



Forstliche Bundes-
versuchsanstalt



DIE KOHLENSTOFFBILANZ DES ÖSTERREICHISCHEN WALDES UND BETRACHTUNGEN ZUM KYOTO-PROTOKOLL

Peter Weiss, Karl Schieler, Klemens Schadauer,
Klaus Radunsky und Michael Englisch

MONOGRAPHIEN

Band 106

M-106

Wien, 2000

Autoren

Peter Weiss*, Karl Schieler†, Klemens Schadauer†,
Klaus Radunsky* und Michael Englisch‡

* Umweltbundesamt Wien

† Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, Inst. f. Waldinventur

‡ Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, Inst. f. Forstökologie

Layout

Elisabeth Lössl

Titelphoto

Felix Heckl

Danksagung:

Im Zuge des Projekts wurden die nachfolgenden Experten befragt. Die Autoren bedanken sich für wertvolle Hinweise in diesem Zusammenhang. Besonderer Dank gilt

Ao. Univ. Prof. DI Dr. Hubert HASENAUER, Inst. f. Waldwachstumsforschung, Univ. f. Bodenkultur Wien

Ao. Univ. Prof. DI Dr. Peter SCHWARZBAUER, Inst. f. Sozioökonomik d. Forst- und Holzwirtschaft, Univ. f. Bodenkultur Wien

Univ. Prof. DI Dr. Hubert STERBA, Inst. f. Waldwachstumsforschung, Univ. f. Bodenkultur Wien

Dr. Friederike STREBL, LA Umweltforschung, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf

Mag. Rosmarie WAKOLBINGER, Österreichische Bundesforste AG, Wien

die uns darüber hinaus Rohdaten oder unpublizierte Daten zur Verfügung gestellt haben, die für die vorliegende Studie benötigt wurden.

Univ. Prof. DI Dr. Gerhard GLATZEL, Inst. f. Waldökologie, Univ. f. Bodenkultur Wien

Mag. Bettina GÖTZ, Umweltbundesamt Wien

Univ. Prof. DI Dr. Herbert HAGER, Inst. f. Waldökologie, Univ. f. Bodenkultur Wien

Em. Univ. Prof. Dr. Gottfried HALBWACHS, Zentrum f. Umwelt und Naturschutz, Univ. f. Bodenkultur Wien

DI Gabriele HERZOG, FPP Kooperationsabkommen Forst Papier Platte, Wien

DI Dr. Eduard HOCHBICHLER, Inst. f. Waldbau, Univ. f. Bodenkultur Wien

Dr. Mathias JONAS, IIASA Laxenburg

OR DI Dr. Albert KNIELING, Bundesministerium f. Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien

Univ. Prof. Dr. Christian KÖRNER, Botanisches Institut, Univ. Basel

Em. Univ. Prof. DI Dr. Anton KRAPPENBAUER, Inst. f. Waldökologie, Univ. f. Bodenkultur Wien

DI Dr. Rudolf ORTHOFER, SU Umweltplanung, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf

Dr. Daniel PERRUCHOUD, Nationale Wald Inventur, Schweizer Bundesinst. f. Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf

Univ. Prof. DI Dr. Friedrich REIMOSER, Inst. f. Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Univ. Wien

Univ. Prof. DI Dr. Helmut RESCH, Inst. f. Holzforschung, Univ. f. Bodenkultur Wien

DI Manfred RITTER, Umweltbundesamt Wien

DI Dr. Bernhard SCHLAMADINGER, Inst. f. Energieforschung, Joanneum Research, Graz

DI Hannes SCHWAIGER, Inst. f. Energieforschung, Joanneum Research, Graz

DI Sigrid SCHWARZ, Umweltbundesamt Wien

Ao. Univ. Prof. DI Dr. Walter SEKOT, Inst. f. Sozioökonomik d. Forst- und Holzwirtschaft, Univ. f. Bodenkultur Wien

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria

Druck: Riegelnik, Wien

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2000
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-454-1

ZUSAMMENFASSUNG

Nahezu 50 % Österreichs sind bewaldet (FBVA 1997). Dieser Anteil stellt somit einen bedeutenden Kohlenstoffvorrat in der österreichischen Landschaft und dessen Veränderung eine potentiell bedeutende Größe in der österreichischen Treibhausgasbilanz dar. Der Bedeutung des Waldes als Kohlenstoffsенke oder -quelle wird in den Berichtspflichten zur jährlichen Treibhausgasbilanz im Rahmen der Klimaschutzkonvention der Vereinten Nationen Rechnung getragen, wonach jährliche Daten zur Kohlenstoffbilanz des Waldes zu übermitteln sind. Im Zuge der Verhandlungen zum Kyoto-Protokoll, das für die Vertragsstaaten verbindliche Reduktionsziele auf Basis der Treibhausgasemissionen des Jahres 1990 vorsieht, werden als Datengrundlagen neben dem Kohlenstoffvorrat des Waldes im Jahr 1990 weitere relevante Senkendenaten verlangt – wie Vorausschätzungen zur Kohlenstoffvorratsänderung zwischen 2008 und 2012 auf „Kyoto-Artikel-3.3-Flächen“ (das sind Flächen auf denen seit 1990 eine Neu- oder Wiederbewaldung oder Rodung stattgefunden hat). Das Umweltbundesamt führte daher in Zusammenarbeit mit der Forstlichen Bundesversuchsanstalt eine Untersuchung durch, die folgende Ziele hatte: 1) Berechnung der jährlichen Kohlenstoffbilanz der Waldbiomasse zwischen 1961 und 1996 und deren Unsicherheit, 2) Abschätzung der Veränderung des Waldbodenkohlenstoffvorrates zwischen 1961 und 1996, 3) Berechnung des Kohlenstoffvorrates im österreichischen Wald im Jahr 1990 und 4) Vorausschätzungen zur Kohlenstoffbilanz der „Kyoto-Artikel-3.3-Flächen“ in der ersten Verpflichtungsperiode 2008 bis 2012. Auf Basis der berechneten Daten wurden weiters die derzeitigen Vorgaben und Beschlüsse im Rahmen des Kyoto-Protokolles diskutiert.

Methoden

Grundlage der Berechnungen stellten gemessene Daten zu Zuwachs, Nutzung und Vorrat im österreichischen Wald gemäß der österreichischen Waldinventur dar (z. B. SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997). Aus den Mittelwerten der Inventurperioden wurden mit Indices, die aus weiteren österreichischen Statistiken und Literaturdaten (BITTERMANN und GERHOLD 1995, BMLF 1964-1998, HASENAUER et al. 1999a,b) abgeleitet wurden, die Jahreswerte für Zuwachs und Nutzung errechnet. Diese auf Vorratsfestmeter Stammholz bezogenen Daten wurden mit Konversionsfaktoren, die auf Basis einer umfangreichen Literaturrecherche und anhand der Baumarten- sowie Altersklassenzusammensetzung von Zuwachs und Nutzung (bzw. Vorrat) abgeleitet wurden, in t C Zuwachs und t C Nutzung (bzw. t C Vorrat) der Baumbiomasse umgewandelt.

Bei der Abschätzung der Bilanzierungsunsicherheit wurde die statistische Unsicherheit der Waldinventurdaten, die Unsicherheit aufgrund fehlender Konsistenz von Statistiken, die Unsicherheit aufgrund der Berechnung von Jahresdaten sowie die Unsicherheit jedes einzelnen Konversionsfaktors berücksichtigt.

Der Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im österreichischen Waldboden (Auflagehumus und Mineralboden bis 50 cm Tiefe) wurde auf Basis der Daten der österreichischen Waldbodenzustandsinventur (FBVA 1992) abgeleitet. Der C_{org} -Vorrat des Auflagehumus konnte direkt berechnet werden. Für den Mineralboden mussten die C_{org} -Konzentrationen mit Hilfe von im Gelände geschätzten Grobskelettanteilen und Literaturdaten zur Ermittlung der Bodendichte auf Kohlenstoffmassen umgewandelt werden. Da die Waldbodenzustandsinventur bislang noch nicht wiederholt wurde, wurde die Veränderung des Waldboden- C_{org} -Vorrates zwischen 1961 und 1996 anhand vereinfachter Modellansätze geschätzt. Aufgrund der Unsicherheit der verwendeten C-Abbauzeiten im Boden wurden lediglich die Nettoänderungen von C-Flüssen zum bzw. vom Waldboden in den Berechnungen berücksichtigt. Diese umfassen die Zunahme der Waldfläche, des Streufalls und der Temperatur sowie die Änderung zahlreicher Bewirtschaftungspraktiken.

Ergebnisse

Der österreichische Wald repräsentierte im Jahr 1990 einen Kohlenstoffvorrat von 783 ± 190 Mt C (Waldbiomasse: 320 ± 42 Mt C; Waldboden: 463 ± 185 Mt C) und somit den mit Abstand größten Kohlenstoffspeicher in der österreichischen Landschaft (vgl. KÖRNER et al. 1993). Dieser Vorrat entspricht in etwa 40 österreichischen CO₂-Äquivalent-Emissionen der Treibhausgase CO₂, CH₄ und N₂O im Jahr 1990 (vgl. RITTER 1999). Der Vergleich belegt, wie wichtig eine vorratsnachhaltige und bodenschonende Waldbewirtschaftung sowie generell die Erhaltung und der Schutz des Waldes im Zusammenhang mit der Treibhausproblematik waren und bleiben.

Die vorliegende Studie ergab weiters, dass der österreichische Wald im Zeitraum 1961 bis 1996 eine Nettokohlenstoffsенке war. Die mittlere jährliche Nettokohlenstoffbindung der Waldbiomasse betrug in diesem Zeitraum 2.527 kt C (9.267 Gg CO₂) mit einem Jahresminimum von 1.014 kt C und einem Jahresmaximum von 3.689 kt C (Unsicherheit ± 748 kt C). Für den Zeitraum 1980 bis 1996 entspricht diese Nettokohlenstoffbindung etwa 14 % der gesamten österreichischen Brutto-CO₂-Äquivalent-Emission der Treibhausgase CO₂, CH₄ und N₂O (RITTER 1999). Um diese beachtliche Größenordnung vermindert Österreichs Wald die nationale Netto-CO₂-Äquivalentemission (Quellen minus Senken) bzw. den nationalen Beitrag zum zusätzlichen Treibhauseffekt im Zeitraum 1980 bis 1996. Österreichs CO₂-Emissionen sind derzeit etwa viermal so hoch wie der maximal akzeptable Weltdurchschnitt für eine Stabilisierung des atmosphärischen CO₂-Gehalts (UMWELTBUNDESAMT 1996). Selbst wenn man die nicht verwirklichte Annahme unterstellt, dass eine Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse wie in den vergangenen Jahren auch nachhaltig möglich wäre, bräuchte Österreich eine etwa fünfmal so große Waldfläche wie derzeit, um den maximal akzeptablen Weltdurchschnitt zu erreichen. Österreichs Wald nimmt aber bereits jetzt die Hälfte des Bundesgebietes ein. Der dargestellte Vergleich belegt sehr eindrucksvoll, wie wenig nachhaltig derzeit in den hauptverantwortlichen Sektoren in Bezug auf Treibhausgasemissionen (aber auch mit nicht erneuerbaren Ressourcen wie fossilen Brennstoffen) gewirtschaftet wird. Eine Reduktion dieser Emissionen ist somit unumgänglich, um bezüglich des anthropogenen Treibhauseffekts das Prinzip der Nachhaltigkeit zu verwirklichen.

Anhand von modellhaften Abschätzungen wird vermutet, dass auch der österreichische Waldboden im Zeitraum 1961 bis 1996 eine Nettokohlenstoffsенке war, und zwar in der Größenordnung von 10 % der Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse in diesem Zeitraum. Von den umfassend berücksichtigten Einflussfaktoren dürfte die Zunahme des Streufalls durch den angestiegenen Vorrat, die Zunahme des am Standort verbleibenden Schlagabraumes durch den Anstieg der Nutzungen (beide in positive Richtung) und die Temperaturzunahme um 0,5 °C (in negative Richtung) den größten Einfluss auf die Veränderung des Waldbodenkohlenstoffpools gehabt haben. Allerdings sind diese Werte mit einer gewissen Unsicherheit behaftet – die durchgeführten Berechnungen können Untersuchungsprogramme zur Veränderung des bedeutenden Waldbodenkohlenstoffpools und zu den diesbezüglichen Einflussfaktoren nicht ersetzen.

Ergebnisse mit Bezug zum Kyoto-Protokoll

Im Unterschied zum gesamten österreichischen Wald können die österreichischen Flächen nach Kyoto-Artikel 3.3 (Neu-, Wiederbewaldung oder Rodung seit 1990) – abhängig von den herangezogenen Definitionen und Buchungsmodalitäten – entweder eine, wenn auch kleine, Kohlenstoffquelle oder -senke im ersten Verpflichtungszeitraum 2008 bis 2012 darstellen, obwohl in Österreich der Waldflächenzugang seit mehreren Jahrzehnten größer ist als der Waldflächenabgang. Dies ist bei nahezu allen Staaten der Fall, die als „Annex-I-Staaten“ des Kyoto-Protokolls (das sind im wesentlichen die Industrienationen) zur Reduktion der Treibhausgasemissionen verpflichtet sind. Die wichtigste Ursache, dass die Kyoto-Artikel-3.3-Flächen Österreichs eine Quelle darstellen könnten, ist darin zu sehen, dass im Zeitraum 2008 bis 2012 die Kohlenstoffmasse der gerodeten (bzw. abgetriebenen) Bestände höher ist

als der Kohlenstoffzuwachs der noch jungen Bestände auf den Neuaufforstungs- und Wiederaufforstungsflächen seit 1990. Die verlässlichste Methode, um diese Situation zu verbessern, ist es, den Waldflächenabgang künftig so gering wie möglich zu halten.

Über Artikel 3.4 des Kyoto-Protokolls ist es prinzipiell möglich, weitere Aktivitäten im Landnutzungssektor bei der Einrechnung der Treibhausgasreduktionsziele zu berücksichtigen. Hier sind allerdings erst die Ergebnisse der Vertragsstaatenverhandlungen abzuwarten.

In den Schlussfolgerungen der vorliegenden Studie wird gezeigt, dass einer umfassenden Anrechenbarkeit von C-Senken zur Erreichung der ausgewiesenen Kyoto-Reduktionsziele eine Reihe von Problemen gegenüberstehen:

- 1) Für alle Annex-I-Staaten des Kyoto-Protokolls, deren Landnutzungssektor im Jahr 1990 eine Kohlenstoffsenke darstellte (das sind fast alle Annex-I-Staaten), werden zur Berechnung der erforderlichen Treibhausgasreduktionen die Bruttoemissionen des Jahres 1990 – welche die Senken nicht beinhalten! – herangezogen. Da die prozentuellen Reduktionsziele bereits festgelegt sind, erlaubt jede Anrechenbarkeit von Senken zum Erreichen der Reduktionsziele höhere Treibhausgasemissionen in anderen Sektoren – etwa jener, die auf die Verbrennung fossiler Brennstoffe zurückzuführen sind. Es wurde gezeigt, dass die Senken eine ähnliche Größenordnung aufweisen wie die gesamten vereinbarten Reduktionsziele.
- 2) Die Unsicherheit der ausgewiesenen Senkendaten sind von den Messmethoden abhängig, stellen aber in jedem Fall – verglichen mit den vereinbarten Reduktionszielen – eine bedeutende Größe dar. Damit würde sich mit großer Wahrscheinlichkeit die Situation ergeben, dass ein Erreichen der Reduktionsziele nicht mehr fundiert nachweisbar bzw. verifizierbar ist (siehe JONAS et al. 2000).
- 3) Die Kohlenstoffsenken sind nicht permanent wirksam. Ihr Verlust zu einem späteren Zeitpunkt würde eine C-Quelle darstellen. Im Unterschied dazu stellt jedoch jede Reduktion der Treibhausgasemissionen von fossilen Brennstoffen oder jede Substitution fossiler Brennstoffe durch nachhaltig produzierte Biomasse eine dauerhafte Nettoerhöhung der atmosphärischen Treibhausgasbilanz dar (siehe SCHLAMADINGER und MARLAND 2000).
- 4) Eine Anrechenbarkeit von Senken könnte zu einer Ungleichbehandlung von Vertragsparteien führen. Das Kyoto-Protokoll sieht als Bezugsjahr 1990 vor. Es wird somit immer jene Vertragspartei größere Substitutionspotentiale durch Senken zur Verfügung haben, die die Kohlenstoffvorräte in der Landschaft vor 1990 stärker verringert hat – egal ob ein Teil oder der gesamte Landnutzungssektor anrechenbar wird.
- 5) Auf Basis von fundamentalen Grundlagen der Ökologie wird daher kritisch hinterfragt, warum jegliche Aufstockung von Kohlenstoffvorräten in der terrestrischen Ökosphäre als Treibhausgasemissionsreduktion im Kyoto-Protokoll anrechenbar sein soll. Die Autoren vertreten die Ansicht, dass dies nicht mehr als ein Ersatz zu früheren CO₂-Nettoemissionen aus der Ökosphäre in die Atmosphäre (durch Rodungen, wenig nachhaltige Bewirtschaftung, Ökosystemumwandlungen, etc.) darstellt.

Die Autoren empfehlen daher folgende Option – allerdings nur als Ganzes – als künftiges Ziel eines fundierten Kyoto- oder Post-Kyoto-Prozesses:

- Eine globale und vollständige Treibhausgasbilanz (inkl. vollständiger Import-/Exportbilanz)
- Reduktionsziele, die einer Vermeidung unerwünschter Klimaänderungsfolgen und einer Entwicklung in Richtung Nachhaltigkeit (auch bezüglich Ressourcen) gerecht werden
- Volle Einrechnung von Kohlenstoffvorratsreduktionen bzw. Treibhausgasemissionen, jedoch keine Anrechenbarkeit von Kohlenstoffvorraterhöhungen im Landnutzungssektor zum Erreichen der Reduktionsziele – es sei denn, frühere Kohlenstoffvorratsreduktionen in diesem Sektor sind ausreichend in den Reduktionszielen der Vertragsparteien berücksichtigt.

THE CARBON BALANCE OF THE AUSTRIAN FORESTS BETWEEN 1961-1996 AND SOME REFLECTIONS ON THE KYOTO PROTOCOL

EXTENDED SUMMARY

About 50 % of Austria is forest land (FBVA 1997) which constitutes an important portion of the Austrian carbon stock. To get a clear image of this stock and of its change over time a project was started by the Federal Environment Agency in collaboration with the Federal Forest Research Centre. The main objectives are: 1) estimate of the annual carbon balance of the above and below ground biomass in Austrian forests between 1961 and 1996, 2) estimate of the carbon stock of the Austrian forests in 1990, 3) analysis of the uncertainty of these data, 4) estimate of the change in the forest soil C pool between 1961 and 1996 and 5) estimate of the possible C source or sink according to Kyoto Protocol Art. 3.3. The project also provides and discusses data to be reported under the UN-FCCC and the Kyoto process.

Methodological approach

The main basis of these calculations were measured data on forest area, increment, harvest and stock of stemwood (> 5 cm dbh) according to the Austrian National Forest Inventory – “NFI” (see Tab. 1; SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997, WINKLER 1997). The NFIs were carried out in the periods 1961 to 1970, 1971 to 1980, 1981 to 1985, 1986 to 1990 and 1992 to 1996. Since 1981 the NFI uses a 4 x 4 km grid with four permanent sample plots of 300 m² size at each grid point. The mean annual increment and harvest according to NFI were converted with indices which were derived from national statistics and literature data (BITTERMANN and GERHOLD 1995, BMLF 1964-1998, HASENAUER et al. 1999a,b) to get annual data of increment and harvest. The same literature was used to estimate increment and harvest for missing years within the NFIs. Using conversion factors (Tab. 2 - Tab. 5) from a comprehensive literature survey t C increment, t C harvest and t C stock of the whole trees were calculated separately according to the species and age class composition.

The calculation of the uncertainty of the C balance of the Austrian forest biomass took into account (Tab. 6):

- the statistical uncertainty of the forest inventory,
- the uncertainty related to the calculation of annual data,
- the uncertainty related to the missing consistency of different statistics¹
- and the uncertainty of each conversion and expansion factor.

Therefore the estimates of the uncertainty include both a bottom up and a top down approach to ensure consistency. Because of the differing quality of the data classical statistical approaches (the use of standard errors of means or 95 % confidence intervals) were not always adequate. For instance, the uncertainties of the conversion factors were estimated in a pragmatic as well as conservative way. Such an approach takes into account that the conversion factors were not measured by a systematic inventory (like NFI) but derived from few, local ecosystem studies (expansion factors) and literature data on wood densities and C contents. Therefore the uncertainty related to these conversion factors is comparably higher

¹ e.g.: there are three different Austrian statistics for annual harvest: measured harvest according to NFI, national annual records of wood felled and the national wood balance

than the one of the systematically measured stemwood volume of increment and harvest (Tab. 6). Error propagation was used to calculate the overall uncertainty.

The C-stock of the Austrian forest soils was calculated by using data of the Austrian forest soil survey (humus layers and mineral soil layers 0-50 cm were sampled at the grid points of an 8.7 x 8.7 km grid across all Austria; FBVA 1992). The humus layers were taken with defined volume, the mineral soil layers not. So, literature data were used to estimate the density of the mineral soil and to calculate the mass of C bound in the mineral soil of the Austrian forests. No reassessment has taken place, so simplified modelling approaches were used to estimate the C stock change of the Austrian forest soils in the period 1961 to 1996. In order to reduce the uncertainty related to the used decomposition rates of organic matter and turn-over times of mineral soil C, only the net changes of influencing factors on the soil C stock were taken into consideration. With respect to these net changes, the increase of the Austrian forest area, the changing management practices, the increase in litter-fall and temperature changes (+0.5 °C during the period 1961-1996) etc. were considered.

Results

In 1990 the Austrian forests (3.9 Mio. ha) represented a C-stock of 320 ± 42 Mt C (biomass) and 463 ± 185 Mt C (soil, i.e. humus layer plus mineral soil to 50 cm depth). This C stock (biomass plus soil) represents about 40 times the Austrian CO₂ equivalent emissions of the greenhouse gases CO₂, CH₄ and N₂O in the year 1990. In other words, if the C stocks of the Austrian forests were not sustained in the past, Austria would have had released an amount of CO₂ from the forests to the atmosphere which equals 40 times the annual Austrian GHG emissions.

In the period 1961 to 1996 changes in the Austrian forest biomass led to a mean annual net C sink of 2,527 kt C (from 1,014 kt C to 3,689 kt C with an uncertainty of 748 kt C; Abb. 7). Between 1980 and 1996 the Austrian forest biomass was a net C sink which equals to 14 % of the gross CO₂ equivalent emissions of the GHGs CO₂, CH₄ and N₂O in this period (emission data in RITTER 1999). The reasons for this net C sink were less harvest than increment each year. One of the remarkable results corroborated by the fundamentals of primary production was that C increment of the whole trees per ha was about the same for conifers and deciduous trees (Abb. 5; age class distribution is about the same for both). Conifers, in particular the dominating Norway spruce in the Austrian forests, have a higher volume increment per ha of stemwood than the deciduous species (SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997). However, the wood densities of the native deciduous species are higher than those of the coniferous species (Tab. 2) which explains the equal C increments per ha.

Even if this annual net C sink of the Austrian forests would last – which is not practical – Austria would need five times the present Austrian forest area and the corresponding net C sink to balance the Austrian GHG emissions at a sustainable level (i.e. stabilisation of the atmospheric GHG concentrations by Austria). However, the present Austrian forest area already represents about 50 % of the country. This comparison clearly outlines the indispensable need for a reduction of the GHG emissions from fossil fuels.

It was estimated that the Austrian forest soils were also a net C sink between 1961 and 1996 (of about 10 % of the net C sink of the forest biomass in this period). From the results of the estimates the increase in litterfall and harvest (more slash and dead biomass remaining at site) in the past decades seems to have contributed most to the increase in the C pool of the forest soils, while the higher mean temperature in these decades (+0.5 °C) might have lowered substantially the increase in this pool (Tab. 11). However, these results have to be considered as hypothetical as they cannot be confirmed by measurements. Studies on this subject therefore seem to be indispensable.

Some reflections on the uncertainty

The uncertainty of sinks data is a frequently discussed topic within the Kyoto-Process. There is reasonable concern that the uncertainty of measured or calculated data on C-stock changes in the land use sector might be high compared to the reduction targets of the Kyoto-protocol. It is therefore mentioned that a use of sinks to reach the reduction targets might cause considerable uncertainty whether the reduction targets were really reached. To support the decision finding process related to this topic the following results of the present study on the uncertainty of the forest C sink are given.

The Austrian forest soils represent an important C stock of the Austrian forests (see figures above) and need therefore to be included in each C balance. If a methodological approach for an Austrian forest soil survey was designed which would reach an uncertainty of $\pm 1\%$ (please note: this would need considerable efforts), the uncertainty of the C stock data of this survey would already represent twice the Austrian reduction targets.

Much less problematic in relation to the Kyoto reduction targets is the uncertainty of the forest biomass data. The Austrian NFI provides excellent data – measured data on increment and harvest – which allow a profound calculation of the C balance and circumvent problems related to high absolute uncertainties when using stocks and reported data on harvest for the estimate. Nevertheless, the uncertainty of the present Austrian forest biomass C balance represents already a quarter of the reduction targets of the Kyoto Protocol. Most of this uncertainty is related to the conversion factors² and the lacking consistency of different statistics on harvest (reported annual records on harvest, harvest according to the wood balance and measured harvest according to NFI). Hence, an estimate of the uncertainty of sinks which is based on only one statistics results very likely in an underestimate of the real uncertainty of the reported data³.

These examples clearly show that 1) a comprehensive estimate of the uncertainties related to C-stock changes in the land use sector is necessary, 2) the numeric uncertainties need to be included in the overall C balance and 3) a use of sinks to reach the present Kyoto GHG reduction targets could end up in a situation where evidence or a verifiability of a real emission reduction according to the assigned amounts cannot be given (see also JONAS et al. 2000).

Results and discussion related to the Kyoto Protocol and process

In spite of the fact that the Austrian forests have been a significant C sink and the Austrian forest area has steadily increased in the past decades, Austrian Kyoto Article 3.3 lands (af-/ reforestation, deforestation since 1990; UN-FCCC 1997) might be a relatively small C sink or even a source in 2008 to 2012; this will depend on the definitions, scenarios and accounting rules (Tab. 12, Tab. 7 - Tab. 9).

This unbalanced accounting and/or crediting/debiting of sinks has caused a lot of discussion within the Kyoto process. For all countries whose land use, land use change sector was a sink in 1990 the gross emissions in this year (which do not include the CO₂ sink) are the basis for the calculation of the reduction targets. So any use of sinks to reach the reduction targets might reduce the GHG emission reduction targets related to fossil fuels. As outlined by the IPCC (2000) this might be a substantial amount which is of the same order of magnitude as the present reduction target (5,2%) for Annex I Parties. For instance, the figures above show that a use of the Austrian forests to reach the reduction target could lead to the situation that Austria could even increase its fossil fuel related GHG emissions above the emissions of the year 1990 in the first commitment period provided the appropriate decisions related to Article 3.4 of the Kyoto-Protocol (“additional activities in the land use sector”). If forest management practices were included in the Kyoto protocol via Article 3.4 it would be

² An improvement of these data and their uncertainty would need considerable efforts

³ For several regions of the world not even one statistics is available.

important to require that the C sink of the Austrian forests is additional compared to usual or previous Austrian management practices. This is a rather simple venture because each harvest is management driven. Therefore, each reduction of harvest could be counted as an altered or additional management practice which – thanks to the photosynthesis - leads to an increase in carbon stock, at least in the short term⁴. This example outlines several problems related to the use of sinks for achieving of the reduction targets: 1) The potential contribution of sinks to the reduction targets might be high and could undermine the main goal of the Kyoto-Protocol⁵, 2) the sinks in the land-use sector might be lost at a later stage, which would result in greenhouse gas emissions from sinks (no permanence of sinks)⁶, 3) a lack of a global full C balance could result in leakage and 4) the more the former land use practices have led to a lower C stock, the more credits might be achieved by an inclusion of sinks under the Kyoto protocol. In the following paragraphs the latter issue is discussed in more detail.

The Kyoto protocol includes the “since 1990” limit which does not allow to give credits (more exactly less debits) to the sustainable use of forests in the past. With regard to the crediting of sinks in the Kyoto Protocol this “since 1990” limit could represent a major source of inequity of the Kyoto Protocol and the related decisions. Austria belongs to the countries with a very high area percentage of forest lands (about 50 %). Nevertheless, imagine a party “Austria X” exists, which equals real Austria, but has 90 % of its area still stocked by forests. It is obvious that in the past the party “Austria X” would have had contributed much less to the increase of the atmospheric CO₂ concentration from the land use sector than real Austria. However, the “reduction potential” of GHG emissions due to af-/re-forestation and therefore the possibility to get credits under the Kyoto protocol (Article 3.3) would be much higher for real Austria than for “Austria X”. It becomes clear that “Kyoto Article 3.3 winners” are countries with a high deforestation in the past, the land-use sector of these countries releasing more CO₂ to the atmosphere in former times.

An inclusion of all forests in the Kyoto Protocol via Article 3.4 cannot circumvent this problem of inequity which is demonstrated by the following example: Consider a party “Austria Y” which is equal to real Austria but had a less sustainable forest management before 1990. This caused a comparable lower carbon stock at the same forest area which equals – as an example – 50 % of the present carbon stock of real Austria. The CO₂ emission of “Austria Y” due to less sustainable forest management practices in the past would have been much higher than the one of real Austria. However, if forest management practices were included under Article 3.4 “Austria Y” would have a much higher - virtual (see above) - “reduction potential” for GHG emissions due to forest management practices and could gain more credits according to the Kyoto Protocol than real Austria, whose carbon stock on the forest lands is closer to the equilibrium.

Like in many other countries of the Northern hemisphere increment increased in Austria in the past decades (NEUMANN and SCHADAUER 1995, SPIECKER et al. 1996). The global C balance gives evidence for a residual terrestrial C uptake in the last years in the order of 2.3 ± 1.3 Gt C per year (IPCC 2000). At present there are – related to the Kyoto process – several speculations to which extent these increases might be caused by altered forest management activities⁷. LUGO and BROWN (1993), PHILLIPS et al. (1998) and SCHULZE et al. (1999) found C stock increases in pristine forest ecosystems of Siberia and Amazonia. There is evidence from a comprehensive Austrian study that the increase in diameter increment of stemwood in

⁴ Please note that the Kyoto-Protocol does not require a full C accounting and does not include all countries which means that – for instance – reduced harvest at Kyoto-lands might be compensated by more harvest at non Kyoto-lands without being reflected in any C balance.

⁵ The problems associated with the uncertainties of sinks data have been discussed in a previous section

⁶ This argument is of major relevance. It outlines that a fundamental difference exists between the release of fossil and inactive bound C into the C cycle by the use fossil fuels and temporary reduction measures undertaken within the cycle (enhanced C uptake by sinks)

⁷ Several countries would not accept a crediting of indirect human effects like enhanced stock increases caused by climate change, CO₂ fertilisation or N deposition within the Kyoto Protocol.

Austria in the last decades was related to an increase in the length of the temperature controlled growing period (HASENAUER et al. 1999a,b). Increment is of course basically driven by the site conditions as well as sun energy. Nevertheless, increment can be heavily influenced by the management practices in the forests (length of rotation period, choice of species, fertilisation etc.). However, it has not been proven so far that management practices can lead to a higher carbon stock than the potential natural equilibrium carbon stock at the same lands without any human intervention.

These examples demonstrate that fair inclusion and scientifically sound treatment of sinks within the Kyoto process needs a view on past uses and management practices in the land use sector. There are several options to circumvent the problem of inequity related to sinks in the Kyoto Protocol. One option could be that any increase of carbon stocks in the land use sector is not accounted for, however, any reduction of these carbon stocks is fully debited. This option is scientifically sound if the fundamentals of primary production and ecology are taken into consideration. Without any human intervention each terrestrial ecosystem would develop towards its own specific equilibrium C stock or would be already in equilibrium. The equilibrium C stock is defined as the maximum to be reached under natural conditions. In principle, the human induced increase of carbon stock on land units cannot go beyond the carbon stock of the potential natural vegetation (and ecosystem). Any going beyond – if possible – would be short-term, artificial, based on additional energy input (as fertilisers, pesticides etc.) and might be conflicting with the principles of sustainable development and the objectives of the biodiversity convention. Man has been a further user of the primarily produced energy of terrestrial ecosystems (or of the land). In the past and present the interventions of man have been partly tremendous and led to C stocks and C densities per ha which are far below the potential ones in several parts of the world⁸. The carbon has been lost to the atmosphere. Following the concept of the equilibrium carbon stock any present human activity to increase the terrestrial carbon stocks is a way to balance these historic carbon releases to the atmosphere from the land management sector. So, why give any credits for carbon stock increases in the land use sector and why should these carbon stock increases give allowance to reduce less of the GHG emissions from fossil fuels? It is already one of several benefits that higher biomass stocks at the afforested or reforested land areas will be usable in the future to – for instance – substitute fossil fuels (see for instance SCHLAMADINGER and MARLAND 2000). However, the reverse – a full accounting and debiting of a decrease in carbon stocks – would be a clear incentive for a more sustainable land use and a future wise use of the harvested biomass.

It will be one of the major challenges in the future of the Kyoto process to develop accounting and crediting/debiting rules and reduction targets which are fair, scientific sound and based on the fundamentals of life on earth which will be always based on the primary production of plants. The Kyoto protocol is probably the first environmental process which touches these fundamentals, at least indirectly. Therefore it is of utmost importance to include the land use sector adequately into future decisions related to the Kyoto protocol. In the opinion of the authors this can be done by a global full carbon accounting (including import/export balances⁹), adequate reduction targets to prevent unintended climate change outcomes and to allow a human development towards sustainability, full debiting of any carbon stock reductions and GHG emissions, however, no crediting of any carbon stock increases in the land use sector - unless past C stock reductions in the land use sector are reflected adequately in the reduction targets of the parties.

⁸ According to IPCC (2000) land use changes caused emissions in the order of 60 Gt C before 1850 and in the order of 121 Gt C between 1850 and 1990. Before 1950 most of these emissions were related to deforestations in the mid- and high-latitudes of the northern hemisphere, while after 1950 the losses of tropical forests contributed most to these emissions.

⁹ A sound import/export balance would probably need to add the land-, production- and transport-based greenhouse gas emissions to the imported or exported goods and an accounting of travel based greenhouse gas emissions in the balances of the travellers' countries of origin.

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG	3
EXTENDED SUMMARY	6
INHALTSVERZEICHNIS	11
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	13
TABELLENVERZEICHNIS	14
LIST OF FIGURES	15
LIST OF TABLES	16
GLOSSAR, GLOSSARY	17
1 EINLEITUNG	19
2 METHODEN	20
2.1 Berechnungen zur jährlichen Kohlenstoffbilanz der Biomasse des österreichischen Waldes	20
2.1.1 Ausgangsdaten.....	20
2.1.2 Behandlung fehlender Jahre und Perioden in der Waldinventur und Umwandlung der Periodenmittelwerte in Jahresdaten	22
2.1.2.1 Behandlung fehlender Jahre und Perioden in der Waldinventur.....	22
2.1.2.2 Umwandlung der Periodenmittelwerte für Zuwachs und Nutzung in Jahresdaten.....	24
2.1.2.3 Umwandlung der Periodenmittelwerte für die Nadel- und Laubholzanteile von Zuwachs und Nutzung in Jahresdaten.....	27
2.1.2.4 Aufgliederung der Nutzungsdaten in Nutz- und Brennholz	28
2.1.3 Konversionsfaktoren	28
2.1.4 Unsicherheiten	34
2.1.4.1 Ausgangsdaten der Österreichischen Waldinventur.....	34
2.1.4.2 Abgeleitete Werte und Konversionsfaktoren.....	34
2.1.4.2.1 <i>Unsicherheit der Werte für Perioden ohne Waldinventurergebnisse und der auf Einzeljahre heruntergebrochenen Werte für Zuwachs und Nutzung</i>	35
2.1.4.2.2 <i>Unsicherheit des Konversionsfaktors „Vorratsfestmeter in Rinde → t Trockenmasse“</i>	36
2.1.4.2.3 <i>Unsicherheit des Konversionsfaktors „t Trockenmasse Schaftholz → t Trockenmasse Gesamtbaum“</i>	36
2.1.4.2.4 <i>Unsicherheit des Konversionsfaktors „t Trockenmasse → t Kohlenstoff“</i>	37
2.1.4.2.5 <i>Unsicherheit der Werte für die Kohlenstoffbindung durch den Zuwachs, die Kohlenstofffreisetzung durch die Nutzung und die Nettokohlenstoffbilanz</i>	38
2.2 Abschätzungen zur möglichen Kohlenstoffveränderung im österreichischen Waldboden	39
2.2.1 Änderungen aufgrund der Zunahme des Streufalls und Totwurzelanfalls	39

2.2.2	Änderungen aufgrund der Einstellung historischer Waldnutzungsformen	40
2.2.2.1	Bodenstreunutzung	41
2.2.2.2	Schneitelstreunutzung	42
2.2.2.3	Harznutzung	42
2.2.3	Änderungen aufgrund des Einflusses von Wild und Weidevieh	42
2.2.4	Änderungen aufgrund der Zunahme der Nutzungen	43
2.2.5	Änderungen aufgrund der Einstellung der Entrindung vor Ort.....	44
2.2.6	Änderungen aufgrund der Kahlschlagnutzungen	44
2.2.7	Änderungen aufgrund von Temperaturerhöhungen	44
2.3	Berechnungen zum Kohlenstoffvorrat im österreichischen Wald im Jahr 1990	46
2.3.1	Berechnungen zum Kohlenstoffvorrat in der österreichischen Waldbiomasse	46
2.3.2	Berechnungen zum Kohlenstoffvorrat im österreichischen Waldboden.....	47
2.4	Abschätzungen zur Kohlenstoffbilanz der österreichischen „Kyoto-Flächen“ gemäß Artikel 3.3 des Kyoto Protokolls	48
3	ERGEBNISSE	56
3.1	Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes	56
3.1.1	Kohlenstoffvorrat im Jahr 1990	56
3.1.2	Jährliche Kohlenstoffbilanz der Biomasse des österreichischen Waldes im Zeit- raum 1961 bis 1996	56
3.1.3	Überlegungen zur möglichen Kohlenstoffveränderung im österreichischen Wald- boden.....	68
3.1.3.1	Änderungen aufgrund der Zunahme der Waldfläche.....	68
3.1.3.2	Änderungen aufgrund der Zunahme des Streufalls und Totwurzelanfalls	69
3.1.3.3	Änderungen aufgrund der Einstellung historischer Waldnutzungsformen	69
3.1.3.4	Änderungen aufgrund der Zunahme der Nutzungen.....	70
3.1.3.5	Änderungen aufgrund der Einstellung von Entrindung vor Ort.....	70
3.1.3.6	Änderungen aufgrund von Kahlschlagnutzungen.....	70
3.1.3.7	Änderungen aufgrund der Zunahme des Holzbodens außer Ertrag	71
3.1.3.8	Änderungen aufgrund von höheren Temperaturen.....	71
3.1.3.9	Zusammenfassende Darstellung der Abschätzungen zur möglichen Veränderung des Kohlenstoffvorrates im österreichischen Waldboden.....	74
3.2	Abschätzungen zur Kohlenstoffbilanz der österreichischen „Kyoto-Flächen“ gemäß Artikel 3.3 des Kyoto-Protokolls.....	75
3.2.1	Einleitende Bemerkungen zum Kyoto-Protokoll	75
3.2.2	Die Kohlenstoffbilanz der österreichischen „Kyoto-Flächen“ gemäß Artikel 3.3 des Kyoto Protokolls unter verschiedenen Definitionsszenarien und Buchungs- ansätzen	78
4	SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK.....	84
4.1	Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes	84
4.2	Zur Frage der Unsicherheiten	85
4.3	Abschätzungen zur Kohlenstoffbilanz der österreichischen Kyoto-Flächen unter Artikel 3.3 und Diskussion zur Berücksichtigung von Senken im Rahmen des Kyoto-Protokolls	86
5	LITERATUR	90

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1: Beziehung zwischen dem mittleren laufenden Periodenzuwachs je ha für Nadelholz bzw. Laubholz gemäß Waldinventur und den mittleren Jahrringindices für Fichte für die Perioden 76/80, 86/90 und 92/96.....	23
Abb. 2: Beziehung zwischen der mittleren jährlichen Nutzung gemäß Waldinventur und der mittleren jährlichen Nutzung gemäß Holzeinschlagsmeldung für die Perioden 61/70, 86/90 und 92/96.	24
Abb. 3: Beziehung zwischen der berechneten jährlichen Nutzung gemäß Waldinventur und der jährlichen Nutzung gemäß Holzbilanz sowie zwischen der jährlichen Nutzung gemäß Holzbilanz und der jährlichen Nutzung gemäß Holzeinschlagsmeldung.	26
Abb. 4: Schema zur Berechnung der jährlichen Kohlenstoffbindung durch den Zuwachs, der jährlichen Kohlenstofffreisetzung durch die Nutzung sowie der jährlichen Nettokohlenstoffbindung oder -freisetzung der Biomasse des österreichischen Waldes.....	33
Abb. 5: Jährlicher mittlerer Gesamtbaumbiomassezuwachs je Hektar der Nadelbäume und der Laubbäume des österreichischen Waldes.....	60
Abb. 6: Jährliche Kohlenstoffbindung durch den Zuwachs und jährliche Kohlenstofffreisetzung durch die Nutzung im österreichischen Wald.....	61
Abb. 7: Jährliche Nettokohlenstoffbindung oder -freisetzung durch den österreichischen Wald.....	62
Abb. 8: Jährliche Netto-CO ₂ -Bindung oder -Freisetzung durch den österreichischen Wald.....	63
Abb. 9: Jährliche Kohlenstoffbindung durch den Nadelbaumzuwachs und jährliche Kohlenstofffreisetzung durch die Nadelholznutzung im österreichischen Wald.....	64
Abb. 10: Jährliche Kohlenstoffbindung durch den Laubbaumzuwachs und jährliche Kohlenstofffreisetzung durch die Laubholznutzung im österreichischen Wald.....	65
Abb. 11: Jährliche Nettokohlenstoffbindung oder -freisetzung durch den Nadel- und durch den Laubwaldanteil im österreichischen Wald.....	66
Abb. 12: Jährliche Kohlenstofffreisetzung durch die Nadel- und Laubholznutzung im österreichischen Wald getrennt nach Nutz- und Brennholz.....	67
Abb. 13: Geschätzte Veränderung des Vorrats an rasch abbaubarem Kohlenstoff je ha im österreichischen Waldboden ohne Temperaturerhöhung und unter Berücksichtigung einer um 0,5 °C höheren Temperatur im Zeitraum 1961 bis 1996 nach Szenario 1 und Szenario 2.	72
Abb. 14: Geschätzte Veränderung des Vorrats an rasch abbaubarem Kohlenstoff im österreichischen Ertragswaldboden ohne Temperaturerhöhung und unter Berücksichtigung einer um 0,5 °C höheren Temperatur im Zeitraum 1961 bis 1996 nach Szenario 1 und Szenario 2.	73

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1: Fläche, Vorrat, Zuwachs und Nutzung des österreichischen Waldes in den einzelnen Waldinventurperioden.	21
Tab. 2: Minimale, mittlere und maximale Rohdichten bei 0 % Feuchte und Volumenschwund bei Abnahme der Holzfeuchtigkeit von Fasersättigung auf 0 %.....	29
Tab. 3: Konversionsfaktoren „t TM Schaftholz → t TM Gesamtbaum“ und Standardabweichung für die Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche getrennt für einzelne Altersklassen sowie Zuwachs und Nutzung.....	31
Tab. 4: Kohlenstoffgehalte von einzelnen Holzarten, Rinde und Blätter/Nadeln.	32
Tab. 5: Konversionsfaktoren für den österreichischen Wald zur Umwandlung der Vorratsfestmeter in Rinde von Zuwachs und Nutzung in Tonnen Kohlenstoff	32
Tab. 6: Relative Unsicherheiten der Eingangsgrößen in die Berechnung der Kohlenstoffbilanz.....	38
Tab. 7: FAO- und IPCC-Definitionsszenario für „forest“, „afforestation“, „reforestation“ und „deforestation“ gemäß IPCC	50
Tab. 8: Theoretisch mögliche Buchungsmodalitäten gemäß IPCC aufgrund der Formulierungen von Artikel 3.3.....	51
Tab. 9: Ausgangsdaten auf Basis der Waldinventuren 86/90 und 92/96 und Konversionsfaktoren zur Berechnung der Kohlenstoffbindung und -freisetzung der Biomasse von „afforestation“- , „reforestation“- und „deforestation“-Flächen ...	53
Tab. 10: Kohlenstoffvorrat im österreichischen Wald im Jahr 1990.....	56
Tab. 11: Schätzwerte zur möglichen Veränderung des Waldbodenkohlenstoffvorrats in Österreich im Jahr 1996 gegenüber 1961 sowie im Jahr 1996 gegenüber 1990 und Gegenüberstellung der mittleren jährlichen Nettokohlenstoffbindung bzw. -freisetzung des österreichischen Waldbodens mit der mittleren jährlichen Nettokohlenstoffbindung durch die österreichische Waldbiomasse im Zeitraum 1961 bis 1996.....	75
Tab. 12: Vorläufige Vorausschätzungen zu den Veränderungen der Kohlenstoffvorräte und den Flächen aufgrund von Artikel-3.3-Aktivitäten in Österreich im ersten Verpflichtungszeitraum des Kyoto-Protokolls 2008-2012	81

LIST OF FIGURES

Abb. 1:	Correlation between the mean annual increment per ha of conifers and deciduous trees according to the forest inventory and the mean increment indices for Norway spruce for the inventory periods 76/80, 86/90 and 92/96.....	23
Abb. 2:	Correlation between the mean annual harvest according to the forest inventory and the mean annual harvest according to the records of harvest for the periods 61/70, 86/90 und 92/96.....	24
Abb. 3:	Correlation between the calculated annual harvest based on the forest inventory data (ÖWI) and the annual harvest according to the national wood balance (HB, left) as well as according to the annual records of harvest (HEM, right).....	26
Abb. 4:	Scheme for the calculation of the annual biomass C uptake by increment, of the annual biomass C release by harvest and of the annual net C balance of the Austrian forest biomass.....	33
Abb. 5:	Annual biomass increment per ha of the conifers and the deciduous trees of the Austrian forests	60
Abb. 6:	Annual biomass C uptake by increment and annual biomass C release by the harvest of the Austrian forests.....	61
Abb. 7:	Annual net C uptake (+) or release (-) by the Austrian forest biomass	62
Abb. 8:	Annual net CO ₂ uptake (+) or release (-) by the Austrian forest biomass	63
Abb. 9:	Annual biomass C uptake by increment and annual biomass C release by the harvest of the conifers of the Austrian forests	64
Abb. 10:	Annual biomass C uptake by increment and annual biomass C release by the harvest of the deciduous trees of the Austrian forests.....	65
Abb. 11:	Jährliche Nettokohlenstoffbindung oder -freisetzung durch den Nadel- und durch den Laubwaldanteil im österreichischen Wald.....	66
Abb. 12:	Annual net C uptake (+) or release (-) by the Austrian forest biomass of conifers and deciduous trees	67
Abb. 13:	Estimated stock change of fast overturning C per ha in the Austrian forest soils with and without a temperature change of +0.5 °C according to scenario 1 (above) and scenario 2 (below) for the period 1961 bis 1996.....	72
Abb. 14:	Estimated stock change of fast overturning C in the soils of the Austrian forests within yield with and without a temperature change of +0.5 °C according to scenario 1 (above) and scenario 2 (below) for the period 1961 bis 1996.....	73

LIST OF TABLES

Tab. 1:	Area, stock, increment and harvest of the Austrian forests in the individual forest inventory periods.....	21
Tab. 2:	Minimum, mean und maximum densities of absolute dry wood and volume shrinkage at a decrease of the wood moisture content from saturation to 0 %.....	29
Tab. 3:	Conversion factors „t d.m. stemwood → t d.m. whole tree“ and standard deviations for Norway spruce, pine, beech and oak separated into age classes, increment and harvest.....	31
Tab. 4:	C contents of wood from several species, bark and needles/leaves.....	32
Tab. 5:	Conversion factors for the Austrian forests	32
Tab. 6:	Relative uncertainties of the used data for the calculation of the C balance	38
Tab. 7:	FAO and IPCC definitional scenario for forest, afforestation, reforestation and deforestation according to IPCC (2000)	50
Tab. 8:	Possible accounting rules for Kyoto Article 3.3 according to IPCC (2000).....	51
Tab. 9:	Derived data from the Austrian forest inventory and conversion factors which were used to estimate the C uptake and release of the biomass at the afforestation, reforestation and deforestation areas	53
Tab. 10:	C stock of the Austrian forests in 1990.....	56
Tab. 11:	Estimated data on the C stock change of the Austrian forest soils between 1961 and 1996 (left data column), between 1990 and 1996 (right data column) and C stock change of the Austrian forest soils between 1961 and 1996 expressed as percentage of the net C uptake of the Austrian forest biomass in this period (middle data column)	75
Tab. 12:	Preliminary data on C stock changes (biomass and soil) related to "Kyoto Article 3.3" in the first commitment period 2008-2012 according to different definitional scenarios and accounting rules (Revised data, September 2000).....	81

GLOSSAR, GLOSSARY

Abb.	Abbildung, figure
AKL	Altersklasse, age class
ARD	<u>a</u> fforestation, <u>r</u> eforestation, <u>d</u> eforestation
atro	absolut trocken, absolute dry
BHD	Brusthöhendurchmesser, diameter in breast height
Efm. o.R.	Erntefestmeter ohne Rinde, m ³ under bark
Gg	10 ⁹ Gramm, 10 ⁹ grams
Gt	10 ⁹ Tonnen, 10 ⁹ tons
ha	Hektar, hectare
HEM	Holzeinschlagsmeldungen, yearly record of wood actually felled
kt	10 ³ Tonnen, 10 ³ tons
Kap.	Kapitel, chapter
Mt	10 ⁶ Tonnen, 10 ⁶ tons
ÖWI	Österreichische Waldinventur, Austrian Forest Inventory
R-Qu.	Bestimmtheitsmaß (R ²), goodness-of-fit
Stdabw.	Standardabweichung, standard deviation
Tab.	Tabelle, table
TM	Trockenmasse, dry matter
Vfm. i.R.	Vorratsfestmeter in Rinde, m ³ over bark

1 EINLEITUNG

Wälder stellen bedeutende Kohlenstoffreservoirs dar, deren Erhaltung und Schutz in Zusammenhang mit dem anthropogenen Treibhauseffekt hohe Bedeutung genießt. Es ist mittlerweile unbestritten, dass die Rodung von Wäldern einen nicht unbedeutenden Beitrag zur festgestellten Erhöhung der CO₂-Konzentrationen in der Atmosphäre beiträgt und somit das treibhauswirksame Potential in der Atmosphäre erhöht. Nach einer Zusammenstellung in IPCC (2000) wurden durch Landnutzungsänderungen vor 1850 60 Gt C und von 1850 bis 1990 121 Gt C emittiert. Vor 1950 waren u. a. Rodungen in den mittleren und höheren Breiten der nördlichen Hemisphäre maßgeblich für diese Emissionen verantwortlich; in den nachfolgenden Dekaden besonders die Entwaldung der Tropen. In jüngster Zeit stellte – trotz der Waldverluste in manchen Regionen der Erde – die globale terrestrische Ökosphäre aber sehr wahrscheinlich eine Kohlenstoffseneke dar, über deren tatsächliches Ausmaß und Lokalität sind jedoch nur ungenaue Vorstellungen vorhanden (IPCC 2000).

