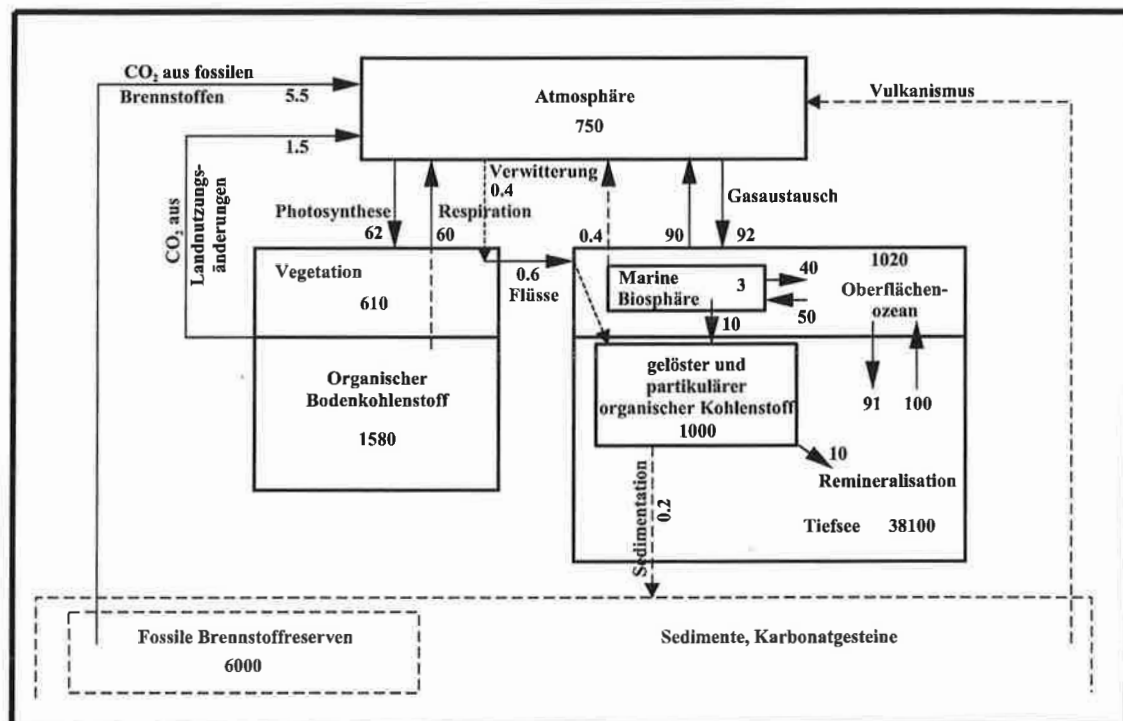




# Max-Planck-Institut für Meteorologie

## REPORT No. 287



### NATÜRLICHE SENKEN UND QUELLEN DES ATMOSPHÄRISCHEN KOHLENDIOXIDS: STAND DES WISSENS UND OPTIONEN DES HANDELNS

von

Martin Heimann • Christine Weber • Jan C. Duinker • Arne Körtzinger  
Ludger Mintrop • Nina Buchmann • Ernst-Detlef Schulze  
Michaela Hein • Alberte Bondeau • Wolfgang Cramer • Marcus Lindner • Gerd Esser

HAMBURG, Februar 1999

AUTHORS:

Martin Heimann  
Christine Weber

Max-Planck-Institut  
für Meteorologie

Jan C. Duinker  
Arne Körtzinger  
Ludger Mintrop

Institut für Meereskunde  
Düstenbrookerweg 20  
D-24105 Kiel  
Germany

Nina Buchmann  
Ernst-Detlef Schulze  
Michaela Hein

Institut für Pflanzenökologie  
Universität Bayreuth  
Universitätsstr. 30  
D-95440 Bayreuth  
Germany

Alberte Bondeau  
Wolfgang Cramer  
Marcus Lindner

Potsdam Institut für Klimaforschung  
Telegrafenberg C4  
Postfach 60 12 03  
D-14412 Potsdam  
Germany

Gerd Esser

Justus Liebig Universität Gießen  
Ludwigstr. 23  
D-35390 Gießen  
Germany

Martin Heimann  
Ernst-Detlef Schulze

Max-Planck-Institut für Biogeochemie  
Postfach 10 01 64  
Tatzendpromenade 1a  
D-07745 Jena  
Germany

MAX-PLANCK-INSTITUT  
FÜR METEOROLOGIE  
BUNDESSTRASSE 55  
D - 20146 HAMBURG  
GERMANY

Tel.: +49-(0)40-4 11 73-0  
Telefax: +49-(0)40-4 11 73-298  
E-Mail: <name> @ dkrz.de

# **Natürliche Senken und Quellen des atmosphärischen Kohlendioxids: Stand des Wissens und Optionen des Handelns**

Martin Heimann<sup>1,7</sup>, Christine Weber<sup>1</sup>

Jan C. Duinker<sup>2</sup>, Arne Körtzinger<sup>2</sup>, Ludger Mintrop<sup>2</sup>

Nina Buchmann<sup>3</sup>, Ernst-Detlef Schulze<sup>3,7</sup>, Michaela Hein<sup>3</sup>

Alberte Bondeau<sup>4,6</sup>, Wolfgang Cramer<sup>4</sup>, Marcus Lindner<sup>4</sup>

Gerd Esser<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Max-Planck-Institut für Meteorologie, Hamburg

<sup>2</sup>Institut für Meereskunde, Kiel

<sup>3</sup>Institut für Pflanzenökologie, Universität Bayreuth

<sup>4</sup>Potsdam Institut für Klimafolgenforschung

<sup>5</sup>Justus-Liebig Universität Gießen

<sup>6</sup>früherer Name: Alberte Fischer

<sup>7</sup>neue Adresse: Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena





## Vorwort

Die Hauptverfasser der einzelnen Abschnitte dieser Studie sind:

Kapitel 1-4, Kapitel 7,

Koordination und Redaktion: Martin Heimann, Christine Weber  
Max-Planck-Institut für Meteorologie, Hamburg

Kapitel 5: Jan C. Duinker, Arne Körtzinger, Ludger Mintrop  
Institut für Meereskunde, Kiel

Kapitel 6.1 - 6.4: Nina Buchmann, Ernst-Detlef Schulze, Michaela Hein  
Institut für Pflanzenökologie, Universität Bayreuth

Kapitel 6.5, 6.6, 6.8: Gerd Esser  
Justus-Liebig Universität, Gießen

Kapitel 6.7: Wolfgang Cramer, Alberte Bondeau  
Potsdam Institut für Klimafolgenforschung

Kapitel 6.9: Marcus Lindner, Wolfgang Cramer  
Potsdam Institut für Klimafolgenforschung

Die Studie wurde gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung über den Projektträger Biologie, Energie, Ökologie (Forschungsvorhaben 0339687: "*Expertise, Workshop zu CO<sub>2</sub>-Senken und Konzept eines Leitprojektes*", 1997). Das vorliegende Werk gibt jedoch nicht die Meinung des BMBF wieder, d.h. für die Ergebnisse sind allein die Autoren verantwortlich.

Hamburg, im Dezember 1998.



# Inhaltsverzeichnis

<b>Vorwort</b>	<b>i</b>
<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>iii</b>
<b>Verzeichnis der Abbildungen</b>	<b>vii</b>
<b>Verzeichnis der Tabellen</b>	<b>xi</b>
<b>1. Kurzzusammenfassung</b>	<b>1-1</b>
<b>2. Einleitung</b>	<b>2-1</b>
<b>3. Überblick über den globalen Kohlenstoffkreislauf</b>	<b>3-1</b>
<b>4. Die Rolle von Landbiosphäre, Ozean und Atmosphäre im globalen Kontext</b>	<b>4-1</b>
4.1 Zunahme der atmosphärischen CO <sub>2</sub> -Konzentration	4-1
4.2 Das atmosphärische CO <sub>2</sub> -Budget	4-2
4.3 Information aus Messungen der atmosphärischen Sauerstoffkonzentration und der Kohlenstoffisotope ( <sup>13</sup> C, <sup>14</sup> C).	4-4
4.4 Ein Szenarium der zukünftigen atmosphärischen CO <sub>2</sub> Entwicklung	4-5
4.5 Forschungsbedarf	4-7
4.6 Literatur zu Kapitel 1-4	4-8
<b>5. Der Ozean und marine biogeochemische Prozesse als mögliche Senken für anthropogen freigesetztes CO<sub>2</sub></b>	<b>5-1</b>
5.1 Der natürliche Kohlenstoffkreislauf - marine Komponente -	5-1
5.1.1 Reservoir und Flüsse	5-1
5.1.2 CO <sub>2</sub> -Transport im Ozean	5-3
5.1.3 Variabilität des natürlichen Kohlenstoffkreislaufs	5-4
5.2 Die anthropogene Störung des natürlichen Kohlenstoffkreislaufs	5-5
5.2.1 Die ozeanische Aufnahme von anthropogenem CO <sub>2</sub>	5-5
5.2.1.1 Ergebnisse aus Modellrechnungen	5-7
5.2.1.2 Ergebnisse von Messungen	5-8
5.2.2 Einfluß auf biogeochemische Prozesse	5-10
5.2.2.1 Direkte Einwirkungen	5-10
5.2.2.2 Indirekte Einflüsse	5-11
5.2.3 Die Gleichgewichtseinstellung zwischen Ozean und Atmosphäre	5-13
5.2.3.1 Thermodynamische Betrachtung	5-13
5.2.3.2 Kinetische Betrachtung	5-14
5.2.3.3 Rückkopplungseffekte und chaotische Betrachtung	5-15
5.3 Möglichkeiten zur aktiven Beeinflussung des marinen Kohlenstoffkreislaufs	5-15
5.3.1 Verklappung von CO <sub>2</sub> im Meer	5-15
5.3.1.1 Prinzip	5-15
5.3.1.2 Voraussetzungen	5-16
5.3.1.3 Potential	5-16
5.3.1.4 Risiken	5-17
5.3.2 Erhöhung der Effizienz der biologischen Pumpe durch Eisendüngung	5-17

5.3.2.1	Prinzip	5-17
5.3.2.2	Voraussetzungen	5-17
5.3.2.3	Potential	5-18
5.3.2.4	Risiken	5-19
5.3.3	Erhöhung der Effizienz der biologischen Pumpe durch Nitrat- (Phosphat-) Düngung	5-19
5.3.3.1	Prinzip	5-19
5.3.3.2	Voraussetzungen	5-19
5.3.3.3	Potential	5-20
5.3.3.4	Risiken	5-20
5.3.4	Anbau von Makroalgen	5-20
5.3.4.1	Prinzip	5-20
5.3.4.2	Voraussetzungen	5-20
5.3.4.3	Potential	5-20
5.3.4.4	Risiken	5-21
5.3.5	Halophyten	5-21
5.3.6	Zusammenfassung	5-22
5.4	Zukünftiger Forschungsbedarf	5-22
5.5	Literatur zu Kapitel 5	5-23
<b>6.</b>	<b>Die Rolle der Landbiosphäre</b>	<b>6-1</b>
6.1	Globale Kohlenstoff-Pools in Boden und Vegetation	6-1
6.1.1	Globale C-Vorräte	6-1
6.1.2	C-Vorräte auf der Ebene von Nationalstaaten	6-6
6.1.3	Unzulänglichkeiten der Datenbasis, Forschungs- und Handlungs- empfehlungen	6-7
6.1.4	Literatur zu Abschnitt 6.1	6-8
6.2	Einwirkung von Standortfaktoren auf die Photosynthese und die Pflanzen- atmung	6-13
6.2.1	Photosynthese	6-14
6.2.2	Pflanzenatmung	6-19
6.2.3	Forschungs- und Handlungsempfehlungen	6-21
6.2.4	Literatur zu Abschnitt 6.2	6-22
6.3	Einwirkung von Standortfaktoren auf die Bodenatmung $R_s$ und den mikrobiellen Stoffabbau $R_h$	6-25
6.3.1	Bodenatmung	6-26
6.3.2	Mikrobieller Stoffabbau	6-28
6.3.3	Forschungs- und Handlungsempfehlungen	6-31
6.3.3	Literatur zu Abschnitt 6.3	6-31
6.4	Netto-Ökosystemflüsse von $CO_2$	6-35
6.4.1	Übersicht	6-35
6.4.2	Datengrundlage und Abschätzung der Netto-Ökosystemproduktivität	6-37
6.4.3	Netto-Ökosystemflüsse verschiedener Ökosysteme	6-37
6.4.4	Auswirkungen von Klima und Struktur auf die Netto-Ökosystemflüsse	6-40
6.4.5	Unzulänglichkeiten der Datenbasis, Forschungs- und Handlungs- empfehlungen	6-44
6.4.6	Literatur zu Abschnitt 6.4	6-45

6.5	Bedeutung der Mineralstoffe, insbesondere des Stickstoffs.	6-51
6.5.1	Einfluß der Verfügbarkeit von Mineralstoffen, insbesondere von Stickstoff, auf das Senkenpotential für Kohlenstoff	6-51
6.5.2	Stickstoffbilanz der terrestrischen Biosphäre	6-54
6.5.3	Bildung von Distickstoffmonoxid und seine Bedeutung im Spurengas-haushalt	6-59
6.5.4	Forschungsbedarf	6-61
6.5.5	Möglichkeiten zum aktiven Eingriff in den Stickstoff-Haushalt der terrestrischen Biosphäre mit dem Ziel der CO <sub>2</sub> -Fixierung und der Minderung der N <sub>2</sub> O-Emissionen.	6-62
6.5.6	Literatur zu Abschnitt 6.5	6-63
6.6	Die Rolle von Vegetationsbränden	6-67
6.6.1	Voraussetzungen für Brände und Arten der Vegetationsfeuer	6-67
6.6.2	Durch Feuer beeinflusste Prozesse des Kohlenstoffkreislaufs	6-68
6.6.3	Bedeutung der Feuer im Kohlenstoffhaushalt	6-69
6.6.4	Forschungsbedarf	6-71
6.6.5	Möglichkeiten zur aktiven Beeinflussung der Feuerhäufigkeit zur Induktion einer Senke für Kohlenstoff	6-71
6.6.6	Literatur zu Abschnitt 6.6	6-71
6.7	Modelle der globalen terrestrischen Landbiosphäre	6-73
6.7.1	Abschätzung des zukünftigen C-Bindungspotentials der Landbiosphäre	6-73
6.7.2	Die Simulation von Prozessen in der Landbiosphäre	6-73
6.7.3	Biogeochemische Modelle der Landbiosphäre	6-74
6.7.4.	Ein Vergleich der Aussagen von gegenwärtig vorhandenen Modellen	6-79
6.7.5	Grenzen der Nutzbarkeit von Biosphärenmodellen	6-84
6.7.6	Schlußfolgerungen hinsichtlich der Aussagekraft der gegenwärtig vorhandenen Modelle der Landbiosphäre	6-86
6.7.7	Forschungsbedarf	6-86
6.7.8	Literatur zu Abschnitt 6.7	6-87
6.8	Die Rolle der Landwirtschaft	6-91
6.8.1	Landwirtschaftliche Kulturen im Vergleich zur natürlichen und naturnahen Vegetation	6-91
6.8.1.1	Netto-Primärproduktivität	6-92
6.8.1.2	Abbauprozesse	6-97
6.8.2	Die Rolle der Landwirtschaft in der Vergangenheit	6-99
6.8.2.1	Gerodete Flächen	6-99
6.8.2.2	Kohlenstoff-Bilanzen.	6-101
6.8.3	Zukünftig zu erwartende Entwicklungen und das Potential an Reduktions-möglichkeiten.	6-105
6.8.3.1	Nachhaltigkeit als Forderung bei der Landnutzung.	6-105
6.8.3.2	Welches Potential der Einsparung erschließt eine Veränderung der Relativen Landwirtschaftlichen Produktivität?	6-107
6.8.3.3	Das Potential nachwachsender Rohstoffe.	6-109
6.8.4	Forschungsbedarf	6-110
6.8.5	Literatur zu Abschnitt 6.8	6-111
6.9	Die Rolle der Forstwirtschaft	6-115
6.9.1	Wälder und Forstwirtschaft als Quelle und Senke von CO <sub>2</sub>	6-115

