ermöglicht den Aufbau des C-Speichers in der Biomasse und damit auch die Anreicherung von Kohlenstoff durch totes organisches Material in der Bodenaufgabe sowie in tieferen Bodenschichten. Die Fragestellung der folgenden Literaturlauswertung ist es, in welcher Zeitspanne und in welcher Größenordnung sich die Kohlenstoffspeicher in der Biomasse, und im Boden durch eine Aufforstung wiederherstellen lassen.

In Kapitel 3 werden getrennt nach den C-Pools „Biomasse“ (ober- und unterirdisch) und „Boden“ (Streu und Mineralboden) die induzierten Veränderungen in den Kohlenstoffflüssen genauer beschrieben sowie quantifiziert. Unter 3.4 wird dann die daraus resultierende Kohlenstoffbilanz junger Aufforstungsflächen zusammengefasst. Hierbei wird davon ausgegangen, dass zu Beginn der Aufforstung kaum bis keine Vegetation vorhanden ist. Da der Schwerpunkt der Recherche auf jungen Aufforstungsbeständen lag, wird die Anreicherung von Totholz als Kohlenstoffspeicher vernachlässigt.

3 Kohlenstoffflüsse auf jungen Aufforstungsflächen

3.1 Kohlenstoffbindung in der Biomasse

3.1.1 Allgemeine Dynamik

Biomasse macht den größten Teil der Kohlenstoffspeicherung bei Aufforstungen aus (Schiffman und Johnson 1989). Die Rate, mit der Biomasse nach einer Aufforstung (oder auch natürlicher Wiederbewaldung) aufgebaut wird, hängt von der Kohlenstoffmenge ab, die durch Photosynthese fixiert wird (entspricht der Bruttoprimaryproduktion (BPP)) und dem Anteil an C, der durch die Respiration der Pflanze wieder in die Atmosphäre entweicht (vgl. Litton et al. 2007).

Auf neu begründeten Waldflächen ist die Produktionsrate in den ersten Jahrzehnten hoch. Der überwiegende Teil der Kohlenstoffaufnahme (BPP) wird zunächst in den Aufbau oberirdischer Holzbiomasse und Blattfläche investiert. Die Biomasseproduktionsrate nähert sich zum Zeitpunkt des Kronenschlusses ihrem Maximum an. Dieser findet in temperierten Breiten nach 20-25 Jahren, in den Tropen nach spätestens 10 Jahren statt (vgl. Abbildung 2). Danach nimmt die Biomassezuwachsrate über die folgenden Dekaden um 20-80% ab (Gower et al. 1996). Die Bruttoprimaryproduktion bleibt nach etwa 20 Jahren, in den Tropen nach ca. 10 Jahren, relativ konstant während die Respiration steigt. Dadurch kommt zunächst ein starker Anstieg der Nettoprimärproduktion zu Stande, welche danach jedoch durch die erhöhte Respiration wieder deutlich abfällt (Barnes et al. 1998).

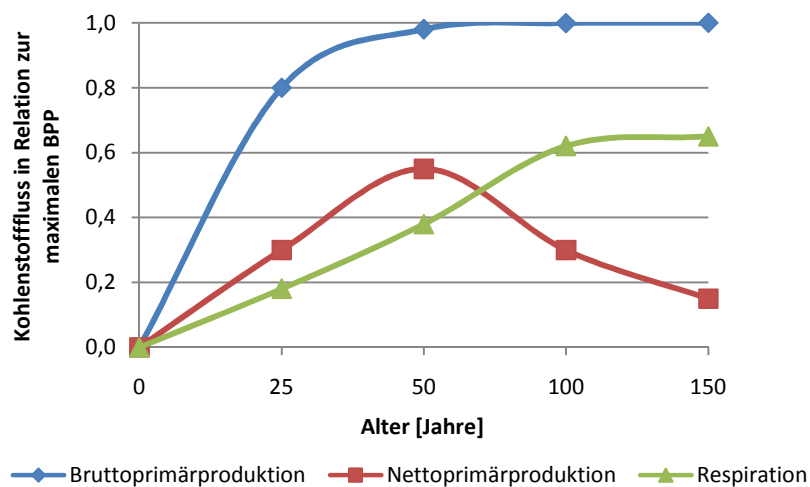


Abbildung 2: Kohlenstofffluss in die Nettoprimärproduktion und Respiration in Relation zur maximalen Bruttoprimaryproduktion in Abhängigkeit vom Alter (Respiration aus der heterotrophen Atmung (vgl. Abbildung 1) sind nicht berücksichtigt) (aus: Ryan et al. 2004)

Pregitzer und Euskirchen (2004) ermittelten die maximale NPP in borealen Wäldern im Alter 71-120 und in temperierten Wäldern zwischen 11-30 Jahren. In anderen Studien wurde neben der Nettoprimärproduktion auch ein Abfall der Bruttoprimaryproduktion im Laufe der Bestandesentwicklung festgestellt (vgl. Ryan et al. 2004). Nach dem Kronenschluss wird nach Untersuchungen von Ryan et al. (2004) ein höherer Anteil der BPP in die unterirdische Biomasse und die Blattrespiration investiert und führt so zu einer Abnahme der oberirdischen Holzproduktion. Abbildung 3 zeigt die Verteilung des gespeicherten Kohlenstoffes auf die verschiedenen Baumkompartimente in Abhängigkeit vom Alter am Beispiel eines Fichtenbestandes.

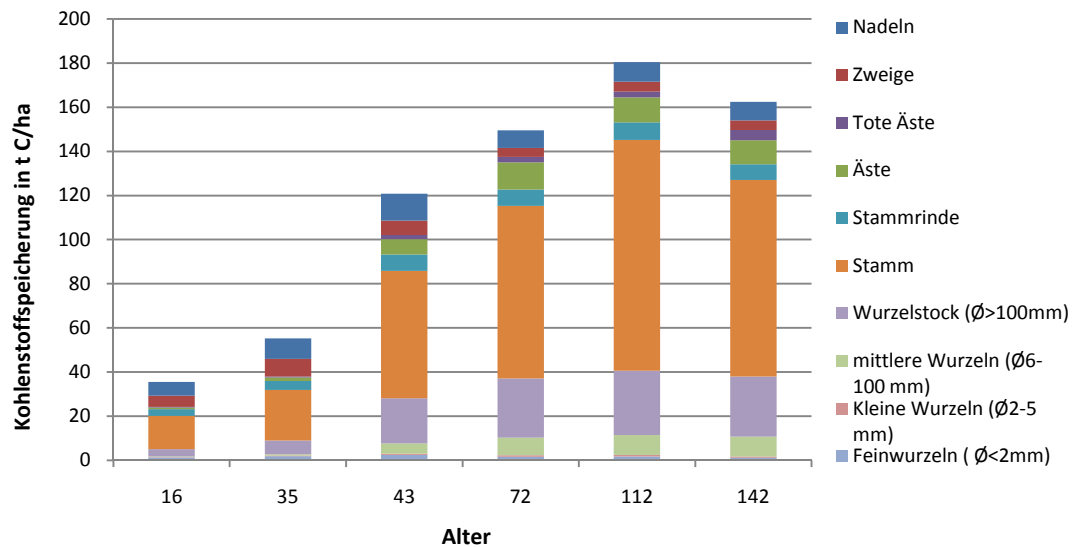


Abbildung 3: Verteilung des gespeicherten Kohlenstoffes auf die verschiedenen Baumkomponenten im Verlauf der Bestandesentwicklung für Fichte. Werte sind der von Mund et al. (2002) im Fichtelgebirge ermittelten Zeitreihe entnommen. Die Abnahme der Gesamtbiomasse im Alter 142 ist auf Ernteeingriffe zurückzuführen.

Aus diesen physiologischen und strukturellen Vorgängen im Laufe des Bestandeslebens ist für die vorliegende Untersuchung abzuleiten, dass sich die Zuwachsraten der Biomasse und damit des Hauptkohlenstoffspeichers in Abhängigkeit von der Zeit unterscheiden können. Die Zuwachsraten sind in den ersten Jahren häufig wesentlich höher als zu späteren Zeitpunkten innerhalb der Bestandesentwicklung. Jedoch ist die absolute Kohlenstoffspeicherung und damit Entnahme von CO₂ aus der Atmosphäre in der Biomasse zunächst durch den geringen Biomassevorrat niedriger als in älteren Beständen. Aus der in Abbildung 3 dargestellten altersabhängigen Verteilung des durch die Nettoprimärproduktion gespeicherten Kohlenstoffes auf die verschiedenen Baumkomponenten lassen sich zudem unterschiedlich hohe Expansionsfaktoren zur Umrechnung von oberirdischer Biomasse in die Gesamtbiomasse ableiten (vgl. Burschel 1993).

3.1.2 Quantifizierung der Kohlenstoffflüsse

Die akkumulierte Biomasse nimmt in borealen, temperierten, und tropischen Wäldern mit dem Alter zu (Pregitzer und Euskirchen 2004). In welcher Größenordnung dies jedoch geschieht, ist insbesondere von Klimagradienten (Cramer et al. 2001), Standortfaktoren, den verwendeten Baumarten und der Landnutzungsgeschichte (Silver et al. 2001, Roy et al. 2001) abhängig.

In der folgenden Tabelle sind Größenordnungen für die jährlichen Biomassezuwächse und der sich daraus ergebenden CO₂-Fixierung verschiedener Vegetationszonen aufgeführt. Die angegebenen Intervalle ergeben sich aus Datenzusammenstellungen verschiedener Autoren (Brown und Lugo 1999, Silver et al., 2000, Winjum und Schroeder 1997, Nilsson und Schopfhauser 1995), sowie den Richtlinien zur Biomasseberechnung von Aufforstungen des IPCC (2006). Die angegebenen Werte für die oberirdische Biomasse wurden mit den vorgeschlagenen Faktoren der IPCC Guidelines for LULUCF (IPCC 2006) in Gesamtbiomasse umgerechnet. Der Kohlenstoffgehalt einer Tonne trockener Biomasse wurde in allen folgenden Berechnungen mit 50% angenommen. Die Umrechnung von t C in t CO₂ erfolgte mit dem Faktor 3,66 (vgl. auch Erläuterungen zur Berechnung in Anhang A).

Tabelle 3: Aus Literaturanalysen ermittelte Richtwerte für den jährlichen Biomassezuwachs sowie die daraus resultierende CO₂ Speicherung in Aufforstungen nach Klimazonen und Alter (MW = Mittelwert)

Klimazone/ Vegetationsform	Alter	Oberirdische Biomasse [t/ha*a] (Trockengewicht)			Ober- und unterirdische Biomasse ¹ [t/ha*a] (Trockengewicht)			C-Speicherung in der ober- und unterirdischen Biomasse [t C/ha*a]			Jährliche CO ₂ - Minderung ³ [t/ha*a]			Quelle
		MW	von	bis	MW	von	bis	MW	von	bis	MW	von	bis	
Tropische/Subtropische Wälder														
natürliche Sukzession														
Gesamt	< 15	5,0	-	-	6,0	-	-	3,0	-	-	11,0	-	-	Brown und Lugo (1992)
Gesamt	> 15	2,8	2,0	3,5	3,3	2,4	4,2	1,7	1,2	2,1	6,0	4,4	7,7	Brown und Lugo (1992)
Gesamt	< 55	-	-	-	-	-	-	-	3,0	4,9	-	11,0	17,9	Nilsson und Schopfhauser (1995)
Feucht	< 20	9,2	5,3	13,0	11,0	6,4	15,6	5,5	3,2	7,8	20,1	11,6	28,5	IPCC (2003)
Feucht	> 20	2,2	1,0	3,4	2,6	1,2	4,1	1,3	0,6	2,0	4,8	2,2	7,5	IPCC (2003)
Trocken	< 20	3,1	1,2	5,0	4,0	1,5	6,4	2,0	0,8	3,2	7,2	2,8	11,6	IPCC (2003)
Trocken	> 20	1,7	0,4	3,0	2,2	0,5	3,8	1,1	0,3	1,9	4,0	0,9	7,0	IPCC (2003)
Aufforstungen/ Plantagen														
Gesamt		15,9	5,0	46,0	19,1	6,0	55,2	9,5	3,0	27,6	34,9	11,0	101,0	nach Ugalde und Perez (2001)
Feucht	15	-	-	-	-	-	-	8,5	6,4	13,9	31,1	23,4	50,9	Winjum und Schroeder (1997) ²
Feucht	< 20	6,2			7,4	0,0	0,0	3,7	0,0	0,0	13,6	0,0	0,0	Silver et al. (2000)
Feucht	< 26	7,9	0,8	15,0	9,5	1,0	18,0	4,7	0,5	9,0	17,3	1,8	32,9	Lugo et al. (1988)
Feucht	< 20	13,0	5,0	21,0	15,6	6,0	25,2	7,8	3,0	12,6	28,5	11,0	46,1	IPCC (2003)
Feucht	> 20	15,0	5,0	25,0	18,0	6,0	30,0	9,0	3,0	15,0	32,9	11,0	54,9	IPCC (2003)
Trocken	19	-	-	-	-	-	-	6,2	4,2	8,6	22,7	15,4	31,5	Winjum und Schroeder (1997) ²
Trocken	< 20	9,7	3,3	16,0	12,3	4,2	20,3	6,1	2,1	10,2	22,4	7,7	37,2	IPCC (2003)
Trocken	> 20	9,3	2,5	16,0	12,0	3,3	20,8	6,0	1,6	10,4	22,0	5,9	38,1	IPCC (2003)

Temperate Wälder														
Allgemein	25	-	-	-	-	-	-	4,1	1,7	8,6	15,0	6,2	31,5	Winjum und Schroeder (1997) ²
Allgemein	55	-	-	-	-	-	-	2,9	0,8	5,3	10,6	2,9	19,4	Nilsson und Schopfhauser (1995)
Nadelwälder	< 20	3,0	0,5	6,0	4,2	0,7	8,4	2,9	0,4	4,2	10,6	1,3	15,4	IPCC (2003)
Nadelwälder	> 20	3,0	0,5	6,0	4,2	0,7	8,4	1,5	0,4	4,2	5,5	1,3	15,4	IPCC (2003)
Laubwälder	< 20	4,0	0,5	8,0	5,6	0,7	11,2	2,0	0,4	5,6	7,3	1,3	20,5	IPCC (2003)
Laubwälder	> 20	4,0	0,5	7,0	5,6	0,7	9,8	2,0	0,4	4,9	7,3	1,3	17,9	IPCC (2003)
Boreale Wälder														
Allgemein	80	-	-	-	0,0	-	-	1,0	-	-	3,5	-	-	Winjum und Schroeder (1997) ²
Allgemein	55	-	-	-	-	-	-	-	0,4	1,4	-	1,5	5,1	Nilsson und Schopfhauser (1995)
Nadelwälder	< 20	1,2	0,8	1,5	1,6	1,1	2,1	0,8	0,6	1,0	2,9	2,0	3,8	IPCC (2003)
Nadelwälder	> 20	2,0	1,5	2,5	2,8	2,1	3,5	1,4	1,0	1,7	5,1	3,8	6,4	IPCC (2003)
Laubwälder	< 20	1,5	1,5	1,5	2,1	2,1	2,1	1,0	1,0	1,0	3,8	3,8	3,8	IPCC (2003)
Laubwälder	> 20	1,4	1,3	1,5	1,9	1,8	2,1	1,0	0,9	1,0	3,6	3,3	3,8	IPCC (2003)
gemischt	< 20	1,1	1,0	1,1	1,5	1,4	1,5	0,7	0,7	0,8	2,7	2,5	2,8	IPCC (2003)
gemischt	> 20	1,3	1,1	1,5	1,8	1,5	2,1	0,9	0,8	1,0	3,3	2,8	3,8	IPCC (2003)

¹ Verwendeter Expansionsfaktor für unterirdische Biomasse: 1,3 trockene Tropen, 1,2 feuchte Tropen, 1,4 boreale und temperate Wälder nach IPCC (2006) (vgl. Anhang A)

² Winjum und Schröder verwendeten zur Umrechnung von Stammholzvolumen [m³/ha] in Kohlenstoffspeicherung [t C/ha] in der Gesamtbiomasse einen Expansionsfaktor von 1,6 und eine durchschnittliche Holzdicke von 0,52 t/m³

³ Die Umrechnung von t C in t CO₂ erfolgte mit dem Faktor 3,66

In den ersten 20 Jahren nach der Aufforstung lassen sich aus Tabelle 3 Spannen der jährlichen C-Speicherungsraten in der Biomasse in Größenordnungen von 0,6-1,4 t C/ha*a in borealen Gebieten, 0,4-8,6 t C/ha*a in der temperaten Zone und 2,1-27 t C/ha*a in den Tropen ableiten.

In temperaten Wäldern, insbesondere in Europa und Nordamerika, lässt sich die Biomasseproduktion durch langjährige Inventuren und abgeleitete Ertragstabellen gut abschätzen (vgl. Anhang C, Anhang D und Anhang J). Auf Basis der Daten der Bundeswaldinventur II (BMELV 2005) kann in den ersten 20 Jahren in Deutschland über alle Baumarten hinweg eine durchschnittliche jährliche C-Speicherung von 2,8 t C/ha*a (10,3 t CO₂/a) in der ober- und unterirdischen Biomasse erwartet werden (Datentabelle vgl. Anhang D). Im Bestandesalter zwischen 20 und 60 Jahren werden im Mittel 6,4 t C/ha*a in der lebenden Biomasse akkumuliert. In den nachfolgenden Altersklassen geht die C-Speicherung auf ca. 4-5 t C/ha*a zurück. Über alle Baumarten und Alter ergibt sich aus einem durchschnittlichen jährlichen Holzzuwachs von 12 m³/ha*a in Deutschland eine durchschnittliche CO₂ Minderung durch die wachsende Biomasse von 18 t CO₂/ha und Jahr. Die Festlegung von Kohlenstoff in der Biomasse ist stark Baumarten- und altersabhängig, wie Abbildung 4 verdeutlicht.

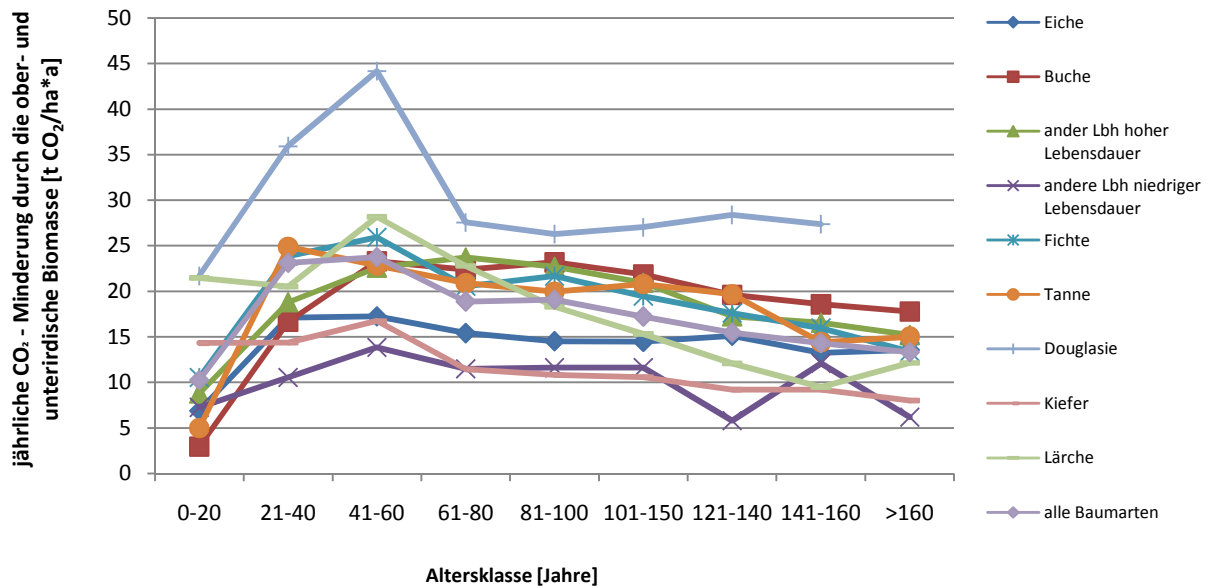


Abbildung 4: Aus den Zuwachsdaten der 2. Bundeswaldinventur für Deutschland abgeleitete jährliche CO₂-Minderungsrate nach Baumarten und Altersklassen (Lbh = Laubhölzer)

In Anhang C sind ergänzend die nach den Ertragstafeln für Bayern zu erwartenden Holzmassen sowie der davon abgeleitete Kohlenstoffvorrat in Abhängigkeit von Alter und Baumart aufgeführt. Durch den in den letzten Jahrzehnten beobachteten starken Anstieg der jährlichen Zuwachsraten (z.B. Spiecker et al. 1996, Hofmann 1990) wurde ein Aufschlag von 10% auf die Original Ertragstafelwerte verwendet. Da in Deutschland hauptsächlich ehemalige Ackerbauflächen mit guter Nährstoffausstattung für die Aufforstung zur Verfügung stehen, wurden in den Berechnungen die Vorratswerte für die I. Bonität, also das beste Ertragsniveau gewählt. Vor dem Hintergrund der Bundeswaldinventur, die deutliche Zuwachssteigerungen im Vergleich zu den Ertragstafeln zeigte, sind diese Annahmen als realistisch bis vorsichtig einzustufen.

Entsprechend sind die über die Ertragstafeln ermittelten Kohlenstoffvorräte im Vergleich zu den Daten der Bundeswaldinventur vergleichsweise niedrig. Nach 20 Jahren können laut den Ertragstafeln zwischen 5,9 t C/ha (21 t CO₂/ha) auf mit Eichen bestockten Flächen bis 69 t C/ha (253 t CO₂/ha) in Pappelbeständen gespeichert werden. Im Alter 100 sind Kohlenstoffvorräte in der unter- und oberirdischen Biomasse zwischen 128 t C/ha (für Eiche) und 270 t C/ha (für Fichte) zu erwarten.

Da in den Ertragstafeln nur Bäume ab einem Durchmesser von 7 cm auf einer Höhe von 1,3 m berücksichtigt sind, liegen Vorratsdaten meist erst ab dem Alter 15-30 vor. Um Daten jüngerer Aufforstungen mit einzubeziehen, aber auch zur Verprobung der in Tabelle 3 angegebenen Spannen wurden Ergebnisse unterschiedlicher Biomasseerhebungen in Aufforstungen der mittleren und niedrigen Breiten zusammengestellt (vgl. Anhang E).

Inventuren in Deutschland stellten für Aufforstungen mit gemischten Laubholzbeständen Kohlenstoffspeicher in der Biomasse von 61,3 t C (Nüßlein 1995) in Beständen zwischen 17-39 Jahren und 30 t C in einem 10 jährigen Bestand (Röhle 2009) fest und bestätigen damit den oben angegebenen Durchschnittswert von 3 t C/ha*a über alle Baumarten in den ersten 20 Jahren. Ähnliche Angaben macht auch Böswald (1996) für eine Hochwaldaufforstung auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen.

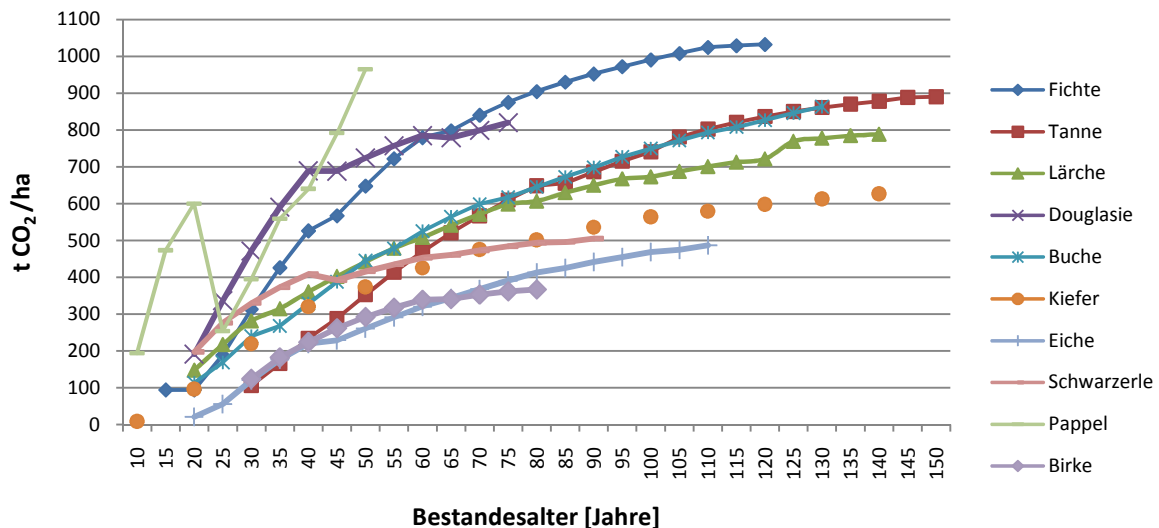


Abbildung 5: Aus den Ertragstafeln abgeleitete CO₂-Minderung durch die lebende Biomasse verschiedener Baumarten in Abhängigkeit vom Alter. Der bei der Pappel zu beobachtende Einbruch ist auf die Verwendung unterschiedlicher Expansionsfaktoren in Abhängigkeit von der Altersklasse zurückzuführen (vgl. Anhang C).