Das „Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen“ (BGBl. 414/1994) wird dieser Bedeutung des Waldes gerecht, indem jährlich Treibhausgasemissionsbilanzen von den einzelnen Staaten zu erstellen und zu berichten sind, was auch Emissionsbilanzen der Wälder beinhaltet. Als Folge dieses Übereinkommens ist das „Kyoto-Protokoll“ (UN-FCCC 1997) entstanden, das erstmals verbindliche Treibhausgasreduktionsziele für die Vertragsparteien (im wesentlichen die Industrienationen) für 2008 bis 2012 festlegt. Auch im Kyoto-Protokoll sind Teile des Landnutzungssektors bzw. dort stattfindende Aktivitäten in mehreren Artikeln berücksichtigt, wobei hier erst die Verhandlungen der Vertragsstaaten abzuwarten sind, inwieweit und welcherart die Senken im Kyoto-Protokoll zu berücksichtigen sein werden. Auch eine Reihe weiterer internationaler Erklärungen enthalten klare Aussagen zur Bedeutung und zum Schutz der Wälder als Kohlenstoffspeicher – etwa die der „Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa“ (BMLF 1998c). Auf nationaler Ebene sind hier besonders die „Nationalen Klimaberichte der Österreichischen Bundesregierung“ hervorzuheben, die in Erfüllung der Verpflichtungen des „Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen“ verfasst werden und unter anderem auch mögliche Beiträge der Forstwirtschaft zur Verbesserung der nationalen Treibhausgasbilanz diskutieren (BMUJF 1997).

Aus einer Vielzahl von Studien ist ersichtlich, dass in Österreich der Bedeutung der Wälder für die Treibhausgasbilanz schon früh Rechnung getragen wurde. KÖRNER et al. (1993) rechneten ein vollständiges Kohlenstoffinventar der österreichischen Landschaft. In jedem Jahresbericht der Österreichischen CO₂-Kommission ist ein Kapitel der Kohlenstoffseneke Wald und Treibhausgasreduktionspotentialen aufgrund einer Veränderung der Waldwirtschaft gewidmet (z. B. HALBWACHS et al. 1993, 1995). Bereits in Vorstudien zum aktuellen österreichischen Gesamtkohlenstoffbilanzmodell, welches vom Forschungszentrum Seibersdorf, von Joanneum Research und dem Institut für Industrielle Ökologie (ORTHOFFER et al. 2000, pers. Mitt.) erstellt wurde, wurde die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes ausführlichen Betrachtungen unterzogen (JONAS 1997, ORTHOFFER 1997, SCHIDLER 1998).

Mittlerweile wurden neuere Daten bzw. Erkenntnisse aus der Literatur verfügbar, und die Berichtspflichten zum „Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen“ und zum „Kyoto-Prozess“ erforderten eine Berechnung von Daten zur jährlichen Kohlenstoffbilanz des Waldes und dessen Vorrat bzw. zu „Kyoto-relevanten“ Fragestellungen. Es wurde daher vom Umweltbundesamt zusammen mit der Forstlichen Bundesversuchsanstalt die vorliegende Untersuchung durchgeführt, welche folgende Ziele hatte: 1) Berechnung der jährlichen Kohlenstoffbilanz der Waldbiomasse zwischen 1961 und 1996 und deren Unsicherheit, 2) Abschätzung der Veränderung des Waldbodenkohlenstoffvorrates zwischen 1961 und 1996, 3) Berechnung des Kohlenstoffvorrates im österreichischen Wald im Jahr 1990 und 4) Vorausschätzungen zur Kohlenstoffbilanz der „Kyoto-Artikel-3.3-Flächen“ in der ersten Verpflichtungsperiode 2008-2012.

2 METHODEN

2.1 Berechnungen zur jährlichen Kohlenstoffbilanz der Biomasse des österreichischen Waldes

2.1.1 Ausgangsdaten

Die Österreichische Waldinventur liefert für mehrere Inventurperioden Daten zur Fläche sowie zu Vorrat, Zuwachs und Nutzung des Österreichischen Waldes (Tab. 1). Diese Daten liegen sowohl für Nadel- und Laubholz als auch für die einzelnen Baumarten vor. Für die Berechnungen der jährlichen Kohlenstoffbindung bzw. -freisetzung durch die Biomasse des österreichischen Waldes werden die Zuwachs- und Nutzungsdaten für den „Ertragswald“ nach österreichischer Waldinventur herangezogen. Die Nettokohlenstoffbindung oder -freisetzung der österreichischen Waldbiomasse ergibt sich als Differenz zwischen der durch den Zuwachs gebundenen Kohlenstoffmenge und der genutzten Kohlenstoffmenge. Für die „Nicht-Ertragswaldflächen“ (vor allem Schutzwald außer Ertrag) wird in der vorliegenden Studie eine ausgeglichene Kohlenstoffbilanz unterstellt, d. h. Kohlenstoffaufbau und -abbau halten sich die Waage. Diese Annahme wird in Kapitel 2.4 diskutiert.

Für die Feststellung der Waldfläche sowie der Nutzung stehen auch andere österreichische Statistiken zur Verfügung. Für die Fläche sind dies die Bodennutzungserhebungen des Österreichischen Statistischen Zentralamtes (ÖSTAT 1987), die Grundstücksdatenbank des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen (BEV) sowie eine satellitenbild-gestützte Auswertung der Bodenbedeckung bzw. -nutzung Österreichs (AUBRECHT 1998). Eine Gegenüberstellung dieser Erhebungen zeigt eine hervorragende Übereinstimmung zwischen der Waldinventur und der Satellitenbildauswertung. Hingegen sind die Übereinstimmungen zwischen diesen Waldflächenangaben und jenen nach ÖSTAT sowie BEV deutlich schlechter (AUBRECHT 1998). Für die Nutzung liegen – neben den Angaben der Waldinventur – die Daten zu den Holzeinschlagsmeldungen (BMLF 1964-1998) sowie komplette Holzbilanzen für einzelne Jahre vor (BITTERMANN und GERHOLD 1995).

Die Heranziehung der Waldinventurdaten für die Berechnungen der vorliegenden Studie erfolgt vor allem aus folgenden Gründen:

- Die Waldinventur liefert in allen notwendigen Teilbereichen vor Ort gemessene Daten, die auf einem systematischen, engen Strichprobenraster über ganz Österreich basieren, während andere Statistiken teilweise auf gemeldeten Daten, Plandaten oder ähnlichem beruhen.
- Die Waldflächendaten gemäß der österreichischen Waldinventur konnten durch eine unabhängige Satellitenbildauswertung bestätigt werden, während die Übereinstimmung der Satellitenbildauswertung mit anderen Flächenstatistiken erheblich schlechter ist.
- Die Nutzung wird bei der Waldinventur in Vorratsfestmetern in Rinde (Vfm. i.R.) angegeben, während die Angabe der Nutzung gemäß Holzeinschlagsmeldungen und Holzbilanz in Erntefestmetern ohne Rinde (Efm. o.R.) erfolgt. Bei einer Verwendung der Nutzungsdaten laut Holzeinschlagsmeldungen bzw. Holzbilanz wäre somit ein weiterer Umrechnungsfaktor – jener von Efm o.R. in Vfm i.R. – notwendig. Über die tatsächliche Größe dieses Umrechnungsfaktors besteht einige Unsicherheit, was im Kapitel 2.1.4 dargestellt ist. Zudem enthält – im Unterschied zu anderen Statistiken – die Nutzung gemäß Waldinventur, das bei Stammzahlreduktionen und Durchforstungen entnommene Holz aber auch das im Wald verbleibende Totholz, was bei einer Berechnung der Kohlenstoffbilanz der Waldbiomasse entsprechend zu berücksichtigen ist (in den letzten beiden Inventurperioden waren dies rund 6 % der gesamten Nutzung).
- Gegenüber den Daten der Holzbilanz dürften die Holzeinschlagsmeldungen die tatsächlich in Österreich genutzte Holzmenge (u. a. Brennholzmenge) systematisch unterschätzen. In

der Holzbilanz findet sich ein diesbezüglicher Ausgleichsterm („sonstiges Holz von Waldböden“), der für die Datenkonsistenz zwischen Holzaufkommen und Holzverwendung in Österreich notwendig ist.

- Eine komplette Holzbilanz für Österreich liegt nur für einzelne Jahre vor und wird künftig sehr wahrscheinlich nicht mehr verfügbar sein, während ein Fortbestand der Waldinventur gewährleistet zu sein scheint.
- Eine Befragung von österreichischen Fachleuten und Interessensvertretern ergab eine deutliche Mehrheit für das Heranziehen der Nutzungsdaten gemäß Waldinventur für die Kohlenstoffbilanzierung.

JONAS (1997) bzw. SCHIDLER (1998) berechneten die Kohlenstoffbindung des Österreichischen Waldes für den Zeitraum 1985 bis 1995. Deren Ergebnisse wurden auch in den „Zweiten Nationalen Klimabericht“ übernommen (BMUJF 1997). In diesen Studien wurden die Nutzungsdaten der Holzbilanz herangezogen. Dieser Unterschied stellt eine der zahlreichen Ursachen für die unterschiedlichen Ergebnisse jener und der vorliegenden Studie dar. Wesentlich ist weiters, dass für die vorliegenden Berechnungen bereits die Daten der letzten Waldinventur 1992/96 herangezogen werden konnten, welche JONAS (1997) und SCHIDLER (1998) noch nicht zur Verfügung standen. Sie führten Extrapolationen aus den 80er-Jahren durch, um Daten für die 90er-Jahre abzuleiten.

Tab. 1: Fläche, Vorrat, Zuwachs und Nutzung des österreichischen Waldes in den einzelnen Waldinventurperioden (BRAUN 1973, 1974, HASZPRUNAR 1985, HASZPRUNAR et al. 1988, SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997).

	Inventurperiode					
	61/70	71/75	76/80	81/85	86/90	92/96
Waldfläche [in 1000 ha]	3.691	3.705	3.802	3.857	3.878	3.924
Ertragswaldfläche [in 1000 ha]	3.230	3.170	3.165	3.339	3.331	3.352
Nadelholz [%]	81,0	80,8	81,2	78,6	77,3	75,6
Laubholz [%]	19,0	19,2	18,8	21,4	22,7	24,4
Vorrat [in 1000 Vfm. Stammholz i.R.]	(756.620) ¹ 779.319 ¹	(782.729) ¹ 806.211 ¹	(824.272) ¹ 849.000 ¹	933.838	971.543	987.910
Nadelholz [%]	85,3	84,2	84,9	82,4	82,4	81,9
Laubholz [%]	14,7	15,8	15,1	17,6	17,6	18,1
Jährlicher Zuwachs [in 1000 Vfm. Stammholz i.R.]	(18.478) ² 21.239 ²	(19.297) ² 22.180 ²	(19.865) ² 22.833 ²		31.416	27.337
Nadelholz [%]	87,1	84,6	85,8		81,7	80,2
Laubholz [%]	12,9	15,4	14,2		18,3	19,8
Jährliche Nutzung [in 1000 Vfm. Stammholz i.R.]	12.166				19.846	19.521
Nadelholz [%]	87,4				80,9	82,6
Laubholz [%]	12,6				19,1	17,4

¹ Die Werte in Klammer sind die Originaldaten der Waldinventur für die Perioden 61/70, 71/75 und 76/80. Um die Vergleichbarkeit mit den Vorratsdaten der nachfolgenden Inventurperioden zu gewährleisten, mussten diese Daten gemäß den Angaben bei BÜCHSENMEISTER et al. (1997) um 3 % erhöht werden.

² Die Werte in Klammer sind die Originaldaten der Waldinventur für die Perioden 61/70, 71/75 und 76/80. Um die Vergleichbarkeit mit den Zuwachsdaten der nachfolgenden Inventurperioden zu gewährleisten, mussten diese Daten gemäß den Angaben bei SCHIELER (1997) durch den Faktor 0,87 dividiert werden.

Die Verwendung von Waldinventurdaten zur Kohlenstoffbilanzierung von 1961 bis 1996 ist mit folgenden Schwierigkeiten verbunden:

- Mit der Periode 1981/85 wurde die Waldinventur auf einen permanenten Stichprobenraster umgestellt und die Kluppschwelle von 10,4 cm auf 5,0 cm herabgesetzt. Ein direkter Vergleich zwischen den Ergebnissen der letzten Inventurperioden und jenen der früheren Inventurperioden ist somit nicht unmittelbar möglich. Berechnungen von SCHIELER (1997) zeigen, dass für einen Vergleich der Zuwächse dieser einzelnen Inventurperioden der Zuwachs vor der Periode 81/85 aus diesem Grund durch einen Faktor von 0,87 zu dividieren ist (Tab. 1).
- Bei der Nutzung stellt die Änderung der Kluppschwelle ein vernachlässigbares Problem dar, da in diesen Dimensionen praktisch nicht genutzt wird. Die Nutzungsdaten der Waldinventur 1961/70 basieren allerdings im Unterschied zu jenen der Perioden 1986/90 und 1992/96 auf einer Stockinventur, die größere methodische Unsicherheiten in sich birgt als die Aufnahme auf permanenten Stichprobenrastern.
- Ein weiteres Problem bei den Daten der Waldinventur ergibt sich daraus, dass für einzelne Perioden bzw. Jahre keine Zuwachs- oder Nutzungsdaten vorliegen (Tab. 1). Im nachfolgenden Kapitel wird die Vorgangsweise zur Abschätzung des Zuwachses und der Nutzung für die fehlenden Inventurperioden beschrieben.

2.1.2 Behandlung fehlender Jahre und Perioden in der Waldinventur und Umwandlung der Periodenmittelwerte in Jahresdaten

2.1.2.1 Behandlung fehlender Jahre und Perioden in der Waldinventur

Für die Periode 81/85 und das Jahr 1991 liegen keine Zuwachsdaten aus der Waldinventur vor. Weiters liefert die Inventur für die Periode 71/85 und das Jahr 1991 keine Nutzungsdaten (Tab. 1). Für diese Zeiträume ist es daher erforderlich, anhand anderer Daten Abschätzungen von Zuwachs und Nutzung vorzunehmen.

Für die Herleitung fehlender Zuwachsinformationen stehen Analysen von Jahrringindices aus Studien von HASENAUER et al. (1999a, b) für die Jahre 1961 bis 1994 zur Verfügung. Das Material stammt von 1.179 Fichtenbohrkernen der Österreichischen Waldinventur und des Institutes für Waldwachstumsforschung der Universität für Bodenkultur und umfasst sämtliche Alterklassen und Standortsbedingungen in Österreich. Etwa 65 % des jährlichen Zuwachses des österreichischen Waldes entfallen auf die Baumart Fichte. Weiters lässt sich anhand der Daten der Waldinventur ableiten, dass sich die Abnahmen bzw. Zunahmen der Zuwächse zwischen den einzelnen Inventurperioden bei Nadel- und Laubholz ähnlich verhalten (BRAUN 1974, HASZPRUNAR 1985; SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997). Trägt man die mittleren laufenden Periodenzuwächse pro Hektar gegen die für die gleichen Perioden gemittelten Jahrringindices von HASENAUER et al. (l.c.) für die betrachteten Inventurperioden auf, zeigt sich, dass sowohl beim Nadel- als auch beim Laubholz die Datenpunkte fast vollständig auf weitestgehend parallelen Geraden liegen (Abb. 1). Dies entspricht einer guten Synchronisation von durchschnittlichen Zuwachsveränderungen mit dem Verlauf der Jahrringindices. Man kann daher davon ausgehen, dass diese Jahrringindices eine geeignete Grundlage darstellen, um den Zuwachs des österreichischen Waldes für die fehlenden Jahre abschätzen zu können.

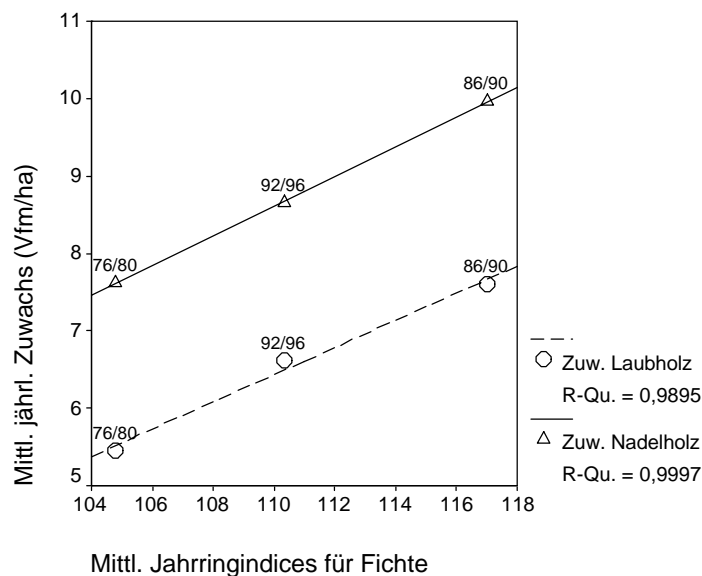


Abb. 1: Beziehung zwischen dem mittleren laufenden Periodenzuwachs je ha für Nadelholz bzw. Laubholz gemäß Waldinventur und den mittleren Jahrringindices für Fichte aus HASENAUER et al. (1999a, b) für die Perioden 76/80, 86/90 und 92/96.

Anhand Gleichung (1) wird daher der Zuwachs für die fehlenden Zeiträume abgeschätzt:

$$Z_{Pf} = ((Z_{Pf-1} + Z_{Pf+1}) / 2) * (I_{Pf} / ((I_{Pf-1} + I_{Pf+1}) / 2)) \quad (1)$$

- Z_{Pf} mittlerer jährlicher Gesamtwuchs des österreichischen Waldes in der fehlenden Periode (Vfm i.R.)
- $Z_{Pf-1, Pf+1}$ mittlerer jährlicher Gesamtwuchs des österreichischen Waldes in den beiden benachbarten Inventurperioden (Vfm i.R.)
- I_{Pf} mittlerer Jahrringindex nach HASENAUER et al. (1999a,b) in der fehlenden Periode
- $I_{Pf-1, Pf+1}$ mittlere Jahrringindices nach HASENAUER et al. (1999a,b) in den beiden benachbarten Inventurperioden

Bei der Abschätzung fehlender Nutzungsdaten kann auf die jährlichen Holzeinschlagsmeldungen in BMLF (1964-1998) zurückgegriffen werden. In Abb. 2 sind die Werte der mittleren jährlichen Gesamtnutzung der Inventurperioden gegen die mittleren jährlichen Holzeinschläge gemäß Holzeinschlagsmeldungen aufgetragen. Diese Werte lassen sich weniger gut als beim Zuwachs durch Geraden anpassen. Weiters stehen der Periode 61/70 mit vergleichsweise geringer Nutzung zwei Perioden (86/90, 92/96) mit vergleichbar starker Nutzung gegenüber, sodass der mittlere Bereich der Geraden nicht durch Werte abgesichert ist. Aus Mangel an Alternativen werden die Holzeinschlagsmeldungen trotzdem zur Abschätzung der fehlenden Nutzung herangezogen. Ein zusätzlicher Test, in den die Daten der Holzbilanz Eingang fanden, zeigt, dass die so geschätzten Nutzungsdaten fehlender Inventurperioden plausibel sind (siehe Kap. 2.1.2.2).

Prinzipiell stünden auch die Veränderungsdaten der Vorratsdaten und die Zuwachsdaten der Waldinventur für eine Abschätzung der Nutzung zur Verfügung (Tab. 1). Eine Heranziehung der Vorratsdaten zu diesem Zweck ist aber aus mehreren Gründen problematisch. Beispielsweise beträgt die statistische Unsicherheit des Gesamtvorrats die Größenordnung eines halben jährlichen Gesamtwachses und ungefähr jene einer jährlichen Nutzung in Österreichs Wald. Eine Abschätzung der Nutzung mit Hilfe der Vorrats- und Zuwachsdaten wäre daher mit großen Unsicherheiten verbunden.

Anhand Gleichung (2) wird analog Gleichung (1) die Nutzung für die fehlenden Zeiträume mit Hilfe der Holzeinschlagsmeldungen abgeschätzt:

$$N_{(\ddot{O}W)Pf} = ((N_{(\ddot{O}W)Pf-1} + N_{(\ddot{O}W)Pf+1}) / 2) * (N_{(HEM)Pf} / ((N_{(HEM)Pf-1} + N_{(HEM)Pf+1}) / 2)) \quad (2)$$

$N_{(\ddot{O}W)Pf}$ mittlere jährliche Gesamtnutzung im österreichischen Wald in der fehlenden Periode (Vfm i.R.)

$N_{(\ddot{O}W)Pf-1, Pf+1}$... mittlere jährliche Gesamtnutzung im österreichischen Wald in den beiden benachbarten Perioden gemäß Waldinventur (Vfm i.R.)

$N_{(HEM)Pf}$ mittlere jährliche Gesamtnutzung im österreichischen Wald in der fehlenden Periode gemäß Holzeinschlagsmeldungen (Efm o.R.)

$N_{(HEM)Pf-1, Pf+1}$... mittlere jährliche Gesamtnutzung im österreichischen Wald in den beiden benachbarten Perioden gemäß Holzeinschlagsmeldungen (Efm o.R.)

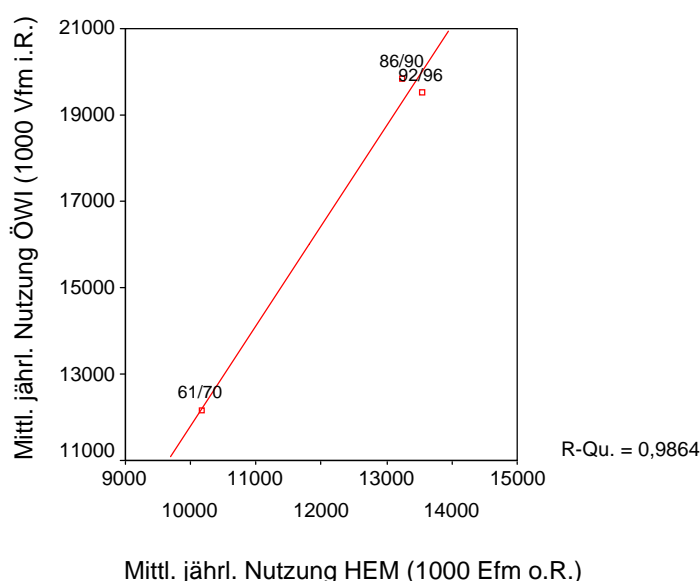


Abb. 2: Beziehung zwischen der mittleren jährlichen Nutzung gemäß Waldinventur (ÖWI) und der mittleren jährlichen Nutzung gemäß Holzeinschlagsmeldung (BMLF 1964-1998) für die Perioden 61/70, 86/90 und 92/96.

2.1.2.2 Umwandlung der Periodenmittelwerte für Zuwachs und Nutzung in Jahresdaten

Aufgrund des „Rahmenübereinkommens der Vereinten Nationen über Klimaänderungen“ (BGBl. 414/1994) sind jährliche Emissionsbilanzen zu den treibhauswirksamen Gasen von den einzelnen Staaten zu erstellen bzw. zu übermitteln. Die Zuwachs- und Nutzungsdaten der Waldinventur liegen jedoch nur als Jahresmittelwerte längerer Perioden vor; eine Angabe von Einzeljahreswerten ist daher mit Schwierigkeiten verbunden.

Grundsätzlich können hier mehrere Strategien verfolgt werden. Es könnte ein Jahresmittelwert der Kohlenstoffbindung bzw. -freisetzung für eine einzelne Inventurperiode berechnet und dieser Wert jedem Jahr der entsprechenden Periode zugeordnet werden. Weiters könnte JONAS (1997) und SCHIDLER (1998) gefolgt werden, die eine lineare Interpolation zwischen den mittleren jährlichen Zuwächsen der Perioden durchführten. Da die jährlichen Schwankungen beim Zuwachs vor allem meteorologisch (HASENAUER et al. 1999a,b) und bei der Nutzung durch eine Reihe von Ursachen bedingt (BMLF 1964-1998) auftreten, kann keine der oben dargestellten Möglichkeiten eine adäquate Darstellung des tatsächlichen Jahreswertes für Zuwachs und Nutzung liefern. SEKOT (1998) stellte einen Ansatz vor, welcher

auf Basis gewichteter Mittel unter Zuhilfenahme der Ergebnisse zweier benachbarter Inventurperioden den Zuwachs für die einzelnen Jahre der jeweils ersten Inventurperiode berechnet. Dieser Ansatz berücksichtigt die methodischen Besonderheiten der Waldinventur, hat aber den Nachteil, dass für ein Berechnen von Jahreswerten einer Inventurperiode, die Ergebnisse der nachfolgenden Inventur abgewartet werden müssen.

Es wird daher ein anderer Ansatz gewählt, um vom Jahresmittelwert einer Periode nach Waldinventur auf Einzeljahreswerte zu kommen. Dafür werden – in Analogie zur Berechnung für fehlende Jahre – für den Zuwachs wiederum die Jahrringindices von HASENAUER et al. (1999a,b) und für die Nutzung die Holzeinschlagsmeldungen (HEM) nach BMLF (1964-1998) herangezogen. Die Berechnung des jährlichen Zuwachses bzw. der Nutzung erfolgt nach den Formeln (3) bzw. (4):

$$Z_x = Z_{Px} * (I_x / I_{Px}) \quad (3)$$

Z_xjährlicher Gesamtzuwachs des österreichischen Waldes im Jahr x (Vfm i.R.)
 Z_{Px}mittlerer jährlicher Gesamtzuwachs des österreichischen Waldes in der Inventurperiode, wo das Jahr x enthalten ist (Vfm i.R.)
 I_xJahrringindex nach HASENAUER et al. (1999a,b) im Jahr x
 I_{Px}mittlerer Jahrringindex nach HASENAUER et al. (1999a,b) für die Inventurperiode, wo das Jahr x enthalten ist

$$N_x = N_{(ÖW)Px} * (N_{(HEM)x} / N_{(HEM)Px}) \quad (4)$$

N_xjährliche Gesamtnutzung des österreichischen Waldes im Jahr x (Vfm i.R.)
 $N_{(ÖW)Px}$mittlere jährliche Gesamtnutzung des österreichischen Waldes in der Inventurperiode, wo das Jahr x enthalten ist (Vfm i.R.)
 $N_{(HEM)x}$jährliche Gesamtnutzung des österreichischen Waldes im Jahr x gemäß Holzeinschlagsmeldungen (Efm o.R.)
 $N_{(HEM)Px}$mittlere jährliche Gesamtnutzung des österreichischen Waldes gemäß Holzeinschlagsmeldungen für die Inventurperiode, wo das Jahr x enthalten ist (Efm o.R.)

Mit Hilfe der so gewonnenen „Anpassungsfaktoren“ für Einzeljahre ergeben sich Jahresdaten für Zuwachs und Nutzung, die im Mittel – für eine Inventurperiode gerechnet – wiederum mit den von der Waldinventur ausgewiesenen, mittleren jährlichen Zuwächsen bzw. mittleren jährlichen Nutzungen übereinstimmen. Bei den für fehlende Inventurperioden abgeschätzten Werten für Zuwachs und Nutzung (siehe oben) wird analog vorgegangen.

Für den Zuwachs sind keine Daten zur direkten Überprüfung der Güte der Jahreswerte vorhanden. Da die mittleren Jahrringindices aus einer repräsentativen Stichprobe von Fichtenbohrkernen unterschiedlicher Standorte und Altersklassen stammen, etwa 65 % des jährlichen Zuwachses des österreichischen Waldes auf die Baumart Fichte entfallen und die Ergebnisse in Abb. 1 darauf hinweisen, dass sich die relativen jährlichen Zuwachsschwankungen bei Laubholz nicht wesentlich anders verhalten als bei Nadelholz, kann man davon ausgehen, dass die berechneten Jahreswerte des Zuwachses den wahren Jahreswerten sehr nahe kommen.

Zur Überprüfung der Nutzung kann für die Jahre 1970, 1978, 1983 und 1988 bis 1995 auf komplette Holzbilanzen (BITTERMANN und GERHOLD 1995; WAKOLBINGER 1999, pers. Mitteilung) zurückgegriffen werden. Diese Jahre sind verschiedenen Waldinventurperioden zugehörig. Für einzelne dieser Jahre existieren keine Nutzungsergebnisse aus der Inventur. Ein Test unter Heranziehung der Holzbilanzwerte sollte daher eine Überprüfung der in der vorliegenden Studie berechneten Werte ermöglichen. Die Nutzung vom Waldboden gemäß Holzbilanz beinhaltet die durch die HEM gemeldeten Nutzungsdaten sowie „sonstiges Holz von Waldböden“, das eine Art Ausgleichsterm für die Konsistenz zwischen gemeldetem Einschlag bzw. Holzaufkommen und Holzverwendung darstellt. Dieser Term beträgt größenord-

nungsmäßig zwischen 5 und 35 % der genutzten Mengen lt. HEM und ist mit diesen nicht korreliert (siehe BITTERMANN und GERHOLD 1995). Die für die Nutzung gemäß Holzbilanz herangezogenen Daten sind zwar von der HEM nicht unabhängig, stellen aber aufgrund des Ausgleichsterms eine Überprüfungsmöglichkeit der jährlichen Nutzungsziffer dieser Studie dar. Sind diese Nutzungsdaten plausibel, ist eine gute Anpassung mit den Nutzungsdaten gemäß Holzbilanz durch eine Gerade zu erwarten. Das hohe Bestimmtheitsmaß (R^2) in Abb. 3 weist darauf hin. Bemerkenswert ist auch, dass das Bestimmtheitsmaß zwischen den berechneten Werten dieser Studie und den Daten der Holzbilanz höher ist als zwischen den Daten der Holzeinschlagsmeldungen und der Holzbilanz (Abb. 3).

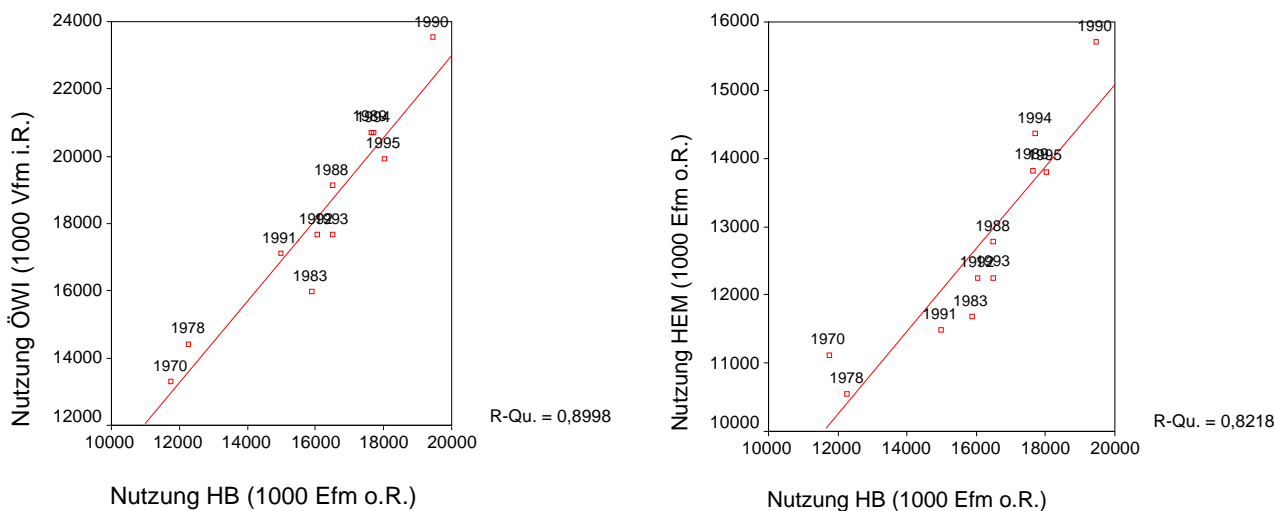


Abb. 3: Beziehung zwischen der berechneten jährlichen Nutzung gemäß Waldinventur (ÖWI) und der jährlichen Nutzung gemäß Holzbilanz (HB; links) sowie zwischen der jährlichen Nutzung gemäß Holzbilanz (HB) und der jährlichen Nutzung gemäß Holzeinschlagsmeldung (HEM; rechts).

Für eine weitere Prüfung werden jene Jahre herausgegriffen, die bezüglich Nutzung durch keine Waldinventurperiode abgedeckt sind. Das dargestellte Abschätzungsverfahren liefert dann die alleinige Datenbasis für die Berechnung der fehlenden Jahreswerte. Es sind dies die Jahre 1978, 1983 und 1991. Für die Jahre mit kompletter Holzbilanz (1970, 1988-1990, 1992-1995) liegt das mittlere Verhältnis Nutzung Holzbilanz zu Nutzung Waldinventur bei 0,88 mit einer Standardabweichung von $\pm 0,04$. Die Jahre 1978, 1983 und 1991 weisen Verhältnisse von 0,85 (1978), 0,99 (1983) und 0,87 (1991) auf. Während die Jahre 1978 und 1991 innerhalb des Mittelwerts \pm Standardabweichung der anderen Jahre liegen und somit gute Schätzwerte darstellen dürften, liegt das Jahr 1983 etwas außerhalb dieses Bereichs. In Summe zeigen jedoch die hier dargestellten Tests, dass mit den verwendeten Methoden plausible Daten zur Jahresnutzung berechnet werden können. Da die Holzbilanz die Daten in Erntefestmeter ohne Rinde (Efm. o.R.), die Waldinventur die Daten in Vorratsfestmeter in Rinde (Vfm. i.R.) angibt, entsprechen diese Verhältnisse einem virtuellen Umrechnungsfaktor von Efm. o.R. in Vfm. i.R. Danach würden die Ernteverluste im Mittel nur etwa 12 % betragen. Dies ist sicherlich eine grobe Unterschätzung, denn z. B. gemäß Sortentafeln lässt sich ein Ernteverlust von etwa 20 % ableiten (STERBA und GRIESS 1983); Berechnungen von RIEDER (1990) und FBVA (1996) zeigen, dass der Ernteverlust wahrscheinlich noch höher und zwar bei 25 bis 30 % liegen dürfte¹⁰. Umfangreiche Berechnungen von

¹⁰ Die Nutzung gemäß Holzbilanz liegt also systematisch über jener der Waldinventur. Dies ist sehr wahrscheinlich auch darauf zurückzuführen, dass stärkeres Astholz von Laubbäumen zu Brennholzzwecken genutzt wird und somit in der Nutzung der Holzbilanz Eingang findet, während die Waldinventur die Schaftholznutzung beachtet. Zieht man daher bei der Berechnung der Kohlenstoffbilanz des Waldes die Nutzungsdaten gemäß

SCHWARZBAUER (1999, pers. Mitteilung) zeigen ebenfalls Inkonsistenzen beim Vergleich der unterschiedlichen Nutzungsstatistiken. Man kann also davon ausgehen, dass der höhere Umrechnungsfaktor in der vorliegenden Studie nicht auf einen systematischen Fehler in der Berechnung von Jahreswerten zurückzuführen ist. Diese Inkonsistenz wird in der Unsicherheitsanalyse berücksichtigt (siehe Kapitel 2.1.4).

2.1.2.3 Umwandlung der Periodenmittelwerte für die Nadel- und Laubholzanteile von Zuwachs und Nutzung in Jahresdaten

Weitere Größen, die auf Jahre aufgeteilt werden müssen, stellen die Waldfläche und deren prozentuelle Nadel- und Laubholzanteile sowie die prozentuellen Anteile des Nadel- bzw. Laubholzes an Gesamtwuchs und Gesamtnutzung dar. Für die Waldfläche und deren Nadel- bzw. Laubholzanteile und für die Anteile von Nadel- und Laubholz am Zuwachs werden zu diesem Zweck lineare Interpolationen durchgeführt, wobei die von der Waldinventur ausgewiesenen Periodenwerte jeweils in jenes Jahr eingesetzt werden, das in der Mitte der jeweiligen Inventurperiode liegt. Es ist davon auszugehen, dass die österreichische Waldfläche, deren Baumartenzusammensetzung und die Anteile der einzelnen Baumarten am Gesamtwuchs keinen starken jährlichen Schwankungen, sondern langfristigen Veränderungen unterliegt. Für die Nutzung ist dies nicht von vornherein anzunehmen, da jährliche Unterschiede in den Rahmenbedingungen des Marktes oder verschiedene Ereignisse (z. B. Katastrophennutzungen) zu unterschiedlichen Nutzungsanteilen von Nadel- und Laubholz in einzelnen Jahren führen können. Grundsätzlich bieten hier wiederum die Holzeinschlagsmeldungen die Möglichkeit, einen jährlichen Anpassungsfaktor abzuleiten. Dabei werden nach Formel (5) und (6) die Prozentanteile von Nadel- und Laubholz an der Nutzung für fehlende Inventurperioden abgeschätzt bzw. die mittleren Anteile von Nadel- und Laubholz an der Nutzung für einzelne Perioden auf Jahre heruntergebrochen.

$$P_{(\ddot{O}W)Pf} = ((P_{(\ddot{O}W)Pf-1} + P_{(\ddot{O}W)Pf+1}) / 2) * (P_{(HEM)Pf} / ((P_{(HEM)Pf-1} + P_{(HEM)Pf+1}) / 2)) \quad (5)$$

- $P_{(\ddot{O}W)Pf}$ mittlerer jährlicher Prozentanteil von Nadel- bzw. Laubholz an der Gesamtnutzung im österreichischen Wald in der fehlenden Periode (%)
- $P_{(\ddot{O}W)Pf-1, Pf+1}$... mittlerer jährlicher Prozentanteil von Nadel- bzw. Laubholz an der Gesamtnutzung im österreichischen Wald in den beiden benachbarten Perioden gemäß Waldinventur (%)
- $P_{(HEM)Pf}$ mittlerer jährlicher Prozentanteil von Nadel- bzw. Laubholz an der Gesamtnutzung im österreichischen Wald in der fehlenden Periode gemäß Holzeinschlagsmeldungen (%)
- $P_{(HEM)Pf-1, Pf+1}$... mittlerer jährlicher Prozentanteil von Nadel- bzw. Laubholz an der Gesamtnutzung im österreichischen Wald in den beiden benachbarten Perioden gemäß Holzeinschlagsmeldungen (%)

$$P_x = P_{(\ddot{O}W)Px} + (P_{(HEM)x} - P_{(HEM)Px}) \quad (6)$$

- P_x jährlicher Prozentanteil von Nadel- oder Laubholz an der Gesamtnutzung des österreichischen Waldes im Jahr x (%)
- $P_{(\ddot{O}W)Px}$ mittlerer jährlicher Prozentanteil von Nadel- bzw. Laubholz an der Gesamtnutzung des österreichischen Waldes in der Inventurperiode, wo das Jahr x enthalten ist (%)
- $P_{(HEM)x}$ jährlicher Prozentanteil von Nadel- bzw. Laubholz an der Gesamtnutzung des österreichischen Waldes im Jahr x gemäß Holzeinschlagsmeldungen (%)
- $P_{(HEM)Px}$ mittlerer jährlicher Prozentanteil von Nadel- bzw. Laubholz an der Gesamtnutzung des österreichischen Waldes gemäß Holzeinschlagsmeldungen für die Inventurperiode, wo das Jahr x enthalten ist (%)

Holzbilanz statt – wie in der vorliegenden Studie – jene der Waldinventur heran, müssten entsprechend geringere Umrechnungsfaktoren „Schaftholz zu Gesamtbaum“ beim Laubholz (siehe Kap. 2.1.3) verwendet werden.

Rechnet man die jährlichen Anpassungsfaktoren (dies ist der Klammerterm in (6)) zu den gemäß Waldinventur ausgewiesenen oder berechneten mittleren Nadel- bzw. Laubholzanteilen durch, zeigt sich, dass auch die Nutzungsanteile innerhalb dieser Perioden relativ konstant sind. Der maximale Anpassungsfaktor beträgt $\pm 2,6\%$.

2.1.2.4 Aufgliederung der Nutzungsdaten in Nutz- und Brennholz

Eine weitere Aufgliederung der Nutzungsdaten ist erforderlich, da gemäß den Berichtsformaten für die Klimarahmenkonvention eine getrennte Angabe der Nutzung in Nutz- und Brennholz erwünscht ist. Die Waldinventur kann naturgemäß darüber keinerlei Angaben machen. Gemäß Holzbilanz unterschätzen die Holzeinschlagsmeldungen die Brennholznutzung deutlich, sodass hier auf Prozentverteilungen der Holzbilanz aus den Titeln „Holzeinschlag“ plus „Sonstiges Holz von Waldböden“ zurückgegriffen wird (BITTERMANN und GERHOLD 1995; WAKOLBINGER 1999, pers. Mitteilung). Die Holzbilanz wiederum liefert keine Angaben zu den Nadel- bzw. Laubholzanteilen von Nutz- und Brennholz, sodass die Prozentverteilung Nadel-/Laubholz jeweils innerhalb der Kategorien Nutz- bzw. Brennholz wiederum von den Holzeinschlagsmeldungen übernommen werden. Mit diesen Informationen können die berechneten jährlichen Nutzungsdaten getrennt für Nadel- und Laubholz in Nutz- und Brennholz untergliedert werden. Die Holzbilanz liefert nur für einzelne Jahre Informationen. Von SCHWARZBAUER (1999, pers. Mitteilung) wurden diesbezüglich Abschätzungen für einzelne weitere Jahre zur Verfügung gestellt. Es ist daher möglich, diese weitere Untergliederung der C-Freisetzung aufgrund von Nutz- und Brennholznutzung für die 80er- und 90er-Jahre vorzustellen.

2.1.3 Konversionsfaktoren

Die in den Kapiteln 2.1.1 und 2.1.2 dargestellten Ausgangsdaten und Berechnungen zur Nutzung und zum Zuwachs liefern Angaben in Vorratsfestmeter Schaftholz in Rinde. Um von diesen Angaben auf die Masse Kohlenstoff zu kommen sind Konversionsfaktoren notwendig.

Zuerst müssen die Vorratsfestmeter in Trockenmasse umgewandelt werden. Eine Möglichkeit dazu böte die Heranziehung von Raumdichtewerten aus der Literatur, die jedoch nicht für alle Baumarten vorliegen und eine eher unsichere Größe darstellen. In der vorliegenden Studie wird daher auf Daten zur mittleren Rohdichte und den Volumenschwund zurückgegriffen, die physikalisch exakt bestimmbare Größen darstellen und für eine Vielzahl an Baumarten zur Verfügung stehen (WAGENFÜHR und SCHEIBER 1974, KOLLMANN 1982, LOHMANN 1987). Damit werden die Volumina von Zuwachs und Nutzung, die sich auf den wassergesättigten Holzzustand beziehen, auf „absolut trocken“ geschwunden und anschließend mit den entsprechenden mittleren Rohdichten, die ebenfalls im absolut trockenen (atro) Zustand des Holzes bestimmt wurden, auf Trockenmasse umgerechnet. Tab. 2 gibt eine Übersicht über die entsprechenden mittleren Rohdichten und Volumenschwunde heimischer Holzarten.

Tab. 2: Minimale, mittlere und maximale Rohdichten bei 0 % Feuchte (atro) und Volumenschwund bei Abnahme der Holzfeuchtigkeit von Fasersättigung auf 0 % (WAGENFÜHR und SCHEIBER 1974, KOLLMANN 1982, LOHMANN 1987).