6.9.2	Kohlenstoffreduktionsstrategien in der Forstwirtschaft	6-116
6.9.3.	Möglichkeiten und Grenzen bei der Umsetzung von Reduktionsmaßnahmen in der Forstwirtschaft	6-119
6.9.4	Forschungsbedarf und Schlußfolgerungen	6-124
6.9.5	Literatur zu Abschnitt 6.9	6-125
<b>7.</b>	<b>Schlußfolgerungen</b>	<b>7-1</b>
	<b>Anhang</b>	
A1	Anhang A1: C-Pools	A1-1
A2	Anhang A2: k-Faktoren	A2-1
A3	Anhang A3: TG-Verlust	A3-1
A4	Anhang A4: Eddy-Flüsse	A4-1

## Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 3.1.	Vereinfachtes Schema des globalen Kohlenstoffkreislaufs.	3-2
Abbildung 4.1.	Verlauf der atmosphärischen CO <sub>2</sub> Konzentration während der letzten 600 Jahre, rekonstruiert aus Beobachtungen an in Eiskernen eingeschlossener Luft.	4-1
Abbildung 4.2.	Szenarium S650.	4-6
Abbildung 5.1.	Vorindustrieller globaler Kohlenstoffkreislauf.	5-1
Abbildung 5.2.	Reservoirs und Flüsse des Kohlenstoffkreislaufs 1980-89.	5-6
Abbildung 6.1.	Boden-C-Vorräte in Europa (0 - 30 cm Bodentiefe).	6-5
Abbildung 6.2.	Boden-C-Vorräte in Europa (30 - 100 cm Bodentiefe).	6-5
Abbildung 6.3.	Konzeptionelles Modell zur Netto-Ökosystemproduktivität	6-14
Abbildung 6.4.	Konzeptionelles Modell zur Photosynthese und Atmung autotropher Pflanzen.	6-15
Abbildung 6.5.	Karte zu den stomatären Leitfähigkeiten $g_{smax}$	6-18
Abbildung 6.6.	Karte zu den Blatt-Stickstoffkonzentrationen $N_{Blatt}$	6-18
Abbildung 6.7.	Karte zu den Bestandesphotosyntheseraten $A_{smax}$	6-19
Abbildung 6.8.	Konzeptionelles Modell zur Bodenatmung $R_s$	6-26
Abbildung 6.9.	Streuabbau verschiedener Pflanzenarten.	6-29
Abbildung 6.10.	Konzeptionelles Modell zum Netto-CO <sub>2</sub> -Fluß von Ökosystemen ( $F_{CO_2}$ )	6-36
Abbildung 6.11.	Mittlere maximale Netto-Ökosystemflüsse von CO <sub>2</sub> von verschiedenen Ökosystemen.	6-40
Abbildung 6.12.	Netto-Ökosystemflüsse von CO <sub>2</sub> in Abhängigkeit vom Blattflächenindex.	6-41
Abbildung 6.13.	Netto-Ökosystemflüsse von CO <sub>2</sub> in Abhängigkeit vom Bestandesalter.	6-42
Abbildung 6.14.	Konzeptionelles Schema zur CO <sub>2</sub> -Festlegung während der Bestandesentwicklung.	6-43
Abbildung 6.15.	Struktur des Kohlenstoffkreislaufs und des Stickstoffkreislaufs im High Resolution Biosphere Model (HRBM).	6-55
Abbildung 6.16.	Abhängigkeit der Koeffizienten des Abbaus organischer Substanz (Bestandesabfall, Humus) von Klimadaten.	6-57
Abbildung 6.17.	Globale Verteilung der jährlichen Nettoprimärproduktion	6-83
Abbildung 6.18.	Jahreszeitliche Schwankung der globalen NPP berechnet mit den verschiedenen Modellen.	6-83

- Abbildung 6.19. Strukturdiagramm des Kohlenstoffhaushalts im System Pflanze-Boden auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. 6-92
- Abbildung 6.20. Relative Landwirtschaftliche Produktivität (RAP) in 149 Ländern der Erde für das Jahr 1990. 6-95
- Abbildung 6.21. Verbrauch an Düngemitteln in verschiedenen Regionen der Erde je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche. 6-96



## Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 4.1.	Globale CO <sub>2</sub> -Bilanz im Zeitraum 1980-89 in Milliarden Tonnen Kohlenstoff pro Jahr.	4-2
Tabelle 4.2.	Szenarium S650.	4-7
Tabelle 6.1.	Globale Kohlenstoff-Pools in Vegetation und Boden.	6-3
Tabelle 6.2.	Kohlenstoffvorrat in der Vegetation.	6-4
Tabelle 6.3.	Beispiel Deutschland.	6-6
Tabelle 6.4.	Beispiel Russland (europäisches Russland und Sibirien)	6-6
Tabelle 6.5	Typische Werte der Nettophotosyntheserate und der stomatären Leitfähigkeit auf Blattebene.	6-16
Tabelle 6.6	Blatt-Stickstoffkonzentrationen, maximale stomatäre Leitfähigkeiten, $c_i/c_a$ -Verhältnisse, Bestandesphotosyntheseraten, Anteile der durch Atmung verlorenen CO <sub>2</sub> -Fixierung und Wassernutzung für verschiedene Vegetationstypen der Erde.	6-17
Tabelle 6.7	Verschiedene Q <sub>10</sub> -Faktoren für Temperaturen zwischen 10 und 35 °C.	6-20
Tabelle 6.8.	Einige mittlere Q <sub>10</sub> -Werte der Bodenatmung.	6-26
Tabelle 6.9.	Einige typische Werte der Bodenatmung.	6-28
Tabelle 6.10.	Abbaubarkeit und mittlere Verweildauer von organischer Bodensubstanz in verschiedenen Vegetationstypen.	6-30
Tabelle 6.11.	Abschätzungen der Netto-Ökosystemproduktion NEP mit Hilfe von Eddy-Kovarianzdaten.	6-38
Tabelle 6.12.	Übersicht über Netto-Ökosystemflüsse von CO <sub>2</sub> .	6-39
Tabelle 6.13.	Zusammenstellung der analytisch gefundenen Spannen der Mineralstoffkonzentration verschiedener Elemente in Pflanzen.	6-52
Tabelle 6.14.	Konzentrationen an Stickstoff in Blättern von Angehörigen unterschiedlicher Pflanzenfamilien sowie deren Streuung.	6-53
Tabelle 6.15.	Die wichtigsten Pools und Flüsse des Kohlenstoff- und Stickstoffkreislaufs nach dem High Resolution Biosphere Model.	6-56
Tabelle 6.16.	Vergleich der globalen N <sub>2</sub> O-Budgets in den Jahren 1986 und nach der Korrektur der Meßmethoden 1994.	6-60
Tabelle 6.17.	Siebzehn biogeochemische Modelle der Landbiosphäre.	6-76
Tabelle 6.18.	Haupttypen der hier behandelten Modelle, differenziert nach den Eingabe und Ausgabedaten.	6-77
Tabelle 6.19.	Vergleich der jährlichen und monatlichen globalen NPP-Werte zwischen den sechzehn Modellen.	6-81

Tabelle 6.20.	Vergleich der aus den Flächenerträgen berechneten Produktivitäten landwirtschaftlicher Kulturen mit gemessenen Produktivitäten potentieller natürlicher Vegetation am Beispiel der Bundesrepublik Deutschland für 1990.	6-94
Tabelle 6.21.	Vergleich der aus den Flächenerträgen berechneten Produktivitäten landwirtschaftlicher Kulturen mit gemessenen Produktivitäten potentieller natürlicher Vegetation am Beispiel der Elfenbeinküste für 1990.	6-94
Tabelle 6.22.	Ertragszunahme für alle Kulturpflanzen in drei Ländern je Gramm zusätzlich applizierten Stickstoffdüngers (nach Esser, 1994).	6-96
Tabelle 6.23.	Veränderungen der landwirtschaftlich genutzten Flächen in einigen Regionen der Erde pro Kopf neu hinzugekommener Bevölkerung.	6-99
Tabelle 6.24.	Veränderungen der landwirtschaftlich genutzten Flächen in den wichtigsten Regionen der Erde für die Zeiträume 1860-1920 und 1920-1978.	6-100
Tabelle 6.25.	Änderungen der Waldbedeckung in den Staaten der gesetzlichen Region Amazonas Brasiliens aufgrund einer Auswertung von Landsat Bildern.	6-101
Tabelle 6.26.	Änderung des Kohlenstoff-Vorrats in Biomasse und Böden aufgrund von Landnutzungsänderung in den Zeiträumen 1860-1920 und 1920-1978.	6-102
Tabelle 6.27.	Kohlenstoff-Bilanzen der Kompartimente der Biosphäre auf nutzungsrelevanten Flächen nach dem High Resolution Biosphere Model im Zeitraum 1860-1920.	6-103
Tabelle 6.28.	Kohlenstoff-Bilanzen der Kompartimente der Biosphäre auf nutzungsrelevanten Flächen nach dem High Resolution Biosphere Model im Zeitraum 1920-1978.	6-104
Tabelle 6.29.	Szenarien der Veränderung der landwirtschaftlich genutzten Flächen nach Regionen im Zeitraum 1990-2050 in Abhängigkeit von zwei angenommenen extremen Entwicklungen der Relativen Landwirtschaftlichen Produktivität (RAP).	6-109
Tabelle A1.	C-Pools	A1-1
Tabelle A2.	k-Faktoren	A2-1
Tabelle A3.	TG-Verlust	A3-1
Tabelle A4.	Eddy-Flüsse	A4-1

## 1. Kurzzusammenfassung

Die Dynamik des globalen Kohlenstoffkreislaufs bestimmt den Zusammenhang zwischen Emissionen von Kohlendioxid und der daraus resultierenden Zunahme der atmosphärischen Konzentration des CO<sub>2</sub>. Die Studie erläutert den zur Zeit vorliegenden Kenntnisstand der für diese Dynamik entscheidenden Austauschprozesse zwischen und innerhalb der auf Zeitskalen von bis zu einigen 100 Jahren relevanten Kohlenstoffspeichern Atmosphäre, Ozean und terrestrische Biosphäre. Aufbauend auf diesem Systemverständnis werden dann Möglichkeiten diskutiert, auf die natürlichen Quellen- und Senkenprozesse einzuwirken, um damit CO<sub>2</sub>-Emissionen zu vermeiden, respektive CO<sub>2</sub>-Senken zu verstärken. Die Bewertung der im einzelnen dargestellten Optionen erfolgt dabei auf der Basis der globalen Kohlenstoffbilanz, d.h. ob damit ein signifikanter Beitrag zur globalen CO<sub>2</sub>-Problematik geleistet werden könnte.

Die Studie zeigt, daß in den meisten Fällen der vorhandene Kenntnisstand leider nicht ausreicht, um die Auswirkungen einzelner Optionen in ihrer globalen Wirksamkeit abschließend zu bewerten. Dennoch läßt sich der Effekt einzelner Einwirkungsmöglichkeiten abschätzen:

Demnach könnte im marinen Bereich einzig die direkte Verklappung von CO<sub>2</sub> in die Tiefsee einen signifikanten Beitrag liefern. Selbst unter optimistischen Annahmen besitzen andere Möglichkeiten, wie Eisendüngung, Anbau von Makroalgen, nur ein marginales Potential für eine zusätzliche, langfristige Speicherung von Überschuß-CO<sub>2</sub>.

Auf der terrestrischen Seite bieten nur die großflächige Aufforstung sowie die Einführung nachhaltiger Wirtschaftsweisen in der Landnutzung, insbesondere in der dritten Welt, ein relativ bescheidenes Potential für die Entfernung von CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre.

In der Studie wird im weiteren der Forschungsbedarf skizziert, welcher notwendig ist, um die Unsicherheiten einzuschränken, welche bezüglich Prozeßverständnis, regionaler und globaler Quantifizierung sowie Darstellung des globalen Kohlenstoffkreislaufs mit Hilfe von Simulationsmodellen bestehen.



## 2. Einleitung

Es ist heute unbestritten, daß die beobachtete Zunahme der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration auf die anthropogenen Emissionen bei der Verbrennung (ca. 75%) und aus Änderungen der Landnutzung zurückgeführt werden kann; s. IPCC Berichte 1994 (Schimel et al., 1995) und 1995 (Schimel et al., 1996). Nur ca. 45% der weltweiten CO<sub>2</sub>-Emissionen akkumulieren zur Zeit in der Atmosphäre, der Rest wird anteilmäßig zu vergleichbaren Teilen von Ozean und Landbiosphäre aufgenommen. Wie sich diese "Senken" für anthropogenes CO<sub>2</sub> in Zukunft entwickeln werden läßt sich zwar mit Hilfe von Modellen des globalen Kohlenstoffkreislaufs berechnen, jedoch können viele der relevanten Prozesse (insbesondere der biologischen Prozesse) in heutigen Modellen entweder nur rudimentär oder überhaupt nicht adäquat dargestellt werden.

Der Stand des Wissens bezüglich der wesentlichen Prozesse im globalen Kohlenstoffkreislauf wurde in den letzten IPCC Berichten (Schimel et al., 1995, Schimel et al., 1996, Melillo et al., 1996, Denman et al., 1996) ausführlich dargestellt. Es fehlt jedoch eine kritische Bewertung möglicher Handlungsstrategien in Hinblick einer Begrenzung des zukünftigen Anstiegs der CO<sub>2</sub> Konzentration und insbesondere der verschiedenen Einwirkungsmöglichkeiten sowohl bezüglich der Reduktion von natürlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen als auch der Verstärkung natürlicher CO<sub>2</sub> Senkenprozesse.

Ein erstes Hauptziel dieser Studie ist es, aufzuzeigen, welche Möglichkeiten existieren, durch Einwirkungen auf natürliche CO<sub>2</sub> Quellen und Senken den zukünftigen Anstieg des atmosphärischen CO<sub>2</sub> signifikant zu reduzieren. Die Untersuchung beschränkt sich dabei auf die natürlichen Austauschprozesse im globalen Kohlenstoffkreislauf; technologische Möglichkeiten die CO<sub>2</sub>-Emissionen bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe, (z.B. durch effizientere Kraftwerksanlagen, Wärmedämmung etc.) zu vermindern, werden in dieser Studie nicht betrachtet.