Auch in den USA ist die Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse durch langjährige Inventuren des US Forest Service gut abschätzbar. Beispiele für verschiedene Baumarten und Regionen sind unter Anhang J aufgeführt. Für Aufforstungen von Ackerflächen mit Kiefern im Süden der USA (*Pinus taeda*, *P. elliotii*, *P. palustris* und *P. echinata*) beträgt die durchschnittliche C-Speicherung in der Biomasse während den ersten 10 Jahren 1,2 t C/ha*a und während der ersten 20 Jahre 3,2 t C/ha*a. Im Nordosten der USA kann für White und Red Pine (*Pinus resinosa*, *Pinus monticola*, *Pinus strobus*) eine C-Speicherung von 1 bzw. 1,2 t C/ha*a nach 10 und 20 Jahren erwartet werden. Ähnliche Werte können für Laubholzaufforstungen in den zentralen Staaten der USA (*Carya spp.*, *Quercus spp.*) erwartet werden (1,1 bzw. 1,4 t C/ha*a). Für White und Red Pine im Bereich der großen Seen (Lake States) wird dagegen ein C-Vorrat von 16 t C/ha nach 10 Jahren und 41 t C/ha (1,6 bzw. 2,1 t C/ha*a) nach 20 Jahren angegeben.

In borealen Gebieten kann durch die kurzen Wachstumsperioden mit einer jährlichen Speicherrate von 1,5 bis maximal 6 t CO₂ pro ha und Jahr gerechnet werden. Diese Spanne kann auch mit Inventurdaten von Gower et al. (2001) bestätigt werden (vgl. Anhang E). In 30-jährigen Beständen in Schweden wurden im Zuge des CarboAge Projektes (2000) der Forschergruppe CarboEurope jedoch Kohlenstoffvorräte von 190 t C/ha in 28-jährigen Beständen gemessen. Dies entspricht einer CO₂ Minderung von 24 t CO₂/ha*a in der lebenden Biomasse.

Am größten ist die Spanne der C-Speicherung in der Biomasse jedoch in den Tropen. Tropische Aufforstungen können, stark baumartenabhängig bis über 100 t CO₂/ha*a in den ersten 10-15 Jahren speichern. Dies ist jedoch hauptsächlich in Holzplantagen mit schnellwachsenden Baumarten wie *Eucalyptus grandis* (z.B. in Südafrika nach Tiarks und Nambiar 2000) oder *Leucaena leucocephala* und *Melia azedarach* in Indien (vgl. Pathak und Gupta 2005, oder Gopichand 2005) möglich. Bei der Aufforstung ehemaligen Weidelandes in Brasilien wurden bereits im ersten Jahr 2,9 t C/ha in der Biomasse von *Acacia mangium* und 5,3 t C/ha in *Eucalyptus grandis* gespeichert (Laclau et al. 2008). Ugalde und Prez (2001) stellten die Spannbreiten des Zuwachses der wichtigsten tropischen

Plantagenbaumarten zusammen. Aus diesen Werten wurde die Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse in Anlehnung an den Good Practice Guidance for LULUCF des IPCC (2006) errechnet (vgl. Anhang F). Die ermittelten C-Speicherraten in der ober- und unterirdischen Biomasse liegen im Mittel zwischen 7,7 t C/ha*a für *Terminalia ivorensis* als auch *Tectona grandis* und 32,8 t C/ha*a für *Leucaena leucocephala*. Als eine realistische bis vorsichtige Annahme für Wiederaufforstungen auf degradierten Böden mit einheimischen Baumarten erscheint eine jährliche CO₂-Minderung durch die Biomasse von 15-30 t CO₂/ha*a innerhalb der ersten 10 Jahre. Montagnini und Porras (1998) stellten bei der Aufforstung ehemaliger degradiertes Weideflächen in Costa Rica mit einheimischen Baumarten Kohlenstoffspeicherraten in der Biomasse zwischen 7 und 9 t C/ha*a in den ersten 3 Jahre nach der Pflanzung fest.

Silver et al. (2001) wies in den Tropen eine signifikant höhere Biomasseakkumulationsrate in den ersten 20 Jahren im Vergleich zu den darauffolgenden Jahren nach. Einen Überblick über Inventuren einzelner Baumarten der verschiedenen Vegetationszonen in Abhängigkeit vom Alter ist im Anhang E zu finden.

Zu Beginn dieses Kapitels wurde neben der Bedeutung des Klimas auch auf die Rolle der Landnutzungsgeschichte für die CO₂ Speicherung in der Biomasse hingewiesen. Abbildung 6 zeigt beispielsweise die Biomasseentwicklung nach der Aufforstung ehemals ackerbaulich genutzter Flächen, Weideflächen und entwaldeter, nicht kultivierter Flächen der Tropen. Zu Grunde liegen Messergebnisse unterschiedlicher Studien in den immer- und wechselfeuchten Tropen (zusammengestellt von Silver et al. 2001)

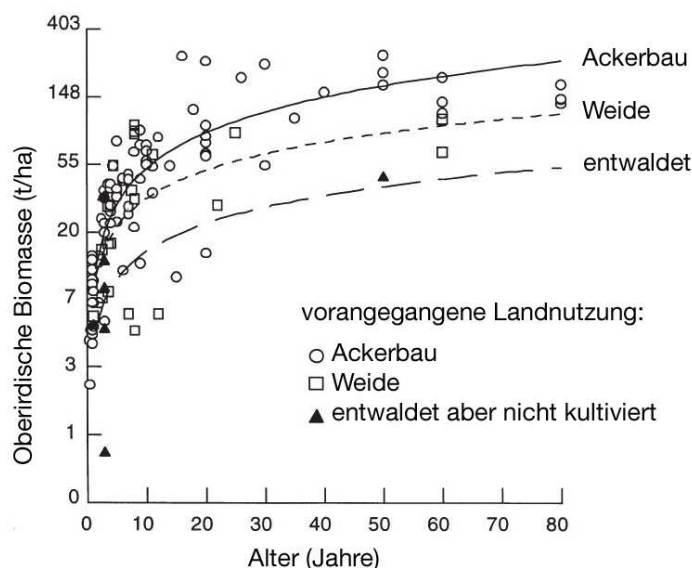


Abbildung 6: Entwicklung der oberirdischen Biomasse (t/ha) in Aufforstungen ehemals ackerbaulich genutzter Flächen, Weideflächen und entwaldeter, nicht kultivierter Flächen der Tropen (aus: Silver et al. 2001)

Demnach kann auf ehemals ackerbaulich genutzten Flächen von einer höheren Biomasseproduktion ausgegangen werden als auf ehemaligen Weideflächen sowie auf entwaldeten aber nicht kultivierten Flächen. Dieser Zusammenhang lässt sich auch auf die gemäßigten Breiten übertragen. Dort kann auf ehemals ackerbaulich genutzten Flächen davon ausgegangen werden, dass die gute Nährstoffausstattung während der ersten, der Aufforstung folgenden Jahrzehnte andauert. Damit ist in den neu begründeten Beständen mit einer besonders hohen Zuwachsleistung bis zu 20% über dem normalen Zuwachs zu rechnen (Kubiniok und Müller 1993).

Bodenvegetation

Die genannten C-Pools in der Biomasse haben sich bisher ausschließlich auf die künstlich begründeten Bestände bezogen. Nicht betrachtet wurde dagegen die natürliche Bodenvegetation.

In Deutschland kann nach Burschel et al. (1993) und Böswald (1996) ein Durchschnittsvorrat von 1 t C/ha in der Bodenvegetation des Waldes angenommen werden. Baritz und Strich (2000) rechnen mit 0,5 t C/ha in der Bodenvegetation. Im Rahmen des CarboAge Projektes wurden unter 26jährigen *Pinus pinaster* Beständen in Bray, Frankreich 10 t C/ha in der ober- und unterirdischen Biomasse der hauptsächlich aus *Molinia coerulea* (Blaues Pfeifengras) bestehenden Bodenvegetation gemessen (CarboAge 2000). Curtis et al. (2002) stellte in 60-80-jährigen Laubwäldern im Nordosten der USA Kohlenstoffvorräte von 3,7 bis 14,7 t C/ha fest. Die Inventuren des US Forestry Services gehen von 1-4 t in der Bodenvegetation von Waldbeständen gespeicherten Kohlenstoffes aus. In ein-, zwei- und zehnjährigen Teakplantagen in Panama wurden 2,3, 5,8 und 2,7 t C/ha in der oberirdischen Biomasse der Bodenvegetation akkumuliert. Unter einjährigen Eukalyptus Plantagen in Portugal wurde in der oberirdischen Biomasse der Bodenvegetation ein Kohlenstoffvorrat von 0,17-0,85 t C/ha gemessen. In den darauffolgenden vier Jahren wurde ein C-Pool zwischen 0,85 und 2,4 t C im Unterstand der Aufforstung festgestellt (Carneiro et al. 2009).

Auf Grund der schlechten Datengrundlage wird die Kohlenstoffspeicherung in der Bodenvegetation im Folgenden vernachlässigt, auch wenn sie einen Beitrag zum C-Pool in einer Größenordnung von etwa 0,5-15 t C/ha in Wäldern haben kann. Auf jungen Aufforstungsflächen kann durch die günstigen Lichtverhältnisse das Graswachstum zunächst hoch sein, bis dieses nach dem Kronenschluss abnimmt. Danach wird jedoch das Wachstum von schattentoleranten Baum- und Straucharten gefördert. Im Unterstand der Aufforstungen können somit durchaus beträchtliche Kohlenstoffvorräte entstehen, die jedoch stark von den menschlichen Eingriffen abhängen. Durchschnittswerte können daher nicht angegeben werden.

3.2 Kohlenstoffbindung im Boden

3.2.1 Allgemeine Dynamik

Wird Wald in eine andere Nutzung überführt, kommt es durch den Verlust der toten und lebenden Biomasse sowie der erhöhten Mineralisationsrate meist zu großen Verlusten im Kohlenstoffspeicher der organischen Bodenaufgabe und des Mineralbodens (vgl. 2.3). Der größte Anteil an C entweicht kurz nach der Entwaldung. Wesentlich länger dauert es hingegen, bis die Kohlenstoffvorräte im Boden wieder aufgebaut werden können. Daraus ergibt sich die Frage, wie die Kohlenstoffflüsse in und aus dem Boden durch eine Wiederaufforstung dieser Flächen beeinflusst werden.

Wird ein ehemals landwirtschaftlich genutzter Boden aufgeforstet, so kommt es, wie bei jeder Landnutzungsänderung, zu langsamen aber kontinuierlichen Veränderungen in den physikalischen, chemischen und biologischen Parametern des Bodens. Diese Veränderungen sind zunächst hauptsächlich auf den Wegfall der Bewirtschaftung (Beweidung, Bodenbearbeitung, Eintrag von Nährstoffen durch Dünger, Applikation von

Pestiziden) zurückzuführen. Zu Beginn der Aufforstung ist die Produktion von organischem Material, also Biomasse, gering. Gleichzeitig ist die Zersetzungsrates im Boden nach der meist notwendigen Vorbereitung der Flächen zur Aufforstung (d.h. Entfernen der vorhandenen Vegetation, Bodenbearbeitung) durch die erhöhte Temperatur und Feuchtigkeit heraufgesetzt. Die erhöhte Mineralisationsrate in Kombination mit geringem Eintrag organischer Substanz resultiert damit häufig in einem anfänglichen Humusverlust. Eine intensive Flächenvorbereitung vor der Aufforstung kann zu Verlusten von 6-13% des anfänglichen Bodenkohlenstoffes in den ersten Jahrzehnten führen (Gholz und Fisher 1982).

Erst wenn sich das Verhältnis zwischen zusätzlicher Biomasseakkumulation und der Respiration des Bodens umkehrt, kommt es zur Anreicherung von Kohlenstoff in der Bodenstreu. Dadurch wird mehr organisches Material in tiefere Bodenschichten eingearbeitet. Durch den Laubfall des jungen Waldes sammelt sich tote Biomasse auf dem Boden an. Gleichzeitig „verschlechtert“ der entstehende Bestand die Voraussetzungen für den Streuabbau: Durch das Kronendach werden Temperaturextreme ausgeglichen, die Temperatur des Waldbodens erniedrigt sich gegenüber offenen Flächen und der Oberboden wird durch die Interzeption und Evapotranspiration der Bäume trockener. Somit werden sowohl die Streu als auch die Wurzeln langsamer zersetzt und akkumulieren in der Bodenaufgabe bzw. im Oberboden (Armson 1979, Buchmann 2000, Berg 2000). Durch die Durchwurzelung des Bodens verbessern sich gleichzeitig die Voraussetzungen für die Bioturbation. Durch die entstehenden Grobporen werden die Durchlüftung und somit die Lebensbedingungen für Bodenwühler verbessert (Elsaßer 1991). Dadurch steigt die Einarbeitung von organischem Material in tiefere Bodenschichten. Durch das sich entwickelnde Wurzelwerk wird die Bodenstruktur befestigt, wodurch weitere Nährstoff- sowie Kohlenstoffverluste durch Erosion verhindert werden können. Der Aufschluss des Gefüges durch die Wurzeln trägt zudem zur besseren Versickerung des Regenwassers bei (Elsaßer 1991).

3.2.2 Quantifizierung der Kohlenstoffflüsse

3.2.2.1 Organische Bodenaufgabe

Mit zunehmender Biomasseproduktion (NPP) reichert sich durch den Blattfall tote Biomasse in der Bodenaufgabe an. Während in tropischen Gebieten die Zersetzungsrates hoch ist, kann es in borealen und kühl gemäßigten Klimazonen zu einer beträchtlichen Anreicherung von C in der Streuaufgabe und im Auflagehumus kommen. Nach unterschiedlichen Zeiträumen (vgl. Tabelle 4) wird nach der Wiederbewaldung schließlich ein Kohlenstoffvorrat erreicht, der als konstant angesehen werden kann. Richtwerte hierfür gibt der Good Practice Guidance für LULUCF des IPCC (2006) an:

Tabelle 4: Standardwerte für die Kohlenstoffspeicherung in der Bodenauflage sowie für die Zeiträume bis zur Erreichung eines neuen Gleichgewichtes nach dem Good Practice Guidance des IPCC (2006). Jährliche Akkumulationsraten beziehen sich hauptsächlich auf bewirtschaftete Wälder sowie die Wiederbewaldung von vegetationsfreiem Boden. Werte in Klammern geben jeweils das 5. sowie 95. Perzentil von Inventuren als auch Simulationen an (LW=Laubwald, NW=Nadelwald).

Klimazone	C-Speicher in der Bodenauflage in Altbeständen [t C/ha]		Länge der Anreicherungsphase bis zum neuen Gleichgewicht in Jahren		C-Nettoakkumulation in der Bodenauflage über die Länge der Anreicherungsphase [t C/ha*a]		C-Nettoakkumulation in der Bodenauflage in einem standardisierten Zeitraum von 20 Jahren [t C/ha*a]	
	LW	NW	LW	NW	LW	NW	LW	NW
Boreal, trocken	25 (10-59)	31 (6-86)	50	80	0,5	0,4	1,2	1,6
Boreal, feucht	39 (11-117)	55 (7-123)	50	80	0,8	0,7	2,0	2,8
Kalt gemäßigt, trocken	28 (23-33)	27 (17-42)	50	80	0,6	0,4	1,4	1,4
Kalt gemäßigt, feucht	16 (5-31)	26 (10-48)	50	50	0,3	0,5	0,8	1,3
Warm gemäßigt trocken	28,2 (23,4-33,0)	20,3 (17,3-21,1)	75	75	0,4	0,3	1,4	1,0
Warm gemäßigt feucht	13 (2-31)	22 (6-42)	50	30	0,3	0,7	0,6	1,1
Subtropisch	2,8 (2-3)	4,1	20	20	0,1	0,2	0,1	0,2
Tropisch	2,1 (1-3)	5,2	20	20	0,1	0,3	0,1	0,3

Nilsson und Schopfhauser (1995) geben als Mittelwerte für die potenzielle zusätzliche Kohlenstoffspeicherung in der organischen Bodenauflage in Aufforstungen der borealen Zone 0,5 t C/ha, in der gemäßigten Zone 2,8 t C/ha und in tropischen Gebieten 3,7 t C/ha an.

Der Vorrat der organischen Auflage wird im WBGU Sondergutachten (1998) für temperate Wälder mit durchschnittlich 24 t C/ha und einer Spannweite von 2-100 t C/ha angegeben, in borealen Gebieten mit 15,5 t C/ha bzw. 4-42 t C/ha, in den humiden Subtropen mit 10 bzw. 8-11 t C/ha und in tropischen Wäldern mit 4,5 bzw. 3-8 t C/ha. In ähnlichen Spannen bewegen sich die von Pregitzer und Euskirchen (2004) zusammengestellten Werte. Sie weisen auf die große Variabilität des C-Pools im Auflagehumus über alle Biome hinweg hin. Nach Thuille (2003) kann in temperierten Bereichen Europas von einem Vorrat des Auflagehumus von 20 – 40 t C/ha ausgegangen werden. In verschiedenen Studien werden jedoch Bandbreiten von 1,5 – 300 t C/ha angegeben (vgl. Thuille 2003, Federer 1984, Dewar und Cannell 1992). Solche hohen Werte werden jedoch nur auf stark vernässten Böden kühler Regionen erreicht. Smith und Heath (2002) geben für die Kohlenstoffspeicherung der Bodenauflage in maturaen Wäldern der USA eine Spanne zwischen 0,8 t C/ha und 96,9 t C/ha an. Die untere Grenze entspricht Messungen unter Eichenbeständen im Süden der USA, der obere Wert wurde unter Sequoia-Beständen im Westen der USA erhoben. Über alle Regionen der USA hinweg wurde eine mittlere Kohlenstoffspeicherung von 23 t C/ha in der organischen Bodenauflage ermittelt. 50 Jahre nach der Aufforstung ehemaliger landwirtschaftlich genutzter Flächen mit Laub- bzw. Nadelwald stellte Morris et al. (2007) einen Kohlenstoffvorrat von 1,8 t bzw. 12,8 t C pro ha im Auflagehumus fest.

Allgemein wird nach der Aufforstung von einem weitgehend linearen Anstieg des Kohlenstoffvorrates der Bodenaufgabe bis zur Einstellung des neuen Gleichgewichtes ausgegangen (Thuille und Schulze 2006, Vesterdal et al. 2002, Smith und Heat 2002). Für dieses können die Größenordnungen der oben genannten Vorräte angenommen werden. Beispiele für in der Literatur angegebene Kohlenstoffspeicherungsrate im Auflagehumus nach der Aufforstung sind in Anhang H aufgeführt. Diese bestätigen weitgehend die in Tabelle 4 aufgeführten Werte.

3.2.2.2 Mineralboden

Im Gegensatz zur Streuaufgabe, die sehr labil ist und durch falsche Bewirtschaftungsformen auch schnell verloren gehen kann (Gholz und Fischer 1982), ist der im Mineralboden gespeicherte Kohlenstoff stabiler und damit hinsichtlich einer langfristigen Betrachtung des C-Vorrates von großer Bedeutung (Czmiczik et al. 2005, Pregitzer und Euskirchen 2004, vgl. auch Kapitel 2.2). Während die Zunahme der Biomasse mit dem Alter eine wenig diskutierte und verhältnismäßig einfach nachzuweisende Tatsache darstellt, ist die Dynamik des C-Pools im Boden nach einer Wiederbewaldung immer noch eine „große Unbekannte“ und ein viel debattiertes Thema.

Durchschnittliche C-Speicher im Mineralboden von Waldökosystemen sind in Tabelle 1 dargestellt und liegen zwischen 33,5 t C/ha in Nordafrika und 112,9 t C/ha in Europa (FAO 2006). Pregitzer und Euskirchen (2004) geben über alle Altersklassen hinweg durchschnittliche Vorräte von 151,6, 82,3 und 84,2 t C/ha in den Böden der borealen, gemäßigten bzw. tropischen Wälder an. Die hierfür verwendeten Einzelstudien zeigten jedoch enorme Spannweiten. Nach IPCC (2006) kann von einem Kohlenstoffvorrat unter natürlicher Vegetation zwischen 10-100 t C/ha (0-30 cm Bodentiefe) ausgegangen werden. Der größte Anteil des Kohlenstoffes ist in den oberen 20 cm des Bodens gespeichert. Weltweit gemittelt sind in dieser Schicht 42% des Bodenkohlenstoffes akkumuliert (Jobaggy und Jackson 2000). Mit zunehmender Bodentiefe lässt die biologische Aktivität und damit die Humusakkumulation nach, während die Stabilität des vorhandenen Humus zunimmt. Die oberste Bodenschicht reagiert daher am schnellsten auf Veränderungen.

Auf die Größenordnungen der Kohlenstoffverluste im Boden nach einer Entwaldung wurde bereits in Kapitel 2.3 eingegangen. Im Folgenden soll geklärt werden, ob und mit welcher Geschwindigkeit der Kohlenstoffvorrat durch die Wiederaufforstung wiederhergestellt werden kann.

Vorhandene Studien über die Veränderung des Kohlenstoffgehaltes im Mineralboden nach einer Aufforstung zeigen sehr unterschiedliche Trends, Größenordnungen und zeitliche Verläufe (vgl. Anhang I). Die gemessenen Veränderungen im Kohlenstoffspeicher der Böden reichen von einem 40%igen Verlust in Kiefernplantagen in Neuseeland (Scott et al. 1999) bis zu einer Anreicherung von 103% im Vergleich zur Vornutzung in Aufforstungen ehemaliger Ackerflächen in den USA (Hungtington 1995). Diese Variabilität wird meist durch unterschiedliche Versuchsdesigns, Aufnahmemethoden, Landnutzungsgeschichte, Klima, verwendete Baumarten sowie durch den Anteil von vorhandenem labilen Kohlenstoffes erklärt (Paul et al. 2002, Post & Kwon, 2000, Paul et al. 2003b, Richter et al. 1999). Vorhandene Kohlenstoffressourcen, -Speicherkapazitäten und deren Dynamik im Boden sind schwer zu erheben und damit auch noch nicht voll verstanden (Morris et al. 2007, Schöning und Kögel-Knabner 2006). Häufig sind daher die Studien auch nur schwer vergleichbar. Insbesondere die unterschiedlichen Messtiefen im Boden können hinsichtlich

der Umverteilung im Kohlenstoffhaushalt zu Fehlannahmen führen (Lal 2005, Czimek et al. 2005).

Im überwiegenden Teil der verfügbaren Studien wird nach der Aufforstung im Vergleich zur Vornutzung eine Zunahme des Kohlenstoffgehaltes im Mineralboden festgestellt (Pregitzer und Euskirchen 2004, Paul et al. 2002).

In einer umfangreichen Literaturanalyse fand Johnson (1992) einen deutlichen Anstieg des Kohlenstoffspeichers im Boden nach der Aufforstung ehemals ackerbaulich genutzter Flächen. Bouwmann und Leemanns (1995) stellten beispielsweise eine Zunahme des Kohlenstoffspeichers um 50 t C/ha nach 30 Jahren fest. Die Untersuchung der C-Speicherung im Boden nach Aufforstungen auf globaler Ebene von Post und Kwon (2000) ergab eine Zunahme des Bodenkohlenstoffvorrates von 0,32 t C/ha*a, allerdings existierte eine große Spanne der Ergebnisse, insbesondere in temperierten Wäldern (-0.14 bis +0.62 t C/ha*a). Lal (2004) gibt eine Spanne von 0,05-0,3 t Kohlenstoffakkumulation pro Jahr im Mineralboden durch Aufforstung von Grenzstandorten an. Nilsson und Schopfhauser (1995) ermittelten einen durchschnittlichen Anstieg des C-Pools im Mineralboden durch Aufforstungen auf verschiedenen Standorten von 5-25%. Allerdings gibt es auch eine Reihe von Studien, die diese Tendenz nicht belegen (Hamburg, 1984, Jug et al. 1999, Richter et al. 1999, Vesterdal et al. 2002, Thuille und Schulze 2007).

Sehr unterschiedlich fallen die Ergebnisse in Abhängigkeit von der betrachteten Zeitspanne aus. Eine umfangreiche Literaturanalyse von Paul et al. (2002) über 42 Studien auf 204 Standorten zeigte eine geringfügige Abnahme des Kohlenstoffgehaltes im Mineralboden in Beständen unter 30 Jahren. Am deutlichsten war die Abnahme in den ersten 5 Jahren (-3,46%) in den oberen 10 cm. Nach ca. 30 Jahren wurde der Ausgangsvorrat des Bodenkohlenstoffes im Oberboden wieder erreicht. In tieferen Bodenschichten dagegen akkumulierte nach 30 Jahren zusätzlicher Kohlenstoff. Prozess-basierte Kohlenstoffflussmodelle bilden allgemein nach einer Aufforstung eine anfängliche (0-10 Jahre) Abnahme des C-Vorrates im Boden ab, gefolgt von einer langfristigen Anreicherung von Kohlenstoff im Mineralboden auf Grund der erhöhten Streuproduktion (Peltoniemi et al. 2007, Paul et al. 2003a, Kirschbaum 2004). Insbesondere in kühlen Klimaten kann der Boden anfänglich eine CO₂-Quelle darstellen. In einer von Vesterdal et al. (2002) untersuchten Aufforstung von Ackerböden in Dänemark stellte die gesamte Pflanzung erst nach 8 Jahren eine Kohlenstoffsénke dar. Langfristig kann jedoch der C-Pool des ursprünglichen Waldökosystems durch eine Aufforstung wiederhergestellt werden (Guo und Gifford 2002) und somit der Waldboden als beträchtliche Kohlenstoffsénke fungieren (vgl. Tabelle 1).

Neben dem Betrachtungszeitraum spielen insbesondere die Landnutzungsgeschichte, die angepflanzten Baumarten und das Klima eine bedeutende Rolle für die Veränderung des C-Vorrates im Boden nach der Aufforstung.