Baumart	Minimale	Mittlere	Maximale	Volumenschwund (atro)
	Rohdichte (atro)	Rohdichte (atro)	Rohdichte (atro)	
	t/m ³	t/m ³	t/m ³	%
Fichte	0,30	0,43	0,64	11,9
Tanne	0,32	0,41	0,71	11,5
Lärche	0,40	0,55	0,82	11,4
Kiefer	0,30	0,49	0,86	12,1
Rotbuche	0,49	0,68	0,88	17,9
Eiche	0,39	0,65	0,93	12,2
Hainbuche	0,50	0,79	0,82	18,8
Esche	0,41	0,65	0,82	13,2
Ahorn	0,48	0,59	0,75	11,5
Ulme	0,44	0,64	0,82	13,2
Edelkastanie		0,59		11,3
Robinie	0,54	0,74	0,87	11,4
Sorbus, Prunus		0,64		15,8
Birke	0,46	0,61	0,80	13,7
Erle	0,45	0,51	0,60	14,2
Linde	0,32	0,49	0,56	14,9
Pappel	0,37	0,43	0,54	13,3
Weide	0,27	0,33	0,38	11,2

Aus den Angaben in Tab. 2 werden mittels gewichteter Mittel die Umrechnungsfaktoren von Vorratsfestmetern in Rinde (Vfm i.R.) zu Tonnen Trockenmasse (t TM) getrennt für Nadel- und Laubholz und Zuwachs und Nutzung gemäß den Daten der Waldinventur berechnet. Eine Durchrechnung dieser Konversionsfaktoren für verschiedene Inventurperioden und getrennt für Zuwachs und Nutzung ergibt verschwindend geringe Unterschiede dieser Faktoren zwischen einzelnen Inventurperioden und zwischen Zuwachs und Nutzung. Sie liegen unter 1 %. Es wurde daher ein mittlerer Konversionsfaktor „Vfm. i.R. → t TM“ berechnet und dieser für die gesamte Berechnungsperiode und für Zuwachs und Nutzung herangezogen (Tab. 5).

In einem weiteren Schritt müssen die Trockenmassen des Schaftholzes mittels Konversionsfaktoren auf die Gesamtbaumbiomasse ausgeweitet werden. Eine Literaturzusammenstellung in KÖRNER et al. (1993) enthält Daten aus zahlreichen Ökosystemstudien zu den Trockenmassen einzelner Biomassenkompartimente (Schaftholz, Äste, Nadeln/Blätter, Wurzeln) getrennt für verschiedene Altersklassen und die österreichischen Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche¹¹. Daraus lässt sich der Anteil des Schaftholzes an der Gesamtbaumbiomasse bzw. der entsprechende Expansionsfaktor von „Trockenmasse Schaftholz“ zu „Trockenmasse Gesamtbaum“ (Schaftholz, Äste, Nadeln, Blätter, Wurzeln) errechnen. Die in KÖRNER et al. (1993) zusammengestellten Baumarten repräsentieren mehr als 80 % des Zuwachses und der Nutzung im österreichischen Wald. Eine Aufglieder-

¹¹ In dieser Zusammenstellung sind auch die Ergebnisse einzelner österreichischer Studien zur Fichte enthalten (BAUER 1989, BAUMGARTNER und HAGER, in DeANGELIS et al. 1981, HAGER 1988).

rung in Altersklassen ermöglicht zudem eine detaillierte, gewichtete Berechnung der entsprechenden Konversionsfaktoren.

Aufgrund der unterschiedlichen Fragestellung können die von KÖRNER et al. (1993) berechneten Konversionsfaktoren in die vorliegende Studie jedoch nicht direkt übernommen werden. KÖRNER et al. berechneten den Kohlenstoffvorrat im österreichischen Wald, während in der vorliegenden Studie die jährliche Kohlenstoffbindung/-freisetzung des österreichischen Waldes zu bestimmen war. Es müssen daher einige Modifikationen vorgenommen werden, z. B.: Beim Zuwachs wird der Konversionsfaktor einer Altersklasse nicht anhand der Biomasseanteile der Kompartimente dieser Altersklasse berechnet, sondern aus den Veränderungen der Baumkompartimentmassen von der vorhergehenden Altersklasse auf die zu berechnende abgeleitet. Diese Vorgangsweise berücksichtigt die Tatsachen, dass der Zuwachs als „Mantel“ an den Einzelbäumen angelegt wird und dass der Biomassezuwachs der Nadeln und Zweige in den ersten Lebensjahren sehr steil ansteigt, im verbleibenden Großteil des Lebensalters im Unterschied zum Schaftholz aber relativ konstant bleibt (BORMANN und LIKENS 1979, KRAPFENBAUER und BUCHLEITNER 1981, ELLENBERG et al. 1986). Würde man den Konversionsfaktor für den Zuwachs einer Altersklasse anhand der Biomassenverteilung in der jeweiligen Altersklasse berechnen, würde daher der Biomassezuwachs systematisch überschätzt werden. Die Konversionsfaktoren für Eiche in KÖRNER et al. (1993) beinhalten auch die niedere Vegetation. Eine Einrechnung der niederen Vegetation in den Konversionsfaktor ist bei der Berechnung von Kohlenstoffflüssen aufgrund von Zuwachs und Nutzung nicht zulässig, da dies zu einer systematischen Über- bzw. Unterschätzung der zuwachsenden bzw. genutzten Kohlenstoffmenge führen würde. Außerdem wird in der vorliegenden Studie bei Buche und Eiche der Laubanteil nicht mitgerechnet, da dieser innerhalb eines Jahres wiederum abgeworfen und somit den Zersetzungsprozessen bzw. kohlenstofffreisetzenden Prozessen im Boden zugeführt wird. Die berechneten Werte sind in Tab. 3 zusammengestellt.

Bei der Nutzung werden aus den Biomassenkompartimenten einer Altersklasse die entsprechenden Konversionsfaktoren berechnet (Tab. 3).

An dieser Stelle ist folgende Hintergrundinformation bedeutsam: Die IPCC-Richtlinien zur Berechnung der Treibhausgasinventuren im Rahmen der Klimaschutzkonvention, die in der vorliegenden Studie herangezogen wurden, gehen davon aus, dass im Jahr der Nutzung der Kohlenstoff des gesamten, genutzten Baumes durch den Wald „freigesetzt“ wird (IPCC 1997). Dieser Ansatz trifft jedoch nur für das Schaftholz zu, da dieses dem Wald entzogen wird. Der Schlagabraum (Nadeln bzw. Blätter, Äste, Wurzeln, Ernteverluste) verbleiben in Österreich jedoch üblicherweise am Standort, führen dort zu einer Aufstockung des Kohlenstoffvorrates im Boden und unterliegen dort unterschiedlich langen Abbau- bzw. Freisetzungzeiten (wenige Jahre bis viele Jahrzehnte – je nach Kompartiment). Exakterweise müsste daher der Schlagabraum der Kohlenstoffbilanz des Waldbodens zugeführt werden und dort einer jährlichen Abschreibung unterliegen, was in Kapitel 3.1.3.4 näherungsweise durchgeführt wurde. Geht man davon aus, dass sich der Eintrag von toter organischer Substanz in den Waldboden und dessen Abbau langfristig die Waage halten, ist der IPCC-Buchungsansatz allerdings gerechtfertigt. Aber auch bei alleiniger Betrachtung der Kohlenstoffbilanz der Waldbiomasse ist ein Abzug der am Standort verbleibenden Nutzungsreste von der Waldbiomasse, wie in der vorliegenden Studie durchgeführt, in jedem Fall richtig.

Tab. 3: Konversionsfaktoren „t TM Schaftholz → t TM Gesamtbaum“ und Standardabweichung für die Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche getrennt für einzelne Altersklassen sowie Zuwachs und Nutzung (berechnet nach einer Zusammenstellung von Literaturdaten in KÖRNER et al. 1993; mit * gekennzeichnete Daten stellen gerechnete Ergänzungswerte dar)

Baumart, Altersklasse	Konversionsfaktor „t TM Schaftholz → t TM Gesamtbaum“ Zuwachs	Konversionsfaktor „t TM Schaftholz → t TM Gesamtbaum“ Nutzung	Stdabw.
Fichte			
0-20	1,97	1,97	0,45
21-40	1,53	1,69	0,01
41-60	1,45	1,64	0,09
61-120	1,34	1,53	0,09
>120	1,23*	1,41*	
Kiefer			
0-30	2,14	2,14	0,09
31-60	1,30	1,61	0,10
61-100	1,26*	1,51*	
101-120	1,23	1,42	
>120	1,19*	1,33*	
Buche			
0-40	1,47	1,47	0,05
41-60	1,54	1,50	0,14
61-80	1,19	1,45	0,03
81-100	1,49	1,46	0,09
101-120	1,17*	1,38*	
>120	0,84	1,29	0,02
Eiche			
0-20	2,41	2,41	
21-40	2,07*	2,12*	
41-100	1,72	1,84	0,29
101-140	1,03	1,53	0,27

Aus den Konversionsfaktoren „Trockenmasse Schaftholz → Trockenmasse Gesamtbaum“ in Tab. 3 werden mittlere Konversionsfaktoren getrennt für Nadel- und Laubholz sowie Zuwachs und Nutzung gewichtet nach den Altersklassenanteilen sowie den Baumartenanteilen bei Zuwachs und Nutzung im österreichischen Wald berechnet. Fehlende Konversionsfaktoren bei einzelnen Altersklassen werden durch Inter- bzw. Extrapolation abgeschätzt (siehe Tab. 3). Die sich daraus ergebenden Konversionsfaktoren zeigen zwischen einzelnen Inventurperioden eine gute Übereinstimmung vergleichbar jener für die Umrechnung „Vfm i.R. → t TM“. Daher können auch hier Mittelwerte der Konversionsfaktoren für den Zuwachs bzw. für die Nutzung für den gesamten Berechnungszeitraum herangezogen werden (Tab. 5). Die in der vorliegende Studie berechneten Konversionsfaktoren „t TM Schaftholz → t TM Gesamtbaum“ unterscheiden sich vor allem beim Laubholz deutlich von jenen, die JONAS (1997) und SCHIDLER (1998) für ihre Berechnungen heranzogen. Dies ist ein weiterer Grund dafür, dass sich die Werte zur Kohlenstoffbindung/-freisetzung des österreichischen Waldes nach JONAS (1997) und SCHIDLER (1998) und jene in der vorliegenden Studie unterscheiden.

Schließlich ist noch ein Konversionsfaktor zur Umwandlung der Trockenmasse in Kohlenstoff notwendig. Anhand von Literaturangaben zum Kohlenstoffgehalt unterschiedlicher Biomassekompartimente (Tab. 4) werden diese Konversionsfaktoren gewichtet nach der Baumartenzusammensetzung sowie der Zusammensetzung des Gesamtwachses und der Gesamtnutzung des österreichischen Waldes nach Biomassenkompartimenten berechnet (Einrechnung der Nadeln nur bei immergrünen Nadelbäumen). Wiederum ergeben sich für die einzelnen Inventurperioden sowie für Zuwachs und Nutzung nur vernachlässigbare Unterschiede bei den Konversionsfaktoren ($\ll 1\%$), sodass mit mittleren Konversionsfaktoren getrennt für Laub- und Nadelholz für die gesamte Untersuchungsperiode weitergerechnet werden kann (Tab. 5). Auch diese Konversionsfaktoren unterscheiden sich von jenen, die JONAS (1997) und SCHIDLER (1998) verwendeten.

Tab. 4: Kohlenstoffgehalte von einzelnen Holzarten, Rinde und Blätter/Nadeln (nach KOLLMANN 1982, HALBWACHS et al. 1993, KÖRNER et al. 1993).

Holzart, Kompartiment	% C in der Trockenmasse
Holz	
Fichte	50,1
Tanne	51,1
Lärche	52,1
Rotbuche	48,6
Eiche	49,5
Robinie	49,2
Sorbus, Prunus	49,7
Birke	48,5
Rinde	45,0
Blätter, Nadeln	41,5

Tab. 5: Konversionsfaktoren für den österreichischen Wald zur Umwandlung der Vorratsfestmeter in Rinde von Zuwachs und Nutzung in Tonnen Kohlenstoff

Konversionsfaktoren	Nadelholz	Laubholz
Vfm. i.R. → t TM (Schaftholz)	0,39	0,53
t TM Schaftholz → t TM Gesamtbaum		
Zuwachs	1,45	1,46
Nutzung	1,54	1,50
t TM Gesamtbaum → t C Gesamtbaum	0,49	0,48

Mit Hilfe der Ausgangsdaten bzw. der berechneten Daten gemäß Kapitel 2.1.1, 2.1.2 und 2.1.3 kann für Zuwachs und Nutzung im österreichischen Wald die jährliche Kohlenstoffbindung bzw. -freisetzung für den Zeitraum 1961 bis 1996 berechnet werden (Abb. 4).

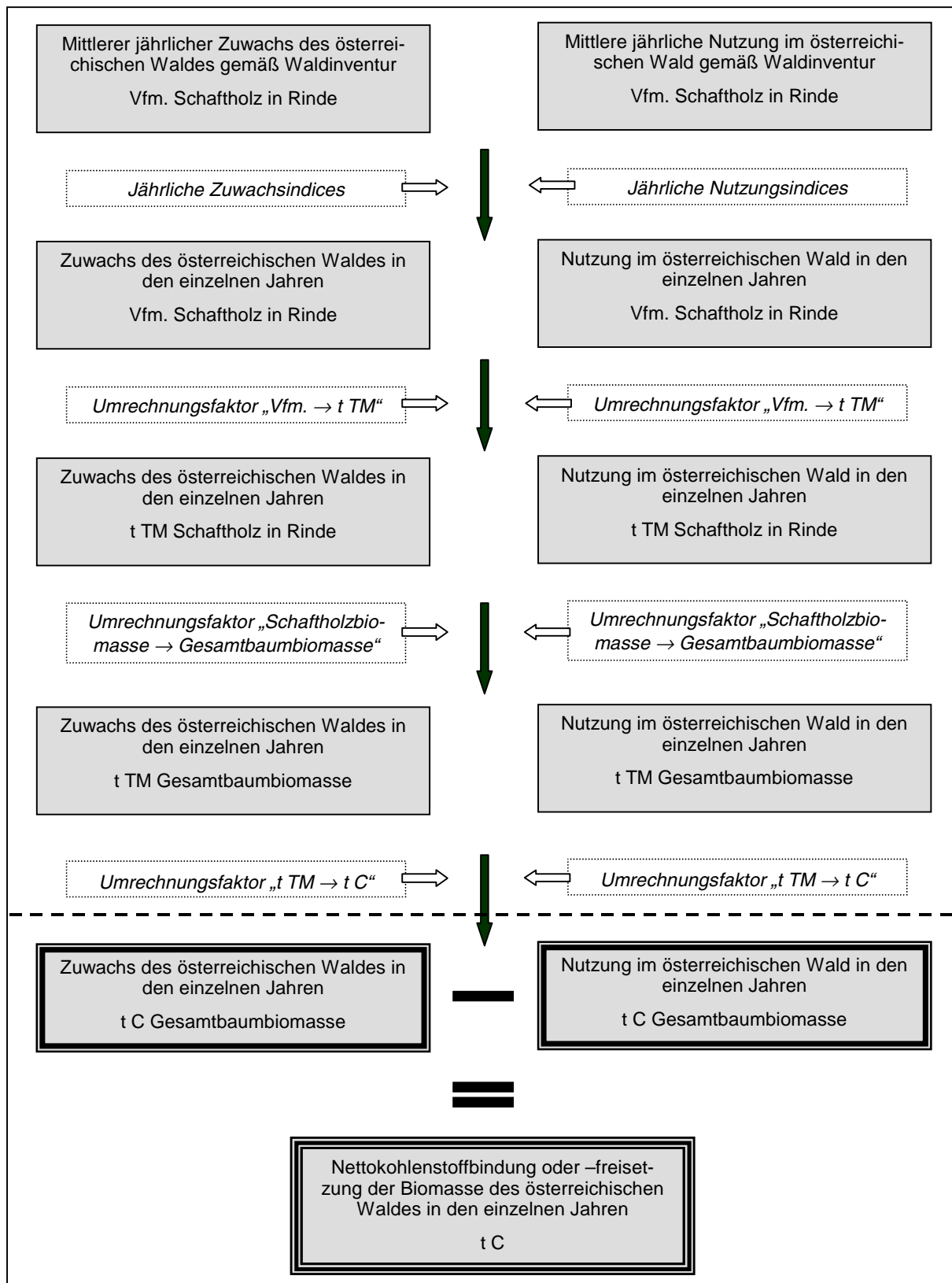


Abb. 4: Schema zur Berechnung der jährlichen Kohlenstoffbindung durch den Zuwachs, der jährlichen Kohlenstofffreisetzung durch die Nutzung sowie der jährlichen Nettokohlenstoffbindung oder -freisetzung (Zuwachs minus Nutzung) der Biomasse des österreichischen Waldes

2.1.4 Unsicherheiten

Die Angabe von Unsicherheiten für die ermittelten Schätzungen der Kohlenstoffbilanz, die einen wesentlichen Aspekt in den Diskussionen zu den Senken im Kyoto-Prokoll darstellen, ist vom statistischen Standpunkt aus sehr problematisch. Selbst wenn die meisten Ausgangsdaten aus der Waldinventur stammen, die aufgrund ihres statistischen Designs die Angabe von Fehlerrahmen ermöglicht, wird durch die verschiedenen Umrechnungsvorgänge die Angabe von Fehlergrenzen im strengen statistischen Sinn unmöglich. Der Begriff Unsicherheiten wird daher so ausgelegt, dass zusätzlich zu den statistischen Fehlern auch Schwankungsbreiten aus gutachterlichen Vorgaben und Schätzungen berücksichtigt werden. Um die Aussagekraft der Ermittlungen zu erhöhen, werden zunächst die Unsicherheiten für jeden einzelnen Schritt der Bilanzierung angegeben und in weiterer Folge Werte zur geforderten Gesamtunsicherheit mit einer sehr weiten Auslegung der Fehlerfortpflanzung abgeleitet.

2.1.4.1 Ausgangsdaten der Österreichischen Waldinventur

Bei den Flächendaten konnte eine unabhängige Satellitenbildauswertung die Angaben zur österreichischen Waldfläche gemäß Waldinventur bestätigen (AUBRECHT 1998). Der Unterschied dieser beiden Waldflächenangaben ist durch die Unsicherheit der Waldfläche gemäß Waldinventur (rd. $\pm 1,2\%$) bereits abgedeckt. Für eine konsistente Flächenstatistik Österreichs notwendige Ausgleiche sind somit gegebenenfalls durch eine Erhöhung der Unsicherheiten bei anderen Flächenstatistiken zu übernehmen. Da Österreich durch die Summe seiner landnutzungsmäßigen Flächenzusammensetzung gemäß unterschiedlicher Statistiken nicht kleiner oder größer werden kann als es tatsächlich ist, sind solche Ausgleiche dann erforderlich, wenn eine Gesamtkohlenstoffbilanz für Österreich berechnet wird, die auch Angaben anderer Flächenstatistiken (z. B. für landwirtschaftlich genutzte Flächen, versiegelte Flächen etc.) miteinbeziehen (JONAS 2000, pers. Mitteilung). Ein derartiges Vorhaben ist derzeit im Rahmen eines gemeinsamen Projektes zwischen dem Forschungszentrum Seibersdorf und dem Forschungszentrum Joanneum Research in Graz (ORTHOFFER 2000, pers. Mitteilung) in Fertigstellung.

Weitere Unsicherheiten der Ausgangsdaten betreffen den Gesamtwuchs und die Gesamtnutzung in Vfm. i.R., die gemäß Waldinventur bei etwa $\pm 2,0\%$ für den Zuwachs und $\pm 3,5\%$ für die Nutzung (Tab. 6, BRAUN 1973, 1974, HASZPRUNAR 1985, SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997) liegen.

2.1.4.2 Abgeleitete Werte und Konversionsfaktoren

Zusätzlich sind in der gegenständlichen Berechnung zu berücksichtigen:

- Unsicherheit der berechneten Werte für Zuwachs und Nutzung für Perioden, für welche die Waldinventur keine Werte liefert
- Unsicherheit der auf Einzeljahre heruntergebrochenen Zahlen für Zuwachs und Nutzung
- Unsicherheit jedes einzelnen Konversionsfaktors

Diese Unsicherheiten sind im allgemeinen nicht bekannt. Vor allem bei den Konversionsfaktoren ist die Möglichkeit einer Verifizierung der verwendeten Daten nicht möglich, da diese aus einzelnen Ökosystemstudien oder anderen Erhebungen stammen und derzeit nicht ableitbar ist, inwieweit diese mit dem für Österreich zutreffenden Wert übereinstimmen.

2.1.4.2.1 Unsicherheit der Werte für Perioden ohne Waldinventurergebnisse und der auf Einzeljahre heruntergebrochenen Werte für Zuwachs und Nutzung

Es wurde gezeigt, dass die Jahrringindices gemäß HASENAUER et al. (1999a,b) in engem Zusammenhang mit dem Zuwachs gemäß Waldinventur stehen (Abb. 1). Anhand dieser Jahrringindices wurden auch die Unsicherheiten bzw. Variationsbreiten der Zuwächse fehlender Perioden abgeleitet. Die mittleren Zuwächse werden anhand der Indexreihen für jene Perioden, für die gemessene Werte vorliegen, berechnet und mit den Inventurdaten verglichen. Es zeigt sich, dass die so abgeschätzten Zuwächse für die Perioden 76/80, 86/90 und 92/96 innerhalb der mittleren jährlichen Zuwächse \pm Unsicherheit gemäß Waldinventur liegen. Es wird daher für die Zeiträume ohne Zuwachswerte der Waldinventur (1981-85, 1991) die Unsicherheit des mittleren jährlichen Zuwachses in Vfm. i.R. von ± 2 % der Waldinventur nicht erhöht. Für eine Bestimmung der Unsicherheit der Jahreswerte wird wiederum auf Daten von HASENAUER et al. (1999a,b) zurückgegriffen. Diese Untersuchungen enthalten Zuwachsindices, die aus zwei unabhängigen Bohrkernkollektiven gewonnen wurden. Die längere Jahresreihe dient für die Berechnung von „Anpassungsfaktoren“ zur Ermittlung der Jahreswerte, während mit der zweiten Zeitreihe die Unsicherheit dieser gewonnenen jährlichen „Anpassungsfaktoren“ hergeleitet wird. Dabei ergeben sich Abweichungen zu den aus der längeren Datenreihe berechneten Anpassungsfaktoren von maximal $\pm 3,2$ % (Tab. 6).

Die Unsicherheit der Nutzungswerte wird anders abgeleitet. Die Waldinventur liefert Daten zur mittleren jährlichen Nutzung in den Perioden 61/70, 86/90 und 92/96. Die relative Unsicherheit dieser Werte liegt bei $\pm 3,5$ % (Tab. 6). Bei der Berechnung von Werten für die mittlere jährliche Nutzung in den fehlenden Perioden sowie von Jahreswerten werden zusätzlich zur Waldinventur „Anpassungsfaktoren“ auf Basis der Holzeinschlagsmeldungen (HEM) und der Holzbilanz herangezogen. In diese geht die Nutzung laut HEM zwar ein, weshalb sie keine gänzlich unabhängige Überprüfungsmöglichkeit darstellt. Die Holzbilanz enthält allerdings zusätzlich das „sonstige Holz vom Waldboden“, das je nach Jahr zwischen 5 und 35 % der genutzten Mengen laut HEM beträgt und mit diesen nicht korreliert ist (siehe BITTERMANN und GERHOLD 1995). Will man die gemäß Holzbilanz ausgewiesenen Nutzungsdaten einzelner Jahre mit den berechneten Nutzungsdaten für einzelne Jahre vergleichen, ist eine Umrechnung der Holzbilanzdaten von Erntefestmeter ohne Rinde (Efm. o.R.) in Vorratsfestmeter in Rinde (Vfm. i.R.) erforderlich. Es besteht einige Unsicherheit über die Größe des Umrechnungsfaktors Vfm. i.R. in Efm. o.R.. Gemäß Literatur liegt dieser Umrechnungsfaktor zwischen 0,7 und 0,8 (STERBA und GRIESS 1983, RIEDER 1990, FBVA 1996). In der vorliegenden Studie wird daher ein Umrechnungsfaktor von 0,75 verwendet. Daraus ergeben sich für jene Jahre, für die auch die Holzbilanz Nutzungsdaten liefert, Vergleichswerte zu den jährlichen Nutzungen gemäß vorliegender Studie. Ein gesamtes Kohlenstoffmodell für Österreich, wie es derzeit in einem Gemeinschaftsprojekt der Forschungszentren Seibersdorf und Joanneum Research (ORTHOFFER 2000, pers. Mitteilung) in Bearbeitung ist, erfordert eine Konsistenz dieser Datensätze, da die Holzverwendung gemäß Holzbilanz hier Berücksichtigung findet (JONAS 2000, pers. Mitteilung). Als pragmatischer Ansatz wird daher in der vorliegenden Studie davon ausgegangen, dass jeweils die Hälfte der Differenz zwischen der jährlichen Nutzung gemäß Holzbilanz und der jährlichen Nutzung gemäß vorliegender Studie die Unsicherheit dieser beiden Statistiken darstellt. Die Unsicherheit der Nutzungsdaten variiert demnach in den einzelnen Jahren zwischen ± 5 und ± 16 % (Mittel ± 9 %). Da es sich bei den ± 16 % um einen einzelnen Ausreißer handelt, wird der zweithöchste Wert ($\pm 12,2$ %) als Unsicherheit für die jährliche Nutzung herangezogen (Tab. 6).

Es wird darauf hingewiesen, dass die in der vorliegenden Studie verwendeten Unsicherheiten für Zuwachs und Nutzung sich als Kombinationseffekt aufgrund der Abschätzung für fehlende Perioden, der Berechnung von Werten für einzelne Jahre sowie einer Anpassung an andere Statistiken ergeben. Wäre dies nicht erforderlich, könnten die von der Waldinventur ausgewiesenen, wesentlich kleineren Unsicherheiten für den mittleren jährlichen Zuwachs und die mittlere jährliche Nutzung direkt übernommen werden. Es wird jedoch nach-

folgend dargestellt, dass trotz der verwendeten größeren Unsicherheiten bei Zuwachs und Nutzung die Unsicherheit der Nettowerte (Zuwachs minus Nutzung) in realistischen Größen bleibt. Zudem sind die erhaltenen Bilanzwerte für die einzelnen Jahre jedenfalls vertrauenswürdiger als die Verwendung des Periodenmittelwertes bzw. interpolierter Werte für die Einzeljahre. Nachfolgendes Beispiel soll dies verdeutlichen: Die vorliegende Studie errechnet z. B. für das Jahr 1990 einen Zuwachs von $33.027.000 \pm 1.262.000$ Vfm. i.R. und eine Nutzung von $23.550.000 \pm 2.873.000$ Vfm. i.R. Sowohl die Periodenmittelwerte von 86/90 als auch die für das Jahr 1990 aus den Perioden 86/90 und 92/96 interpolierten Werte liegen außerhalb obiger Wertebereiche. Die Differenz der interpolierten Werte zu den Werten der vorliegenden Studie betragen für das Jahr 1990 beim Zuwachs etwa 9 % und bei der Nutzung 16 %. Dieses Beispiel legt nahe, dass bei einer Verwendung von Periodenmittelwerten oder interpolierten Werten für einzelne Jahre die Unsicherheiten dieser Jahreswerte im Vergleich zu jenen der vorliegenden Studie deutlich erhöht werden müssten. Die Ergebnisse in Kapitel 3.1.2 zeigen ausführlicher, inwieweit der Zuwachs sowie die Nutzung jährlichen Schwankungen unterliegt.

2.1.4.2.2 Unsicherheit des Konversionsfaktors „Vorratsfestmeter in Rinde → t Trockenmasse“

In Tab. 2 sind minimale sowie maximale Rohdichten (ρ_{tro}) enthalten, die für eine Bestimmung der Unsicherheiten dieses Konversionsfaktors verwendet werden. Nach SACHS (1984) kann die Standardabweichung aus der Spannweite einer Verteilung (Maximum minus Minimum) näherungsweise abgeschätzt werden, wobei sich die Standardabweichung aus der Division der Spannweite durch 4,2 (links- bzw. rechtsschiefe Verteilung) bzw. durch 4,9 (symmetrische Verteilung) ergibt. Die Minima, Maxima und Mittelwerte der Rohdichten in Tab. 2 legen nahe, dass alle drei Verteilungsformen bei den Holzarten vorkommen. Anhand der baumartenmäßigen Zusammensetzung von Zuwachs und Nutzung sowie den geschätzten Standardabweichungen zu den Rohdichten der einzelnen Holzarten wird mittels Fehlerfortpflanzungsgesetz die relative Standardabweichung der mittleren Rohdichte des österreichischen Waldes bestimmt und als relative Unsicherheit für den Konversionsfaktor „Vfm. i.R. → t TM“ herangezogen. Nach diesen Berechnungen hat dieser Umrechnungsfaktor eine relative Unsicherheit von rund ± 11 % (Tab. 6).

Diese vorsichtige Vorgangsweise wurde gewählt, da die Angaben zu den Rohdichten aus Übersichtswerken zur Technologie des Holzes entnommen wurden und daher nicht überprüfbar ist, inwieweit die mittleren Rohdichten nach Tab. 2 mit der für Österreich „wahren“ Rohdichte übereinstimmen. Zudem können keine Unsicherheiten für das Schwindmaß gemäß Tab. 2, das ebenfalls in die Berechnung des Konversionsfaktor „Vfm. i.R. → t TM“ eingeht, abgeleitet werden, da hier entsprechende Angaben zu Minima und Maxima in der verwendeten Literatur fehlen.

2.1.4.2.3 Unsicherheit des Konversionsfaktors „t Trockenmasse Schafftholz → t Trockenmasse Gesamtbaum“

KÖRNER et al. (1993) stellten die unterschiedlichen Anteile der Baumkompartimente für Fichte, Kiefer, Buche und Eiche und einzelne Altersklassen aus mehreren Ökosystemstudien zusammen. Daraus ergibt sich, dass je Baumart für einzelne Altersklassen mehrere Werte zur Verfügung stehen, von denen der Mittelwert als der gültige Wert für die Altersklasse in der vorliegenden Studie herangezogen wurde. Die entsprechenden Standardabweichungen dieser Mittelwerte sind in Tab. 3 enthalten und werden zur Bestimmung der Unsicherheiten der in Tab. 5 enthaltenen Konversionsfaktoren „t TM Schafftholz → t TM Gesamtbaum“ für Nadel- und Laubholz weiterverwendet. Diese Konversionsfaktoren konnten

nur von wenigen, lokal begrenzten und häufig nicht-österreichischen Ökosystemstudien abgeleitet werden, beruhen auf schwer zu erhebenden Grunddaten (z. B. Bestimmung der Wurzelmasse) und sind nur für einzelne, wenn auch in Österreich dominante Baumarten vorhanden¹². Es ist anzunehmen, dass diese Fallstudien nicht die ganze Variation der Konversionsfaktoren abdecken. Daher wird statt dem Standardfehler des Mittelwerts die Standardabweichung zur Bestimmung der Unsicherheit herangezogen. Diese ist wegen der Ähnlichkeit der Konversionsfaktoren zumeist relativ gering (siehe Tab. 3). Bei jenen Altersklassen, wo nur Werte zweier Studien vorhanden sind, wurde die Distanz des Mittelwerts von diesen beiden Werten herangezogen. Für jene Altersklassen, deren Konversionsfaktoren nur aus einer Studie ableitbar waren, wird als Unsicherheit die mittlere relative Standardabweichung der anderen Altersklassen eingesetzt. Anhand der Altersklassenanteile bei Zuwachs und Nutzung werden nachfolgend für jeweils jede der vier Baumarten gewichtete „maximale“ bzw. „minimale“ Konversionsfaktoren berechnet. Dies erfolgt unter Heranziehung der mittleren Konversionsfaktoren für die einzelnen Altersklassen erhöht bzw. erniedrigt um die jeweiligen relativen Standardabweichungen. Analog werden die Bandbreiten der Konversionsfaktoren für Zuwachs und Nutzung anhand der baumartenmäßigen Zusammensetzung errechnet. Anhand der Differenz zwischen diesen „maximalen“ bzw. „minimalen“ Konversionsfaktoren und dem gewichteten mittleren Konversionsfaktor, der sich aus den entsprechenden Konversionsfaktoren für Nadel- und Laubholz in Tab. 5 bzw. den Nadel- und Laubholzanteilen bei Zuwachs und Nutzung ergibt, werden die Unsicherheiten der beiden Konversionsfaktoren „t TM Schaftholz → t TM Gesamtbaum“ abgeleitet. Diese liegen sowohl beim Zuwachs als auch bei der Nutzung (jeweils Nadelholz und Laubholz gemeinsam) bei etwa $\pm 6,5\%$ (Tab. 6), wobei jener beim Nadelholz etwas unter diesem Wert, jener beim Laubholz über diesem Wert liegt (vgl. Tab. 3).

Die hier vorgestellte Ableitung der Unsicherheit für den Konversionsfaktor „t TM Schaftholz → t TM Gesamtbaum“ berücksichtigt nicht mögliche, sich aufhebende Effekte in den Unsicherheiten über die einzelnen Altersklassen bzw. über die einzelnen Baumarten aufgrund unterschiedlicher Richtungen (bzw. Vorzeichen) in der Abweichung des wahren Wertes vom Mittelwert. Eine solche Vorgangsweise schien jedoch aufgrund der oben dargestellten Anmerkungen zu diesem Umrechnungsfaktor gerechtfertigt.

2.1.4.2.4 Unsicherheit des Konversionsfaktors „t Trockenmasse → t Kohlenstoff“

Dieser Konversionsfaktors ist der vergleichsweise sicherste. Anhand Tab. 4 ist ersichtlich, dass der Kohlenstoffgehalt des Holzes – selbst über unterschiedliche Baumarten betrachtet – eine relativ konstante Größe ist. Man kann daher davon ausgehen, dass die Unsicherheit dieses Umrechnungsfaktors nicht über jenen $\pm 2\%$ liegt, die für die weiteren Berechnungen verwendet werden (Tab. 6).

¹² An dieser Stelle ist anzumerken, dass jene Konversionsfaktoren für Fichte, die sich aus österreichischen Untersuchungen (KRAPPENBAUER und BUCHLEITNER 1981, KRAPPENBAUER 1985, BAUER 1989, BAUMGARTNER und HAGER, in DeANGELIS et al. 1981, HAGER 1988) ergeben, durchwegs gut zu den entsprechenden mittleren Konversionsfaktoren \pm Standardabweichung gemäß Tab. 3 passen. Für die anderen Baumarten konnten keine österreichischen Daten ausfindig gemacht werden.

Tab. 6: Relative Unsicherheiten der Eingangsgrößen in die Berechnung der Kohlenstoffbilanz

	Relative Unsicherheiten in %				
	Waldinventur	Zusätzlich Unsicherheit aufgrund der Berechnung von Jahreswerten und des Ausgleichs von Statistiken	Konversionsfaktor „Vfm. i.R. → t TM“	Konversionsfaktor „t TM Schaftholz → t TM Gesamtbaum“	Konversionsfaktor „t TM → t C“
Zuwachs	2,0	3,2	11,1	6,5	2,0
Nutzung	3,5	12,2			

2.1.4.2.5 Unsicherheit der Werte für die Kohlenstoffbindung durch den Zuwachs, die Kohlenstofffreisetzung durch die Nutzung und die Nettokohlenstoffbilanz

Die einzelnen Werte gemäß Tab. 6 stellen – mit Ausnahme jener direkt von der Waldinventur übernommenen – keine statistisch abgeleiteten Standardfehler von Mittelwerten dar, die aus der gleichen Grundgesamtheit stammen, sondern wurden anhand der Datengrundlagen zu den verwendeten Konversionsfaktoren und anhand der unterschiedlichen Statistiken pragmatisch geschätzt. Für die Ableitung der Gesamtunsicherheiten der Ergebnisse muss dennoch auf das Fehlerfortpflanzungsgesetz zurückgegriffen werden. Demnach liegen die relativen Unsicherheiten für die einzelnen Jahre beim Biomassekohlenstoffzuwachs bei etwa $\pm 13\%$ und beim Kohlenstoffabgang durch die Nutzung bei etwa $\pm 18\%$ ¹³. Ein Großteil dieser Unsicherheiten ist auf die Konversionsfaktoren zurückzuführen (vgl. Tab. 6).

Bei der Unsicherheit der Nettokohlenstoffbilanz (Kohlenstoffbindung durch den Zuwachs minus Kohlenstofffreisetzung durch die Nutzung) der österreichischen Waldbiomasse ist zusätzlich zu berücksichtigen, dass sich die aus den Konversionsfaktoren ergebende Unsicherheit bei Kohlenstoffzuwachs und -nutzung in die gleiche Richtung auswirken. Es wird daher bei der Bestimmung der Unsicherheit der Nettokohlenstoffbilanz folgendermaßen vorgegangen.

Vorerst wird die Unsicherheit der Differenz von Zuwachs minus Nutzung in Vorratsfestmetern in Rinde mittels Fehlerfortpflanzungsgesetz für die einzelnen Jahre berechnet. Aus den Vorratsfestmeterdifferenzen für die einzelnen Jahre und deren Unsicherheiten und dem mittleren Konversionsfaktor „Vfm. Schaftholz i.R. → t C Gesamtbaum“ für Zuwachs und Nutzung und zugehöriger Unsicherheit werden in einem nächsten Schritt mittels Fehlerfortpflanzungsgesetz die Abweichungen der Nettokohlenstoffbilanz in den einzelnen Jahren berechnet. Der Mittelwert aus diesen absoluten jährlichen Abweichungen stellt die absolute Unsicherheit der Nettokohlenstoffbilanz der Jahresreihe 1961 bis 1996 dar. Die absolute Unsicherheit der jährlichen Nettokohlenstoffbilanz beträgt demnach ± 748 kt C. In den einzelnen Jahren entspricht dies zwischen $\pm 20\%$ und $\pm 74\%$ (im Mittel $\pm 30\%$) der zugehörigen Nettokohlenstoffbindung der Biomasse des österreichischen Waldes.

Bei der Gegenüberstellung der Jahreswerte von Zuwachs und Nutzung wurde festgestellt, dass die Wertereihen miteinander korreliert sind. Dies ergibt sich aus dem gemeinsamen Anstieg beider Größen seit 1961. Dennoch erscheint es nicht gerechtfertigt, diese Korrelation in der Fehlerfortpflanzung zu berücksichtigen, da der Zuwachs für ein einzelnes Jahr von der Witterung bestimmt ist und Nutzung vom Markt und eventuellen Schadereignissen gesteuert wird. Der langfristige Zusammenhang zwischen Zuwachs und Nutzung, der zweifelsohne besteht, wird dabei vernachlässigt.

¹³ Die Nutzungsdaten in Vfm. wurden mit einer unabhängigen Nutzungsstatistik in Einklang gebracht, woraus die Unsicherheit von $\pm 12,2\%$ resultiert (siehe Tab. 6 bzw. Kap. 2.1.4.2.1). Es ist davon auszugehen, dass diese Unsicherheit auch jene der Nutzung gemäß Waldinventur abdeckt, sodass diese $\pm 3,5\%$ (Tab. 6) bei der Fehlerfortrechnung nicht berücksichtigt wurden.

2.2 Abschätzungen zur möglichen Kohlenstoffveränderung im österreichischen Waldboden

Zur Abschätzungen der Veränderung der Kohlenstoffvorräte im österreichischen Waldboden liegen mit Ausnahme einer Waldbodenzustandsinventur (FBVA 1992) keine bundesweit systematisch gemessenen Daten vor, die – ähnlich wie bei der Waldbiomasse – eine genaue Berechnung der Veränderung im Betrachtungszeitraum 1961 bis 1996 erlauben würden. Eine Abschätzung der möglichen Kohlenstoffveränderung im Waldboden für diesen Zeitraum erfolgt daher aufgrund von Veränderungen von Einflussfaktoren auf den Waldbodenkohlenstoffvorrat. Dazu werden näher betrachtet: Zunahme der Waldfläche, Veränderungen des Streu- und Totwurzelanfalls aufgrund eines geänderten Biomassevorrates, Einstellung historischer Waldnutzungsformen, Veränderungen des Einflusses durch Wild- und Weidevieh, Zunahme der Nutzungen, Einstellung der Entrindung vor Ort, Veränderung des Kahlschlagnutzungen, Zunahme der Holzbodenfläche außer Ertrag und Temperaturänderungen (siehe Kap. 3.1.3). Für diese Abschätzungen sind Grundlagendaten erforderlich, deren Ableitung nachfolgend dargestellt wird.

2.2.1 Änderungen aufgrund der Zunahme des Streufalls und Totwurzelanfalls

Der Streufall und Totwurzelanfall im österreichischen Wald während der Jahre 1961 bis 1996 wird mit Hilfe des Schaftholzvorrats gemäß Waldinventur bzw. dessen Veränderung und baumkompartimentspezifischer Konversionsfaktoren berechnet. Der Ansatz unterstellt, dass sich der Streu- und Totwurzelanfall im österreichischen Wald in Relation zum Schaftholzvorrat verändert hat. Es ist allerdings nicht auszuschließen, dass die Schaftholzvorratszunahme im österreichischen Wald (siehe Tab. 1) teilweise auf bessere Nettoprimärproduktionsbedingungen zurückzuführen ist, die bei gleicher Wurzel- und Kronenbiomasse einen stärkeren Holzzuwachs ermöglicht haben. Eine gleiche Wurzel- und Kronenbiomasse würde aber einem Anstieg der jährlichen Menge an Streufall und Totwurzeln widersprechen. Allerdings zeigen Berechnungen von HASENAUER et al. (1999a) auf Basis von Fichtenbohrkernen aus einem repräsentativen Kollektiv von österreichischen Waldstandorten eine gute Übereinstimmung zwischen den Jahrringindices und der modellhaft berechneten Nettoprimärproduktion. Unterstellt man einen guten Zusammenhang zwischen Änderung der Jahrringindices und Änderung des Schaftholzvolumenzuwachses (Abb. 1), so ist auch der Biomassezuwachs der übrigen Baumkompartimente und in der Folge auch der jährliche Streufall bzw. der jährliche Anfall an Totwurzeln nicht unabhängig vom Schaftholzvolumenzuwachs. Da für die Abschätzung des Streu- und Totwurzelanfalls neben dem Zuwachs auch die Nutzung berücksichtigt werden muss, wird angenommen, dass sich der jährliche Streufall bzw. der jährliche Anfall an Totwurzeln in Relation zur Schaftholzvorratsveränderung in den Jahren 1961 bis 1996 geändert hat. Weiters wird davon ausgegangen, dass der Streufall und Totwurzelanfall in der Periode vor 1961 dem Mittel der Periode 1961 bis 1965 entsprach.

Für den Streu- und Totwurzelanfall ist eine feinere Aufschlüsselung der Konversionsfaktoren „t TM Schaftholz → t TM Gesamtbaum“ gemäß Tab. 3 in die Kompartimente Blätter bzw. Nadeln, Äste und Wurzeln nötig. Zudem muss die Blattmasse der Laubbäume Berücksichtigung finden, die bei den Berechnungen zur Veränderung der Waldbiomasse nicht berücksichtigt wurde, da sie jährlich abgeworfen und dem Waldboden-C-Pool zugeführt wird. Die Berechnungen ergeben eine Blattbiomasse, die 7,0 % der Schaftholzmasse im österreichischen Wald entspricht (8,5 % beim Nadelwald, 2,3 % beim Laubwald). Zur Abschätzung des jährlichen Streufalls wurde angenommen, dass die gesamte Blattbiomasse der Laubbäume und der Lärche jährlich dem Waldboden zugeführt wird und ein Fünftel der Nadelbiomasse bei Fichte bzw. die Hälfte der Nadelbiomasse bei Kiefer jährlich als Streu anfällt. Diese Annahmen stimmen gut mit Angaben bei ELLENBERG et al. (1986) überein. Damit ergibt sich

als jährlicher Nadel-/Blattstreufall im österreichischen Wald eine Masse, die 1,9 % der Schaftholzmasse entspricht (1,8 % beim Nadelwald, 2,3 % beim Laubwald).

Diese Nadel- bzw. Blattstremassen wurden anhand von Angaben in ELLENBERG et al. (1986) um die sonstige Feinstreu ergänzt (rd. 7 % des Feinstreufalls bei Fichte, rd. 19 % bei Buche). Mit Hilfe dieser Werte wird auch der Grobstreuanteil (z.B. Zweig-, Astmaterial) berechnet (rd. 8 % des Gesamtstreufalls bei Fichte, rd. 3 % bei Buche). Damit ergibt sich ein mittlerer jährlicher Streufall von 2,3 t TM/ha für den Nadelwaldanteil und 3,3 t TM/ha für den Laubwaldanteil Österreichs. Verglichen mit Literaturangaben bei ELLENBERG et al. (1986) und REICHLER (1981) sind diese Werte plausibel, wenngleich am unteren Ende publizierter Werte gelegen. Da die gesamte Ertragswaldfläche, die in die Berechnung des Streufalls je ha eingeht, auch temporär schwach bestockte oder unbestockte Flächen enthält, ist auch dies erklärlich.

Die Gesamtwurzelbiomasse im österreichischen Wald entspricht 31,4 % der Schaftholzmasse (33,5 % beim Nadelwald, 25,0 % beim Laubwald). Mit PERRUCHOUD (1999b) wird angenommen, dass der jährliche Totwurzelnfall der Masse an Feinstwurzeln entspricht (5 % der Gesamtwurzelmasse). Zusätzlich zum oberirdischen Streufall fallen somit im Mittel jährlich 1,7 t (Nadelwald) bzw. 1,3 t TM/ha (Laubwald) Totwurzeln an. Diese Größen stimmen mit Angaben von ELLENBERG et al. (1986) überein.

Die weiteren Umrechnungsfaktoren in Kohlenstoff entsprechen jenen der Tab. 4. Die Zunahme des Streufalls in der Periode 1961 bis 1996 wird in Anlehnung an Literaturangaben mit folgenden Dekompostierungsverlusten an die Atmosphäre und Abbaueiten abgeschrieben: Holziges Material 55 % Verlust in 14 Jahren, Nadeln 50 % Verlust in fünf Jahren, Blätter 50 % in zwei Jahren und Feinstwurzeln 73 % in zwei Jahren (KRAPPENBAUER und GASCH 1989, PERRUCHOUD 1996, PERRUCHOUD et al. 1999a). Der verbleibende Rest wird im Anschluss einer weiteren Abschreibung zugeführt (Abbau von zwei Drittel dieses Kompostierungsrests in den ersten 25 Jahren und ein Drittel in 4000 Jahren [vgl. HARRISON et al. 1993a, 1993b, 1995, TATE et al. 1995, TOWNSEND et al. 1995, HARRISON 1996, TRUMBORE et al. 1996, IPCC 1997, PERRUCHOUD et al. 1999a, BERG 2000, GIARDINA und RYAN 2000]).

2.2.2 Änderungen aufgrund der Einstellung historischer Waldnutzungsformen

Unter historischen Waldnutzungsformen werden Nutzung von Bodenstreu, die Schneitelung (Gewinnung von Hackstreu) und die Harznutzung (HAFNER 1994) verstanden.

Exakte Zahlen, zum Einfluss der Einstellung dieser Nutzungen auf die Entwicklung des Waldbodenkohlenstoffvorrates in den letzten Jahren sind selten. Einige vorliegende Grundlagen erlauben jedoch eine Abschätzung von Größenordnungen.

