

Kohlenstoffökologische Effekte der Überführung von Primärwald in Wirtschaftswald

Eine Fallstudie für *Nothofagus pumilio*-Primärwälder Feuerlands

Michael Weber, Lehrstuhl für Waldbau und Forsteinrichtung, TU München

1. Einführung

Wälder sind große Speicher für das Treibhausgas Kohlendioxid (CO₂) und damit ein wesentlicher Faktor im Kohlenstoffkreislauf der Erde (Dixon et al. 1994; IPCC 2001). Naturwälder in der Gleichgewichtsphase enthalten zwar meist größere C-Vorräte als Wirtschaftswälder, in Bezug auf den Kohlenstoffkreislauf sind sie jedoch als neutral anzusehen, da sich in ihnen Auf- und Abbauvorgänge in etwa die Waage halten. Eine andere Eigenart solcher Wälder ist, dass die Produktionsleistung wegen des hohen Alters deutlich geringer ist, als die von Wirtschaftswäldern, die sich in der Aufbauphase befinden (Borman u. Likens 1981). Außerdem verrottet in Urwäldern das Holz ungenutzt, während bei Bewirtschaftung ein großer Teil des produzierten Holzes zu Produkten verarbeitet wird, in denen der im Holz gebundene Kohlenstoff für deren Lebensdauer weiterhin gebunden bleibt (Burschel u. Weber 2001). Zusätzlich kann Holz auch fossile Ressourcen direkt oder indirekt substituieren und damit dazu beitragen, die Emission fossilen Kohlenstoffs in die Atmosphäre zu vermeiden (Burschel u. Weber 1988; Wegener et al. 1994). Vor diesem Hintergrund wird immer wieder die Frage gestellt, ob es nicht mit Blick auf eine Verbesserung der C-Bilanz günstiger ist, „unproduktive“ Naturwälder in hoch produktive Wirtschaftswälder umzuwandeln.

1.1. Zielsetzung der Untersuchung

Zielsetzung dieser Studie war es, am Beispiel der Lenga- (*Nothofagus pumilio*) Primärwälder Feuerlands zu untersuchen, (a) welche C-Vorräte in den verschiedenen Bestandeskompartimenten vorhanden sind und (b) welche Änderungen bei einer Überführung in Wirtschaftswald – unter Berücksichtigung aller vorgenannten Aspekte - zu erwarten sind.

Lenga ist eine der wichtigsten Naturwaldbaumarten Argentinien. Bestände dieser Baumart bedecken eine Fläche von 1,1 Mio. ha, wobei der größte zusammenhängende Teil dieser Wälder auf Feuerland zu finden ist (Bava 1997). Dort erstrecken sich Lengabestände über eine Fläche von rd. 490.000 ha, wovon etwa 300.000 ha als potentieller Wirtschaftswald betrachtet werden. Bisher sind durch unregelmäßige Nutzungen nur etwa 50.000 ha beeinflusst, so dass es sich noch weitgehend um unberührte Naturwälder, der größte Teil davon mit

Gleichgewichtsstruktur, handelt. Allerdings bestehen für größere Gebiete bereits konkrete Exploitationsabsichten (Dirección de Bosques 1996; Lengua Patagonia 1997; Bava 1997). Damit bekommt die Frage der kohlenstoffökologischen Konsequenzen einer Überführung in Wirtschaftswald eine ganz aktuelle Bedeutung.

1.2. Untersuchungsobjekt

Inmitten eines unberührten *Nothofagus pumilio*-Urwaldes wurde vom Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagonico (Ciefap) eine große Versuchsanlage geschaffen, um waldbauliche Konzepte für die Überführung in Wirtschaftswald zu entwickeln.¹ Teil dieser Versuchsanlage ist auch der 48,6 ha große Bestand, der die Grundlage der vorliegenden Untersuchung bildet. Er liegt im argentinischen Teil Feuerlands etwa 20 km südwestlich des Ortes Tolhuin. Der Bestand stockt auf podsolierter Braunerde mit einer mittleren Durchwurzelungstiefe von nur 30 cm. Eine ausführliche Beschreibung der standörtlichen Verhältnisse findet sich bei Bava (1997).

2. C-Vorräte in den verschiedenen Bestandeskompartimenten

2.1. Methodik der C-Vorratsermittlung²

Die ertragskundlichen Daten (Tab. 1) des **aufstockenden Bestandes** stammen aus einer Stichprobeninventur, die bereits im Rahmen der Untersuchungen des Ciefap durchgeführt worden war (Bava 1997). Zur Bestimmung des C-Vorrates im **Boden** wurden 18 Proben gewonnen, die nach organischer Auflage und drei Tiefenstufen des Mineralbodens (0-10, 10-20, 20-30 cm) analysiert wurden. Die Ermittlung der im **Totholz** gebundenen Kohlenstoffmenge erfolgte auf 33 Probeparzellen von je 120 m² Größe, auf denen alles Totholz (Mindestlänge 1 m; Mitteldurchmesser \geq 10 cm) erfasst wurde.

Wegen der mit fortschreitender Fäule bzw. Zersetzung abnehmenden Holzdichte wurden dabei vier Totholzkategorien (K_0 = unzersetzt bis K_3 = stark zersetzt) unterschieden. Der C-Gehalt des Lengaholzes wurde in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad an 42 Proben bestimmt, Raum- und Darrdichte an 64 Proben. Für jede Totholzkategorie wurden mittlere Raumdichten hergeleitet. Die Analysewerte der verschiedenen Proben unterschieden sich nicht signifikant, so dass für alle Baumkompartimente ein C-Gehalt von 48% zugrunde gelegt wurde.

¹ Siehe Beitrag von Bava u. Weber in diesem Heft

² Eine ausführliche Darstellung der Methodik ist bei Weber 2001 gegeben.

Tabelle 1: Ertragskundliche Kenndaten des Untersuchungsbestandes (nach Bava 1997, ergänzt; in Klammern ist der Standardfehler angegeben)

Mittelhöhe* [m]	18,03
mittlerer BHD* [cm]	34,7
Vorrat [Vfm.m.R./ha]	685 (±18,3)
Grundfläche* [m ² /ha]	60,4 (± 1,3)
Baumzahl [N/ha]	683 (±29,3)

**)Grundflächenmittelstamm*

Für Lenga gibt es noch keine Expansionsfaktoren zur Umrechnung von der Derbh Holzmasse auf die Gesamtbaumbiomasse. Sie mussten deshalb eigens hergeleitet werden. Basierend auf Biomasseanalysen an insgesamt 19 Bäumen im Durchmesserbereich von 1 bis 101 cm wurden Regressionsfunktionen berechnet anhand derer die ober- und unterirdischen Baumbiomassen in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser geschätzt werden können (Richter 1997; Weber 2001; Weber 1999).

2.2. Ergebnisse der Vorratserhebungen

2.2.1. Kohlenstoff im Boden

	Auflage 4,5 cm ¹⁾	Mineralboden Tiefenstufe			Gesamt- vorrat kg/ha
		0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	
Mittelwert (kg/ha)	10777	23567	18668	13081	66094
Std. Fehler	± 1123	± 2063	± 2210	± 1158	± 5045
Minimum	6659	12711	6526	2090	33313
Maximum	22170	42514	49304	23378	134915
% des Gesamtvorrats	16,3	35,7	28,2	19,8	100

1) mittlere Mächtigkeit der Auflage

Tabelle 2: Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus und verschiedenen Tiefen des Mineralbodens in kg/ha (N=18)

In Tabelle 2 sind die C-Vorräte in den verschiedenen Bodenschichten zusammengestellt. Danach ist mit 36% der größte Anteil des C-Vorrates in den obersten 10 cm des Mineralbodens festgelegt. Trotz des geringen C-Gehaltes von 1,8% sind in der Tiefenstufe von 20-30 cm noch fast 20 Prozent des Gesamtkohlenstoffvorrates im Boden gespeichert, so dass davon auszugehen ist, dass auch in tieferen Bodenschichten - soweit auf den flachgründigen Standorten vorhanden - noch Kohlenstoff in relevanter Größenordnung gebunden ist. Mit 66,1 t/ha liegt der mittlere C-Vorrat selbst ohne Berücksichtigung des Unterbodens (> 30 cm) in beachtlicher Größenordnung und belegt die Bedeutung des Bodens als C-Reservoir.

2.2.2. Kohlenstoff in der Bodenvegetation

Unter dem dichten Kronendach des untersuchten Urwaldbestandes war fast keine Bodenvegetation anzutreffen. Alle Flächen, die durch das Zusammenbrechen eines einzelnen

Baumes oder einer Gruppe von Bäumen in erhöhten Lichtgenuss kommen, werden jedoch sofort von dichter Lenga-Naturverjüngung besiedelt, die bei ungenügender Beleuchtungsstärke nach einigen Jahren wieder verschwindet. Im Rahmen der Inventur des CIEFAP wurden im Untersuchungsbestand 190.000 Sämlinge pro Hektar unter 1,3m Höhe festgestellt, wobei der weitaus größte Teil der Pflanzen kleiner als 20cm war (Bava 1997). Zur überschlägigen Berechnung des darin gebundenen Kohlenstoffs wurde im Anhalt an Bartsch u. Rapp (1994) für 90% der Verjüngungspflanzen eine mittlere Biomasse von 0,5 g unterstellt. Für die verbleibenden 19000 Pflanzen wurde bei 75% eine Biomasse von 20 g und bei 25% von 100 g angenommen. Insgesamt errechnet sich danach ein C-Vorrat von ca. 0,4 t/ha.