Besonders deutlich wird die Speicherung bzw. Freisetzung des Bodenkohlenstoffes von der vorangegangenen Landnutzung beeinflusst (Paul et al. 2002, Ritter et al. 2003, Lal 2005). Ein großer durch die Aufforstung induzierter Verlust an Bodenkohlenstoff ist auf drainierten Moor- und Torfflächen zu beobachten (IPCC 2003, Laurila et al. 2005, Limpens 2008). Milne und Cannell 2005 stellten in Großbritannien zwei Jahre nach der Aufforstung drainierter Torfflächen einen Kohlenstoffverlust aus dem Boden von 7,6 t C/ha fest.

Auf ehemaligen Weideflächen kann sich der Vorrat im Bodenkohlenstoff sehr unterschiedlich entwickeln. Auf tropischen Weideflächen konnten beispielsweise nach

Aufforstung sowohl Zunahmen (z.B. Chone et al. 1991) als auch Abnahmen des Boden-C festgestellt werden (z.B. Detwiler 1986, Veldkamp 1994). Offengelassene Weideflächen und Grünlandflächen weisen auf Grund des hohen Feinwurzeleintrages der Gräser meist einen verhältnismäßig hohen Bodenkohlenstoffvorrat auf. Werden diese bepflanzt, kann es zu einer Verringerung des C-Pools im Boden von bis zu 20-40% des Ausgangsvorrates kommen (Guo und Gifford 2002, Thuille 2003). Durch diese Verluste bleibt die C-Bilanz des Bodens in den ersten beiden Dekaden meist negativ (Czmczik et al. 2005, Gaboury et al. 2009, Davis und Condron 2002). Danach kann der Ausgangsvorrat der Weidefläche wieder erreicht oder überstiegen werden (Davis und Condron 2002). In manchen Studien wurde dieser jedoch auch nach mehreren Jahrzehnten nicht wieder erreicht (Harkness und Harrison 1989, Ross et al. 1999, Thuille 2003). Im Gegensatz dazu wird auf Ackerflächen, die durch die vorausgehende Kultivierung häufig starke C-Verluste erlitten haben, nach der Aufforstung meist ein Vorratsaufbau gemessen. Post und Kwon (2000) veröffentlichten beispielsweise eine Zunahme von 0,3-0,4 t C/ha*a.

Einen deutlichen Einfluss auf die Kohlenstoffbindung haben auch die verwendeten Baumarten, da sie sich in ihrer Streuproduktion und -qualität, dem entstehenden Mikroklima und ihren bodenökologischen Wirkungen wie der Feinwurzelproduktion unterscheiden (Lugo und Brown 1993, Johnson 1992, Kirby und Potvin 2007).

Die Aufforstung mit schnellwachsenden Kiefern, insbesondere *Pinus radiata*, führte in einigen Studien zu einer Abnahme des Bodenkohlenstoffgehaltes (Pregitzer und Palik 1997, Richter et al. 1999, Guo und Gifford 2002, Paul et al. 2002, Paul et al. 2003a, Hooker und Compton 2003, Ladegaar-Pedersen et al. 2005). Zwar führt die Aufforstung mit Koniferen durch die schwer zersetzbare Streu zu einer dicken organischen Auflage (vgl. 3.2.2.1) die aber kaum in den Mineralboden eingearbeitet wird (Markewitz et al. 2002).

Im Vergleich dazu wurde unter Laubholz eine höhere C-Speicherrate im Boden festgestellt (Paul et al. 2002, Morris et al. 2007). Der Bodenkohlenstoffgehalt unter Nadelwald-Aufforstungen zeigt insbesondere auch eine höhere Variabilität als unter Laubhölzern (Morris et al. 2007).

Weiterhin ist die C-Speicherung bzw. Freisetzung im Mineralboden vom Tongehalt (Paul et al. 2002, Ladegaard-Pedersen et al. 2005), von der Nährstoffverfügbarkeit (Morris et al. 2007) und von klimatischen Faktoren, insbesondere dem Niederschlag abhängig (Guo und Gifford 2002). Demnach erfolgt die Wiederherstellung des Kohlenstoffspeichers im mineralischen Oberboden am schnellsten unter produktiver laubwerfender Vegetation auf pH-neutralen und leicht sauren Lehmböden. Dort ist die Streuproduktion hoch und der Kohlenstoff der Streu wird durch Bioturbation schnell in den Mineralboden eingearbeitet. Wenn solche Standorte wieder mit bewirtschafteten Laubwäldern mit ähnlichen Produktionsraten wie die natürliche Vegetation aufgeforstet werden, kann sich der C-Pool im Mineralboden nach 30-50 Jahren vollständig regenerieren (Brown und Lugo 1990, Paul et al. 2002).

Der „Good Practice Guidance für LULUCF“ des IPCC (2003) geht für seine Empfehlungen zur Berechnung des Kohlenstoffspeichers im Boden von zwei allgemein anerkannten Grundannahmen aus:

- „Change from non-forest to forest land is potentially associated with changes in soil organic carbon (SOC), eventually reaching a stable end-point“ [Die Änderung von unbestocktem Land zu Wald bewirkt zunächst eine Veränderung im Bodenkohlenstoff, nach welcher sich ein neues Gleichgewicht einstellt]

- SOC sequestration/release during the transition to a new equilibrium SOC occurs in a linear fashion. [Die Speicherung bzw. Freisetzung von Kohlenstoff im Boden bis zur Einstellung des neuen Gleichgewichtes geschieht linear]

Auf Grund der inkonsistenten Datengrundlage empfiehlt der IPCC (2003) den Kohlenstoffvorrat im Boden als konstant anzusehen. Für CDM A/R Projekte wird vom CDM Executive Board des UNFCCC (UNFCCC 2007) eine Vernachlässigung des Boden-C in der Kohlenstoffbilanz erlaubt, soweit keine Moore bzw. Feuchtgebiete aufgeforstet werden, die Flächenbearbeitung zur Aufforstung minimal gehalten wird, vorhandenes organisches Material auf der Fläche verbleibt und keine Koniferen auf Grasland gepflanzt werden.

3.4 Gesamt-Ökosystemkohlenstoffbilanz junger Aufforstungsflächen

3.4.1 Ergebnisse der Literaturanalyse

Nur in wenigen Untersuchungen, die sich mit der Kohlenstoffspeicherung von Aufforstungsflächen beschäftigen wurden alle in dieser Studie betrachteten C-Pools (Biomasse, Bodenaufgabe, Mineralboden) erhoben. Ausnahmen hiervon sind vor allem in Europa und Nordamerika zu finden. So stellten Dewar und Cannell (1992) für Aufforstungen in Großbritannien eine Gesamtkohlenstoffspeicherungsrate zwischen 2,0 und 5,0 t C/ha*a (7,3 und 18,3 t CO₂/ha*a) in der ersten Umtriebszeit fest. In den USA (Michigan) wiesen Morris et al. (2007) eine zusätzliche Kohlenstoffspeicherung in den ersten 50 Jahren von 2,4 t C/ha*a (8,6 t CO₂/ha*a) durch die Aufforstung mit Laubholz und 2,5 t (9,2 t CO₂/ha*a) durch die Aufforstung mit Nadelholz nach. Davon entfielen 0,35 bzw. 0,26 t C/ha*a auf die Zunahme des C-Pools im Boden, der Rest auf lebende Biomasse und die Bodenaufgabe. Für die USA liegen umfangreiche Inventuren zur Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse, dem Boden, der Bodenvegetation und der Bodenaufgabe in Abhängigkeit von der Vornutzung vor (Birdsey 1996). Abbildung 7 zeigt an Hand des Beispiels der Southern Pine (darunter werden zusammengefasst: *Pinus elliottii*, *Pinus palustris* und *Pinus taeda* (u.a.)) im Süden der USA die Veränderung der Kohlenstoffspeicher im Verlauf der Zeit (die Originaldaten sowie weitere Beispiele in anderen Regionen sind im Anhang J aufgeführt).

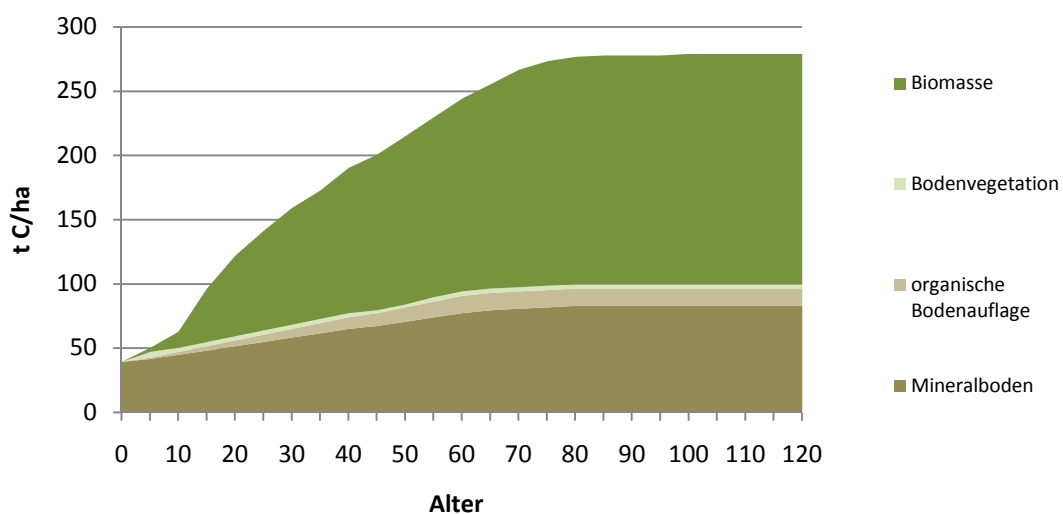


Abbildung 7: Kohlenstoffspeicherung einer Aufforstung ehemaligen Ackerlandes mit Southern Pine (*Pinus elliottii*, *Pinus palustris*, *Pinus taeda*, *Pinus echinata*) im Südosten der USA in Biomasse, Bodenvegetation, organischer Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Alter. Daten basieren auf Inventuren des US Forest Service (Birdsey 1996) (vgl. Anhang J).

Im dargestellten Beispiel werden innerhalb der ersten 10 Jahre $9 \text{ t CO}_2/\text{ha}^*\text{a}$, im Verlauf der ersten 20 Jahre $15 \text{ t CO}_2/\text{ha}^*\text{a}$ und innerhalb der ersten 70 Jahre $12 \text{ t CO}_2/\text{ha}^*\text{a}$ zusätzlich durch die Aufforstung gespeichert. Zu Beginn stellt der Boden den Hauptkohlenstoffspeicher dar. Doch bereits nach 10-15 Jahren übersteigt im obigen Beispiel die Größe der durch die Aufforstung geförderten C-Speicher Bodenauflage und Biomasse die des Speichers im Mineralboden. Auch wenn die Größenordnungen der einzelnen Speicher sowie der Zeitraum der Entwicklung sich stark nach Baumarten und Klimaregionen (vgl. 3.1) unterscheiden können, lässt sich die grundsätzliche Dynamik doch verallgemeinern.

Im Folgenden werden zusammenfassend die dokumentierten Größenordnungen der Bindung bzw. Freisetzung von CO_2 in einzelnen Speichern während der ersten Jahrzehnte nach einer Aufforstung dargestellt. Auf Grund der geringen Anzahl von Studien in denen die Veränderungen aller C-Speicher nach der Aufforstung erfasst wurden, sind im folgenden Diagramm die Spannen der ermittelten Maximal- bzw. Minimalwerte für die Kohlenstoffspeicher Biomasse, Bodenauflage und Mineralboden, wie sie sich aus den unter Kapitel 3.1 und 3.2 dargestellten Untersuchungen ergeben, abgebildet. Bei der Betrachtung ist jedoch zu beachten, dass den erfassten Studien unterschiedliche Standorte mit unterschiedlichen Baumarten und Landnutzungshistorien zugrunde liegen und somit eine Addition der Werte problematisch ist. Die Werte sollen daher vor allem die Größenordnungen der Vorgänge in den einzelnen Kompartimenten veranschaulichen. Alle für die Grafik verwendeten Daten stammen aus Studien, die Aufforstungen mit einem Alter unter 20 Jahren untersuchten.

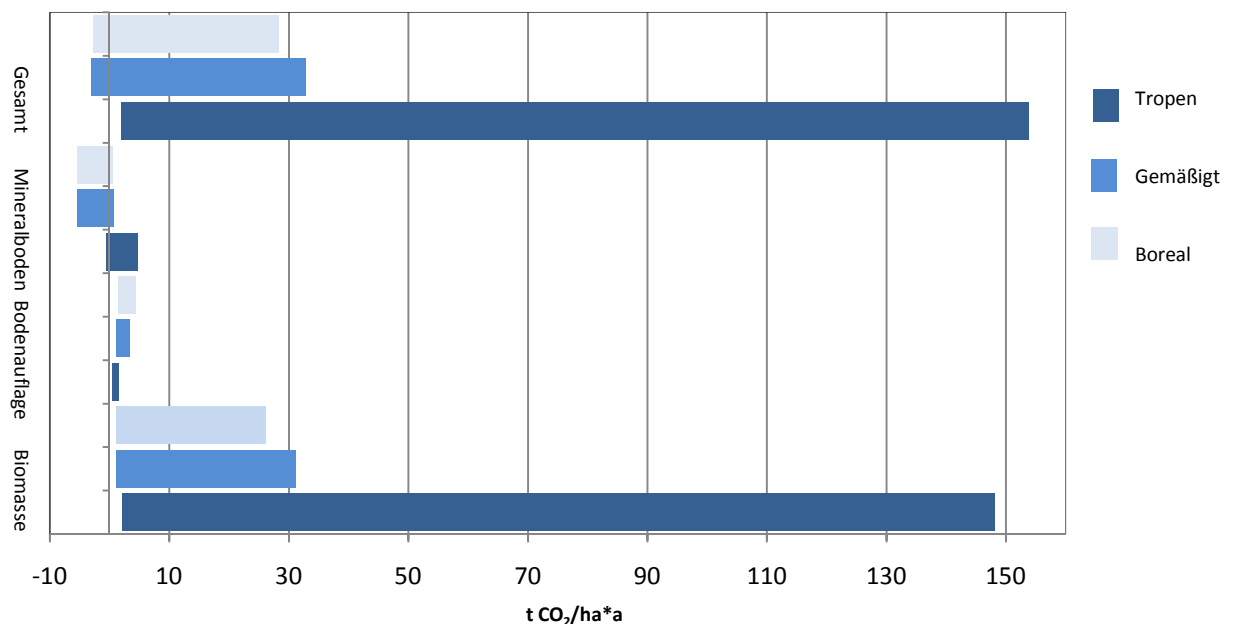


Abbildung 8: Spanne der jährlichen CO_2 -Minderung (positive Werte)/Freisetzung (negative Werte) durch Aufforstung in der Vegetation und im Boden während der ersten 20 Jahre – ermittelt aus den analysierten Studien nach Klimazonen (vgl. Tabelle 3, Anhang B-I)

3.4.2 Ableitung von Richtwerten für Aufforstungsprojekte

Die in Abbildung 8 angegebenen Spannen verdeutlichen, dass die zu erwartende CO₂-Minderung durch eine Aufforstung je nach Region und Baumart stark variiert. Die hohen Gesamtwerte der C-Bilanz innerhalb der ersten Jahre von über 60 t CO₂/ha*a in den Tropen bzw. über 30 t CO₂/ha*a in der gemäßigten Zone können nur durch den Anbau von schnellwüchsigen, oft exotischen Baumarten in Reinbeständen erreicht werden. Aus einer Vielzahl an ökologischen, gesellschaftlichen aber auch ökonomischen Gründen sind solche Aufforstungen jedoch als kritisch zu bewerten. Daher werden die Spannen der einzelnen C-Speicher sowie der Gesamt-C-Bilanz im Folgenden im Hinblick auf die realistisch zu erwartenden Minderungspotenziale von Aufforstungsprojekten überprüft und diskutiert. Hierbei wird davon ausgegangen, dass es sich um langfristig angelegte, an einheimischen Baumarten orientierte Mischbestände auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen handelt.

- Für die C-Speicherung in der **Biomasse** junger Aufforstungsflächen wurden in Abhängigkeit von Baumart und Standort besonders große Spannen festgestellt. In den Tropen kann in den ersten 20 Jahren ein *realistischer* Rahmen von 15-40 t CO₂/ha*a angenommen werden (vgl. 3.1.2⁶). Höhere Werte können in Hochleistungsplantagen (vgl. oben) erreicht werden. Das in Abbildung 8 dargestellte minimale Minderungspotenzial der Biomasse von 3 t CO₂/ha*a in tropischen Aufforstungen, erscheint nur auf sehr trockenen, stark degradierten Grenzstandorten als realistisch (vgl. IPCC 2003). In den Wäldern der mittleren Breiten kann eine CO₂-Minderung von mindestens 1,3 t CO₂/ha*a in den ersten beiden Dekaden angenommen werden. Auf Basis der Ertragstafeln, sowie der Ergebnisse der Bundeswaldinventur erscheint für Deutschland durch die Aufforstung ehemaliger Ackerböden eine CO₂-Aufnahme aus der Atmosphäre zwischen 5-20 t CO₂/ha*a in den ersten 20 Jahren realistisch. Mit schnellwachsenden Baumarten, wie z.B. Pappel, können auch in Mitteleuropa Werte von 30 t CO₂/ha*a erreicht werden (vgl. Anhang D). In borealen Gebieten ist in den ersten 10-20 Jahren eine realistische Aufnahme zwischen 1,5 und 4 t CO₂/ha*a durch die wachsende Biomasse zu erwarten. In 30-jährigen Kiefernbeständen in Schweden wurden jedoch auch Werte von 32,2 t CO₂/ha*a erreicht (CarboAge 2000).
- Die Biomasse in der **Bodenvegetation** kann auf Grund der großen Unsicherheiten und geringen Datengrundlage vernachlässigt werden. In manchen Fällen kann der sich entwickelnde Unterstand jedoch durchaus einen Beitrag in einer Größenordnung leisten, die ausreicht eventuelle Verluste im C-Speicher des Bodens auszugleichen.
- Der Kohlenstoffspeicher in der **Bodenaufgabe** steigt nach der Aufforstung nahezu linear an, bis Vorräte zwischen 2 und 55 t C/ha (nach IPCC 2003) erreicht werden. Im Auflagehumus gemäßigter und borealer Wälder können sich bis zu 100 t C/ha akkumulieren. In den ersten Jahren ist die jährliche CO₂-Minderung durch den noch verhältnismäßig geringen Laub-/Nadelstreufall jedoch gering (0,4 – 4 t CO₂/ha*a). In den Tropen ist der Streufall zwar höher, allerdings bildet sich durch die rasche Mineralisierung kein so mächtiger Auflagehumus aus.
- Die größte Unsicherheit besteht hinsichtlich des **C-Speichers im Boden**. Die Ergebnisse verschiedener Literatur- und Einzelstudien zur Reaktion des Bodens auf die Aufforstung in den ersten Jahren variieren zwischen einer CO₂-Freisetzung von 5 t

⁶ Die dort mitgeteilten Werte zeigen die Gesamtspanne der in der Literatur angegebenen Daten

CO₂/ha*a (vgl. Thuille und Schulze 2006)⁷ bis zu einer jährlichen CO₂-Minderung von 1,3 t CO₂/ha*a (Lemma et al. 2007). Hierbei wurde jedoch eine große Abhängigkeit der Ergebnisse von der Landnutzungsgeschichte, dem Klima und dem Bodentyp festgestellt, wie in Kapitel 3.4 ausführlich dargestellt wurde. So wurde der hohe Kohlenstoffverlust von 5 t CO₂/ha*a lediglich auf ehemaligen Grünlandflächen der Alpen mit einem hohen Boden-C-Ausgangsvorrat gemessen. Die Erhebungen auf ehemaligen Ackerflächen in Mitteleuropa ergaben hingegen durchgehend eine Zunahme des Bodenkohlenstoffes, ebenso in den Tropen. Wie aus der Abbildung hervorgeht, bewegen sich die möglichen Verluste in einer Größenordnung, die durch die wachsende Biomasse, meist bereits in den ersten Jahren ausgeglichen werden kann. Langfristig wird der Kohlenstoffvorrat des ursprünglichen Bodens durch die Aufforstung in jedem Fall wiederhergestellt, so dass die Kohlenstoffbilanz des Bodens auf längere Sicht selbst bei anfänglichen Verlusten positiv ist (z.B. Paul et al. 2002, Vesterdal et al. 2004). Die großen Unsicherheiten in den bodenimmanenten Abläufen nach der Aufforstung legen jedoch bisher eine Vernachlässigung des Bodenkohlenstoffes nahe. Nur im Falle, dass erhebliche Reaktionen des Boden-C nach Aufforstung zu erwarten sind, sollte ein Monitoring dieses Pools ins Auge gefasst werden (vgl. UNFCCC 2007).

- Von einer kurzfristig negativen **Gesamt-C-Bilanz** ist lediglich in Regionen mit hohen Kohlenstoffverlusten im Boden⁸, bei vorangegangener Grünlandnutzung und gleichzeitig niedriger Nettoprimärproduktion nach Aufforstung, insbesondere mit Nadelholz, auszugehen. So stellte z.B. Gaboury et al. (2009) in Kanada nach der Aufforstung ehemaliger Grünlandflächen mit *Picea mariana* über die ersten 20 Jahre eine CO₂-Emission von 0,5 t CO₂/ha*a fest, während die Gesamtbilanz über 70 Jahre mit einer CO₂-Bindung von 4 t CO₂/ha*a dagegen klar positiv war. Abgesehen von solchen Standorten ist auch in den ersten Jahren nach Aufforstung eine positive Kohlenstoffbilanz zu erwarten. Dies ist auf die sich rasch entwickelnde Biomasse der gepflanzten und natürlich ankommenden Vegetation, den Aufbau der organischen Bodenaufgabe sowie die in den meisten Fällen zu beobachtende Zunahme des C-Speichers im Mineralboden zurückzuführen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass nach den Ergebnissen der vorliegenden Studie für nachhaltig konzipierte Aufforstungsprojekte in den ersten Jahrzehnten von einem durchschnittlichen Minderungspotenzial von 5-20 t CO₂/ha*a in den gemäßigten Breiten, 1-5 t CO₂/ha*a in borealen Gebieten und 10-40 t CO₂/ha*a in den Tropen ausgegangen werden kann.

In den darauffolgenden Jahrzehnten ist ein weiterer Anstieg der Speicherraten zu erwarten, bis schließlich ein stabiler C-Vorrat erreicht wird. Nach Birdsey et al. (2006) kann die Entwicklung der verschiedenen C-Speicher in Wäldern nach einer Störung (entsprechend auch durch eine Aufforstung nach der Entwaldung) annäherungsweise wie in Abbildung 9 dargestellt, angenommen werden.

⁷ Wird diese Studie von der Analyse ausgeschlossen, ergibt sich eine Spanne von -1,44 bis +1,3 t CO₂/ha*a

⁸ wie z.B. auf vernässten Böden in kühlen Klimaten mit hohen anfänglichen C-Gehalten

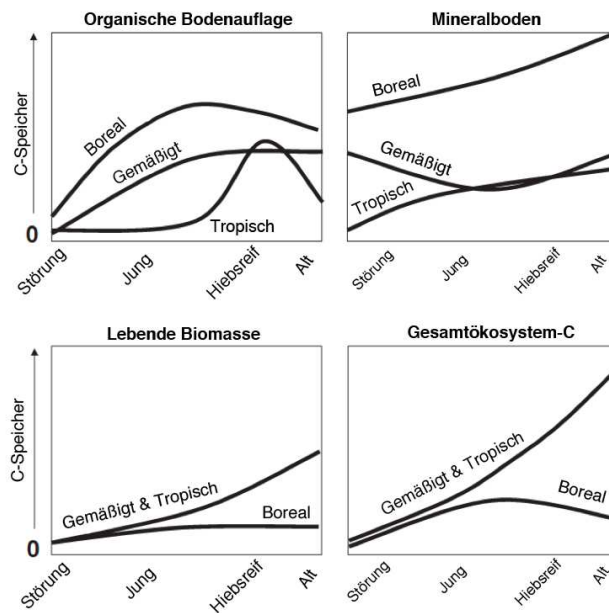


Abbildung 9: Entwicklung des C-Speichers in Wäldern nach einer Störung, aus: Birdsey et al. (2006) basierend auf Daten von Pregitzer und Euskirchen (2004)

Die auf Basis der Literaturanalyse von Pregitzer und Euskirchen (2004) erstellten schematischen Diagramme zeigen, dass der Gesamtkohlenstoffspeicher in Wäldern im Laufe der Bestandesentwicklung überall deutlich ansteigt, selbst wenn es kurz nach der Störung zu Verlusten im C-Speicher des Mineralbodens kommt.

3.4.3 Vergleich mit Richtwerten anderer Institutionen

Seit den 1990er Jahren wurden von verschiedenen Institutionen Richtwerte für die anzunehmende CO₂-Minderung durch Aufforstungen ermittelt. Im Folgenden werden diese mit den in der vorliegenden Studie ermittelten Werten verglichen und ein gewertet.