Der Einfluss der Einstellung von historischen Nutzungsformen auf den Biomassezuwachs und den daraus folgenden höheren Streufall (siehe ASSMANN 1961, KRAPPENBAUER 1983) ist indirekt in den Berechnungen zur Nettokohlenstoffbilanz der Waldbiomasse (Kap. 3.1.2) bzw. zur Veränderung des Waldbodenkohlenstoffvorrates aufgrund der Zunahme des Streufalls (Kap. 2.2.1 und 3.1.3.2) enthalten. Die Veränderungen des Waldbodenkohlenstoffvorrates, die auf die Einstellung der historischen Waldnutzungen zurückzuführen sind, dürfen daher in den vorliegenden Abschätzungen nicht mehr berücksichtigt werden, um eine doppelte Einrechnung identer Einflussfaktoren zu vermeiden. Umgekehrt bedeutet dies, dass die Abschätzungen zur Veränderung des Waldbodenkohlenstoffvorrates unter dem Titel Einstellung historischer Waldnutzungsformen sehr wahrscheinlich nicht die volle Veränderung dieses Vorrates aufgrund dieses Einflussfaktors abdeckt.

2.2.2.1 Bodenstreunutzung

Ausgangspunkt der Abschätzungen ist der laufende Streuertrag vom Standort streugenutzter Flächen während des Zeitraumes 1850 bis zur betrachteten Zeitreihe 1961 bis 1996. Unterstellt wird, dass der Kohlenstoffvorrat der streugenutzten Böden um diesen Betrag, jedoch unter Berücksichtigung der Dekompostierungs- und Abbauzeiten für Bodenkohlenstoff gemäß Kapitel 2.2.1 höher gewesen wäre. Es wird weiters unterstellt, dass nach Einstellung der Bodenstreunutzung der Kohlenstoffvorrat im Boden sukzessive zunimmt, was grundsätzlich mit den Ergebnissen von PRIETZEL et al. (1997) übereinstimmt. Als Zeitraum für die Zunahme des Bodenkohlenstoffvorrates werden gemäß Kapitel 2.4 die ersten 20 Jahre für zwei Drittel und die nachfolgenden 80 Jahre für ein Drittel dieses Differenzbetrages zwischen Streunutzung und fehlender Streunutzung herangezogen. Da der für die Berechnungen des Differenzbetrages herangezogene Streuertrag auf streugenutzten Flächen geringer ist als der Streuertrag bei nicht streugenutzten Flächen (siehe „Vademekum für die Forstwirtschaft“ cit. in JANDL 1993) garantiert eine derartige Vorgangsweise, dass ein „doppeltes Einrechnen“ (siehe einleitende Worte zum Kap. 2.2.2) vermieden wird.

Es liegen wenige Informationen vor, wie viel Waldfläche in Österreich von der Bodenstreunutzung betroffen war. Dementsprechend schwierig ist die Ausgangslage für diese Abschätzungen. WESSELY (1853, cit. in GLATZEL 1994) berichtet für „Deutschtirol und Vorarlberg“ von einer „Ernte“ von 1,469 Mill. Kubikklafter Streu pro Jahr auf einer Gesamtwaldfläche von 614.000 ha. GLATZEL (1994) geht davon aus, dass 60 % dieser Waldfläche der Streunutzung (Boden- und Schneitelstreu) zugänglich waren. Inwieweit diese zugängliche Waldfläche tatsächlich streugenutzt wurde, ist unklar. Eigenen Schätzungen zufolge kann man je nach Zugänglichkeit und Besiedlungsdichte davon ausgehen, dass zwischen 10 und 50 % der früheren Waldfläche streugenutzt wurden. Berücksichtigt man die ehemals geringere Waldfläche, so kann man davon ausgehen, dass im Minimum etwa 300.000 ha der heutigen Waldfläche streugenutzt wurden. Um eine Überschätzung der Kohlenstoffverluste (bzw. Kohlenstoffvorratszunahmen durch die Einstellung der Streunutzung) zu vermeiden, wird diese Fläche den Berechnungen zugrundegelegt¹⁴. Weiters wird berücksichtigt, dass die Streunutzung in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts abnahm und seit den 50er-Jahren in Österreich nicht mehr praktiziert wird (GLATZEL 1991). Es wird daher unterstellt, dass die streugenutzte Fläche während des Zeitraumes 1851 bis 1900 konstant blieb und im Anschluss daran bis 1950 sukzessive auf Null abnahm¹⁵.

Das zeitliche Intervall der Bodenstreunutzung kann aus den Vorschriften des Reichs-Forstgesetzes 1852 näherungsweise abgeleitet werden. Demnach durfte die Bodenstreunutzung höchstens jedes dritte Jahr auf derselben Stelle wiederholt und nie auf Bodenstreu und Schneitelstreu gleichzeitig ausgedehnt werden (HAFNER 1994). Die Streuerträge wurden einer Zusammenstellung in JANDL (1993) für Fichte, Kiefer und Buche getrennt nach Nutzungsintervall, Bodenqualität und Altersklasse entnommen. Als Nutzungsintervall werden vier Jahre herangezogen. Bezüglich Bodenqualität und Altersklasse werden die Werte gemittelt. Demnach ergibt sich alle vier Jahre ein Streuentzug von 6,4 t TM/ha bei Buche, 5,7 t TM/ha bei Kiefer und 7,9 t TM/ha bei Fichte. Diese Werte korrespondieren zu Angaben in GLATZEL (1994). Für diese Zahlen wurden in Anlehnung an die mittleren Kohlenstoffgehalte des Auflagehumus in Österreich (FBVA 1992) ein Kohlenstoffgehalt von 30 % unterstellt. Die Baumartenzusammensetzung der streugenutzten Waldfläche wurde mit 70 % Fichte, 10 % Kiefer und 20 % Buche angenommen.

¹⁴ Diese Heranziehung des Minimumwertes ist auch deshalb angebracht, da eine Einstellung der Streunutzung nicht notwendigerweise mit einer Zunahme des Bodenkohlenstoffvorrates in der erwarteten Größenordnung einhergehen muss (siehe PRIETZEL et al. 1997).

¹⁵ Dies berücksichtigt nicht, dass während der Zeit der beiden Weltkriege die Streunutzung eventuell wieder erhöht wurde.

2.2.2.2 Schneitelstreunutzung

Die Fläche, auf der geschneitelt wurde, wird in Analogie zu Kapitel 2.2.2.1 mit 300.000 ha angenommen. Nach Angaben in HAFNER (1994) durfte Schneitelung aufgrund der gesetzlichen Vorschriften wie die Bodenstreunutzung ebenfalls höchstens alle drei Jahre durchgeführt werden. Nach HAFNER (1994) war die Schneitelung in der Mitte des 20. Jahrhunderts nur mehr vereinzelt in der Oststeiermark zu beobachten. Aus diesem Grund wird eine Frequenz und zeitliche Entwicklung der Schneitelung in Österreich in Analogie zu Kapitel 2.2.2.1 herangezogen.

Nach JANDL (1993) wurden in erster Linie Nadelbäume geschneitelt. Der Entzug bei Wiederholungsschneitelung betrug zwischen 0,5 und 1,0 t Aststreu (Fichte, Tanne) und 25 % dieser Werte bei Kiefer. Entsprechend den Mittelwerten sowie einem unterstellten Baumartenverhältnis auf der geschneitelten Fläche von 7 (Fichte und Tanne) zu 1 (Kiefer) ergibt sich alle vier Jahre ein Entzug von 0,7 t TM/ha. Die Schneitelung bedeutete somit verglichen zur Bodenstreunutzung einen um etwa eine Zehnerpotenz geringeren Biomassenentzug. In Anlehnung an KRAPPENBAUER (1981) wird unterstellt, dass sich die entzogene Biomasse zu 50 % aus Nadeln und zu 50 % aus Astmaterial zusammensetzt. Die herangezogenen Kohlenstoffgehalte beziehen sich auf die Angaben in Tab. 4, die Dekompostierungs- und Abbauprozente im Boden entsprechen den Angaben in Kapitel 2.2.1. Um auch hier ein doppeltes Einrechnen zu vermeiden erfolgte der Berechnungsansatz in Analogie zu Kapitel 2.2.2.1.

2.2.2.3 Harznutzung

Besonders Schwarzkiefernbestände in Niederösterreich wurden zur Harznutzung herangezogen (HAFNER 1994). Aufgrund der Einfuhr billigerer Überseeerzeugnisse wurde die Harznutzung in den vergangenen Jahrzehnten eingestellt. Nach Angaben in ZUKRIGL (1999) wurden pro Jahr und Baum 2,5 bis 4 kg Harz gewonnen. Selbst wenn man - als unrealistische Variante - eine harzgenutzte Gesamtstammzahl von 13,6 Mio. Schwarzkiefern¹⁶ heranzieht und einen Kohlenstoffgehalt des Harzes von 50 % zugrundelegt, ergäbe sich ein sehr geringer jährlicher Kohlenstoffentzug von etwa 29 kt Kohlenstoff (bzw. 1,4 t C/ha). Dazu kommt, dass sich ein Gutteil des Kohlenstoffentzuges durch Harznutzung wahrscheinlich auf das Biomassewachstum der Schwarzkiefern auswirkte. Dessen Einstellung verbesserte demnach Wachstum und Streufall bzw. Totwurzelnfall der Schwarzkiefernbestände, was in den Werten des Kap. 3.1.2 und Kap. 3.1.3.2 bereits indirekt enthalten ist und hier nicht mehr verrechnet werden darf, um „doppeltes Einrechnen“ zu vermeiden. Schwarzkiefern stocken auf einem Flächenanteil von 0,7 % des österreichischen Ertragswaldes (SCHIELER et al. 1995). Es ist daher insgesamt davon auszugehen, dass Harznutzung keinen signifikanten Einfluss auf die Veränderung des Bodenkohlenstoffvorrates des österreichischen Waldes hatte.

2.2.3 Änderungen aufgrund des Einflusses von Wild und Weidevieh

Einen weiteren Faktor stellt auch die Aufnahme und Ausscheidung von Kohlenstoff im Zuge des Stoffwechsels durch Rot-, Reh-, Gams- und Schwarzwild und durch Weidetiere – soweit dies die Waldbiomasse oder den Waldboden betrifft – dar. Die Auswirkungen daraus auf die Kohlenstoffvorräte der Baumbiomasse und in weiterer Folge auf den Eintrag durch Streufall in den Boden, sind indirekt in den Berechnungen der Kapitel 3.1.2 und 3.1.3.2 enthalten und dürfen daher hier nicht mehr berücksichtigt werden, um ein „doppeltes Einrechnen“ zu vermeiden.

¹⁶ Dieser Wert errechnet sich aus der gesamten österreichischen Waldfläche mit Schwarzkiefern älter als Altersklasse 2 (21.000 ha SCHIELER et al. 1995) unter Heranziehung einer mittleren Stammzahl von 850 Schwarzkiefern je ha.

Nach REIMOSER (2000, pers. Mitteilung) ist davon auszugehen, dass nach einem Anstieg in den Nachkriegsjahren ab den 60er-Jahren des 20. Jahrhunderts der Bestand dieser Wildtiere in Österreich eine relativ konstante Höhe aufwies. Die Biomasseentzüge aus dem Wald durch Wildtiere aufgrund der gestiegenen Abschüsse in den letzten Jahrzehnten (ZEILER 1996) stellen bezogen auf die Nettokohlenstoffbindung der Waldbiomasse im Zeitraum 1961 bis 1996 eine vernachlässigbare Größe dar (nach grober Abschätzung im Bereich von kleiner einem Promille). Noch dazu ist ein Gutteil des Aufbaus dieses tierischen Kohlenstoffpools auf die Verfütterung von Biomasse, die nicht aus dem Wald stammt, zurückzuführen.

Die beweidete Waldfläche war in den letzten Jahren des Betrachtungszeitraums geringer als in den 60er-Jahren, die Anzahl der aufgetriebenen Tiere eher höher (BMLF 1964-1998). Nimmt man etwa an, dass das Weidevieh als Galtvieh mit 150 kg aufgetrieben wird und fünf Jahre später mit 300 kg geschlachtet wird und unterstellt man, dass 50 % dieser Gewichtszunahme auf die Stallhaltung im Winter zurückzuführen ist, verbleiben 75 kg Gewichtszunahme, die auf die Waldweide zurückzuführen sind. Unterstellt man einen Trockenmassenanteil dieser 75 kg von 30 % mit einem Kohlenstoffgehalt von 50 % sowie eine jährlich aufgetriebenen Anzahl von etwa 90.000 Kühen ergibt sich ein Entzug aus dem Wald von rd. 1 kt C in fünf Jahren.

Aus diesen Angaben und Schätzwerten lässt sich ableiten, dass die Änderung der Kohlenstoffeinträge in bzw. der indirekten Entzüge vom Waldboden aufgrund dieser Einflussfaktoren in den letzten Jahrzehnten vernachlässigbar war.

2.2.4 Änderungen aufgrund der Zunahme der Nutzungen

Die Nutzungen im österreichischen Wald nahmen im Verlauf der Jahre 1961 bis 1996 zu (siehe Tab. 1). Für eine Abschätzung des daraus zusätzlich anfallenden Eintrages an Schlagabraum bzw. toter organischer Biomasse in den Waldboden wird unterstellt, dass die Nutzung vor der betrachteten Zeitreihe 1961 bis 1996, so war wie das Mittel der Jahre 1961 bis 1965.

In Österreich wird üblicherweise lediglich das Schaftholz in Rinde dem Standort entzogen. Der Rest (Äste, Blätter bzw. Nadeln, Wurzeln, Stöcke und Ernteverluste) verbleibt am Standort und wird somit dem Boden-C-Pool zugeführt. Mit Hilfe von Konversionsfaktoren für die einzelnen Baumkompartimente „t TM Schaftholz → t TM Gesamtbaum“ gemäß Tab. 3 in Blatt- bzw. Nadel-, Ast- und Wurzelprozentanteile sowie den Konversionsfaktoren nach Tab. 4 werden diese Kohlenstoffmassen abgeschätzt. Demnach setzt sich die Baumbiomasse (abzüglich Schaftholz) im österreichischen Wald im Nadelwald zu 82 % aus Ästen und Grobwurzeln, zu 15 % aus Nadeln und zu 3 % aus Feinstwurzeln und im Laubwald zu 93 % aus Ästen und Grobwurzeln, zu 5 % aus Blättern und zu 2 % aus Feinstwurzeln zusammen. Zu dieser Biomasse, die nach der Nutzung am Standort verbleibt, kommt der Ernteverlust. Bei einem Umrechnungsfaktor von 0,75 von Vfm. i.R. zu Efm. o.R. und einem Rindenanteil von etwa 6 % am Schaftholz in den stärkeren Dimensionen (KRAPFENBAUER und BUCHLEITNER 1981) ergibt sich ein Ernteverlust von 19 % des Schaftholzes, der ebenfalls am Standort verbleibt.

Etwa 6 % der bei der Nutzung gemäß Waldinventur ausgewiesenen Mengen stellen Holz dar, das dem Standort nicht entzogen wurde (tote Bäume u.ä.). Es wird für diese Abschätzung von der Nutzungsmenge abgezogen.

Die Zunahme der am Standort verbleibenden Baummasse durch die gestiegene Nutzung im Betrachtungszeitraum wird gemäß den herangezogenen Abbauzeiten im Boden entsprechend den Angaben in Kapitel 2.2.1 beschrieben. Derart wird die zusätzliche Aufstockung des Waldboden-C-Vorrates berechnet.

2.2.5 Änderungen aufgrund der Einstellung der Entrindung vor Ort

In früheren Jahren wurde Nadelholz bereits am Standort entrindet. Es wird daher abgeschätzt, wie viel Kohlenstoff dem Waldboden durch Einstellung dieser Praxis entzogen wird. Es wird davon ausgegangen, dass vor 1961 das Nadelholz im Wald entrindet wurde und danach nicht mehr. Für die Berechnungen werden die Nutzungsanteile der stärkeren Nadelholzdimensionen (> Altersklasse 3) herangezogen. Rund 80 % der Gesamtnutzung entfällt auf diese Altersklassen (SCHIELER et al. 1995), und dieser Prozentsatz wird daher auch bei der Nadelholznutzung unterstellt. Etwa 6 % des bei der Nutzung gemäß Waldinventur ausgewiesenen Vorrates stellt Holz dar, das dem Standort nicht entzogen wird, sondern als umgefallene tote Bäume und ähnliches im Wald verbleibt und somit von der Nutzungsmenge abgezogen werden muss. Das Rindenprozent, der Ernteverlust sowie der Kohlenstoffgehalt der Rinde entsprechen den Angaben in Kapitel 2.2.4 bzw. in Tab. 4. Als Zeiträume für Dekompostierung und weitere Umsetzung im Mineralboden werden die Werte für Holz gemäß den Angaben in Kapitel 2.2.1 unterstellt.

2.2.6 Änderungen aufgrund der Kahlschlagnutzungen

Informationen zum Flächenausmaß jährlicher Kahlschlagnutzungen liegen lediglich für die letzten beiden Waldinventurperioden vor (siehe Kap. 2.4). Mit Hilfe der Nutzungsangaben in Vfm i.R. wird daher geschätzt, inwieweit sich die jährliche Kahlschlagfläche im Zeitraum 1961 bis 1996 verändert hat. Dabei wird unterstellt, dass sich die jährliche Kahlschlagfläche in gleicher Relation wie die Nutzungsmenge des Kahlschlags verändert. Daraus ergibt sich, dass die Fläche mit Kahlschlagnutzungen von der ersten Waldinventur bis zur Waldinventur 1986/90 zugenommen hat und nachfolgend wieder eine rückläufige Tendenz aufweist.

Es wird davon ausgegangen, dass der Waldbodenkohlenstoffvorrat (etwa 120 t C je ha, Auflagehumus plus Mineralboden 0-50 cm, vgl. Kap. 2.3.2) in den nach dem Kahlschlag folgenden acht Jahren um 25 % (REHFUESS 1981) abnimmt. Anhand der abgeleiteten Veränderung der Kahlschlagfläche im Zeitraum 1961 bis 1996 wird die diesbezügliche zusätzliche Freisetzung an Waldbodenkohlenstoff abgeschätzt.

2.2.7 Änderungen aufgrund von Temperaturerhöhungen

In Anlehnung an Ergebnisse von AUER et al. (1992) und EEA (1998) wird für die vorliegenden Abschätzungen unterstellt, dass in Österreich die Jahrestemperatur in der Zeitperiode 1961 bis 1996 im Mittel um 0,5°C höher war als in den hundert Jahren davor. Anhand der Ergebnisse von TRUMBORE et al. (1996) für Waldböden aus temperierten Gebieten ergibt sich bei einem solchen Temperaturunterschied eine um etwa 6,5 % kürzere Abbauzeit für den rasch umsetzenden Mineralbodenhumuspool. Nach Literaturangaben gehören etwa zwei Drittel des Mineralbodenhumus zu dieser rasch abbaubaren Humusfraktion mit Umsetzungszeiten von wenigen Jahrzehnten, etwa ein Drittel hat Umsetzungszeiten von 1000 bis einigen 1000 Jahren (HARRISON et al. 1993a, 1993b, 1995, TATE et al. 1995, TOWNSEND et al. 1995, HARRISON 1996, TRUMBORE et al. 1996, IPCC 1997, PERRUCHOUD et al. 1999a, BERG 2000, GIARDINA und RYAN 2000). In Anlehnung an diese Ergebnisse wird unterstellt, dass zwei Drittel des österreichischen Waldbodenkohlenstoffvorrates von 121 t C je ha (siehe Kap. 2.3.2), der sich auf das Jahr 1988 bezieht, zum rasch umsetzenden Humuspool gehören. Jene rund 12 % dieses C-Pools, die dem Auflagehumus zuzurechnen sind, werden bei dieser Aufteilung ebenfalls einbezogen. In einem nächsten Schritt wird die jährlichen Kohlenstoffnachlieferung in den Waldboden je ha berechnet. Dafür werden lediglich der jährliche Streufall und Totwurzelanfall (siehe Kap. 2.2.1) sowie die jährlich aufgrund der Nutzung am Standort verbleibende tote Biomasse (siehe Kap. 2.2.4) herange-

zogen, die Summe durch die österreichische Ertragswaldfläche dividiert. Als Ergebnis erhält man die mittlere jährliche C-Nachlieferung je ha österreichischen Ertragswaldboden von 1961 bis 1996. In einem nächsten Schritt werden zwei Szenarien unterstellt: Szenario 1 geht davon aus, dass bei einer mittleren Temperatur wie „vor 1961“, der jährliche C-Abbau je ha Waldboden (der quantitativ fast ausschließlich den rasch umsetzenden C-Pool betrifft) und die jährliche C-Nachlieferung je ha Waldboden im Jahr 1961 annähernd gleich waren. Die Abbauzeit die sich aufgrund eines solchen Gleichgewichts für das Jahr 1961 ergibt wird anschließend für die gesamte Jahresreihe 1961 bis 1996 konstant gehalten. Unter diesen Bedingungen wäre der C-Pool je ha im Jahr 1961 annähernd gleich geblieben, aufgrund der Zunahme des Eintrags an toter organischer Substanz von 2,1 t C/ha im Jahr 1961 auf 2,8 t C/ha im Jahr 1996 wäre er aber bei unveränderter Temperatur bis 1996 angestiegen („C-Anreicherungszenario“). Szenario 2 geht davon aus, dass der Kohlenstoffabbau im Jahr 1988, dem Bezugsjahr für den herangezogenen Bodenkohlenstoffvorrat, dem mittleren Kohlenstoffeintrag in den Jahren 1961 bis 1988 entsprach. Nach diesem Szenario wäre also bei unterstellter gleicher Abbauzeit 1961 bis 1996 wie im Jahr 1988 der Kohlenstoffvorrat je ha trotz gesteigener Kohlenstoffnachlieferung am Ende der Jahresreihe 1961 bis 1996 nicht wesentlich höher gewesen als am Anfang der Jahresreihe („C-Gleichgewichtsszenario“).

Die Berechnungen erfolgten folgendermaßen: Die jährlich abgebaute Menge an rasch umsetzbaren Kohlenstoff im Waldboden ist der Vorrat dieses Kohlenstoffs im Waldboden geteilt durch die Umsetzungszeit. Für Szenario 1 wurde als Ausgangspunkt der Berechnungen der Vorrat dieses Kohlenstoffs je ha im Jahr 1961¹⁷ mittels Rückrechnung aus jenem des Jahres 1988¹⁸ abgeschätzt. Anschließend wird die Umsetzungszeit so angepasst, dass beginnend vom Vorrat des Jahres 1961 und unter Heranziehung der C-Nachlieferung in den Boden in den Einzeljahren der Vorrat im Jahr 1988 erreicht wird. Dies erfolgt unter Heranziehung der entsprechenden Formel zur Berechnung der Boden-C-Veränderung¹⁹. Die so erhaltene Umsetzungszeit stellt die – anhand der Angaben bei TRUMBORE et al. (1996) – um 6,5 % kürzere Umsetzungszeit aufgrund der höheren Temperatur um 0,5 °C dar. Anhand dieser Angabe lässt sich die Umsetzungszeit ohne Temperaturänderung berechnen und die Bodenkohlenstoffveränderung 1961 bis 1996 ohne Temperaturveränderung – wiederum mit dem Vorrat für 1961 beginnend – als Vergleich zu jener mit höherer Temperatur berechnen.

Ausgangspunkt der Berechnungen bei Szenario 2 ist die mittlere jährliche C-Nachlieferung in den Jahren 1961 bis 1988 und der Vorrat an rasch abbaubarem Kohlenstoff im Waldboden im Jahr 1988 (gleich wie bei Szenario 1). Die Umsetzungszeit bei unveränderter Temperatur wird durch die Gleichsetzung der jährlich abgebauten Menge an rasch umsetzbaren Kohlenstoff im Waldboden im Jahr 1988 (Vorrat dieses Kohlenstoffs 1988 geteilt durch die Umsetzungszeit) mit der mittleren jährlichen C-Nachlieferung in den Jahren 1961 bis 1988 errechnet. Diese Umsetzungszeit wird aufgrund der Temperaturerhöhung um 0,5 °C um 6,5 % reduziert (TRUMBORE et al. 1996). Mit Hilfe der verkürzten Umsetzungszeit, der Formel zur Berechnung der Boden-C-Veränderung in den Jahren (siehe oben), den Kohlenstoffnachlieferungen in den einzelnen Jahren (gleich wie bei Szenario 1) und dem Vorrat an rasch abbaubarem Waldbodenkohlenstoff im Jahr 1988 wird der Anfangswert dieses Pools im Jahr 1961 so angepasst, dass im Jahr 1988 der bekannte Bodenvorrat dieses Kohlenstoffs

¹⁷ Mit Hilfe der jährlichen Veränderungen des Streufalls, Totwurzelanfalls und der nach der Nutzung verbleibenden restlichen toten Biomasse im österreichischen Wald unter Berücksichtigung der spezifischen Umsetzungszeiten (siehe Kap. 2.2.1) wurde der Vorrat an rasch abbaubarem Kohlenstoff im Jahr 1961 auf Basis des diesbezüglichen Vorrates im Ertragswaldboden des Jahres 1988 (2/3 von rd. 403 Mt C) mittels Rückrechnung abgeschätzt. Der Vorrat dieses C-Pools je ha für 1961 ergibt sich durch die Division mit der Ertragswaldfläche in diesem Jahr und entspricht bemerkenswerter Weise nahezu jenem des Jahres 1988 (80,7 t C je ha).

¹⁸ 80,7 t C je ha (siehe oben)

¹⁹ Der Bodenkohlenstoffvorrat eines Jahres ergibt sich aus dem Produkt von Bodenkohlenstoffvorrat des Vorjahres und dem Term $1 - k$ (k = Reziprokwert der Umsetzungszeit) und Addition der mittleren Kohlenstoffnachlieferung in den Waldboden in den Jahren 1961 bis 1996 zu diesem Produkt.

erreicht wird. Im Anschluss wird vom derart berechneten Anfangspool des Jahres 1961 die Zeitreihe mit der unverkürzten Umsetzungszeit (ohne Temperaturveränderung) berechnet.

Nach diesen Berechnungen ergeben sich Umsetzungszeiten für den rasch umsetzenden Kohlenstoffpool (inkl. Auflagehumus) von rund 37 Jahren (Szenario 1) und 35 Jahren (Szenario 2) bei fehlender Temperaturerhöhung (mittlere Temperatur der Hundert Jahre vor 1961) bzw. 34,6 Jahre (Szenario 1) und 32,8 Jahre Umsetzungszeit (Szenario 2) aufgrund der Temperaturerhöhung um 0,5 °C in den Jahren 1961-96. Diese Werte entsprechen gut den Angaben in der Literatur für temperierte Gebiete (siehe beispielsweise TRUMBORE et al. 1996, PERRUCHOUD et al. 1999a) sowie den angenommenen Abbauzeiten gemäß Kapitel 2.2.1, wenn zusätzlich berücksichtigt wird, dass in diesen Zeiträumen auch die Zeit für die Dekompostierung der anfallenden Streu enthalten ist.

2.3 Berechnungen zum Kohlenstoffvorrat im österreichischen Wald im Jahr 1990

Gemäß Artikel 3.4 (1. Satz) des Kyoto-Protokolls sind die Vertragsstaaten verpflichtet, die Kohlenstoffvorräte im Jahr 1990 zu berichten (UNFCCC 1997). In der vorliegenden Studie werden daher die Kohlenstoffvorräte in der Biomasse und im Boden des österreichischen Waldes für dieses Jahr berechnet.

2.3.1 Berechnungen zum Kohlenstoffvorrat in der österreichischen Waldbiomasse

Ausgangspunkt sind wiederum die Daten der Österreichischen Waldinventur für die Perioden 1986/90 und 1992/96 (Tab. 1; SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997). Ergebnisse für die Ertragswaldfläche, die Fläche des Schutzwaldes außer Ertrag sowie für den Vorrat des Ertragswaldes im Jahr 1990 werden mittels linearer Interpolation aus den beiden Perioden 1986/90 und 1992/96 abgeleitet, wobei jeweils die Periodenmitte (1988, 1994) als Bezugsjahr verwendet wird. Da diese Parameter keinen maßgeblichen jährlichen Schwankungen unterliegen, ist eine Interpolation für die Ableitung von Werten für das Jahr 1990 mit vernachlässigbaren Fehlern behaftet. Im Jahr 1990 betrug demnach die Ertragswaldfläche 3.338.000 ha, die Fläche des Schutzwaldes außer Ertrag 459.000 ha und der Vorrat des Ertragswaldes 977 Mio. Vfm. Schaftholz in Rinde.

Mittels Konversionsfaktoren wird dieser Inventur-Vorratswert des Ertragswaldes in einen C-Vorrat der Gesamtbiomasse umgewandelt. Die Rechenschritte erfolgen in Analogie zu Kapitel 2.1.3, wobei jedoch die Konversionsfaktoren für den C-Vorrat auf Basis der alters- und baumartenmäßigen Zusammensetzung des Vorrates im Ertragswald abgeleitet werden. Der Konversionsfaktor „Vfm. Schaftholz i.R. → t C Gesamtbaum“ beträgt für den Nadelholzvorrat des Ertragswaldes rund 0,30 und für den Laubholzvorrat des Ertragswaldes rund 0,39.

Für den Vorrat im Schutzwald außer Ertrag liegen keine systematisch gemessenen Daten vor. Auf Basis von früheren Messungen unter Einbeziehung von Stämmen mit einem BHD > 20 cm beträgt der Vorrat im Schutzwald außer Ertrag 80 Vfm. Schaftholz in Rinde je Hektar. Ein nicht unbedeutender Anteil des Vorrates in dieser Kategorie entfällt auf Stämme mit einem BHD < 20 cm (z. B. Latschen- und Grünerlengebüsch). Weiters ist im Schutzwald außer Ertrag von höheren Kronen- und Wurzelanteilen bezogen auf die Gesamtbaumbiomasse auszugehen, was sich in entsprechend höheren Umrechnungsfaktoren „Schaftholz → Gesamtbaumbiomasse“ äußern würde. Der Vorrat des Schutzwaldes in Ertrag wurde auf Basis einer Kluppschwelle von 5,0 cm systematisch erhoben und betrug 255 Vfm. Schaftholz i.R. je Hektar im Jahr 1990. Für den C-Vorrat in der Biomasse am Hektar Schutzwald außer Ertrag

wurde angenommen, dass dieser einem Äquivalent von 100/255 des C-Vorrates des Schutzwaldes in Ertrag entspricht. Die Verwendung dieses höheren Äquivalents (statt dem Äquivalent 80/255 gemäß den Angaben in Vfm.) wurde aufgrund der zugrunde liegenden höheren Kluppschwelle und den wahrscheinlich höheren Konversionsfaktoren im Schutzwald außer Ertrag im Vergleich zum Schutzwald in Ertrag gewählt

Die Unsicherheit des C-Vorratswertes der Waldbiomasse wird auf Basis der Unsicherheit der Vorratsmessung der Österreichischen Waldinventur (rund 2 %, SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997) und jener der drei Konversionsfaktoren (Tab. 6) berechnet und beträgt rund ± 13 %.

2.3.2 Berechnungen zum Kohlenstoffvorrat im österreichischen Waldboden

Für die Berechnungen des Kohlenstoffvorrates werden die Daten der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur im österreichischen Waldboden bis 50 cm Bodentiefe herangezogen (FBVA 1992). Da im Rahmen dieser Erhebung der Auflagehumus volumengerecht geworben wurde, können die mittleren C-Vorräte je Hektar im Auflagehumus des österreichischen Waldbodens direkt als gewichtetes Mittel der Vorräte im Auflagehumus der einzelnen Bodentypen berechnet werden. Demnach beträgt der mittlere C-Vorrat im Auflagehumus des österreichischen Waldbodens 15 t C_{org} pro ha.

Da der Mineralboden nicht volumengerecht geworben wurde, wird hier auf Basis der aktuellen Fachliteratur eine Neuabschätzung durchgeführt. Die in der Waldbodenzustandsinventur gemessenen Konzentrationen von organischem Kohlenstoff in den einzelnen Mineralbodentiefenstufen bis 50 cm und die an den Profilwänden nach BLUM et al. (1989) geschätzten Volumenanteile des Grobskeletts werden dafür herangezogen. Da die Bodendichten im Rahmen dieser Inventur nicht gemessen wurden, müssen sie anhand folgender Prozeduren geschätzt werden. Die Bodendichte wird nach Formel (7) in Anlehnung an LAL et al. (1998) näherungsweise bestimmt:

$$\text{Bodendichte [g/cm}^3\text{]} = 100 / \{(\% \text{ organ.Subst.} / 0,224) + [(100 - \% \text{ organ.Subst.}) / 1,4]\} \quad (7)$$

Der Faktor 0,224 ist die nach LAL et al. (1998) angenommene Dichte der organischen Substanz in g/cm³. Der Faktor 1,4 stellt die für die vorliegende Studie herangezogene Dichte des Mineralbodens in g/cm³ dar, die nach KUNTZE et al. (1994) zwischen 1,4 und 1,75 liegt. Die im Rahmen der Waldbodenzustandsinventur gemessenen Prozente an organischem C in den Mineralbodentiefenstufen werden mit dem Faktor 1,96 auf die Prozent organische Substanz umgerechnet, was dem mittleren C-Gehalt der organischen Substanz von 51 % (44 % - 58 %) nach KUNTZE et al. (1994) entspricht.

Im Gelände wird der Grobskelettanteil an der Profilwand geschätzt und in die in Österreich verwendete Ordinalskala eingehängt. Da die chemischen Analysen tiefenstufenweise, die Grobskelettanschätzung aber nach genetischen Horizonten erfolgte, ist vorerst eine lineare Interpolation der Klassenwerte nach BLUM et al. (1989) erforderlich, um den tiefenstufenbezogenen Grobskelettanteil zu errechnen. Die erhaltenen interpolierten Werte werden sodann in Prozentwerte zum Volumensanteil des Grobskeletts aufgelöst. Anhand der nach (7) berechneten Bodendichte und dem Grobskelettanteil (der keinen organischen Kohlenstoff enthält) wird die Masse des Feinbodens < 2 mm (FB) nach Formel (8) berechnet:

$$\text{Masse FB [g/m}^3\text{]} = \text{Bodendichte} * (1 - \text{Skelettgehalt [\%]} / 100) \quad (8)$$

Mit den Feinbodenmassen und den im Rahmen der Waldbodenzustandsinventur gemessenen Gehalten an organischem C in den einzelnen Bodentiefenstufen kann sodann nach Formel (9) der volumsbezogene Vorrat an organischem C für die einzelnen Bodentiefenstufen (TSt) berechnet werden:

$$\text{Vorrat } C_{\text{org}} \text{ in TSt} = \text{Masse FB in TSt} * \text{Gehalt } C_{\text{org}} \text{ in TSt} \quad (9)$$

Nach diesen Berechnungen beträgt der mittlere Vorrat an organischem Kohlenstoff im Mineralboden (0-50 cm) des österreichischen Waldes 106 t C_{org} /ha. Unter Einbeziehung des Auflagehumus ergibt sich somit ein mittlerer Vorrat von 121 t C_{org} /ha im österreichischen Waldboden bis 50 cm Tiefe.

Dieser Wert wird mit der Gesamtwaldfläche im Jahr 1990 hochgerechnet, wobei jedoch die Flächen der Kategorie „Holzboden außer Ertrag“ gemäß Waldinventur abgezogen werden (siehe SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997). Die Flächen dieser Kategorie (rund 2,5 % der Gesamtwaldfläche im Jahr 1990) stellen in erster Linie Forststraßen, Holzlagerplätze, Trassen, Schneisen und ähnliches dar, für die angenommen wird, dass 50 % Bodenkohlenstoffvorräte von 0 t C_{org} und 50 % 80 t C_{org} aufweisen.

Aus den mehreren notwendigen Schätzungen (Grobskelett, Gewicht der organischen Substanz und des Feinbodens) ergibt sich eine zahlenmäßig schwer abzuschätzende, insgesamt aber recht große Unsicherheit für den C-Vorrat im österreichischen Waldboden. Anhand einer vorsichtigen Abschätzung liegt die Unsicherheit bei ± 40 %.

2.4 Abschätzungen zur Kohlenstoffbilanz der österreichischen „Kyoto-Flächen“ gemäß Artikel 3.3 des Kyoto Protokolls

Eine mögliche Berücksichtigung von Senken im Landnutzungssektor innerhalb des Kyoto-Protokolls ist insbesondere durch die Artikel 3.3 und 3.4 dieses Protokolls gegeben (UNFCCC 1997). Während im Artikel 3.4 noch keine konkrete Festsetzung möglicher zu berücksichtigender Senken enthalten ist und diesbezüglich erst weitere Verhandlungen auf Vertragsstaatenebene abzuwarten sind, ist im Artikel 3.3 bereits konkret festgeschrieben, dass „afforestation, reforestation und deforestation“ in der „kyoto-wirksamen“ Emissionsbilanz von Treibhausgasen zu berücksichtigen ist. Für die folgenden Berechnungen muss berücksichtigt werden, dass bei einem unterschiedlichen Verständnis der Begriffe „afforestation, reforestation und deforestation“ unterschiedliche Ergebnisse der unter Artikel 3.3 zu verbuchenden Kohlenstoffmengen erzielt werden können. Gleiches gilt für die Verwendung verschiedener Walddefinitionen und voneinander abweichender Buchungsmodalitäten. Eine einheitliche Definition der Begriffe sowie eine klare Festlegung der Buchungsmodalitäten ist daher erforderlich und wird u. a. auch Gegenstand der nächsten Konferenz der Vertragsstaaten darstellen.

Nachfolgend wird Artikel 3.3 im Originalwortlaut und anhand ausgewählter Formulierungen beispielhaft dargestellt, welchen Interpretationsspielraum einzelne Begriffe zulassen (um zusätzliche Unschärfen durch die Übersetzung zu vermeiden und da die übersetzten Begriffe in forstwirtschaftlichen Kreisen in Österreich eine eindeutige Bedeutung haben, werden in der Folge englische Originaltexte und -begriffe verwendet):

Artikel 3.3: „The net changes in greenhouse gas emissions from sources and removals by sinks resulting from direct human-induced land use change and forestry activities, limited to afforestation, reforestation and deforestation since 1990, measured as verifiable changes in

stocks in each commitment period shall be used to meet the commitments in this Article of each Party included in Annex I. The greenhouse gas emissions from sources and removals by sinks associated with those activities shall be reported in a transparent and verifiable manner and reviewed in accordance with Articles 7 and 8.“ (UNFCCC 1997)

„commitment period“: Die erste Verpflichtungsperiode, in der eine Bilanz zur vertraglich verpflichteten Reduktion der Treibhausgasemissionen des Jahres 1990 vorgelegt werden muss, ist der Zeitraum 2008-2012. Dies gilt für alle im Annex I des Kyoto-Protokolls aufgelisteten Staaten.

„since 1990“: Bedeutet dies „ab dem 1. 1. 1990“ oder „ab dem 1. 1. 1991“? In jedem Fall zählt ab dem jeweiligen, vereinbarten Zeitpunkt jede Fläche, auf der „afforestation“, „reforestation“ oder „deforestation“ stattgefunden hat, als eine „Kyoto-Fläche“ oder „Artikel-3.3-Fläche“, deren Emission oder Senke an Treibhausgasen im Zeitraum 2008-2012 im Rahmen der auszuweisenden Bilanz einzurechnen sein wird.

„afforestation, reforestation and deforestation“: Für eine Auslegung dieser Begriffe stehen internationale und nationale Definitionen zur Verfügung. „Afforestation“ und „deforestation“ sind relativ unmissverständlich. Beides erfordert Landnutzungswechsel, bei „afforestation“ von anderen Landnutzungen zu Wald, bei „deforestation“ von Wald zu anderen Landnutzungen. Es ist theoretisch jedoch auch hier ein gewisser Interpretationsspielraum möglich, beispielsweise ob lediglich Flächen mit behördlich ausgewiesenem Landnutzungswechsel gemeint sind (z. B. gemeldete Rodungs- oder Neubewaldungsflächen) oder ob die tatsächliche in der Natur feststellbare Veränderung maßgeblich ist (alle Flächen bei denen eine Veränderung der Landbedeckung stattgefunden hat). Bedeutend größer ist der Interpretationsspielraum bei der Definition von „reforestation“. Gemäß FAO Definition beinhaltet „reforestation“ keinen Landnutzungswechsel, sodass darunter beispielsweise Flächen verstanden werden könnten, die mittels Kahlschlag und nachfolgender Wiederbewaldung bewirtschaftet werden. Im Unterschied dazu beinhaltet die Definition für „reforestation“ gemäß IPCC einen Landnutzungswechsel, weshalb bei dieser Definition Wiederbewaldung nach Kahlschlag nicht als „reforestation“ zu zählen wäre (IPCC 2000, Tab. 7). Maßgeblich ist auch die Definition für Wald, da sie den Ausgangspunkt für diese drei „Aktivitäten“ darstellt. Auch für Wald gibt es eine Reihe von Definitionen, die zu unterschiedlichen Ergebnissen führen.

„direct human-induced“ bzw. „activity“: Die Definition dieses Begriffes ist ebenfalls maßgeblich. Ist etwa eine Aufgabe der Bewirtschaftung von Almflächen und eine dadurch verursachte natürliche Neubewaldung „direct human induced“ bzw. eine „activity“ oder zählt nur die künstliche Neubewaldung aufgrund von Pflanzung, Saat und ähnlichem?

Die Problemstellungen im Zusammenhang mit diesen Begriffen sowie darauf aufbauende Ergebnisse werden ausführlich im „IPCC Special Report on Land Use, Land Use Change and Forestry“ diskutiert (IPCC 2000). In diesem Bericht werden verschiedene Szenarien unter unterschiedlichen, theoretisch möglichen Definitionskombinationen dargestellt. In der vorliegenden Studie wird auf diese Definitionskombinationen und Möglichkeiten der Buchungsmodalitäten Bezug genommen. Auf deren Basis werden Abschätzungen zu den möglichen Kohlenstoffsinken/-quellen in der ersten Kyoto-Verpflichtungsperiode (2008-2012) aufgrund der in Österreich möglicherweise anfallenden „Kyoto-Artikel-3.3-Flächen“ seit 1990 durchgeführt bzw. diskutiert. Besonders das „FAO-Szenario“ und das „IPCC-Szenario“ gemäß IPCC (2000) werden durchgerechnet (Tab. 7). Unterschiede in den Ergebnissen aufgrund anderer Definitionskombinationen gemäß IPCC-Report werden diskutiert.

Tab. 7: *FAO- und IPCC-Definitionsszenario für „forest“, „afforestation“, „reforestation“ und „deforestation“ gemäß IPCC (2000)*

	FAO-Scenario	IPCC-Scenario
Introduction	Definitions of forest and afforestation, reforestation and deforestation from Forest Resource Assessment Programme (FRA 2000, UN-ECE/FAO 1992). Definitions do not distinguish direct human-induced changes, other than reforestation and afforestation that require „artificial establishment of forest“ an action that may be interpreted as a direct human activity.	Based on reporting guidelines established by the Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC 1997). Definitions of afforestation, reforestation and deforestation are land-use based, with specific activity requirements (e.g. planting versus regeneration through silvicultural activities). No ambiguity in definitions of deforestation, or afforestation in that each involves direct human-induced activity.
Forest	Land with tree crown cover (or equivalent stocking level) of more than 10 % and area of more than 0,5 ha. Trees should be able to reach a minimum height of 5 m at maturity in situ. May consist of closed forest formations where trees of various storeys and undergrowth cover a high proportion of ground or open forest formations with a continuous vegetation cover in which tree crown cover exceeds 10 %. Young natural stands and all plantations established for forestry purposes that have yet to reach a crown density of 10 % or tree height of 5 m are included under forest, as are areas normally forming part of the forest area that are temporarily unstocked as a result of human intervention or natural causes but are expected to revert to forest. Definition includes forest nurseries and seed orchards that constitute an integral part of the forest; forest roads, cleared tracks, fire breaks, and other small open areas; forest in national parks, nature reserves, and other protected areas such of those of specific scientific, historical, cultural, or spiritual interest; windbreaks and shelter belts of trees with an area of more than 0.5 ha and width of more than 20 m; and plantations that are used primarily for forestry purposes, including rubberwood plantations and cork oak stands. Definition excludes land that is used predominantly for agricultural practices.	Within the Guidelines there exists no specific definition of forest; definition is left to the discretion of reporting countries. Because evaluating a definitional scenario without specific language defining each term is impossible, in the IPCC report it has been assumed the FAO definition of forest for purposes of their analysis, but acknowledge that the IPCC approach leaves countries free to choose their own definition of forest.
Deforestation	Refers to change of land cover with depletion of tree crown cover to less than 10 %. Changes within the forest class (e.g. from closed to open forest) that negatively affect the stand or site - and, in particular, lower the production capacity - are termed forest degradation.	Conversion of forest to non-forest.
Afforestation	Artificial establishment of forest on lands that previously did not carry forest within living memory. Note that „natural extension“ (e.g. abandoning agricultural land without direct planting), which is not included under „afforestation“, also contributes to an increase in forest area (FAO, 1992). Therefore, the IPCC report has assumed such processes to be part of „afforestation“; their inclusion under Article 3.3 would be determined by the „direct-human-induced“ clause.	Planting of new forests on lands that historically have not contained forests.
Reforestation	Artificial establishment of forest on lands that carried forest before. „Artificial establishment“ does not necessarily include natural regeneration. The IPCC report assumed that activity to be included because the separation could later be made through the „direct human-induced“ clause.	Glossary. Planting of forests on lands that have previously contained forests but that have been converted to some other use.

Als Buchungsmodalitäten werden die im IPCC-Report dargestellten, aufgrund der Formulierungen in Artikel 3.3 theoretisch möglichen „land-based“- und „activity-based“-Buchungsansätze verwendet (Tab. 8). Diese Buchungsansätze unterscheiden sich folgendermaßen: Beim Buchungsansatz „activity based“ wird lediglich die C-Veränderung, die einer der Aktivitäten „afforestation“, „reforestation“ oder „deforestation“ zugeordnet werden kann, ab dem Zeitpunkt der Aktivität gerechnet (frühestens ab Beginn der ersten Verpflichtungsperiode). Dies würde etwa bei „reforestation“ gemäß FAO-Definition (Tab. 7) bedeuten, dass die der „reforestation“ vorangegangene Nutzung aber auch die C-Freisetzung durch Abbau des Schlagabraumes am Standort nicht gerechnet werden, da sie dieser Aktivität nicht zugeordnet werden kann. Beim Buchungsansatz „land-based I“ wird ebenfalls ab dem Zeitpunkt der Aktivität (frühestens ab Beginn der ersten Verpflichtungsperiode) gerechnet, allerdings die gesamte C-Veränderung am Standort ab diesem Zeitpunkt berücksichtigt – also beispielsweise auch die C-Freisetzung durch Abbau des Schlagabraumes, allerdings nicht die vorangegangene Nutzung auf den „reforestation“-Flächen gemäß FAO. Im Unterschied dazu berücksichtigt der Buchungsansatz „land-based II“ sämtliche C-Veränderungen auf „afforestation“- „reforestation“- und „deforestation“-Flächen ab 1. 1. 2008 und somit auch jene Nutzungen vor der „reforestation“ gemäß FAO, die in diesen Zeitraum fallen (Tab. 8). Die Problematik, die diesen unterschiedlichen, aufgrund der Formulierungen des Artikels 3.3 theoretisch möglichen Buchungsregeln innewohnt, wird in Kapitel 3.2.2 näher diskutiert.