2.2.3. Kohlenstoffvorrat im Totholz

Die in den Parzellen ermittelten Totholz mengen schwankten zwischen 72 und 656 m³/ha. Der mittlere Vorrat betrug 246 m³. In Tabelle 3 sind die C-Vorräte und Kennwerte der verschiedenen Totholzkategorien zusammengestellt.

	Kat.	mittlerer Durchmesser [cm] [Std.F.]	mittlere Stücklänge [m] [Std.F.]	Volumen/ha [m ³] [%]	Stück/ha [N] [%]	C-Vorrat [t C/ha] [%]
Liegend	K ₀	17,6 (±2,2)	4,03 (±0,48)	5,0 (2)	35 (3)	1,08 (3)
	K ₁	23,8 (±1,6)	4,10 (±0,27)	69,8 (28)	227 (19)	14,72 (42)
	K ₂	20,4 (±0,9)	3,22 (±0,19)	65,9 (27)	379 (32)	8,44 (24)
	K ₃	23,4 (±0,8)	2,93 (±0,12)	96,2 (39)	540 (46)	8,60 (25)
Stehend	K ₀	9,8 (-)	2,81 (-)	0,1 (1)	3 (5)	0,01 (0)
	K ₁	21,8 (±4,4)	4,74 (±0,82)	5,5 (2)	28 (52)	1,17 (3)
	K ₂	18,1 (±5,2)	1,85 (±0,34)	1,5 (0,5)	15 (29)	0,20 (1)
	K ₃	37,7 (±1,2)	1,55 (±0,05)	1,6 (0,5)	8 (14)	0,14 (0)
Gesamt	-	22,3 (±0,6)	3,29 (±0,10)	245,6 (100)	489 (100)	34,35 (100)

Kat. = Kategorie; K₀ = unzersetzt; K₁ = <1/3 zersetzt; K₂ = >1/3 zersetzt, aber z.T. noch beifest; K₃ = durchgehend zersetzt; Std.F. = Standardfehler

Tabelle 3: C-Vorrat und charakteristische Kennwerte des Totholzes

Für den untersuchten Bestand errechnet sich ein Kohlenstoffvorrat im Totholz von 34,4 t C/ha (Std.F. ±3,5). Davon sind nur 4,4 % im stehenden Totholz gebunden. Auffällig ist der geringe Anteil der Kategorie K₀. Das bestätigt den optischen Eindruck im Bestand, dass wesentliche Teile des Holzes bereits zersetzt sind, wenn ein Baum zu Boden kommt. Aus Tab. 3 ist auch der Einfluss der geringeren Raumdichte stark zersetzten Totholzes deutlich zu erkennen: während der Anteil der Kategorie K₃ am Volumen 40% beträgt, macht er beim C-Vorrat nur 25% aus.

2.2.4. Kohlenstoff in der lebenden Dendromasse

Die lebende Dendromasse im Untersuchungsbestand beläuft sich unter Berücksichtigung der fäulebedingt reduzierten Holzdichten auf 422 t/ha. Darin sind insgesamt 203 t C/ha gebunden, davon 90,6 % oberirdisch und 9,4 % in den Wurzeln (Tab. 4). Hinzuweisen ist darauf, dass sich ohne Berücksichtigung der durch Fäulen reduzierten Holzdichte ein um 14,5 t höherer Gesamtvorrat ergeben würde.

BHD-Stufe cm	Vorrat		C-Vorrat	
	m ³ /ha	Std.F.	t C/ha	Std.F.
< 30	78,9	± 5,7	34,1	± 2,5
31-50	246,6	±12,7	75,7	± 3,9
51-80	301,7	±17,6	79,8	± 4,7
> 80	57,3	±11,8	13,2	± 2,7
Summe	684,5	±18,3	202,8	± 4,5

Tabelle 4: Kohlenstoffvorräte in der lebenden Dendromasse nach Durchmesserstufen

2.2.5. Gesamtkohlenstoffspeicherung im Untersuchungsbestand

In Tabelle 5 ist der Gesamtkohlenstoffvorrat im Untersuchungsbestand zusammengestellt. Er beläuft sich auf 304 t C/ha. Davon sind 67% in der lebenden Dendromasse, 11% im Totholz und 22 % im Boden gebunden. Der Anteil der Bodenvegetation ist mit 0,1% äußerst gering.

	C-Vorrat [t C/ha]	95% Konfidenzintervall	
		Untergrenze	Obergrenze
Dendromasse	202,8	193,7	211,8
Totholz	34,4	28,1	38,9
Bodenvegetation	0,4	-	-
Boden	66,1	55,5	76,7
Gesamt*	303,7	288,4	319,0

*Berechnung des Konfidenzintervalls nach Zöhrer (1980)

Tabelle 5: Gesamtkohlenstoffvorrat im Untersuchungsbestand

2.3. Diskussion der Untersuchungen zu den Kohlenstoffvorräten in den analysierten Beständen

Der im Untersuchungsbestand ermittelte **Anteil des Bodens** am Gesamt-C-Vorrat ist mit 22% vergleichsweise gering. Houghton (1995) und Dewar u. Cannell (1992) haben z.B. bei ihren Untersuchungen. nahezu ausgeglichene Verhältnisse zwischen C-Vorrat im Boden und in der Vegetation gefunden. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass in dieser Studie nur der im Oberboden gebundene C ermittelt wurde. Dass in der Tiefenstufe von 20-30 cm noch 18 % des Gesamtvorrates gefunden wurden lässt vermuten, dass auch in tieferen Bodenschichten noch relevante C-Mengen gebunden sein können. Allerdings ist wegen der Flachgründigkeit der Standorte im Untersuchungsgebiet davon auszugehen, dass keinesfalls Größenordnungen

erreicht werden, wie sie von Ziegler (1991) für westdeutsche Waldstandorte genannt werden (157 t C/ha). Nach seinen Untersuchungen trug der Unterboden (>30 cm Bodentiefe) im Mittel 39 % zum Gesamtvorrat des Bodens bei. In Relation zu den 72 t C/ha, die Ulrich u. Puhe (1993) für die oberen 30 cm des Solums in der Bundesrepublik angeben, liegt der im Untersuchungsbestand ermittelte Vorrat in ähnlicher Größenordnung. Der Anteil des im Auflagehumus gebundenen C am Gesamtvorrat des Bodens ist mit 16% erstaunlich gering. In den von Ziegler (1991) untersuchten 103 Waldstandorten in Deutschland lag der mittlere Anteil der Auflage beispielsweise bei 25 %.

Während die Bedeutung der **Bodenvegetation** als C-Speicher im Untersuchungsbestand mit 0,4 t C/ha äußerst gering ist, leistet das **Totholz** mit 34,4 t C/ha (71,6 t Biomasse/ha) einen wesentlichen Beitrag (rd. 11%) zum Gesamtvorrat des Bestandes. Richter u. Frangi (1992) haben in einem anderen *Nothofagus*-Urwaldbestand auf Feuerland mit 58,1 t/ha eine Totholzbiomasse ermittelt, die in ähnlicher Größenordnung liegt wie die im eigenen Untersuchungsbestand festgestellte. Stewart u. Burrows (1994) berichten aus neuseeländischen *Nothofagus*-Urwäldern (*N. fusca* und *N. menziesii*) sogar Totholzbiomassen zwischen 130 und 295 t/ha. Allerdings waren die Vorräte in den von ihnen untersuchten Beständen signifikant von massiven Totholzanfällen durch Wind, Insekten und Trockenheit beeinflusst.

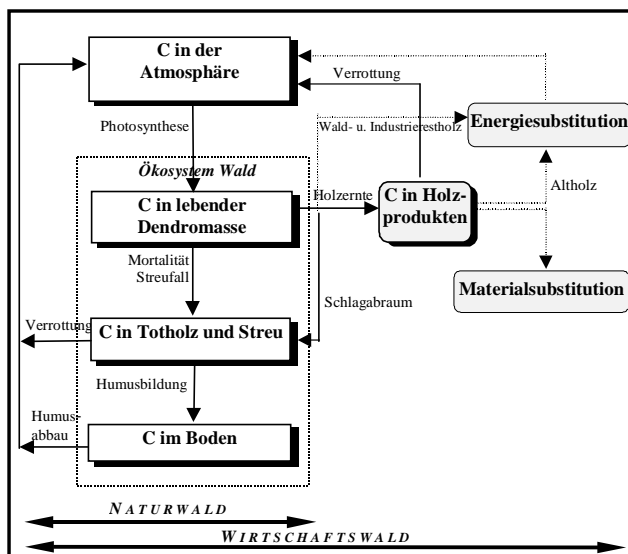
Die bedeutende Rolle des Totholzes im C-Haushalt der Naturwälder wird besonders deutlich, wenn man den im Untersuchungsbestand ermittelten Vorrat mit dem bewirtschafteter Buchenbestände in der Bundesrepublik vergleicht, in denen der Totholzvorrat nach Erdmann u. Wilke (1997) bei 9,3 m³/ha liegt.

Der C-Vorrat in der **lebenden Dendromasse** von 203 t C/ha lässt sich gut mit Ergebnissen anderer Untersuchungen in Einklang bringen. Für den von Richter u. Frangi (1992) untersuchten Lenga-Urwaldbestand errechnet sich z.B. ein C-Vorrat von 239 t/ha. Die von Ogden et al. (1996) mitgeteilten Biomassevorräte neuseeländischer *Nothofagus*-Urwälder liegen zwar um 15 bis 145 t unter den eigenen Werten, jedoch sind deren Angaben nur bedingt vergleichbar, da sie in jüngeren, nach Schadereignissen entstandenen Beständen bzw. in Mischbeständen erhoben wurden.