Die ECCP working group on forest sinks schätzt die C-Speicherung in den ersten 10-20 Jahren nach der Aufforstung in Europa auf durchschnittlich 0,6 t C/ha*a (2,2 t CO₂/ha*a) bis schließlich ein stabiler Vorrat von durchschnittlich 240 t C/ha erreicht wird (ECCP 2002). Nach Burschel et al. (1993) kann in den ersten 20 Jahren nach der Aufforstung von Ackerflächen in Deutschland von einer zusätzlichen CO₂ Speicherung von 1,8 t CO₂/ha*a für Eiche, 4,0 t CO₂/ha*a für Buche, 5,9 t CO₂/ha*a für Fichte und 10,9 t CO₂/ha*a für Douglasie ausgegangen werden. Im Vergleich hierzu wurden für Deutschland in der vorliegenden Studie mit Daten aus der zweiten Bundeswaldinventur, sowie aus aktuellen Studien tendenziell höhere Werte ermittelt. Diese entsprechen eher der vom IPCC angegebenen, über längere Zeiträume gemittelten, jährlichen C-Speicherung durch eine Aufforstung von 0,4-1,2 t C/ha in der borealen Zone, 1,5-4,5 t C/ha in der gemäßigten Zone und 4-8 t C/ha in tropischen Gebieten (IPCC 2000, vgl. auch Nilsson und Schopfhauser 1995). Dies bedeutet, dass diese Richtwerte auch in den ersten 10-20 Jahren angewandt werden können. Ähnliches gilt somit auch für die vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1995) angegebene durchschnittliche CO₂-Minderung von 13 t CO₂/ha*a durch die Aufforstung von Ackerland. Ein für Mitteleuropa häufig verwendeter Richtwert beträgt 10 t CO₂/ha*a (vgl. z.B. PRIMA-KLIMA-weltweit-e.V. 2009). Dieser kann auf Grund der vorliegenden Daten auch während der ersten 20 Jahre als realistischer Durchschnittswert angesehen werden.

4 Empfehlungen für die Planung und Durchführung von Aufforstungsprojekten

In den vorangegangenen Kapiteln wurde der Stand des Wissens zu Größenordnungen der Kohlenstoffspeicherung junger Aufforstungsflächen sowie die Einflussfaktoren, die zu großen Spannen in den Ergebnissen führen, ausführlich dargestellt. Aus diesen Informationen lassen sich folgende Empfehlungen für die Anlage und Bewirtschaftung von Aufforstungen zum Zweck der Kohlenstoffbindung ableiten:

Flächenauswahl

- Generell sollte von einer intensiven Bodenbearbeitung während der Flächenvorbereitung abgesehen werden, da sie hohe C-Verluste zur Folge haben kann. Vorhandene Vegetation und totes organisches Material sollten, soweit wie möglich, auf der Fläche verbleiben. Insbesondere auf das Abbrennen der Begleitvegetation sollte verzichtet werden.
- Die in einigen Studien berichteten Verluste an Boden-C (vgl. 3.2.2.2) nach der Aufforstung ehemaliger Grünland- bzw. Graslandflächen sollten ehemalige Ackerflächen bevorzugt gewählt werden. Auch auf Grünlandflächen führt die Aufforstung langfristig zu einer CO₂-Minderung, kurzfristig kann sie jedoch eine Quelle darstellen. Auf solchen Flächen sollte dann während der Aufforstungsarbeiten zumindest von intensiven Flächenbearbeitungen abgesehen werden und die Bodenvegetation so weit möglich belassen werden.
- Die Drainage von Böden zur Aufforstung kann große Mengen an CO₂ emittieren und sollte auf keinen Fall durchgeführt werden.

Baumartenwahl

- Das größte Potenzial für eine kurzfristige C-Speicherung haben Kurzumtriebsplantagen durch ihre hohe Biomasseproduktion (z.B. Metzger und Hüttermann 2008). In der langfristigen Betrachtung erscheinen jedoch Baumarten mit hohen Zuwachsraten über eine lange Lebensdauer (in Deutschland z.B. Eiche und Buche) als vorteilhaft.
- Laubbaumarten werden hinsichtlich der Wiederherstellung eines langfristig stabilen Boden-C-Vorrats in der Größenordnung des natürlichen Waldökosystems als vorteilhafter bewertet und sollten daher bevorzugt gepflanzt werden. Insbesondere schnellwachsende Kiefernarten (insbesondere *Pinus radiata*) werden dagegen häufig mit einer Abnahme des Bodenkohlenstoffgehaltes in Verbindung gebracht. Auf diese Baumart sollte daher, insbesondere auf Grünlandflächen und dort, wo sie nicht natürlich verbreitet sind, verzichtet werden.
- Zur Vermeidung der durch die Klimaänderung bedingten C-Verluste wird die Begründung stabiler, an den Klimawandel angepasster Mischwälder empfohlen.

Pflege/Bewirtschaftung

- Von einer mineralischen Düngung ist abzusehen, da sie Umsetzungsprozesse im Boden stimuliert.
- Eine aktive forstwirtschaftliche Nutzung der Bestände ist zu empfehlen, da nur dadurch das zusätzliche Potenzial der Emissionsvermeidung durch Material- und Energiesubstitution voll erschlossen werden kann (vgl. Burschel und Weber 2001).
- Im Zuge der Bewirtschaftung sollte ein dauerhafter Schirm erhalten bleiben, auf Kahlschlag verzichtet und langfristige Verjüngungsverfahren angewandt werden.
- Bei der Durchführung von Ernte-/Durchforstungsmaßnahmen sind schonende Verfahren für Boden und Bestand zu verwenden, um Kohlenstoffverluste zu vermeiden.

Werden diese Empfehlungen berücksichtigt kann schon in den ersten Jahrzehnten von einer deutlich positiven C-Bilanz durch die Aufforstung ausgegangen werden.

5 Literaturverzeichnis

- Armson, K.A., 1979. Soil organic matter. In: Armson, K.A. Forest soils: properties and processes. S. 63-65. University of Toronto Press. Toronto, Buffalo, London
- Baritz, R., Strich, S., 2000. Forests and the National Greenhouse Gas Inventory of Germany. Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 4, 267-271
- Barnes, B.V., Zak, D.R., Denton, S.R., Spurr, S.H., 1998. Forest ecology. Wiley, New York
- Berg, B., 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. Forest Ecology and Management 133, 13-22
- Birdsey, R.A., 1996. Carbon storage for major forest types and regions in the conterminous United States. In: Sampson, N. Hair, D. (Hrsg.). Forests and Global Change Volume Two - Forest Management Opportunities. ed. by R. Washington
- Birdsey, R., Pregitzer, K., Lucier, A., 2006. Forest Carbon Management in the United States: 1600–2100. Journal of environmental quality. 35, 1461-1469
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz), 2005. Bundeswaldinventur II. verfügbar unter www.bundeswaldinventur.de
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), 1995. Umweltpolitik – Bericht des BMU zur Reduzierung der CO₂ Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland bis zum Jahr 2005. Bonn
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), 2000. Nationales Klimaschutzprogramm - Beschluss der Bundesregierung vom 18. Oktober 2000 (Fünfter Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe - CO₂-Reduktion). Berlin
- BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz), 1999. 6. Tropenwaldbericht der Bundesregierung
- Bowman WL, 1991. Soil Survey of Cass County, Michigan. United States Department of Agriculture. Soil Conservation Service. National Cooperative Soil Survey. Washington, DC.
- Bowman, A.F., Leemans, 1995. The role of forest soils in the global carbon cycle. In: McFee, W.F., Kelly, F.M. (Hrsg.), Carbon forms and functions in forest soils. Soil Science Society of America, Madison, S. 503-525
- Brown, S., Lugo, A.E., 1990. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. Plant and Soil. 124, 53-64
- Brown, S., Lugo, A.E., 1992. Tropical forests as sinks of atmospheric carbon. Forest Ecology and Management. 54, 239-255
- Burschel, P, Kürsten, E., Larson B.C., 1993. Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt – Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. Forstliche Forschungsberichte München. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen

- Fakultät der Universität München und der Bayerischen forstlichen Versuchsanstalt.
Nr. 126. Freising
- Burschel, P., Weber, M., 2001. Wald – Forstwirtschaft – Holzindustrie Zentrale Größer der Klimapolitik. *Forstarchiv*. 3, 75-85
- Böswald, K., 1993. Zur Bedeutung des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt, eine Analyse am Beispiel des Bundeslandes Bayern. *Forstliche Forschungsberichte München. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft*. Nr 159. Freising
- Canadell, J.G., Raupach, M.R., 2008. Managing Forests for Climate Change Mitigation. *Science*. 320, 1456-1457
- CarboAge (Age-related dynamics of carbon exchange in European forests – Integrating net ecosystem productivity in space and time), 2000. First 6-month Report March-November 2000. European Commission General Directorate XII 5th Framework. Contract EVK2-CT1999-00045. Edinburgh, verfügbar unter <http://www.geos.ed.ac.uk/abs/research/carboage>
- Carneiro, M., Serrao, V., Fabiao, A., Madeira, M., Balsemao, L., Hilario, L., 2009. Does harvest residue management influence biomass and nutrient accumulation in understory vegetation of *Eucalyptus globulus* Labill. plantations in a Mediterranean environment? *Forest Ecology and Management*. 257, 527-535
- Chapin FS I., Matson P.A., Mooney H.A., 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, New York.
- Chone, T., Andreux, F., Correa, J.C., Vokoff, B., Cerri, C.C., 1991. Changes in organic matter in an oxisol from the central Amazonian forest during eight years as pasture, determined by ¹³C composition. In: Berthelin (Hrsg.) *Diversity of environmental biogeochemistry*, Elsevier. New York
- Cramer, W., Olson, R.J., Prince, D.S., Scurlock, J.M., 2001. Determining present patterns of global productivity. In: Roy, J., Saugier, B., Mooney, H., (Hrsg.). *Terrestrial global productivity*. Academic Press. San Diego, London
- Curtis, P, Hanson, P.J., Bolstad, P., Barford, C., Randolph, J.C., Schmid, H.P., Wilson, K.B., 2002. Biometric and eddy-covariance based estimates of annual carbon storage in five eastern North American deciduous forests. *Agricultural and Forest Meteorology*. 113, 3-19
- Czimczik, C.I., Mund, M., Schulze, E.-D., Wirth, Ch., 2005. Effects of reforestation, deforestation, and afforestation on carbon storage in soils. In: Griffiths H., Jarvis P.G. (Hrsg.). *The Carbon Balance of Forest Biomes*. Taylor & Francis. Oxon, New York
- Johnson, D.W., Todd, D.E., Tolbert, V.R. 2003. Changes in Ecosystem Carbon and Nitrogen in a Loblolly Pine Plantation over the First 18 Years. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 1594 - 1601.
- Davis, M.R., Condon, L.M., 2002. Impact of grassland afforestation on soil carbon in New Zealand: a review of paired-site studies. *Aust. J. Soil Res.* 40, 675-690

- Davis, M., Nordmeyer, A., Henley, D., Watt, M., 2007. Ecosystem Carbon accretion 10 years after afforestation of depleted subhumid grassland planted with three densities of *Pinus nigra*. *Global Change Biology*. 13, 1414-1422
- Deckmyn, G., Muys, B., Quijano J.G., Ceulemans, R., 2004. Carbon sequestration following afforestation of agricultural soils: comparing oak/beechn forest to short-rotation poplar coppice combining a process and a carbon accounting model. *Global change Biology*. 10, 1482-1491
- Derwisch, S., Schwendenmann, L., Olschewski, R., Hölscher, D., 2008. Estimation and economic evaluation of aboveground carbon storage of *Tectona grandis* plantations in Western Panama. *New Forests*. Online veröffentlicht am 16. Dezember 2008
- Detwiler, R.P., 1986. Land use changes and the global carbon cycle: the role of tropical soils. *Biogeochemistry* 2. 67-93
- Dewar, C., Cannel, M.G., 1992. Carbon sequestration in the trees, products and soils of forest plantations: an analysis using UK examples. *Tree Physiology*. 11, 49-71
- ECCP (ECCP working group on forest sinks), 2002. Final report- Conclusions and recommendations regarding forest related sinks & climate change mitigation. Verfügbar unter: <http://ec.europa.eu/environment/climat/forestrelatedsinks.htm>
- Egli, P., Spinnler, D., Hadedorn, F., Maurer, S., Siegwolf, R., Landolt, W., Clark, A., Strasser, R., Körner, Ch., 2001. Kohlenstoffflüsse und Biomasseproduktion In: Brunold, D., Balsiger, P., Bucher J.B., Körner Ch. (Hrsg.) zusammen mit der Eidg. Forschungsanstalt WSL Birmensdorf. *Wald und CO₂ – Ergebnisse eines ökologischen Modellversuchs*. Haupt. Bern, Stuttgart, Wien.
- FAO, 2006. *Global Forest Resources Assessment FRA 2005 – Main report*. Rome
- Federer, C.A., 1984. Organic matter and nitrogen dynamics of the forest floor of even-aged northern hardwoods. *Can. J. For. Res.* 14, 763-767
- Freibauer, A., Schulze, E.-A., 2004. Effizienz von Kohlenstoffsinken unter dem Aspekt des Klimaschutzes. Vortrag auf der Fachtagung "Auf Holzwegen in die Zukunft – eine Option für den Klimaschutz", Kloster Nimschen, 22./23.6.2004
- Gaboury, S., Boucher, J.-F., Villeneuve, C., Lord, D., Gagnon, R., 2009. Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: a case-study in Québec's closed-crown boreal forest. *Forest Ecology and Management*. 257, 483-494
- Gholz, H., Fisher, R., 1982. Organic matter production and distribution in slash pine. *Ecology*. 63, 6
- Gopichand HP., 2005. Influence of irrigation on growth and biomass production of some short rotation high density energy plantation in North Western Himachal Himalaya In: Verma KS, Khurana DK, Christersson L, (eds.) *Short rotation forestry for industrial and rural development.*, ISTS, Nauni, Solan, India, 72 – 78
- Gower, S.T., McMurtrie, R.E., Murty, D., 1996. Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. *Trends in Ecological and Evolutionary Research*. 11, 378-382

- Gower, S.T., Krankina, O., Olson, R.J., Apps, J., Lindner, S., Wang, C., 2001. Net primary production and carbon allocation patterns of boreal forest ecosystems. *Ecological Applications*. 11 (5), 1395-1411
- Guo LB, Gifford RM., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8, 345–360.
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global change Biology*. 8, 345-360
- Hamburg, S.P., 1984, Effects of forest growth on soil nitrogen and organic matter pools following release from subsistence agriculture In: Stone, E.L., *Forest soils and treatment impacts*, Knoxville, Tennessee: University of Tennessee
- Harkness, D.D., Harrison, A.F. 1989. The influence of afforestation on upland soils: The use of “bomb ^{14}C ” enrichment as a quantitative tracer for changes in organic status. *Radiocarbon* 31, 637-643
- Hansen, K., Vesterdal, L. (Hrsg.), 2004. Guidelines for planning afforestation on previously managed arable land. *Forest & Landscape*, Horsholm.
- Heinsdorf, D., 1994. Bemerkungen zur Aufforstung stillgelegter Ackerflächen im nordostdeutschen Tiefland. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 28, 29-34
- Hofmann, G., Heinsdorf, D. und Krauß, H.-H., 1990. Wirkung atmogener Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. *Beiträge für die Forstwirtschaft*. 24, 59-73
- Hosoda , K. 1998 Growth performance of Sugi plantation at various snow zones – a case study in Rokuman mount experimental site. Report of the FFPRI Kansai Office No. 40 unter <http://www.fsm.affrc.go.jp/Nenpou/40/p39.html>
- Hooker, T., Compton, J.E., 2003. Forest ecosystem carbon and nitrogen accumulation during the first century after agricultural abandonment. *Ecological Applications*. 13, 299-313
- Hoosbeek, M.R., Scarascia-Mugnozza, G.E., 2009. Increased litter build up and soil organic matter stabilization in a poplar plantation after 6 years of atmospheric CO₂ Enrichment (FACE): Final results of POP-EuroFACE compared to other forest FACE Experiments
- Houghton, R.A, 2001. Global terrestrial productivity and carbon balance. In: Roy, J., Saugier, B., Mooney, H.A. *Terrestrial global productivity*. Academic Press. San Diego
- Hungtington, T.G., 1995. Carbon sequestration in an aggrading forest ecosystem in the southeastern USA. *Soil Science Society of America Journal*. 59, 1459-1467
- IPCC, 1996. Brown, S., Sathaye, J., Cannel, M., Kauppi, P. Management of forests for mitigation of greenhouse gas emissions. In: Watson, R.T., Zinyowera, M.C., Moss, R.H. (Eds.), *Climate Change 1995, Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses*. Report of Working Group II, Assessment Report, IPCC, Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 773–797.

- IPCC, 2000. Schlamadinger, B., Karjalainen, T., 2000. Afforestation, Reforestation, and Deforestation (ARD) Activities In: Robert T. Watson, Ian R. Noble, Bert Bolin, N.H. Ravindranath, David J. Verardo (IPCC Working Group II Technical Support Unit), David J. Dokken (Hrsg.). IPCC Special Report on Land Use, Land-Use Change and Forestry. Cambridge University Press. Cambridge
- IPCC, 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry, herausgegeben von Penman J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug T., Kruger, D., Pipatti R., Buendia R., Miwa K., Ngara, T., Tanabe, K. Wagner, F.,
- IPCC, 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, vorbereitet durch das National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (Hrsg.). Published: IGES, Japan
- IPCC, 2007a. Climate Change 2007; Mitigation. Forestry. Nabuurs, G.J., O. Masera, K. Andrasko, P. Benitez-Ponce, R. Boer, M. Dutschke, E. Elsidig, J. Ford-Robertson, P. Frumhoff, T. Karjalainen, O. Krankina, W.A. Kurz, M. Matsumoto, W. Oyhantcabal, N.H. Ravindranath, M.J. Sanz Sanchez, X. Zhang. In: B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (Hrsg.). Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- IPCC, 2007b. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Tignor, K.B.M., Miller, H.L. (Hrsg.). Cambridge University Press. Cambridge und New York.
- IPCC, 2007c: Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. In: Klimaänderung 2007: Verminderung des Klimawandels. Beitrag der Arbeitsgruppe III zum Vierten Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderung (IPCC), B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom und New York, USA. Deutsche Übersetzung durch ProClim-, österreichisches Umweltbundesamt, deutsche IPCC-Koordinationsstelle, Bern/Wien/Berlin, 2007
- Jackson R.B., Canadell, J., Ehleringer J.R., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze, E.D., 1996, A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*.108, 389-411
- Jobbagy, E.G., Jackson, R.B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*. 10 (2) 423-436
- Johnson D.W., 1992. Effects of forest management on soil carbon storage. *Water Air and Soil Pollution*. 64, 83-120.
- Johnson, D.W., Todd, D.E., Jr., Tobert V.R., 2003. Changes in Ecosystem Carbon and Nitrogen in a Loblolly Pine Plantation over the First 18 Years. *Soil Science Society of America*. 67, 1594-1601
- Jug, A., Makeschin, F., Rehfuss, K.E., Hofmann-Schielle C., 1999. Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in de Federal Republic of Germany. III. Soil ecological effects. *Forest Ecology and Management*. 2121, 85-99

- Kelty, M., 1989. Productivity of New England hemlock/hardwood stands as affected by species composition and canopy structure. *Forest Ecology and Management*, 28. 237-257
- Kirby, K.R., Potvin, C., 2007. Variation in carbon storage among tree species: Implications for the management of a small-scale carbon sink project
- Kirschbaum, MUF, 2004. Modelled soil carbon changes after reforestation. SuperSoil 2004. Third Australian and Zealand Soils Conference. 5-9 Dezember 2004. University of Sydney, Australia. Verfügbar unter: www.regional.org.au/au/asssi
- deKoning, F., Olschewski R., Veldkamp, E., Beitez, P., Lopez-Ulloa, M., Schlichter, T., deUrquiza, M., 2005. The Ecological and economic potential of carbon sequestration in Forests: Examples from South America. *Ambio*. 32 (4), 224-220
- Kubiniok, J. und Müller, V. .1993. Bodenentwicklung und Nährstoffhaushalt unterschiedlich alter Ackeraufforstungen. *AFZ.5*, 236-238
- Ladegaard-Pedersen, P., Elberling, B., Vesterdal, L., 2005. Soil carbon stocks, mineralization rates, and CO₂ effluxes under 10 tree species on contrasting soil types. *Can. J. For. Res.* 35, 1277-1284
- Laclau, J.-P., Bouillet, J.P., Goncalves, J.L.M., Silva, E.V., Jourdan, C., Cunha, M.C.S., Moreira, M.R., Saint-André, L., Maquère, V., Nouvellon, Y., Ranger, J., 2008. Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil – 1. Growth dynamics and aboveground net primary production. *Forest Ecology and Management*. 255, 3905-3917
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*. 304, 1623-1627
- Lal, R., 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*. 220, 242-258
- Laurila, T., Aurela, M., Lohila, A., Tuovinen, J.P., 2005. Trace gas and CO₂ contributions of northern peatlands to global warming potential. In: Griffiths, H., Jarvis, P.G. (Hrsg.). *The carbon balance of forest biomes*. Taylor & Francis. New York
- Lemma, B., Kleja Berggren, D., Olsson, M., Nilsson, I., 2007. Factors controlling soil organic carbon sequestration under exotic tree plantations: A case study using the CO₂Fix model in southwestern Ethiopia. *Forest Ecology and Management*. 252, 124-131
- Limpens, F., Berendse, C. Blodau, J. G., Canadell, C., Freeman, J. , Holden, N., Roulet, H., Rydin, and Schaepman, 2008. Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications – a synthesis. *Biogeosciences Discuss.*, 5, 1379–1419
- Litton, C.M., Raich, J.W., Ryans, G., 2007. Carbon allocation in forest ecosystems. *Global Change Biology*. 13, 2089-2109
- Löwe, H., Seufert, G., Raes, F., 2000. Comparison of methods used within Member States for estimating CO₂ emissions and sinks according to UNFCCC and EU Monitoring Mechanism: forest and other wooded land. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 4, 4.

- Lugo, A.E., Brown, S., Chapman, J., 1988. An analytical review of production rates and stemwood biomass of tropical forest plantations. *Forest Ecology and Management*. 23, 179-200
- Mann, L.K., 1986. Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Science*.142, 279-288
- Markewitz, D., Sartori, F., Craft, C. 2002. Soil change and carbon storage in longleaf pine stands planted on marginal agricultural lands. *Ecological Applications*. 12 (5), 1276-1285
- Milne, R., Cannell, M.G.R., 2005. Estimating forest and other terrestrial carbon fluxes at a national scale: the UK experience. In: Griffiths, H., Jarvis, P.G. (Hrsg.). *The carbon balance of forest biomes*. Taylor & Francis. New York
- Montagnini, F., Porras, C., 1998. Evaluating the Role of Plantations as carbon sinks: An example of an integrative approach from the humid tropics. *Environmental Management*. 22, 3, 459-470
- Morris, S.J., Bohm, S., Haile-Mariam, S., Paul, E.A, 2007. Evaluation of carbon accrual in afforested agricultural soils. *Global change Biology*. 13, 1145-1156
- Mund, M., Kummert, 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, 275-296
- Nilsson, S., Schopfhauser, W., 1995. The carbon-sequestration potential of a global afforestation program. *Climatic Change* 30. 267-293
- Nüßlein, S., 1995. Struktur und Wachstumsdynamik jüngerer Buchen-Edellaubholz-Mischbestände in Nordbayern. *Forstliche Forschungsberichte München*. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft.
- Parrotta J.A., 1999. Productivity, nutrient cycling, and succession in single- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolis*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *For. Ecol. Managem.* 124, 45-77
- Pathak P.S., Gupta S.K., 2005. Minirotation *Leucaena* plantations for rural development and industry in India. In: Verma KS, Khurana DK, Christersson L, (eds.) *Short rotation forestry for industrial and rural development.*, ISTS, Nauni, Solan, India, 28 – 35
- Paul KI, Polglase PJ, Nyakuengama JG, Khanna PK, 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology Management*, 168, 241–257.
- Paul, K.I., Polglase P.J. and Richards, G.P, 2003a. Predicted change in soil carbon following afforestation or reforestation, and analysis of controlling factors by linking a C accounting model (CAMFor) to models of forest growth (3PG), litter decomposition (GENDEC) and soil C turnover (RtohC). *Forest Ecology and Management*. 177, 485-501
- Paul EA, Morris SJ, Six J, Paustian K, Gregorich E, 2003b. Determination of the controls on carbon and nitrogen dynamics in agricultural and afforested soils. *Soil Science Society of America Journal*, 67, 1620–1628.