Tab. 8: Theoretisch mögliche Buchungsmodalitäten gemäß IPCC (2000) aufgrund der Formulierungen von Artikel 3.3

<p>Activity-based approach. Carbon accounting begins with the start of the activity or on 1 January 2008, whichever is later. Any stock changes prior to the activity remain unaccounted because they do not result from afforestation, reforestation or deforestation activity. Any stock change that occurs after the start of the activity but does not result from the activity is not accounted. An example is the decaying slash from a harvest that is followed by reforestation (FAO scenario).</p>
<p>Land-based approach I. All Carbon stock changes on afforestation, reforestation and deforestation land are counted, beginning on 1 January 2008.</p>
<p>Land-based approach II. All Carbon stock changes on ARD land are counted, beginning with the start of the activity or with 1 January 2008, whichever is later. For example, the decaying slash would be counted as a negative carbon stock change.</p>

Folgende Anmerkungen zur Abschätzung oder zu den Abweichungen von den „Definitions-szenarien“ gemäß Tab. 7 in der vorliegenden Studie sind für ein Verständnis der berechneten Daten notwendig:

Die Kohlenstoffbilanz für den Zeitraum 2008 bis 2012 (1. Verpflichtungsperiode) ergibt sich aus der Kohlenstoffveränderung entsprechend den unterschiedlichen Buchungsregeln (Tab. 8) auf Flächen, die aufgrund von „afforestation“, „reforestation“ oder „deforestation“ seit 1. 1. 1990 „Kyoto-Land“ geworden sind. Dies bedeutet etwa, dass Kohlenstoffveränderungen auf diesen Flächen vor 2008 nicht in Rechnung gestellt werden (z. B. Kohlenstoffentzug aufgrund von Rodungsnutzungen vor 2008)

Die österreichische Definition für Wald ist jener der FAO ähnlich. Allerdings ist der Überschirmungsgrad mit 30 % in Österreich höher als gemäß FAO (10 %). Somit beziehen sich die dargestellten Daten auf einen Grenzwert für den notwendigen Überschirmungsgrad (bzw. für den im Reifestadium von Jungbeständen notwendigen Überschirmungsgrad) von 30 %. Die Minimumfläche für Wald gemäß FAO von 5.000 m² ist größer als die Minimumfläche, welche die Waldinventur heranzieht (500 m²).

„Afforestation“- und „reforestation“-Flächen gemäß IPCC-Definitionen können anhand der Daten der Waldinventur nicht getrennt werden, da beide einen Landnutzungswechsel beinhalten (Tab. 7) und werden daher als Summe berichtet. Die Flächen von „afforestation“ und „reforestation“ gemäß IPCC-Definitionen entsprechen der Fläche für „afforestation“ gemäß FAO-Definition (vgl. Tab. 7).

Ausgangsdaten zu den Abschätzungen sind die Waldflächenzugänge („af-, reforestation“ gemäß IPCC bzw. „afforestation“ gemäß FAO), die Waldflächenabgänge („deforestation“) und die Flächen der „Kahlschlagnutzung > 500 m²“ („reforestation“ gemäß FAO) anhand der Daten der österreichischen Waldinventur in den Perioden 1986/90 und 1992/96 (SCHIELER et al. 1995, RUSS 1997). Alle anderen Nutzungsarten gemäß Waldinventur weisen eine verbleibende Bestockung oder bereits eine entsprechende Verjüngung auf der Nutzungsfläche auf, sodass auf diesen Flächen nicht von „reforestation“ gemäß FAO-Definition gesprochen werden kann (siehe Tab. 7).

Da sich die Werte für die Waldflächenzugänge und -abgänge in den Waldinventurperioden 1986/90 und 1992/96 deutlich unterscheiden, wird für die Abschätzungen das Mittel für diese beiden Perioden herangezogen (Tab. 9).

Die vorliegende Berechnung nach beiden Szenarien gemäß Tab. 7 beinhaltet künstliche und natürliche „afforestation“ bzw. „reforestation“. Voraussichtliche Abweichungen von diesen Ergebnissen, wenn nur die künstliche „afforestation“ bzw. „deforestation“ zu zählen wäre (vgl. etwa Tab. 7), werden diskutiert.

Weitere Ausgangsdaten zu den Abschätzungen der jährlichen Kohlenstoffbindung auf „afforestation“ und „reforestation“ Flächen gemäß IPCC-Definitionen sind die jährlichen Zuwächse in den Altersklassen 1 bis 3 gemäß Waldinventur in den Perioden 1986/90 und 1992/96. Allerdings werden stratifizierte Anpassungen dieser Ausgangsdaten (Flächen, Zuwachs) entsprechend der höhenmäßigen und der nutzungsmäßigen Aufteilung (Wirtschaftswald, Schutzwald in Ertrag, Schutzwald außer Ertrag) der Waldflächenzunahme nach RUSS (1997) durchgeführt. Analog wird bei der Abschätzung des Zuwachses in den Altersklassen von „reforestation“-Flächen gemäß FAO-Definition vorgegangen (Tab. 9). Aufgrund der stratifizierten Abschätzung des Zuwachses entsprechend der Waldflächenveränderung ergeben sich die unterschiedlichen Zuwächse je ha zwischen „af-/reforestation“-Flächen (IPCC-Definition) und „reforestation“-Flächen (FAO-Definition) gemäß Tab. 9. Erhebliche Anteile der Waldflächenzunahme entfallen auf die Kategorie „Schutzwald außer Ertrag“ und auf hochgelegene Gebiete (RUSS 1997), die aufgrund der Standortfaktoren geringere Zuwächse aufweisen. Im Unterschied dazu fallen die herangezogenen „reforestation“-Flächen nach FAO-Definition (ehemalige Kahlschlagflächen > 500 m²) zu mehr als 90 % in die Kategorie „Wirtschaftswald-Hochwald“ mit entsprechend hohen Zuwächsen (SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997). Für das Verhältnis „Zuwachs je ha im Wirtschaftswald/Zuwachs je ha im Schutzwald in Ertrag“ wird in Annäherung an die Ergebnisse der Waldinventur ein Verhältnis von 2 zu 1 herangezogen (siehe SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997). Dieses Verhältnis wird auch für das Verhältnis „Zuwachs je ha im Schutzwald in Ertrag/Zuwachs je ha im Schutzwald außer Ertrag“ herangezogen. Da die Waldinventur ab einer Kluppschwelle von 5 cm erhebt, wird in den vorliegenden Abschätzungen die Kohlenstoffbindung durch den Zuwachs in der ersten Altersklasse unterschätzt.

Bei der Rodungsnutzung bzw. dem Waldflächenabgang („deforestation“) wird angenommen, dass sich dieser entsprechend der höhen- und vorratsmäßigen Verteilung des österreichischen Waldes verhält. Ausgangspunkt für die Berechnung der gerodeten Biomasse auf den „deforestation“-Flächen ist somit der mittlere Vorrat je ha im österreichischen Wald nach den Waldinventuren 1986/90 und 1992/96 (Tab. 9).

Bei der Nutzung von „reforestation“-Flächen gemäß FAO-Definition, die lediglich nach dem Buchungsansatz („land-based I“, Tab. 8) zu berücksichtigen sind, wird als genutzte Biomasse jene der „Kahlschlagnutzung > 500 m²“ gemäß Waldinventur 1986/90 und 1992/96 herangezogen (Tab. 9).

Die Konversionsfaktoren „Vfm i.R. Stammholz → t C Gesamtbaum“ werden entsprechend den Angaben in Kapitel 2.1.3 berechnet, wobei allerdings auch diese entsprechend dem Al-

ter, der Baumartenzusammensetzung etc. stratifiziert berechnet werden (Tab. 9)²⁰. Dafür war es bei Kiefer und Buche notwendig, die Umrechnungsfaktoren „Schaftholz → Gesamtbaum“ für die herangezogenen Altersklassen mittels Interpolationsschätzungen feiner aufzuschlüsseln als in Tab. 3.

Tab. 9: Ausgangsdaten auf Basis der Waldinventuren 86/90 und 92/96 (SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997) und Konversionsfaktoren zur Berechnung der Kohlenstoffbindung und -freisetzung der Biomasse von „afforestation“- „reforestation“- und „deforestation“-Flächen

	Fläche	Zuwachs	Konversionsfaktoren für den Zuwachs	Genutzte bzw. gerodete Biomasse	Konversionsfaktoren für die genutzte bzw. gerodete Biomasse
	1000 ha pro Jahr	Vfm. Schaftholz i.R. pro ha und Jahr	Vfm. Schaftholz i.R. → t C Gesamtbaum	Vfm. Schaftholz i.R. pro ha und Jahr	Vfm. Schaftholz i.R. → t C Gesamtbaum
Afforestation Reforestation gemäß IPCC bzw. Afforestation gemäß FAO	10,3 ^a	AKL 1: 2,6 AKL 2: 9,4 AKL 3: 12,3	AKL 1: 0,39 AKL 2: 0,32 AKL 3: 0,30		
Reforestation gemäß FAO	11,0	AKL 1: 3,2 AKL 2: 11,7 AKL 3: 15,4	AKL 1: 0,39 AKL 2: 0,32 AKL 3: 0,30	549 ^c	0,29
Deforestation gemäß IPCC, FAO	5,5 ^b			294	0,31

^a Waldinventur 86/90: 6,0; Waldinventur 92/96:14,7

^b Waldinventur 86/90: 4,0; Waldinventur 92/96: 7,0

^c nur beim Buchungsansatz „land-based I“ gemäß Tab. 8

Bei den Abschreibungen der genutzten Biomasse wird folgendermaßen vorgegangen: Bei den Nutzungen gemäß FAO „reforestation“ („land based I“) wird als Biomasse, die dem Standort entzogen und im Jahr der Nutzung freigesetzt wird, jene des Stammholzes in Rinde reduziert um die Ernteverluste herangezogen. Bei einem Umrechnungsfaktor von 0,75 von Vfm. i.R. zu Efm. o.R. (siehe Kap. 2.1.4.2.1) und einem Rindenanteil von etwa 6 % am Schaftholz in den stärkeren Dimensionen nach KRAPFENBAUER und BUCHLEITNER (1981), die bei der Kahlschlagnutzung anfallen, ergibt sich ein Ernteverlust von 19 %. Dieser Ernteverlust und der zusätzlich in Österreich üblicherweise am Standort verbleibende Rest der Bäume (Äste, Stöcke, Wurzeln etc.) wird einer jährlichen Abschreibung zugeführt. In Anlehnung an Literaturangaben werden folgende Dekompostierungszeiten und -verluste an die Atmosphäre unterstellt: Holziges Material 55 % Verlust in 14 Jahren, Nadeln 50 % Verlust in 5 Jahren, Blätter 50 % in 2 Jahren und Feinstwurzeln 73 % in 2 Jahren (PERRUCHOUD 1996, PERRUCHOUD et al. 1999a). Der von der Dekompostierung verbleibende Rest wird im Anschluss einer weiteren Abschreibung zugeführt, wobei in Anlehnung an Angaben in der Fachliteratur zur Umsetzungszeit von Bodenkohlenstoff angenommen wird, dass 2/3 dieses

²⁰ Die Berechnungen der spezifischen Konversionsfaktoren nach Tab. 9 orientieren sich beim Zuwachs an der Zusammensetzung der Altersklasse I, bei der Rodung („deforestation“) an der Zusammensetzung des Vorrats und bei der „reforestation“-Nutzung gemäß FAO („Kahlschlagnutzung“) an der Nutzung älter als Altersklasse 3 gemäß Waldinventur 1986/90 bzw. 1992/96.

Kompostierungsrests in den ersten 20 Jahren und 1/3 in 4000 Jahren abgebaut werden (HARRISON et al. 1993a, 1993b, 1995, TATE et al. 1995, TOWNSEND et al. 1995, HARRISON 1996, TRUMBORE et al. 1996, IPCC 1997, PERRUCHOUD et al. 1999a, GIARDINA und RYAN 2000). Bei der Rodungsnutzung („deforestation“) wird angenommen, dass die gesamte Baumbiomasse dem Standort entzogen und somit im Jahr der „deforestation“ als Kohlenstoff an die Atmosphäre freigesetzt wird.

Für die Kulturartenwechsel von „afforestation“- , „reforestation“- (IPCC) und „deforestation“-Flächen werden folgende Annahmen getroffen: Gemäß den Angaben bei RUSS (1997) findet der Waldflächenzugang und -abgang vor allem in der Alpenregion statt. Die Bodennutzungsformen der landwirtschaftlichen Flächen in diesen Gebieten stellen in überwiegendem Ausmaß Grünland dar. Gemäß Angaben in BMLF (1998b) ergibt sich für die landwirtschaftliche Fläche der Bundesländer mit vorwiegendem Alpenanteil (Kärnten, Salzburg, Steiermark, Tirol, Vorarlberg) eine Nutzungsverteilung von 14 % Ackerland, 29 % intensives Grünland und 57 % extensives Grünland. Nach RUSS (1997) ist auch ein Teil des Waldflächenzugangs auf eine Erweiterung des Waldgürtels in alpinen hochgelegenen Regionen ohne frühere oder gegenwärtige Almnutzung zurückzuführen. Insgesamt wird daher angenommen, dass 75 % des Waldflächenzugangs auf Kosten von Grünland (25 % intensives, 50 % extensives Grünland), 10 % auf Kosten von Ackerböden und 15 % auf Kosten von alpinem ungenutztem Land erfolgt. In Analogie wird beim Waldflächenabgang angenommen, dass 75 % zu Gunsten von Grünland (25 % intensives, 50 % extensives Grünland), 15 % zu Gunsten alpiner ungenutzter Flächen und 10 % zu Gunsten anderer Nutzungen verloren gehen. Von diesen 10 % zu Gunsten anderer Nutzungen wird angenommen, dass etwa nur die Hälfte (5 % des gesamten Waldflächenabgangs) überbaut bzw. versiegelt werden. Diese Flächenannahme für die versiegelte Fläche (um die 300 ha) entspricht in etwa dem Mittelwert jener Flächen, die als Rodung für die Kategorien „Gewerbe, Industrie“, „Kraftwerk, E-Leitungen“, „Wohnbau“, „Straßen“ sowie „Sonstiges“ unter Berücksichtigung entsprechender Abzüge (z. B. für Grünflächen bei Häusern, E-Leitungen) während der 90er-Jahre alljährlich gemeldet wurden (BMLF 1998). Bei den anderen 5 % wird angenommen, dass sie sich aus Flächen für Sport und Tourismus (z. B. Schipisten), Grünflächen im Bereich von Gebäuden, E-Leitungen und ähnlichem zusammensetzen, die bepflanzt sind (oder werden) und somit auch einen C-Vorrat im Boden enthalten (werden).

Als projizierte, zu erreichende Gleichgewichtskohlenstoffvorräte im Boden der „afforestation“- , „reforestation“- und „deforestation“-Flächen werden folgende Werte herangezogen (bezogen auf 50 cm Bodentiefe): 121 t C/ha für Waldboden (siehe Kap. 2.3.2); 71 t C/ha für Ackerböden; 87 t C/ha für intensives Grünland; 120 t C/ha für extensives Grünland; 90 t C/ha für alpines ungenutztes Land; 80 t C/ha für andere Bodennutzungen (z. B. Gärten im Bereich von Gebäuden, Schipisten) mit Ausnahme der versiegelten Böden, für die 0 t C/ha angenommen wurden. Die Daten für die C-Vorräte in den Acker- und Grünlandböden werden mit Hilfe der Abschätzungen von STREBL und GERZABEK (2000, pers. Mitteilung) zum C-Vorrat in den landwirtschaftlichen Böden Österreichs anhand der Ergebnisse österreichischer Bodenzustandsinventuren und des österreichweiten Bodeninformationssystems abgeleitet (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG 1988-1996, AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1988, AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 1993, AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1993, AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 1994, AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG 1996, AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 1999, zusammengestellt in SCHWARZ et al. 2000). Aufgrund der Lage der Waldflächenabgänge und -zugänge werden jedoch gewichtete Mittel aus den Werten für die Bundesländer Kärnten, Salzburg, Steiermark, Tirol und Vorarlberg in der vorliegenden Studie verwendet. In Anlehnung an Angaben in der Fachliteratur werden folgende Abschreibungen vorgenommen: Zwei Drittel der gesamten C-Zunahme im Boden erfolgt in den ersten 20 Jahren und das restliche Drittel in den folgenden 80 Jahren; zwei Drittel der gesamten C-Abnahme im Boden erfolgt während der ersten 20 Jahre und das restliche Drittel wird in 4000 Jahren ab-

gebaut (HARRISON et al. 1993a, 1993b, 1995, TATE et al. 1995, TOWNSEND et al. 1995, HARRISON 1996, TRUMBORE et al. 1996, IPCC 1997, PERRUCHOUD et al. 1999a, GIARDINA und RYAN 2000). Dies ist lediglich eine grobe Annäherung an die tatsächlich nach Kulturartenwechsel in Böden auftretende besondere Dynamik des Auf- und Abbaus von Bodenhumus (siehe beispielsweise HAGER 1988).

Die in der vorliegenden Studie ausgewählten Szenarien, Buchungs- und Berechnungsmodalitäten zu den Kyoto-Artikel-3.3-Flächen dürfen nicht als eine offizielle österreichische Präferenz oder als eine bereits durch die Vertragsstaaten festgelegte Vorgangsweise verstanden werden. Wie bereits dargelegt, sind hier die internationalen Verhandlungen abzuwarten, bei denen über die endgültige Vorgangsweise und die Rahmenvorgaben Beschluss gefasst werden wird.

3 ERGEBNISSE

3.1 Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes

3.1.1 Kohlenstoffvorrat im Jahr 1990

Gemäß Artikel 3.4 (1. Satz) des Kyoto-Protokolls sind die Vertragsstaaten dazu verpflichtet Angaben zum Kohlenstoffvorrat im Jahr 1990 zu berichten. In nachfolgender Tab. 10 sind diese Zahlen für den österreichischen Wald aufgelistet. Die Ergebnisse zeigen, dass der Waldboden einen mengenmäßig bedeutenden Kohlenstoffspeicher darstellt, der den Kohlenstoffvorrat der Waldbiomasse deutlich übertrifft. Bei Vergleich dieser Daten mit den Kohlenstoffvorräten auf den Flächen anderer Landnutzungsformen zeigt sich, dass in Österreich der Wald den mit Abstand größten Kohlenstoffspeicher darstellt (KÖRNER et al. 1993, ORTHOFER 2000 – pers. Mitteilung). Stellt man die mit dem Faktor 44/12 auf CO₂ umgerechneten Zahlen der Tab. 10 der gesamten CO₂-Äquivalent-Emission der Treibhausgase CO₂, CH₄ und N₂O in Österreich im Jahr 1990 gegenüber (RITTER 1999), so entspricht der im österreichischen Wald gespeicherte C-Vorrat in etwa 40 österreichischen Jahresemissionen an diesen Treibhausgasen im Jahr 1990. Dieser Vergleich belegt, wie wichtig im Zusammenhang mit der Treibhausproblematik eine vorratsnachhaltige und bodenschonende Waldbewirtschaftung sowie die generelle Erhaltung und der Schutz des Waldes sind. In Österreich nahm während der letzten Jahrzehnte sowohl die Waldfläche (rd. die Hälfte des Bundesgebietes) als auch der Schaftholzvorrat zu (Tab. 1; BRAUN 1973, 1974, HASZPRUNAR 1985, HASZPRUNAR et al. 1988, SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997). Daraus ergibt sich, dass die Biomasse des österreichischen Waldes während dieses Zeitraumes eine Netto-Kohlenstoffsенke war, was im nachfolgenden Kapitel 3.1.2 im Detail dargestellt ist.

Tab. 10: Kohlenstoffvorrat im österreichischen Wald im Jahr 1990

Waldfläche in 1990 [in 1000 ha]	Kohlenstoffvorrat in 1990 [in Mt C]		
	Waldbiomasse (ober- und unterirdisch)	Waldboden ^b (Auflagehumus und Mineralboden 0-50 cm)	Summe Biomasse und Waldboden
3893 ± 46	320 ± 42	463 ± 185 ^a	783 ± 190

^a Vorläufige Abschätzung der Unsicherheit

^b Die dem Bodenvorrat zugrundeliegenden C-Konzentrationen beziehen sich auf die Probenahmejahre 1987 bis 1989 der österreichischen Waldbodenzustandsinventur (FBVA 1992)

3.1.2 Jährliche Kohlenstoffbilanz der Biomasse des österreichischen Waldes im Zeitraum 1961 bis 1996

Das „Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen“ (BGBl. 414/1994) verpflichtet die einzelnen Staaten jährliche Emissionsbilanzen zu den treibhauswirksamen Gasen zu berichten. Dazu zählen auch Treibhausgasquellen und -senken in den unterschiedlichen Sektoren der Landbewirtschaftung. In den nachfolgenden Abbildungen ist die jährliche Kohlenstoffbilanz der Biomasse des österreichischen Waldes dargestellt.

Als ein Ergebnis der Berechnungen zeigt sich, dass der Nadelwald und der Laubwald Österreichs einen nahezu identen Biomassezuwachs je Hektar – bezogen auf Trockenmasse ganzer Bäume - hatten (Abb. 5). Der Schaftholzzuwachs je Hektar des Nadelholzanteiles ist - bezogen auf Vorratsfestmeter - höher als jener des Laubholzanteiles des österreichischen Waldes (SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997). Allerdings weist Laubholz eine deutlich höhere

Dichte als Nadelholz auf (Tab. 2, Tab. 5), sodass der Unterschied des Volumenzuwachses beim Trockenmassezuwachs des Schaftholzes nicht mehr auftritt (vgl. LARCHER 1980). Aufgrund des ähnlichen Expansionsfaktors „Schaftholzbiomasse – Gesamtbaumbiomasse“ zwischen Nadel- und Laubholzanteil (Tab. 5) gilt dies daher in Analogie für den Biomassezuwachs je Hektar – bezogen auf Trockenmasse des ganzen Baumes (Abb. 5).

Anhand Abb. 5 ist auch ersichtlich, dass der Biomassezuwachs je Hektar während der 60er-, 70er- und 80er-Jahre tendenziell zunahm. Für diese Beobachtung, die auch in einer Reihe anderer europäischer Staaten gemacht wurde (SPIECKER et al. 1996), gibt es eine Reihe möglicher Erklärungsansätze (Änderungen in der Altersklassenverteilung, Bewirtschaftungsänderungen, Klimaänderung, Düngungseffekte durch den atmosphärischen CO₂-Anstieg und den N-Eintrag etc.) auf die an dieser Stelle nicht näher eingegangen wird (zusammenfassende Darstellung in IPCC 2000). Beispielsweise fanden HASENAUER et al. (1999a, 1999b) einen statistischen Zusammenhang zwischen Zuwachsveränderungen und den Änderungen in der Dauer der Vegetationsperiode.

Die jährliche Kohlenstoffbindung durch den Zuwachs und die jährliche Kohlenstofffreisetzung durch die Nutzung sind in Abb. 6 dargestellt (Unsicherheit: ±13 % bei C-Zuwachs, ±18 % bei C-Nutzung). Diese Abbildung belegt, dass die jährliche Kohlenstoffbindung durch den Zuwachs im Zeitraum 1961 bis 1996 jedes Jahr höher war als die jährliche Kohlenstofffreisetzung durch die Nutzung. Auch in dieser Abbildung sind die jährlichen Schwankungen beim Zuwachs, u. a. die zuwachsstarken 80er-Jahre deutlich erkennbar. Dieses Ergebnis wird auch im Rahmen von anderen Untersuchungen aus der nördlichen Hemisphäre bestätigt (SPIECKER et al. 1996, MYENI et al. 1997). Bei der Nutzung ist besonders das Jahr 1990 auffällig. Dies ist auf erhebliche Katastrophennutzungen durch Sturmwürfe im Jahr 1990 zurückzuführen. Aufgrund der angefallenen Windwurf-Holzmengen, aber auch aufgrund der angespannten marktwirtschaftlichen Situation wurde in den unmittelbaren Folgejahren nach 1990 die Nutzung gedrosselt (BMLF 1993, 1994).

Da der Zuwachs durchwegs höher war als die Nutzung, ergibt sich für die Nettokohlenstoffbilanz der Biomasse des österreichischen Waldes für jedes einzelne Jahr ein positives Ergebnis. Die österreichische Waldbiomasse war somit zwischen 1961 und 1996 jährlich eine Nettokohlenstoff- bzw. CO₂-Senke (Abb. 7, Abb. 8), und zwar in der Größenordnung von 1.014 kt C (3.719 Gg CO₂) bis 3.689 kt C (13.528 Gg CO₂) pro Jahr und einem Mittel von 2.527 kt C (9.267 Gg CO₂) pro Jahr (Unsicherheit: ±748 kt C).

Vergleicht man die gesamten österreichischen CO₂-Äquivalent-Emissionen der Treibhausgase CO₂, CH₄ und N₂O im Zeitraum 1980 bis 1996 (RITTER 1999) mit den jährlichen Netto-CO₂-Bindungen der Waldbiomasse in diesem Zeitraum, so entspricht die CO₂-Bindung durch die österreichische Waldbiomasse in etwa 14 % der gesamten österreichischen CO₂-Äquivalent-Emission. Um diese beachtliche Größenordnung wäre ohne Österreichs Wald die österreichische Netto-CO₂-Äquivalentemission (Quellen minus Senken) bzw. der österreichische Beitrag zum zusätzlichen Treibhauseffekt im Zeitraum 1980 bis 1996 höher gewesen.

Anhand eines weiteren Vergleichs lässt sich die Nachhaltigkeit der derzeitigen österreichischen Wirtschaftsweise in bezug auf die Treibhausgasbilanz abschätzen: Österreichs CO₂-Emissionen sind derzeit etwa viermal so hoch wie der maximal akzeptable Weltdurchschnitt für eine Stabilisierung des atmosphärischen CO₂-Gehalts (UMWELTBUNDESAMT 1996). Österreich bräuchte derzeit also eine etwa fünfmal so große Waldfläche – bei gleicher Waldausstattung, Bewirtschaftungsform und gleichen Wachstumsbedingungen wie in den 80er- und 90er-Jahren, um dieses Ziel (d. h. kein weiterer Beitrag Österreichs zum zusätzlichen Treibhauseffekt) zu erreichen. Österreichs Wald nimmt aber bereits jetzt die Hälfte des Bundesgebietes ein, was weltweit gesehen einen hohen Bewaldungsanteil darstellt. Deshalb sind der Zunahme der Waldfläche in Österreich Grenzen gesetzt. Bereits heute wird eine weitere Waldflächenzunahme in vielen walddreichen Gebieten Österreichs zur Erhaltung der Landschaftsvielfalt und aufgrund anderer Aspekte nicht gewünscht. Diese zusätzlich not-

wendige Waldfläche ist auch aufgrund folgender Faktoren eine sehr optimistische Schätzung: Besonders die 80er-Jahre stellten zuwachsstarke Jahre dar (Abb. 6 bis Abb. 8). Es ist fraglich, ob derart hohe Zuwächse dauerhaft auftreten werden (die Inventurperiode 92/96 zeigte vergleichsweise zu den 80er-Jahren geringere Zuwächse). Waldökosysteme bilanzieren in Bezug auf die Netto-Kohlenstoffbindung langfristig gesehen auf Null. Dies gilt für unbewirtschaftete, aber auch bewirtschaftete Waldökosysteme unter der in Österreich geltenden Prämisse der Vorratsnachhaltigkeit²¹. Es ist daher nicht möglich, dass Nettokohlenstoffbindungen der Waldbiomasse wie in den 80er- und 90er-Jahren ein Dauerzustand bleiben. Ein weiterer, derzeit in der Fachliteratur kontrovers diskutierter Aspekt muss in diesem Zusammenhang zusätzlich in Betracht gezogen werden: Die terrestrischen Ökosysteme waren in den letzten Jahren eine Nettokohlenstoffsенке (IPCC 2000), könnten jedoch bei weiteren Temperaturanstiegen u. a. aufgrund der höheren Veratmung von CO₂ im Boden zu Kohlenstoffquellen werden (TRUMBORE et al. 1996, GIARDINA und RYAN 2000, VALENTINI et al. 2000).

Diese Diskussion zeigt, dass Österreich sehr weit von einer in Hinblick auf die Atmosphärenkonzentration tolerierbaren Treibhausgasbilanz entfernt ist, egal ob man nun die Netto-CO₂-Senke der österreichischen Waldbiomasse mitberücksichtigt oder nicht. Dies gilt analog auch für alle anderen Industrienationen und ist zwangsläufig mit einer weiteren Zunahme der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre verbunden. Anhand des oben dargestellten Zahlenvergleichs ist zudem folgendes ersichtlich: 1) Jene rund 5 % Reduktion der Treibhausgasemissionen im Jahr 1990, die bis zum Zeitraum 2008-2012 durch die im Annex I des Kyoto-Protokolls aufgelisteten Staaten zu erreichen sind, können lediglich einen ersten Schritt zu einer Lösung des gesamten Problems des zusätzlichen Treibhauseffekts darstellen. 2) Eine Reduktion der Treibhausgasemissionen in Österreich auf ein tolerierbares Maß ist durch Neuaufforstungen im Land langfristig nicht zu erreichen, selbst wenn man die nicht verwirklichte Annahme unterstellt, dass im üblichen Bewirtschaftungszyklus die Neuaufforstungsflächen je Hektar langfristig ähnlich bilanzieren würden wie der derzeitige österreichische Wald (siehe auch Kapitel 3.2.2). Nach HALBWACHS et al. (1995) stellen aber auch geänderte Waldbaupraktiken in Österreichs Wald eine - gemessen an der gesamten Treibhausgasbilanz – sehr bescheidene Möglichkeit dar, auf der bestehenden österreichischen Waldfläche zusätzlichen Kohlenstoff durch die Waldbiomasse zu speichern. Die ergiebigste Möglichkeit auf der bestehenden Waldfläche den Kohlenstoffvorrat zu erhöhen, wäre das Aussernutzungstellen der Waldbestände, da unbewirtschaftete Wälder einen höheren Kohlenstoffvorrat aufweisen als bewirtschaftete. Abgesehen davon, dass eine derartige Maßnahme aufgrund der Rahmenbedingungen und Funktionen der Waldökosysteme unrealistisch ist, müsste bei einer solchen Maßnahme der vermehrte Import von Holz und die dabei sowie bei der Substitution von Holz anfallenden, höheren fossilen CO₂-Emissionen berücksichtigt werden.

In den Abb. 9 bis Abb. 11 ist die Kohlenstoffbindung und -freisetzung bzw. die Nettokohlenstoffbilanz getrennt für den Nadelwald- bzw. Laubwaldanteil der österreichischen Waldbiomasse dargestellt. Es ist ersichtlich, dass Nadel- und Laubholzzuwachs bzw. -nutzung in den Jahren 1981 bis 1996 jeweils höher war als in den Jahren 1961 bis 1980 (Abb. 9, Abb. 10). Für die Nettokohlenstoffbindung gilt dies nicht mehr. Hier lässt sich beim Nadelwaldanteil eine signifikant höhere Kohlenstoffbindung in den Jahren 1981 bis 1996 gegenüber den Jahren davor nicht absichern, beim Laubwaldanteil allerdings schon (Abb. 11). Deutlich erkennbar sind in diesen Abbildungen auch einzelne „Ausreißerjahre“, wo im Vergleich zu den be-

²¹ Bei Vorratsnachhaltigkeit darf langfristig nicht mehr als der jährliche Zuwachs genutzt werden. Eine langfristig geringere Nutzung als der Zuwachs führt dazu, dass ab dem Erreichen der Vollbestockung die Mortalität im Bestand zunimmt. Da dies in einem Wirtschaftswald unerwünscht ist, kann die Vorratsaufstockung im Wirtschaftswald im idealistischen Fall nur soweit gehen, dass Bäume kurz vor ihrem Absterben entnommen werden. Ein solcher Wirtschaftswald hätte – bei gleicher Baumartenzusammensetzung, vergleichbaren Standortbedingungen und nachhaltig ähnlicher Nährstoffausstattung – einen sehr ähnlichen Biomassen-Kohlenstoffvorrat wie ein unbewirtschafteter Wald im Gleichgewichtszustand (vgl. KIMMINS 1987).

nachbarten Jahren ungewöhnlich höhere oder geringere Zuwächse oder Nutzungen auftraten. Jahre mit deutlich geringerem Zuwachs als in den benachbarten Jahren sind beispielsweise die Jahre 1976 und 1980 (NEUMANN und SCHADAUER 1995), Spitzenjahre beim Zuwachs waren die Jahre 1989 und 1990 (Abb. 9, Abb. 10). Eine auffällig erhöhte Nutzung trat im Jahr 1990 aufgrund der massiven Sturmwürfe auf, die mit ein Grund waren, dass in den unmittelbar darauffolgenden Jahren deutlich weniger genutzt wurde. Bemerkenswert ist, dass dies offenbar in erster Linie den Nadelholzanteil des österreichischen Waldes betraf, da beim Laubholzanteil im Jahr 1990 sogar weniger genutzt wurde als im vorhergehenden Jahr 1989 (Abb. 9, Abb. 10). In der Nettokohlenstoffbilanz sind diese einzelnen Jahre teilweise ebenfalls gut erkennbar. So wiesen die Jahre 1976 und 1980 besonders aufgrund des geringeren Zuwachses, das Jahr 1990 aufgrund des starken Sturmholzanfalles eine vergleichsweise zu den Nachbarjahren geringe Nettokohlenstoffbindung auf, während die 80er Jahre besonders aufgrund des hohen Zuwachses Spitzenjahre der Nettokohlenstoffbindung durch die Biomasse darstellten. In den letzten Jahren der vorliegenden Zeitreihe nahm die Nettokohlenstoffbilanz beim Nadelwaldanteil deutlich ab, während jene des Laubwaldanteils annähernd gleich zu den Vorjahren blieb (Abb. 11). Dies ist in erster Linie darauf zurückzuführen, dass in den Jahren 1994 bis 1996 wiederum deutlich mehr Nadelholz als in den Vorjahren genutzt wurde, während die Zuwächse in den 90er-Jahren geringer als in den 80er-Jahren waren. Beim Laubholz blieb hingegen die Nutzung während der 90er-Jahre annähernd gleich, weshalb diese Abnahme der Nettokohlenstoffbilanz nur beim Nadelwaldanteil auftritt (Abb. 10, Abb. 11). Trotz dieses Ergebnisses zeigt die gesamte Jahresreihe sowohl beim Nadelwaldanteil als auch beim Laubwaldanteil eine alljährliche Nettokohlenstoffbindung. In einer auf Vorratsnachhaltigkeit beruhenden Forstwirtschaft wie in Österreich ist zu erwarten, dass auch der Wirtschaftswald, was die Nettokohlenstoffbilanz der Waldbiomasse betrifft, langfristig auf Null bilanziert. Alles was darüber hinaus an Kohlenstoff gebunden wird, ist ein Umstand, der auf besondere Situationen zurückzuführen ist, aber keinem Dauerzustand entspricht. In diesem Sinne sind eher die zuwachsstarken 80er-Jahre bei gleichzeitig fehlender, voller Ausschöpfung dieses stärkeren Zuwachses als eine Ausnahmesituation zu werten.

In Abb. 12 ist eine Aufschlüsselung der Nettokohlenstofffreisetzung durch die Nutzung getrennt nach Nadel- und Laubholz sowie Nutz- und Brennholz dargestellt. Wie in Kapitel 2.1.2 angemerkt, ist eine derartige Aufschlüsselung in Nutz- und Brennholz aufgrund der Datenlage nur für die Jahre 1981 bis 1996 möglich. Es ist ersichtlich, dass ein Großteil der Kohlenstoffverluste durch Nutzungen im österreichischen Wald auf den Nadelnutzholzanteil bzw. auf den Nadelholzanteil zurückzuführen ist, was mit der vorrats- und flächenmäßigen Aufteilung des österreichischen Waldes in den einzelnen Baumarten in Einklang steht. Beim Laubholzanteil wird ein vergleichsweise größerer Anteil als Brennholz genutzt. Auch anhand Abb. 12 ist ersichtlich, dass bei der Laubholznutzung absolut geringere jährliche Schwankungen als bei der jährlichen Nadelholznutzung festzustellen sind.

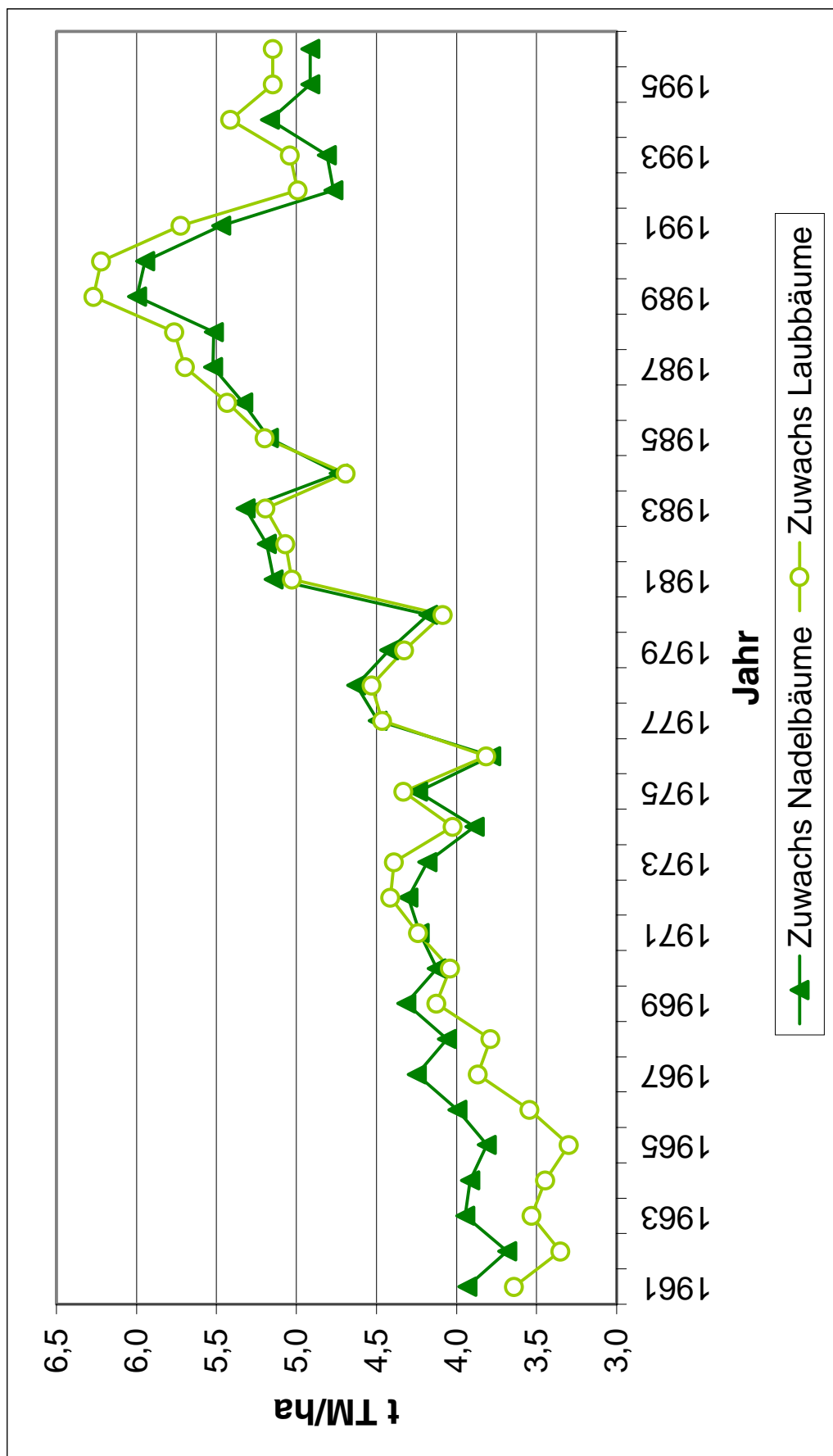


Abb. 5: Jährlicher mittlerer Gesamtbau biomasszuwachs je Hektar der Nadelbäume und der Laubbäume des österreichischen Waldes

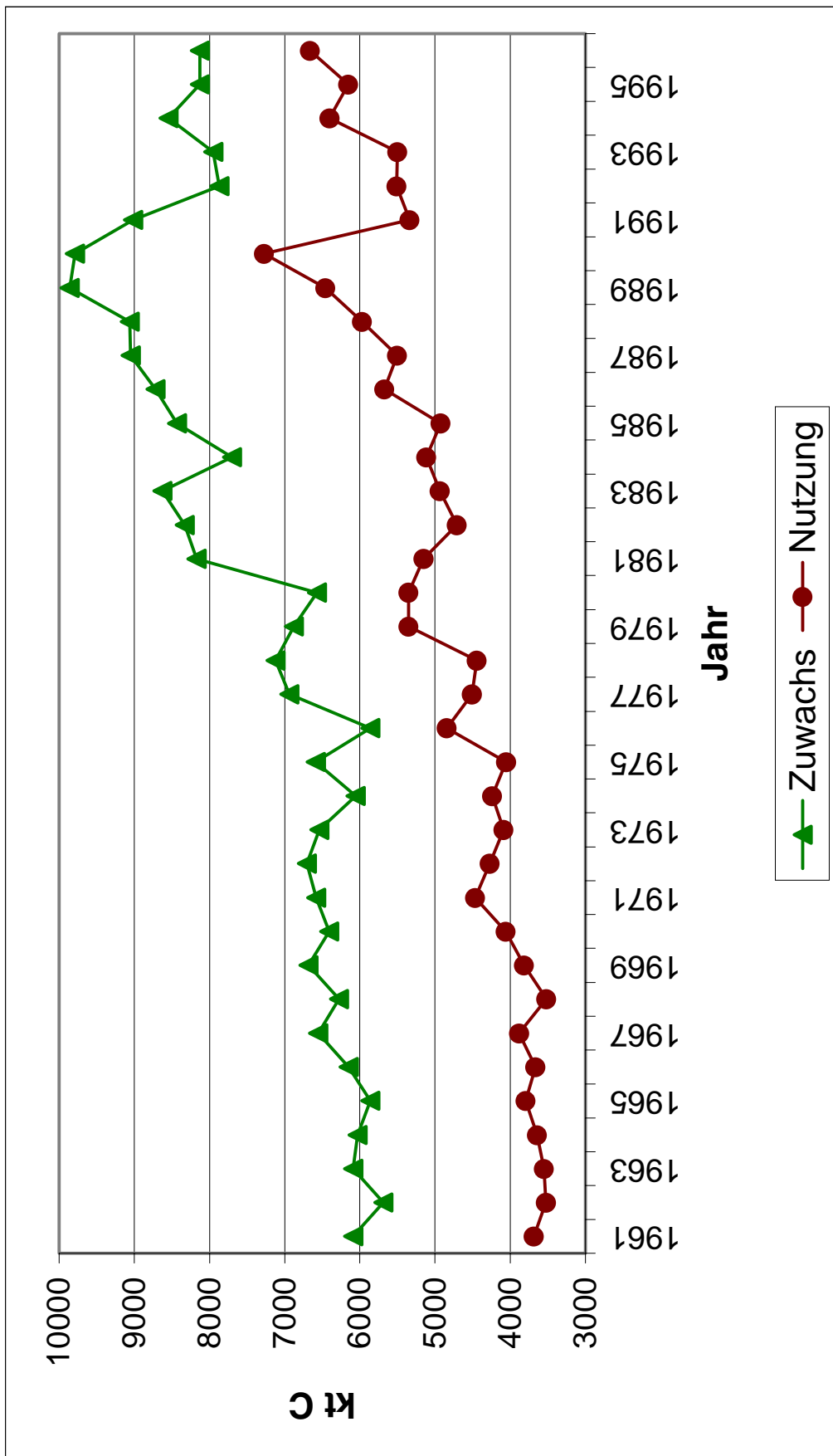


Abb. 6: Jährliche Kohlenstoffbindung durch den Zuwachs und jährliche Kohlenstofffreisetzung durch die Nutzung im österreichischen Wald

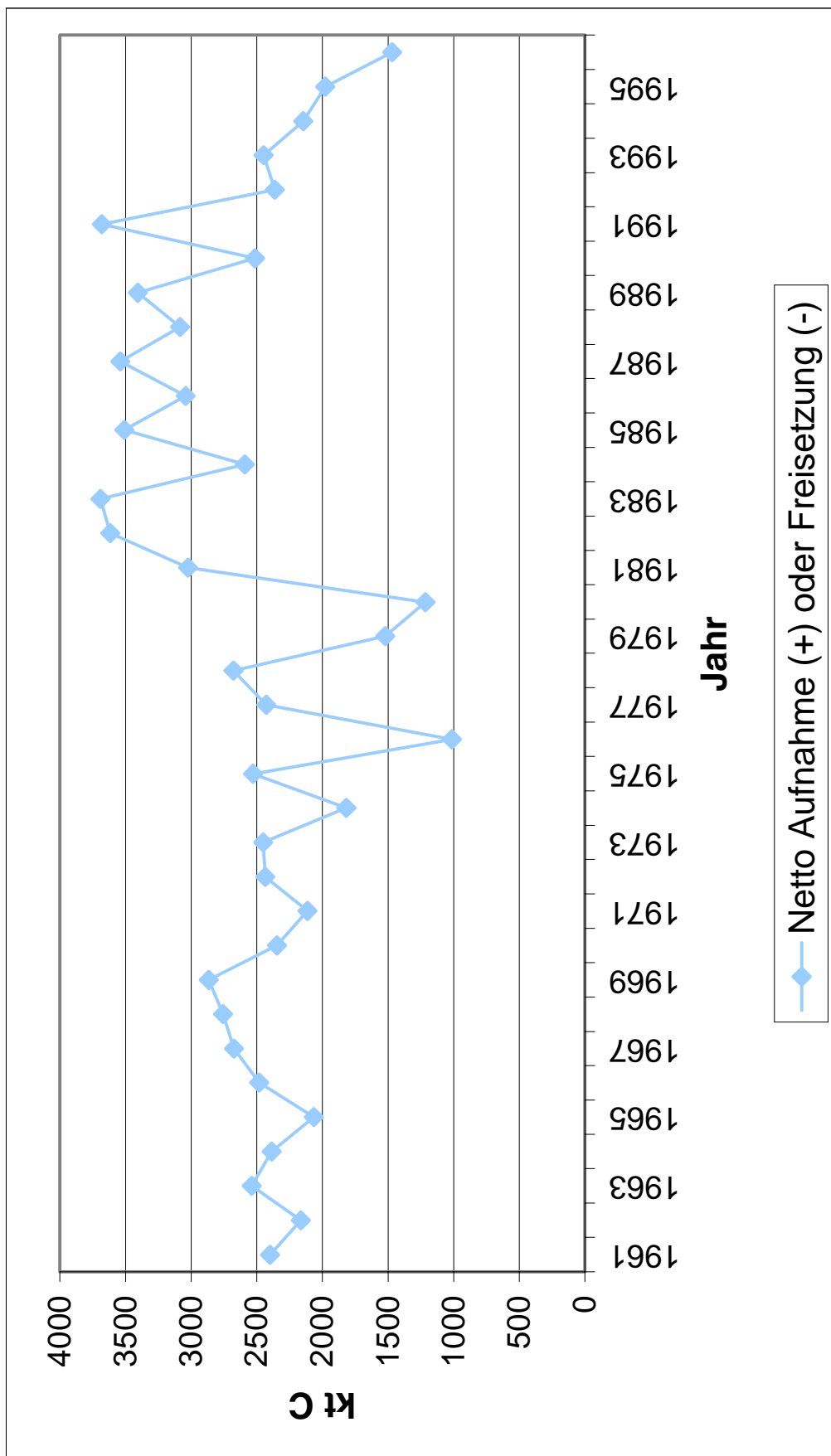


Abb. 7: Jährliche Nettokohlenstoffbindung (+) oder -freisetzung (-) durch den österreichischen Wald (Zuwachs minus Nutzung)