Ein zweites Hauptziel der Studie besteht in der Identifikation und Wirkung des hierfür notwendigen Forschungsbedarfs. Diese Ziele werden verfolgt, indem die folgenden Fragenkomplexe in den verschiedenen Teilsystemen des globalen Kohlenstoffkreislaufs aufgegriffen werden:

- (a) Dokumentation des Wissensstandes hinsichtlich Bilanzierung und Modellierung der natürlichen CO<sub>2</sub> Quellen und Senken;
- (b) Darstellung möglicher Einwirkungen auf Quellen- und Senkenprozessen des CO<sub>2</sub> durch direkte und indirekte anthropogene Handlungsstrategien;
- (c) Versuch einer Beurteilung der verschiedenen Möglichkeiten der Beeinflussung hinsichtlich ihrer Relevanz innerhalb des globalen CO<sub>2</sub>-Kreislaufs;
- (d) Abschätzung des notwendigen Forschungsbedarfs um die Punkte (a)-(c) gültiger zu beantworten.

Zentrales Bewertungskriterium in der vorliegenden Untersuchung ist die Kohlenstoffbilanz im globalen Kontext. Darüber hinaus weitergehende, umfaßendere Bewertungen einzelner Optionen, z.B. hinsichtlich Wirtschaftlichkeit und weiterer ökologischer Folgen (Ökobilanz) wären zwar von zentralem Interesse, sind in der vorliegenden Studie jedoch nur begrenzt enthalten.

Der Aufbau der Studie gliedert sich wie folgt: In Kapitel 3 wird der globale Kohlenstoffkreislauf und seine Stellung im Klimasystem der Erde vorgestellt. Kapitel 4 beschreibt unseren Wissensstand bezüglich der globalen Quantifizierung von Quellen und Senken des atmosphärischen CO<sub>2</sub> und diskutiert u.a. die Frage der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Bilanz. Aufbauend auf dieser globalen Betrachtung werden dann in den folgenden Kapiteln 5 und 6 die marinen und terrestrischen Komponenten des Kohlenstoffkreislaufs eingehend dargestellt und mögliche Optionen zur Beeinflussung einzelner Quellen- und Senkenprozesse erörtert. Eine zusammenfassende Bewertung der im einzelnen vorgestellten Handlungsstrategien findet sich im abschliessenden Kapitel 7.

### 3. Überblick über den globalen Kohlenstoffkreislauf

Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ) ist ein in der Erdatmosphäre natürlich vorkommendes, luftchemisch inertes Spurengas, welches auf Grund seiner physikalischen Strahlungseigenschaften als sogenanntes "Treibhausgas" neben dem Wasserdampf wesentlich zum natürlichen Treibhauseffekt der Erde beiträgt. Die atmosphärische  $\text{CO}_2$  Konzentration ist somit eine wichtige Steuergröße im globalen Klimasystem.

Als Bestandteil des natürlichen Kohlenstoffkreislaufs wird  $\text{CO}_2$  fortwährend durch eine Vielzahl von Austauschprozessen mit dem im Ozean und in der Landbiosphäre gespeicherten Kohlenstoff ausgetauscht. Die Rekonstruktion aus in polaren Eiskernen eingeschlossener Luft zeigt, daß die atmosphärische  $\text{CO}_2$  Konzentration während des gesamten Holozäns, i.e. während der letzten 8000 Jahre trotz dieser natürlichen Umwälzprozesse ungefähr auf einem konstanten Niveau von ungefähr 280 ppmv verweilte. Diese Konstanz impliziert, daß der natürliche Kohlenstoffkreislauf sich in diesem Zeitraum in einem stationären Gleichgewicht befand. Auf längeren Zeitskalen finden sich dagegen signifikante Variationen der atmosphärischen  $\text{CO}_2$  Konzentration, z.B. während der glazialen Kaltphasen lag der atmosphärische  $\text{CO}_2$ -Gehalt um mehr als 80 ppmv tiefer auf ca. 200 ppmv. Die genaue Ursache dieser Konzentrationsänderungen auf langen Zeitskalen ist noch weitgehend unverstanden; wichtig im Kontext der anthropogenen Einwirkungen ist es jedoch festzustellen, daß die Übergänge relativ langsam erfolgten (d.h. über mehrere 1000 Jahre).

In den letzten 200 Jahren haben die Aktivitäten des Menschen durch Verbrennen von fossilen Brennstoffen (Kohle, Erdöl und Erdgas) sowie durch Änderungen der Landnutzung, vor allem der Überführung von (Ur-)Wald durch Brandrodungen in landwirtschaftlich genutzte Anbauflächen, zu einem  $\text{CO}_2$ -Eintrag in die Atmosphäre geführt, der sich in einem weltweit beobachteten Anstieg der atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Konzentration manifestiert. Es ist anzunehmen, daß sich diese Zunahme des atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Gehalts fortsetzen wird, da wegen der zukünftigen, weltweiten Steigerung des Energieverbrauchs und der Landnutzung die damit einhergehenden  $\text{CO}_2$ -Emissionen weiterhin steigen werden. Eine Zunahme der  $\text{CO}_2$ -Konzentration führt jedoch zu einer Verstärkung des Treibhauseffekts und damit höchstwahrscheinlich zu Änderungen des Erdklimas. Das zu erwartende Ausmaß einer anthropogen verursachten Klimaänderung hängt jedoch entscheidend vom zukünftigen Verlauf der atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Konzentration ab<sup>1</sup>. Um diesen Verlauf quantitativ abzuschätzen, ist zunächst einmal die zukünftige Entwicklung der weltweiten Energieproduktion und der damit einhergehenden zukünftigen  $\text{CO}_2$ -Emissionen zu bestimmen. Im weiteren ist für eine Vorhersage die Kenntnis des Zusammenhanges zwischen  $\text{CO}_2$ -Emissionen und den daraus resultierenden Änderungen der atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Konzentration notwendig. Diesen Zusammenhang läßt sich mit Modellen des globalen Kohlenstoffkreislaufs untersuchen.

Die aktiven Kohlenstoffspeicher, die neben der Atmosphäre wesentliche Anteile des Überschuß- $\text{CO}_2$  aufnehmen können, sind der Ozean und die Landbiosphäre (s. z.B. Heimann,

---

<sup>1</sup>. Neben dem  $\text{CO}_2$  existieren eine Reihe weiterer Treibhausgase, deren Konzentration durch anthropogene Einwirkungen zugenommen hat (u.a. Methan, Lachgas und verschiedene FCKWs). Auf Grund der emittierten Mengen, und seiner relativ langen atmosphärischen Lebensdauer ist das  $\text{CO}_2$  jedoch das wichtigste der vom Menschen direkt beeinflussten Treibhausgase.

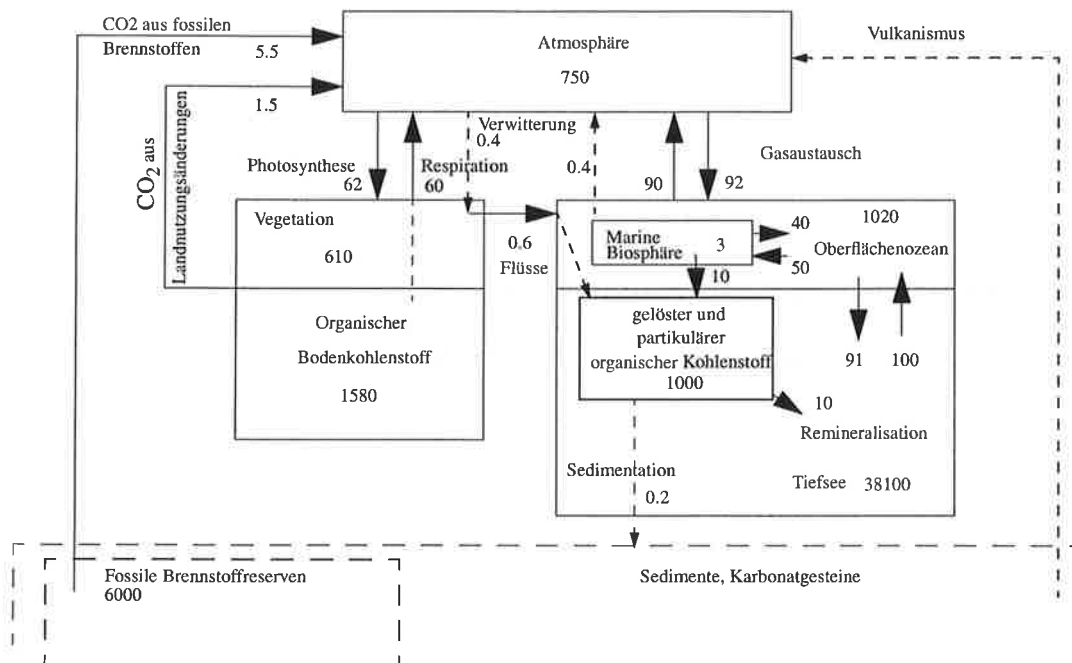


Abbildung 3.1. Vereinfachtes Schema des globalen Kohlenstoffkreislaufs. Die Zahlen bezeichnen den Kohlenstoffinhalt der einzelnen Speicher in Gigatonnen Kohlenstoff (GtC =  $10^{12}$ kg C), bzw. Austauschraten in GtC pro Jahr. Ausgezogene Pfeile bezeichnen Austauschprozesse zwischen den "schnellen" Kohlenstoffspeichern, gestrichelte Pfeile illustrieren (stark vereinfacht) den geologischen Sedimentations-Verwitterungszyklus.

1997a).<sup>2</sup> Abbildung 3.1 (nach Schimel et al., 1995) zeigt schematisch die Größe der wichtigeren Kohlenstoffspeicher zusammen mit den verschiedenen Kohlenstoffflüssen zwischen den Reservoiren, die auf Zeitskalen von bis zu einigen hundert Jahren mit der Atmosphäre Kohlendioxid austauschen.

Aus systemanalytischen Gesichtspunkten sind zwei grundsätzliche Fragestellungen zu unterscheiden: Erstens stellt sich die Frage, wie sich die verschiedenen Kohlenstoffflüsse in Folge des in die Atmosphäre eingetragenen  $\text{CO}_2$  verändern. Diese Fragestellung zielt auf die direkte Response des Kohlenstoffkreislaufs, d.h. wie der durch die anthropogene Störung eingetragene Überschusskohlenstoff sich im System quantitativ auf die verschiedenen Kohlenstoffspeicher verteilt. Um diese Frage zu beantworten, ist es notwendig zu wissen, wie sich die einzelnen Austauschprozesse durch die  $\text{CO}_2$  Erhöhung verändern und welche Speicherkapazität die einzelnen Kohlenstoffreservoir für den Überschusskohlenstoff besitzen. Ein zweites Problem stellen die Rückkopplungseffekte des Klimasystems auf den Kohlenstoffkreislauf dar: Wie verändern sich auf Grund von Klimaänderungen die natürlichen  $\text{CO}_2$ -Austauschflüsse zwischen den Kohlenstoffspeichern und welche Konsequenzen hat dies auf die atmosphärische  $\text{CO}_2$  Konzentration? Wie in den weiteren Beiträgen dieser Studie gezeigt, ist unser Wissen über die direkte Response erheblich besser im Vergleich zu den Rückkopplungseffekten.

<sup>2</sup> Die Lithosphäre tauscht durch Vulkanismus und Verwitterung, sowie durch Sedimentbildung nur geringe Kohlenstoffmengen mit den aktiven Reservoiren aus und kann, auf Zeitskalen von einigen hundert Jahren, vernachlässigt werden.



In dieser Studie wird in erster Linie die erste dieser beiden Fragestellungen erörtert, und die diskutierten Möglichkeiten zu einer anthropogenen Beeinflussung des Kohlenstoffkreislaufs zielen in erster Linie darauf hin, natürliche oder durch die CO<sub>2</sub>-Zunahme induzierte Senkenprozesse zu verstärken. Ebenfalls untersucht wird, wie sich Eingriffe des Menschen bei der Landnutzung (Land- und Forstwirtschaft) dahingehend modifizieren lassen, daß die mit diesen Tätigkeiten verbundenen CO<sub>2</sub>-Emissionen reduziert oder vermieden werden.

Weitgehende Unsicherheiten bestehen nach wie vor über die durch Klimaänderungen induzierten CO<sub>2</sub>-Quellen und -Senken. Unseres Wissens bestehen daher keine tragfähige Ansatzmöglichkeiten diese nachhaltig zu beeinflussen.

Welches sind die auf globaler Skala wichtigsten Komponenten und Prozesse im Kohlenstoffsystem, die für die Aufnahme des Überschuß-CO<sub>2</sub> von Bedeutung sind und diese begrenzen? Wie in Kapitel 5 und 6 ausführlich dargelegt, sind dies im marinen Bereich die chemische Pufferung des CO<sub>2</sub> im Karbonatsystem des Ozeanwassers sowie die Verfrachtung des Überschuß-CO<sub>2</sub> aus dem Oberflächenozean in die tieferen Wassermassen (Thermokline und Tiefsee) durch Tiefenwasserbildung und Mischungsprozesse. Im terrestrischen Bereich sind wichtig die Stimulation der Nettoprimärproduktion durch die Zunahme der atmosphärischen CO<sub>2</sub> Konzentration (der sogenannte "CO<sub>2</sub>-Düngeeffekt"), sowie die Verweildauer von Kohlenstoff in organischer Form, d.h. die durchschnittliche Zeit, die zwischen der Bildung von organischem Kohlenstoff bei der Photosynthese und dessen Abbau durch heterotrophe Respiration verstreicht.

Wie diese Prozesse im einzelnen verstanden sind, durch Simulationsmodelle dargestellt werden können und welche Möglichkeiten zu ihrer Beeinflussung existieren wird im einzelnen in den Kapiteln 5 und 6 dargestellt.



## 4. Die Rolle von Landbiosphäre, Ozean und Atmosphäre im globalen Kontext

In diesem Kapitel wird aufgezeigt, in wieweit sich die Kohlenstoffaustauschprozesse zwischen Atmosphäre und Landbiosphäre, beziehungsweise Ozean global quantifizieren lassen und welches die relativen Beiträge dieser Kohlenstoffspeicher in der Aufnahme des anthropogenen Überschuß-CO<sub>2</sub> sind.

### 4.1 Zunahme der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration

Präzise, direkte Messungen der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration existieren erst für den Zeitraum nach 1959 als C.D. Keeling von der Scripps Institution of Oceanography in La Jolla, U.S.A., auf dem Mauna Loa in Hawaii und an der Südpolstation mit direkten atmosphärischen Beobachtungen begann. Für die Zeit vor den direkten Messungen läßt sich aus Analysen an in polaren Eiskernen eingeschlossenen Luftbläschen der Konzentrationsverlauf rekonstruieren (Neftel et al., 1985, Barnola et al., 1995, Etheridge et al., 1996). Abbildung 4.1. zeigt den mit diesen Methoden ermittelten zeitlichen Verlauf der CO<sub>2</sub>-Konzentration während der letzten 400 Jahre zusammen mit den direkten Messungen nach 1959. Deutlich ist zu erkennen, daß die CO<sub>2</sub>-Konzentration seit dem Mittelalter bis zu Beginn der industriellen Revolution nur um wenige ppmv<sup>1</sup> um einen Wert von 280 ppmv schwankte. Nach 1800 ist jedoch ein ungefähr exponentieller Anstieg zu verzeichnen und bis 1995 hat sich die CO<sub>2</sub>-Konzentration um mehr als 25% auf über 350ppmv erhöht.