- Peltoniemi, M., Mäkipää, R., Liski, J., Tamminen, P., 2004. Changes in soil carbon with stand age – an evaluation of a modelling method with empirical data. *Global Change Biology*. 10, 2078-2091
- Post WM., Kwon KC., 2000. Soil carbon sequestration and land use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6,317–327.
- Pregitzer KS, Palik BJ, 1997. Changes in ecosystem carbon 46 years after establishing red pine (*Pinus resinosa* Ait.) on abandoned agricultural land in the Great Lakes region. In: *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-Term Experiments in North America* (eds Paul EA, Paustian K, Elliott ET, Cole CV), pp. 263–272. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Pregitzer, K.S., Euskirchen, E.S., 2004. Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global change Biology*. 10, 2052-2077
- PRIMAKLIMA-weltweit-e.V., 2009. PrimaKlima Faustformel. Verfügbar unter <http://www.prima-klima-weltweit.de/grafiken/pdf/prima-klima-faustformel.pdf>
- Raich, J.W., Nadelhoffer, K.J. 1989. Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global Trends. *Ecology*. 70.5.1346-1354
- Read, P. and Lermitt, J., 2005. Bio-energy with carbon storage (BECS): A sequential decision approach to the threat of abrupt climate change, *Energy*. 30, 2654–2671
- Read, P. and Parshotam, A., 2007. Holistic greenhouse gas management strategy. Victoria University of Wellington, Wellington, New Zealand, verfügbar unter <http://ips.ac.nz/publications/publications/show/205>
- Reich, P.B., Bolstad, P., 2001. Productivity of evergreen and deciduous temperate forests In: Roay, J., Saugier, B., Mooney, H.A. (Hrsg.). *Terrestrial Global Productivity* (. Academic Press, San Diego,
- Richards, K.R., Stokes, C., 2004. A review of forest carbon sequestration cost studies: a dozen years of research. *Climatic Change*. 63, 1-48
- Richter DD., Markewitz D., Trumbore S.E., Wells C.G., 1999. Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a re-establishing forest. *Nature*, 400, 56–58.
- Ritter, E., Vesterdal, L., Gundersen P., 2003. Changes in soil properties after afforestation of former intensively managed soils with oak and Norway spruce. *Plant and Soil*. 249, 319-330
- Röhle, H., 2009. Kurzbericht zum Projekt Holzvorratsschätzung Waldmehrunungsfläche Engelsdorf/Stadt Leipzig. Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Institut für Waldwachstum und Forstliche Informatik. Technische Universität Dresden
- Roy, J., Saugier, B., Mooney, H.A., 2002 (Hrsg.). *Terrestrial global productivity*. Academic Press. San Diego, New York
- Ross, D.J., Tate, K.R., Scott, N.A. Feltham, C.W., 1999. Land use change: effects on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 803-813

- Ryan, M.G., Binkley, D., Fownes, J.H., 1997. Age-related decline in forest productivity: pattern and process. *Advances in Ecological Research*. 27, 2113-262
- Ryan, M.G., Binkley, D., Fownes, J.H., Giardina, CH.P., Senock, R.S., 2004. An experimental test of the causes of forest growth decline with stand age. *Ecological Monographs*, 74 (3), 393-414
- Sasaki, N., Kim, S., 2009. Biomass carbon sinks in Japanese forests: 1966–2012. *Forestry*. 82(1), 105-115
- Schiffmann, P.M., Johnson, W.C., 1989. Phytomass and detrital carbon storage during forest regrowth in the southeastern United States Piedmont. *Can. J. For. Res.* 19, 69-78
- Schöning I, Kögel-Knabner I, 2006. Chemical composition of young and old carbon pools throughout Cambisol and Luvisol profiles under forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 2411–2434.
- Schroeder, P., 1992. Carbon storage potential of short rotation tropical tree plantations. *Forest Ecology and Management*. 50. 31-41
- Schulze, E. -D., Lloyd, F., Kelliher, C., Wirth, C., Rebmann, C., Lühker, B., Mund, M., Knohl, A., Milyukova, I.M., Schulze, W., Ziegler, W., Varlagin, A.B., Sogachev, A.F., Valentini, R., Dore, S., Grigoriev, S., Kolle, O., Panfyorov, M.I., Thcebakova, N., Vygodskaya N.N., 1999. Productivity of forests in the Eurosiberian boreal region and their potential to act as a carbon sink – a synthesis. *Global change Biology*. 5, 703-722
- Shah-Newaz, M., Millat-Mustafa, M., 2004. Growth and yield prediction models for *Acacia mangium* grown in the plantations of the central region of Bangladesh. *New Forests* 27: 81–88
- Silver, W.L., Ostertag R., Lugo, A.E., 2000. The Potential for Carbon Sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology*. 8, 394-407
- Singh A.N., Singh J.S., 2006. Experiments on ecological restoration of coal mine spoil using native trees in a dry tropical environment, India: a synthesis. *New Forests* 31:25 –39
- Six J, Callewaert P., Lenders S., 2002. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 1981–1987.
- Smith, J., Heat, L.S., 2002. A model of floor carbon mass for United States forest types. Res. Pap. NE-722. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station.
- Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. und Skovsgaard, J.P. (Hrsg.), 1996. Growth trends in European Forests. European Forest Institute Research Report No. 5. Springer. Berlin, Heidelberg, New York.
- StMELF, 1990. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1990. Hilfstafeln für die Forsteinrichtung. Zusammengestellt für den Gebrauch in der Bayerischen Staatsforstverwaltung. Auflage 1990

- Thuille, A., 2003. Dynamik der Kohlenstoffvorräte nachwachsender Fichtenwälder in Thüringen und den Alpen. Dissertation. Biologisch-Pharmazeutische Fakultät, Friedrich Schiller Universität Jena.
- Thuille, A., Schulze, E.-D., 2006. Carbon dynamics in successional and afforested spruce stands in Thuringia and the Alps. *Global Change Biology*. 12, 325-342
- Tiarks, A., Nambiar, E.K.S., (2000) Site management and productivity in tropical plantation forests, Workshop Proceedings, 7-11 December 1999, Kerala, India, eds. Nambiar, E.K.S.,
- Ugalde, L. und Prez, O., 2001. Mean annual volume increment of selected industrial forest plantation species. *Forest Plantation Thematic Papers, Working Paper 1*, FAO, verfügbar unter www.fao.org
- Ulrich, B., Puhe, J., 1994. Auswirkungen der zukünftigen Klimaveränderung auf mitteleuropäische Waldökosysteme und deren Rückkopplungen auf den Treibhauseffekt. Studienbericht für die Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages. Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change), 2001. Report of the conference of the parties on its seventh session, held at Marrakesh from 29 October to 10 November 2001. Addendum. Part two: Action taken by the conference of the parties. Annex A – Definitions. FCCC/CP/2001/13/Add.1, 21 Januar 2002
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) CDM – Executive Board, 2007. Procedure to determine when accounting of the soil organic carbon pool may be conservatively neglected in CDM A/R project activities. EB 33 Annex 15. A/R Methodological tool. Initial adoption, 27 July 2007, verfügbar unter http://cdm.unfccc.int/EB/033/eb33_repan15.pdf
- Veldkamp, E., 1994. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *Soil Science Society of America Journal*. 58, 175-180
- Vesterdal, L., Ritter, E., Gundersen, P, 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management*. 169, 137-147
- Wang, D., Bormann, F.H., Lugo, A.E. and Bowden, R.D., 1991. Comparison of nutrient-use efficiency and biomass production in five tropical tree taxa. *For. Ecol. Manage.* 46, 1-21.
- Wilde, S.A, 1964. Changes in soil productivity induced by pine plantations. *Soil Sci.* 97, 276-278
- Winjum, J.K., Schroeder, P.E., 1997. Forest plantations of the world: their extent, ecological attributes, and carbon storage. *Agricultural and Forest Meteorology*. 84, 153-167
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen), 1998. Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz? Sondergutachten. Bremerhaven

Yang Y.S., Chen G.S., Wang Y.X., Xie JS, Yang S.H., Zhong X.F., 2007. Carbon sequestration and balance in *Castanopsis kawakamii* and *Cunninghamia lanceolata* plantations in subtropical China. *Scientia Silvae Sinicae* 43,113

6 Anhang

Anhang A: Verwendete Formeln zur Berechnung der Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse	42
Anhang B: Originaldefinition der terrestrischen Kohlenstoffspeicher nach dem IPCC (2003).....	43
Anhang C: Aus den forstlichen Ertragstafeln für Bayern abgeleitete Kohlenstoffspeicherung sowie CO ₂ Minderung in der ober- und unterirdischen Biomasse in Abhängigkeit vom Alter	44
Anhang D: Jährlicher Zuwachs, Kohlenstoffspeicherungsrate sowie CO ₂ -Minderung der Biomasse in Deutschland nach Altersklasse und Baumarten. Errechnet auf Grund der Zuwachsdaten der Bundeswaldinventur 2 (BWI 2006).....	50
Anhang E: Jährliche Kohlenstoffspeicherung und CO ₂ -Minderung durch die ober- und unterirdische Biomasse in Aufforstungsflächen der gemäßigten und borealen Breiten	53
Anhang F: Jährlicher Zuwachs wichtiger in industriellen Holzplantagen der Tropen und Subtropen angebaute Baumarten nach Ugalde und Perez (2001).	55
Anhang G: Jährlicher Biomassezuwachs bzw. jährliche Kohlenstoffspeicherungsrate in jungen Aufforstungsflächen der Tropen und Subtropen.....	56
Anhang H: Beispiele für in der Literatur angegebenen jährlichen Kohlenstoffspeicherungsrate in der organischen Bodenaufgabe in Aufforstungen ehemals anderweitig genutzter Böden.....	57
Anhang I: Beispiele für Untersuchungen zur Veränderung des C-Pools im Mineralboden nach Aufforstungen.....	58
Anhang J: Beispiele für die Kohlenstoffspeicherung in Wäldern der USA. Daten basieren auf Inventuren des US Forest Service (Birdsey 2006)	59

Anhang A: Verwendete Formeln zur Berechnung der Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse

Berechnung der Kohlenstoffspeicherung in der Biomasseberechnung nach dem Good Practice Guidance (IPCC 2006) (verwendet in Tabelle 3, Anhang E, Anhang F, Anhang G):

Zur Umrechnung des Gesamtbiomassezuwachses aus dem Zuwachs der oberirdischen Biomasse:

$$G_{\text{Total}} = G_w * (1+R)$$

G_{Total} = jährlicher Biomassezuwachs ober- und unterirdisch in [t/ha*a] Trockenmasse

G_w = durchschnittliche oberirdische Biomasse in [t/ha*a] Trockenmasse

R = Wurzel-Stamm-Verhältnis [dimensionslos]

Zur Umrechnung von nutzbarem Holzvolumen [m^3] in oberirdischen Biomassezuwachs

$$G_w = I_v * D * BEF$$

I_v = jährlicher Holzzuwachs [$m^3/ha*a$]

D = Trockengewicht der Baumart in t/m^3 (Trockenmasse/Frischvolumen)

BEF = Biomasseexpansionsfaktoren zur Umrechnung von jährlichem nutzbarem Holzzuwachs (mit Rinde) in oberirdischen Biomassezuwachs [dimensionslos]

Berechnung der Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse auf Basis der Ertragstafeln (verwendet in Anhang C und Anhang D)

$$I_{vfm} * D * EF$$

I_{vfm} = jährlicher Holzzuwachs der Derbholzmasse (> 7cm Durchmesser) mit Rinde [v_{fm} m.R.] laut Ertragstafel

D = Trockengewicht der Baumart in t/m^3 (Trockenmasse/Frischvolumen)

EF = Expansionsfaktor für Derbholzmasse in ober- und unterirdische Biomasse nach Burschel et al. (1993)

Verwendeter Faktor zur Umrechnung von C in CO_2 : 3,66

Verwendeter Faktor zu Umrechnung der t Trockenmasse in t C: 0,5

Anhang B: Originaldefinition der terrestrischen Kohlenstoffspeicher nach dem IPCC (2003)

Pool ²		Description (see also notes below in italics)
Living Biomass	Above-ground biomass	All living biomass ³ above the soil including stem, stump, branches, bark, seeds, and foliage. <i>Note: In cases where forest understorey is a relatively small component of the above-ground biomass carbon pool, it is acceptable for the methodologies and associated data used in some tiers to exclude it, provided the tiers are used in a consistent manner throughout the inventory time series as specified in Chapter 5.</i>
	Below-ground biomass	All living biomass of live roots. Fine roots of less than (suggested) 2mm diameter are often excluded because these often cannot be distinguished empirically from soil organic matter or litter.
Dead Organic Matter	Dead wood	Includes all non-living woody biomass not contained in the litter, either standing, lying on the ground, or in the soil. Dead wood includes wood lying on the surface, dead roots, and stumps larger than or equal to 10 cm in diameter or any other diameter used by the country.
	Litter	Includes all non-living biomass with a diameter less than a minimum diameter chosen by the country (for example 10 cm), lying dead, in various states of decomposition above the mineral or organic soil. This includes the litter, fomic, and humic layers. Live fine roots (of less than the suggested diameter limit for below-ground biomass) are included in litter where they cannot be distinguished from it empirically.
Soils	Soil organic matter	Includes organic carbon in mineral and organic soils (including peat) to a specified depth chosen by the country and applied consistently through the time series. Live fine roots (of less than the suggested diameter limit for below-ground biomass) are included with soil organic matter where they cannot be distinguished from it empirically.

Note: National circumstances may necessitate slight modifications to the pool definitions used here. Where modified definitions are used, it is good practice to report upon them clearly, to ensure that modified definitions are used consistently over time, and to demonstrate that pools are neither omitted nor double counted.

² The default assumption in *IPCC Guidelines* is that carbon removed in wood and other biomass from forests is oxidised in the year of removal. Countries may report on HWP pools if they can document that existing stocks of forest products are in fact increasing. Appendix 3a.1 provides guidance to countries and information that could be used in future methodological development subject to decisions by UNFCCC.

³ Expressed in tonnes dry weight.

Anhang C: Aus den forstlichen Ertragstafeln für Bayern abgeleitete Kohlenstoffspeicherung sowie CO₂ Minderung in der ober- und unterirdischen Biomasse in Abhängigkeit vom Alter. Auf alle Ertragstafelwerte wurde ein Aufschlag von 10% berechnet. Verwendet wurden jeweils die Ertragstafeln mittlerer Durchforstung bei I. Bonität. (Ertragstafeln entnommen aus StMELF (1990))

Art	Alter	Derbholzmasse ² [Vfm]	Holz Dichte ³ [kg/m ³]	EF ⁴	Biomasse [t ha]	C in Biomasse [t C/ha]	CO ₂ -Min- derung durch Biomasse [t CO ₂ /ha]	Jährliche CO ₂ - Minderung durch Biomasse [t CO ₂ /ha*a]	Verwendete Ertragstafel
Fichte	15	31	377,1	4	51,4	25,7	94,1	6,3	Wiedemann1936/1942
Fichte	20	75	377,1	1,65	51,3	25,7	93,9	4,7	Wiedemann1936/1943
Fichte	25	150	377,1	1,65	102,7	51,3	187,9	7,5	Wiedemann1936/1944
Fichte	30	250	377,1	1,65	171,1	85,6	313,1	10,4	Wiedemann1936/1945
Fichte	35	340	377,1	1,65	232,7	116,4	425,9	12,2	Wiedemann1936/1946
Fichte	40	420	377,1	1,65	287,5	143,7	526,1	13,2	Wiedemann1936/1947
Fichte	45	495	377,1	1,51	310,0	155,0	567,4	12,6	Wiedemann1936/1948
Fichte	50	565	377,1	1,51	353,9	176,9	647,6	13,0	Wiedemann1936/1948
Fichte	55	630	377,1	1,51	394,6	197,3	722,1	13,1	Wiedemann1936/1948
Fichte	60	680	377,1	1,51	425,9	213,0	779,4	13,0	Wiedemann1936/1948
Fichte	65	725	377,1	1,45	436,1	218,0	798,0	12,3	Wiedemann1936/1948
Fichte	70	763	377,1	1,45	458,9	229,5	839,8	12,0	Wiedemann1936/1948
Fichte	75	795	377,1	1,45	478,2	239,1	875,1	11,7	Wiedemann1936/1948
Fichte	80	822	377,1	1,45	494,4	247,2	904,8	11,3	Wiedemann1936/1948
Fichte	85	845	377,1	1,45	508,2	254,1	930,1	10,9	Wiedemann1936/1948
Fichte	90	865	377,1	1,45	520,3	260,1	952,1	10,6	Wiedemann1936/1948
Fichte	95	883	377,1	1,45	531,1	265,6	971,9	10,2	Wiedemann1936/1948
Fichte	100	900	377,1	1,45	541,3	270,7	990,6	9,9	Wiedemann1936/1948
Fichte	105	916	377,1	1,45	551,0	275,5	1008,2	9,6	Wiedemann1936/1948
Fichte	110	931	377,1	1,45	560,0	280,0	1024,8	9,3	Wiedemann1936/1948
Fichte	115	935	377,1	1,45	562,4	281,2	1029,2	8,9	Wiedemann1936/1948
Fichte	120	938	377,1	1,45	564,2	282,1	1032,5	8,6	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	20	12	377,1	1,65	30,1	15,1	55,1	2,8	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	25	44	377,1	1,65	58,9	29,4	107,7	4,3	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	30	86	377,1	1,65	93,1	46,5	170,3	5,7	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	35	136	377,1	1,65	132,8	66,4	243,0	6,9	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	40	194	377,1	1,65	174,5	87,3	319,4	8,0	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	45	255	377,1	1,51	194,8	97,4	356,5	7,9	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	50	311	377,1	1,51	226,7	113,4	414,9	8,3	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	55	362	377,1	1,51	256,8	128,4	470,0	8,5	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	60	410	377,1	1,51	283,7	141,9	519,2	8,7	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	65	453	377,1	1,45	294,1	147,1	538,2	8,3	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	70	489	377,1	1,45	312,2	156,1	571,3	8,2	Wiedemann1936/1948

Art	Alter	Derbholzmasse ² [Vfm]	Holz Dichte ³ [kg/m ³]	EF ⁴	Biomasse [t ha]	C in Biomasse [t C/ha]	CO ₂ -Min- derung durch Biomasse [t CO ₂ /ha]	Jährliche CO ₂ - Minderung durch Biomasse [t CO ₂ /ha*a]	Verwendete Ertragstafel
Fichte ¹	75	519	377,1	1,45	326,0	163,0	596,6	8,0	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	80	542	377,1	1,45	337,4	168,7	617,5	7,7	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	85	561	377,1	1,45	346,4	173,2	634,0	7,5	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	90	576	377,1	1,45	354,3	177,1	648,3	7,2	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	95	589	377,1	1,45	360,9	180,4	660,4	7,0	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	100	600	377,1	1,45	366,3	183,1	670,3	6,7	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	105	609	377,1	1,45	368,7	184,4	674,7	6,4	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	110	613	377,1	1,45	370,5	185,3	678,0	6,2	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	115	616	377,1	1,45	372,3	186,2	681,3	5,9	Wiedemann1936/1948
Fichte ¹	120	619	377,1	1,45	372,3	186,2	681,3	5,7	Wiedemann1936/1948
Kiefer	10	7	430,7	1,51	5,0	2,5	9,2	0,9	Gerhardt 1921
Kiefer	20	74	430,7	1,51	52,9	26,5	96,9	4,8	Gerhardt 1921
Kiefer	30	168	430,7	1,51	120,2	60,1	219,9	7,3	Gerhardt 1922
Kiefer	40	245	430,7	1,51	175,3	87,6	320,7	8,0	Gerhardt 1923
Kiefer	50	304	430,7	1,42	204,5	102,3	374,3	7,5	Gerhardt 1924
Kiefer	60	351	430,7	1,4	232,8	116,4	426,0	7,1	Gerhardt 1925
Kiefer	70	392	430,7	1,4	260,0	130,0	475,8	6,8	Gerhardt 1926
Kiefer	80	426	430,7	1,36	274,5	137,2	502,3	6,3	Gerhardt 1927
Kiefer	90	455	430,7	1,36	293,2	146,6	536,5	6,0	Gerhardt 1928
Kiefer	100	479	430,7	1,36	308,6	154,3	564,8	5,6	Gerhardt 1929
Kiefer	110	499	430,7	1,34	316,8	158,4	579,7	5,3	Gerhardt 1930
Kiefer	120	515	430,7	1,34	326,9	163,5	598,3	5,0	Gerhardt 1931
Kiefer	130	528	430,7	1,34	335,2	167,6	613,4	4,7	Gerhardt 1932
Kiefer	140	540	430,7	1,34	342,8	171,4	627,4	4,5	Gerhardt 1933
Tanne	30	94	370	1,52	58,2	29,1	106,4	3,5	Hausser (1956)
Tanne	35	147	370	1,52	90,9	45,5	166,4	4,8	Hausser (1956)
Tanne	40	207	370	1,52	128,1	64,0	234,3	5,9	Hausser (1956)
Tanne	45	269	370	1,44	157,7	78,8	288,5	6,4	Hausser (1956)
Tanne	50	329	370	1,44	192,8	96,4	352,9	7,1	Hausser (1956)
Tanne	55	386	370	1,44	226,2	113,1	414,0	7,5	Hausser (1956)
Tanne	60	438	370	1,44	256,7	128,4	469,8	7,8	Hausser (1956)
Tanne	65	486	370	1,44	284,8	142,4	521,2	8,0	Hausser (1956)
Tanne	70	529	370	1,44	310,0	155,0	567,4	8,1	Hausser (1956)
Tanne	75	569	370	1,44	333,5	166,7	610,3	8,1	Hausser (1956)
Tanne	80	605	370	1,44	354,6	177,3	648,9	8,1	Hausser (1956)
Tanne	85	638	370	1,38	358,3	179,2	655,8	7,7	Hausser (1956)
Tanne	90	668	370	1,38	375,2	187,6	686,6	7,6	Hausser (1956)
Tanne	95	696	370	1,38	390,9	195,5	715,4	7,5	Hausser (1956)

Art	Alter	Derbholzmasse ² [Vfm]	Holz Dichte ³ [kg/m ³]	EF ⁴	Biomasse [t ha]	C in Biomasse [t C/ha]	CO ₂ -Min- derung durch Biomasse [t CO ₂ /ha]	Jährliche CO ₂ - Minderung durch Biomasse [t CO ₂ /ha*a]	Verwendete Ertragstafel
Tanne	100	721	370	1,38	405,0	202,5	741,1	7,4	Hausser (1956)
Tanne	105	744	370	1,41	427,0	213,5	781,3	7,4	Hausser (1956)
Tanne	110	764	370	1,41	438,4	219,2	802,3	7,3	Hausser (1956)
Tanne	115	782	370	1,41	448,8	224,4	821,2	7,1	Hausser (1956)
Tanne	120	797	370	1,41	457,4	228,7	837,0	7,0	Hausser (1956)
Tanne	125	810	370	1,41	464,8	232,4	850,6	6,8	Hausser (1956)
Tanne	130	820	370	1,41	470,6	235,3	861,1	6,6	Hausser (1956)
Tanne	135	829	370	1,41	475,7	237,9	870,6	6,4	Hausser (1956)
Tanne	140	836	370	1,41	479,8	239,9	878,0	6,3	Hausser (1956)
Tanne	145	840	370	1,42	485,5	242,7	888,4	6,1	Hausser (1956)
Tanne	150	842	370	1,42	486,6	243,3	890,5	5,9	Hausser (1956)
Lärche	20	100	487,3	1,51	80,9	40,5	148,1	7,4	Schober (1964)
Lärche	25	147	487,3	1,51	119,0	59,5	217,7	10,9	Schober (1964)
Lärche	30	190	487,3	1,51	153,8	76,9	281,4	9,4	Schober (1964)
Lärche	35	226	487,3		172,0	86,0	314,8	9,0	Schober (1964)
Lärche	40	259	487,3	1,42	197,1	98,6	360,8	9,0	Schober (1964)
Lärche	45	289	487,3	1,42	220,0	110,0	402,6	8,9	Schober (1964)
Lärche	50	317	487,3	1,42	241,3	120,6	441,6	8,8	Schober (1964)
Lärche	55	344	487,3	1,42	261,8	130,9	479,2	8,7	Schober (1964)
Lärche	60	370	487,3	1,42	277,7	138,8	508,1	8,5	Schober (1964)
Lärche	65	394	487,3	1,4	295,7	147,8	541,1	8,3	Schober (1964)
Lärche	70	416	487,3	1,4	312,2	156,1	571,3	8,2	Schober (1964)
Lärche	75	436	487,3	1,4	327,2	163,6	598,8	8,0	Schober (1964)
Lärche	80	455	487,3	1,4	331,7	165,8	607,0	7,6	Schober (1964)
Lärche	85	472	487,3	1,36	344,1	172,0	629,7	7,4	Schober (1964)
Lärche	90	487	487,3	1,36	355,0	177,5	649,7	7,2	Schober (1964)
Lärche	95	500	487,3	1,36	364,5	182,3	667,0	7,0	Schober (1964)
Lärche	100	512	487,3	1,34	367,8	183,9	673,0	6,7	Schober (1964)
Lärche	105	523	487,3	1,34	375,7	187,8	687,5	6,5	Schober (1964)
Lärche	110	533	487,3	1,34	382,8	191,4	700,6	6,4	Schober (1964)
Lärche	115	542	487,3	1,34	389,3	194,7	712,4	6,2	Schober (1964)
Lärche	120	549	487,3	1,34	394,3	197,2	721,6	6,0	Schober (1964)
Lärche	125	556	487,3	1,41	420,2	210,1	769,0	6,2	Schober (1964)
Lärche	130	562	487,3	1,41	424,8	212,4	777,3	6,0	Schober (1964)
Lärche	135	567	487,3	1,41	428,5	214,3	784,2	5,8	Schober (1964)
Lärche	140	570	487,3	1,41	430,8	215,4	788,4	5,6	Schober (1964)
Douglasie	20	140	412,4	1,65	104,8	52,4	191,8	9,6	Schober (1956)
Douglasie	25	246	412,4	1,65	184,1	92,1	337,0	13,5	Schober (1956)
Douglasie	30	344	412,4	1,65	257,5	128,7	471,2	15,7	Schober (1956)
Douglasie	35	431	412,4	1,65	322,6	161,3	590,4	16,9	Schober (1956)