3. Modellierung der Auswirkungen einer Überführung auf die Kohlenstoffvorräte

3.1. Methodik

Zur Evaluierung der Auswirkungen einer Überführung des Untersuchungsbestandes auf die C-Bilanz wurde ein Simulationsmodell entwickelt, das alle Bestandeskompartimente sowie die sich aus der Holzverwendung ergebenden Effekte auf den C-Haushalt berücksichtigt (Abb. 1). Das Modell berechnet die Veränderungen des Kohlenstoffvorrates in den einzelnen Kompartimenten in Jahresschritten. Gleiches gilt für den Vorrat des in Holzprodukten gebundenen C. Die durch Energie- oder Materialsubstitution vermiedenen C-Emissionen werden als 'virtuelle Speicher' aufgefasst und ebenfalls jährlich fortgeschrieben. Zum besseren Verständnis dieser beiden 'Speicher' kann man sich vorstellen, dass in sie alle C-Mengen geleitet werden, die ohne die mit der Holznutzung verbundenen Substitutionseffekte aus fossilen Energieträgern in die Atmosphäre fließen würden. Es handelt sich also um Kohlenstoff, welcher der Atmosphäre 'erspart' bleibt und damit dem durch technische Emissionsreduktion eingesparten C gleich zusetzen ist.



Bei den grau unterlegten Feldern und gestrichelten Pfeilen handelt es sich um 'Speicher' bzw. Flüsse, die nur bei Nutzung von Holz als Produkt oder zum Ersatz fossiler Energieträger außerhalb des natürlichen, durch photosynthetische C-Bindung und durch Holzverrottung bedingte C-Freisetzung gekennzeichneten Kreislaufes entstehen.

Abbildung 1: Modell des C-Kreislaufs von Wäldern unter Berücksichtigung der Holzverwendung

3.1.1. Waldbauliches Konzept der Überführung

Für die Modellläufe wurde als Startwert der für das jeweilige Kompartiment im Untersuchungsbestand ermittelte C-Vorrat eingestellt. Für Material- und Energiesubstitution betragen die Anfangswerte '0', da aufgrund der bislang fehlenden Nutzung auch keine

Substitutionseffekte vorhanden waren. Die mit Hilfe des Modells durchgeführten Simulationsläufe erstreckten sich über zwei Umtriebe des Wirtschaftswaldes. Die Grundlagen für die Modellbildung und -berechnungen werden in den nachfolgenden Kapiteln dargestellt.

Für die vorliegende Arbeit wurde eine Überführung auf dem Wege der Verjüngung durch Schirmhiebe unterstellt. Dieses Verfahren wird von vielen Autoren als das für diese Wälder geeignetste bzw. am erfolgreichsten durchführbare angesehen (Bava 1997; Cruz-Madariaga 1993; v. Gemmingen 1991; Urzua 1981). Das waldbauliche Konzept zur Überführung des Primärwaldes sowie der Behandlung des nachfolgenden Wirtschaftswaldes sieht im Anhalt an das von Bava (1997) vorgestellte Modell „Schirmhieb“ die in Tab. 6 aufgeführten Maßnahmen vor:

Jahr	Eingriff	Maßnahmen
1	Schirmhieb (Überführungshieb)	Nutzung von 60% der Grundfläche des Primärwaldes unter Belassung eines lockeren Schirmes aus Altbäumen zur Erzielung einer flächendeckenden Naturverjüngung
10	Räumungshieb	Freistellung der neuen Waldgeneration durch Entnahme aller Schirmbäume
45	Ausleasedurchforstung	Auswahl von 200 Zukunftsbäumen und Freistellung im Radius von 2,5 m
65	Ausleasedurchforstung	Erweiterung des Freistellungsradius der Zukunftsbäume auf 3,5 m
90	Schirmhieb	Entnahme etwa der Hälfte der Zukunftsbäume sowie aller Bäume mit BHD <30 cm zur Einleitung von Naturverjüngung
100	Räumungshieb	Freistellung der neuen Waldgeneration durch Entnahme aller Schirmbäume

Tabelle 6: Gesamtkonzept für die Überführung von Primärwald und die waldbauliche Behandlung des nachfolgenden Wirtschaftswaldes im Anhalt an Bava (1997)

3.1.2. Modellierung der Veränderungen in den einzelnen Kompartimenten

3.1.2.1. Boden

Für die Humusbildung wurde im Anhalt an die von Nabuurs u. Mohren (1993) mitgeteilten Daten eine Rate von 6 % und eine Verweildauer von 275 Jahren unterstellt. Der aktuelle Streufall wurde nach Dewar (1991) berechnet.

Für den Zeitraum zwischen Schirm- und Räumungshieben wurde der Streu- und Feinwurzelanfall gutachtlich im Verhältnis zur Absenkung der Grundfläche reduziert. Die jährliche Zersetzung wurde mit $k=0,44$ angenommen, einem Wert, der etwa dem Mittel der von Richter u. Frangi (1992) sowie Caldentey et al. (1998) für die Zersetzung von Lenga-Streu ermittelten Raten entspricht. Durch die mit den Schirm- und anschließenden Räumungshieben verbundenen Veränderungen der klimatischen Faktoren am Boden ist jeweils mit einer vorübergehenden Beschleunigung der Umsetzungsvorgänge zu rechnen (Aber et al. 1978; Covington 1981). Deshalb wurden alle Zersetzungsraten nach den

Schirmhieben um 20 % und nach den Räumungshieben um weitere 20 % für jeweils 10 Jahre erhöht.

3.1.2.2. Totholz

Der Vorrat des im Totholz gebundenen Kohlenstoffes wird bestimmt durch die zu Beginn des Berechnungszeitraumes vorhandene Ausgangsmenge, das Totholz, das durch natürliche Mortalität neu entsteht oder nach waldbaulichen Eingriffen als Schlagabraum auf der Fläche verbleibt (Totholzinput) sowie durch den zersetzungsbedingten Verlust an Totholz (Totholzoutput). Der durch natürliche Mortalität zu erwartende Totholzinput wurde von dem zur Simulation der Bestandesentwicklung verwendeten Wachstumssimulator SILVA automatisch berechnet. Das nach waldbaulichen Eingriffen auf der Schlagfläche verbleibende Totholz ergibt sich aus der Differenz zwischen der oberirdischen Biomasse der eingeschlagenen Bäume und der durch die Holznutzung zur Produktherstellung entzogenen Biomasse. Zur Berechnung des Totholzoutput konnte auf Untersuchungen von Frangi et al. (1997) zurückgegriffen werden, die die Zersetzung von Lenga-Totholz auf Feuerland eingehend untersucht und Regressionsgleichungen entwickelt haben, mit denen Zersetzungsraten für Stamm- und Astholz in Abhängigkeit vom Durchmesser berechnet werden können.

3.1.2.3. Simulation der Bestandesentwicklung nach Überführung mit dem Wachstumssimulator SILVA 2.2

Da zur ertragskundlichen Entwicklung von aus überführten Lenga-Primärwäldern hervorgegangenen Beständen keine Daten vorlagen, wurde hierfür der Wachstumssimulator SILVA 2.2 des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München genutzt (Kahn u. Pretzsch 1997). Das Programm simuliert das Wachstum eines Bestandes auf Einzelbaumbasis unter Berücksichtigung der Entwicklung der räumlichen Wuchskonstellation jeden Baumes, welche wiederum über Durchforstungseingriffe gezielt beeinflusst werden kann. Da das Modell nicht für Lenga parametrisiert ist, wurden die Simulationen mit den Einstellungen für die Rotbuche durchgeführt und nur zur Abschätzung der Stammzahl- und Durchmesserentwicklung genutzt. Die Ermittlung der C-Vorräte erfolgte anhand dieser Daten mit den in den eigenen Untersuchungen hergeleiteten Umrechnungsfaktoren bzw. Funktionen. Als Basis für die Simulation diente ein Ausgangsbestand, der mit Hilfe des integrierten Strukturgenerators (Pretzsch 1993) mit Daten aus einem nach Sturmwurf entstandenen gleichaltrigen Jungbestand im Untersuchungsgebiet generiert wurde.

3.1.2.4. Modellierung der C-Speicherung in der lebenden Dendromasse

Die aktuelle Kohlenstoffspeicherung in der lebenden Dendromasse des Bestandes (C_{Dendro}) im Verlauf des Prognosezeitraumes von zwei Umtriebszeiten wurde kalkuliert als

$$C_{Dendro_i} = GBP_i - \sum_{i=1}^i (TH_{Mort} + HE)$$

wobei: GBP = in Gesamtbiomasseproduktion gebundener C

TH_{Mort} = C in durch natürliche Mortalität entstehendem Totholz

HE = C in durch Holzernte ausscheidender Biomasse

3.1.2.5. Modellierung der C-Speicherung in Holzprodukten

Im Zuge der Be- und Verarbeitung geht ein Teil der Erntemasse als Sägeabfall verloren. Die in Produkten festgelegte Masse ist somit auch von der Verarbeitungseffizienz abhängig. Im Anhalt an Grammel (1989) wurde eine mittlere Ausbeute von 60 % angenommen.

Die Dauer der C-Bindung in Produkten hängt von der Art der Produkte ab. Im Anhalt an Lenga Patagonia (1997) wurden für die Simulationen drei Gruppen unterschiedlicher Lebensdauer unterstellt (Tab. 7).