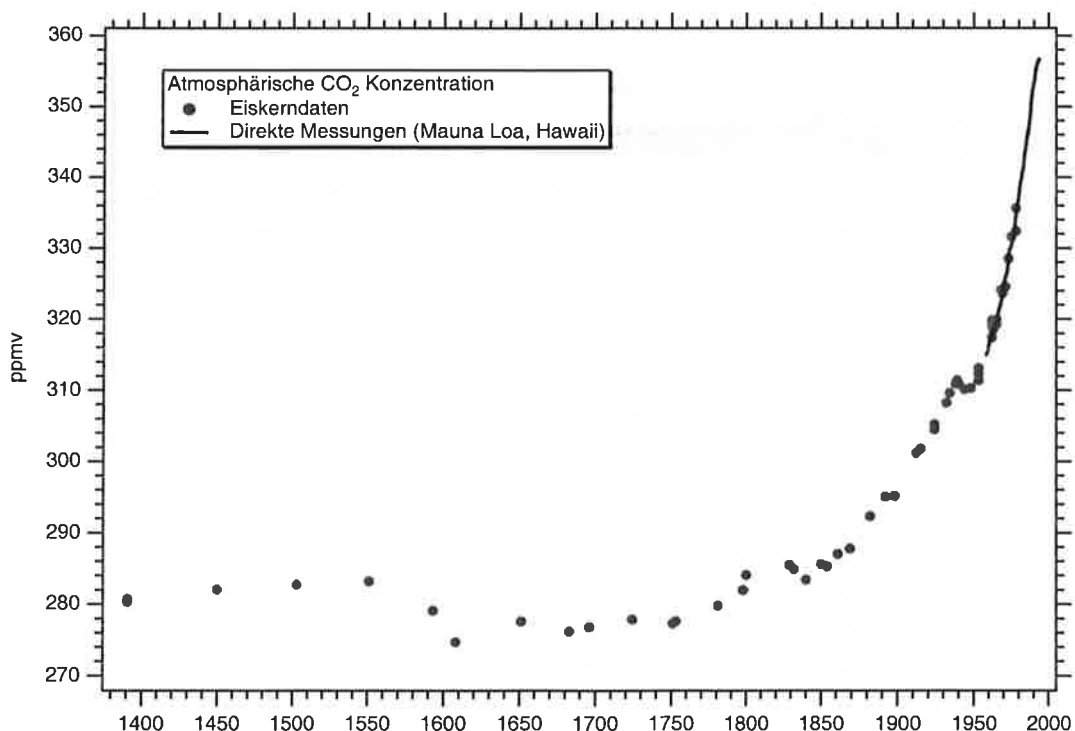


Abbildung 4.1. Verlauf der atmosphärischen CO<sub>2</sub> Konzentration während der letzten 600 Jahre, rekonstruiert aus Beobachtungen an in Eiskernen eingeschlossener Luft (Etheridge et al., 1996) und aus direkten Messungen (nach 1959, Keeling et al., 1995).

<sup>1</sup> ppmv: "part per million" = Anzahl CO<sub>2</sub>-Teilchen pro Million Luftteilchen.

Es gibt mehrere Hinweise, die belegen, daß der in Abbildung 2 sichtbare Anstieg der CO<sub>2</sub>-Konzentration ursächlich auf anthropogenen CO<sub>2</sub>-Emissionen beruht. Zunächst ist die Geschwindigkeit des beobachteten Anstiegs nach 1800 im gesamten Zeitraum des Holozäns ohne Beispiel. Während der letzten und vorletzten Eiszeit finden sich zwar niedrigere atmosphärische Konzentrationswerte (um 200ppmv) als während der dazwischenliegenden Warmzeit und dem Holozän (um 280 ppmv), allerdings zeigen die Eiskernmessungen, daß die Veränderungen zwischen diesen Werten in Zeiträumen von Jahrhunderten bis zu Jahrtausenden erfolgten. Ein zweiter Hinweis ergibt sich aus dem kleinen Unterschied des Konzentrationsanstiegs zwischen der Mauna Loa Station in der Nordhemisphäre und der Südpolstation, der sich während der letzten 35 Jahren proportional zu den industriellen CO<sub>2</sub>-Quellen in der Nordhemisphäre verstärkt hat (Keeling et al., 1989). Ein weiterer Hinweis ergibt sich aus dem Befund, daß der globale Konzentrationsanstieg sehr genau den kumulierten industriellen Emissionen folgt (Keeling et al., 1995).

## 4.2 Das atmosphärische CO<sub>2</sub>-Budget

Die Frage nach der heutigen atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Bilanz ist in den vergangenen 30 Jahren intensiv untersucht worden. Obwohl noch lange nicht alle Details geklärt sind, besteht heute im wesentlichen ein Konsens, wie er in Tabelle 4.1 (Schimel et al., 1995) dargestellt ist.

Tabelle 4.1. Globale CO<sub>2</sub>-Bilanz im Zeitraum 1980-89 in Milliarden Tonnen Kohlenstoff pro Jahr (GtC a<sup>-1</sup>). Die angeführten Unsicherheiten sind geschätzte 90% Konfidenzintervalle.

<b>Quellen:</b>	
(1) Emissionen aus Verbrennung von fossilen Energieträgern (aus Statistiken der Energieerzeugung)	5.5±0.5
(2) Emissionen aus Änderungen der Landnutzung (u.a. Brandrodungen in den Tropen)	1.6±1.0
(3) Summe der anthropogenen Quellen	<u>7.1±1.1</u>
<b>Senken:</b>	
(4) Atmosphärische Zunahme (Beobachtung)	3.2±0.2
(5) Ozeanaufnahme (Modellrechnung)	2.0±0.8
(6) CO <sub>2</sub> Aufnahme durch nachwachsende Wälder in mittleren Breiten (aus Forststatistiken)	0.5±0.5
(7) CO <sub>2</sub> Aufnahme durch andere terrestrische Prozesse (CO <sub>2</sub> Düngeeffekt, N-Düngeeffekt, Klimaeffekte, o.ä.) = (3) - ((4) + (5) + (6))	1.4±1.5

Aus Statistiken der Energieproduktion läßt sich ermitteln, daß durch die Verbrennung von fossilen Brennstoffen zur Zeit (Durchschnitt der Jahre 1980-89) ca. 5.5 GtC a<sup>-1</sup> <sup>2</sup> freigesetzt werden. Eine weitere anthropogene CO<sub>2</sub>-Quelle sind Änderungen der Landnutzung. Beim Übergang von natürlichen Ökosystemen (Wald) zu landwirtschaftlich genutzter Anbaufläche wird in der Regel ein Großteil des in der Vegetation gespeicherten Kohlenstoffs zu CO<sub>2</sub> verbrannt. Zudem führt die darauf folgende Bodenerosion meistens durch Oxidationsprozesse zu

<sup>2</sup> GtC: Gigatonnen (=Milliarden Tonnen) Kohlenstoff, 1GtC = 10<sup>15</sup>g Kohlenstoff; 1GtC entspricht 3.67 Milliarden Tonnen CO<sub>2</sub>.

einem weiteren Rückgang des im Boden gespeicherten organischen Kohlenstoffs. Durch diese Einwirkungen werden zur Zeit  $1-2 \text{ GtC a}^{-1}$  freigesetzt (siehe auch Kapitel 6.8).

Insgesamt ergibt sich für die 1980er Jahre ein anthropogener  $\text{CO}_2$ -Eintrag von  $7.1 \text{ GtC a}^{-1}$ , dem ein atmosphärischer  $\text{CO}_2$ -Anstieg von  $1.6 \text{ ppmv a}^{-1}$ , entsprechend  $3.2 \text{ GtC a}^{-1}$  gegenübersteht. Die Differenz von  $3.9 \text{ GtC a}^{-1}$  wird durch Ozean und Landbiosphäre aufgenommen.

Den Beitrag des Ozeans läßt sich mit verschiedenen Methoden abschätzen. Einmal ergeben Simulationsrechnungen mit realistischen Ozeanmodellen eine globale ozeanische Senke von ungefähr  $2 \text{ GtC a}^{-1}$  (siehe Kapitel 5.2.1.1). Dieser Wert wird gestützt durch hochpräzise Messungen der Abnahme des Luftsauerstoffs (Keeling et al., 1996) und durch beobachtete Veränderungen in der isotopischen Zusammensetzung des Kohlenstoffs im Ozean und in der Atmosphäre (Keeling et al., 1996, Heimann und Maier-Reimer, 1996) (s. Kapitel 4.3.).

Die in der Bilanzrechnung nach Abzug des Ozeanbeitrags verbleibenden  $1.9 \text{ GtC a}^{-1}$  wurden in der Vergangenheit oft als "missing sink" oder "fehlende Senke" bezeichnet und entsprechende, in den Modellen nicht berücksichtigte Senkenprozesse vor allem im Ozean gesucht. Neuere Untersuchungen belegen jedoch, daß auch die Landbiosphäre eine quantitativ signifikante  $\text{CO}_2$ -Senke darstellen muß.

Die Vielzahl der verschiedenen terrestrischen Prozesse werden im Detail in Kapitel 6 in dieser Studie dargestellt. Wichtig für die globale Bilanz sind:

- die  $\text{CO}_2$ -Düngung (d.h. verstärktes Wachstum der Pflanzen in Folge der atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Zunahme);
- der zusätzliche Eintrag von Nährstoffen in die naturnahen Ökosysteme;
- nachwachsende Wälder (aus Forststatistiken läßt sich ermitteln, daß im 19. und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts in Europa und im Osten der USA die Wälder wesentlich intensiver genutzt wurden, während heute in diesen Gebieten der Wald noch nachwächst und damit eine Kohlenstoffsенke darstellt);
- Klimateffekte (eine Erwärmung könnte zu einer längeren Wachstumsperiode und damit potentiell zu einer verstärkten Bildung von organischem Kohlenstoff führen).

Möglich wäre aber auch eine systematische Überschätzung der Abholzraten in den Tropen was eine geringere "fehlende Senke" erfordern würde, um die globale  $\text{CO}_2$ -Bilanz zu schließen. Daneben beeinflussen aber auch transiente Klimaschwankungen die  $\text{CO}_2$ -Bilanz, wenn diese nur über einen begrenzten Zeitraum ermittelt wird.

Grundsätzlich ist festzustellen, daß sich die Beiträge der verschiedenen terrestrischen Prozesse nur sehr schlecht global quantifizieren lassen. Dies ist mit ein Grund, warum sich spezifische Maßnahmen zur Beeinflussung einzelner dieser Quellen und Senken in ihren globalen Auswirkungen nur sehr schwierig bewerten lassen.

### 4.3 Information aus Messungen der atmosphärischen Sauerstoffkonzentration und der Kohlenstoffisotope ( $^{13}\text{C}$ , $^{14}\text{C}$ ).

Bei jedem Verbrennungsvorgang entsteht nicht nur  $\text{CO}_2$ , sondern es wird auch Sauerstoff verbraucht. Seit kurzem läßt sich parallel zur  $\text{CO}_2$ -Zunahme in der Atmosphäre auch die entsprechende Abnahme der Sauerstoffkonzentration mit Hilfe von hochpräzisen Meßmethoden feststellen (Keeling und Shertz, 1992, Keeling et al., 1996). Dabei wird nicht die Sauerstoffkonzentration selbst, sondern das Verhältnis von Sauerstoff zu Stickstoff in Atmosphärenluft bestimmt. Da keine Prozesse bekannt sind, welche den atmosphärischen Stickstoffgehalt signifikant verändern<sup>3</sup>, läßt sich aus dem Verhältnis direkt auf die Sauerstoffkonzentration schließen.

Die beobachtete Sauerstoffabnahme von jährlich etwa fünf Millionstel ist zwar sehr gering und für das Leben auf der Erde nicht von Bedeutung. Sie belegt jedoch, daß für den  $\text{CO}_2$ -Anstieg ein Oxidationsprozeß verantwortlich sein muß und nicht etwa ein  $\text{CO}_2$ -Eintrag aus Vulkanen oder aus dem Ozean, da diese Prozesse den Sauerstoffgehalt der Atmosphäre nicht verändern.

Der beobachtete Trend der atmosphärischen Sauerstoffabnahme läßt sich zur Bestimmung der terrestrischen und ozeanischen Beiträge im  $\text{CO}_2$ -Budget benutzen. Dabei wird davon ausgegangen, daß bei der ozeanischen  $\text{CO}_2$ -Aufnahme kein Sauerstofftransfer stattfindet. Dies begründet sich auf der im Vergleich zur Atmosphäre verschwindend kleinen Menge Sauerstoff, welche im Ozean in gelöster Form vorliegt. Andererseits ist die Stöchiometrie, d.h. das Verhältnis von Kohlenstoff zu Sauerstoff bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen, bei der Photosynthese und bei der Respiration (Oxydation) von organischem Kohlenstoff relativ gut bekannt. Etwas vereinfacht lassen sich daher die zwei Bilanzgleichungen aufstellen:

$$\text{Für } \text{CO}_2: \quad \frac{d}{dt} N_{\text{CO}_2, \text{atm}} = Q_{\text{foss}} - S_{\text{ozean}} - S_{\text{bio}}$$

$$\text{Für } \text{O}_2: \quad \frac{d}{dt} N_{\text{O}_2, \text{atm}} = \mu_{\text{foss}} \cdot Q_{\text{foss}} - \mu_{\text{bio}} \cdot S_{\text{bio}}$$

Die linke Seite der Gleichungen bezeichnen die Veränderung des globalen Inhalts der beiden Gase in der Atmosphäre,  $Q_{\text{foss}}$  die Emissionen aus der Verbrennung von fossilen Brennstoffen,  $S_{\text{ozean}}$  und  $S_{\text{bio}}$  die  $\text{CO}_2$ -Senken durch den Ozean, respektive die terrestrische Biosphäre.  $\mu_{\text{bio}}$  und  $\mu_{\text{foss}}$  sind die Stöchiometriefaktoren ( $\text{O}_2: \text{CO}_2$ ) für die Verbrennung von fossilen Brennstoffen ( $\mu_{\text{foss}} \approx -1.4$ ) und Photosynthese oder Respiration ( $\mu_{\text{bio}} \approx -1.1$ ). Aus beobachteten Trends, Statistiken der Emissionen und bekannten Stöchiometriefaktoren lassen sich aus diesen zwei Bilanzgleichungen die ozeanische und die terrestrische Senke einfach bestimmen.

Messungen der atmosphärischen Sauerstoffkonzentration existieren erst seit 1989. Aus den bis heute vorliegenden Daten ergibt sich für die Zeit 1989-1994 eine ozeanische Senke von

<sup>3</sup>Atmosphärischer Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) ist Teil des Stickstoffkreislaufs und wird durch viele Prozesse an der Erdoberfläche ausgetauscht. Die Austauschraten sind jedoch 10 bis 100 mal kleiner als die hier betrachteten Sauerstoffflüsse und können daher in diesem Kontext vernachlässigt werden (Schlesinger, 1991).