Art	Alter	Derbholzmasse ² [Vfm]	Holz Dichte ³ [kg/m ³]	EF ⁴	Biomasse [t ha]	C in Biomasse [t C/ha]	CO ₂ -Min- derung durch Biomasse [t CO ₂ /ha]	Jährliche CO ₂ - Minderung durch Biomasse [t CO ₂ /ha*a]	Verwendete Ertragstafel
Douglasie	40	503	412,4	1,65	376,5	188,2	689,0	17,2	Schober (1956)
Douglasie	45	549	412,4	1,51	376,1	188,0	688,2	15,3	Schober (1956)
Douglasie	50	578	412,4	1,51	395,9	198,0	724,5	14,5	Schober (1956)
Douglasie	55	604	412,4	1,51	413,7	206,9	757,1	13,8	Schober (1956)
Douglasie	60	626	412,4	1,51	428,8	214,4	784,7	13,1	Schober (1956)
Douglasie	65	647	412,4	1,45	425,6	212,8	778,8	12,0	Schober (1956)
Douglasie	70	664	412,4	1,45	436,8	218,4	799,3	11,4	Schober (1956)
Douglasie	75	681	412,4	1,45	447,9	224,0	819,7	10,9	Schober (1956)
Buche	30	60	554,3	1,69	61,8	30,9	113,1	3,8	Wiedemann (1931)
Buche	35	102	487,3	1,69	92,4	46,2	169,1	8,5	Wiedemann (1931)
Buche	40	145	487,3	1,69	131,4	65,7	240,4	6,0	Wiedemann (1931)
Buche	45	186	487,3	1,47	146,6	73,3	268,2	6,0	Wiedemann (1931)
Buche	50	228	487,3	1,47	179,7	89,8	328,8	6,6	Wiedemann (1931)
Buche	55	269	487,3	1,47	212,0	106,0	387,9	7,1	Wiedemann (1931)
Buche	60	309	487,3	1,47	243,5	121,7	445,6	7,4	Wiedemann (1931)
Buche	65	346	487,3	1,41	261,5	130,8	478,6	7,4	Wiedemann (1931)
Buche	70	380	487,3	1,41	287,2	143,6	525,6	7,5	Wiedemann (1931)
Buche	75	408	487,3	1,41	308,4	154,2	564,3	7,5	Wiedemann (1931)
Buche	80	433	487,3	1,41	327,3	163,6	598,9	7,5	Wiedemann (1931)
Buche	85	456	487,3	1,38	337,3	168,7	617,3	7,3	Wiedemann (1931)
Buche	90	477	487,3	1,38	352,8	176,4	645,7	7,2	Wiedemann (1931)
Buche	95	497	487,3	1,38	367,6	183,8	672,8	7,1	Wiedemann (1931)
Buche	100	516	487,3	1,38	381,7	190,8	698,5	7,0	Wiedemann (1931)
Buche	105	533	487,3	1,39	397,1	198,6	726,7	6,9	Wiedemann (1931)
Buche	110	550	487,3	1,39	409,8	204,9	749,9	6,8	Wiedemann (1931)
Buche	115	566	487,3	1,39	421,7	210,9	771,7	6,7	Wiedemann (1931)
Buche	120	582	487,3	1,39	433,6	216,8	793,6	6,6	Wiedemann (1931)
Buche	125	597	487,3	1,38	441,6	220,8	808,2	6,5	Wiedemann (1931)
Buche	130	611	487,3	1,38	452,0	226,0	827,1	6,4	Wiedemann (1931)
Buche	135	625	487,3	1,38	462,3	231,2	846,1	6,3	Wiedemann (1931)
Buche	140	638	487,3	1,38	471,9	236,0	863,7	6,2	Wiedemann (1931)
Eiche	20	12	561,1	1,58	11,7	5,9	21,4	1,1	Jüttner (1995)
Eiche	25	36	487,3	1,58	30,5	15,2	55,8	2,2	Jüttner (1995)
Eiche	30	78	487,3	1,58	66,1	33,0	120,9	4,0	Jüttner (1995)
Eiche	35	114	487,3	1,58	96,5	48,3	176,7	5,0	Jüttner (1995)
Eiche	40	142	487,3	1,58	120,3	60,1	220,1	5,5	Jüttner (1995)
Eiche	45	166	487,3	1,41	125,5	62,7	229,6	5,1	Jüttner (1995)
Eiche	50	189	487,3	1,41	142,8	71,4	261,4	5,2	Jüttner (1995)
Eiche	55	211	487,3	1,41	159,5	79,7	291,8	5,3	Jüttner (1995)
Eiche	60	232	487,3	1,41	175,3	87,7	320,9	5,3	Jüttner (1995)

Art	Alter	Derbholzmasse ² [Vfm]	Holz Dichte ³ [kg/m ³]	EF ⁴	Biomasse [t ha]	C in Biomasse [t C/ha]	CO ₂ -Min- derung durch Biomasse [t CO ₂ /ha]	Jährliche CO ₂ - Minderung durch Biomasse [t CO ₂ /ha*a]	Verwendete Ertragstafel
Eiche	65	252	487,3	1,39	187,8	93,9	343,6	5,3	Jüttner (1995)
Eiche	70	270	487,3	1,39	201,2	100,6	368,1	5,3	Jüttner (1995)
Eiche	75	287	487,3	1,39	213,8	106,9	391,3	5,2	Jüttner (1995)
Eiche	80	303	487,3	1,39	225,8	112,9	413,1	5,2	Jüttner (1995)
Eiche	85	317	487,3	1,37	232,8	116,4	426,0	5,0	Jüttner (1995)
Eiche	90	329	487,3	1,37	241,6	120,8	442,1	4,9	Jüttner (1995)
Eiche	95	339	487,3	1,37	248,9	124,5	455,6	4,8	Jüttner (1995)
Eiche	100	349	487,3	1,37	256,3	128,1	469,0	4,7	Jüttner (1995)
Eiche	105	359	487,3	1,35	259,8	129,9	475,4	4,5	Jüttner (1995)
Eiche	110	368	487,3	1,35	266,3	133,1	487,3	4,4	Jüttner (1995)
Schwarzerle	20	110	564,2	1,58	107,9	53,9	197,4	9,9	Wimmenauer/Schwappach 1919/1929
Schwarzerle	25	154	564,2	1,58	151,0	75,5	276,3	11,1	Jüttner (1995)
Schwarzerle	30	184	564,2	1,58	180,4	90,2	330,2	11,0	Jüttner (1995)
Schwarzerle	35	208	564,2	1,58	204,0	102,0	373,2	10,7	Jüttner (1995)
Schwarzerle	40	228	564,2	1,58	223,6	111,8	409,1	10,2	Jüttner (1995)
Schwarzerle	45	245	564,2	1,41	214,4	107,2	392,3	8,7	Jüttner (1995)
Schwarzerle	50	260	564,2	1,41	227,5	113,8	416,4	8,3	Jüttner (1995)
Schwarzerle	55	272	564,2	1,41	238,0	119,0	435,6	7,9	Jüttner (1995)
Schwarzerle	60	283	564,2	1,41	247,6	123,8	453,2	7,6	Jüttner (1995)
Schwarzerle	65	292	564,2	1,39	251,9	125,9	461,0	7,1	Jüttner (1995)
Schwarzerle	70	300	564,2	1,39	258,8	129,4	473,6	6,8	Jüttner (1995)
Schwarzerle	75	307	564,2	1,39	264,8	132,4	484,7	6,5	Jüttner (1995)
Schwarzerle	80	313	564,2	1,39	270,0	135,0	494,1	6,2	Jüttner (1995)
Schwarzerle	85	319	564,2	1,37	271,2	135,6	496,4	5,8	Jüttner (1995)
Schwarzerle	90	325	564,2	1,37	276,3	138,2	505,7	5,6	Jüttner (1995)
Esche	20	32	564,2	1,69	33,6	16,8	61,4	3,1	Schwappach (1903)
Esche	30	118	564,2	1,69	123,8	61,9	226,5	7,5	Schwappach (1903)
Esche	40	205	564,2	1,69	215,0	107,5	393,5	9,8	Schwappach (1903)
Esche	50	268	564,2	1,41	234,5	117,3	429,2	8,6	Schwappach (1903)
Esche	60	317	564,2	1,41	277,4	138,7	507,6	8,5	Schwappach (1903)
Esche	70	354	564,2	1,41	309,8	154,9	566,9	8,1	Schwappach (1903)
Esche	80	383	564,2	1,38	328,0	164,0	600,3	7,5	Schwappach (1903)
Esche	90	406	564,2	1,38	347,7	173,9	636,3	7,1	Schwappach (1903)
Esche	100	425	564,2	1,38	364,0	182,0	666,1	6,7	Schwappach (1903)
Esche	110	441	564,2	1,39	380,4	190,2	696,2	6,3	Schwappach (1903)
Esche	120	455	564,2	1,39	392,5	196,3	718,3	6,0	Schwappach (1903)
Pappel	10	64	376,8	4	106,1	53,1	194,2	19,4	Blume (1949)
Pappel	15	156	376,8	4	258,6	129,3	473,3	31,6	Blume (1949)
Pappel	20	198	376,8	1,69	138,7	69,3	253,8	12,7	Blume (1949)

Art	Alter	Derbholzmasse ² [Vfm]	Holz Dichte ³ [kg/m ³]	EF ⁴	Biomasse [t ha]	C in Biomasse [t C/ha]	CO ₂ -Min- derung durch Biomasse [t CO ₂ /ha]	Jährliche CO ₂ - Minderung durch Biomasse [t CO ₂ /ha*a]	Verwendete Ertragstafel
Pappel	25	198	376,8	1,69	138,7	69,3	253,8	10,2	Blume (1949)
Pappel	30	308	376,8	1,69	215,7	107,9	394,8	13,2	Blume (1949)
Pappel	35	436	376,8	1,69	305,4	152,7	558,9	16,0	Blume (1949)
Pappel	40	574	376,8	1,47	349,7	174,9	640,0	16,0	Blume (1949)
Pappel	45	710	376,8	1,47	432,6	216,3	791,6	17,6	Blume (1949)
Pappel	50	865	376,8	1,47	527,0	263,5	964,5	19,3	Blume (1949)
Birke	30	69	610	1,47	68,1	34,0	124,5	4,2	Blume (1949)
Birke	35	101	610	1,47	99,6	49,8	182,3	9,1	Blume (1949)
Birke	40	124	610	1,47	122,3	61,2	223,8	11,2	Blume (1949)
Birke	45	145	610	1,47	143,0	71,5	261,7	13,1	Blume (1949)
Birke	50	162	610	1,47	159,8	79,9	292,4	14,6	Blume (1949)
Birke	55	176	610	1,47	173,6	86,8	317,7	15,9	Blume (1949)
Birke	60	188	610	1,47	185,4	92,7	339,4	17,0	Blume (1949)
Birke	65	197	610	1,41	186,4	93,2	341,1	17,1	Blume (1949)
Birke	70	204	610	1,41	193,0	96,5	353,2	17,7	Blume (1949)
Birke	75	209	610	1,41	197,7	98,9	361,9	18,1	Blume (1949)
Birke	80	212	610	1,41	200,6	100,3	367,1	18,4	Blume (1949)

¹ zum Vergleich verwendete Ertragstafel für Fichte II. Bonität

² Aufschlag nach den Hilfstafeln für die Forsteinrichtung für Bayern (BMELF 1990)

³ nach Knigge und Schulz (1966), Trendelenburg und Mayer-Wegelin (1955)

⁴ Expansionsfaktor zur Errechnung des gesamten Baumvolumens (ober- und unterirdisch) aus dem Derbholzvolumen (ab Durchmesser 7cm) nach Burschel et al. (1993) (für Lärche wurden die Werte der Kiefer für Erle die Werte für Eiche, für alle anderen Laubholzarten die Werte der Buche verwendet)

Anhang D: Jährlicher Zuwachs, Kohlenstoffspeicherungsrate sowie CO₂-Minderung der Biomasse in Deutschland nach Altersklasse und Baumarten. Errechnet auf Grund der Zuwachsdaten der Bundeswaldinventur 2 (BMELV 2005)

Altersklasse	Art	jährlicher Zuwachs in m ³ /ha*a ¹	Faktor zur Umrechnung in Vfm mR/ha*a ²	Holzdicke (t/m ³) ³	BEF ⁴	Ober- und unterirdische Biomasse [t ha*a]	C-Speicherung in der ober- und unterirdischen Biomasse [t/ha*a]	CO ₂ -Minderung durch die ober- und unterirdische Biomasse [t CO ₂ /ha*a]
0-20	Eiche	1,4	1,2	0,56	4,0	3,8	1,9	6,9
0-20	Buche	0,6	1,2	0,55	4,0	1,6	0,8	2,9
0-20	andere Lb hoher Lebensdauer	1,8	1,2	0,56	4,0	4,8	2,4	8,8
0-20	andere Lb niedriger Lebensdauer	2,2	1,2	0,38	4,0	4,0	2,0	7,3
0-20	alle Laubbäume	1,6	1,2	0,34	4,0	2,7	1,3	4,9
0-20	Fichte	3,2	1,2	0,38	4,0	5,8	2,9	10,5
0-20	Tanne	1,6	1,2	0,37	4,0	2,7	1,4	5,0
0-20	Douglasie	5,9	1,2	0,41	4,0	11,9	5,9	21,7
0-20	Kiefer	3,8	1,2	0,43	4,0	7,8	3,9	14,3
0-20	Lärche	4,7	1,3	0,49	4,0	11,7	5,9	21,5
0-20	alle Nadelbäume	3,5	1,2	0,40	4,0	6,8	3,4	12,4
0-20	alle Baumarten	2,6	1,2	0,45	4,0	5,6	2,8	10,3
21-40	Eiche	8,2	1,2	0,6	1,7	9,3	4,7	17,1
21-40	Buche	9,0	1,2	0,6	1,6	9,1	4,6	16,7
21-40	andere Lb hoher Lebensdauer	9,5	1,2	0,6	1,6	10,3	5,1	18,8
21-40	andere Lb niedriger Lebensdauer	8,0	1,2	0,4	1,6	5,8	2,9	10,5
21-40	alle Laubbäume	8,6	1,2	0,3	1,7	5,9	2,9	10,8
21-40	Fichte	17,6	1,2	0,4	1,7	13,0	6,5	23,9
21-40	Tanne	20,3	1,2	0,4	1,5	13,6	6,8	24,9
21-40	Douglasie	23,8	1,2	0,4	1,7	19,6	9,8	35,9
21-40	Kiefer	10,0	1,2	0,4	1,5	7,9	3,9	14,4
21-40	Lärche	11,9	1,3	0,5	1,5	11,2	5,6	20,5
21-40	alle Nadelbäume	16,0	1,2	0,4	1,6	11,9	5,9	21,7
21-40	alle Baumarten	13,8	1,2	0,5	1,7	12,6	6,3	23,1
41-60	Eiche	10,0	1,2	0,6	1,4	9,4	4,7	17,3
41-60	Buche	13,5	1,2	0,6	1,5	12,7	6,4	23,3
41-60	andere Lb hoher Lebensdauer	12,7	1,2	0,6	1,5	12,3	6,2	22,6
41-60	andere Lb niedriger Lebensdauer	11,6	1,2	0,4	1,5	7,6	3,8	13,8
41-60	alle Laubbäume	12,2	1,2	0,3	1,5	7,1	3,6	13,1
41-60	Fichte	21,9	1,2	0,4	1,4	14,2	7,1	25,9
41-60	Tanne	18,6	1,2	0,4	1,5	12,5	6,2	22,8
41-60	Douglasie	32,0	1,2	0,4	1,5	24,1	12,1	44,2
41-60	Kiefer	12,4	1,2	0,4	1,4	9,2	4,6	16,7
41-60	Lärche	17,4	1,3	0,5	1,4	15,4	7,7	28,2
41-60	alle Nadelbäume	19,1	1,2	0,4	1,5	13,5	6,7	24,7
41-60	alle Baumarten	16,6	1,2	0,5	1,5	13,0	6,5	23,8
61-80	Eiche	9,0	1,2	0,6	1,4	8,4	4,2	15,4
61-80	Buche	13,6	1,2	0,6	1,4	12,2	6,1	22,4

Altersklasse	Art	jährlicher Zuwachs in m ³ /ha*a ¹	Faktor zur Umrechnung in Vfm mR/ha*a ²	Holzdichte (t/m ³) ³	BEF ⁴	Ober- und unterirdische Biomasse [t ha*a]	C-Speicherung in der ober- und unterirdischen Biomasse [t/ha*a]	CO ₂ -Minderung durch die ober- und unterirdische Biomasse [t CO ₂ /ha*a]
61-80	andere Lb hoher Lebensdauer	13,8	1,2	0,6	1,4	13,0	6,5	23,7
61-80	andere Lb niedriger Lebensdauer	10,0	1,2	0,4	1,4	6,3	3,1	11,5
61-80	alle Laubbäume	12,1	1,2	0,3	1,4	6,8	3,4	12,5
61-80	Fichte	17,3	1,2	0,4	1,5	11,2	5,6	20,6
61-80	Tanne	18,0	1,2	0,4	1,4	11,4	5,7	20,9
61-80	Douglasie	20,8	1,2	0,4	1,5	15,1	7,5	27,6
61-80	Kiefer	8,6	1,2	0,4	1,4	6,3	3,1	11,4
61-80	Lärche	14,3	1,3	0,5	1,4	12,4	6,2	22,8
61-80	alle Nadelbäume	14,5	1,2	0,4	1,4	9,7	4,9	17,8
61-80	alle Baumarten	13,7	1,2	0,5	1,4	10,3	5,2	18,9
81-100	Eiche	8,6	1,2	0,6	1,4	7,9	4,0	14,5
81-100	Buche	14,3	1,2	0,6	1,4	12,7	6,3	23,2
81-100	andere Lb hoher Lebensdauer	13,5	1,2	0,6	1,4	12,4	6,2	22,7
81-100	andere Lb niedriger Lebensdauer	10,3	1,2	0,4	1,4	6,3	3,2	11,6
81-100	alle Laubbäume	12,3	1,2	0,3	1,4	6,8	3,4	12,5
81-100	Fichte	18,2	1,2	0,4	1,5	11,8	5,9	21,7
81-100	Tanne	17,6	1,2	0,4	1,4	10,9	5,5	20,0
81-100	Douglasie	19,9	1,2	0,4	1,5	14,4	7,2	26,3
81-100	Kiefer	8,4	1,2	0,4	1,4	5,9	3,0	10,8
81-100	Lärche	11,8	1,3	0,5	1,4	10,0	5,0	18,3
81-100	alle Nadelbäume	14,7	1,2	0,4	1,4	9,9	4,9	18,0
81-100	alle Baumarten	13,8	1,2	0,5	1,4	10,4	5,2	19,1
101-120	Eiche	8,7	1,2	0,6	1,4	7,9	4,0	14,5
101-120	Buche	13,4	1,2	0,6	1,4	11,9	6,0	21,9
101-120	andere Lb hoher Lebensdauer	12,6	1,2	0,6	1,4	11,4	5,7	20,9
101-120	andere Lb niedriger Lebensdauer	10,5	1,2	0,4	1,4	6,4	3,2	11,6
101-120	alle Laubbäume	11,7	1,2	0,3	1,4	6,4	3,2	11,6
101-120	Fichte	16,3	1,2	0,4	1,5	10,6	5,3	19,5
101-120	Tanne	18,3	1,2	0,4	1,4	11,4	5,7	20,8
101-120	Douglasie	26,0	1,2	0,4	1,1	14,8	7,4	27,0
101-120	Kiefer	8,3	1,2	0,4	1,3	5,8	2,9	10,6
101-120	Lärche	10,0	1,3	0,5	1,3	8,4	4,2	15,3
101-120	alle Nadelbäume	13,2	1,2	0,4	1,4	8,9	4,4	16,3
101-120	alle Baumarten	12,5	1,2	0,5	1,4	9,4	4,7	17,2
121-140	Eiche	9,2	1,2	0,6	1,3	8,3	4,1	15,1
121-140	Buche	12,1	1,2	0,6	1,4	10,7	5,4	19,6
121-140	andere Lb hoher Lebensdauer	10,4	1,2	0,6	1,4	9,4	4,7	17,2
121-140	andere Lb niedriger Lebensdauer	5,2	1,2	0,4	1,4	3,2	1,6	5,8
121-140	alle Laubbäume	11,0	1,2	0,3	1,4	6,0	3,0	11,0

Altersklasse	Art	jährlicher Zuwachs in m ³ /ha*a ¹	Faktor zur Umrechnung in Vfm mR/ha*a ²	Holzdichte (t/m ³) ³	BEF ⁴	Ober- und unterirdische Biomasse [t ha*a]	C-Speicherung in der ober- und unterirdischen Biomasse [t/ha*a]	CO ₂ -Minderung durch die ober- und unterirdische Biomasse [t CO ₂ /ha*a]
121-140	Fichte	14,7	1,2	0,4	1,5	9,6	4,8	17,6
121-140	Tanne	17,3	1,2	0,4	1,4	10,7	5,4	19,6
121-140	Douglasie	21,3	1,2	0,4	1,5	15,5	7,8	28,4
121-140	Kiefer	7,2	1,2	0,4	1,3	5,0	2,5	9,2
121-140	Lärche	7,9	1,3	0,5	1,3	6,6	3,3	12,1
121-140	alle Nadelbäume	11,5	1,2	0,4	1,4	7,9	4,0	14,5
121-140	alle Baumarten	11,2	1,2	0,5	1,4	8,5	4,2	15,5
141-160	Eiche	8,0	1,2	0,6	1,4	7,2	3,6	13,2
141-160	Buche	11,5	1,2	0,6	1,4	10,2	5,1	18,6
141-160	andere Lb hoher Lebensdauer	9,9	1,2	0,6	1,4	9,0	4,5	16,5
141-160	andere Lb niedriger Lebensdauer	10,8	1,2	0,4	1,4	6,6	3,3	12,1
141-160	alle Laubbäume	10,2	1,2	0,3	1,4	5,6	2,8	10,3
141-160	Fichte	13,2	1,2	0,4	1,5	8,7	4,4	16,0
141-160	Tanne	14,4	1,2	0,4	1,2	7,9	3,9	14,4
141-160	Douglasie	20,4	1,2	0,4	1,5	15,0	7,5	27,4
141-160	Kiefer	7,2	1,2	0,4	1,3	5,0	2,5	9,2
141-160	Lärche	6,2	1,3	0,5	1,3	5,2	2,6	9,5
141-160	alle Nadelbäume	10,7	1,2	0,4	1,4	7,3	3,7	13,4
141-160	alle Baumarten	10,3	1,2	0,5	1,4	7,8	3,9	14,3
> 160	Eiche	8,2	1,2	0,6	1,3	7,4	3,7	13,6
> 160	Buche	10,9	1,2	0,6	1,4	9,7	4,9	17,8
> 160	andere Lb hoher Lebensdauer	9,2	1,2	0,6	1,4	8,3	4,2	15,2
> 160	andere Lb niedriger Lebensdauer	5,6	1,2	0,4	1,4	3,4	1,7	6,2
> 160	alle Laubbäume	9,5	1,2	0,3	1,4	5,2	2,6	9,5
> 160	Fichte	11,0	1,2	0,4	1,5	7,3	3,7	13,4
> 160	Tanne	13,2	1,2	0,4	1,4	8,2	4,1	15,0
> 160	Douglasie	-	-	-	-	-	-	-
> 160	Kiefer	6,3	1,2	0,4	1,3	4,4	2,2	8,0
> 160	Lärche	8,0	1,3	0,5	1,3	6,6	3,3	12,1
> 160	alle Nadelbäume	10,0	1,2	0,4	1,4	6,7	3,4	12,3
> 160	alle Baumarten	9,6	1,2	0,5	1,4	7,3	3,6	13,3
alle Alter	Eiche	8,3	1,2	0,6	1,3	7,2	3,6	13,2
alle Alter	Buche	11,7	1,2	0,6	1,3	9,8	4,9	17,9
alle Alter	andere Lb hoher Lebensdauer	9,6	1,2	0,6	1,3	8,4	4,2	15,3
alle Alter	andere Lb niedriger Lebensdauer	7,1	1,2	0,4	1,3	4,2	2,1	7,6
alle Alter	alle Laubbäume	9,7	1,2	0,3	1,3	5,1	2,6	9,3
alle Alter	Fichte	16,4	1,2	0,4	1,3	9,5	4,8	17,5
alle Alter	Tanne	16,0	1,2	0,4	1,3	9,1	4,6	16,7
alle Alter	Douglasie	19,4	1,2	0,4	1,3	12,6	6,3	23,0
alle Alter	Kiefer	9,1	1,2	0,4	1,3	6,2	3,1	11,3

Altersklasse	Art	jährlicher Zuwachs in m ³ /ha*a ¹	Faktor zur Umrechnung in Vfm mR/ha*a ²	Holzdichte (t/m ³) ³	BEF ⁴	Ober- und unterirdische Biomasse [t ha*a]	C-Speicherung in der ober- und unterirdischen Biomasse [t/ha*a]	CO ₂ -Minderung durch die ober- und unterirdische Biomasse [t CO ₂ /ha*a]
alle Alter	Lärche	12,8	1,3	0,5	1,3	10,3	5,2	18,9
alle Alter	alle Nadelbäume	14,2	1,2	0,4	1,3	8,9	4,4	16,3
alle Alter	alle Baumarten	12,1	1,2	0,5	1,3	8,5	4,3	15,6

¹ Quelle (BWI 2006)

² Derbholz entspricht Holz ab einem Durchmesser von 7 cm in einer Höhe von 1,3 m

³ nach Knigge und Schulz (1966), Trendelenburg und Mayer-Wegelin (1955)

⁴ Expansionsfaktor zur Errechnung des gesamten Baumvolumens (ober- und unterirdisch) aus dem Derbholzvolumen (ab Durchmesser 7cm) nach Burschel et al. (1993)

Anhang E: Jährliche Kohlenstoffspeicherung und CO₂-Minderung durch die ober- und unterirdische Biomasse in Aufforstungsflächen der gemäßigten und borealen Breiten