Produktgruppe	Anteil %	Mittlere Lebensdauer Jahre	jährliche Verlustrate %
Langlebig	55	25	2,77
Mittellebig	35	15	4,62
Kurzlebig	10	5	13,86

Tabelle 7: Anteile der Produktgruppen mit verschiedener Lebensdauer und jährliche Verlustrate

3.1.2.6. Energie- und Materials substitution

Für die energetische Nutzung wurden drei verschiedene Kategorien von Holz berücksichtigt:

- **Waldrestholz:** Alles Holz, das bei Hiebsmaßnahmen im Wald verbleibt
- **Industrierestholz:** 95% der während der Be- und Verarbeitung anfallenden Holzabfälle
- **Altholz:** Produkte mit mittlerer und langer Lebensdauer am Ende ihrer Nutzungsdauer bei einer Erfassungsquote von 50 % (Substitution)

Als Substitutionsfaktoren wurden nach Burschel et al. (1993) für das Waldrestholz 0,26 t vermiedene C-Emission je t Holz, für das Industrierest- und Altholz 0,35 t C je t Holz angenommen.

Da zur Materials substitution bisher nur sehr wenige Untersuchungen vorliegen wurde gutachtlich unterstellt, dass 20 % der Produkte mit mittlerer und langer Lebensdauer solche

aus energieaufwändigeren Materialien ersetzen. Als Substitutionsfaktor wurde nach Burschel et al. (1993) ein Wert von $0,282 \text{ t C} / \text{m}^3 \text{ Holz}$ zugrunde gelegt.

3.2. Ergebnisse der Modellrechnungen

Nachfolgend werden zwei Szenarien mit unterschiedlich intensiver Ausnutzung der CO_2 -ökologischen Effekte in Forst- und Holzwirtschaft vorgestellt. Material- und Energiesubstitutionseffekte werden als Speicher dargestellt und in t C angegeben. Bezugsgröße ist bei allen Angaben der aus der Überführung eines Hektars Primärwald resultierende Effekt, so dass die Werte t C/ha entsprechen.

3.2.1. Szenario 1: Überführung ohne energetische Holznutzung

Für dieses Szenario wurde unterstellt, dass nur sägeeignetes Holz geerntet wird. Alles übrige verbleibt als Schlagabraum im Wald. Für die Substitution fossilen C wird nur die Materialsubstitution berücksichtigt. Dieses Szenario entspricht der Realität der gegenwärtig in den Wäldern Feuerlands praktizierten Holznutzung.

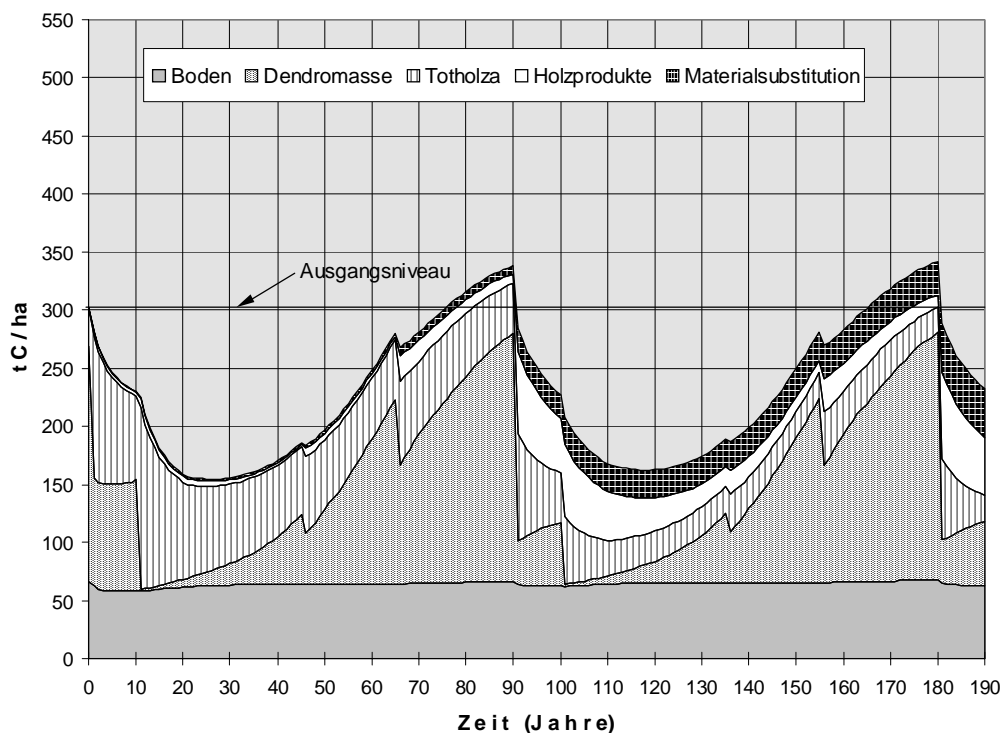


Abbildung 2: Veränderung der C-Bilanz nach Überführung ohne Energienutzung (Szenario 1)

Abb. 2 zeigt die in diesem Szenario auftretenden Veränderungen der C-Speicherung in den einzelnen Kompartimenten über den Prognosezeitraum von 190 Jahren. Danach fällt die

Gesamtspeicherung nach den Nutzungshieben drastisch ab und erreicht jeweils erst unmittelbar vor dem erneuten Abtrieb kurzzeitig wieder das Ausgangsniveau. Über den gesamten Prognosezeitraum gemittelt ergibt sich eine durchschnittliche Speicherung von 232 t C/ha. Das bedeutet, dass die Überführung nach diesem Szenario - bezogen auf den Zeitraum von 190 Jahren - zu einer Freisetzung von 71 t C/ha, entsprechend einer CO₂-Emission von 260 t/ha, führt.

Die in den einzelnen Kompartimenten stattfindenden Vorratsänderungen werden nachfolgend kurz skizziert:

- **Boden-C-Vorrat:**

Über den gesamten Zeitraum gemittelt ergibt sich nur eine geringfügige Abnahme des Gesamtvorrates an Boden-C um 1,9 t/ha. Die Entwicklung ist bestimmt durch die Abnahme des Vorrates im Auflagehumus und die Zunahme des Dauerhumus im Boden. Der in der Humusaufgabe gebundene C-Vorrat nimmt bis zum Jahr 12 um 95 % von 10,8 auf 0,5 t C/ha ab. Mit dem Wiederanstieg des Streufalles und zunehmendem Bestandesschluss, steigt der Humusvorrat wieder an und erreicht bis zum Jahr 90 eine Höhe von 3 t C/ha (ca. 1/3 des Ausgangsvorrates). In der zweiten Umtriebszeit wiederholt sich der Zyklus in ähnlicher Weise. Der C-Verlust in der Auflage wird jedoch durch den Anstieg des C-Vorrates im Boden kompensiert: Wegen des geringen Anfalls an sägefähigem Holz aus dem Primärwald verbleibt der weitaus größte Teil der Erntemasse als Schlagabraum auf der Fläche. Die mit dem Abbau der erhöhten Totholzmenge einhergehende vermehrte Humusbildung führt dazu, dass der im Boden gebundene C-Vorrat bis zum Ende des Prognosezeitraumes von 55 auf 63 t C/ha ansteigt.

- **C-Vorrat in der lebenden Dendromasse**

Der C-Vorrat in der lebenden Dendromasse fällt mit der Räumung des Schirmes auf 2 t C/ha ab. Mit dem Wachstum der Naturverjüngung steigt der Vorrat - nur kurzzeitig durch die durchforstungsbedingten Reduktionen in den Jahren 45 und 65 unterbrochen - rasch wieder an und erreicht im Alter 90 einen Wert von 214 t C/ha, übersteigt also den Ausgangsvorrat um 12 t. Der Verlauf der Vorratsentwicklung in der zweiten Umtriebsperiode entspricht etwa dem in der ersten. Der mittlere C-Vorrat in der Dendromasse beträgt bezogen auf den gesamten Prognosezeitraum 81 t/ha. Wie erwartet stellt dieses Kompartiment somit eine große C-Quelle dar. Die Differenz zwischen der durchschnittlichen C-Speicherung in der lebenden Dendromasse des Wirtschaftswaldes und der des sich im Gleichgewicht befindenden Primärwaldes beträgt nicht weniger als 121 t C/ha.

- **C-Vorrat im Totholz**

Die Totholzmenge wird durch die beiden Hiebe im Primärwald drastisch erhöht, weil entsprechend den Untersuchungen von Bava (1997) der größte Teil des Einschlagvolumens als Schlagabraum auf der Fläche zurückbleibt. Nur 10 % sind für Sägezwecke nutzbar. Nach dem Schirmhieb steigt deshalb der C-Vorrat zunächst auf 121 t C/ha, nach dem Räumungshieb auf 156 t C/ha an. Danach geht die Totholzmenge jedoch fast kontinuierlich zurück. Lediglich nach den weiteren waldbaulichen Eingriffen wird die Totholzmenge durch den dabei anfallenden Schlagabraum jeweils kurzzeitig erhöht. Bei den Eingriffen im Wirtschaftswald in den nachfolgenden Perioden wird aufgrund der verbesserten Holzqualität der größte Teil des Erntevolumens von der Fläche entnommen, so dass der Anfall an Schlagabraum deutlich geringer ist. Zusätzlich handelt es sich bei letzterem fast ausschließlich um schwaches Material, das auch schneller zersetzt wird. Über den gesamten Prognosezeitraum gemittelt beträgt der C-Vorrat im Totholz 50,3 t C/ha, liegt also um fast 16 t über dem Ausgangswert.