$1.9 \pm 0.8 \text{ GtC a}^{-1}$  und eine globale terrestrische Senke von  $1.8 \pm 1.1 \text{ GtC a}^{-1}$  (Keeling et al., 1996). Der Wert für die ozeanische Senke ist konsistent mit der durch andere Methoden ermittelten Ozeanaufnahme (s. Kapitel 5.2.1).

Die Grenzen dieses Verfahrens zur Bestimmung der Beiträge von Ozean und Land am globalen  $\text{CO}_2$ -Budget bestehen in der nicht ganz genauen Kenntnis der Stöchiometrie konstanten, sowie an der z.Z. noch nicht genügend genau bestimmten atmosphärischen Sauerstoffabnahme. Sobald Messungen über längere Zeiträume vorliegen, werden sich die Beiträge jedoch noch wesentlich stärker einschränken lassen. Eine weitere Möglichkeit besteht in der Analyse von alten Luftproben oder in Eiskernen eingeschlossenen Luftbläschen auf ihren Sauerstoffgehalt (Battle et al., 1996).

Weitere wichtige Hinweise auf die Austauschprozesse und auf das globale  $\text{CO}_2$ -Budget ergeben sich aus Messungen der isotopischen Zusammensetzung des Kohlenstoffs: Fossiles  $\text{CO}_2$  besitzt im Vergleich zu atmosphärischem  $\text{CO}_2$  ein kleineres  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Isotopenverhältnis und es enthält keinen Radiokohlenstoff ( $^{14}\text{C}$ ). Das aus fossilen Quellen (Erdöl, Erdgas, Kohle) emittierte  $\text{CO}_2$  führt daher zu einer Abnahme der Isotopenverhältnisse  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  und  $^{14}\text{C}/\text{C}$  in der Atmosphäre. In den 50er und Anfang der 60er Jahre wurde bei den Kernwaffentests zusätzlich Radiokohlenstoff erzeugt und freigesetzt, welcher während den 1960er Jahren zu einer annähernden Verdoppelung des atmosphärischen  $^{14}\text{C}/\text{C}$  Verhältnisses führte. Seither klingt das  $^{14}\text{C}/\text{C}$  Verhältnis wieder ab (Levin et al., 1995).

Diese Änderungen der isotopischen Zusammensetzung der Atmosphäre werden beim  $\text{CO}_2$ -Austausch auf die verschiedenen Kohlenstoffspeicher übertragen; das Isotopenverhältnis bildet damit einen wichtigen Tracer im Kohlenstoffkreislauf, dessen zeitliche Variationen sich benutzen lassen, die verschiedenen Umwälzraten des Kohlenstoffs in den verschiedenen Reservoiren zu bestimmen. So läßt sich aus Messungen der Veränderung des  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  Verhältnis im anorganischen ozeanischen Kohlenstoff die ozeanische  $\text{CO}_2$  Aufnahme bestimmen (Quay et al., 1992, s. Kapitel 5.2.1.2).

#### **4.4 Ein Szenarium der zukünftigen atmosphärischen $\text{CO}_2$ Entwicklung**

Im Bericht des Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC, Schimel et al., 1995) finden sich eine Vielzahl von Szenarien der zukünftigen  $\text{CO}_2$  Emissionen und, mit Kohlenstoffmodellen berechnet, die daraus berechnete Entwicklung der atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Konzentration. Als ein Beispiel soll hier eine solche Szenarienrechnung vorgestellt werden. Diese Information soll dazu dienen, die in den folgenden Kapiteln diskutierten Maßnahmen in ihren Auswirkungen gegenüber einem "typischen" Szenarium der zukünftigen Entwicklung zu bewerten.

Das hier vorgestellte Szenarium (S650) basiert auf einer inversen Modellrechnung. Dabei wurde der Verlauf der atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Konzentration derart vorgeschrieben, daß sich diese am Ende des übernächsten Jahrhunderts auf einem Wert von 650 ppmv stabilisiert. Anschließend wurde mit Simulationsmodellen des Ozeans und der Landbiosphäre die sich durch einen solchen atmosphärischen Konzentrationsverlauf ergebende  $\text{CO}_2$  Aufnahme als Funktion der Zeit berechnet. Hierzu wurde das Hamburger Ozeanmodell (Maier-Reimer, 1993) und eine

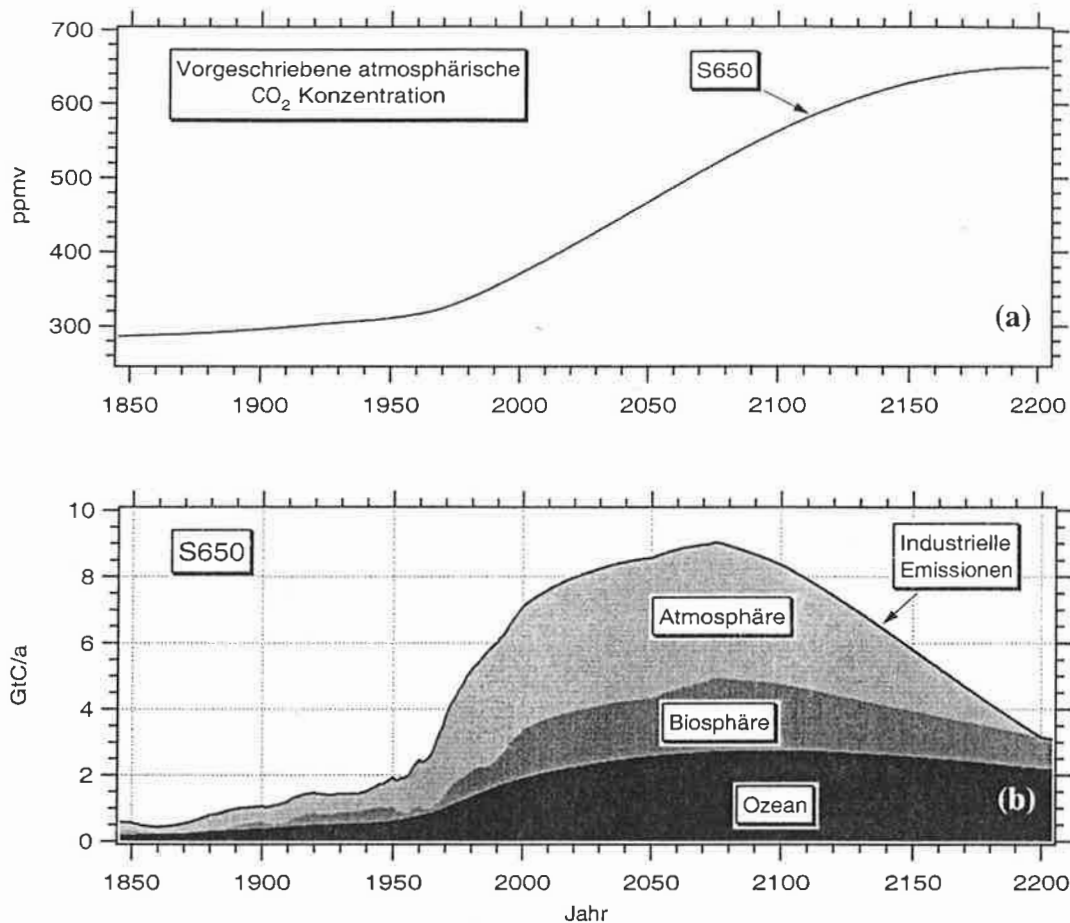


Abbildung 4.2. Szenario S650 (Schimel et al., 1995). (a): Vorgeschiedene atmosphärische CO<sub>2</sub> Konzentration. (b): Berechnete globale industrielle Emissionen und die modellierte Verteilung des emittierten CO<sub>2</sub> in Atmosphäre, Biosphäre und Ozean.

modifizierten Version des Osnabrücker Biosphärenmodells<sup>4</sup> (Esser, 1987, Kaduk und Heimann, 1994) benutzt. Die Summe der CO<sub>2</sub>-Aufnahme in Ozean und Landbiosphäre zusammen mit der vorgeschriebenen CO<sub>2</sub>-Zunahme in der Atmosphäre ergeben die gesamten Emissionen, welche den vorgeschriebenen CO<sub>2</sub> Konzentration in der Atmosphäre bewirken (Enting et al., 1995, Heimann, 1997b). Abbildung 4.2 zeigt das Resultat dieser Rechnung.

Die Modellrechnung zeigt, daß im Laufe des nächsten Jahrhunderts Ozean und Biosphäre zusammen etwa 50% der gesamten CO<sub>2</sub>-Emissionen aufnehmen, der Rest verbleibt in der Atmosphäre. Hierzu ist allerdings zu bemerken, daß es sich um eine Modellrechnung handelt, und daß die berechneten Flüsse große Unsicherheiten beinhalten. Insbesondere das verwendete Biosphärenmodell entspricht nicht mehr dem heutigen Stand der Wissenschaft (s. Kapitel 6.7). Das Beispiel zeigt jedoch deutlich, um welche Größenordnung der Kohlenstoffmengen es sich hier handelt (s. Tabelle 4.2.). Ein Vergleich mit den Zahlen in Tabelle 4.2 zeigt, daß Ansätze zur Verstärkung natürlicher CO<sub>2</sub>-Senken nur dann signifikant zur Entschärfung des CO<sub>2</sub> Problems beitragen, wenn sie auf Zeitskalen von 30 Jahren 50 oder mehr Milliarden Tonnen Kohlenstoff (GtC) aus der Atmosphäre entfernen. Pro Jahr entspricht dies einer Menge von mehr

<sup>4</sup>Das hier verwendete Biosphärenmodell ist ein Vorläufer des High Resolution Biosphere Models (HRBM, Esser et al., 1994), s. Kapitel 6.5, 6.6 und 6.8.



als einer GtC. An dieser Meßplatte sind die in den folgenden Kapiteln diskutierten Optionen zu bewerten.

Tabelle 4.2. Szenarium S650: Kumulierte CO<sub>2</sub> Emissionen und Verteilung auf Atmosphäre, Ozean und terrestrische Biosphäre (in GtC a<sup>-1</sup>).

Jahr	Kumulierte Emissionen <sup>a</sup>	Akkumulation in:		
		Atmosphäre	Ozean	Terrestrischer Biosphäre
1990	268	149	81	38
2020	487	265	140	82
2050	737	391	212	134

a. Fossiles CO<sub>2</sub> und Emissionen aus Landnutzungsänderungen seit 1830.

#### 4.5 Forschungsbedarf

Wie in Kapitel 3 bereits erwähnt, ist unser Wissensstand über den globalen Kohlenstoffkreislauf und dessen Wechselwirkung mit dem Klimasystem noch in vieler Hinsicht lückenhaft. Dies läßt sich z.B. an den doch relativ grossen Unsicherheiten in der globalen CO<sub>2</sub>-Bilanz er-messen (s. Tabelle 4.1).

Aus einer globalen Sicht ist eine der Kernfragen die relative Rolle von Ozean und Landbio-sphäre bei der Aufnahme des anthropogenen Überschuss-CO<sub>2</sub>. Wird dies vorwiegend durch den Ozean aufgenommen, so handelt es sich um ein Senke von beträchtlicher Kapazität die auch in der Zukunft in ähnlicher Weise fortwirken wird. Dagegen sind die terrestrischen Pro- zesse wesentlich komplexer und stellen keine langfristigen Senken für das anthropogene CO<sub>2</sub> dar, von einzelnen Ausnahmen wie z.B. den Mooren abgesehen. Für realistische Szenarien- rechnungen der Entwicklung in den nächsten Jahrhunderten ist daher insbesondere eine besse- re Kenntnis des Verhaltens der terrestrischen Kohlenstoffspeicher unabdingbar.

Eine erfolgversprechende Strategie zur Erforschung des globalen Kohlenstoffkreislaufs be- steht aus drei sich ergänzenden Komponenten: 1. Prozessstudien, 2. globale Beobachtung und 3. Modellentwicklung. Da es sich bei den wichtigen Fragestellungen um die Reaktion der Koh- lenstoffspeicher auf Zeitskalen von Dekaden handelt, bedeutet dies, daß eine vernünftige For- schungsstrategie langfristig angelegt sein muß.

Wo die einzelnen Wissenslücken auf Prozessebene liegen, wird in den Kapiteln 5 und 6 im ein- zelnen weiter erörtert. Aus globaler Sicht sind jedoch neben den Prozeßstudien auch Untersu- chungen nötig, welche darauf abzielen, das Prozeßwissen aus einzelnen Standorten auf Region, Kontinent und die gesamte Erde zu extrapolieren. Hierzu ist die Entwicklung von hochauflösenden Modellen notwendig, in welchen die Information der Prozeßstudien zusam- men mit globalen Datensätzen (Klimaparameter, Vegetationsbedeckung, Landnutzungskarten etc.) konsistent eingebracht werden kann (s. Kapitel 6.7). Zur Überprüfung der Modelle sind neben umfassenden Standortsdatsätzen auch die aus globalen Messnetzen vorliegenden at- mosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentrationsdaten eine wichtige Hilfe, da diese es erlauben, die von den Modellen hochgerechneten CO<sub>2</sub> Austauschflüsse auf der Ebene eines Kontinentes, einer

Hemisphäre oder der gesamten Erde zu überprüfen. Hierzu ist der Bezug von inversen Methoden (Rayner et al., 1996, Kaminski et al., 1997, Hein et al., 1997) notwendig. Eine unabdingbare weitere Informationsquelle bilden die Kohlenstoffisotope und, wie oben dargestellt, die Beobachtung von an den Kohlenstoffkreislauf gekoppelten Stoffen, wie z.B. dem Luftsauerstoff.

#### 4.6 Literatur zu Kapitel 1-4

- Barnola, J.-M., M. Anklin, J. Porcheron, D. Raynaud, J. Schwander, and B. Stauffer, 1995. CO<sub>2</sub> evolution during the last millenium as recorded by Antarctic and Greenland ice, *Tellus*, 47B, 264-272.
- Battle, M., M. Bender, T. Sowers, P. P. Tans, J. H. Butler, J. W. Elkins, J. T. Ellis, T. Conway, N. Zhang, und A. D. Clarke, 1996. Atmospheric gas concentrations over the past century measured in air from firn at the South Pole. *Nature*, 383, 231.
- Denman, K., E. Hofmann und H. Marchant, 1996. Marine biotic responses to environmental change and feedbacks to climate. In: In: Houghton J. T. et al., (Eds.), *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*, Cambridge University Press, 483-516.
- Enting, I. G., T. M. Wigley and M. Heimann, 1994. Future emissions and concentrations of carbon dioxide: Key ocean/atmosphere/land analyses. Division of Atmospheric Research Technical Paper No. 31, CSIRO, Australia, pp. 120.
- Esser, G., Sensitivity of global carbon pools and fluxes to human and potential climate impacts, *Tellus*, 39B, 24-60, 1987.
- Esser, G., J. Hoffstadt, F. Mack, and U. Wittenberg, High Resolution Biosphere Model - Documentation, *Mitteilungen aus dem Institut fuer Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Giessen*, 2, 1994.
- Etheridge D. M., L. P. Steele, R. L. Langenfelds, and R. J. Francey, 1996. Natural and anthropogenic changes in atmospheric CO<sub>2</sub> over the last 1000 years from air in Antarctic ice and firn. *J. Geophys. Res.*, 101, 4115-4128.
- Heimann, M. and E. Maier-Reimer, 1996. On the relations between the oceanic uptake of carbon dioxide and its carbon isotopes. *Global Biogeochemical Cycles*, 10, 89-110.
- Heimann, 1997a. A review of the contemporary global carbon cycle and as seen a century ago by Arrhenius and Högbom. *Ambio*, 26, 17-24.
- Heimann, M., 1997b. Modellierung des Kohlenstoffkreislaufs im Industriezeitalter. In: Gehr, P., et al., (Eds.), *CO<sub>2</sub> - eine Herausforderung für die Menschheit*, Springer, Berlin, pp. 30-46.
- Hein, R., P. J. Crutzen, M. Heimann, 1997. An inverse modeling approach to investigate the global atmospheric methane cycle. *Global Biogeochemical Cycles*, 11, 43-76.
- Kaduk, J. and M. Heimann, 1994. The climate sensitivity of the Osnabrück Biosphere Model on the ENSO timescale. *Ecological Modelling*, 75/76, 239-256.
- Kaminski, T., R. Giering, M. Heimann, 1996. Sensitivity of the seasonal cycle of CO<sub>2</sub> at remote monitoring stations with respect to seasonal surface exchange fluxes determined with the adjoint of an atmospheric transport model. *Physics and Chemistry of the Earth*, 21, 457-462.
- Keeling C. D., R. B. Bacastow, A. F. Carter, S. C. Piper, T. P. Whorf, M. Heimann, W. G. Mook, and H. Roeloffzen, 1989. A three dimensional model of atmospheric CO<sub>2</sub> transport based on observed winds: 1. Analysis of observational data. In: *Aspects of climate variability in the Pacific and the Western Americas*, D.H. Peterson (Ed.), *Geophysical Monograph* 55, AGU, Washington (USA), 165-236.