Untersuchungsgebiet	Alter	Baumart	C-Speicherung in der ober- und unterirdischen Biomasse [t C/ha*a]	CO ₂ -Speicherung in der Biomasse t CO ₂ /ha*a	Quelle
Nordbayern	17-39	Buchen-Edellaubholz-Mischbestand	3,1	11,2	Nüßlein (1995)
Engelsdorf	10	Laubholz-mischbestand	3,0	11,0	Röhle (2009)
Northumberland, Schottland	6	Sitka Fichte	0,6	2,3	Carbo Age (2000)
Northumberland, Schottland	12	Sitka Fichte	1,8	6,4	Carbo Age (2000)
Northumberland, Schottland	20	Sitka Fichte	3,4	8,2	Carbo Age (2000)
Schweden	28	Kiefern	6,8	24,8	Carbo Age (2000)
Frankreich	5	<i>Pinus pinaster</i>	0,1	0,5	Carbo Age (2000)
Frankreich	16	<i>Pinus pinaster</i>	2,7	9,9	Carbo Age (2000)
Bayern	60	Fichte	3,2	11,8	Böswald (1996) ¹
Bayern	60	Douglasie	3,4	12,3	Böswald (1996) ¹
Bayern	60	Lärche	2,3	8,5	Böswald (1996) ¹
Bayern	60	Buche	2,2	8,2	Böswald (1996) ¹
Bayern	60	Eiche	1,5	5,3	Böswald (1996) ¹
Bayern	60	sonstige Laubhölzer	1,9	7,1	Böswald (1996) ¹
Schweden, Dänemark, Niederlande	40	Fichte und Eiche	3,7	13,5	Hansen und Vesterdal (2004)
Schweden, Dänemark, Niederlande	100	Fichte und Eiche	1,5	5,5	Hansen und Vesterdal (2004)
Neuseeland	10	<i>Pinus nigra</i>	0,9	3,2	Davis et al. (2007)
USA, Neueengland	44	Mischwälder (Eiche, Ahorn, Birke, Hemlock-Tanne)	2,0	7,5	Kelty (1989)
USA, Neueengland	87	Mischwälder (Eiche, Ahorn, Birke, Hemlock-Tanne)	1,5	5,5	Kelty (1989)
USA, Tennessee	18	<i>Pinus taeda</i>	2,7	9,9	Johnson et al. (2003)
Argentinien, Patagonien	24	<i>Pinus ponderosa</i>	4,7	17,2	de Koning et al. (2005)
USA, Nordosten	80	Eichen-Pappel-Ahorn-Mischwald	3,2	11,7	Curtis et al. (2002)
USA, Nordosten	60	Eichen-Kiefern-Wald	1,8	6,4	Curtis et al. (2002)
USA, Nordosten	90	Pappel-Laubholz-Mischwald	2,1	7,8	Curtis et al. (2002)
USA, Nordosten	66	Pappel-Laubholz-Mischwald	1,9	6,8	Curtis et al. (2002)
Bayern, Fichtelgebirge	16	<i>Picea abies</i>	2,2	8,1	Mund et al. (2002)

Bayern, Fichtelgebirge	35	Picea abies	1,6	5,8	Mund et al. (2002)
Bayern, Fichtelgebirge	43	Picea abies	2,8	10,3	Mund et al. (2002)
Bayern, Fichtelgebirge	72	Picea abies	2,0	7,5	Mund et al. (2002)
Bayern, Fichtelgebirge	112	Picea abies	1,6	5,9	Mund et al. (2002)
Bayern, Fichtelgebirge	142	Picea abies	1,1	4,2	Mund et al. (2002)
USA, Rhode Island	115	Pinus strobus	1,5	5,6	Hooker und Compton (2003)
Japan	15	Cryptomeria japonica	1,6	5,9	Hosoda (1998)
Japan	50	Cryptomeria japonica	7,0	25,6	Hosoda (1998)
Japan	31	Cryptomeria japonica	5,4	19,8	Hosoda (1998)
Japan	71	Cryptomeria japonica	5,9	21,6	Hosoda (1998)
Japan	200	Cryptomeria japonica	3,4	12,4	Hosoda (1998)
Japan	60	Chamaecyparis obtusa	1,8	6,6	Hosoda (1997)
Japan	77	Chamaecyparis obtusa	5,4	19,8	Sasaki und Kim (2009)
Kanada, Saskatchewan	115	Picea mariana	0,5	1,9	Gower et al. (2001)
Kanada, Saskatchewan	65	Pinus banksiana	0,7	2,4	Gower et al. (2001)
Kanada, Saskatchewan	67	Populus tremuloides	1,6	5,9	Gower et al. (2001)
Kanada, Manitoba	155	Picea mariana	0,5	1,7	Gower et al. (2001)
Kanada, Manitoba	63	Pinus banksiana	0,6	2,1	Gower et al. (2001)
Kanada, Manitoba	53	Populus tremuloides	1,3	4,8	Gower et al. (2001)
China, Daxing'anling	40	Larix tremuloides	0,8	2,9	Gower et al. (2001)
Finland, Ilomants	100	Larix gmelinii	0,7	2,7	Gower et al. (2001)
Finland, Ilomants	45	Picea abies	0,5	1,9	Gower et al. (2001)
Finland, Ilomants	50	Pinus sylvestris	0,6	2,0	Gower et al. (2001)
Finland, Ilomants	50	Pinus sylvestris	0,4	1,3	Gower et al. (2001)
Finland, Ilomants	63	Betula pubescens	0,8	2,9	Gower et al. (2001)
Russland, Karelia	59	Picea abies	1,7	6,4	Gower et al. (2001)
Russland, Tomsk	75	Pinus sylvestris	1,1	4,1	Gower et al. (2001)
Russland, Sibirien, Irkutsk	95	Pinus sylvestris	1,3	4,6	Gower et al. (2001)
Russland, Sibirien, Irkutsk	70	Pinus sylvestris	1,3	4,7	Gower et al. (2001)
Schweden, Jädraas	20	Pinus sylvestris	0,4	1,5	Gower et al. (2001)
Schweden, Jädraas	120	Pinus sylvestris	0,3	1,2	Gower et al. (2001)
USA, Alaska	250	Picea glauca	0,6	2,1	Gower et al. (2001)
USA, Alaska	130	Picea glauca	0,6	2,3	Gower et al. (2001)
USA, Alaska	200	Picea mariana	0,1	0,5	Gower et al. (2001)
USA, Alaska	30	Populus/Alnus	2,4	8,9	Gower et al. (2001)
USA, Alaska	77	Betula papyrifera	1,2	4,3	Gower et al. (2001)
USA, Alaska	90	Populus balsamifera	0,9	3,2	Gower et al. (2001)

¹Keine Messwerte, ermittelte Erwartungen für eine Hochwaldaufforstung auf stillgelegter landwirtschaftlicher Fläche in Bayern

Anhang F: Jährlicher Zuwachs wichtiger in industriellen Holzplantagen der Tropen und Subtropen angebauter Baumarten nach Ugalde und Perez (2001). Dargestellt sind der Mittelwert (MW) über die Umtriebszeit sowie die Spannweiten. Aufgrund des jährlichen Zuwachses des nutzbaren Holzes wurden mit Hilfe der im IPCC Good Practice Guidance für LULUCF angegebenen Holzdichte, Expansionsfaktor und Stamm-Wurzelverhältnis R für die Tropen die ober- und unterirdische Biomasse berechnet.

Art	jährlicher Zuwachs in m ³ /ha*a			Holzdichte [t/m ³]	BEF	1+R	C-Speicherung in der Biomasse [C/ha*a]			CO ₂ -Minderung durch die Biomasse [t CO ₂ /ha*a]		
	MW	von	bis				MW	von	bis	MW	von	bis
<i>Eucalyptus deglupta</i>	32,0	14,0	50,0	0,3	1,7	1,4	13,1	5,7	20,5	48,1	21,0	75,1
<i>Eucalyptus globulus</i>	25,0	10,0	40,0	0,3	1,7	1,4	10,3	4,1	16,4	37,5	15,0	60,1
<i>Eucalyptus grandis</i>	32,5	15,0	50,0	0,3	1,7	1,4	13,3	6,2	20,5	48,8	22,5	75,1
<i>Eucalyptus saligna</i>	32,5	10,0	55,0	0,3	1,7	1,4	13,3	4,1	22,6	48,8	15,0	82,6
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	22,5	15,0	30,0	0,3	1,7	1,4	9,2	6,2	12,3	33,8	22,5	45,1
<i>Eucalyptus urophylla</i>	40,0	20,0	60,0	0,3	1,7	1,4	16,4	8,2	24,6	60,1	30,0	90,1
<i>Eucalyptus robusta</i>	25,0	10,0	40,0	0,5	1,7	1,4	15,4	6,2	24,6	56,3	22,5	90,1
<i>Pinus caribaea</i> var. <i>caribaea</i>	19,0	10,0	28,0	0,5	1,3	1,4	8,4	4,4	12,4	30,8	16,2	45,4
<i>Pinus caribaea</i> var. <i>hondurensis</i>	35,0	20,0	50,0	0,5	1,3	1,4	15,5	8,9	22,2	56,8	32,4	81,1
<i>Pinus patula</i>	24,0	8,0	40,0	0,5	1,3	1,4	10,0	3,3	16,6	36,5	12,2	60,8
<i>Pinus radiata</i>	23,5	12,0	35,0	0,5	1,3	1,4	9,8	5,0	14,5	35,7	18,2	53,2
<i>Pinus oocarpa</i>	25,0	10,0	40,0	0,6	1,3	1,4	12,7	5,1	20,3	46,4	18,6	74,3
<i>Araucaria angustifolia</i>	16,0	8,0	24,0	0,5	1,7	1,4	8,7	4,3	13,0	31,8	15,9	47,7
<i>Araucaria cunninghamii</i>	14,0	10,0	18,0	0,5	1,7	1,4	7,6	5,4	9,8	27,8	19,9	35,8
<i>Gmelina arborea</i>	31,0	12,0	50,0	0,4	1,7	1,4	16,1	6,2	26,0	58,9	22,8	95,0
<i>Swietenia macrophylla</i>	18,5	7,0	30,0	0,5	1,7	1,4	10,0	3,8	16,3	36,8	13,9	59,6
<i>Tectona grandis</i>	12,0	6,0	18,0	0,5	1,7	1,4	7,7	3,8	11,5	28,1	14,0	42,1
<i>Casuarina equisetifolia</i>	13,0	6,0	20,0	0,8	1,7	1,4	13,0	6,0	20,0	47,7	22,0	73,3
<i>Casuarina junghuhniana</i>	9,0	7,0	11,0	0,5	1,7	1,4	4,9	3,8	6,0	17,9	13,9	21,9
<i>Cupressus lusitanica</i>	24,0	8,0	40,0	0,4	1,7	1,4	12,7	4,2	21,2	46,7	15,6	77,8
<i>Cordia alliodora</i>	15,0	10,0	20,0	0,5	1,7	1,4	8,7	5,8	11,6	31,8	21,2	42,4
<i>Leucaena leucocephala</i>	42,5	30,0	55,0	0,6	1,7	1,4	32,8	23,2	42,5	120,2	84,8	155,5
<i>Acacia auriculiformis</i>	13,0	6,0	20,0	0,5	1,7	1,4	7,1	3,3	10,9	25,8	11,9	39,8
<i>Aucacia mearnsii</i>	19,5	14,0	25,0	0,5	1,7	1,4	10,6	7,6	13,6	38,8	27,8	49,7
<i>Terminalia superba</i>	12,0	10,0	14,0	0,5	1,7	1,4	6,5	5,4	7,6	23,9	19,9	27,8
<i>Terminalia ivorensis</i>	12,5	8,0	17,0	0,5	1,7	1,4	7,7	4,9	10,5	28,2	18,0	38,3
<i>Dalbergia sissoo</i>	6,5	5,0	8,0	0,5	1,7	1,4	3,5	2,7	4,3	12,9	9,9	15,9

Anhang G: Jährlicher Biomassezuwachs bzw. jährliche Kohlenstoffspeicherungsrate in jungen Aufforstungsflächen der Tropen und Subtropen. Alle untersuchten Flächen unterlagen vor der Aufforstung einer anderen Landnutzung. (Bei der Aufzählung mehrerer Baumarten wurden diese in Mischung gepflanzt, U = Werte gemittelt über die erste Umtriebszeit)

Untersuchungs- gebiet	Art	Alter	oberirdische Biomasse [t/ha]	Gesamt biomasse ¹ [t/ha]	C-Speicherung in der Biomasse [C/ha*a]	CO ₂ - Speicherung in der Biomasse [t CO ₂ /ha*a]	Quelle
Brasilien	<i>Eucalyptus citridiora</i>	9	7,2	10,1	5,0	18,4	Lugo et al. (1988)
Costa Rica	<i>E. deglupta</i>	8	13,1	18,3	9,2	33,6	Lugo et al. (1988)
Costa Rica	<i>Gmelina arborea</i>	5	12,9	18,1	9,0	33,0	Lugo et al. (1988)
Puerto Rico	<i>Albizia lebbek</i>	3	9,8	13,7	6,9	25,1	Wang et al. (1991)
Indien	<i>Albizia lebbek</i>		20,0	28,0	14,0	51,2	Singh und Singh (2006)
Puerto Rico	<i>Leucaena leucocephala</i>	6	11,0	15,4	7,7	28,2	Wang et al. (1991)
Costa Rica	<i>Stryphnodendron microstachyum</i>	4	13,7	19,2	9,6	35,1	Montagnini und Sancho (1994)
Costa Rica	<i>Vochysia ferruginea</i>	4	11,2	15,7	7,8	28,7	Montagnini und Sancho (1994)
Costa Rica	<i>Vochysia guatemalensis</i>	4	13,9	19,5	9,7	35,6	Montagnini und Sancho (1994)
Costa Rica	<i>Hyeronima alchorneoides</i>	4	12,0	16,8	8,4	30,7	Montagnini und Sancho (1994)
	<i>Azadirachta indica</i>	8	8,0	11,2	5,6	20,5	Pnadey (1983)
Bangladesch	<i>Acacia mangium</i>	U	20,0	28,0	14,0	51,2	Sha-Newaz und Millat-Mustafa (2006)
Amazonasgebiet	<i>Acacia mangium</i>	U	17,0	23,8	11,9	43,6	Souza et al. (2004)
China	<i>Castanopsis kawakamii</i>	U	27,0	37,8	18,9	69,2	Yang et al. (2007)
Costa Rica	<i>Casuarina equisetifolia</i>	U	25,0	35,0	17,5	64,1	Parotta (1999)
Indien	<i>Decrocalamus stricta</i>	U	24,0	33,6	16,8	61,5	Sha-Newaz und Millat-Mustafa (2006)
Australien	<i>Eucalyptus grandis</i>	U	34,0	47,6	23,8	87,1	Tiarks und Nambiar (2000)
Südafrika	<i>Eucalyptus grandis</i>	U	20,0	28,0	14,0	51,2	Tiarks und Nambiar (2000)
Brasilien	<i>Eucalyptus grandis</i>	U	20,0	28,0	14,0	51,2	Tiarks und Nambiar (2000)
Indien	<i>Leucaena leucocephala</i>	U	21,0	29,4	14,7	53,8	Pathak und Gupta (2005)
Indien	<i>Melia azedarach</i>	U	25,0	35,0	17,5	64,1	Gopichand (2005)
Indien	<i>Robinia pseudoacacia</i>	U	17,5	24,5	12,3	44,8	Gopichand (2005)
Panama	<i>Tectona grandis</i>	1	0,9	1,3	0,6	2,3	Derwisch et al. (2007)
Panama	<i>Tectona grandis</i>	2	1,2	1,7	0,8	3,1	Derwisch et al. (2007)
Panama	<i>Tectona grandis</i>	10	57,0	79,8	39,9	146,0	Derwisch et al. (2007)
Brasilien	<i>Acacia mangium</i>	1	4,1	5,7	2,9	10,5	Laclau et al. (2008)
Brasilien	<i>Acacia mangium</i>	1- 1,5	10,3	14,4	7,2	26,4	Laclau et al. (2008)
Brasilien	<i>Acacia mangium</i>	1,5- 2,5	19,1	26,7	13,4	48,9	Laclau et al. (2008)
Brasilien	<i>Eucalyptus grandis</i>	1	7,6	10,6	5,3	19,5	Laclau et al. (2008)
Brasilien	<i>Eucalyptus grandis</i>	1- 1,5	8,0	11,2	5,6	20,5	Laclau et al. (2008)
Brasilien	<i>Eucalyptus grandis</i>	1,5- 2,5	27,4	38,4	19,2	70,2	Laclau et al. (2008)
Brasilien	<i>Acacia mangium, Eucalyptus grandis</i>	1	9,2	12,9	6,4	23,6	Laclau et al. (2008)

Untersuchungs- gebiet	Art	Alter	oberirdische Biomasse [t/ha]	Gesamt biomasse ¹ [t/ha]	C-Speicherung in der Biomasse [C/ha*a]	CO ₂ - Speicherung in der Biomasse [t CO ₂ /ha*a]	Quelle
Brasilien	Acacia mangium, Eucalyptus grandis	1- 1,5	9,4	13,2	6,6	24,1	Laclau et al. (2008)
Brasilien	Acacia mangium, Eucalyptus grandis	1,5- 2,5	28,9	40,5	20,2	74,0	Laclau et al. (2008)
Costa Rica	Jacarnda copaia, Vochysia guatemalensis, Calophyllum brasiliense, Stryphnodendron microstachyum	3	10,8	15,1	7,6	27,7	Montagnini und Porras (1998)
Costa Rica	Terminalia amzonina, Dypterix panamensis, Virola koschnyi, Albizia guachapele	3	13,0	18,2	9,1	33,3	Montagnini und Porras (1998)
Costa Rica	Pithecellobium elegans, Hyeronima alchorneoides, Vochysia ferruginea, Genipa americana	3	10,3	14,4	7,2	26,4	Montagnini und Porras (1998)
Ecuador	Sukzession	30	4,8	6,7	3,4	12,3	de Koning et al. (2005)
Ecuador	Cordia alliodora	15	10,8	15,1	7,6	27,7	de Koning et al. (2005)

¹Verwendeter Expansionsfaktor zur Umrechnung von oberirdischer Biomasse in Gesamtbiomasse: 1,4 (Sekundärwälder der Tropen) nach IPCC (2003)

Anhang H: Beispiele für in der Literatur angegebenen jährlichen Kohlenstoffspeicherrate in der organischen Bodenaufgabe in Aufforstungen ehemals anderweitig genutzter Böden

Untersuchungs- gebiet	Baumart	Alter	Kohlenstoff- speicherung in der Bodenaufgabe [t C/ha*a]	CO ₂ -Speicherung in der Bodenaufgabe [t CO ₂ /ha*a]	Quelle
NO-Deutschland	Kiefer	120	0,25	0,92	Heinsdorf (1994)
Dänemark	Fichte (Picea abies)	30	0,36	1,32	Vesterdal et al. (2002)
Dänemark	Eiche (Quercus robur)	30	0,06	0,22	Vesterdal et al. (2002)
Deutschland, Italien	Picea abies, kalkhaltiger Boden	112	0,24	0,88	Thuille und Schulze (2006)
Deutschland, Italien	Picea abies, saurer Boden	93	0,34	1,24	Thuille und Schulze (2006)
Italien	Populus x euramericana	6	0,32	1,17	Hoosbeek und Scarascia- Mugnozza (2009)
USA, Rhode Island	Pinus strobus	115	0,37	1,35	Hooker und Compton (2003)
USA, Tennessee	Pinus taeda	18	0,72	2,64	Johnson et al. (2003)
USA	Laubbaumartenmischung	65	0,55	2,01	Hamburg (1984)
Brasilien	Acacia mangium	1	0,06	0,22	Laclau et al. (2008)
Brasilien	Acacia mangium	1-1,5	0,69	2,53	Laclau et al. (2008)
Brasilien	Eucalyptus grandis	1	0,41	1,49	Laclau et al. (2008)
Brasilien	Eucalyptus grandis	1-1,5	1,12	4,11	Laclau et al. (2008)
Brasilien	Acacia mangium, Eucalyptus grandis	1	0,64	2,34	Laclau et al. (2008)
Brasilien	Acacia mangium, Eucalyptus grandis	1-1,5	1,26	4,60	Laclau et al. (2008)
Äthiopien	Cupressus lusitanica	20	0,45	1,63	Lemma et al. (2007)
Äthiopien	Pinus patula	20	0,51	1,87	Lemma et al. (2007)
Äthiopien	Eucalyptus grandis	20	0,51	1,85	Lemma et al. (2007)

Anhang I: Beispiele für Untersuchungen zur Veränderung des C-Pools im Mineralboden nach Aufforstungen (negative Akkumulation entspricht C-Verlust)

Region	Baumart	Vorherige Landnutzung	Alter	Mess-Tiefe [cm]	C-akkumulation [tC/ha*Jahr]	Quelle
Alle	Alle	Alle			0,34	Post und Kwon (2000) ¹
Alle	Alle	Alle	< 10 > 10 Alle < 10 > 10 Alle < 10 > 10 Alle	< 10 cm > 10 < 30	-0,13 0,05 0,02 0,15 0,01 0,02 0,01 0,16 0,14	Paul et al. (2002) ²
Alle	Alle	Grenzstandorte	*	*	0,1	Lal (2004)
Temperate und boreale Zone						
Dänemark	Picea abies (Fichte) Quercus robur (Eiche)	Ackerbau	0-30	0-25	0,36 ³ 0,08 ³	Vesterdal et al. (2002)
Italien und Deutschland	Picea abies (Fichte)	Natürliche Sukzession in den Alpen, Pflanzung in Thüringen Kalkhaltige Böden Saure Böden	0-20 0-112	0-50	-1,5 – (+) 0,8 (-20-40%)	Thuille und Schulze (2006)
Nordost - Deutschland	Pinus sylvestris (Kiefer)	Ackerbau	120	0-5	0,25	Heinsdorf (1994)
USA	Pinus	Grünland	10-50	15	0,66	Wilde (1964)
Piedmont Region Südosten USA	Pinus	Grünland	-50	33	0,25	Schiffman & Johnson (1989)
Rhode Island (NO-USA)	Pinus strobus	Ackerbau	115	70	0,37	Hooker und Compton (2003)
Minnesota, USA	Mischbestände	Ackerbau	40	25	0,8	Johnston et al. (1996)
Michigan, USA	Laubwald (Acer, spp., Quercus spp., Liriodendron tulipifera) Nadelwald (Pinus resinosa, P. strobes)	Ackerbau	53 50	-40	0,35 0,26	Morris et al. (2007)
Italien	Populus x euramericana (Pappel)	Ackerbau	0-6	0-10 10-20	0,54 0,09	Hoosbeck et al. (2009)
USA, Rhode Island	Pinus strobus	Ackerbau	115	0-20 20-70	0,03 0,12	Hooker und Compton (2003)
USA, Tennessee	Pinus taeda	Aufgelassene Ackernutzung	18	0-40	0,2	Johnson et al. (2003)
Neuseeland	Pinus nigra	Grünland	10	0-30	0	Davis (2007)
Neuseeland	Pinus radiata, P. ponderosa, P. contorta, P. sylvestris, Pseudotsuga menziesii (Douglasie), Cupressus macrocarpa, Thuja plicata,	Grünland	20	0-10	-0,23	Davis und Condron (2002)
Tropen und Subtropen						
Subtropisch (feucht)	Alle	Alle	0-30	<10 >10 <30	0,17 0,30 0,30	Paul et al. (2002)
Australien	Pinus, Eucalyptus	Weide	0-10 10-40	30	-0,79 0,46	Paul et al. (2003a)
Puerto Rico	Natürliche Sukzession	Aufgelassene Weideflächen	25	38	-0,13	Smith et al. (1951)
Puerto Rico	Sukzession	Ackerbau	35	25	0,8	Brown und Lugo (1990)
Puerto Rico	Swietenia macrophylla	Ackerbau	50	25	0,38	Brown und Lugo (1990)
Florida, USA	Pinus elliotii	Intensive Flächenvorbereitung	2-43	2-34	-0,52	Gholz und Fischer (1982)
Tropen	Alle	Alle	0-30	<10 >10 <30	0,12 -0,06 0,46	Paul et al. (2002) ²
Tropen	Alle	Ackerbau	0-20 20-100 0-100	0-75 ⁵	1,3 0,2 0,4	Silver et al. (2000) ⁴
Hawaii	Eucalyptus	Ackerbau	11,5	55	0,12	Bashkin et al. (1998)
Äthiopien	Cupressus lusitanica, Pinus patula, Eucalyptus grandis	Ackerbau	0-20	50	0,35 1,32 0,91	Lemma et al. (2007)

¹ Literaturanalyse von 26 Studien über die Veränderung der Kohlenstoffspeicherung nach Landnutzungsänderungen

² Literaturanalyse von 43 Studien an 204 Standorten über die Kohlenstoffakkumulation nach Aufforstungen

³ Kohlenstoffgehalt stieg signifikant mit dem Alter, während die C Gehalte in den Schichten 5-15 und 15-25 cm sanken

⁴ Literaturstudie zu Aufforstungen in den Tropen

⁵ durch die Autoren der Studie wurde die Messtiefe mittels Regression standardisiert

* nicht angegebene Information

Anhang J: Beispiele für die Kohlenstoffspeicherung in Wäldern der USA. Daten basieren auf Inventuren des US Forest Service (Birdsey 2006) (LN=vorherige Landnutzung, BM = Biomasse, BV = Bodenvegetation, MB = Mineralboden, BA = Bodenaufgabe, A = Ackerbau, W = Weidenutzung), Werte wurden aus lb/ac mit einem Umrechnungsfaktor von 1,12 in kg/ha umgerechnet