- **C-Speicherung in Holzprodukten**

Da bei den Hieben im Primärwald nur sehr wenig Sägeholz anfällt, ist auch die in den Produktspeicher gehende C-Menge gering. Sie beträgt nach dem Räumungshieb 7,3 t. Die höchsten Werte erreicht der Produktspeicher jeweils unmittelbar nach den Schirmhieben im Wirtschaftswald mit 71 t C (1. Umtrieb) bzw. 74 t C (2. Umtrieb). Über den gesamten Prognosezeitraum betrachtet, sind im Produktspeicher durchschnittlich 19,6 t C festgelegt (6,5 % des Gesamt-C-Vorrates im Primärwald). Im zweiten Umtriebszeitraum beträgt der mittlere Produktvorrat 28,3 t C. Dieser Wert entspricht auch etwa dem mittleren Vorrat, der sich bei weiteren Umtrieben ergibt. Langfristig werden somit in Holzprodukten 14 % des im Primärwald in der lebenden Dendromasse enthaltenen Kohlenstoffes gebunden.

- **Emissionsvermeidung durch Materialsubstitution**

Auch die Materialsubstitution fällt wegen der geringen Ausbeute an Sägeholz aus dem Primärwald gering aus. Nur knapp 2 t fossilen C können substituiert werden. Durch jede weitere Nutzung wird jedoch die Menge der vermiedenen C-Emission größer und erreicht bis zum Ende des Prognosezeitraumes einen Wert von 42 t C. Anders als bei der C-Bindung in Produkten findet in diesem 'Speicher' - ebenso wie bei der Energiesubstitution - kein Abbau statt, da jede nicht emittierte Tonne fossilen Kohlenstoffes die Atmosphäre nachhaltig entlastet. Deshalb summieren sich die einzelnen Substitutionsbeiträge ständig auf und erhöhen so den Speichereffekt dauerhaft. Jede weitere Umtriebszeit würde unter den gegebenen Modellannahmen diesen Speicher um 22 t C vergrößern.

3.2.2. Szenario 2: Überführung mit energetischer Holznutzung

In diesem Szenario wurde unterstellt, dass bei allen Eingriffen das gesamte Derbholz gerntet wird, wobei das nicht sägefähige Derbholz zu Hackschnitzeln verarbeitet und zur Energiegewinnung genutzt wird. Auch das im Zuge der Be- und Verarbeitung anfallende Industrierestholz sowie das am Ende der Nutzung von Produkten anfallende Altholz wurden zur Substitution fossiler Energieträger energetisch verwertet.

Wie aus Abb. 3 hervorgeht führt die Überführung auch nach diesem Szenario zunächst zu einer massiven Freisetzung von C. Anders als in Szenario 1 wird durch die Substitutionseffekte das Ausgangsniveau aber bereits im Jahr 62 wieder erreicht und bleibt dann für vier Jahrzehnte höher. Erst im Jahr 105, also wenige Jahre nach der vollständigen Ernte der ersten Wirtschaftswaldgeneration, sinkt der Vorrat für eine Dauer von 20 Jahren wieder etwas unter das Ausgangsniveau. Ab dem Jahr 125 bleibt die C-Speicherung dann nachhaltig höher: Der Wirtschaftswald ist eine dauerhafte CO₂-Senke. Der mittlere Gesamtkohlenstoffvorrat im Prognosezeitraum beträgt 324 t und liegt somit um 21 t über dem Vorrat des Primärwaldes.

Nachfolgend wird auf die Kompartimente eingegangen, aus denen die unterschiedlichen Ergebnisse der beiden Szenarien resultieren.

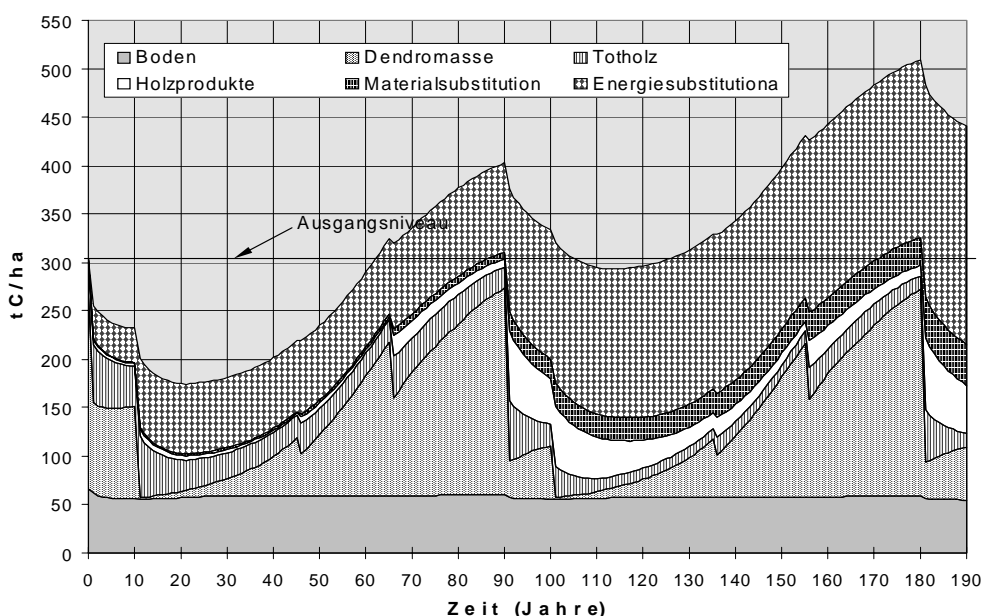


Abbildung 3: Veränderung der C-Bilanz nach Überführung mit Energienutzung (Szenario 2)

- Veränderungen des Boden-C-Vorrates

Der Auflagehumus wird auch in diesem Szenario rasch abgebaut und pendelt sich danach auf einem Niveau von knapp 3 t C/ha ein, so dass hier keine Unterschiede zum Szenario 1

bestehen. Anders dagegen stellt sich die Entwicklung des im Boden gebundenen C dar. Da in Szenario 2 alles Derbholz zur energetischen Nutzung von der Fläche entfernt wird, steht deutlich weniger Ausgangsmaterial für die Zersetzung und Humusbildung zur Verfügung, so dass das Vorratsniveau gerade gehalten werden kann. Im Durchschnitt sind während des Prognosezeitraumes 55,5 C/ha im Boden festgelegt. Das jedoch bedeutet, dass die C-Verluste im Auflagehumus nicht durch Zunahme im Boden teilweise kompensiert werden. Die Differenz zwischen dem durchschnittlichen Vorrat in der Prognoseperiode (57,9 t C/ha) und dem Ausgangsvorrat im Primärwald (66,1 t C/ha) fällt um 6,3 t höher aus als im Szenario 1. Insgesamt werden, bezogen auf 190 Jahre, 8,2 t C/ha aus dem Bodenvorrat freigesetzt.

- **Veränderungen des C-Vorrates im Totholz**

Der Entzug des gesamten anfallenden Derbholzes schlägt sich auch im Totholzvorrat nieder. Nach den beiden Überführungshieben steigt er zwar sprunghaft an, jedoch bei weitem nicht so stark wie im ersten Szenario. Nach dem Schirmhieb bleibt der C-Vorrat mit 60 t um 61 t unter dem Vergleichswert aus Szenario 1, nach dem Räumungshieb liegt er sogar um 93 t niedriger. Da es sich bei dem auf der Fläche verbleibenden Schlagabraum in diesem Szenario nur um schwaches Holz unterhalb der Derbholzgrenze handelt, wird dieses rascher zersetzt und der Totholzvorrat nach Hiebsmaßnahmen geht schnell zurück.

- **Emissionsvermeidung durch Energiesubstitution**

Dieser im Szenario 1 nicht vorkommende 'Speicher' hat, wie aus Abb. 3 sofort zu erkennen ist, einen erheblichen Einfluss auf die Gesamt-C-Bilanz der Überführung. Der Substitutionseffekt kommt unmittelbar nach dem Schirmhieb im Primärwald zum Tragen und lässt den Substitutionswert sprunghaft auf 35 t ansteigen. Jede weitere Nutzung erhöht diesen Wert weiter. Darüber hinaus wird der Substitutionseffekt permanent durch die Verbrennung des Altholzes vergrößert. Bis zum Ende der Prognose im Jahr 190 baut sich so ein Substitutionsvolumen von 225 t C auf, zu dem das Waldrestholz 37 %, das Industrierestholz 41 % und das Altholz 22 % beitragen. Durch jede weitere im Rahmen der Nachhaltigkeit bleibende Nutzung vergrößert sich das Substitutionsvolumen weiter.

3.3. Diskussion der Modellrechnungen zu den Auswirkungen der Primärwaldüberführung auf den C-Haushalt

3.3.1. C-Speicherung im Boden

In den ersten zehn Jahren nach dem Überführungshieb kommt es zu einem raschen Rückgang des Bodenkohlenstoffs. Auch über den gesamten Prognosezeitraum gemittelt, ergibt sich nach beiden Szenarien eine Abnahme gegenüber dem Ausgangszustand. Zurückzuführen ist das

vor allem auf die Verringerung der Humusaufgabe. Nach den Modellbefunden baut sich jedoch im Wirtschaftswald wieder ein Humusvorrat auf, allerdings die Vorratshöhe im Primärwald nicht mehr erreicht. Einen Rückgang des Bodenumus nach Hiebsmaßnahmen haben auch andere Autoren ermittelt (z.B. Wittich 1930; Burschel et al. 1977; Rehfuess 1990; Mosandl 1991). Covington (1981) hat in den ersten 15 Jahren nach Kahlhieben in Laubholzbeständen eine Abnahme des Bodenumus um etwa 50 % festgestellt. Nach 65 Jahren war der ursprüngliche Humusvorrat jedoch wieder nahezu erreicht. Nach Ovington (1968; zit. n. Harrison et al. 1995) war die Streuauflage des Bodens über einen Zeitraum von 10-20 Jahren nach Abtrieb der aufstockenden Bestände um 20-50 % reduziert. Houghton et al. (1987) berichten C-Verluste im Boden in Höhe von 20 %.