- Keeling C. D., T. P. Whorf, M. Wahlen, und J. van der Plicht, 1995. Interannual Extremes in the growth of atmospheric CO<sub>2</sub>. *Nature*, 375, 666-670.
- Keeling R. F. und R. Shertz, 1992. Seasonal and interannual variations in atmospheric oxygen and implications for the global carbon cycle. *Nature*, 358, 723-727.
- Keeling, R. F., S. C. Piper and M. Heimann, 1996. Global and hemispheric CO<sub>2</sub> sinks deduced from changes in atmospheric O<sub>2</sub> concentration. *Nature*, 381, 218-221.
- Levin, I., R. Graul, and N. B. A. Trivett, Long-term observations of atmospheric CO<sub>2</sub> and carbon isotopes at continental sites in Germany, *Tellus*, 47B, 1/2, 23-24, 1995.
- Maier-Reimer, E., 1993. Geochemical cycles in an ocean general circulation model, Preindustrial tracer distributions. *Global Biogeochem. Cycles*, 7, 645-678.
- Melillo, J. M., J. C. Prentice, G. D. Farquhar, E.-D. Schulze und O. E. Sala, 1996. Terrestrial biotic responses to environmental change and feedbacks to climate. In: Houghton J. T. et al., (Eds.), *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*, Cambridge University Press, pp. 445-481.
- Neftel A., E. Moor, H. Oeschger und B. Stauffer, 1985. Evidence from polar ice cores for the increase in atmospheric CO<sub>2</sub> in the past two centuries. *Nature*, 315, 45-47.
- Quay, P. D., B. Tilbrook, and C. S. Wong, 1992. Oceanic uptake of fossil fuel CO<sub>2</sub>: Carbon-13 evidence, *Science*, 256, 74-79.
- Rayner, P. J., I. G. Enting and C. M. Trudinger, 1996. Optimizing the CO<sub>2</sub> observing network for constraining sources and sinks.
- Schlesinger, 1991. *Biogeochemistry*. Academic Press, San Diego, pp. 443.
- Schimmel, D., I. Enting, M. Heimann, T. Wigley, D. Raynaud, D. Alves, und U. Siegenthaler, 1995. The global carbon cycle. In: Houghton J. et al., (Eds.), *Climate Change 1994: Radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios*, Cambridge University Press, 35-71.
- Schimmel, D., D. Alves, I. Enting, M. Heimann, F. Joos, D. Raynaud, T. Wigley, M. Prather, R. Derwent, D. Ehhalt, P. Fraser, E. Sanhueza, X. Zhou, P. Jonas, R. Charlson, H. Rodhe, S. Sadasivan, K. P. Shine, Y. Fouquart, V. Ramaswamy, S. Solomon, J. Srinivasan, D. Albritton, R. Derwent, I. Isaksen, M. Lal, D. Wuebbles, 1996. Radiative forcing of climate change. In: Houghton J. T. et al., (Eds.), *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*, Cambridge University Press, pp. 65-132.



## 5. Der Ozean und marine biogeochemische Prozesse als mögliche Senken für anthropogen freigesetztes CO<sub>2</sub>

### 5.1 Der natürliche Kohlenstoffkreislauf - marine Komponente -

#### 5.1.1 Reservoir und Flüsse

In Abb. 5.1 sind Reservoir und Flüsse des vorindustriellen Kohlenstoffkreislaufs dargestellt (Siegenthaler und Sarmiento, 1993). Dabei wurden lediglich die rasch austauschenden Kohlenstoffreservoir der Erde - Atmosphäre, terrestrische Biosphäre und Ozean - mit ihren internen Reservoiren berücksichtigt. Die zum Teil erheblich größeren Reservoir mariner Sedimente sowie der Erdkruste sind auf den betrachteten Zeitskalen nicht von Interesse. Eine Ausnahme bilden die oberen Schichten mariner Karbonatsedimente, die über das Porenwasser in einem Austausch mit dem Ozean stehen. Dieses auch als "aktives Sediment" bezeichnete Reservoir stellt nur einen kleinen Teil des insgesamt im Sediment fixierten anorganischen Kohlenstoffs dar, ist jedoch in der späteren Diskussion der anthropogenen Störung von Bedeutung.

### PRE-INDUSTRIAL CARBON CYCLE

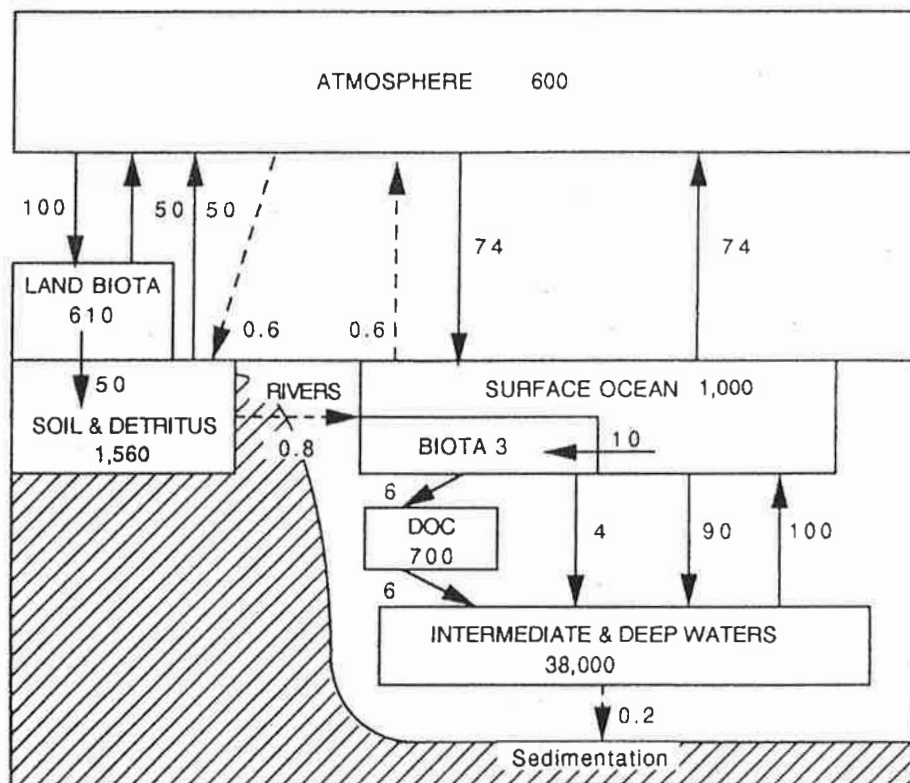


Abbildung 5.1. Vorindustrieller globaler Kohlenstoffkreislauf (Siegenthaler und Sarmiento, 1993). Reservoirgrößen in GtC, Austauschflüsse in GtC a<sup>-1</sup>.

Der Ozean stellt mit etwa 39 000 Gt gelösten anorganischen Kohlenstoffs (in verschiedenen chemischen Formen) das größte Reservoir dar. So beinhaltet er z.B. die 65fache Menge des

(vorindustriell) in der Atmosphäre in Form von  $\text{CO}_2$  vorliegenden anorganischen Kohlenstoffs (600 GtC). Gelöster anorganischer Kohlenstoff (DIC, später auch  $\text{C}_T$ ) liegt im Ozean überwiegend als Hydrogenkarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ , 85-90 %) vor, während die Spezies Karbonat ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) und  $\text{CO}_2$  (als  $\text{H}_2\text{CO}_3$  und physikalisch gelöstes  $\text{CO}_2(\text{aq})$ ) nur einen Anteil von 9-14 % bzw. 0.5-1 % ausmachen. Die Gesamtkonzentration des gelösten anorganischen Kohlenstoffs liegt bei etwa 2 000  $\mu\text{mol}/\text{kg}$ . Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) liegt nach neueren Erkenntnissen im Ozean überwiegend in Form refraktärer Substanz mit einer relativ konstanten Hintergrundkonzentration (ca. 40  $\mu\text{mol}/\text{kg}$ ) vor, die nur kurzfristig und oberflächennah durch rasch abbaubare labile Substanz überlagert wird.

Zwischen dem Ozean und dem Sediment, den terrestrischen Reservoiren sowie der Atmosphäre bestehen Austauschflüsse von organischem und anorganischem Kohlenstoff:

Ein Teil des biogen im Ozean produzierten Kalziumkarbonats (Hartschalen von Organismen) gelangt als Partikelfluß zum Sediment. Dort wird ein erheblicher Anteil aufgrund der höheren Löslichkeit von Kalziumkarbonat bei den in der Tiefe vorherrschenden Bedingungen (Temperatur, Druck) gelöst. Lediglich der nicht in Lösung gehende Anteil wird dauerhaft im Sediment vergraben und damit dem marinen Kohlenstoffkreislauf entzogen. Dieses gilt in ähnlicher Weise für partikuläre organische Substanz, die auf dem Weg in die Tiefe und an der Sedimentoberfläche nicht vollständig remineralisiert, sondern zu einem geringen Anteil ebenfalls im Sediment vergraben wird.

Aus der Verwitterung von Oberflächengesteinen wird an Land (u. a.) unter der Einwirkung von atmosphärischem Kohlendioxid anorganischer Kohlenstoff (als  $\text{HCO}_3^-$ ) in Lösung gebracht und über die Flüsse in den Ozean eingetragen. Ebenso wird gelöste und partikuläre organische Substanz aus terrestrischen Quellen über die Flüsse in den Ozean eingetragen.

Für den Austausch mit der Atmosphäre ist entscheidend, daß  $\text{CO}_2$  im Gegensatz zu inerten Gasen wie z.B. Stickstoff im Wasser reagiert. In dieser chemischen Reaktivität ist die besonders gute Löslichkeit von  $\text{CO}_2$  im Meerwasser zu sehen. Wenn man die Aufnahme von atmosphärischem  $\text{CO}_2$  durch die Summgleichung  $\text{CO}_2 + \text{CO}_3^{2-} + \text{H}_2\text{O} = 2 \text{HCO}_3^-$  ausdrückt, wird klar, daß die  $\text{CO}_3^{2-}$ -Konzentration (etwa 10 % des gelösten anorganischen C) die  $\text{CO}_2$ -Aufnahmekapazität bestimmt. Damit beträgt die Größe des effektiven Reservoirs von  $\text{CO}_2$  im Ozean nur etwa 3 900 GtC (statt 39 000 GtC) gegenüber einem atmosphärischen Reservoir von 600 GtC. Eine gegebene Menge von  $\text{CO}_2$  verteilt sich daher im vorindustriellen Ozean zwischen Atmosphäre und Ozean etwa im Verhältnis 1:6.5 (13 % und 87 %). Thermodynamisch betrachtet steuert damit der Ozean entscheidend den  $\text{CO}_2$ -Gehalt der Atmosphäre. Es soll an dieser Stelle betont werden, daß hierin eine besondere Situation vorliegt. Für die meisten anderen gasförmigen Verbindungen, wie z.B. den Sauerstoff, ist die Situation genau umgekehrt, d.h. das atmosphärische Reservoir ist von ausschlaggebender Bedeutung und bestimmt das ozeanische.

Der Nettoaustausch von  $\text{CO}_2$  zwischen Atmosphäre und Ozean wird angetrieben durch die Partialdruckdifferenz von  $\text{CO}_2$  zwischen den beiden Phasen. Seine Größe ist darüberhinaus abhängig von dem Transfer- oder Austauschkoefizienten, der in erster Linie eine Funktion der Windstärke ist.

Im Vergleich zu neutralen Gasen ist die Equilibrierungszeit von  $\text{CO}_2$  etwa um den Faktor 10 länger, da die Equilibrierung nicht nur bezüglich  $\text{CO}_2$  erfolgt, sondern auch das Karbonatre-servoir ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) einschließt. Bei einer Deckschichtdicke von 80 m ergibt sich somit für  $\text{CO}_2$  eine Equilibrierungszeit von 0.5-1 Jahr im Vergleich zu ca. 1 Monat bei Gasen wie Stickstoff und Sauerstoff. Dies hat zur Konsequenz, daß die Gleichgewichtseinstellung den saisonalen Schwankungen (etwa von Temperatur oder Primärproduktion) in der Regel nicht folgen kann und sich eine ausgeprägte regionale und saisonale Variabilität von  $\text{CO}_2$ -Quellen und -Senken ergibt.

Der Anteil von Karbonat am Gesamtkarbonatgehalt spiegelt sich im sogenannten Revelle- oder Pufferfaktor (Sundquist et al., 1979) wider, der mit  $\text{dpCO}_2/\text{dC}_T$  ( $\text{pCO}_2$ : Partialdruck von  $\text{CO}_2$  in der Atmosphäre;  $\text{C}_T$ : Gesamtkarbonatgehalt des Meerwassers) die Pufferwirkung des ozeanischen Karbonatsystems beschreibt. Ein hoher Pufferfaktor entspricht dabei einer geringen Aufnahmekapazität von atmosphärischem  $\text{CO}_2$ . Er variiert global etwa zwischen 8 (Tropen) und 14 (Polargebiete) und entspricht in erster Näherung dem Verhältnis der Konzentrationen von Gesamtkarbonat ( $\text{C}_T$ ) zu Karbonat ( $\text{CO}_3^{2-}$ ).