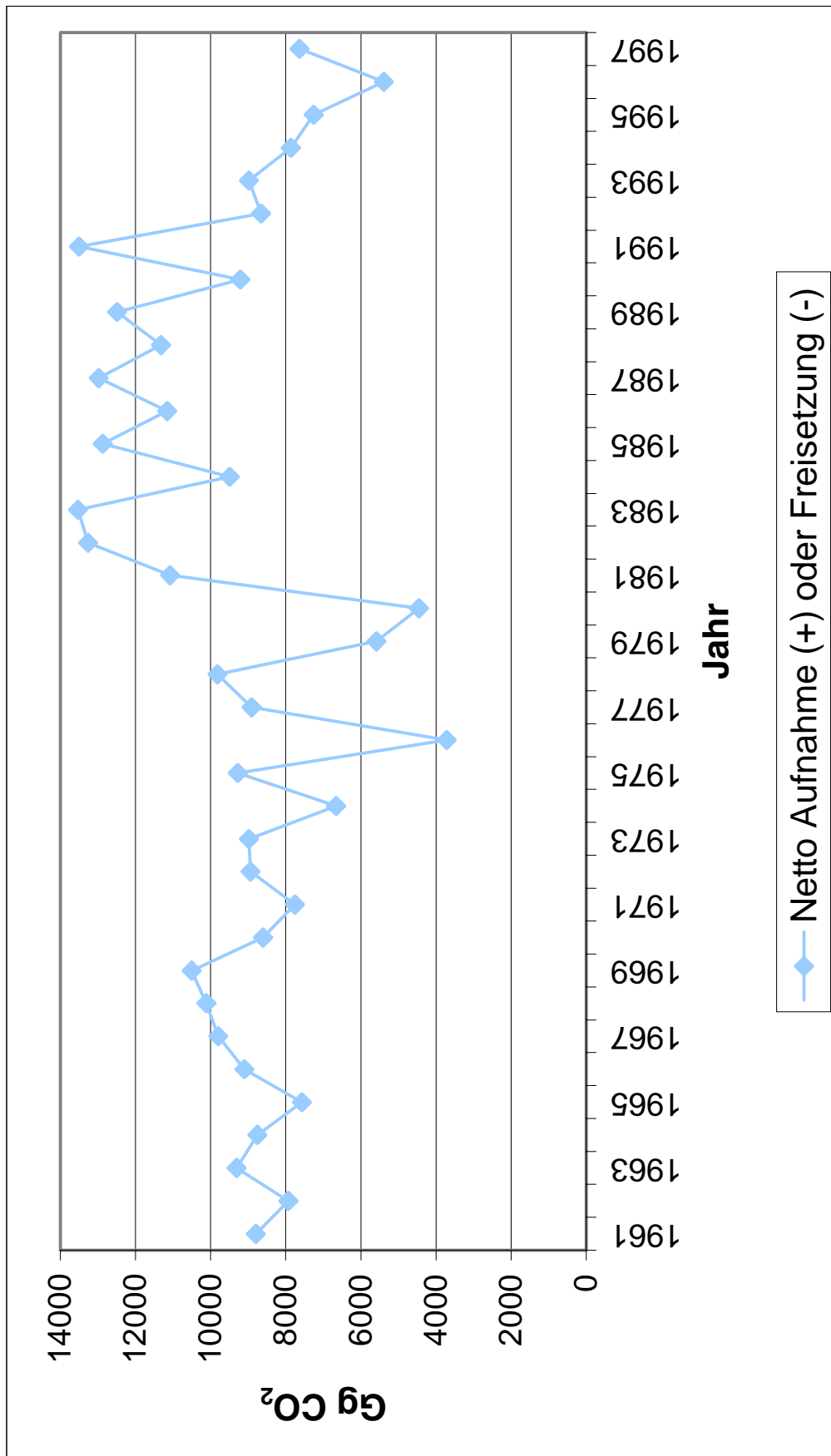


Abb. 8: Jährliche Netto-CO₂-Bindung (+) oder -Freisetzung (-) durch den österreichischen Wald (Zuwachs minus Nutzung)

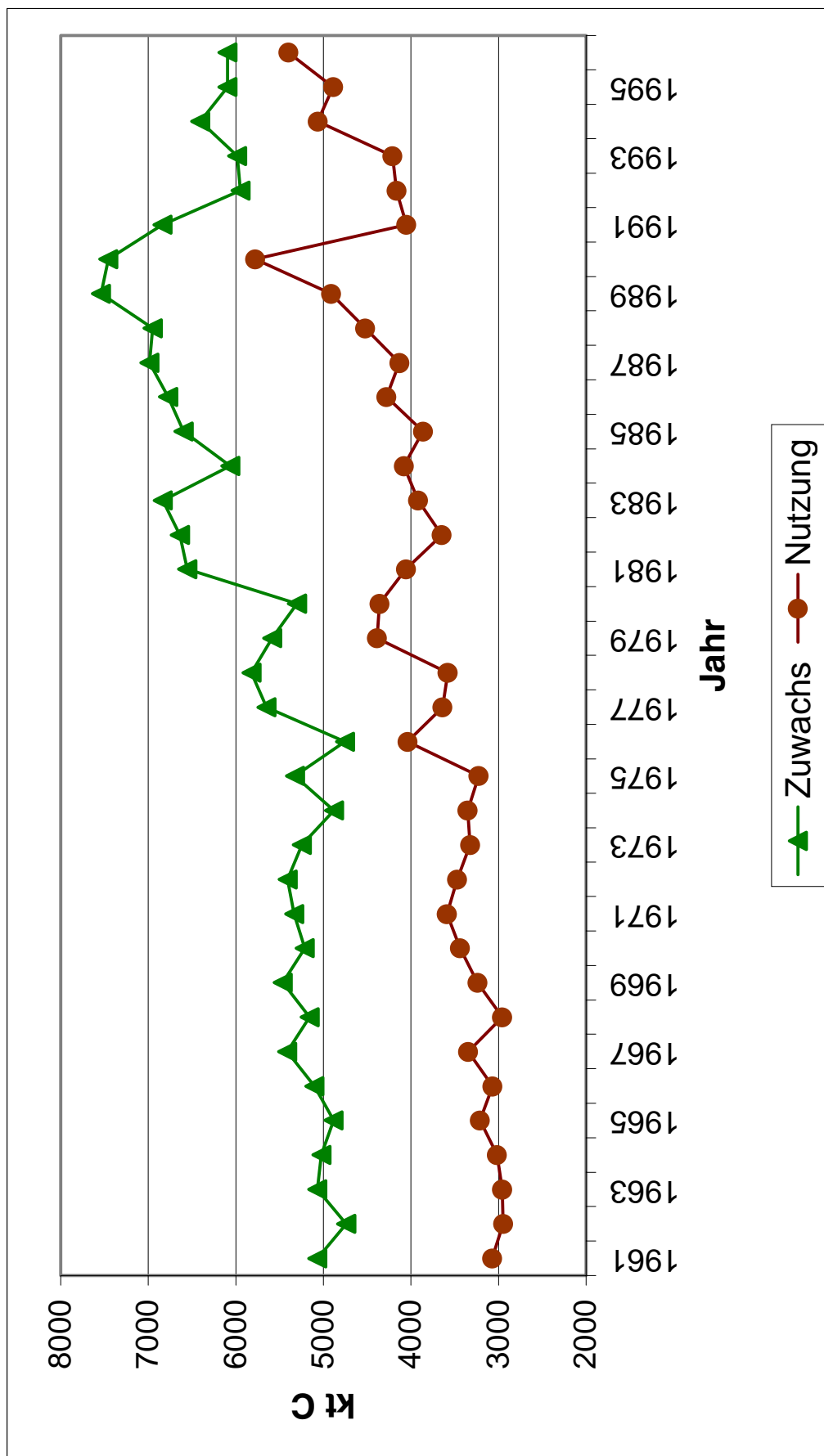


Abb. 9: Jährliche Kohlenstoffbindung durch den Nadelbaumzuwachs und jährliche Kohlenstofffreisetzung durch die Nadelholznutzung im österreichischen Wald

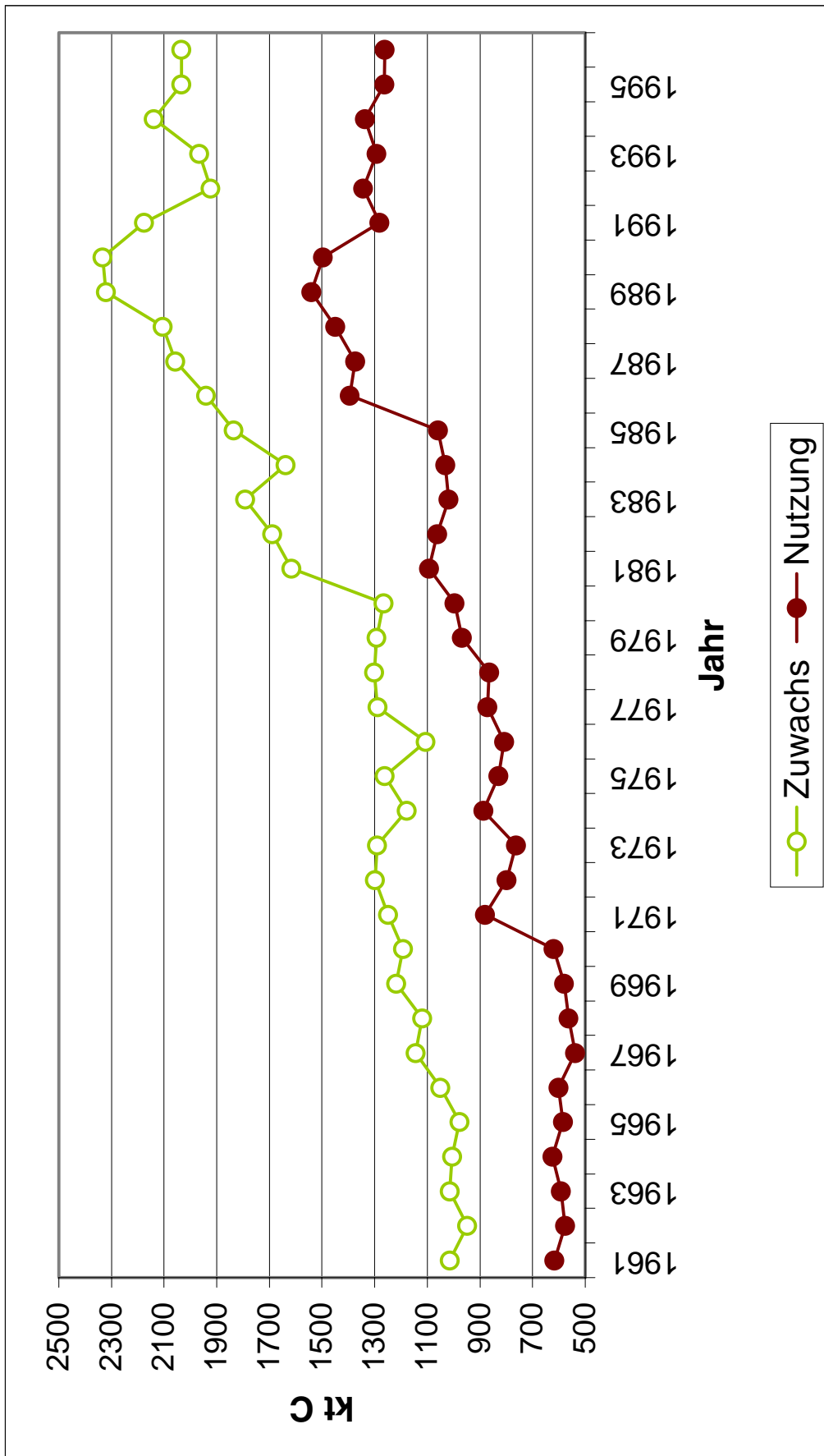


Abb. 10: Jährliche Kohlenstoffbindung durch den Laubbaumzuwachs und jährliche Kohlenstofffreisetzung durch die Laubholznutzung im österreichischen Wald

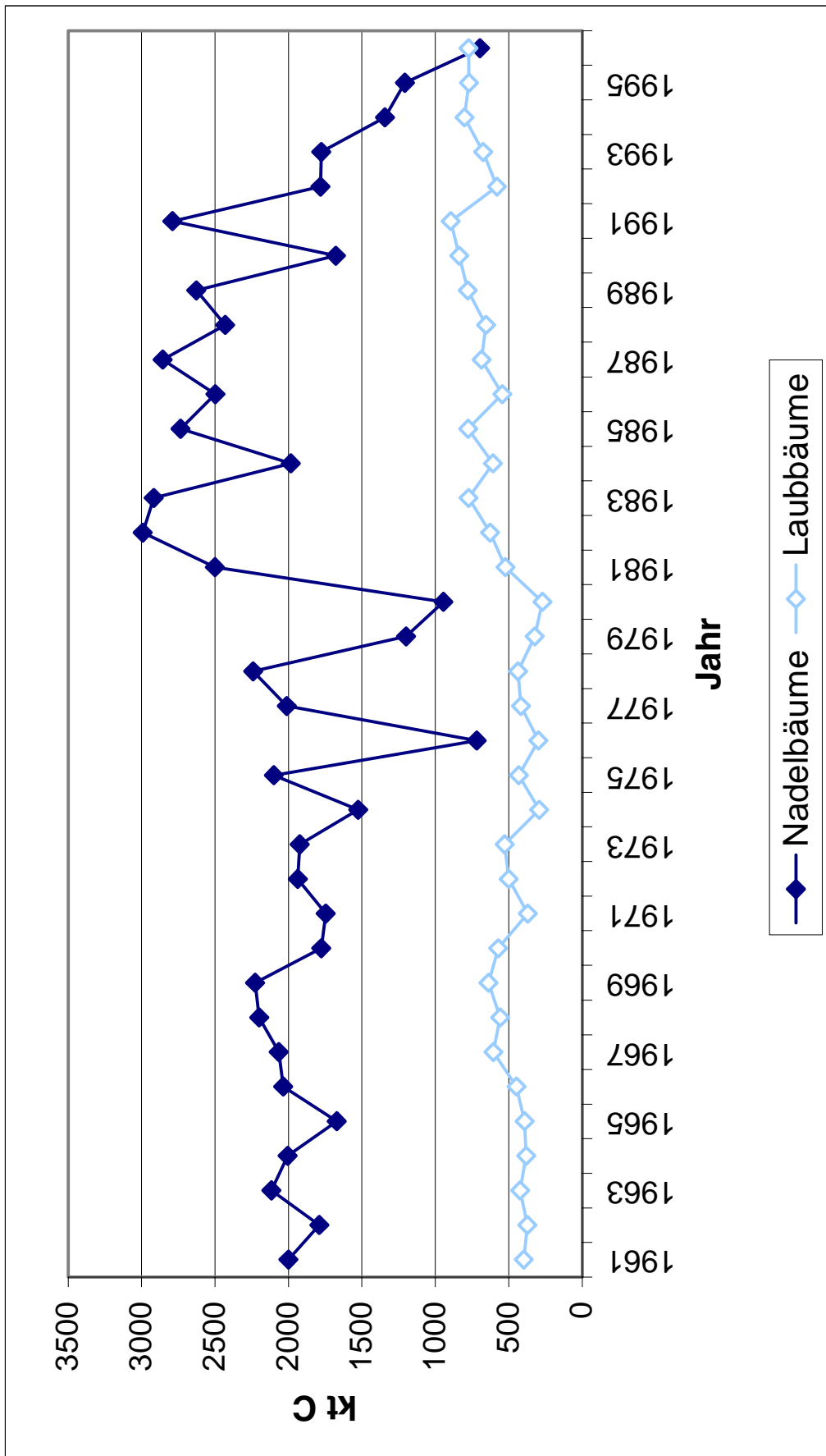


Abb. 11: Jährliche Nettokohlenstoffbindung (+) oder -freisetzung (-) durch den Nadel- und durch den Laubwaldanteil im österreichischen Wald (Zuwachs minus Nutzung)

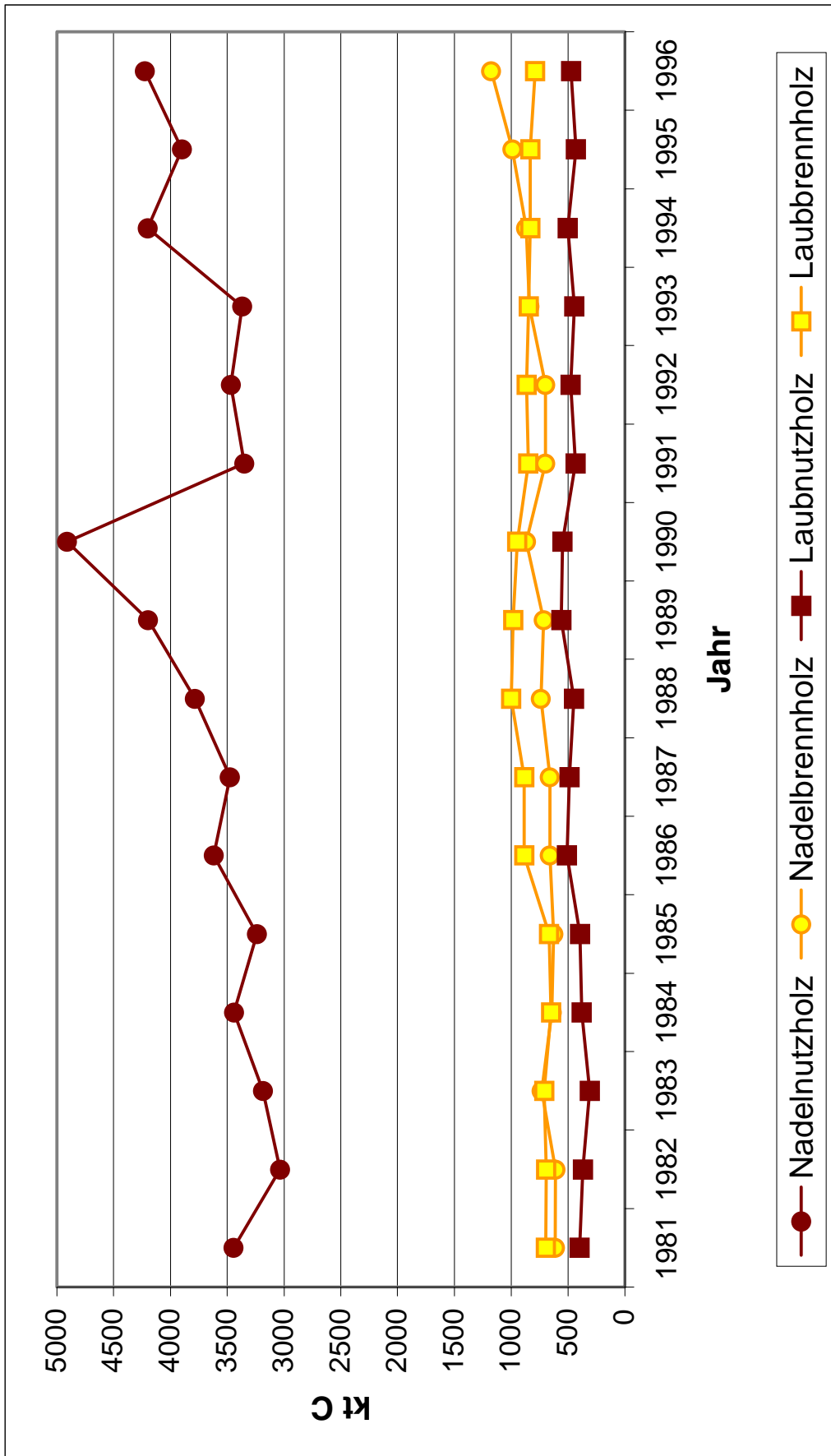


Abb. 12: Jährliche Kohlenstofffreisetzung durch die Nadel- und Laubholznutzung im österreichischen Wald getrennt nach Nutz- und Brennholz

3.1.3 Überlegungen zur möglichen Kohlenstoffveränderung im österreichischen Waldboden

In Kapitel 3.1.1 wurde dargestellt, dass der Waldboden Österreichs einen deutlich größeren Kohlenstoffvorrat aufweist als die Waldbiomasse. Zudem weist der österreichische Waldboden mit 121 t C/ha (Auflagehumus + Mineralboden 0-50 cm) deutlich höhere mittlere C-Vorräte auf als die österreichischen Acker- oder intensiv bewirtschafteten Grünlandböden bis 50 cm Bodentiefe (Ackerboden: 60 t C/ha, intensives Grünland: 81 t C/ha und extensives Grünland: 119 t C/ha; STREBL und GERZABEK 2000). Da Waldböden 47 % der Fläche des Bundesgebiets einnehmen ist dieser Pool sehr bedeutend; seine Erhaltung und sein Schutz genießt in Zusammenhang mit der Treibhausproblematik hohe Bedeutung. Eine Betrachtung der Waldbiomasse allein beleuchtet somit lediglich einen Teilaspekt der gesamten C-Bilanz des Waldes.

In Österreich wurde bisher eine einzige bundesweite Waldboden-Zustandsinventur durchgeführt, womit gemessene Daten zur Feststellung der Veränderungen fehlen. Nachfolgend werden jedoch einige Abschätzungen zu Einflussfaktoren auf den Boden-C-Vorrat gemacht und die Entwicklungstendenzen des Kohlenstoffvorrates im österreichischen Waldboden aufgrund dieser Einflussfaktoren skizziert. Dabei wurden lediglich die Nettoänderungen der Kohlenstoffflüsse gegenüber den Basiswerten vor 1961 für den Zeitraum 1961 bis 1996 betrachtet.

Diese Veränderungen umfassen die Zunahme der Waldfläche und des Biomassevorrates, die Einstellung der früher üblichen Entrindung vor Ort und der historischen Waldnutzungsformen (Boden-, Schneitelstreunutzung, Harznutzung), die Zunahme der Kahlschlagnutzung, die Zunahme des Holzbodens außer Ertrag sowie Temperaturänderungen.

Es wird davon ausgegangen, dass Wild- und Weidevieh in den letzten Jahrzehnten keine maßgeblichen Veränderungen des Bodenkohlenstoffhaushalts verursachte, sodass dieser Bereich nicht näher diskutiert wird (siehe dazu Kap. 2.2.3). Weiters wurde der Einfluss aller weiteren potentiellen Einflussfaktoren auf den C-Pool im Waldboden, die C-Freisetzung in die Atmosphäre und Verfrachtung aus dem Waldboden in diesem Zeitraum als konstant angenommen.

Weitere bedeutende Faktoren zum Ab- bzw. Aufbau von Bodenkohlenstoff und dessen Austrag aus dem Boden stellen die qualitative Zusammensetzung der anfallenden Streu, das Bodenleben, die Bodenfeuchte und die Mineralbodenzustand dar (BERG 2000, GIARDINA und RYAN 2000, PRESCOTT et al. 2000). Da sich der Wald in seiner Baumartenzusammensetzung in den letzten Jahrzehnten nicht allzu sehr verändert hat, wird angenommen, dass die qualitative Zusammensetzung der anfallenden Streu annähernd gleich geblieben ist. Ob es Veränderungen im Zustand des Mineralboden gegeben hat, etwa in der Zusammensetzung und Anzahl der Bodenlebewesen bzw. ob dadurch die Humusabbaurate im österreichischen Waldboden modifiziert wurde, ist unbekannt. Gleiches gilt für die Bodenfeuchte.

Die nachfolgenden Zahlen zur Veränderung des Waldbodenkohlenstoffvorrates in den letzten Jahrzehnten, sind als Größenordnung zu verstehen; eine genaue Verfolgung der Veränderungen dieses bedeutenden Kohlenstoffpools durch Untersuchungsprogramme vor Ort kann damit nicht ersetzt werden.

3.1.3.1 Änderungen aufgrund der Zunahme der Waldfläche

Die gesamte Waldfläche Österreichs nahm von 3.691.000 ha in der Waldinventurperiode 1961/70 (3.352.000 ha in der Waldflächeninventur 1952/56) auf 3.924.000 ha in der Waldinventurperiode 1992/96 zu (Tab. 1, BRAUN 1973, 1974, HASZPRUNAR 1985, HASZPRUNAR et al. 1988, SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997). Diese Waldflächenzunahme 1961 bis 1996 entspricht nach den Berechnungsschritten und Annahmen gemäß Kapitel 2.4 einer Kohlenstoffsénke im Ausmaß von 4,3 Mt C. Das entspricht im Mittel 120 kt C pro Jahr bzw. 4,7 % der mittleren jährlichen Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse in den Jahren 1961 bis 1996.

3.1.3.2 Änderungen aufgrund der Zunahme des Streufalls und Totwurzelanfalls

Der Schaftholzvorrat des österreichischen Ertragswaldes nahm von der Waldinventurperiode 1961/70 bis zur Waldinventurperiode 1992/96 laufend zu (Tab. 1, BÜCHSENMEISTER et al. 1997). Die Ertragswaldfläche nahm jedoch (im Unterschied zur Gesamtwaldfläche) nur unwesentlich zu (Tab. 1). Daher ist nur ein vernachlässigbar geringer Anteil der Vorratszunahme im Ertragswald in der Größenordnung von wenigen Prozent auf dessen Flächenzunahme zurückzuführen. Für die restliche Vorratszunahme im Ertragswald gibt es eine Reihe von Erklärungsansätzen (Bewirtschaftungseinflüsse, stärkerer Zuwachs aufgrund von Klimaänderungen, Düngungseffekte durch CO₂-Anstieg und Stickstoffeintrag etc.; Zusammenstellung in IPCC 2000). Unterstellt man einen gleichbleibenden Anteil an jährlich absterbender Biomasse an der Gesamtbaumbiomasse, ist ein Anstieg des Biomassevorrates im österreichischen Wald – bei annähernd gleichbleibender Baumarten- und Alterklassenzusammensetzung während der letzten Jahrzehnte (siehe BRAUN 1973, 1974, HASZPRUNAR 1985, HASZPRUNAR et al. 1988, SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997) – zwangsläufig mit einem höheren Eintrag toter organischer Substanz in den Waldboden verbunden. Unterstellt man ferner, dass die Umsetzungsprozesse im Boden dadurch nicht qualitativ verändert werden, so ist ein Anstieg des Waldbodenkohlenstoffpools zu erwarten. Messungen, die diese Hypothese bestätigen könnten, liegen nicht vor. Daher ist der nachfolgende Schätzansatz als vorläufig zu betrachten (siehe Kap. 2.2.1).

Nach den Berechnungen in Kapitel 2.2.1 hat im gesamten österreichischen Waldboden eine Aufstockung von 9,9 Mt C von 1961 bis 1996 stattgefunden, welche auf eine Zunahme des Streufalls im Zuge der Vorratszunahme zurückzuführen ist. Dies entspricht im Mittel 274 kt C jährlicher zusätzlicher Kohlenstoffbindung bzw. 10,9 % der mittleren jährlichen Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse in dieser Zeit.

3.1.3.3 Änderungen aufgrund der Einstellung historischer Waldnutzungsformen

In früheren Jahrzehnten war es in Österreich üblich durch Schneitelung, u. a. aber durch Bodenstreunutzung dem Wald Streu für landwirtschaftliche Zwecke zu entziehen (HAFNER 1994). Eine weitere historische Waldnutzungsform stellt die Harznutzung dar. Gemäß den Abschätzungen ist deren Einstellung aber von untergeordneter Bedeutung für die Veränderung des österreichischen Waldbodenkohlenstoffvorrates (vgl. Kap. 2.2.2.3).

Anhand der Annahmen und Schätzungen (vgl. Kapitel 2.2.2) ergibt sich eine Aufstockung des Waldbodenvorrates um 1,0 Mt C im Jahr 1996 gegenüber 1961, die auf den Wegfall der Bodenstreunutzung zurückzuführen ist. Im Mittel sind dies 27 kt C pro Jahr bzw. 1,1 % der mittleren Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse während der Jahre 1961 bis 1996. Um etwa einen Faktor 5 geringer sind die Aufstockungen, die auf die Einstellung der Schneitelung zurückzuführen sind. Geht man von einer pessimistischen Variante aus (50 % der österreichischen Waldfläche wurden streugenutzt, vgl. Kap. 2.2.2.1), wären die Vorratsaufstockungen um einen Faktor 5 höher.

In diesen Zahlen ist die Zunahme des Waldbodenkohlenstoffvorrates aufgrund des höheren Biomassezuwachses und der daraus folgenden Zunahme des Streufalls nach Einstellung der Streunutzung nicht enthalten. Dieser Effekt (siehe KRAPFENBAUER 1983) wird indirekt bereits durch die Abschätzungen in Kapitel 3.1.3.2 abgedeckt. Zur Vermeidung einer „doppelten Verbuchung“ wird er daher im vorliegenden Kapitel nicht mehr berücksichtigt (siehe Kap. 2.2.2).

PRIETZEL et al. (1997) stellten auf zwei ehemals streugenutzten Kiefernbeständen Zunahmen des Bodenkohlenstoffvorrates bis 30 cm Bodentiefe von 2 % bzw. 24 % in einem Zeitraum von 10 Jahren fest. Ihre Ergebnisse beinhalten auch die Aufstockung aufgrund der Zunahme des Streufalls. In der vorliegenden Abschätzung ergeben sich bezogen auf die gesamte streugennutzte Fläche für den gleichen Zeitraum Zunahmen von etwa 5 % (ohne Berücksichtigung der

Zunahme des Streufalls). Größenordnungsmäßig stimmen die Zahlen der vorliegenden Abschätzung daher gut mit den gemessenen Werten von PRIETZEL et al. (1997) überein.

Trotzdem ist die in der vorliegenden Studie ausgewiesene Zunahme aufgrund der Einstellung von Streunutzung möglicherweise zu hoch, da Streunutzung zu Bodendegradationen und teilweise zur Ausbildung von inaktiven Rohhumusauflagen (GLATZEL 1991, KILIAN 1997) führte.

Eine raschere Umsetzung dieser inaktiven Auflagen kann zur Folge haben, dass der Waldboden vorübergehend zu einer Nettokohlenstoffquelle wird. In diesem Falle profitiert die Waldbiomasse vom reichhaltigeren Nährstoffangebot: So wird der Anstieg des Waldbiomassezuwachses in Österreich während der letzten Jahrzehnte unter anderem auch mit Bodendegradationen aufgrund der Einstellung der Streunutzung in Verbindung gebracht. Dieser Effekt auf den Waldkohlenstoffhaushalt ist durch die in Kapitel 3.1.2 dargestellte Bilanz der Waldbiomasse indirekt abgedeckt.

3.1.3.4 Änderungen aufgrund der Zunahme der Nutzungen

Anhand Tab. 1 sowie Abb. 6 ist ersichtlich, dass die Nutzung in den letzten Jahren höher war als während der ersten Jahre der Zeitreihe 1961 bis 1996. Dies entspricht sowohl einem höheren Schaftholzentzug bzw. Waldbiomassenabgang (Kap. 3.1.2, Abb. 6), als auch einer größeren Masse an toter Biomasse (ungenutzte Baumreste wie Wurzeln, Stöcke, Äste sowie Ernteverluste), die dem Waldboden-Pool zugeführt wurde.

Anhand der Berechnungen nach Kapitel 2.2.4 hat 1961 bis 1996 ein mittlerer zusätzlicher Kohlenstoffeintrag in den österreichischen Waldboden von 525 kt C pro Jahr stattgefunden, der auf die gestiegene Nutzung zurückzuführen ist. Unter zusätzlicher Berücksichtigung der C-Abbauzeiten im Boden (Kap. 2.2.1) ergibt dies für die Periode 1961 – 1996 eine Gesamtaufstockung des österreichischen Waldboden-C-Vorrates von 12,2 Mt C bzw. eine jährliche Aufstockung von 338 kt C. Dies entspricht 13,4 % der mittleren jährlichen Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse im Zeitraum 1961 bis 1996.

3.1.3.5 Änderungen aufgrund der Einstellung von Entrindung vor Ort

Früher war es bei der Nadelholznutzung stärkerer Durchmesserklassen üblich, dass das Holz bereits im Wald entrindet wurde. Aufgrund der ökonomischen Rahmenbedingungen und der technischen Entwicklung wurde dies in den letzten Jahrzehnten eingestellt. Die vorliegende Abschätzung unterstellt, dass die Entrindung stärkeren Nadelholzes vor Ort stattgefunden hat und mit Beginn der Zeitreihe 1961-96 eingestellt wurde.

Nach den Berechnungen gemäß Kapitel 2.2.5 ergibt sich damit ein mittlerer jährlicher Mindereintrag von 87 kt C in den österreichischen Waldboden. Unter Berücksichtigung der Abbauzeiten im Boden (Kap. 2.2.1) wären dies von 1961 bis 1996 1,6 Mt C oder 45 kt C pro Jahr. Dies entspricht 1,8 % der mittleren jährlichen Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse in diesem Zeitraum.

Es ist anzumerken, dass die heute in den Sägewerken anfallende Rinde häufig zur Bereitstellung von Wärmeenergie genutzt wird, sodass diese im Vergleich zu früheren Jahren „dem Waldboden entzogene“ Kohlenstoffmenge der Substitution fossiler Brennstoffe dient.

3.1.3.6 Änderungen aufgrund von Kahlschlagnutzungen

Kahlschlagnutzungen wirken sich auf den Kohlenstoffhaushalt des Waldbodens negativ aus. Höhere Temperaturen auf den völlig freigestellten Böden führen dazu, dass die Umsetzungs- bzw. Abbaurate des Bodenhumus zunimmt, was mit höheren Verlusten von Kohlenstoff, aber auch anderen Nährstoffen aus dem Boden verbunden ist (BORMANN und

LIKENS 1979, REHFUESS 1981, KIMMINS 1987). Bezogen auf Vorratsfestmeter stieg die jährliche Kahlschlagnutzung von der Waldinventurperiode 1961/70 zur Waldinventurperiode 1986/90 stark an um 1992/96 etwas zu fallen. Der relative Anteil der Kahlschlagnutzungen nahm von der Periode 1961/70 zur Periode 1992/96 ab (BRAUN 1973, 1974, SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997).

Nach der Schätzung von Kapitel 2.2.6 und der Annahme, dass kurz vor 1961 die Kahlschlagfläche gleich groß war wie in der Periode 1961/70, bedeutete dies eine zusätzliche Gesamtkohlenstofffreisetzung im Zeitraum 1961 bis 1996 von 1,7 Mt C. Sie wäre auf die Zunahme der Kahlschlagnutzung zurückzuführen. Im Mittel entspricht dies 48 kt C pro Jahr bzw. 1,9 % der mittleren jährlichen Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse. In den letzten Jahren der Zeitreihe ergibt sich aufgrund des Rückgangs der Kahlschlagnutzung wieder eine Trendumkehr.

3.1.3.7 Änderungen aufgrund der Zunahme des Holzbodens außer Ertrag

In den letzten Jahrzehnten nahm die Fläche des „Holzboden außer Ertrag“, d.s. Forststraßen, Rückewege, Holzlagerplätze, Schneisen, Trassen und ähnliches, zu (siehe BRAUN 1973, 1974, HASZPRUNAR 1985, HASZPRUNAR et al. 1988, SCHIELER et al. 1995, FBVA 1997). Legt man die Gleichgewichts-Bodenkohlenstoffvorräte (121 t C je ha für Wald, 80 t C je ha auf 50 % der Holzbodenfläche außer Ertrag und 0 t C je ha auf den anderen 50 % der Holzbodenfläche außer Ertrag) und die Abbauezeiten für Bodenkohlenstoff gemäß Kapitel 2.4 zugrunde, so resultierte die Zunahme des Holzbodens außer Ertrag in einer Abnahme um 2,7 Mt C im Waldboden (1961-1996). Pro Jahr entspricht dies im Mittel 76 kt C bzw. 3,0 % der mittleren jährlichen Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse.

3.1.3.8 Änderungen aufgrund von höheren Temperaturen

Ein wesentlicher Einflussfaktor für den Bodenkohlenstoffabbau ist die Temperatur. Es wird angenommen, dass eine Temperaturzunahme zu höheren CO₂-Freisetzungsraten aus Waldböden führen und damit die terrestrischen C-Senken in den nächsten Jahren bei fortschreitendem Temperaturanstieg zu C-Quellen werden könnten (TRUMBORE et al. 1996). Die für Österreich und Europa vorliegenden Temperaturkurven zeigen ab 1850 einen ähnlichen Verlauf wie die globalen Messreihen mit einer im Mittel der letzten Jahrzehnte etwa 0,5 °C höheren Temperatur gegenüber dem 100 jährigen Mittel davor (AUER et al. 1992, EEA 1998). Besonders die 90er-Jahre des 20. Jahrhunderts waren vergleichsweise warme Jahre.

Anhand der Ergebnisse von TRUMBORE et al. (1996) für Waldböden aus temperierten Gebieten ergibt sich bei einem solchen Temperaturunterschied eine um etwa 6,5 % kürzere Abbauezeit für den rasch abbaubaren Mineralbodenhumuspool. Nach den Angaben in Kapitel 2.2.7 wurden die Änderungen des rasch abbaubaren Waldboden-C-Pools (2/3 des Boden-C-Vorrats) nach diesen Annahmen nach zwei Szenarien berechnet. Szenario 1 geht davon aus, dass bei einer mittleren Temperatur wie „vor 1961“ der jährliche C-Abbau je ha Waldboden (der quantitativ fast ausschließlich den rasch umsetzenden C-Pool betrifft) und die jährliche C-Nachlieferung je ha Waldboden annähernd gleich waren. Unter diesen Bedingungen wäre der C-Pool je ha im Jahr 1961 annähernd gleich geblieben, aufgrund der Zunahme des Eintrags an toter organischer Substanz von 2,1 t C/ha im Jahr 1961 auf 2,8 t C/ha im Jahr 1996 wäre er aber in den darauffolgenden Jahren sukzessive angestiegen.

Szenario 2 geht davon aus, dass der Kohlenstoffabbau im Waldboden im Jahr 1988, dem Bezugsjahr für den herangezogenen Bodenkohlenstoffvorrat, dem mittleren Kohlenstoffeintrag in den Jahren 1961 bis 1988 entsprach. Szenario 1, das als das wahrscheinlichere betrachtet wird, entspricht somit bei fehlender Temperaturerhöhung einem „Waldboden-Anreicherungsszenario“. Im Unterschied dazu entspricht Szenario 2 bei fehlender Tempe-

raturerhöhung am ehesten einem „C-Gleichgewichtsszenario“ im österreichischen Waldboden, wo die Vorräte am Anfang und am Ende der Zeitreihe annähernd gleich sind. Anhand der Abbauezeiten bei unveränderter Temperatur und bei Temperaturerhöhung um $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$, den Kohlenstoffnachlieferungen in den Waldboden und den C-Ausgangspools im Jahr 1961 wurden die Jahresreihen nach Szenario 1 bzw. Szenario 2 gerechnet. Dabei entsprechen die für das Jahr 1988 berechneten Pools an rasch abbaubarem Kohlenstoff bei verkürzter Umsetzungszeit sowohl bei Szenario 1 und 2 jenem Pool, der aufgrund der Ergebnisse der Waldbodenzustandsinventur für dieses Jahr abgeleitet wurde (Details der Vorgangsweise sind in Kap. 2.2.7 beschrieben).

Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in Abb. 13 dargestellt. Beide Szenarien zeigen, dass im Jahr 1996 dieser Vorrat ohne Temperaturerhöhung deutlich höher wäre als bei einer Temperaturerhöhung um $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($86,9\text{ t C je ha}$ gegenüber $83,5\text{ t C je ha}$ bei Szenario 1 und $85,8\text{ t C je ha}$ gegenüber $82,3\text{ t C je ha}$ bei Szenario 2, Abb. 13). Unterstellt man für den Zeitraum nach 1996 gleiche Kohlenstoffeinträge in den Boden und gleiche Abbauezeiten wie im Mittel der Jahre 1961 bis 1996, wären die Gleichgewichtsbodenvorräte an rasch abbaubarem Kohlenstoff in etwa 150 Jahren erreicht und bei einer Temperaturerhöhung um $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ bei $83,0\text{ t C je ha}$ statt bei $88,8\text{ t C je ha}$ ohne Temperaturerhöhung (Szenario 1) bzw. bei $75,4\text{ t C je ha}$ statt bei $80,7\text{ t C je ha}$ (Szenario 2). Diese Reduktion korrespondiert gut zu den Angaben von PERRUCHOUD (1996), der für eine Erwärmung um $1\text{ }^{\circ}\text{C}$ in die Schweiz eine Abnahme des Gleichgewichtswaldbodenvorrates an rasch abbaubarem Bodenhumus um 7 bis 12 % errechnet hat.

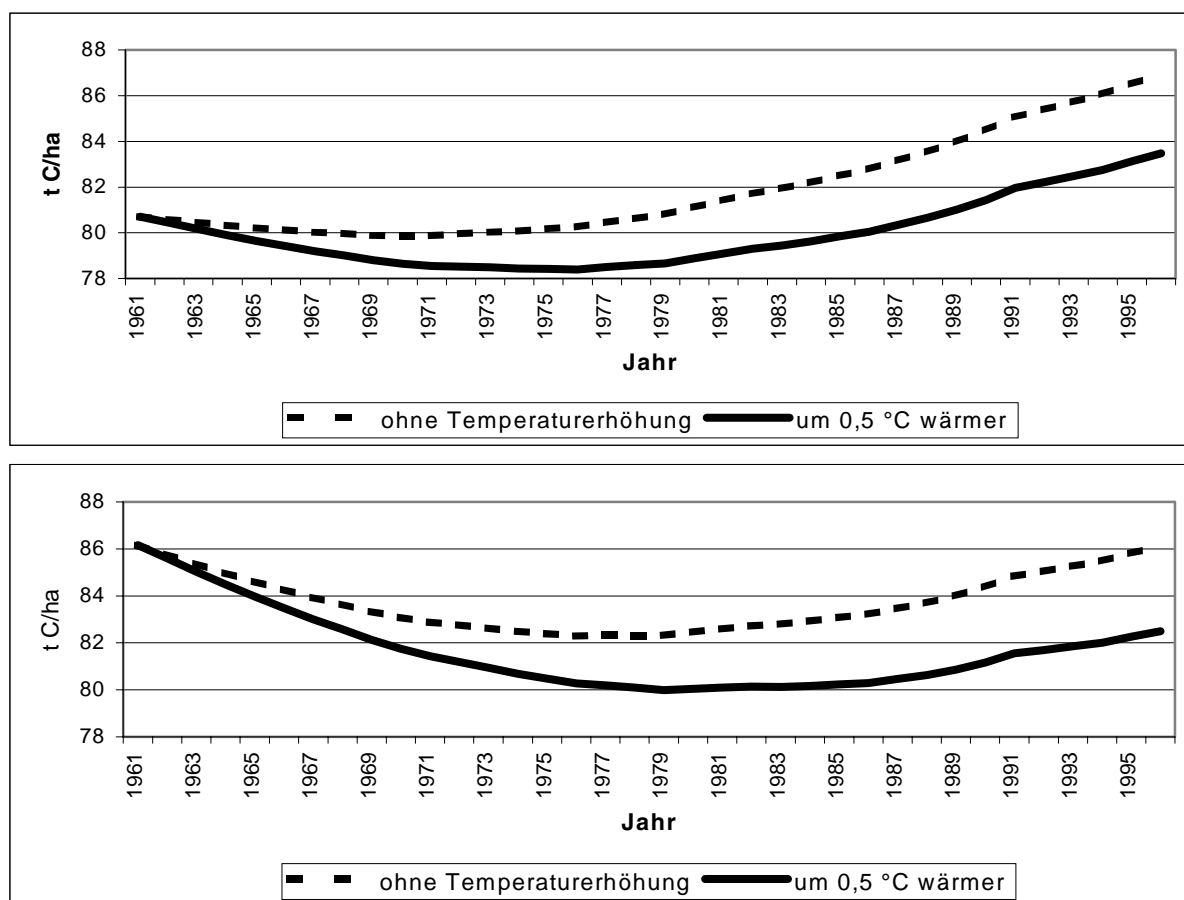


Abb. 13: Geschätzte Veränderung des Vorrats an rasch abbaubarem Kohlenstoff je ha im österreichischen Waldboden ohne Temperaturerhöhung und unter Berücksichtigung einer um $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ höheren Temperatur im Zeitraum 1961 bis 1996 nach Szenario 1 (oben) und Szenario 2 (unten).

Rechnet man die Bodenvorräte an rasch abbaubarem Kohlenstoff je ha für die Jahre 1961 bis 1996 mit der Ertragswaldfläche in den entsprechenden Jahren hoch, wäre bis 1996 eine um 11,5 Mt C (Szenario 1) bzw. 12,1 Mt C (Szenario 2) geringere C-Aufstockung im Ertragswaldboden aufgetreten (Abb. 14). Dies entspricht einem jährlichen „C-Verlust“ des Ertragswaldbodens von 320 kt C (Szenario 1) bzw. 336 kt C (Szenario 2) oder 12,7 % bzw. 13,3 % der mittleren jährlichen Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse im Zeitraum 1961-96.

Einschränkend ist anzumerken, dass die Ergebnisse von TRUMBORE et al. (1996) sich auf den Mineralbodenhorizont 0-20 cm beziehen, während in der vorliegenden Studie unterstellt wird, dass dies bis 50 cm Mineralbodentiefe gilt. Beim Auflagehumus ist von einem Zusammenhang zwischen Dekompostierung und Temperatur auszugehen (ELLENBERG et al. 1986, BERG 2000). Fachliteratur mit Angaben zur Änderung der Umsetzungszeit in tieferen Bodenschichten bei Temperaturveränderungen liegt jedoch bisher nicht vor.

Weiters könnten durch höhere Temperatur verursachte geringere Bodenfeuchtwerte einem rascheren Humusabbau entgegenwirken (vgl. ELLENBERG et al. 1986). Dies wurde in den vorliegenden Abschätzungen nicht berücksichtigt.

Dennoch sollte den vorliegenden Ergebnissen besondere Aufmerksamkeit zuteil werden. Eine Temperaturzunahme im unterstellten oder gar noch höheren Ausmaß, wie sie in Szenarien zur Klimaänderung für die nächsten Jahrzehnte vermutet werden, könnte sich auf die Kohlenstoffbilanz des Bodens deutlich negativ auswirken. Es ist daher künftig besonders wichtig, die tatsächliche Veränderung des Waldboden-Kohlenstoffvorrats und deren Einflussfaktoren durch Untersuchungsprogramme zu verfolgen.