Nach den eigenen Modellrechnungen betragen die Verluste an Boden-C in den ersten 10 Jahren nach der Überführung 9 % im Szenario ohne, und 15 % im Szenario mit energetischer Holznutzung. Während jedoch der Ausgangsvorrat des Bodens im Primärwald nach Szenario 1 bis zum Jahr 85 wieder erreicht ist, werden nach Szenario 2 bis zum Abtriebsalter des Bestandes nur 90 % erreicht. Aber et al. (1978) haben bei ihren Modellkalkulationen zu den Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Humusdynamik nach Ganzbaumernte bzw. Schlagräumung ebenfalls einen stärkeren und länger andauernden Rückgang des Humusvorrates festgestellt als bei normaler Holzernte. Bei diesen Befunden handelt es sich zwar um seit langem bekannte Sachverhalte, im Rahmen dieser Arbeit müssen sie aber im Zusammenhang mit anderen Kompartimenten gesehen werden, da die Verringerung des Bodenvorrates durch die im Wege der energetischen Verwertung erzielten Substitutionseffekte sowie durch eine Zunahme des C-Vorrates im Produktspeicher kompensiert wird.

3.3.2. C-Speicherung im Totholz

Die beiden Szenarien unterscheiden sich sowohl hinsichtlich des zeitlichen Verlaufes als auch des Ausmaßes der Absenkung der C-Vorräte beträchtlich. Während im Szenario 2 der Ausgangsvorrat bereits nach 19 Jahren unterschritten wird, kommt es im Szenario 1 zunächst sogar zu einer erheblichen Zunahme der Totholzmasse. Erst mehr als 100 Jahre nach der Überführung fällt hier der Vorrat unter das Ausgangsniveau des Primärwaldes. Zudem sinkt der Vorrat im Szenario 2 durch den Entzug des nicht sägefähigen Erntevolumens bis auf 10 t C/ha ab, im Szenario 1 dagegen nur auf 20 t C/ha. Dass die Abnahme nicht noch stärker ausfällt, ist neben der langsamen Zersetzung auch auf das waldbauliche Konzept zurückzuführen, das lediglich zwei Pflegeeingriffe vorsieht und nur auf die Förderung der

Ausleseebäume ausgerichtet ist. Im Laufe einer Umtriebszeit fällt deshalb trotz Bewirtschaftung konkurrenzbedingtes Totholz im Umfang von 66 t C/ha an. Zusammen mit dem nach den waldbaulichen Eingriffen im Wald verbleibenden Schlagabraum ist so, bezogen auf den Prognosezeitraum, durchschnittlich ein Totholzvorrat (exklusive des noch aus dem Primärwald vorhandenen Totholzes) in Höhe von 15 t C/ha vorhanden. Das entspricht etwa dem fünffachen Wert, den Burschel et al. (1993) für Laubholzbestände in der Bundesrepublik Deutschland hergeleitet haben. Für die bayerischen Wälder ergibt sich nach Böswald (1996) ein mittlerer Vorrat an natürlich entstehendem Totholz und Resten aus der Holzernte in Höhe von etwa 2 t C/ha. Allerdings ist bei beiden letztgenannten Studien zu beachten, dass wegen der günstigeren Klimaverhältnisse deutlich höhere Zersetzungsraten verwendet wurden, so dass das anfallende Totholz schneller wieder abgebaut wird.

Auch nach der Überführung bleibt also ein erheblicher C-Vorrat im Totholz erhalten, sofern - wie im Szenario 1 angenommen - nicht das gesamte Derbholz genutzt wird.

3.3.3. C-Speicherung in der lebenden Dendromasse

Da für Feuerland keine langfristig belegten Wachstumsdaten für aus Überführung hervorgegangene Bestände vorlagen, war für die Ermittlung der C-Vorräte in der lebenden Dendromasse die Verwendung eines Wachstumssimulators die einzige Möglichkeit, eine dem waldbaulichen Konzept entsprechende Bestandesentwicklung auf Einzelbaumbasis zu simulieren. Wie Testaufnahmen in Probeständen unterschiedlichen Alters gezeigt haben liegen die mit dem Modell berechneten Vorräte in der Jugend unter den dort festgestellten, im Alter dagegen darüber (Weber 2001). Vor dem Hintergrund, dass bisher keine verlässlicheren Daten vorliegen, erscheinen die Ergebnisse der Wachstumssimulation für den Zweck dieser Studie, die Auswirkungen einer Überführung auf den Gesamt-C-Haushalt sowie die Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Speichern zu analysieren, jedoch akzeptabel. Das gilt insbesondere insofern, als ein leicht veränderter Wachstumsgang nicht zu grundsätzlichen Änderungen der vom Modell abgebildeten Zusammenhänge führt.

3.3.4. Gesamtbilanz ohne energetische Holznutzung (Szenario 1)

Wie dargelegt ist die Gesamtbilanz nach Szenario 1 fast über den gesamten Beobachtungszeitraum hinweg negativ. Lediglich vor dem Ende jeder Umtriebszeit wird der Ausgangsvorrat des Primärwaldes kurzzeitig wieder erreicht. An diesem Befund ändert sich auch nichts, wenn man berücksichtigt, dass die C-Speicherung in der lebenden Dendromasse in der jungen Altersphase im Modell unterschätzt wird. Diese Aussage gilt auch für weitere

Umtriebe, wenn man den Effekt der Materialsubstitution unberücksichtigt lässt. Cooper (1983) hat bei seinen Modellkalkulationen errechnet, dass die C-Speicherung in Wirtschaftswäldern über eine Umtriebszeit ($U=dGZ_{\max}$) gemittelt nur bei etwa einem Drittel des Wertes reifer Bestände liegt. Für den hier modellierten Lenga-Wirtschaftswald ergibt sich für die erste Umtriebszeit ein Wert von 64 %, für die zweite von 58 %. Unterstellt man den Verlauf der C-Speicherung in der zweiten Umtriebszeit auch für weitere Umtriebe und berücksichtigt, dass während der zweiten Umtriebszeit im Durchschnitt immer noch 17 t C/ha in Totholz aus dem Primärwald stecken, so dürfte der C-Vorrat bei langfristiger Betrachtung etwa um einen Mittelwert von 53 % schwanken. Dieser Wert kann somit als neuer 'Gleichgewichtszustand' im Wirtschaftswald angesehen werden. Nach einer Überführung wären demnach durchschnittlich 45-50 % weniger Kohlenstoff gebunden als im Primärwald.

Nach diesem Szenario wären bei einer angenommenen Überführung im Jahr 2000 bis zum Jahr 2050 je Hektar überführten Primärwaldes 106 t des freigesetzten Kohlenstoffs noch nicht wieder rückgebunden bzw. substituiert. Harmon et al. (1990) geben für die Überführung von Koniferen-Urwäldern in NW-Amerika an, dass der Gesamt-C-Vorrat im Wald für mindestens 200 Jahren reduziert ist. Für die Überführung großer Waldgebiete ergab sich, dass auf der Gesamtfläche bei einer Umtriebszeit von 75 Jahren nur noch 44 % und bei 100 Jahren 51 % der C-Menge im Ausgangsbestand gebunden ist. Die von ihnen untersuchten Urwälder gehören allerdings zu den vorratsstärksten der Welt und wiesen mit mehr als 600 t C/ha fast doppelt so hohe Ausgangsvorräte auf wie der auf Feuerland untersuchte Lenga-Primärwald. Trotz erheblich höherer Produktausbeute konnte auch nach ihrer Untersuchung die Produktspeicherung die Speicherverluste im Wald nicht annähernd ausgleichen. Allerdings haben diese Autoren bei ihren Kalkulationen keine Materialsubstitution berücksichtigt.

Dewar u. Cannell (1992) haben für Plantagen mit verschiedenen Baumarten, Durchforstungsregimen und Umtriebszeiten gezeigt, dass die C-Speicherung in Holzprodukten nur 10-20 % des im Bestand gebunden mittleren C-Vorrates ausmacht und damit nicht ausreicht, um die mit der Umwandlung eines Urwaldes verbundenen C-Verluste auszugleichen. Nach den eigenen Modellrechnungen sind im Produktspeicher bezogen auf die erste Umtriebszeit 16 % und auf die zweite Umtriebszeit 35 % des in der lebenden Dendromasse gebundenen Kohlenstoffs gespeichert.

3.3.5. Gesamtbilanz mit energetischer Holznutzung (Szenario 2)

Matthews (1996) hat bei der Analyse zahlreicher Studien festgestellt, dass die Bewertung des CO₂-Minderungspotentials von Forst- und Holzwirtschaft in hohem Maße davon abhängt, wie

vollständig die Zusammenhänge zwischen Wald, Holz und atmosphärischem CO₂-Gehalt berücksichtigt wurden. Studien in denen nur die C-Speicherung in Bestand, Boden und Holzprodukten berücksichtigt wurden, führten in der Regel zu dem Schluss, dass das Potential von Forst- und Holzwirtschaft entweder unbedeutend ist oder aber nur kurz- bis mittelfristig wirkt. Waren dagegen auch direkte oder indirekte Substitution fossiler Energie durch nachhaltig produziertes Holz mit einbezogen, so ergaben sich daraus meist signifikante und dauerhafte Effekte. Dieser Sachverhalt wird durch die eigenen Untersuchungen eindrucksvoll bestätigt. Zwar führt die Primärwaldüberführung auch nach Szenario 2 zunächst zu einer Freisetzung von CO₂. Durch die Energie- und Materialsubstitution kann jedoch soviel fossiler Kohlenstoff substituiert werden, dass die Gesamtbilanz nach fünf bis sechs Dekaden positiv wird. Mit zunehmender Bewirtschaftungsdauer verbessert sich die Bilanz weiter und die Effekte übersteigen die C-Speicherung im Primärwald deutlich, so dass die Atmosphäre dauerhaft entlastet wird.