Nach heutiger Kenntnis kann für den vorindustriellen Kohlenstoffkreislauf ein Fließgleichgewicht ("steady-state") angenommen werden. Es wird davon ausgegangen, daß nur ein sehr kleiner Nettofluß von  $\text{CO}_2$  aus dem Ozean in die Atmosphäre bestand, der der Differenz von Flußeintrag und Nettosedimentation entspricht. Aufgrund der ozeanischen Zirkulation wird diese ozeanische  $\text{CO}_2$ -Quelle überwiegend in der Südhemisphäre vermutet. Diese Betrachtungsweise stellt jedoch nur den mittleren Zustand des Gesamtozeans dar. Bei lokaler Betrachtung ergeben sich, wie bereits angedeutet, z.T. erhebliche Abweichungen von diesem Bild. Erkennbar ist dies z.B. an der Verteilung von lokalen  $\text{CO}_2$ -Quellen und -Senken über den Ozean. So stellen tropische Regionen allgemein  $\text{CO}_2$ -Quellen und Kaltwassergebiete (vor allem der Nordatlantik) überwiegend  $\text{CO}_2$ -Senken dar. Die lokalen Flußdichten können dabei um Größenordnungen über der mittleren ozeanischen Flußdichte liegen.

### 5.1.2 $\text{CO}_2$ -Transport im Ozean

Innerhalb des Ozeans wird  $\text{CO}_2$  durch verschiedene Mechanismen transportiert, die üblicherweise als "Pumpen" bezeichnet werden. Diese Bezeichnung spiegelt die Tatsache wider, daß der Transport gegen einen bestehenden Konzentrationsgradienten erfolgt. Man unterscheidet generell zwischen der "physikalischen Pumpe" und der "biologischen Pumpe".

Der Austausch der Deckschicht mit dem übrigen Ozean ist aufgrund der starken Schichtung des Ozeans (Temperatursprungschicht) stark behindert. Der größte Teil des Ozeans wird auf einer Zeitskala von 500-1 000 Jahren durch die globale Ozeanzirkulation durchmischt ("global ocean conveyor"). Neben der Ventilation der Thermokline, die ozeanweit verläuft, sind es dabei vor allem die regionalen Prozesse der Tiefenwasserbildung (tiefe Konvektion), die die Meeresoberfläche mit der Tiefsee verbinden. Sich abkühlendes Oberflächenwasser kann mehr  $\text{CO}_2$  lösen und transportiert dieses zusätzlich aufgenommene  $\text{CO}_2$  im Zuge der Tiefenwasserbildung in die Tiefsee ("physikalische Pumpe"). Die transportierte  $\text{CO}_2$ -Menge ist dabei abhängig von der Tiefenwasserbildungsrate selbst sowie dem Sättigungsgrad des absinkenden

Wassers, d.h. seiner Herkunft und Verweildauer im Kontakt mit der Atmosphäre ("Vorgeschichte").

In der lichtdurchfluteten Schicht des Ozeans wird von Phytoplankton durch Photosynthese (Primärproduktion) Kohlenstoff in partikuläre (organische und anorganische) Form gebracht. Die Aufnahme kann sowohl in Form von gelöstem  $\text{CO}_2$  als auch von Hydrogenkarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) erfolgen. Ein Teil der produzierten Biomasse gelangt direkt oder indirekt über Zooplankton (Detritus) als Partikelfluß in tiefere Wasserschichten und wird dort abgebaut bzw. gelöst. Lediglich ein kleiner Teil gelangt bis zum Sediment und wird dort remineralisiert oder ins Sediment eingelagert. Auch im Sediment findet ein weiterer Abbau der partikulären organischen Substanz statt, so daß letztlich nur ein sehr geringer Teil dauerhaft im Sediment vergraben wird. Insgesamt findet auf diese Weise über biogene Partikel und deren Auflösung ein Transport von  $\text{CO}_2$  in die Tiefe statt. Dieser Mechanismus wird daher auch als "biologische Pumpe" bezeichnet.

Genaugenommen umschließt die "biologische Pumpe" zwei verschiedene Mechanismen: Zum einen die auf der Bildung von partikulärer organischer Substanz beruhende "organische Kohlenstoff-Pumpe" ("soft tissue pump"), zum anderen die sogenannte "Kalziumkarbonat-Pumpe". Letztere ist verantwortlich für den Transport von  $\text{CO}_2$  in Form von biogenem Kalziumkarbonat (Hartschalen von Organismen) in die Tiefe.

Der Beitrag des Transports von Kohlenstoff in Form von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) ist bisher nicht vollständig verstanden. Generell besteht DOC aus einem refraktären Anteil mit einem Alter von mehreren tausend Jahren, der überall im Weltozean eine Hintergrundkonzentration von ca.  $40 \mu\text{mol/kg}$  ausmacht, sowie einem labilen Anteil, der sich vorübergehend durch biologische Aktivität in der Deckschicht aufbauen kann und ein Alter von Tagen bis Monaten besitzt. DOC kann sowohl über die Tiefenwasserbildung ("physikalische Pumpe") und über den Partikelfluß ("organische Kohlenstoff-Pumpe") als auch über diffusive Vorgänge in die Tiefe gelangen. Allgemein wird dem DOC jedoch inzwischen keine größere Bedeutung mehr für den Transport von  $\text{CO}_2$  im Ozean beigemessen, da die charakteristischen Zeitskalen der beiden Fraktionen zu groß bzw. zu klein für die Zeitskalen des hier betrachteten ozeanischen Austausch sind. Der in Abb. 5.1 gezeigte Anteil des DOC am Transport von  $6 \text{ Gt a}^{-1}$  ist nach heutiger Kenntnis sicherlich zu hoch angesetzt.

### 5.1.3 Variabilität des natürlichen Kohlenstoffkreislaufs

Trotz der Annahme eines globalen "steady-state" für den vorindustriellen Ozean unterliegt der Kohlenstoffkreislauf verschiedensten Schwankungen, die sich auf unterschiedlichen Raum- und Zeitskalen bewegen.

Kleinskalige Variabilität reicht von Stunden ("Wetter"), Tagesgängen (Temperatur, Licht) und fleckenhafter Planktonverteilung ("patchiness") über Wirbelstrukturen ("eddies") und ozeanische Fronten bis hin zu ausgeprägten Jahresgängen. Hierbei haben vor allem saisonale Prozesse wie Phytoplanktonblüten und winterliche, tiefe Durchmischung starke Auswirkungen auf regionale Kohlenstoffflüsse.



Auch die zwischenjährliche Variabilität beteiligter Prozesse kann starken Einfluß auf den Kohlenstoffkreislauf haben, dessen Auswirkungen von lokal bis global reichen. Francey *et al.* (1995) fanden Änderungen in Größenordnungen von 100% in der ozeanischen Nettoaufnahme von CO<sub>2</sub>, die z.T. durch global wirksame Erscheinungen wie die "El Niño Southern Oscillation" erklärt werden können. Desweiteren können dekadische Schwankungen, wie sie z.B. für die thermohaline Zirkulation angenommen werden (z.B. Delworth *et al.*, 1993; Winton und Sarachik, 1993), vermutlich ebenfalls eine Variabilität von ähnlicher Größenordnung in der ozeanischen Nettoaufnahme von CO<sub>2</sub> hervorrufen. Die Schwankungen des vorindustriellen atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Gehalts um wenige ppmv (1 ppmv entspricht ca. 2.1 GtC) können etwa durchaus durch derartige jährliche und dekadische Schwankungen erklärt werden.

Die übliche Annahme eines vorindustriellen "steady-state" für den globalen Kohlenstoffkreislauf ist nur für den Zeitraum des Holozäns (8 000 Jahre) gerechtfertigt. Auf längeren Zeitskalen sind z.T. erhebliche Änderungen bekannt, die sich in den sehr variablen CO<sub>2</sub>-Gehalten der Atmosphäre (Rekonstruktion aus Eisbohrkernen) ausdrücken.

## **5.2 Die anthropogene Störung des natürlichen Kohlenstoffkreislaufs**

### **5.2.1 Die ozeanische Aufnahme von anthropogenem CO<sub>2</sub>**

In Abb. 5.2 (Siegenthaler und Sarmiento, 1993) sind Reservoir und Flüsse des Kohlenstoffkreislaufs der achtziger Jahre unseres Jahrhunderts dargestellt. Entsprechend Abb. 5.1 wurden lediglich die rasch austauschenden Kohlenstoffreservoir der Erde berücksichtigt. Die Abbildungen sind daher direkt vergleichbar.

Danach ergibt sich für das atmosphärische Reservoir der achtziger Jahre eine Zunahme um etwa 25 % auf 750 GtC. Der unmittelbar daraus abzuleitende Bruttofluß von CO<sub>2</sub> in den Ozean ist mit 92 GtC a<sup>-1</sup> (gegenüber 74 GtC a<sup>-1</sup>) ebenfalls um etwa 25 % angestiegen und hat das Reservoir des Oberflächenozeans bereits um 20 GtC (von 1.000 auf 1.020 GtC) erhöht. Dieses entspricht einem Anstieg um 2 %. Betrachtet man zusätzlich den tiefen Ozean, dessen Reservoirgröße durch den Einfluß der "physikalischen Pumpe" und der Ventilation der Thermokline von 38.000 GtC auf 38.100 GtC angestiegen ist, so ergibt für den Gesamtozean ein Zunahme des Reservoirs um 120 GtC oder 0.3 %, die einem Anstieg von 150 GtC oder 25 % in der Atmosphäre gegenüberstehen.

Während somit die absoluten Veränderungen des atmosphärischen und des ozeanischen Reservoirs von vergleichbarer Größe sind (150 GtC gegenüber 120 GtC), liegt angesichts der sehr unterschiedlichen relativen Änderungen (25 % gegenüber 0.3 %) die Schwierigkeit des Auffindens der anthropogenen Störung im Ozean unmittelbar auf der Hand. Diese Situation wird durch die unter 5.1.3 dargestellte natürliche Variabilität des marinen Kohlenstoffkreislaufs weiter verkompliziert. So ist z.B. der Jahresgang des atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Gehalts (5-15 ppm, entsprechend 1.5-4 % von 365 ppm absolut) relativ gesehen vergleichbar mit dem Jahresgang des Gesamtkarbonatgehalts im Oberflächenwasser (10-100 µmol/kg, entsprechend 0.5-5 % von 2.000 µmol/kg absolut). Im Falle des CO<sub>2</sub>-Partialdrucks stellt der Jahresgang einen noch weitaus größeren Anteil am Absolutwert dar (20-200 µatm, entsprechend 5-50 % von etwa 360 µatm absolut). Im Gegensatz zur Situation in der Atmosphäre ergibt sich im Ozean

## CARBON CYCLE 1980-89

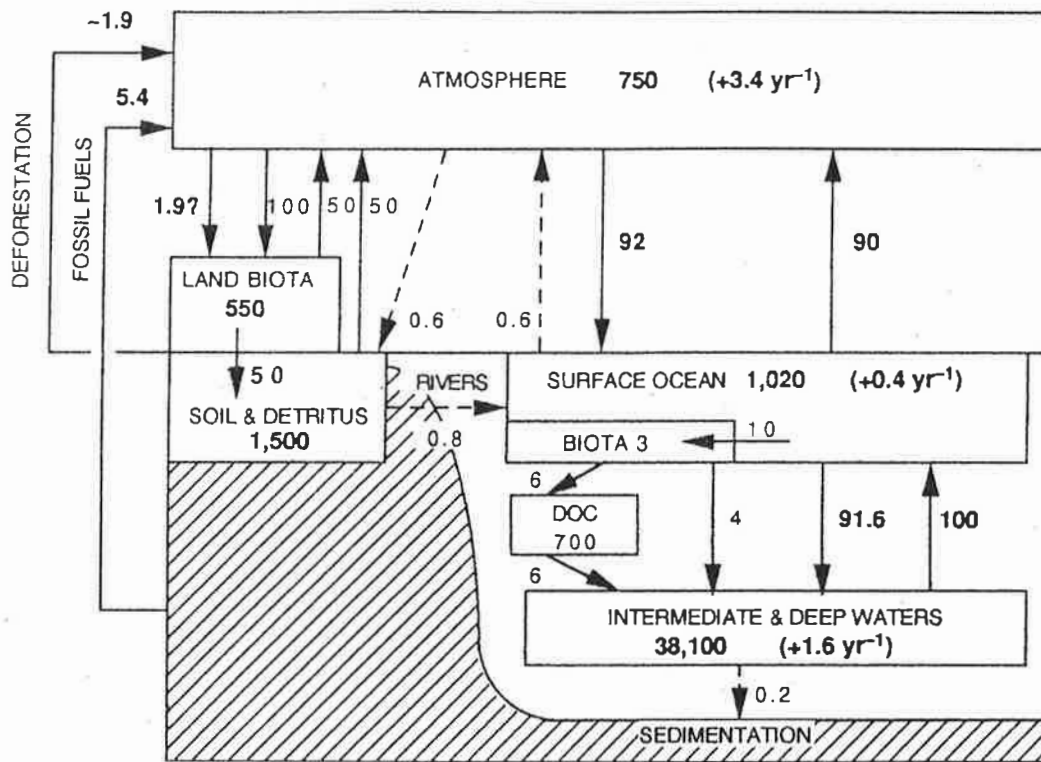


Abbildung 5.2. Reservoirs und Flüsse des Kohlenstoffkreislaufs 1980-89 (Siegenthaler und Sarmiento, 1993). Reservoirgrößen in GtC, Austauschflüsse in  $\text{GtC a}^{-1}$ .

somit ein krasses Mißverhältnis zwischen dem gesuchten anthropogenen Signal und dem natürlichen "Rauschen". Hierin ist die besondere Herausforderung der Quantifizierung des anthropogenen Signals im Ozean zu sehen.

Wichtige Grundannahmen, die der Vorstellung des Kohlenstoffkreislaufs der achtziger Jahre nach Siegenthaler und Sundquist (1993) zu Grunde liegen, sollen hier nur kurz angesprochen werden. Das ist zum einen die zusätzliche anthropogene  $\text{CO}_2$ -Quelle von  $1.9 \text{ GtC a}^{-1}$ , die sich an Land durch Entwaldung und allgemein geänderte Landnutzung ergibt und (zumindest lokal) zu einer Verringerung der Reservoirs von Landbiota und Böden führt. Es wird jedoch vermutet, daß an Land eine zusätzliche  $\text{CO}_2$ -Senke von gleicher Größe in der direkten Düngung der Landpflanzen durch gestiegene  $\text{CO}_2$ -Gehalte der Atmosphäre und durch Nachwachsen der Wälder in mittleren Breiten besteht, die den Effekt der Entwaldung und geänderten Landnutzung gerade aufhebt. Im Gegensatz zur terrestrischen Biosphäre wird der marinen Biosphäre bisher allgemein keine Reaktion auf den geänderten Kohlenstoffkreislauf, i.e. die anthropogene Störung, zugeschrieben, sondern von einer (zumindest in erster Näherung) unverändert laufenden "biologischen Pumpe" ausgegangen. Gleiches gilt für den in Abb. 5.1 durch gestrichelte Pfeile dargestellten Verwitterungs-Sedimentations-Kreislauf, der zu einer Bilan-

zierung von Gesteinsverwitterung an Land, mariner Sedimentation und Nettofluß von CO<sub>2</sub> in die Atmosphäre führt.

Es soll bereits hier angedeutet werden, daß diese impliziten Annahmen des gestörten Kohlenstoffkreislaufs der achtziger Jahre nur bedingt gerechtfertigt sind. So sind für die "biologische Pumpe" eine Reihe von Rückkopplungsmechanismen denkbar, die eine indirekte Beeinflussung durch die atmosphärische CO<sub>2</sub>-Störung beinhalten. Für den Verwitterungs-Sedimentations-Kreislauf ist hingegen eine direkte Beeinflussung durch das anthropogene CO<sub>2</sub> anzunehmen, die jedoch erst auf längeren Zeitskalen wirksam wird und daher zu Recht für den Kohlenstoffkreislauf der achtziger Jahre unberücksichtigt bleibt.