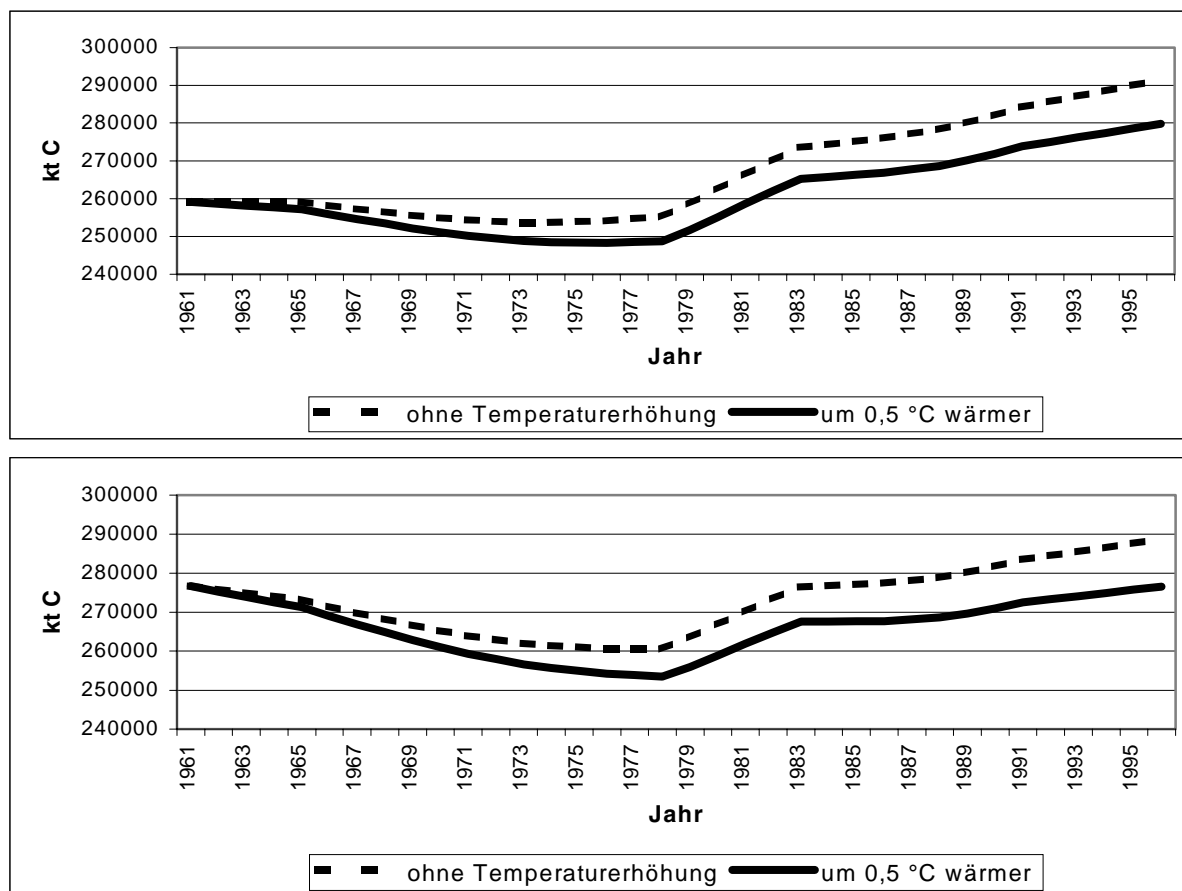


Abb. 14: Geschätzte Veränderung des Vorrats an rasch abbaubarem Kohlenstoff im österreichischen Ertragswaldboden ohne Temperaturerhöhung und unter Berücksichtigung einer um 0,5 °C höheren Temperatur im Zeitraum 1961 bis 1996 nach Szenario 1 (oben) und Szenario 2 (unten).

3.1.3.9 Zusammenfassende Darstellung der Abschätzungen zur möglichen Veränderung des Kohlenstoffvorrates im österreichischen Waldboden

Anhand der Abschätzungen zu den Veränderungen des Waldbodenkohlenstoffvorrates wird vermutet, dass der österreichische Waldboden im Zeitraum 1961 bis 1996 eine Nettokohlenstoffsenke in der Größenordnung von etwa 10 Mt C war (Summe in Tab. 11).

Die bedeutendsten Einflussfaktoren für die Veränderung des Waldbodenkohlenstoffpools dürften die Zunahme des Streu- und Totwurzelanfalls, die Zunahme der Nutzungen (beide in positive Richtung) und die Zunahme der Temperatur (in negative Richtung) sein (Tab. 11). Besonders die mögliche Abnahme aufgrund der Temperaturzunahme ist im Auge zu behalten, auch wenn eine singuläre Unterstellung der Temperaturänderung als treibende Kraft für die Abbauzeit von Bodenkohlenstoff die komplexen Vorgänge im Boden nicht ausreichend beschreiben kann (BERG 2000, GIARDINA und RYAN 2000). Szenarien zur wahrscheinlichen Temperaturänderung in den kommenden 100 Jahren gehen von deutlich höheren Zunahmen aus, was mit einer höheren Boden-C-Freisetzung verbunden sein könnte (TRUMBORE et al. 1996).

Im Zeitraum 1990 bis 1996 hat den Schätzungen zufolge der Waldbodenkohlenstoffvorrat um 3,5 Mt C zugenommen. Dies ist etwas weniger als 1 % des C-Pools im österreichischen Waldboden des Jahres 1990 (Tab. 10, Tab. 11). Dies ist eine Veränderung, die durch eine Wiederholungsbodeninventur statistisch nicht fassbar ist.

Die mittlere jährliche Nettokohlenstoffbindung des österreichischen Waldbodens im Zeitraum 1961 bis 1996 liegt den Berechnungen zufolge bei einer Größenordnung von 11 % der mittleren jährlichen Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse (Tab. 11). Selbst wenn die großen Unsicherheiten der Schätzungen ins Kalkül gezogen werden, ist aufgrund der vielfach höheren jährlichen Nettokohlenstoffbindung durch die österreichische Waldbiomasse im Zeitraum 1961 bis 1996 (Kap. 3.1.2) sicher, dass der Wald Österreichs (Biomasse plus Boden) in dieser Zeit eine Nettokohlenstoffsenke gewesen ist.

Modellberechnungen von PERRUCHOUD et al. (1999b) für die Schweiz ergaben im Jahr 1985 eine Nettokohlenstoffbindung im Waldboden von 27 % der C-Nettobindung durch die Waldbiomasse. In diesen Abschätzungen ist ein Einfluss von Temperaturveränderungen nicht berücksichtigt, sodass die Werte dieser Autoren mit jenen der vorliegenden Studie korrespondieren (vgl. mit Summe in Tab. 11 ohne Berücksichtigung der Temperaturänderung). BURSCHEL et al. (1993) gehen von einer Aufstockung des C-Vorrates im Waldboden Deutschlands um 18 % der jährlichen Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse in den letzten Jahren aus, was ebenfalls gut zu den vorliegenden Werten passt.

Diese Vergleiche zeigen, dass die Werte der modellhaften Abschätzung zur Waldbodenkohlenstoffveränderung in Österreich in einer plausiblen Größenordnung liegen, sollen jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass der Wissensstand in Österreich, aber auch international ergänzungsbedürftig ist. Wie bereits einleitend erwähnt, sind die Zahlen in Tab. 11 als Größenordnung zu verstehen. Es ist daher unverzichtbar, die Veränderung dieses bedeutenden C-Pools und deren Einflussfaktoren mit Hilfe von Bodeninventuren in sinnvollen zeitlichen Abständen zu verfolgen.

Tab. 11: Schätzwerte zur möglichen Veränderung des Waldbodenkohlenstoffvorrats in Österreich im Jahr 1996 gegenüber 1961 sowie im Jahr 1996 gegenüber 1990 und Gegenüberstellung der mittleren jährlichen Nettokohlenstoffbindung bzw. -freisetzung des österreichischen Waldbodens mit der mittleren jährlichen Nettokohlenstoffbindung durch die österreichische Waldbiomasse im Zeitraum 1961 bis 1996

	Veränderung des Waldbodenkohlenstoffvorrats 1996 gegenüber 1961	Mittlere jährliche Veränderung des Waldbodenkohlenstoffvorrats [% der mittleren jährlichen Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse im Zeitraum 1961 bis 1996]	Veränderung des Waldbodenkohlenstoffvorrats 1996 gegenüber 1990
	in Mt C (+ Zunahme, - Abnahme)	(+ Zunahme, - Abnahme)	in Mt C (+ Zunahme, - Abnahme)
Zunahme der Waldfläche ¹	4,3	4,7	0,9
Zunahme des Streu- und Totwurzelanfalls	9,9	10,9	2,6
Einstellung der Bodenstreunutzung ²	1,0	1,1	0,1
Einstellung der Schneitelstreunutzung ²	0,2	0,2	0,02
Einstellung der Harznutzung	<<	<<	<<
Veränderungen des Wild- und Weideviehbestandes bzw. der Jagd	<<	<<	<<
Zunahme der Nutzungen	12,2	13,4	2,9
Einstellung der Entrindung vor Ort	-1,6	-1,8	-0,2
Zunahme der Kahlschlagnutzung	-1,7	-1,9	-0,6
Zunahme der Holzbodenfläche außer Ertrag	-2,7	-3,0	-0,8
Zunahme der Temperatur um 0,5 °C ³	-11,5	-12,7	-1,4
Summe	9,9	10,9	3,5

¹ Zahlen beinhalten nicht die Boden-C-Vorratszunahme im österreichischen Wald aufgrund der reinen Waldflächenzunahme, sondern lediglich die Aufstockungen der bestehenden Boden-C-Vorräte der vorhergehenden Landnutzungsformen.

² Abschätzungen beinhalten nicht die Veränderungen aufgrund des höheren Biomassezuwachses und der daraus folgenden Zunahme des Streufalles nach Einstellung dieser Praktiken, die indirekt bereits durch den Bereich „Zunahme des Streu- und Totholzanfalles“ abgedeckt sind (vgl. Kap. 2.2.2).

³ Werte beziehen sich auf das Szenario 1 (siehe Kapitel 2.2.7 und 3.1.3.8)

3.2 Abschätzungen zur Kohlenstoffbilanz der österreichischen „Kyoto-Flächen“ gemäß Artikel 3.3 des Kyoto-Protokolls

3.2.1 Einleitende Bemerkungen zum Kyoto-Protokoll

Das Kyoto-Protokoll (KP) wurde 1997 in Kyoto (Japan) von der 3. Vertragsstaatenkonferenz zur Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (UNFCCC) beschlossen. Während die UNFCCC (beschlossen in Rio, 1992) keine rechtsverbindlichen quantitativen Ziele zur Emissionsminderung beinhaltet, sondern lediglich eine Absichtserklärung der Industriestaaten

(Annex I Staaten) darstellt, die CO₂-Emissionen bis zum Jahr 2000 auf dem Stand der Emissionen des Jahres 1990 zu stabilisieren, legt das KP rechtsverbindliche Reduktionsziele für diese Staaten für den Zeitraum 2008-2012 fest. Diese Kyoto-Ziele sind je nach Staat unterschiedlich und betragen (wiederum im wesentlichen bezogen auf die Emissionen des Jahres 1990) minus 8 % (z. B. Europäische Union) bis plus 10 % (Island)²². Bezogen auf alle Annex I Staaten gemeinsam ergibt sich ein Reduktionsziel von etwa 5 %. Es gilt für die Summe der Treibhausgase Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄), Distickstoffmonoxid oder Lachgas (N₂O), Hydrogenfluorwasserstoffe (HFCs), perfluorierte Kohlenwasserstoffe (PFCs) und Schwefelhexafluorid (SF₆).

Dieses Reduktionsziel reicht noch nicht aus, um einen weiteren Anstieg der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre künftig hintan zu halten, ist aber als ein erster Schritt überaus bedeutsam. Für einzelne Staaten wie Österreich bedeutet es eine Reduktion der Treibhausgasemissionen um 20%, gemessen an einer „business-as-usual“-Entwicklung („Strategie Österreichs zur Erreichung des Kyoto-Zieles - Klima-Strategie 2000-2008/2012“, unveröffentlicht).

Artikel 3.3 und Artikel 3.4 KP regeln die Berücksichtigung der sogenannten Senken, d. h. praktisch der Bindung von CO₂ in der terrestrischen Ökosphäre. Die dieser Möglichkeit zu Grunde liegenden Überlegungen bei den Verhandlungen waren im wesentlichen die folgenden:

- Artikel 2 legt als letztliches Ziel der UNFCCC die Stabilisierung der Konzentrationen der Treibhausgase in der Atmosphäre auf einer Höhe fest, welche eine gefährliche Störung des Klimas durch den Menschen vermeidet. Da der Anstieg der CO₂-Konzentration auch wesentlich durch die Entwaldung bzw. Nutzung der tropischen Regenwälder bedingt ist (IPCC 2000), stellen Maßnahmen zum Schutz der Wälder grundsätzlich auch einen geeigneten Beitrag zur Stabilisierung der CO₂-Konzentration dar.
- Analysen der Kosten zur Erreichung der Kyoto-Ziele zeigten, dass Maßnahmen im Bereich der Senken in der Regel sehr kostengünstig sind, vor allem, wenn sie in den Entwicklungsländern gesetzt werden. Von dieser Möglichkeit könnte grundsätzlich auf Grundlage des sogenannten Clean Development Mechanism (Artikel 12 KP) Gebrauch gemacht werden. Demnach sind Maßnahmen in den Entwicklungsländern unter gewissen Voraussetzungen für die Erfüllung der Kyoto-Ziele der Industriestaaten anrechenbar.
- Es sollten zusätzliche Anreize zum Schutz der Ökosphäre bzw. des Waldes gesetzt werden.

Die Berücksichtigung der Senken stößt jedoch auf erhebliche Probleme (siehe dazu WBGU 1998), wie z. B.:

- Trotz der großflächigen Entwaldungen in manchen Regionen der Erde stellt die globale terrestrische Ökosphäre zur Zeit eine CO₂-Nettosenke in der Größenordnung von $0,7 \pm 1,0$ Gt C pro Jahr dar. Diese Nettosenke ist bedingt durch den sogenannten „residual terrestrial uptake“. Dessen Ausmaß ist ebenfalls nur ungenau bekannt ($2,3 \pm 1,3$ Gt C pro Jahr) und erheblichen jährlichen Schwankungen unterworfen (IPCC 2000). Es ist auch nicht möglich, genauere örtliche Angaben und quantitative Angaben über die Ursachen des "residual terrestrial uptake" zu machen. Er beträgt etwa 1/3 der weltweiten anthropogenen CO₂-Emissionen aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe und ist somit um ein Vielfaches höher als das vereinbarte Kyoto-Emissionsreduktionsziel. Bei all jenen Vertragsparteien, deren Sektor „Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft“ im Jahr 1990 eine Nettokohlenstoffseneke war, wird das Reduktionsziel alleine an den Emissionen der Sektoren Energie, Industrie, Landwirtschaft und Abfallbehandlung im Jahr 1990 bemessen. Dies trifft für nahezu alle Industriestaaten zu. Mit einer umfassenden zusätzlichen Berücksichtigung des Landnutzungssektors für den ersten Berichtszeitraum 2008-2012 wird somit eine terrestrische Senke anrechenbar, die in der Festsetzung der ausgewiesenen

²² Für Österreich gilt ein Ziel von minus 13 %. Dieses Ziel geht auf eine Vereinbarung zwischen den Mitgliedstaaten der Europäischen Union („burden sharing agreement“) gemäß Artikel 4 KP zurück.

Reduktionsverpflichtungen auf Basis von 1990 nicht eingerechnet wurde. Es wäre damit möglich, dass Vertragsparteien ohne Reduktion der Emissionen aus den Sektoren Energie, Industrie, Landwirtschaft und Abfallbehandlung das Kyoto-Reduktionsziel für 2008-2012 erreichen könnten bzw. die Emissionen aus diesen Sektoren sogar noch erhöhen könnten. Dadurch vermindert sich die Verpflichtung zur Reduktion dieser Emissionen. Ein weiterer zu bedenkender Aspekt ist, dass der „residual terrestrial uptake“ möglicherweise auf indirekte menschliche Effekte (Klimawandel, Anstieg der CO₂-Gehalte, erhöhte Stickstoffdeposition) zurückzuführen ist, durch die langfristig auch Gefährdungen (bzw. eine Reversibilität) der Senken gegeben sein könnten.

- Die Emission einer Tonne CO₂ in die Atmosphäre aus der Nutzung fossiler Energieträger ist mit der Bindung einer Tonne CO₂ in der terrestrischen Biosphäre nicht direkt vergleichbar. Während bei der Emission aus fossilen Energieträgern vormals inaktiver Kohlenstoff irreversibel in den natürlichen Kohlenstoffkreislauf eingebracht wird, ist bei den Kohlenstoffflüssen in Ökosystemen eine Reversibilität der Vorgänge grundsätzlich gegeben (jede terrestrische Senke kann auch wieder zur Quelle werden und umgekehrt). Ein Beispiel aus SCHLAMADINGER und MARLAND (2000) illustriert dies: Die Umstellung eines Heizkraftwerkes von fossilem Kohlenstoff auf kohlenstoffneutrale Biomasse führt zu einer permanent verringerten Gesamt-CO₂-Aufstockung der Atmosphäre durch dieses Heizkraftwerk – selbst wenn das Heizkraftwerk nach einigen Jahren wiederum auf fossilen Kohlenstoff umgestellt wird. Im Unterschied dazu führt eine Bindung der CO₂-Emissionen aus der Verfeuerung von fossilem Kohlenstoff in diesem Heizkraftwerk durch zusätzliche Neubewaldungen zu keiner permanent verringerten Gesamt-CO₂-Aufstockung der Atmosphäre, wenn diese Aufforstungen wiederum nach einigen Jahren gerodet werden.
- Bei der Messung und Feststellung der tatsächlichen Treibhausgasemissionen bzw. -senken in Regionen aus dem Landnutzungssektor bestehen – nach wie vor – erhebliche Unsicherheiten, die nur teilweise und mit enormem Aufwand in den Griff zu bekommen sind. Eine umfassende Anrechnung der Senken könnte somit zwar in der ausgewiesenen Emissionsbilanz – gemessen an den derzeitigen Reduktionszielen – einen bedeutenden Anteil darstellen, die Unsicherheit, ob die ausgewiesenen Daten der Realität entsprechen, wäre aber erheblich höher. Aus diesem Grund könnten auch grundlegende Probleme bei der Verifizierbarkeit der ausgewiesenen Emissionsreduktionen durch Dritte auftreten.
- Grundsätzlich können die energiebedingten Emissionen langfristig nicht durch die Kohlenstoffbindung in der terrestrischen Biosphäre kompensiert werden. Der große mögliche Beitrag der Senken zur Erfüllung der Kyoto-Ziele (siehe IPCC 2000) könnte Maßnahmen im Bereich des Einsatzes der fossilen Energieträger weiter verzögern, und so den Zielen der UNFCCC entgegenlaufen. Beispielsweise könnte sich eine umfassende Berücksichtigung des Landnutzungssektors aufgrund der unterschiedlichen Kostenstrukturen von Reduktionsmaßnahmen sogar kontraproduktiv auf eine verstärkte Nutzung nachwachsender Rohstoffe bzw. die Substitution fossiler Energieträger durch nachwachsende Rohstoffe auswirken.

Aus den angeführten Gründen konnten sich bislang die Vertragsstaaten nur auf Neu- und Wiederbewaldung seit 1990 (afforestation, reforestation) und Rodung (deforestation) seit 1990 gemäss Artikel 3.3 als anrechenbare Maßnahmen einigen. Der mögliche Beitrag dieser Maßnahmen ist im Vergleich zu den Kyoto-Zielen relativ gering.

Als Grundlage für weitere Entscheidungen wurde deshalb das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) von den Vertragsstaaten ersucht, einen Sonderbericht zum Thema „Senken“ bzw. „Land-use and land-use change and forestry“ zu erarbeiten (IPCC 2000). Dieser erschien im Mai 2000 und wurde mittlerweile in den Unterorganen der UNFCCC ausführlich diskutiert. Es ist zu erwarten, dass wesentliche Regelungen bezüglich der Senken bei zukünftigen Vertragsstaatenkonferenzen getroffen werden. Diese Beschlüsse werden u. a. Regelungen bezüglich

- Definitionen (z. B. von Wald, Aufforstung, Rodung)

- Kriterien für weitere Aktivitäten gemäss Artikel 3.4
- Verrechnungsmethoden
- Einbeziehung von Senken-Projekten im Rahmen des CDM

beinhalten.

3.2.2 Die Kohlenstoffbilanz der österreichischen „Kyoto-Flächen“ gemäß Artikel 3.3 des Kyoto Protokolls unter verschiedenen Definitionsszenarien und Buchungssätzen

Anmerkung: Die in der vorliegenden Studie ausgewählten Szenarien, Buchungs- und Berechnungsmodalitäten zu den Kyoto-Artikel-3.3-Flächen dürfen nicht als eine offizielle österreichische Präferenz oder als eine bereits durch die Vertragsstaaten festgelegte Vorgangsweise verstanden werden. Wie nachfolgend dargelegt, sind hier die internationalen Verhandlungen abzuwarten, bei denen über die endgültige Vorgangsweise und die Rahmenvorgaben Beschluss gefasst werden wird.

Im Artikel 3.3 des Kyoto-Protokolls zur Reduktion der Treibhausgasemissionen ist festgesetzt, dass die Nettoänderungen der Kohlenstoffbestände in den Verpflichtungszeiträumen als Folge von „afforestation“, „reforestation“ und „deforestation“ seit 1990 in den ausgewiesenen Bilanzen zur Emissionsreduktion durch die Vertragsstaaten für die Verpflichtungszeiträume zu berücksichtigen sind (UNFCCC 1997, siehe Kap. 2.4). Der erste Verpflichtungszeitraum, der auch in der vorliegenden Abschätzung betrachtet wird, ist die Periode 2008 bis 2012. Eine über Artikel 3.3 hinausgehende Berücksichtigung von Senken ist durch Artikel 3.4 möglich. Hier sind allerdings noch künftige Verhandlungen der Vertragsstaaten abzuwarten, die eine Festlegung dieser Senken und des Umfangs von deren Einrechenbarkeit ergeben werden. Da es sich bei Flächen mit „afforestation“- , „reforestation“- und „deforestation“-Aktivitäten um Waldflächen oder ehemalige Waldflächen handelt, werden sie hier in einer gemeinsamen Bilanz betrachtet. Bezogen auf die Kohlenstoffbilanz des Waldes trifft dies die Sachlage nur teilweise, da die Kohlenstoffveränderungen gerodeter Flächen eigentlich durch die Kohlenstoffbilanzen der Folgenutzungen zu übernehmen sind.

In Kapitel 2.4 wurde dargestellt, dass die Formulierungen des Artikels 3.3 einigen Interpretationsspielraum zulassen, der in künftigen Vertragsstaatenverhandlungen durch Festsetzung von klaren Definitionen beseitigt werden muss. Die vorliegenden Abschätzungen beziehen sich daher auf Szenarien in einem IPCC-Sonderbericht, die die Vielfalt der möglichen Interpretationen von Artikel 3.3 aufgrund unterschiedlicher Definitionen abdecken (IPCC 2000). Im wesentlichen wurde in der vorliegenden Studie das „IPCC-Szenario“ und das „FAO-Szenario“ durchgerechnet. Der wesentliche Unterschied zwischen „FAO- und „IPCC-Szenario“ besteht in der Definition für Wiederaufforstung („reforestation“). Während die FAO-Definition dabei keinen Landnutzungswechsel vorsieht, sodass hier die Verjüngung abgetriebener Waldflächen gemeint ist, beinhaltet die IPCC-Definition für „reforestation“ einen Landnutzungswechsel, sodass hier die Neubewaldung von ehemaligen Waldflächen mit zwischenzeitlichem Landnutzungswechsel gemeint ist (siehe Kap. 2.4, Tab. 7). Die „afforestation“ und die „reforestation“ nach „IPCC-Szenario“ gemeinsam entspricht somit der „afforestation“ nach „FAO-Szenario“ (nach österreichischem Verständnis Neubewaldung von Flächen mit anderer Landnutzung als Wald). Neben diesen beiden Szenarien wurde noch ein so genanntes „IPCC-netto-Szenario“ in der vorliegenden Studie gerechnet, das innerhalb der EU ebenfalls als eine mögliche Verhandlungsvariante von Artikel 3.3 betrachtet wird. Beim „IPCC-netto-Szenario“ wird in einem ersten Schritt die Differenz zwischen „af-/reforestation“-Flächen und „deforestation“-Flächen gebildet und lediglich die Kohlenstoffveränderung für die Differenzflächen gerechnet. Neben dem „IPCC- und „FAO-Szenario“ werden in IPCC (2000) eine Reihe weiterer Szenarien berichtet, die sich jedoch nicht maßgeblich von den in

dieser Studie betrachteten unterscheiden und daher im vorliegenden Bericht lediglich diskutiert werden.

In den durchgerechneten Szenarien wurden die gesamten Waldflächenzu- und -abgänge gemäß Waldinventur herangezogen. Im Artikel 3.3 ist jedoch die Einschränkung „direct human induced“ enthalten. Weiters enthalten die Definitionen für „afforestation“ und „reforestation“ gemäß FAO oder IPCC Begriffe wie „artificial establishment“ oder „planting“ (siehe Kap. 2.4). Die für die Abschätzungen herangezogenen Waldflächenzu- und -abgänge stellen somit innerhalb dieser Szenarien Maximalvarianten dar, da sie nicht alle unmittelbar durch den Menschen verursacht oder auf „artificial establishment“ oder „planting“ zurückzuführen sind. Die Abschätzung wurde jedoch deshalb so durchgeführt, da erst durch die Verhandlungen der Vertragsstaaten eine genaue Festlegung erfolgen wird, wie innerhalb Artikel 3.3 „direct human induced“, „afforestation“, „reforestation“ und „deforestation“ zu interpretieren sein wird. Ein weiterer Unterschied der in der vorliegenden Studie für Österreich abgeschätzten Zahlen zu den zugrundeliegenden Definitionen der beiden Szenarien betrifft den Überschirmungsgrad und die Mindestgröße für Wald. Die FAO-Definition für Wald nennt einen Mindestüberschirmungsgrad für Wald von 10 % und eine Mindestwaldgröße von 5.000 m². Den vorliegenden Schätzwerten liegt ein Mindestüberschirmungsgrad von 30 % gemäß österreichischer Walddefinition und eine Mindestwaldgröße von 500 m² zugrunde. Aus diesem Grund wären die Flächenangaben für „af-/reforestation“ gemäß „IPCC-Szenario“ bzw. „afforestation“ gemäß „FAO-Szenario“ und „deforestation“ bei Zugrundelegung der FAO-Walddefinition vermutlich etwas kleiner als jene der Tab. 12, was sich auch in entsprechend niedrigeren Kohlenstoffbindungen und -freisetzungen äußern würde.

Artikel 3.3 lässt derzeit auch noch einigen Spielraum bei den Buchungsmodalitäten, sodass die von IPCC (2000) dargestellten Möglichkeiten einer Verbuchung aufgrund der Formulierungen in Artikel 3.3 in den vorliegenden Abschätzungen übernommen wurden („activity based“, „land based I“ und „land based II“; siehe Kap. 2.4, Tab. 8). Eine Fläche wird nach allen drei Buchungsansätzen zu einer „Artikel-3.3-Fläche“, wenn eine der drei Aktivitäten „afforestation“, „reforestation“ und „deforestation“ seit 1990 auf dieser Fläche stattgefunden hat. In Folge unterscheiden sich diese drei Buchungsansätze jedoch: Bei „activity-based“ ist nur die der Aktivität unmittelbar zuzurechnende Kohlenstoffveränderung ab Beginn der Aktivität frühestens jedoch ab 2008 (Beginn des ersten Verpflichtungszeitraums) auf Artikel-3.3-Flächen zu verbuchen. Bei „land based II“ ist ebenfalls ab dem Zeitpunkt der Aktivität (frühestens ab 2008), allerdings die gesamte Kohlenstoffveränderung auf der Fläche zu verbuchen. Bei „land based I“ ist die gesamte Kohlenstoffveränderung auf einer Artikel-3.3-Fläche im jeweiligen Verpflichtungszeitraum (also ab 2008) zu verbuchen. Für „reforestation“ gemäß FAO-Szenario würde dies bedeuten, dass der der Wiederbewaldung vorhergehende Abtrieb der Bestände bei den Ansätzen „activity based“ und „land based II“ nicht zu berücksichtigen wäre, beim Ansatz „land based I“ schon, soweit er in den Verpflichtungszeitraum fällt. Bei „land based II“ wäre im Unterschied zu „activity based“ der Abbau im Boden des am Standort verbleibenden Schlagabraums und der toten Biomassereste nach der Nutzung ab dem Zeitpunkt der Wiederbewaldung zu verbuchen (siehe auch Kap. 2.4).

Anhand der Zahlen in Tab. 12 ist ersichtlich, dass die Vorausschätzungen auf Basis der derzeit vorliegenden und herangezogenen Daten (Mittelwerte der Waldinventuren 1986/90 und 1992/96) nach den meisten Szenarien bzw. Buchungsmodalitäten eine Nettokohlenstoffquelle im ersten Verpflichtungszeitraum 2008 bis 2012 durch die Artikel-3.3-Flächen in Österreich ergeben. Diese Vorausschätzungen sind allerdings alleine aufgrund der unterschiedlichen Ergebnisse zum Waldflächenzu- und -abgang in den Waldinventurperioden 1986/90 und 1992/96 sehr unsicher (siehe Kap. 2.4, Tab. 9). Ein solches Ergebnis (Nettokohlenstoffquelle durch Artikel-3.3-Flächen im ersten Verpflichtungszeitraum) tritt bei nahezu allen EU-Mitgliedstaaten (bzw. den anderen Vertragsstaaten) auf. Es ist darauf zurückzuführen, dass der geringe Kohlenstoffzuwachs der im Zeitraum 2008 bis 2012 noch jungen Bestände auf den „af-/reforestation“-Flächen seit 1990 den Kohlenstoffverlust durch den Ab-

trieb der älteren Bestände auf den „deforestation“-Flächen (bzw. durch die Nutzung vor der „reforestation“ nach „FAO-Szenario“, „land based I“) im Zeitraum 2008 bis 2012 nicht wettmacht (Tab. 12).

Die Summen des „IPCC-netto-Szenarios“ würden für die österreichischen Artikel-3.3-Flächen eine Nettokohlenstoffsенke ergeben (Tab. 12). Dies ist auf den Umstand zurückzuführen, dass die „ARD-Flächen“ nach IPCC-Definition nur netto herangezogen werden („af-/reforestation“-Flächen minus „deforestation“-Flächen) und die Kohlenstoffsенken/-quellen nur für diese Differenzfläche berechnet werden. Da in Österreich die „af-/reforestation“-Flächen anhand der letzten beiden Waldinventurergebnisse größer waren als die „deforestation“-Flächen ergibt sich daher nach diesem Szenario eine Nettokohlenstoffsенke.

Betrachtet man das „IPCC-Szenario“ und ausschließlich jene Aktivitäten, die durch die Kohlenstoffbilanz des Waldes zu übernehmen sind („afforestation“, „reforestation“), so ergibt sich eine Kohlenstoffsенke. Dass dieses Szenario nicht in Summe eine Kohlenstoffsенke ergibt ist durch die Waldflächenabgänge („deforestation“) und die dadurch bedingten Kohlenstofffreisetzungen zu erklären (Tab. 12). Dies und die dadurch bedingten Minusbeträge müssten aber richtigerweise die Kohlenstoffbilanzen der Folgenutzer übernehmen, da die Walderhaltung ein rechtlich wie interessensmäßig verankertes Prinzip der Forstwirtschaft in Österreich ist. In anderen Worten, will man die vorliegende Bilanz für Kyoto-Artikel-3.3-Flächen nach dem „IPCC-Szenario“ in Österreich verbessern, muss in den nächsten Jahren besonders getrachtet werden, jene spezifischen Eingriffe bzw. Folgenutzungen zu minimieren, die mit Waldflächenabgängen verbunden sind. Der anderen Möglichkeit – einer Neu- oder Wiederbewaldung anders genutzter Flächen („afforestation“, „reforestation“ nach „IPCC-Szenario“) – sind in Österreich, wo auf nahezu der Hälfte des Bundesgebietes der Wald erhalten wurde, Grenzen gesetzt (siehe dazu auch nachfolgende Diskussion in Kap. 4).

Betreffend „FAO-Szenario“ ist anzumerken, dass mittlerweile nahezu alle Kyoto-Vertragsparteien eine Heranziehung dieses Szenarios im Rahmen von Artikel 3.3 ablehnen. Es ist daher zu erwarten, dass in den künftigen Verhandlungen zur Festsetzung von Definitionen und Buchungsmodalitäten dieses Szenario sich nicht durchsetzen wird. Wesentliche Gründe dafür könnten sein: Im Fall des „land based I“ Buchungsansatzes für „reforestation“ wird der Nutzungs- und Wiederbewaldungszyklus verfolgt. Dieser Zyklus ergibt im ersten Verpflichtungszeitraum aufgrund der Einrechnung der Nutzung vor der „reforestation“ einen großen Minusbetrag (Tab. 12), bilanziert aber langfristig (bezogen auf einen Umtriebszeitraum) mehr oder weniger auf Null. Die genutzten Flächen werden wiederbewaldet und werden zur Umtriebszeit wiederum einen sehr ähnlichen Kohlenstoffvorrat zu den vor der Wiederbewaldung genutzten Beständen aufweisen. Bei den Buchungsansätzen „activity based“ und „land based II“ für „reforestation“ gemäß FAO-Definition ergeben sich größere Ungeheimtheiten zur tatsächlichen, langfristigen Kohlenstoffveränderung auf diesen Flächen. Beide Ansätze berücksichtigen die durch die Nutzung dem Standort entzogenen Schaftholzmassen nicht, da ab der Aktivität „reforestation“ gebucht wird. Aus diesem Grund sind bei „reforestation“ die ausgewiesenen Kohlenstoffquellen nach diesen Ansätzen deutlich geringer als jene beim „land based I“ Buchungsmodus (Tab. 12). Nach diesen Buchungsansätzen und der Definition für „reforestation“ nach FAO würde somit ein virtuelles, quasi-permanentes Kohlenstoffsенkenperpetuum geschaffen werden, das der tatsächlichen Kohlenstoffbilanz dieser Flächen nicht entspricht (Berücksichtigung der Kohlenstoffbindung durch die Wiederbewaldung bei gleichzeitig fehlender Berücksichtigung der Kohlenstofffreisetzung durch die Schaftholznutzung).

Vorhersagen zur Entwicklung der Artikel-3.3-Flächen bzw. der zugehörigen Kohlenstoffbilanzen in Österreich über den ersten Verpflichtungszeitraum hinaus sind sehr unsicher, da selbst in den letzten beiden Waldinventuren 1986/90 und 1992/96 ein sehr unterschiedliches Ausmaß an ARD-Flächen in Österreich anfiel (siehe Kap. 2.4, Tab. 9). Unterstellt man das dargestellte „IPCC-Szenario“ und dass die Daten zu Waldflächenzu- und Abgang sowie Zuwachs, Kohlenstoffentzug durch „reforestation“ und Bodenkohlenstoffveränderung so blei-

ben, wie für die Berechnungen herangezogen (Mittelwerte der Waldinventuren 1986/90 und 1992/96; siehe Kap. 2.4 und Tab. 9), würden die österreichischen Artikel-3.3-Flächen um 2020 zu Nettokohlenstoffsinken werden. Ein ähnliches Ergebnis erhält man, wenn das „IPCC“-Szenario jeweils mit den Waldinventurergebnissen 1986/90 und 1992/96 alleine gerechnet wird. Für das „FAO-Szenario“ beim Buchungsansatz „land based I“ würde es – bei Unterstellung gleichbleibender Werte wie herangezogen (Mittelwerte der Waldinventuren 1986/90 und 1992/96) – ungefähr bis 2030 dauern, bis die österreichischen Artikel-3.3-Flächen zu einer Nettokohlenstoffsinke werden.

Tab. 12: Vorläufige Vorausschätzungen zu den Veränderungen der Kohlenstoffvorräte und den Flächen aufgrund von Artikel-3.3-Aktivitäten in Österreich im ersten Verpflichtungszeitraum des Kyoto-Protokolls 2008-2012

Aktivität	Szenario	Buchungsmodalität	Gesamte Flächenzunahme 1990-2012 [in 1000 ha]	Kompartiment	Gesamte C-Bindung (+) bzw. -freisetzung (-) 2008-2012 [in kt C]		
Afforestation Reforestation	IPCC	Activity based ¹⁾	238	Biomasse + Boden	1.877		
				nur Boden	641		
Afforestation	FAO	Activity based ¹⁾	238	Biomasse + Boden	1.877		
				nur Boden	641		
Reforestation	FAO	Activity based	253	Biomasse + Boden	1.635		
				nur Boden	≈0 ²⁾		
		Land based I	253	Biomasse + Boden	-5.918		
			nur Boden	-2.513 ³⁾			
		Land based II	253	Biomasse + Boden	-878		
				nur Boden	-2.513 ³⁾		
Afforestation Reforestation	IPCC-netto	Activity based ¹⁾	111	Biomasse + Boden	878		
				nur Boden	300		
Deforestation	IPCC, FAO	Activity based ¹⁾	127	Biomasse + Boden	-2.900		
				nur Boden	-396		
		IPCC netto	Activity based ¹⁾	0	Biomasse + Boden	0	
Summe von Afforestation Reforestation Deforestation	IPCC	Activity based¹⁾		Biomasse+Boden	-1.023		
				nur Boden	245		
	FAO	Activity based		Biomasse+Boden	612		
				nur Boden	245		
				Land based I		Biomasse+Boden	-6.941
						nur Boden	-2.268
				Land based II		Biomasse+Boden	-1.901
						nur Boden	-2.268
	IPCC-netto	Activity based¹⁾		Biomasse+Boden	878		
				nur Boden	300		

¹⁾ Die Zahlen nach den „land based“-Buchungsansätzen wären bei diesen Szenarien bzw. Aktivitäten fast gleich wie jene des korrespondierenden „activity based“-Buchungsansatzes, weshalb sie nicht berichtet werden

²⁾ Es wurde angenommen, dass sich aufgrund der „reforestation“-Aktivität gemäß FAO-Szenario und Buchungsansatz „activity based“ der Bodenkohlenstoffgehalt nicht verändert. Dies ist nur eine Annäherung an die tatsächlichen Verhältnisse, da etwa im schlagweisen Betrieb der Streufall zuerst ansteigt, in den Jahren nach dem vollkommenen Kronenschluss sein höchstes Ausmaß erreicht und dann wieder sinkt (KRAPFENBAUER 1983).

³⁾ berücksichtigt nur den Abbau des Schlagabraums und der am Standort verbleibenden Baumreste nach der Nutzung

Weitere Definitionsszenarien, die im Sonderbericht der IPCC (2000) dargestellt und diskutiert sind: Das „Land-use-Szenario“, das „Land-cover-Szenario“, das „Flexible-Szenario“, das „Degradation/Aggradation-Szenario“ und das „Biome-Szenario“. Als Grundlage für Diskussionen in künftigen Vertragsstaatenverhandlungen werden diese Szenarien und die damit verbundenen möglichen Richtungsänderungen der für Österreich vorausgeschätzten Werte gemäß Tab. 12 kurz diskutiert.

Das „Land-use-Szenario“ unterscheidet sich in den Definitionen für „afforestation“, „reforestation“ und „deforestation“ („ARD“) unwesentlich vom „IPCC“-Szenario gemäß Tab. 7. Allerdings sind diese Begriffe in diesem Szenario eindeutig mit einer Aktivität verknüpft (af-/reforestation: „activities that lead to conversion of non-forest to forest...“). Zudem ist die zugrundeliegende Definition für Wald des „Land-use-Szenarios“ in so fern anders, als Wald nach diesem Szenario eine Fläche ist, die zur Erfüllung von Waldfunktionen oder für Waldprodukte bewirtschaftet wird oder von der Behörde als Wald ausgewiesen wurde. Ausgangspunkt für Wald ist hier also nicht zwangsläufig die tatsächlich in der Landschaft festgestellte Waldflächenveränderung, sondern die Bewirtschaftung dieser Fläche zur Wirkung einer Waldfunktion oder der behördliche Status dieser Fläche als Wald. Für Österreich würde dieses Szenario bedeuten, dass sowohl das Ausmaß der „af/reforestation“-Flächen als auch jenes der „deforestation“-Flächen kleiner wäre, als es das „IPCC-Szenario“ in Tab. 12 ausweist. Dies u. a. deshalb, da in der österreichischen Landschaft Waldflächenzu- und -abgänge teilweise mit keiner menschlichen Aktivität verbunden sind. Zudem gibt es Waldflächenzu- und -abgänge, ohne dass diese im Sinne einer Waldfunktion (bzw. für andere Zwecke) genutzt werden oder diese forstrechtlich bzw. behördlich als Neubewaldung oder Rodung ausgewiesen werden. Aufgrund folgender Schwierigkeiten ist nicht quantifizierbar welche Anteile an den ARD-Flächen gemäß „IPCC-Szenario“ (Tab. 12), das sich auf die Waldflächenzu- und -abgänge der Waldinventur stützt, den ARD-Flächen gemäß „Land-use-Szenario“ entsprechen würden: Es ist nicht ohne weiteres bestimmbar, wie viel der Waldflächenzu- und -abgänge tatsächlich auf eine menschliche Aktivität zurückzuführen sind²³. Dazu kommt, dass das österreichische Forstgesetz zwar klare Bestimmungen zu Wald, Neubewaldung und Rodung enthält, komplexe rechtliche Sachverhalte jedoch teilweise einen Unterschied zwischen vor Ort festgestelltem und behördlichem Waldflächenzu- oder -abgang erlauben. Beispielsweise gilt eine Fläche, die im Grenzkataster oder im Grundsteuerkataster der Benützungsort Wald zugeordnet ist und für die eine Rodungsbewilligung nicht erteilt wurde, als Wald, solange die Behörde nicht festgestellt hat, dass es sich nicht um Wald handelt (siehe JÄGER und BLAUENSTEINER 1997). Ähnliche Schwierigkeiten würden vermutlich auch in den anderen Vertragsstaaten auftreten. Zudem würde in den einzelnen Vertragsstaaten ein sehr unterschiedliches Verständnis von ARD-Flächen auftreten, je nach dem wie die rechtlichen Voraussetzungen und das behördliche Vorgehen in dieser Materie beschaffen sind.

Auch das „Land-cover-Szenario“ unterscheidet sich in den Definitionen für „afforestation“, „reforestation“ und „deforestation“ („ARD“) nur unwesentlich vom „IPCC“-Szenario gemäß Tab. 7 (af-/reforestation: „conversion of non-forest to forest...“). Die Walddefinition geht hier aber von der Bedeckung der Fläche aus. Aufgrund dieses Sachverhalts gilt nach diesem Szenario jede mit Wald bestockte Fläche, die einen festzusetzenden Prozentsatz der Kronenüberschirmung unterschreitet als „deforested“. Dies bedeutet, dass beispielsweise Nutzungen, die zu temporär unbestockten oder schwach bestockten Waldflächen führen, nach diesem Szenario als „deforested“ zu berücksichtigen wären. Umgekehrt gilt eine Fläche erst dann als „af-/reforested“, wenn der Prozentsatz der Kronenüberschirmung überschritten wurde. Nach diesem Szenario würden zumindest sämtliche Kahlschlagnutzungen als „deforestation“ verbucht werden. Im „FAO-Szenario“ für Österreich gemäß Tab. 12 sind diese bei „reforestation“ im Buchungsansatz „land based I“ enthalten (siehe auch Kap. 2.4). Die „affo-

²³Dieses Problem tritt jedoch auch bei den durchgerechneten Szenarien auf (siehe oben bzw. Kap. 2.4).

restation“-Flächen bzw. die zu verbuchenden Kohlenstoffbindungen durch die jungen Bestände auf diesen Neubewaldeten Flächen wären jedoch beim „Land-cover-Szenario“ kleiner als jene des „FAO-Szenarios“, da junge Bestände erst nach einigen Jahren die Überschirmung gemäß Walddefinition dieses Szenarios erreichen und erst ab diesem Zeitpunkt als „afforested“ gelten würden. Die Schätzwerte für Österreich würden nach dem „Land-cover-Szenario“ größenordnungsmäßig eine ähnliche Nettokohlenstofffreisetzung im Zeitraum 2008-2012 ergeben wie jene des „FAO-Szenarios“ bei Buchungsansatz „land based I“ – allerdings eine noch höhere (siehe zugehörige „Summe ARD“ in Tab. 12).

Das „Flexible-Szenario“ geht von ähnlichen ARD-Definitionen wie das „IPCC-Szenario“ aus (af-/reforestation: „conversion of non-forest to forest...“, vgl. mit Tab. 7). Die Definition für Wald dieses Szenarios lässt die Heranziehung nationaler Definitionen zu. Da nicht die FAO-Walddefinition, sondern die nationale Walddefinition den vorliegenden Zahlen in Tab. 12 zugrunde liegt, entsprechen die Schätzwerte nach diesem Szenario exakt jenen, die beim „IPCC-Szenario“ gemäß Tab. 12 ausgewiesen wurden. Diese sind vermutlich etwas höher als jene, die sich bei Heranziehung der FAO-Walddefinition zur Berechnung der Werte in Tab. 12 ergeben hätten.

Das „Degradation/Aggradation-Szenario“ verwendet die FAO-Walddefinition (siehe Kap. 2.4, Tab. 7). Die Definition für „afforestation“ entspricht im wesentlichen der Definition für „afforestation“ gemäß FAO („conversion of non-forest to forest...“, vgl. mit Tab. 7, Kap. 2.4), sodass die geschätzten Flächen und Kohlenstoffbindungen für „afforestation“ nach diesem Szenario ähnlich zu jenen gemäß „FAO-Szenario“ wären (vgl. mit Tab. 12). Als „deforestation“ und „reforestation“ berücksichtigt das „Degradation/Aggradation-Szenario“ jene Aktivitäten, die den bestehenden Wald von einer potentiell erreichbaren Kronenüberschirmungsklasse zur nächst niedrigeren („deforestation“) oder höheren („reforestation“) führen. Da mit der Bewirtschaftung von Wäldern sehr häufig Wechsel der Kronenüberschirmungsklassen verbunden sind, würden bei diesem Szenario vermutlich sehr große Anteile der österreichischen Waldfläche berücksichtigt werden. In welche Richtung sich in Österreich die nach diesem Szenario auszuweisenden Kohlenstoffveränderungen bewegen würden, ist derzeit nicht abschätzbar. Die Kohlenstoffveränderungen im Rahmen dieses Szenarios würden vermutlich sehr schwer durch Monitoringprogramme oder Messungen fassbar und somit auch von unabhängigen nachprüfbar sein. Zudem würde dieses Szenario wahrscheinlich einen erheblichen Spielraum in der Heranziehung von Flächen für Kyoto-Artikel 3.3 erlauben.

Schließlich enthält der IPCC-Sonderbericht noch das „Biome-Szenario“ (IPCC 2000). In den Definitionen für „ARD“ unterscheidet sich dieses Szenario nicht wesentlich vom „IPCC-Szenario“. Die Kriterien für Wald (Kronenüberschirmung, Baumhöhe, etc.) würden spezifisch für die verschiedenen Biome dieser Erde erstellt werden und zu jeweils unterschiedlichen Walddefinitionen für diese führen. Man kann davon ausgehen, dass die österreichische Walddefinition eine gute biomspezifische Anpassung an die Verhältnisse in Österreich bzw. in mitteleuropäischen Gebieten darstellt. Aus diesem Grund wäre auch nicht zu erwarten, dass bei einer biomspezifischen Festsetzung der Walddefinition, die Abschätzungen für Österreich wesentlich andere Zahlen ergeben würden, als jene des „IPCC-Szenarios“ gemäß Tab. 12.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

4.1 Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes

Der österreichische Wald repräsentierte im Jahr 1990 einen Kohlenstoffvorrat von 783 ± 190 Mt C (Waldbiomasse: 320 ± 42 Mt C; Waldboden: 463 ± 185 Mt C) und somit den mit Abstand größten Kohlenstoffspeicher in der österreichischen Landschaft (vgl. KÖRNER et al. 1993). Dieser Vorrat entspricht in etwa 40 österreichischen CO₂-Äquivalent-Emissionen der Treibhausgase CO₂, CH₄ und N₂O im Jahr 1990 (vgl. RITTER 1999). Dieser Vergleich belegt, wie wichtig im Zusammenhang mit der Treibhausproblematik eine vorratsnachhaltige und bodenschonende Waldbewirtschaftung sowie die generelle Erhaltung und der Schutz des Waldes sind.

Die vorliegende Studie ergab weiters, dass der österreichische Wald im Zeitraum 1961 bis 1996 eine Nettokohlenstoffsenke war.