Bezogen auf den Zeitraum bis zum Jahr 2050 bedingt die Überführung trotz der günstigen Gesamtbilanz eine Freisetzung von CO₂. Schlamadinger u. Marland (1996) geben einen Zeitraum von etwa 40 Jahren an, der unter Einbeziehung der energetischen Nutzung benötigt wird, um die C-Verluste beim Einschlag eines Altbestandes wieder auszugleichen. Es ist jedoch anzumerken, dass auf Feuerland eine energetische Nutzung in der im Szenario 2 unterstellten Weise unrealistisch ist, da unmittelbar vor der Küste Feuerlands Erdöl und Gas gefördert werden und vor Ort reichlich und günstig verfügbar sind. Wirtschaftlich umsetzbar erscheint derzeit allenfalls die direkte energetische Nutzung des Industrierestholzes in den Sägewerken, da diese nach Dreiner et al. (1994) meist zu anderen Energieträgern konkurrenzfähig ist. Eine grundsätzliche Änderung dieser Einschätzung könnte sich ergeben, wenn im Zuge der weltweiten Bestrebungen zur Reduktion des CO₂-Anstiegs C-Emissionen mit hohen Kosten belegt (z.B. durch eine CO₂-Steuer) bzw. CO₂-neutrale Energieträger durch entsprechende Vorteile gefördert würden.

Wie die Modellrechnungen zeigen, ist durch den hohen Biomasseentzug zwar mit einem Verlust an Boden-C von im Mittel 8 t C/ha zu rechnen, doch pendelt sich der Vorrat langfristig auf einem Niveau von 56-59 t C/ha ein. Es kann daher angenommen werden, dass die Nachhaltigkeit des Boden-C-Haushaltes durch den Entzug des Derbholzes zur energetischen Nutzung nicht gefährdet ist. Die von Rehfuss (1990) dargestellten negativen Auswirkungen massiven Biomasseentzuges (z.B. durch Vollbaumernte oder Streunutzung) auf die C- und Nährelementvorräte sind hier somit nicht zu erwarten. Gravierend wirkt sich der Derbholzentzug jedoch auf den Totholzvorrat aus. Dieser Effekt ist nicht nur für die C-

Speicherung von Bedeutung sondern bedeutet auch den Verlust der im Totholz enthaltenen Lebensräume (Maser u. Trappe 1984; Albrecht 1991; Utschick 1991; Cwielong u. Rajchenberg 1995). Es ist aber zu bemerken, dass der Totholzvorrat in den überführten Beständen immer noch um ein Mehrfaches über den in Wirtschaftswäldern der Bundesrepublik Deutschland ermittelten Werten liegt (Burschel et al. 1993; Böswald 1996; Erdmann u. Wilke 1997).

Die Ergebnisse der Modellrechnungen untermauern somit die Befunde anderer Autoren, nach denen die Maximierung der C-Speicherung in Biomasse und Holzprodukten zwar kurz- und mittelfristig effektiv ist, langfristig aber der Ersatz fossiler Stoffe durch nachhaltig produziertes Holz für die Bilanz den Ausschlag gibt (Hall et al. 1991b; Matthews 1992 u. 1994; Burschel et al. 1993; Karjalainen et al. 1998; Price et al. 1998; Strich 1998).

4. Schlussfolgerungen

Die vorgestellten Ergebnisse belegen das große C-Speichervermögen der Lenga-Primärwälder Feuerlands. Es konnte gezeigt werden, dass ihre Überführung in Wirtschaftswald in jedem Fall über mehrere Jahrzehnte hinweg eine negative Bilanz gegenüber dem Ausgangszustand aufweisen würde. Auf lange Sicht kann sich eine Überführung aus kohlenstoffökologischer Sicht allerdings rechnen, wenn alles geerntete Holz konsequent zur Verlängerung der Speicherwirkung des Waldes in Produkten sowie zum Ersatz fossiler Brennstoffe verwendet wird. Unter den in Feuerland gegebenen Verhältnissen ist eine Überführung aus CO₂-ökologischer Sicht kritisch zu sehen. Zwar können dort die Fortführung der C-Speicherung in Holzprodukten sowie die Materialsubstitutionseffekte genutzt werden, jedoch sind die Möglichkeiten der Energiesubstitution begrenzt, da eine über die Nutzung des Industrierestholzes in den Sägewerken hinausgehende energetische Holzverwertung auf Grund der günstigen Verfügbarkeit von Öl und Gas unrealistisch ist.

Wird es als das wichtigste Ziel der internationalen Klimapolitik angesehen, die CO₂-Emissionen möglichst innerhalb der ersten Hälfte des neuen Jahrhunderts zu stabilisieren, so müsste Maßnahmen zur Erhaltung von Primärwäldern eine herausragende Bedeutung beigemessen werden, da sie hoch effektiv und sofort wirksam sind. Ebenso wie der Primärwaldschutz sind auch die mit der Holznutzung verbundenen Effekte der Emissionsvermeidung bisher nicht ihrer Bedeutung entsprechend in die Überlegungen zur Reduzierung des CO₂-Anstiegs in der Atmosphäre eingegangen. Wie die Modellrechnungen des Szenario 2 eindrucksvoll zeigen, handelt es sich bei Material- und Energiesubstitution um Effekte mit akkumulierender Wirkung, die im vorliegenden Fall die C-Speicherung in der

lebenden Dendromasse des Primärwaldes nach 160 Jahren übersteigen. Da dieser Sachverhalt auch für alle Wirtschaftswälder zutrifft, bedürfen die energetischen Aspekte der nachhaltigen Produktion und Nutzung von Holz in kohlenstoffökologischen Zusammenhängen schnell und dringend weiterer wissenschaftlicher Bearbeitung und politischer Beachtung!

5. Summary

Effect of the conversion of primeval forest into managed forest on carbon stocks

A case study for *Nothofagus pumilio* forests in Tierra del Fuego

The paper presents the impact of the conversion of a primeval forest of *Nothofagus pumilio* (Lenga) in the Argentinean part of Tierra del Fuego into a managed forest on the carbon budget. For the evaluation of the carbon stocks data on stand and soil were collected by inventory of sample plots. The above- and below-ground biomass was estimated by regression functions derived from the biomass analyses of trees. A model approach was used for the simulation of the effects of the conversion on the different compartments.

The total carbon stock in the primeval forest was 304 t C/ha. The highest proportion (203 t C/ha) was found in living dendromass. Coarse woody debris contributed 34 t C/ha (11%) to the total budget, whereas the share of ground vegetation (0,4 t C/ha) was negligible. Soil carbon was low with 66 t C/ha caused by the shallow sites in the research area. The simulation over a period of 190 years showed that the conversion into managed forests would lead to a significant emission of carbon which would last for several decades. This is even true when the accumulating positive effects of avoided emissions from fossil energy, through the use of wood, are considered.

6. Literaturverzeichnis

- Aber, J.D., Botkin, D.B. and Melillo, J.M. (1978): Predicting the effects of different harvesting regimes on forest floor dynamics in northern hardwoods. *Can. J. For. Res.*, Vol. 8: 306-315.
- Albrecht, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. Naturwaldreservate in Bayern, Schriftenreihe Bd.1. Hrsg.: Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- Bartsch, N. und Rapp, C., (1994): Naturverjüngung von *Nothofagus pumilio* im Lochhieb. *Forstarchiv* 65: 119-130.
- Bava, J., (1997): Ökologische und waldbauliche Beiträge zur Überführung von Urwäldern der Baumart *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser in Wirtschaftswald im argentinischen Teil Feuerlands. Diss. Forstwiss. Fakultät Univ. München. 149 S.
- Böswald, K., (1996): Zur Bedeutung des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt, eine Analyse am Beispiel des Bundeslandes Bayern. *Forstl. Forschungsberichte München*, Bd. 159.
- Bormann, F.H. and Likens, G.E. (1981): *Pattern and process in a forested ecosystem*. New York: Springer-Verlag. 2. korr. Auflage.