	Baumart ¹	Alter	LN	Kohlenstoffvorrat [t C/ha]					Zunahme des Kohlenstoffvorrates [t C/ha]					Jährliche C-Speicherung [t C/ha*a]	CO ₂ -Minderung [t CO ₂ /ha*a]	
		Alter	LN	BM ²	BV	MB ³	BA	Gesamt	BM	BV	MB	BA	Gesamt			
Südosten	Southern pine	0	A	0	0	39	0	39	0	0	0	0	0	0	0	9
Südosten	Southern pine	5	A	3	4	41	1	50	3	4	2	1	11	2	8	
Südosten	Southern pine	10	A	12	3	45	2	63	12	3	6	2	24	2	9	
Südosten	Southern pine	15	A	41	3	48	3	96	41	3	9	3	57	4	14	
Südosten	Southern pine	20	A	63	3	52	4	122	63	3	12	4	83	4	15	
Südosten	Southern pine	25	A	77	3	55	6	141	77	3	16	6	102	4	15	
Südosten	Southern pine	30	A	91	3	58	7	159	91	3	19	7	120	4	15	
Südosten	Southern pine	35	A	100	3	62	8	172	100	3	22	8	133	4	14	
Südosten	Southern pine	40	A	113	3	65	9	190	113	3	26	9	151	4	14	
Südosten	Southern pine	45	A	121	2	67	10	200	121	2	28	10	161	4	13	
Südosten	Southern pine	50	A	131	2	71	11	215	131	2	31	11	176	4	13	
Südosten	Southern pine	55	A	140	3	74	12	230	140	3	35	12	190	3	13	
Südosten	Southern pine	60	A	150	3	77	13	244	150	3	38	13	205	3	13	
Südosten	Southern pine	65	A	159	3	80	13	255	159	3	40	13	216	3	12	
Südosten	Southern pine	70	A	169	3	81	13	267	169	3	41	13	227	3	12	
Südosten	Southern pine	75	A	175	3	82	13	273	175	3	43	13	234	3	11	
Südosten	Southern pine	80	A	177	3	83	13	277	177	3	44	13	237	3	11	
Südosten	Southern pine	85	A	178	3	83	13	278	178	3	44	13	239	3	10	
Südosten	Southern pine	90	A	178	3	83	13	278	178	3	44	13	239	3	10	
Südosten	Southern pine	95	A	178	3	83	13	278	178	3	44	13	239	3	9	
Südosten	Southern pine	100	A	179	3	83	13	279	179	3	44	13	240	2	9	
Südosten	Southern pine	105	A	179	3	83	13	279	179	3	44	13	240	2	8	
Südosten	Southern pine	110	A	179	3	83	13	279	179	3	44	13	240	2	8	
Südosten	Southern pine	115	A	179	3	83	13	279	179	3	44	13	240	2	8	
Südosten	Southern pine	120	A	179	3	83	13	279	179	3	44	13	240	2	7	
Südosten	Southern pine	0	W	0	0	52	0	52	0	0	0	0	0	0	0	
Südosten	Southern pine	5	W	1	4	54	1	60	1	4	2	1	9	2	7	
Südosten	Southern pine	10	W	3	3	57	2	66	3	3	6	2	15	1	5	
Südosten	Southern pine	15	W	20	3	59	3	86	20	3	8	3	35	2	8	
Südosten	Southern pine	20	W	38	3	62	4	108	38	3	10	4	56	3	10	
Südosten	Southern pine	25	W	53	3	65	6	127	53	3	13	6	75	3	11	
Südosten	Southern pine	30	W	66	3	67	7	143	66	3	16	7	92	3	11	

	Baumart ¹	Alter	LN	Kohlenstoffvorrat [t C/ha]				Zunahme des Kohlenstoffvorrates [t C/ha]				Jährliche C-Speicherung [t C/ha*a]	CO ₂ -Minderung [t CO ₂ /ha*a]		
Südosten	Southern pine	35	W	75	3	69	8	156	75	3	18	8	104	3	11
Südosten	Southern pine	40	W	85	3	72	9	169	85	3	20	9	118	3	11
Südosten	Southern pine	45	W	95	2	75	10	183	95	2	24	10	131	3	11
Südosten	Southern pine	50	W	103	2	77	11	194	103	2	26	11	142	3	10
Südosten	Southern pine	55	W	112	3	80	12	207	112	3	28	12	156	3	10
Südosten	Southern pine	60	W	119	3	81	13	216	119	3	29	13	165	3	10
Südosten	Southern pine	65	W	130	3	82	13	228	130	3	30	13	177	3	10
Südosten	Southern pine	70	W	136	3	82	13	234	136	3	30	13	183	3	10
Südosten	Southern pine	75	W	138	3	82	13	236	138	3	30	13	185	2	9
Südosten	Southern pine	80	W	139	3	82	13	237	139	3	30	13	186	2	9
Südosten	Southern pine	85	W	140	3	82	13	239	140	3	30	13	187	2	8
Südosten	Southern pine	90	W	141	3	82	13	240	141	3	30	13	188	2	8
Südosten	Southern pine	95	W	141	3	82	13	240	141	3	30	13	188	2	7
Südosten	Southern pine	100	W	141	3	82	13	240	141	3	30	13	188	2	7
Südosten	Southern pine	105	W	141	3	82	13	240	141	3	30	13	188	2	7
Südosten	Southern pine	110	W	141	3	82	13	240	141	3	30	13	188	2	6
Südosten	Southern pine	115	W	141	3	82	13	240	141	3	30	13	188	2	6
Südosten	Southern pine	120	W	141	3	82	13	240	141	3	30	13	188	2	6
Nordosten	white/red pine	0	A	0	0	81	0	81	0	0	0	0	0	0	0
Nordosten	white/red pine	5	A	4	2	87	2	96	4	2	7	2	16	3	11
Nordosten	white/red pine	10	A	10	2	93	4	110	10	2	12	4	29	3	11
Nordosten	white/red pine	15	A	17	2	100	7	125	17	2	19	7	45	3	11
Nordosten	white/red pine	20	A	24	2	106	9	141	24	2	26	9	60	3	11
Nordosten	white/red pine	25	A	30	2	112	11	156	30	2	31	11	75	3	11
Nordosten	white/red pine	30	A	36	1	119	15	170	36	1	38	15	90	3	11
Nordosten	white/red pine	35	A	43	1	124	17	185	43	1	44	17	104	3	11
Nordosten	white/red pine	40	A	48	1	131	19	199	48	1	50	19	119	3	11
Nordosten	white/red pine	45	A	54	1	137	21	213	54	1	56	21	132	3	11
Nordosten	white/red pine	50	A	59	1	143	24	227	59	1	63	24	147	3	11
Nordosten	white/red pine	55	A	65	1	150	26	242	65	1	69	26	161	3	11
Nordosten	white/red pine	60	A	69	1	156	28	254	69	1	75	28	174	3	11
Nordosten	white/red pine	65	A	74	1	162	30	268	74	1	82	30	187	3	11
Nordosten	white/red pine	70	A	80	1	167	31	279	80	1	86	31	198	3	10
Nordosten	white/red pine	75	A	84	1	172	32	290	84	1	92	32	209	3	10
Nordosten	white/red pine	80	A	87	2	177	35	301	87	2	96	35	221	3	10
Nordosten	white/red pine	85	A	92	2	180	36	310	92	2	100	36	230	3	10
Nordosten	white/red pine	90	A	96	2	184	37	319	96	2	103	37	239	3	10
Nordosten	white/red pine	95	A	100	2	187	38	327	100	2	106	38	246	3	9
Nordosten	white/red pine	100	A	104	2	189	39	335	104	2	109	39	254	3	9
Nordosten	white/red pine	105	A	108	2	192	40	342	108	2	111	40	261	2	9
Nordosten	white/red pine	110	A	111	2	193	40	346	111	2	112	40	265	2	9
Nordosten	white/red pine	115	A	114	2	195	41	353	114	2	114	41	272	2	9
Nordosten	white/red pine	120	A	116	2	196	41	356	116	2	115	41	276	2	8
Nordosten	white/red pine	0	W	0	0	108	0	108	0	0	0	0	0	0	0
Nordosten	white/red pine	5	W	4	2	113	2	122	4	2	6	2	15	3	11
Nordosten	white/red pine	10	W	10	2	118	4	134	10	2	10	4	27	3	10
Nordosten	white/red pine	15	W	17	2	123	7	149	17	2	16	7	41	3	10
Nordosten	white/red pine	20	W	24	2	128	9	162	24	2	20	9	55	3	10
Nordosten	white/red pine	25	W	30	2	132	11	176	30	2	25	11	68	3	10

	Baumart ¹	Alter	LN	Kohlenstoffvorrat [t C/ha]					Zunahme des Kohlenstoffvorrates [t C/ha]					Jährliche C-Speicherung [t C/ha*a]	CO ₂ -Minderung [t CO ₂ /ha*a]
Nordosten	white/red pine	30	W	36	1	138	15	189	36	1	30	15	82	3	10
Nordosten	white/red pine	35	W	43	1	142	17	203	43	1	35	17	95	3	10
Nordosten	white/red pine	40	W	48	1	148	19	216	48	1	40	19	109	3	10
Nordosten	white/red pine	45	W	54	1	152	21	228	54	1	45	21	121	3	10
Nordosten	white/red pine	50	W	59	1	157	24	241	59	1	49	24	133	3	10
Nordosten	white/red pine	55	W	65	1	162	26	254	65	1	55	26	147	3	10
Nordosten	white/red pine	60	W	69	1	166	28	264	69	1	58	28	157	3	10
Nordosten	white/red pine	65	W	74	1	170	30	276	74	1	63	30	168	3	9
Nordosten	white/red pine	70	W	80	1	174	31	286	80	1	66	31	178	3	9
Nordosten	white/red pine	75	W	84	1	177	32	295	84	1	69	32	187	2	9
Nordosten	white/red pine	80	W	87	2	179	35	304	87	2	72	35	196	2	9
Nordosten	white/red pine	85	W	92	2	181	36	311	92	2	74	36	204	2	9
Nordosten	white/red pine	90	W	96	2	184	37	319	96	2	76	37	212	2	9
Nordosten	white/red pine	95	W	100	2	185	38	325	100	2	77	38	217	2	8
Nordosten	white/red pine	100	W	104	2	187	39	333	104	2	80	39	225	2	8
Nordosten	white/red pine	105	W	108	2	188	40	338	108	2	81	40	231	2	8
Nordosten	white/red pine	110	W	111	2	189	40	343	111	2	82	40	235	2	8
Nordosten	white/red pine	115	W	114	2	190	41	348	114	2	83	41	241	2	8
Nordosten	white/red pine	120	W	116	2	192	41	352	116	2	84	41	244	2	7
Zentral	oak hickory	0	A	0	0	41	0	41	0	0	0	0	0	0	0
Zentral	oak hickory	5	A	3	2	45	1	52	3	2	3	1	10	2	7
Zentral	oak hickory	10	A	11	2	48	2	64	11	2	7	2	22	2	8
Zentral	oak hickory	15	A	20	2	52	3	77	20	2	10	3	36	2	9
Zentral	oak hickory	20	A	27	2	55	4	88	27	2	13	4	47	2	9
Zentral	oak hickory	25	A	35	2	57	6	100	35	2	16	6	58	2	9
Zentral	oak hickory	30	A	41	2	60	8	112	41	2	19	8	71	2	9
Zentral	oak hickory	35	A	49	2	64	9	124	49	2	22	9	83	2	9
Zentral	oak hickory	40	A	56	2	67	10	136	56	2	26	10	94	2	9
Zentral	oak hickory	45	A	64	1	71	11	147	64	1	29	11	105	2	9
Zentral	oak hickory	50	A	71	1	74	12	158	71	1	32	12	116	2	9
Zentral	oak hickory	55	A	77	1	77	13	169	77	1	36	13	128	2	8
Zentral	oak hickory	60	A	84	2	80	15	180	84	2	38	15	139	2	8
Zentral	oak hickory	65	A	91	2	83	16	192	91	2	41	16	150	2	8
Zentral	oak hickory	70	A	96	2	85	16	199	96	2	44	16	158	2	8
Zentral	oak hickory	75	A	103	2	87	17	209	103	2	46	17	168	2	8
Zentral	oak hickory	80	A	108	2	88	17	215	108	2	47	17	174	2	8
Zentral	oak hickory	85	A	113	2	91	18	224	113	2	49	18	183	2	8
Zentral	oak hickory	90	A	119	2	91	18	230	119	2	49	18	188	2	8
Zentral	oak hickory	95	A	123	2	92	19	236	123	2	50	19	195	2	8
Zentral	oak hickory	100	A	128	2	93	19	242	128	2	52	19	200	2	7
Zentral	oak hickory	105	A	132	2	94	20	249	132	2	53	20	207	2	7
Zentral	oak hickory	110	A	137	2	94	20	253	137	2	53	20	212	2	7
Zentral	oak hickory	115	A	140	3	94	21	259	140	3	53	21	217	2	7
Zentral	oak hickory	120	A	142	3	95	21	262	142	3	54	21	221	2	7
Zentral	oak hickory	0	W	0	0	56	0	56	0	0	0	0	0	0	0
Zentral	oak hickory	5	W	3	2	58	1	65	3	2	2	1	9	2	7
Zentral	oak hickory	10	W	11	2	60	2	76	11	2	4	2	20	2	7
Zentral	oak hickory	15	W	20	2	63	3	88	20	2	7	3	32	2	8
Zentral	oak hickory	20	W	27	2	66	4	100	27	2	10	4	44	2	8

	Baumart ¹	Alter	LN	Kohlenstoffvorrat [t C/ha]				Zunahme des Kohlenstoffvorrates [t C/ha]				Jährliche C-Speicherung [t C/ha*a]	CO ₂ -Minderung [t CO ₂ /ha*a]		
				35	2	68	6	111	35	2	12			6	55
Zentral	oak hickory	25	W	35	2	68	6	111	35	2	12	6	55	2	8
Zentral	oak hickory	30	W	41	2	71	8	122	41	2	15	8	66	2	8
Zentral	oak hickory	35	W	49	2	73	9	133	49	2	17	9	77	2	8
Zentral	oak hickory	40	W	56	2	76	10	144	56	2	20	10	88	2	8
Zentral	oak hickory	45	W	64	1	78	11	155	64	1	22	11	99	2	8
Zentral	oak hickory	50	W	71	1	81	12	165	71	1	25	12	109	2	8
Zentral	oak hickory	55	W	77	1	83	13	175	77	1	27	13	119	2	8
Zentral	oak hickory	60	W	84	2	85	15	186	84	2	29	15	130	2	8
Zentral	oak hickory	65	W	91	2	87	17	197	91	2	31	17	141	2	8
Zentral	oak hickory	70	W	96	2	88	19	206	96	2	32	19	150	2	8
Zentral	oak hickory	75	W	103	2	90	17	212	103	2	34	17	156	2	8
Zentral	oak hickory	80	W	108	2	91	17	217	108	2	35	17	161	2	7
Zentral	oak hickory	85	W	113	2	92	18	225	113	2	36	18	169	2	7
Zentral	oak hickory	90	W	119	2	93	18	232	119	2	37	18	176	2	7
Zentral	oak hickory	95	W	123	2	93	19	237	123	2	37	19	181	2	7
Zentral	oak hickory	100	W	128	2	94	19	243	128	2	38	19	187	2	7
Zentral	oak hickory	105	W	132	2	94	20	249	132	2	38	20	193	2	7
Zentral	oak hickory	110	W	137	2	95	20	254	137	2	39	20	198	2	7
Zentral	oak hickory	115	W	140	3	95	21	260	140	3	39	21	204	2	6
Zentral	oak hickory	120	W	142	3	96	21	263	142	3	40	21	207	2	6
Pazifische Küste	ponderosa pine	0	A	0	0	49	0	49	0	0	0	0	0	0	0
Pazifische Küste	ponderosa pine	5	A	2	4	53	2	62	2	4	0	2	9	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	10	A	4	4	56	4	69	4	4	3	4	17	2	6
Pazifische Küste	ponderosa pine	15	A	8	3	60	7	78	8	3	8	7	26	2	6
Pazifische Küste	ponderosa pine	20	A	11	3	64	9	87	11	3	11	9	35	2	6
Pazifische Küste	ponderosa pine	25	A	15	3	67	11	96	15	3	15	11	44	2	6
Pazifische Küste	ponderosa pine	30	A	19	2	72	15	108	19	2	19	15	55	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	35	A	24	2	75	17	118	24	2	22	17	65	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	40	A	31	2	78	19	131	31	2	26	19	78	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	45	A	38	2	83	21	144	38	2	30	21	92	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	50	A	46	1	86	24	157	46	1	34	24	104	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	55	A	53	1	90	26	169	53	1	37	26	116	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	60	A	60	1	94	28	184	60	1	41	28	131	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	65	A	67	1	97	30	196	67	1	45	30	143	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	70	A	74	1	100	31	206	74	1	47	31	153	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	75	A	82	1	103	32	218	82	1	50	32	166	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	80	A	88	2	104	35	230	88	2	52	35	177	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	85	A	95	2	106	36	240	95	2	54	36	187	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	90	A	102	2	108	37	249	102	2	55	37	196	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	95	A	109	2	109	38	258	109	2	56	38	205	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	100	A	115	2	110	39	267	115	2	57	39	214	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	105	A	121	2	111	40	274	121	2	58	40	222	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	110	A	128	2	111	40	281	128	2	58	40	228	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	115	A	133	2	112	41	289	133	2	59	41	236	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	120	A	137	2	112	41	292	137	2	59	41	240	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	0	W	0	0	65	0	65	0	0	0	0	0	0	0
Pazifische Küste	ponderosa pine	5	W	2	4	68	2	77	2	4	3	2	12	2	9
Pazifische Küste	ponderosa pine	10	W	4	4	71	4	84	4	4	6	4	19	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	15	W	8	3	74	7	92	8	3	9	7	27	2	7

	Baumart ¹	Alter	LN	Kohlenstoffvorrat [t C/ha]				Zunahme des Kohlenstoffvorrates [t C/ha]				Jährliche C-Speicherung [t C/ha*a]	CO ₂ -Minderung [t CO ₂ /ha*a]		
				11	3	77	9	101	11	3	12			9	36
Pazifische Küste	ponderosa pine	20	W	11	3	77	9	101	11	3	12	9	36	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	25	W	15	3	80	11	109	15	3	15	11	44	2	6
Pazifische Küste	ponderosa pine	30	W	19	2	83	15	119	19	2	18	15	54	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	35	W	24	2	86	17	129	24	2	21	17	64	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	40	W	31	2	88	19	141	31	2	24	19	76	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	45	W	38	2	92	21	153	38	2	27	21	88	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	50	W	46	1	95	24	166	46	1	30	24	101	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	55	W	53	1	97	26	177	53	1	32	26	112	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	60	W	60	1	100	28	189	60	1	35	28	124	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	65	W	67	1	102	30	200	67	1	37	30	136	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	70	W	74	1	103	31	209	74	1	38	31	144	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	75	W	82	1	104	32	220	82	1	39	32	155	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	80	W	88	2	105	35	231	88	2	40	35	166	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	85	W	95	2	106	36	240	95	2	41	36	175	2	8
Pazifische Küste	ponderosa pine	90	W	102	2	108	37	249	102	2	43	37	184	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	95	W	109	2	109	38	258	109	2	44	38	193	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	100	W	115	2	109	39	265	115	2	44	39	200	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	105	W	121	2	110	40	273	121	2	45	40	208	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	110	W	128	2	110	40	280	128	2	45	40	215	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	115	W	133	2	111	41	288	133	2	46	41	223	2	7
Pazifische Küste	ponderosa pine	120	W	137	2	111	41	291	137	2	46	41	226	2	7
Norden (Große Seen)	white/red pine	0	A	0	0	65	0	65	0	0	0	0	0	0	0
Norden (Große Seen)	white/red pine	5	A	7	2	71	2	82	7	2	6	2	17	3	12
Norden (Große Seen)	white/red pine	10	A	16	2	75	4	97	16	2	10	4	32	3	12
Norden (Große Seen)	white/red pine	15	A	25	2	81	7	114	25	2	16	7	49	3	12
Norden (Große Seen)	white/red pine	20	A	41	2	85	9	138	41	2	20	9	73	4	13
Norden (Große Seen)	white/red pine	25	A	57	2	91	11	161	57	2	26	11	96	4	14
Norden (Große Seen)	white/red pine	30	A	76	2	95	15	188	76	2	30	15	123	4	15
Norden (Große Seen)	white/red pine	35	A	96	2	101	17	216	96	2	36	17	151	4	16
Norden (Große Seen)	white/red pine	40	A	118	2	105	19	244	118	2	40	19	179	4	16
Norden (Große Seen)	white/red pine	45	A	139	2	111	21	273	139	2	46	21	208	5	17
Norden (Große Seen)	white/red pine	50	A	161	2	115	24	302	161	2	50	24	237	5	17
Norden (Große Seen)	white/red pine	55	A	183	2	121	26	332	183	2	56	26	267	5	18
Norden (Große Seen)	white/red pine	60	A	200	2	125	27	355	200	2	60	27	290	5	18
Norden (Große Seen)	white/red pine	65	A	220	2	131	29	382	220	2	66	29	317	5	18
Norden (Große Seen)	white/red pine	70	A	235	2	134	30	402	235	2	69	30	337	5	18
Norden (Große Seen)	white/red pine	75	A	252	2	138	31	423	252	2	73	31	358	5	17
Norden (Große Seen)	white/red pine	80	A	265	2	140	32	440	265	2	75	32	375	5	17
Norden (Große Seen)	white/red pine	85	A	279	2	142	32	456	279	2	77	32	391	5	17
Norden (Große Seen)	white/red pine	90	A	289	3	143	34	469	289	3	78	34	404	4	16
Norden (Große Seen)	white/red pine	95	A	299	3	146	35	483	299	3	81	35	418	4	16
Norden (Große Seen)	white/red pine	100	A	300	3	147	35	485	300	3	82	35	420	4	15
Norden (Große Seen)	white/red pine	105	A	302	3	148	36	489	302	3	83	36	424	4	15
Norden (Große Seen)	white/red pine	110	A	304	3	148	36	491	304	3	83	36	426	4	14
Norden (Große Seen)	white/red pine	115	A	304	3	149	37	493	304	3	84	37	428	4	14
Norden (Große Seen)	white/red pine	120	A	305	3	150	37	495	305	3	85	37	430	4	13
Norden (Große Seen)	white/red pine	0	W	0	0	87	0	87	0	0	0	0	0	0	0
Norden (Große Seen)	white/red pine	5	W	7	2	91	2	102	7	2	3	2	15	3	11
Norden (Große Seen)	white/red pine	10	W	16	2	95	4	118	16	2	8	4	30	3	11

	Baumart ¹	Alter	LN	Kohlenstoffvorrat [t C/ha]				Zunahme des Kohlenstoffvorrates [t C/ha]				Jährliche C-Speicherung [t C/ha*a]	CO ₂ -Minderung [t CO ₂ /ha*a]		
				25	2	99	7	132	25	2	11			7	45
Norden (Große Seen)	white/red pine	15	W	25	2	99	7	132	25	2	11	7	45	3	11
Norden (Große Seen)	white/red pine	20	W	41	2	103	9	156	41	2	16	9	68	3	13
Norden (Große Seen)	white/red pine	25	W	57	2	108	11	178	57	2	20	11	91	4	13
Norden (Große Seen)	white/red pine	30	W	76	2	111	15	204	76	2	24	15	116	4	14
Norden (Große Seen)	white/red pine	35	W	96	2	115	17	231	96	2	28	17	143	4	15
Norden (Große Seen)	white/red pine	40	W	118	2	119	19	258	118	2	31	19	170	4	16
Norden (Große Seen)	white/red pine	45	W	139	2	123	21	286	139	2	36	21	198	4	16
Norden (Große Seen)	white/red pine	50	W	161	2	127	24	314	161	2	39	24	226	5	17
Norden (Große Seen)	white/red pine	55	W	183	2	131	26	342	183	2	44	26	254	5	17
Norden (Große Seen)	white/red pine	60	W	200	2	133	27	363	200	2	46	27	276	5	17
Norden (Große Seen)	white/red pine	65	W	220	2	137	29	388	220	2	49	29	300	5	17
Norden (Große Seen)	white/red pine	70	W	235	2	139	30	407	235	2	52	30	319	5	17
Norden (Große Seen)	white/red pine	75	W	252	2	140	31	426	252	2	53	31	338	5	17
Norden (Große Seen)	white/red pine	80	W	265	2	142	32	442	265	2	55	32	355	4	16
Norden (Große Seen)	white/red pine	85	W	279	2	143	32	457	279	2	56	32	370	4	16
Norden (Große Seen)	white/red pine	90	W	289	3	144	34	470	289	3	57	34	383	4	16
Norden (Große Seen)	white/red pine	95	W	299	3	146	35	483	299	3	58	35	395	4	15
Norden (Große Seen)	white/red pine	100	W	300	3	147	35	485	300	3	59	35	398	4	15
Norden (Große Seen)	white/red pine	105	W	302	3	148	36	489	302	3	60	36	402	4	14
Norden (Große Seen)	white/red pine	110	W	304	3	148	36	491	304	3	60	36	403	4	13
Norden (Große Seen)	white/red pine	115	W	304	3	149	37	493	304	3	62	37	405	4	13
Norden (Große Seen)	white/red pine	120	W	305	3	149	37	494	305	3	62	37	407	3	12

¹Southern pine: Sammelbegriff für *Pinus taeda*, *P. ellioti*, *P. palustris*, *P. echinata*, *P. virginiana*

White/Red Pine: *P. strobus*, *P. monticola*

Oak: *Quercus* spp.

Hickory: *Carya* spp.

Ponderosa pine: *Pinus ponderosa*

²Inklusive stehendem Totholz

³Messtiefe: 1 m