Die jährliche Nettokohlenstoffbindung der Waldbiomasse lag zwischen 1.014 kt C (3.719 Gg CO₂) und 3.689 kt C (13.528 Gg CO₂) mit einem Mittel von 2.527 kt C (9.267 Gg CO₂) und einer Unsicherheit von ± 748 kt C. Für den Zeitraum 1980 bis 1996 entspricht die Nettokohlenstoffbindung der Waldbiomasse etwa 14 % der gesamten österreichischen Brutto-CO₂-Äquivalent-Emission der Treibhausgase CO₂, CH₄ und N₂O (RITTER 1999). Um diese beachtliche Größenordnung wäre ohne Österreichs Wald die nationale Netto-CO₂-Äquivalentemission (Quellen minus Senken) bzw. der nationale Beitrag zum zusätzlichen Treibhauseffekt im Zeitraum 1980 bis 1996 höher gewesen. Österreichs CO₂-Emissionen sind derzeit etwa viermal so hoch wie der maximal akzeptable Weltdurchschnitt für eine Stabilisierung des atmosphärischen CO₂-Gehalts (UMWELTBUNDESAMT 1996). Selbst wenn man die nicht verwirklichte Annahme unterstellt, dass eine Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse wie in den vergangenen Jahren auch nachhaltig möglich wäre, bräuchte Österreich eine etwa fünfmal so große Waldfläche wie derzeit, um den maximal akzeptablen Weltdurchschnitt zu erreichen. Österreichs Wald nimmt aber bereits jetzt die Hälfte des Bundesgebietes ein. Der dargestellte Vergleich belegt sehr eindrucksvoll, wie wenig nachhaltig derzeit in den hauptverantwortlichen Sektoren bezüglich der Treibhausgasemissionen (aber auch mit nicht erneuerbaren Ressourcen wie fossilen Brennstoffen) gewirtschaftet wird. Eine Reduktion dieser Emissionen ist somit unumgänglich, um bezüglich des anthropogenen Treibhauseffekts das Prinzip der Nachhaltigkeit zu verwirklichen.

Anhand modellhafter Abschätzungen wurde versucht, die mögliche Veränderung des Waldbodenkohlenstoffpools zu skizzieren. Demnach wird vermutet, dass auch der österreichische Waldboden im Zeitraum 1961 bis 1996 eine Nettokohlenstoffsenke war, und zwar in der Größenordnung von 10 % der Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse in diesem Zeitraum. Auf Basis dieser Berechnungen wird angenommen, dass von den berücksichtigten Einflussfaktoren die Zunahme des Streufalls durch den angestiegenen Vorrat, die Zunahme des am Standort verbleibenden Schlagabraumes durch den Anstieg der Nutzungen (beide in positive Richtung) und die Temperaturzunahme um 0,5 °C (in negative Richtung) den größten Einfluss auf die Veränderung des Waldbodenkohlenstoffpools hatten. Allerdings sind diese Ergebnisse als Schätzungen zu werten – die durchgeführten Berechnungen können Untersuchungsprogramme zur Veränderung des bedeutenden Waldbodenkohlenstoffpools und zu den diesbezüglichen Einflussfaktoren nicht ersetzen.

4.2 Zur Frage der Unsicherheiten

Bei den Senken stellen die Unsicherheiten der ausgewiesenen Zahlen eine besonders im Rahmen des Kyoto-Prozesses international diskutierte Frage dar. Ein vorrangiges Problem ist, dass die Kohlenstoffvorräte in der Landschaft im Vergleich zu den Emissionsreduktionszielen sehr hoch sind: Würde man beispielsweise unterstellen, dass eine Bodeninventur den Kohlenstoffvorrat im Waldboden auf $\pm 1\%$ bestimmen könnte (was – falls überhaupt – nur mit enormem Aufwand möglich wäre), so entsprächen alleine diese 1% Unsicherheit der Waldbodenzustandsinventur dem Doppelten des gesamten Kyoto-Treibhausgasreduktionszieles für Österreich (13% der Treibhausgasemissionen) für den ersten Berichtszeitraum. Es ist ersichtlich, dass eine umfassende Einrechnung der Senken im Rahmen des Kyoto-Protokolls Probleme der Verifizierbarkeit der erreichten Reduktionsziele sowie eine erhebliche Unsicherheit der ausgewiesenen Treibhausgasreduktionen bedeuten könnte.

Vergleichsweise unproblematischer ist die Unsicherheit der Nettokohlenstoffbilanz der Waldbiomasse, da hier neben Vorräten – die hohe Unsicherheiten der Nettobilanz nach sich ziehen würden – auch gemessene Daten zu Zuwachs und Nutzung in Österreich vorliegen. Aber auch hier galt es einige Probleme zu bewältigen: Die notwendigen Datengrundlagen erfüllen nur teilweise die Erfordernisse einer Ableitung der Unsicherheit nach streng statistischen Grundsätzen. Lediglich die österreichische Waldinventur kann hier Unsicherheiten zur Verfügung stellen, die sich auf die systematisch über Österreich gemessenen Größen wie Zuwachs und Nutzung des Waldes in Vorratsfestmetern Schaftholz beziehen und aufgrund des statistischen Designs sehr klein sind. Die weiteren, benötigten Parameter – die drei Umrechnungsfaktoren, um von Vorratsfestmetern Schaftholz gemäß Waldinventur auf Tonnen Kohlenstoff des ganzen Baumes zu kommen – mussten anhand weniger und lokaler Ökosystemstudien und anderen Literaturdaten abgeleitet werden und sind somit deutlich weniger sicher als die Waldinventurdaten. Eine Heranziehung des Standardfehlers oder etwa eines 95% -Vertrauensintervalls dieser Umrechnungsfaktoren (die ebenfalls Mittelwerte darstellen) wurde deshalb als eine Unterschätzung von deren tatsächlicher Unsicherheit angesehen. Als eine pragmatische Schätzung wurden daher bei der Berechnung der Unsicherheit der einzelnen Umrechnungsfaktoren Standardabweichungen herangezogen und das Fehlerfortpflanzungsgesetz nur teilweise angewendet.

Weitere Unsicherheiten, die in der vorliegenden Studie Berücksichtigung fanden, sind auf die notwendige Ableitung von Jahresdaten (statt der Verwendung von interpolierten Werten zwischen den zeitlichen Inventurperiodenmitten oder Periodenmittelwerten²⁴) und auf die notwendige Konsistenz zwischen unterschiedlichen Statistiken (z. B. bezüglich Nutzung) zurückzuführen. Diese wurden anhand weiterer Statistiken und Literaturergebnisse zur Nutzung und zum Zuwachs in Österreichs Wald abgeleitet.

Die Gesamtunsicherheit des jährlichen C-Zuwachses und der jährlichen C-Nutzung bzw. der Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse wurde unter Einbeziehung des Fehlerfortpflanzungsgesetzes berechnet. Trotz (oder aufgrund) der vergleichsweise umfangreichen und fundierten Datengrundlagen stellt die Unsicherheit der Nettokohlenstoffbilanz der österreichischen Waldbiomasse mit ± 748 kt C bereits mehr als ein Viertel des gesamten Kyoto-Emissionsreduktionszieles für Österreich dar.

Würde man – im Unterschied zur vorliegenden Studie – bei der Fehlerfortrechnung jene Unsicherheit nicht berücksichtigen, die sich aufgrund der Berechnung von Jahreswerten und der notwendigen Konsistenz von Statistiken ergibt, würden die Unsicherheiten der Netto-

²⁴ Es konnte in der vorliegenden Studie gezeigt werden, dass bei einer Verwendung von Periodenmittelwerten gemäß Waldinventur oder interpolierten Werten von Zuwachs und Nutzung für einzelne Jahre die Unsicherheiten dieser Jahreswerte im Vergleich zu den (unter Einbeziehung weiterer Statistiken berechneten) Jahreswerten der vorliegenden Studie deutlich erhöht werden müssten.

kohlenstoffbilanz in etwa zwei Drittel jener der vorliegenden Studie betragen. Eine solche Vorgangsweise wäre gerechtfertigt, wenn keine Jahresdaten, sondern – gemäß den Waldinventuren – Fünfjahresdaten bei den nationalen Kohlenstoffinventuren zu berichten wären und nicht mehrere Statistiken vorhanden wären, die in einer konsistenten Gesamtkohlenstoffbilanz Österreichs Berücksichtigung finden müssen (JONAS 2000 pers. Mitt., ORTHOFER 2000 pers. Mitt.). Andererseits kann eine derart umfassende Berechnung wie in der vorliegenden Studie nur aufgrund der ergiebigen Datenlage in Österreich realisiert werden. Dies bedeutet, dass die Berechnung einer Kohlenstoffbilanz des Waldes und ihrer Unsicherheit aus lediglich einer Datengrundlage (für viele Gebiete der Erde ist nicht einmal eine in ausreichender Qualität vorhanden) mit großer Wahrscheinlichkeit zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Unsicherheit der ausgewiesenen Kohlenstoffsénke bzw. -quelle des Waldes führt.

Diese Ergebnisse sind von großer Bedeutung für das Kyoto-Protokoll und die diesbezüglichen künftigen Verhandlungen. Sie belegen, dass eine ausreichende Herleitung und Berücksichtigung der Unsicherheit von Kohlenstoffsénken im Landnutzungssektor notwendig ist, die sich auf umfangreiche Datengrundlagen und Inventuren stützen muss, und für den Nachweis des Erreichens von Kyoto-Reduktionszielen eine numerische Berücksichtigung der Unsicherheiten der ausgewiesenen Kohlenstoffsénke in der Bilanz erforderlich ist. Die Unsicherheit von Senkendaten könnte bei einer umfassenden Aufnahme und Einrechnung von Senken zur Erfüllung der Reduktionsziele im Rahmen des Kyoto-Protokolls dazu führen, dass in manchen Staaten ein Erreichen der ausgewiesenen Treibhausgasreduktionsziele nicht mehr nachzuweisen ist (vgl. JONAS et al. 2000).

4.3 Abschätzungen zur Kohlenstoffbilanz der österreichischen Kyoto-Flächen unter Artikel 3.3 und Diskussion zur Berücksichtigung von Senken im Rahmen des Kyoto-Protokolls

Der senkenrelevante Artikel 3.3 des Kyoto-Protokolls (UN-FCCC 1997) berücksichtigt lediglich Flächen auf denen eine Neu- oder Wiederbewaldung oder eine Rodung seit 1990 durchgeführt wurde. Die auf diesen Flächen stattfindende Veränderung des Kohlenstoffvorrats während des ersten Verpflichtungszeitraums 2008 bis 2012 ist in die Emissionsbilanz bzw. in die Reduktionsverpflichtungen für diesen Zeitraum einzurechnen. Weitere Senken können eventuell im Rahmen des Artikels 3.4 des Kyoto-Protokolls berücksichtigt werden, hier sind allerdings die Ergebnisse der künftigen Vertragsstaatenverhandlungen abzuwarten.

Es wurde gezeigt, dass – im Unterschied zum gesamten österreichischen Wald – die österreichischen Flächen unter Kyoto-Artikel 3.3 – je nach Definitionsszenario und Buchungsmodalitäten (IPCC 2000) – eine, wenn auch kleine Kohlenstoffquelle oder -senke im ersten Verpflichtungszeitraum darstellen könnten, obwohl in Österreich der Waldflächenzugang seit mittlerweile mehreren Jahrzehnten größer ist als der Waldflächenabgang. Dies ist bei nahezu allen Staaten der Fall, die als „Annex-I-Staaten“ des Kyoto-Protokolls (das sind im wesentlichen die Industrienationen) zur Reduktion der Treibhausgasemissionen verpflichtet sind. Lediglich ein Definitionsszenario („IPCC-netto“), das auf einen Verhandlungsvorschlag der EU zurückgeht, lässt eine Kohlenstoffsénke für diesen Zeitraum in Österreich erwarten. Die wichtigste Ursache, dass die Kyoto-Artikel-3.3-Flächen Österreichs, eine Quelle darstellen könnten, liegt darin begründet, dass im Zeitraum 2008 bis 2012 die Kohlenstoffmasse der gerodeten (bzw. abgetriebenen) Bestände höher ist als der Kohlenstoffzuwachs der noch jungen Bestände auf den Neuaufforstungs- und Wiederaufforstungsflächen seit 1990. Die verlässlichste Methode um diese Situation zu verbessern, ist den Waldflächenabgang künftig so gering wie möglich zu halten.

Diese unvollständige Berücksichtigung von Senken innerhalb des Kyoto-Protokolls hat im Laufe der diesbezüglichen Verhandlungen einige Diskussionen hervorgerufen. Ausgangs-

punkt für den Wunsch einer geringen Berücksichtigung von Senken im Kyoto-Protokoll von zahlreichen Vertragsstaaten ist die Situation, dass die prozentuellen Reduktionsziele für die erste Verpflichtungsperiode bereits festgelegt sind. Für alle Staaten, deren Landnutzungssektor 1990 eine Kohlenstoffsenke darstellte (das sind fast alle Staaten mit Reduktionsverpflichtungen), sind lediglich die Bruttotreibhausgasemissionen (also die Emissionen ohne Senke) die Basis der Berechnung der Reduktionsziele. Das bedeutet etwa, dass jede Einrechnung von Senken dazu führt, dass die Treibhausgasreduktion für die erste Verpflichtungsperiode bei den fossilen Brennstoffen deutlich geringer ausfallen könnte. Das IPCC (2000) hat berechnet, dass jene 5,2 % Emissionsreduktion der Annex I Staaten im ersten Verpflichtungszeitraum bereits durch eine umfassende Anrechenbarkeit des Landnutzungssektors erreicht werden könnte. In Österreich etwa stellt die C-Senke des Waldes in den vergangenen Jahren näherungsweise bereits die gesamte Kyoto-Treibhausgasemissionsreduktion von 13 % der Emissionen im Jahr 1990 dar. Eine großzügige Anrechnung der Senken (etwa über Artikel 3.4 des Kyoto-Protokolls) würde sich daher kontraproduktiv auf die ursprüngliche Intention des Kyoto-Protokolls – die Reduktion der Treibhausgasemissionen – auswirken. Selbst wenn für eine Anrechenbarkeit unter Artikel 3.4 ein Nachweis zu erbringen sein wird, dass die erzielte Kohlenstoffsenke des Waldes im ersten Verpflichtungszeitraum durch Maßnahmen, die von üblichen oder bisherigen Bewirtschaftungspraktiken abweichen, erzielt worden ist, gilt es folgendes zu bedenken: Jede Reduzierung der Nutzung in Wirtschaftswäldern stellt eine geänderte Bewirtschaftungspraxis dar, die – aufgrund der Photosynthese – zumindest kurzfristig einen Anstieg des Kohlenstoffvorrates im Wald erlauben würde²⁵. Folgende Probleme ergeben sich daher bei einer Anrechenbarkeit von Senken im Rahmen der Reduktionsziele des Kyoto-Protokolls für die erste Verpflichtungsperiode: 1) Der potentielle Beitrag von Senken im Landnutzungssektor an den ausgewiesenen Treibhausgasreduktionszielen ist hoch und könnte sich kontraproduktiv auf die notwendige Reduktion bei den Emissionen von fossilen Brennstoffen auswirken²⁶, 2) die erzielten C-Senken im Landnutzungssektor könnten zu einem späteren Zeitpunkt verloren gehen und zu C-Quellen im gleichen Ausmaß der zuvor erzielten C-Senken werden (fehlende Permanenz)²⁷, 3) eine derzeit fehlende globale Gesamtkohlenstoffbilanz könnte Kohlenstoffvorratsreduktionen auf „Nicht-Kyoto-Flächen“ oder in „Nicht-Kyoto-Sektoren“ zugunsten der zu erreichenden Kohlenstoffreduktion der Annex-I-Staaten nach sich ziehen, die in keiner Bilanz aufscheinen, und 4) je stärker der Kohlenstoffvorrat durch frühere Landnutzungspraktiken reduziert wurde, umso höher ist die erzielbare Emissionsreduktion durch Senken. Dieser letzte Punkt – derzeit im Kyoto-Prozess nicht ausreichend beachtet – wird in den nächsten Absätzen näher diskutiert.

Das Kyoto-Protokoll inkludiert das Zeitlimit „seit 1990“, was bedeutet, dass eine Erhaltung der Senken im Landnutzungssektor vor diesem Jahr nicht als Guthaben (exakter: als geringere Schulden) in der Kyoto-Reduktionsbilanz anrechenbar wird. Diese „seit 1990“-Regelung könnte jedoch eine Ungleichbehandlung der Vertragsparteien darstellen, was anhand der folgenden Beispiele demonstriert wird: Man stelle sich eine Vertragspartei „Österreich X“ vor, die dem wirklichen Österreich gleicht, allerdings auf 90 % seiner Fläche den Wald erhalten hat²⁸. „Österreich X“ hätte in den vergangenen Jahren erheblich geringere Treibhausgasemissionen aus dem Landnutzungssektor gehabt als das wirkliche Österreich. Über Artikel

²⁵ Da es keine vollständige Kohlenstoffbilanz im Rahmen des Kyoto-Protokolls gibt und nur ein Teil der Staaten im Kyoto-Protokoll erfasst sind, besteht zudem auch das Problem, dass geringere Nutzungen auf Kyoto-Flächen durch höhere Nutzungen auf Nicht-Kyoto-Flächen ausgeglichen werden könnten, ohne dass diese in einer Bilanz aufscheinen würden.

²⁶ Auf das Problem der Unsicherheiten in diesem Zusammenhang wurde bereits in Kapitel 4.2 hingewiesen.

²⁷ Dieses Argument ist von besonderer Relevanz, da ein maßgeblicher Unterschied darin besteht, ob inaktiver Kohlenstoff durch die Verbrennung von Brennstoffen *aus fossilen Lagerstätten* in den Kohlenstoffkreislauf eingebracht wird oder der Kohlenstoff durch Bindung von Senken *temporär aus dem Kohlenstoffkreislauf entzogen* wird.

²⁸ Anzumerken ist, dass dieses Beispiel lediglich zu Demonstrationszwecken so gewählt wurde. Österreich gilt mit einem Waldanteil von rund 50 % seiner Fläche als eines der waldreichsten Länder.

3.3 des Kyoto-Protokolls (af-/reforestation) hätte allerdings das wirkliche Österreich eine erheblich höhere, in der Treibhausgasbilanz anrechenbare Treibhausgasreduktionsmöglichkeit im Landnutzungssektor als „Österreich X“. Dies stellt jedoch eine virtuelle Reduktionsmöglichkeit dar, da der Kohlenstoff durch den Waldflächenabgang des wirklichen Österreichs in früheren Jahren an die Atmosphäre abgegeben wurde. Dieses Beispiel zeigt, dass „Kyoto-Artikel-3.3-Gewinner“ jene Staaten sind, die mehr Wald vor 1990 gerodet haben.

Eine Anrechenbarkeit des gesamten Waldes bzw. der gesamten Waldbewirtschaftung über Artikel 3.4 könnte dieses Problem einer ungleichgewichtigen Behandlung von Kyoto-Vertragsparteien bei den Senken nicht beheben: Man stelle sich eine Vertragspartei „Österreich Y“ vor, die dem wirklichen Österreich gleicht, allerdings durch eine weniger nachhaltige Waldbewirtschaftung in der Vergangenheit nur 50 % des Kohlenstoffvorrates auf gleicher Waldfläche wie jener des wirklichen Österreichs erhalten hat. Die weniger nachhaltige Waldbewirtschaftung von „Österreich Y“ hätte in der Vergangenheit eine deutlich höhere CO₂-Nettoemission aus dem Wald an die Atmosphäre zur Folge gehabt als jene des wirklichen Österreichs. Unter Artikel 3.4 („verbessertes Waldmanagement gegenüber Business-as-usual in Österreich Y“) wäre jedoch das in der Erreichung der Reduktionsziele anrechenbare, virtuelle (in Bezug auf die Vergangenheit, siehe Absatz davor) Treibhausgasreduktionspotential von „Österreich Y“ aus dem Landnutzungssektor deutlich höher als jenes des wirklichen Österreichs, das bereits vorher eine nachhaltigere Waldwirtschaft betrieben hat. Dass die aufgrund solcher Anrechnungsmodalitäten erzielbaren „Reduktionsziele“ erhebliche Größenordnungen ausmachen können, beweisen die Zahlen des Kapitels 4.1, wonach im österreichischen Wald derzeit 40 CO₂-Äquivalentemissionen des Jahres 1990 der Treibhausgase CO₂, CH₄ und N₂O gespeichert sind.

In Artikel 3.4 des Kyoto-Protokolls wird die Anrechnung in der Treibhausgasbilanz von weiteren *Tätigkeiten* (zusätzlich zu af-/reforestation und deforestation gemäß Artikel 3.3) im Landnutzungssektor erwähnt. Welche Tätigkeiten hier anrechenbar werden und wie sie in der Bilanz zu berücksichtigen sind, ist Gegenstand der Vertragsstaatenverhandlungen. Eine Reihe von Vertragsstaaten - darunter die EU - vertreten die Position, dass eine Einrechnung von Senkensteigerungen, die indirekt menschlich verursacht sind und etwa auf Klimawandel, Düngung durch höhere atmosphärische CO₂-Konzentrationen und Stickstoffeinträge zurückzuführen sind, nicht erfolgen darf. Daraus ergibt sich das Problem, diese potentiellen Effekte bei Senken herauszurechnen. Derzeit werden daher vermehrt Überlegungen angestellt, inwieweit die festgestellten Zuwachssteigerungen im Wald zahlreicher Länder in den letzten Jahrzehnten (NEUMANN und SCHADAUER 1995, SPIECKER et al. 1996) bzw. inwieweit der festgestellte globale „residual terrestrial uptake“ von $2,3 \pm 1,3$ Gt C pro Jahr (IPCC 2000) auf solche Effekte zurückzuführen ist. LUGO und BROWN (1993), PHILLIPS et al. (1998), SCHULZE et al. (1999) stellten auch in ungestörten Waldteilen Sibiriens und Amazoniens Zunahmen des Kohlenstoffvorrats fest. HASENAUER et al. (1999a,b) zeigten, dass die Zunahme des Zuwachses in Österreich mit der Zunahme der temperaturabhängigen Dauer der Vegetationsperiode in Zusammenhang steht. Während der Zuwachs eines Waldes fundamental von den Standortsbedingungen und der Sonnenenergie abhängig ist, werden die Zuwächse von Waldbeständen zum Zwecke der Nutzung des Waldes durch Bewirtschaftungsmethoden (Wahl der Umtriebszeit, Baumartenwahl, Düngung, etc.) bewusst modifiziert. Allerdings konnte – und dies ist wiederum von besonderer Relevanz für den Kyoto-Prozess – bisher noch nicht bewiesen werden, dass Bewirtschaftungseinflüsse nachhaltig zu einem höheren Kohlenstoffvorrat führen können, als sie ohne irgendeinen menschlichen Bewirtschaftungseinfluss auf den Standorten vorhanden wären.

Folgt man den Grundprinzipien der Ökologie würde sich – ohne jeglichen menschlichen Eingriff – jedes terrestrische Ökosystem in Richtung eines spezifischen Gleichgewichtskohlenstoffvorrates entwickeln oder hätte derzeit bereits einen Gleichgewichtszustand erreicht. Der Gleichgewichtskohlenstoffvorrat ist definiert als das Maximum, das unter natürlichen Bedingungen erreicht werden kann. Dieses Maximum könnte durch menschliche Einflussnahme

allenfalls kurzfristig und auf künstlichem Weg (z. B. mit Hilfe von Kunstdüngern, Pestiziden) überschritten werden, was einer nachhaltigen Entwicklung und den Prinzipien zur Erhaltung der Biodiversität widersprechen würde. Die Menschheit stellt einen weiteren Nutzer der – auf Basis der Primärproduktion – bereitgestellten Energie in Ökosystemen dar oder nimmt die Landflächen für verschiedene andere Zwecke in Anspruch. Gegenwärtig und in der Vergangenheit führten massive Eingriffe der Menschheit in der terrestrischen Ökosphäre zu deutlichen Reduktionen der potentiell natürlichen Kohlenstoffvorräte auf vielen Landflächen dieser Erde²⁹. Der Kohlenstoff wurde an die Atmosphäre abgegeben. Aufstockungen des Kohlenstoffvorrates im Landnutzungssektor stellen daher nur einen Ersatz zu früheren Kohlenstofffreisetzungen an die Atmosphäre auf den bewirtschafteten Landflächen (durch Rodungen, wenig nachhaltige Bewirtschaftung, Ökosystemumwandlungen, etc.) dar.

Es stellt sich daher insgesamt die Frage, warum eine Aufstockung des Kohlenstoffvorrates im Landnutzungssektors als „Emissionsreduktion“ im Rahmen des Kyoto-Protokolls anrechenbar sein soll. Es ist bereits Anreiz und Vorteil, dass etwa auf neubewaldeten Flächen in Hinkunft größere Biomassevorräte – beispielsweise zur Substitution fossiler Brennstoffe – nutzbar sind (siehe SCHLAMADINGER und MARLAND 2000). Eine volle Anrechenbarkeit der Senken im Kyoto-Protokoll würde zusätzlich einen weiteren Vorteil jenen gewähren, die ihren C-Vorrat in der Vergangenheit stärker reduziert haben – sie müssten weniger bei den fossilen Brennstoffen reduzieren. Es wäre daher auch zu prüfen, inwieweit eine umfassende Einrechnung von Senken einer ökonomischen Ungleichbehandlung entsprechen würde³⁰. Im Unterschied dazu, würde eine volle Anrechnung der Kohlenstoffvorratsverringerung im Landnutzungssektor in die Treibhausgasemissionen einen klaren Anreiz zur nachhaltigen Landbewirtschaftung darstellen.

Es ist eine der wichtigsten zukünftigen Herausforderungen des Kyoto-Prozesses, Buchungsregeln und Anrechnungsmodalitäten zu schaffen, die fair und wissenschaftlich fundiert sind und auf den Grundprinzipien des nachhaltigen Lebens auf der Erde – der Primärproduktion der Pflanzen – basieren. Der Kyoto-Prozess ist vermutlich die erste internationale Umweltschutzvereinbarung, die diese Grundprinzipien – zumindest indirekt – berührt. Es ist daher von besonderer Bedeutung, den Landnutzungssektor adäquat in den zukünftigen Entscheidungen des Kyoto-Prozesses zu berücksichtigen. Es bietet sich hier u. a. folgende Option – allerdings nur als Ganzes – als künftiges Ziel an:

- Eine globale und vollständige Treibhausgasbilanz (inkl. Import-/Exportbilanz³¹)
- Reduktionsziele, die eine Vermeidung unerwünschter Klimaänderungsfolgen und eine Entwicklung in Richtung Nachhaltigkeit (auch bezüglich Ressourcen) erlauben
- volle Einrechnung von Kohlenstoffvorratsreduktionen bzw. Treibhausgasemissionen, jedoch keine Anrechenbarkeit von Kohlenstoffvorraterhöhungen im Landnutzungssektor zum Erreichen der Reduktionsziele – es sei denn, frühere Kohlenstoffvorratsreduktionen in diesem Sektor sind ausreichend in den Reduktionszielen der Vertragsparteien berücksichtigt.

²⁹ Dem widerspricht nicht, dass in den letzten Jahren die globale terrestrische Ökosphäre gemäß IPCC (2000) eine Kohlenstoffsénke darstellte (siehe Absatz davor). Einer Zusammenstellung in IPCC (2000) ist zu entnehmen, dass durch Landnutzungsänderungen 60 Gt C vor 1850 und 121 Gt C von 1850 bis 1990 emittiert wurden. Vor 1950 waren u. a. Rodungen in den mittleren und höheren Breiten der nördlichen Hemisphäre maßgeblich für diese Emissionen verantwortlich; in den nachfolgenden Dekaden ist besonders die Entwaldung in den Tropen die Ursache dieser Emissionen.

³⁰ Die Kosten für die Erreichung von Zielen zur Treibhausgasemissionsreduktion sind je nach Art der Maßnahme unterschiedlich.

³¹ Eine vollständige Import-/Exportbilanz müsste vermutlich zusätzlich auch die land-, produktions- und transportbezogenen Treibhausgasemissionen den im-/exportierten Produkten einrechnen sowie die Treibhausgasemissionen durch grenzüberschreitende Reisetätigkeit dem Herkunftsland der Reisenden zuweisen

5 LITERATUR

- AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG 1996: Bodenzustandsinventur Burgenland. Amt der Burgenländischen Landesregierung, Eisenstadt.
- AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 1999: Kärntner Bodenzustandsinventur. Amt der Kärntner Landesregierung, Klagenfurt.
- AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 1994. Bodenzustandsinventur Niederösterreich. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, St. Pölten.
- AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 1993: Oberösterreichischer Bodenkataster – Bodenzustandsinventur 1993. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.
- AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1993: Salzburger Bodenzustandsinventur. Amt der Salzburger Landesregierung, Salzburg.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG 1988-1996: Steiermärkische Bodenschutzberichte 1988-1996. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Graz.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1988: Bericht über den Zustand der Tiroler Böden. Amt der Tiroler Landesregierung, Innsbruck.
- ASSMANN E. 1961: Waldertragskunde. BLV Verlag, München.
- AUBRECHT P. 1998: Corine Landcover Österreich – Vom Satellitenbild zum digitalen Bodenbedeckungsdatensatz. Monographie 93, Umweltbundesamt, Wien.
- AUER I., BÖHM R., DIRMHORN I., MOHNL H., PUTZ E., RUDEL E. und SKODA G. 1993: Klimareihen: Analyse und Interpretation von Klimadaten. In: ÖAW (Hrsg.): Anthropogene Klimaänderungen: Mögliche Auswirkungen auf Österreich – mögliche Maßnahmen in Österreich. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien, 3.1-3.7.
- BAUER H. 1989: Nährstoffvorräte von Fichtenbeständen auf einer Standortseinheit im Kobernausserwald untersucht über die Altersklassen. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.
- BERG B. 2000: Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133, 13-22.
- BGBL 414/1994: Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen samt Anlagen. Bundesgesetzblatt der Republik Österreich.
- BITTERMANN W. und GERHOLD S. 1995: Wirtschaftliche Aspekte und Holzbilanz. In: Österreichisches Statistisches Zentralamt, Forstliche Bundesversuchsanstalt (Hrsg.): Ökobilanz Wald. Österreichisches Statistisches Zentralamt, Wien, 99-110.
- BLUM W.E.H., SPIEGEL H. und WENZEL W.W. 1989: Bodenzustandsinventur – Konzeption, Durchführung und Bewertung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- BMLF 1964-1998: Österreichische Waldberichte; Jahresberichte über die Forstwirtschaft. Jährlich herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- BMLF 1998b: Grüner Bericht 1998. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- BMLF 1998c: Beschlüsse und Resolutionen der Dritten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien.
- BMUJF 1997: Zweiter nationaler Klimabericht der österreichischen Bundesregierung. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- BORMANN F.H. und LIKENS G.E. 1979: Pattern and process in a forested ecosystem. Springer Verlag, New York, Heidelberg, Berlin.
- BRAUN R. 1973: Österreichische Forstinventur 1961/70. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, Bd. 103/I.
- BRAUN R. 1974: Österreichische Forstinventur 1961/70. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, Bd. 103/II.

- BÜCHSENMEISTER R., SCHIELER K. und SCHADAUER K. 1997: Der Wald und seine nachhaltige Produktionskraft. In: Waldinventur 1992/96. Beilage zur Österreichischen Forstzeitung 12/1997, 7-9.
- BURSCHEL P., KÜRSTEN E., LARSON B.C. und WEBER M. 1993: Present role of German forests and forestry in the national carbon budget and options to its increase. *Water, Air and Soil Pollution* 70, 325-340.
- DeANGELIS D.L., GARDNER R.H. und SHUGART H.H. 1981: Productivity of forest ecosystems studied during the IBP: the woodlands data set. In: REICHLE D.E. (Hrsg.): *Dynamic properties of forest ecosystems*. IBP 23, Cambridge Univ. Press, Cambridge, 567-672.
- EEA 1998: *Europe's environment: The second assessment*. Elsevier, Oxford.
- ELLENBERG H., MAYER R. und SCHAUERMAN J. (Hrsg.) 1986: *Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- FBVA 1992: *Österreichische Waldbodenzustandsinventur*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, Bd. 168/I, Bd. 168/II.
- FBVA 1996: *Holzaufkommen in Österreich*. Studie der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien in Zusammenarbeit mit dem Institut für Waldwachstumsforschung der Universität für Bodenkultur Wien und dem Fachverband der Sägeindustrie, unveröffentlicht.
- FBVA 1997: *Waldinventur 1992/96*. CD-Rom, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- GIARDINA C.P. und RYAN M.G. 2000: Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. *Nature* 404, 858-861.
- GLATZEL G. 1991: The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. *Fertilizer Research* 27, 1-8.
- GLATZEL G. 1994: Nährstoffverarmung und Bodenversauerung in Waldökosystemen des österreichischen Alpenraumes. In: GLATZEL G., KATZENSTEINER K. LEITGEB E. und HAGER H. (Hrsg.): *Organische Düngung im Forst*. Rahmenbedingungen und Auswirkungen ihrer Anwendung. Forstl. Schriftenreihe, Bd. 9, Universität für Bodenkultur, Wien, 1-18.
- HAGER H. 1988: *Stammzahlreduktion*. Forstl. Schriftenreihe, Bd. 1, Universität für Bodenkultur, Wien.
- HAFNER F. 1994: *Mehrfachnutzungen des Waldes*. In: ÖSTERREICHISCHER FORSTVEREIN (Hrsg.): *Österreichs Wald – Vom Urwald zur Waldwirtschaft*. 2. Aufl., Autorengemeinschaft „Österreichs Wald“, Wien, 108-128.
- HALBWACHS G., ARZL N., GRABNER M. und WIMMER R. 1993: Kohlenstoffflüsse in der österreichischen Forst- und Holzwirtschaft II. In: Akademie für Umwelt und Energie, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Österreichische CO₂-Kommission (Hrsg.): *Empfehlungen 1992 der Österreichischen CO₂-Kommission (ACC) für ein Aktionsprogramm zur Erreichung des Toronto-Zieles und Langfassungen der Forschungsberichte – Jahresbericht 1992*. Akademie für Umwelt und Energie, Laxenburg, Reihe Forschung, Bd. 3, 51-98.
- HALBWACHS G., KÜHNERT M., RUPPERT M., RUZICKA R. und WIMMER R. 1995: Simulation des Kohlenstoffreservoirs von Wäldern: Erste Ergebnisse einer Modellrechnung. In: Akademie für Umwelt und Energie, Bundesministerium für Umwelt, Österreichische CO₂-Kommission (Hrsg.): *Empfehlungen 1994 der Österreichischen CO₂-Kommission (ACC) für ein Aktionsprogramm zur Erreichung des Toronto-Zieles und Langfassungen der Forschungsberichte – Jahresbericht 1994*. Akademie für Umwelt und Energie, Laxenburg, Reihe Forschung, Bd. 7, 103-156.
- HARRISON K.G., BROECKER W. und BONANI G. 1993a: A strategy for estimating the impact of CO₂ fertilization on soil carbon storage. *Global Biogeochem. Cycles* 7 (1), 69-80.
- HARRISON K.G., BROECKER W. und BONANI G. 1993b: The effect of changing land use on soil radiocarbon. *Science* 262, 725-726.
- HARRISON K.G., POST W.M. und RICHTER D.D. 1995: Soil carbon turnover in a recovering temperate forest. *Global Biogeochem. Cycles* 9 (4), 449-454.
- HARRISON K.G. 1996: Using bulk soil radiocarbon measurements to estimate soil organic matter turnover times: Implications for atmospheric CO₂ levels. *Radiocarbon* 38 (2), 181-190.

- HASENAUER H., NEMANI R.R., SCHADAUER K. und RUNNING S.W. 1999a: Forest growth response to changing climate between 1961 and 1990. *Forest Ecology and Management* 122, 209-219.
- HASENAUER H., NEMANI R.R., SCHADAUER K. und RUNNING S.W. 1999b: Climate variations and tree growth between 1961 and 1995 in Austria. In: KARJALAINEN T., SPIECKER H. und LAROISSINI O. (Hrsg.): *Causes and consequences of accelerating tree growth in Europe*. European Forest Institute Joensuu, Proceedings No. 27, 75-86.
- HASZPRUNAR J. 1985: Österreichische Forstinventur 1971/80. *Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien*, Bd. 145/I, 145/II.
- HASZPRUNAR J., NIEBAUER O. und REITTER A. 1988: Österreichische Forstinventur – Auswertungen 1981/85. *Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien*.
- IPCC 1997: Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Vol. 1: Reporting Instructions, Vol. 2: Workbook, Vol. 3: Reference Manual. Intergovernmental Panel on Climate Change, Genf.
- IPCC 2000: *Land use, land use change and forestry*. Cambridge University Press, Cambridge.
- JÄGER F. und BLAUENSTEINER R. 1997: *Forstrecht*. 2. Aufl., Verlag Österreich, Wien.
- JANDL R. 1993: Bestandesdüngungsversuche in österreichischen Waldökosystemen. Sonderausgabe der Zeitschrift „Förderungsdienst“, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- JONAS M. 1997: System analytical assessment of the carbon balance in Austria. Final Report Part II: Dynamical Modeling. Research Report OEFZS-A-4255 Rev., Forschungszentrum Seibersdorf.
- JONAS M. 2000: pers. Mitteilung zum Projekt ACDB (Austrian Carbon Database). IIASA, Laxenburg.
- JONAS M., OBERSTEINER M. und NILSSON S. 2000: How to go from today's Kyoto Protocol to a post-Kyoto future that adheres to the principles of full carbon accounting and global-scale verification? IR-00-061, IIASA, Laxenburg.
- KILIAN W. 1997: *Forstwirtschaft*. In: BUNDESAMT UND FORSCHUNGSZENTRUM FÜR LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.): *Bodenschutz in Österreich*. Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Wien, 321-376.
- KIMMINS J.P. 1987: *Forest ecology*. Macmillan Publishing Company, New York.
- KOLLMANN F. 1982: *Technologie des Holzes und der Holzwerkstoffe*. 1. Band, 2. Aufl., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- KÖRNER C., SCHILCHER B. und PELAEZ-RIEDL S. 1993: Vegetation und Treibhausproblematik: Eine Beurteilung der Situation in Österreich unter besonderer Berücksichtigung der Kohlenstoffbilanz. In: ÖAW (Hrsg.): *Anthropogene Klimaänderungen: Mögliche Auswirkungen auf Österreich – mögliche Maßnahmen in Österreich*. Dokumentation, Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien, 6.1-6.46.
- KRAPFENBAUER A. und BUCHLEITNER E. 1981: Holzernte, Biomassen- und Nährstoffaustrag, Nährstoffbilanz eines Fichtenbestandes. *Cbl. ges. Forstwesen* 98 (4), 193-223.
- KRAPFENBAUER A. 1983: Von der Streunutzung zur Ganzbaumnutzung. *Cbl. ges. Forstwesen* 100, 143-174.
- KRAPFENBAUER A. 1985: Harvesting a large part of the forest biomass. In: INRA (Hrsg.): *Impacts de l'Homme sur la Forêt – Symposium IUFRO*, Strasbourg, 17-22 Sept. 1984. *Les Colloques de l'INRA* No. 30, INRA, Paris, 263-283.
- KRAPFENBAUER A. und GASCH J. 1989: Der Waldbodenhumus als Zustandsweiser. *ÖFZ* 3/1989, 28-32.
- KUNTZE H., ROESCHMANN G. und SCHWERDTFEGGER G. 1994: *Bodenkunde*. 5. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- LAL R., KIMBLE J.M., FOLLETT R.F. und STEWART B.A. (Hrsg.) 1998: Dissolved organic carbon: sources, sinks, and fluxes and role in the soil carbon cycle. In: *Soil processes and the carbon cycle*. CRC Press Inc., Boca Raton, 281-292.
- LARCHER W. 1980: *Ökologie der Pflanzen*. 3. Aufl., UTB Ulmer, Stuttgart.

- LOHMANN U. 1987: Holzhandbuch. 3. Aufl., DRW-Verlag, Leinfelden-Echterdingen.
- LUGO A. und BROWN S. 1993: Management of tropical soils as sinks or sources of atmospheric carbon. *Plant and Soil* 149, 27-41.
- MYENI R.R., KEELING C.D., TUCKER C.J.; ASRAR G. und NEMANI R.R. 1997: Increased activity on northern vegetation inferred from satellite-based vegetation index, atmospheric carbon dioxide and temperature data. *Nature* 386, 698-702.
- NEUMANN M. und SCHADAUER K. 1995: Die Entwicklung des Zuwachses in Österreich anhand von Bohrkernanalysen. *Allg.Forst-u.J.Ztg.* 166 (12), 230-234.
- ORTHOFFER R. 1997: System analytical assessment of the carbon balance of Austria. Final Report Part I: Carbon Balance for 1990. Forschungszentrum Seibersdorf. Research Report, OEFZS-A-4195, Forschungszentrum Seibersdorf.
- ORTHOFFER R. 2000: pers. Mitteilung zum Projekt ACBM („Austrian Carbon Balance Model“). Forschungszentrum Seibersdorf.
- ÖSTAT 1990: Österreichische Bodennutzungserhebung 1986. Beiträge zur Österreichischen Statistik, Heft 886, Österreichisches Statistisches Zentralamt, Wien.
- PHILLIPS O.L., MALHI Y., HIGUCHI N., LAURANCE W.F., NUNEZ R.M., VAXQUEZ D.J.D., LAURANCE L.V., FERREIRA S.G., STERN M., BROWN S. und GRACE J. 1998: Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science* 282, 439-442.
- PERRUCHOUD D. 1996: Modeling the dynamics of nonliving organic carbon in a changing climate: A case study for temperate forests. Diss., Swiss Federal Institute of Technology, Zürich.
- PERRUCHOUD D., JOOS F., FISCHLIN A., HAJDAS I. und BONANI G. 1999a: Evaluating timescales of carbon turnover in temperate forest soils with radiocarbon data. *Global Biogeochem. Cycles* 13 (2), 555-573.
- PERRUCHOUD D., KIENAST F., KAUFMANN E. und BRÄKER O.U. 1999b: 20th century carbon budget of forest soils in the Alps. *Ecosystems* 2, 320-337.
- PRESCOTT C.E., MAYNARD D. und LAIHO R. 2000: Humus in northern forests: friend or foe? *Forest Ecology and Management* 133, 23-36.
- PRIETZEL J., KOLB E. und REHFUESS K.E. 1997: Langzeituntersuchungen ehemals streugenutzter Kiefernökosysteme in der Oberpfalz: Veränderungen von bodenchemischen Eigenschaften und der Nährelementversorgung der Bestände. *Forstw. Cbl.* 116, 269-290.
- REHFUESS K.E. 1981: Waldböden – Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- REICHLE D.E. 1981: Dynamic properties of forest ecosystems. *International Biological Programme* 23, Cambridge University Press.
- REIMOSER F. 2000: pers. Mitteilung. Institut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität Wien.
- RIEDER A. 1990: Absicherung der Festlegung des Hiebssatzes der Österreichischen Bundesforste durch Genauigkeitsprüfung des Vorrates. Diss., Universität für Bodenkultur, Wien.
- RITTER M. 1999: Bestandsaufnahme der Emissionen an Treibhausgasen in Österreich von 1980 bis 1998. IB-618, Umweltbundesamt, Wien.
- RUSS W. 1997: Waldfläche wächst weiter – Tendenz zu mehr Laubholz. In: *Waldinventur 1992/96. Beilage zur Österreichischen Forstzeitung* 12/1997, 4-6.
- SACHS L. 1984: *Angewandte Statistik*. 6. Aufl., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- SCHIDLER S. 1998: Kohlenstoffbilanzmodell für Österreich: Datengrundlage und Bewertung aus ökologischer Sicht – Biosphäre. Diplomarbeit, Technische Universität, Wien.
- SCHIELER K., BÜCHSENMEISTER R. und SCHADAUER K. 1995: Österreichische Forstinventur – Ergebnisse 1986/90. Bericht 92, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.

- SCHIELER K. 1997: Methode der Zuwachsberechnung der Österreichischen Waldinventur. Diss., Universität für Bodenkultur, Wien.
- SCHLAMADINGER B. und MARLAND G. 2000: Forests, land management and the Kyoto Protocol. Land Use & Global Climate Change. Pew Center on Global Climate Change, Arlington (VA).
- SCHULZE E.D. et 16 Autoren 1999: Productivity of forests in the Eurosiberian boreal region and their potential to act as a carbon sink – a synthesis of existing knowledge and original data. *Global Change Biology* 5, 703-722.
- SCHWARZ S., SCHREIER I., HUBER S., TULIPAN M., GAMPER G., NAGY W. und ACKERL W. 2000: BORIS – Boden-Rechnergestütztes Informationssystem. Homepage: www.ubavie.gv.at, Umweltbundesamt Wien.
- SCHWARZBAUER P. 1999: pers. Mitteilung. Institut für forstliche Betriebswirtschaft und Forstwirtschaftspolitik, Universität für Bodenkultur, Wien.
- SEKOT W. 1998: Die volkswirtschaftliche Bewertung der forstlichen Produktion anhand des Zuwachses – eine Machbarkeitsstudie für Österreich. *Cbl. f. d. ges. Forstw.* 115, 123-190.
- SPIECKER H., MIELIKÄINEN K., KÖHL M. und SKOOVSGAARD J.P. (Hrsg.) 1996: Growth trends in European forests. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- STERBA H. und GRIESS O. 1983: Sortentafeln für Fichte. Agrarverlag, Wien.
- STREBL F. und GERZABEK M.H. 2000: pers. Mitteilung zu den anhand der Bodeninventuren der Länder berechneten C-Vorräten in den landwirtschaftlich genutzten Böden Österreichs im Rahmen des Forschungsprojektes „Austrian Carbon Balance Model“. Forschungszentrum Seibersdorf.
- TATE K.R., PARSHOTAM A. und ROSS D.J. 1995: Soil carbon storage and turnover in temperate forests and grasslands – a New Zealand perspective. *Journal of Biogeography* 22, 695-700.
- TOWNSEND A.R., VITOUSEK P.M. und TRUMBORE S.E. 1995: Soil organic matter dynamics along gradients in temperature and land use on the island of Hawaii. *Ecology* 76 (3), 721-733.
- TRUMBORE S.E., CHADWICK O.A. und AMUNDSON R. 1996: Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change. *Science* 272, 393-396.
- UMWELTBUNDESAMT 1996: Vierter Umweltkontrollbericht. Umweltbundesamt Wien.
- UN-ECE/FAO 1992: The forest resources of the temperate zones. The UN-ECE/FAO 1990 forest resource assessment. Vol. 1, General forest resource information. United Nations Economic Commission for Europe. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom.
- UNFCCC 1997: Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Vereinte Nationen, Genf.
- VALENTINI R. et 29 Autoren 2000: Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature* 404, 861-865.
- WAGENFÜHR und SCHEIBER 1974: Holzatlas. VEB Fachbuchverlag, Leipzig.
- WAKOLBINGER R. 1999: pers. Mitteilung. Österreichische Bundesforste AG, Wien.
- WBGU 1998: Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz? Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, Bremerhaven.
- WINKLER N. 1997: Country Report for Austria. In: Study on European Forestry Information and Communication System – Reports on forestry inventory and surveys systems. Vol. 1, 5-74, European Commission.
- ZEILER H. 1996: Jagd und Nachhaltigkeit. Monographie 73, Umweltbundesamt Wien.
- ZUKRIGL K. (Red.) 1999: Exkursionsführer zur Tagung der Arbeitsgemeinschaft Forstlicher Standorts- und Vegetationskunde an der FBVA Wien, 1999. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.