- Burschel, P., Eder, R., Rehfuess, K-E. und Kantarci, D. (1977): Waldbauliche, ökologische und bodenkundliche Untersuchungen in jungen Kiefernökosystemen (*Pinus sylvestris* L.) nach unterschiedlichen Bodenbearbeitungen. Forstl. Forschungsber. München, Bd. 38.
- Burschel, P. und Weber, M. (1988): Der Treibhauseffekt - Bedrohung und Aufgabe für die Forstwirtschaft. Sonderteil der AFZ 37.
- Burschel, P.; Kürsten, E. und Larson, B.C. (1993): Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt - Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. Forstl. Forschungsber. München, Bd. 126.
- Burschel, P. und Weber, M. (2001): Wald – Forstwirtschaft – Holzindustrie: Zentrale Größen der Klimapolitik. Forstarchiv, H. 3, S. 75-85
- Caldentey, J., Ibarra, M., Peña, K. y Hernandez, J. (1998): Modificaciones en el aporte y la decomposicion de hojarasca por manejo silvicola en bosques naturales de Lengua (*Nothofagus pumilio*), en Magallanes-Chile. Trabajo presentado al Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia. Universidad de Chile, Depto. de Silvicultura, Santiago, Chile.
- Cooper, C.F., (1983): Carbon storage in managed forests. Can. J. For. Res., Vol. 13: 155-166.
- Covington, W.W. (1981): Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. Ecology, 62: 41-48
- Cruz-Madariaga, G. E. (1993): Untersuchungen zur Überführung von südchilenischen *Nothofagus pumilio* Naturwäldern in naturnahe Wirtschaftswälder. Diss. Forstwiss. Fakultät Univ. Freiburg.
- Cwielong, P.P. and Rajchenberg, M. (1995): Wood-rotting fungi on *Nothofagus pumilio* in Patagonia, Argentina. Eur. J. For. Path. 25: 47-60.
- Dewar, R.C. (1991): Analytical model of carbon storage in the trees, soils, and wood products of managed forests. Tree Physiology 8: 239-258.
- Dewar, R.C. and Cannel, M.G.R. (1992): Carbon sequestration in the trees, products and soils of forest plantations: an analysis using UK examples. Tree Physiology 11: 49-71.
- Direccion de Bosques (1996): persönl. Mitteilung.
- Dixon, R.K.; Brown, S.; Houghton, R.A.; Solomon, A.M.; Trexler, M.C. and Wisniewski, J. (1994): Carbon pools and flux of global forest ecosystems. Science, Vol. 263: 185-190.
- Dreiner, K., Frühwald, A., Küppers, J., Schweinle, J. und Thoro, C. (1994): Holz als umweltfreundlicher Energieträger. Schriftenreihe des BML, Angew. Wissenschaft, H. 432, Münster: Landw. Verlag
- Erdmann, M.; Wilke, H. (1997): Quantitative und qualitative Totholzerfassung in Buchenwirtschaftswäldern. Forstw. Cbl. 116: 16-28.
- Frangi, J.L. y Richter, L.L. (1994): Balances hidricos de bosques de *Nothofagus* de Tierra del Fuego, Argentina. Rev. Fac. de Agronomia, La Plata. Tomo 70: 65-79.
- Frangi, J.L.; Richter, L.L.; Barrera, M.D. y Aloggia, M. (1997): Decomposition of *Nothofagus* fallen woody debris in forests of Tierra del Fuego, Argentina. Can. J. For. Res. 27: 7-14.
- Gemmingen v., G. (1991): Struktur und Dynamik von *Nothofagus pumilio*-Primärwäldern in Südchile und Möglichkeiten der Überführung in naturnahe Wirtschaftswälder. Dipl. Arbeit Univ. Freiburg.
- Grammel, R. (1989): Forstbenutzung. Hamburg, Berlin: Parey Verlag: 193 S.
- Hall, D.O., Mynick, H.E. and Williams, R.H. (1991): Alternative roles for biomass in coping with greenhouse warming. Science and Global Security 2: 113-151.
- Harmon, M.E.; Ferrel, W.K. and Franklin, J.F. (1990): Effects on carbon storage of conversion of old-growth forests to young forests. Science 247: 699-702.
- Harrison, A.F., Howard, P.J.A., Howard, D.M., Howard, D.C. and Hornung, M. (1995): Carbon storage in forest soils. Forestry, Vol. 68, No. 4: 335-348.
- Houghton, R.A. (1995): Deforestation. Encyclopedia of Environmental Biology, Vol 1: 449-461.
- Houghton, R.A., Boone, R.D., Fruci, J.R., Hobbie, J.E., Melillo, J.M., Palm, C.A., Peterson, B.J., Shaver, G.R., Woodwell, G.M., Moore, B., Skole, D.L. and Myers, N. (1987): The flux of carbon from terrestrial ecosystems to the atmosphere in 1980 due to changes in landuse: geographic distribution of the global flux. Tellus 39, Ser. B, 39: 122-139.

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 2001: Climate Change 1995 - The science of climate change. Contribution of WGI to the 2nd. SAS. Cambridge University Press.
- Kahn, M. und Pretzsch, H. (1997): Das Wachstumsmodell SILVA - Parametrisierung der Version 2.1 für Rein- und Mischbestände aus Fichte und Buche. Allg. Forst- u. J.Ztg. 168: 115-123.
- Karjalainen, T., Pussinen, A., Kellomäki, S. and Mäkipää, R. (1998): The history and future dynamics of carbon sequestration in Finland's forest sector. In: Kohlmaier, G.H., Weber, M. and Houghton, R.A.(eds.): Carbon Dioxide Mitigation in Forestry and Wood Industry. Heidelberg: Springer-Verlag: 25-42.
- Lenga Patagonia (1997): Projektbeschreibung Rio Grande Projekt, unveröff.
- Maser, C. and Trappe, J.M. (eds) (1984): The seen and unseen world of the fallen tree. US Dep. of Agric. Forest Service, General Technical Report PNW.164.
- Matthews, R. (1992): Forests and arable energy crops in Britain: can they help to stop global warming? In: Richards, G.E. (ed.): Wood: Fuel for thought. Proc. Conf. Energy Technology Support Unit, Bristol, England, 23-25 Oct. 1991, Harwell: 39-62.
- Matthews, R. (1996): The influence of carbon budget methodology on assessments of the impacts of forest management on the carbon balance. In: Apps, M.J., Price, D.T. (eds.): Forest Ecosystems, Forest Management and the Global Carbon Cycle. NATO Advanced Science Institutes series, Vol. I40, Berlin u. Heidelberg: Springer-Verlag: 233-243.
- Mosandl, R. (1991): Die Steuerung von Waldökosystemen mit waldbaulichen Mitteln - dargestellt am Beispiel des Bergmischwaldes. Mitt. Staatsforstverwaltung Bayerns, H. 46.
- Nabuurs, G.J. and Mohren, G.M.J. (1993): Carbon fixation through forestation activities. IBN Research Report 93/4: 205 S.
- Ogden, J.; Stewart, G.H. and Allen, R.B. (1996): Ecology of New Zealand *Nothofagus* Forests. In: The ecology and biogeography of *Nothofagus* forests. Eds.: Veblen, T., Hill, R.S., Read J. New Haven and London: Yale University Press.
- Pretzsch, H. (1993): Analyse und Reproduktion räumlicher Bestandesstrukturen. Versuche mit dem Strukturgenerator STRUGEN. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstl. Versuchsanstalt, Bd. 114.
- Price, D.T., Apps, M.J. and Kurz, W.A. (1998): Past and possible future carbon dynamics of Canada's boreal forest ecosystems. In: Kohlmaier, G.H., Weber, M., Houghton, R.A.(eds.): Carbon Dioxide Mitigation in Forestry and Wood Industry. Heidelberg: Springer-Verlag: 63-88.
- Rehfuess, K.E. (1990): Waldböden - Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Pareys Studentexte 29, 2. Auflage. Hamburg, Berlin: Verlag Paul Parey.
- Richter, Laura (1997): persönliche Mitteilung.
- Richter, Laura y Frangi, J.I. (1992): Bases ecológicas para el manejo del Bosque de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego. Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata. Tomo 68: 35-52.
- Schlamadinger, B. and Marland, G. (1996): Carbon implications of forest management strategies. In: Apps, M.J. and Price, D.T. (eds.): Forest Ecosystems, Forest Management and the Global Carbon Cycle. NATO Advanced Science Institutes series, Vol. I40, Berlin u. Heidelberg: Springer-Verlag: 217-229.
- Stewart, G.H. and Burrows, L.E. (1994): Coarse woody debris in old-growth temperate beech (*Nothofagus*) forests of New Zealand. Can. J. For. Res. 24: 1989-1996.
- Strich, S. (1998): Carbon mitigation potential of German forestry considering competing forms of land use. In: Kohlmaier, G.H., Weber, M., Houghton, R.A.(eds.): Carbon Dioxide Mitigation in Forestry and Wood Industry. Heidelberg: Springer-Verlag: 125-135.
- Ulrich, B. und Puhe, J. (1993): Auswirkungen der zukünftigen Klimaveränderungen 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. Unveröffentlicht.
- Urzúa, A. (1981): Struktur- und Zuwachsuntersuchungen in magellanischen *Nothofagus pumilio*-Urwäldern als Grundlage eines Modells der waldbaulichen Überführungsplanung. Diss. Forstl. Fakultät, Univ. Göttingen.

- Utschick, H. (1991): Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. Forstw. Cbl. 110: 135-148.
- Weber, M. (1999): Kohlenstoffvorräte eines *Nothofagus*-Primärwaldes auf Feuerland. Forstw. Cbl. 118: 156-166.
- Weber, M. (2001): Kohlenstoffspeicherung in Lenga- (*Nothofagus pumilio*) Primärwäldern Feuerlands und Auswirkungen ihrer Überführung in Wirtschaftswald auf den C-Haushalt. Verlag. Dr. Norbert Kessel, Remagen (www.forstbuch.de): 119 S.
- Wegener, G., Beudert, M., Frühwald, A., Dreiner, K. und Scharai-Rad, M. (1994): Bewertung von Holz im Vergleich mit anderen Werkstoffen unter dem Aspekt der CO₂-Bilanz. Deutsche Gesellschaft für Holzforschung, München.
- Wittich, W. (1930): Untersuchungen über den Einfluß des Kahlschlages auf den Bodenzustand. Mitt. aus Forstwirtschaft u. Forstwissenschaft 1: 438-505.
- Ziegler, F. (1991): Die Bedeutung des organischen Kohlenstoffes im Unterboden . Vorratsberechnungen an Waldböden. Z. Umweltchemie u. Ökotoxikologie 3, 50: 276-277.
- Zöhler, F. (1980): Forstinventur - Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Pareys Studentexte Nr. 26, Hamburg und Berlin.