### 5.2.1.1 Ergebnisse aus Modellrechnungen

Mit Hilfe von Simulationsmodellen des ozeanischen Kohlenstoffkreislaufs läßt sich die CO<sub>2</sub>-Aufnahme des Ozeans berechnen. Diese "klassische" Methode basierte in der Vergangenheit auf sogenannten Box-Modellen des Ozeans, in welchen dieser durch einige wenige Reservoirs dargestellt ist, die die wichtigeren Wasserkörper repräsentieren. Die Wasseraustauschraten zwischen den verschiedenen Reservoirs wurden dabei durch Vergleich von simulierten und beobachteten Spurenstoffverteilungen (insbesondere dem Radiokohlenstoff) optimal angepaßt.

Moderne ozeanische Kohlenstoffmodelle basieren auf dreidimensionalen, zeitabhängigen Strömungsfeldern aus ozeanischen Zirkulationsmodellen, ermittelt durch numerische Integration der fundamentalen hydrodynamischen Bewegungsgleichungen. In diese Strömungsfelder werden die verschiedenen chemischen Komponenten des Kohlenstoffs, aber auch Nährstoffe und die marine Biosphäre als passive Tracer eingebettet. Zur Überprüfung der Strömungsmuster werden Simulationsrechnungen mit stationären und transienten Spurenstoffen durchgeführt und mit Beobachtungen verglichen. Von besonderer Bedeutung ist die Simulation des bei den Kernwaffentests freigesetzten Radiokohlenstoff, dessen Eindringen in den Ozean auf vergleichbaren Zeitskalen (~30 Jahre) wie das des anthropogenen CO<sub>2</sub> geschieht, und über dessen Verteilung im Ozean umfangreiche globale Datensätze existieren. Die Analogie zwischen dem Radiokohlenstoff aus den Kernwaffentests und dem anthropogenen CO<sub>2</sub> ist allerdings begrenzt (Heimann und Maier-Reimer, 1996), da der atmosphärische Verlauf des <sup>14</sup>C/<sup>12</sup>C Verhältnis einen anderen zeitlichen Verlauf besitzt als das ungefähr exponentiell ansteigende anthropogene CO<sub>2</sub>. Zudem unterliegt das <sup>14</sup>C/<sup>12</sup>C Verhältnis in erster Näherung nicht der chemischen Dissoziation im Ozeanwasser, woraus sich ein gegenüber dem CO<sub>2</sub> etwas anderes dynamisches Verhalten ergibt.

Die heute vorliegenden drei-dimensionalen Modelle des ozeanischen Kohlenstoffs beschreiben das Eindringen des Radiokohlenstoffs relativ befriedigend, obwohl in einigen Gebieten (u.a. in den polaren Tiefenwasserbildungsgebieten und in den subtropischen Wirbeln) noch einige Diskrepanzen zu den Beobachtungen auftreten. Dennoch läßt sich die globale Ozeanaufnahme des Überschuß-CO<sub>2</sub> mit Hilfe der Modelle auf  $2.0 \pm 0.8 \text{ GtC a}^{-1}$  für die Dekade 1980-89 relativ befriedigend schätzen. Dieses Ergebnis ist konsistent mit der mit anderen Verfahren ermittelten Größe der ozeanischen CO<sub>2</sub>-Senke (s. 5.2.1.2).

### 5.2.1.2 Ergebnisse von Messungen

#### *Anstieg des Gesamtkarbonatgehalts*

Der für die 90er Jahre zu beobachtende Anstieg des atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Gehalts um etwa 1.45 ppm a<sup>-1</sup> entspricht im Gleichgewicht einem Anstieg des Gesamtkarbonatgehalts (gelöster anorganischer Kohlenstoff) im Oberflächenwasser von 0.6 bis 0.9 μmol/kg a<sup>-1</sup>. Die Spanne ergibt sich aus dem unterschiedlichen Revellefaktor für hohe und niedere Breiten, wobei der höhere Anstieg in tropischen Regionen und der geringste in den Polarmeeren zu finden ist. Angesichts der natürlichen Variabilität des Gesamtkarbonatgehalts im Jahresgang von typischerweise 10-100 μmol/kg (50-80 μmol/kg im Nordatlantik; Pegler, 1996) ist das anthropogene Signal sehr klein und extrem schwer zu identifizieren. Erst über Zeiträume von mindestens 10 Jahren erscheint bei guter Kenntnis der natürlichen Variabilität eine Identifizierung und Quantifizierung des anthropogenen Signals möglich (Bates et al., 1996; Lueker et al., 1996). Dabei ist erst in den letzten Jahren ein Stand der Analytik erreicht, der hinreichend genaue Messungen erlaubt. Eine Abschätzung der globalen ozeanischen Aufnahme von anthropogenem CO<sub>2</sub> läßt sich aus diesem Ansatz bisher nicht geben, ist aber für die Zukunft prinzipiell denkbar.

#### *Inventar des Kohlenstoffisotops <sup>13</sup>C ("Quay-Ansatz")*

Wie in Kapitel 4.3 dargestellt, bewirkt der Eintrag von gegenüber der Atmosphäre isotopisch leichtem fossilem CO<sub>2</sub> eine Verringerung des <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C Isotopenverhältnis im CO<sub>2</sub> der Atmosphäre, welches sich durch die Austauschprozesse ins gesamte Kohlenstoffsystem fortpflanzt. Das Eindringen dieser isotopischen Störung in den Ozean läßt sich aus Messungen des <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C Vertikalprofils im gelösten anorganischen Kohlenstoff zu mehreren Zeitpunkten am gleichen Ort bestimmen (Quay et al., 1992). Das <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C Isotopenverhältnis stellt gewissermaßen einen Tracer dar, der, ähnlich dem anthropogenen Überschuß-CO<sub>2</sub>, in den Ozean eindringt. Aus Beobachtungen der zeitlichen Änderung des <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C Isotopenverhältnisses kann daher auf die CO<sub>2</sub>-Ozeanaufnahme geschlossen werden. Da das Isotopenverhältnis durch die Karbonatchemie nur unwesentlich beeinflusst wird, ist das ozeanische Isotopensignal im Vergleich zum Signal in der Atmosphäre immer noch relativ groß. Daher ergibt sich für dieses Verfahren im Prinzip ein besseres Verhältnis von Signal zu Rauschen als für die Messung der Änderung des Gesamtkarbonatgehalts. Allerdings ist die quantitative Umsetzung der Isotopeninformation in Kohlenstoffaufnahme nicht trivial und verlangt die Kenntnis mehrerer Größen im Kohlenstoffsystem (z.B. Fraktionierungskoeffizienten, Gasaustauschkoeffizient), die nur ungenau bekannt sind (Heimann und Maier-Reimer, 1996).

Die isotopische Störung durch das fossile CO<sub>2</sub> bewirkt auch ein isotopisches Ungleichgewicht zwischen Atmosphäre und Ozean, welches sich im Prinzip aus Messungen des Isotopenverhältnisses von gelöstem anorganischen Kohlenstoff im Oberflächenozean und vom CO<sub>2</sub> in Atmosphärenluft bestimmen läßt. Aus dem auf diese Weise bestimmten Ungleichgewicht kann die CO<sub>2</sub>-Ozeanaufnahme berechnet werden (Tans et al., 1993).

Die Methoden basierend auf Messungen des <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C Verhältnisses ergeben eine durchschnittliche globale Ozeanaufnahme von 2.1±1.5 GtC a<sup>-1</sup> für den Zeitraum 1970-1990. Dieser Wert

ist konsistent, aber weniger genau als die mit Hilfe von Simulationsrechnungen ermittelte Ozeanaufnahme. Die Unsicherheiten der Isotopenmethode bestehen in erster Linie aufgrund unvollständiger und ungenauer Datensätze über die isotopische Zusammensetzung des ozeanischen Kohlenstoffs.

#### *Partialdruckdifferenz ("Tans-Ansatz")*

Die Partialdruckdifferenz an der Phasengrenze zwischen Ozean und Atmosphäre bestimmt den Nettoaustausch von  $\text{CO}_2$ . Um eine globale Flußabschätzung durchführen zu können, müssen auf einem den Weltozean umspannenden Gitter repräsentative Werte der Partialdruckdifferenz und des Austauschkoeffizienten gewonnen werden. Die gegenwärtig angenommene jährliche Aufnahme von anthropogenem  $\text{CO}_2$  in Höhe von 2 GtC durch den Ozean entspricht bei einem mittleren Austauschkoeffizienten einer Partialdruckdifferenz von etwa  $-8 \mu\text{atm}$  (Ozean minus Atmosphäre). Berücksichtigt man, daß der vorindustrielle Ozean vermutlich durch eine leichte Quellenwirkung ( $+3 \mu\text{atm}$ ) gekennzeichnet war, ergibt sich gegenwärtig eine mittlere beobachtbare Partialdruckdifferenz von etwa  $-5 \mu\text{atm}$ , entsprechend einem  $\text{CO}_2$ -Nettofluß (natürlich + anthropogen) von etwa  $1.4 \text{ GtC a}^{-1}$  in den Ozean. Auch hier ist das anthropogene Signal um mehr als eine Größenordnung kleiner als die natürliche Variabilität ( $20\text{-}200 \mu\text{atm}$ ). Daher ist in der Gewinnung repräsentativer Mittelwerte der Partialdruckdifferenz angesichts der starken saisonalen und räumlichen Variabilität eine Hauptschwierigkeit dieses Ansatzes zu sehen. Eine weitere Problematik ergibt sich durch die nach wie vor nicht endgültige geklärte Frage der gültigen Parametrisierung des Austauschkoeffizienten. Der sich allein durch die Wahl der Parametrisierung ergebende Fehler in der Flußberechnung liegt je nach Bedingungen typischerweise bei  $50\text{-}100 \%$ .

Ein erste globale Abschätzung des Nettoflusses aufgrund von Partialdruckdifferenzen wurde von Tans et al. (1990) gegeben. Das Joint IOC/SCOR Carbon Dioxide Advisory Panel hat inzwischen eine Aktivität zur Inventarisierung und Zusammenführung der international seit 1970 gewonnenen Daten aufgenommen.

#### *Rückrechnungsverfahren ("Chen-Ansatz")*

Nach einem von Chen und Millero (1979) und Brewer (1978) unabhängig voneinander publizierten Rückrechnungsverfahren kann das kumulierte anthropogene Signal ("excess  $\text{CO}_2$ ") aus Messungen von Gesamtkarbonatgehalt, Alkalinität und Sauerstoff berechnet werden. Diesem Verfahren liegt eine Reihe von nicht unumstrittenen Annahmen zu Grunde. Im Prinzip können auf diese Weise Eindringtiefe und Inventar des anthropogenen  $\text{CO}_2$  abgeschätzt werden. Für den Nordatlantik konnten eine überdurchschnittliche Eindringtiefe und ein entsprechend großes Inventar nachgewiesen werden (Gruber et al., 1996; Körtzinger et al., 1998), die die wichtige Rolle dieser Region für die gesamte ozeanische Aufnahme unterstreichen. Eine erste Abschätzung auf der Basis dieses Verfahren wurde von Chen (1993), allerdings unter Verwendung älterer, teilweise unsicherer Daten, vorgenommen. Die umfangreichen Messungen der letzten Jahre (JGOFS, WOCE) lassen inzwischen weitaus zuverlässigere Abschätzungen erwarten.

### *Sauerstoff/Stickstoff Verhältnis ("Keeling-Ansatz")*

In Kapitel 4.3. wurde bereits das Verfahren dargestellt, wie die relativen Beiträge der Landbiosphäre und des Ozeans bei der Aufnahme des Überschuß-CO<sub>2</sub> mit Hilfe von Messungen des atmosphärischen Sauerstoff/Stickstoff-Verhältnisses ermittelt werden können (Keeling und Schertz, 1992). Die auf diese Weise ermittelte Ozeanaufnahme beträgt  $1.9 \pm 0.8 \text{ GtC a}^{-1}$  für den Zeitraum 1989-1994 (Keeling et al., 1996). Dieser Wert ist konsistent mit der durch Simulationsrechnungen ermittelten Ozeanaufnahme (s. 5.2.1.1). Die Unsicherheiten dieser Methode sind in erster Linie bedingt durch die Unsicherheiten in der Bestimmung des atmosphärischen Trends des Sauerstoff/Stickstoff-Verhältnisses. Es ist zu erwarten, daß mit einer längeren Beobachtungsperiode (etwa 10 Jahre) dieser Trend besser bestimmt und die Ozeanaufnahme mit einer Fehlergrenze von  $0.5 \text{ GtC a}^{-1}$  eingeschränkt werden kann.

Mit der Sauerstoffmethode läßt sich allerdings nur die durch die physikalische Pumpe bewirkte CO<sub>2</sub>-Aufnahme durch den Ozean bestimmen, bei welcher kein nennenswerter Sauerstofftransfer stattfindet. Mögliche Änderungen der Ozeanzirkulation mit einhergehenden Änderungen der marinen Produktion würden neben der Kohlenstoff- auch die Sauerstoffbilanz des Ozeans und der Atmosphäre beeinflussen und können damit durch die Sauerstoffmethode nicht erfaßt werden.

## **5.2.2 Einfluß auf biogeochemische Prozesse**

### **5.2.2.1 Direkte Einwirkungen**

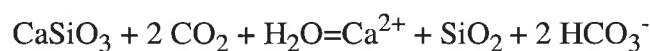
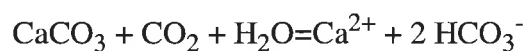
Als unmittelbare, direkte Einwirkung der anthropogenen CO<sub>2</sub>-Störung in der Atmosphäre kommt es zu einer verstärkten Aufnahme von CO<sub>2</sub> durch den Ozean, so daß dieser - im Gegensatz zur vorindustriellen Quellenfunktion - inzwischen als Senke fungiert. Der damit verbundene Anstieg des anorganischen Kohlenstoffreservoirs im Ozean führt unweigerlich zu einer Steigerung des Transports durch die "physikalische Pumpe". Eine weitere Folge der zusätzlichen CO<sub>2</sub>-Aufnahme ist die gleichzeitige Verringerung der Pufferkapazität des Meerwassers, die sich in einem Anstieg des Revelle- oder Pufferfaktors ausdrückt.

Ein direkter Einfluß der erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentrationen auf die Produktivität der biologischen Pumpe wird überwiegend nicht angenommen. Kohlenstoff ist im Gegensatz zu anderen Ressourcen (Nährstoffe, Licht) für marine Pflanzen nicht limitierend, so daß eine Erhöhung des CO<sub>2</sub>-Partialdrucks im Meerwasser nicht zu erhöhtem Pflanzenwachstum führen sollte. Eine Limitierung der Photosyntheserate (also keine Biomasselimitierung) bei geringeren CO<sub>2</sub>-Konzentrationen ist jedoch denkbar, wenn auf molekularer Ebene die Diffusion von CO<sub>2</sub> zur Zellmembran geschwindigkeitsbestimmend wird (Riebesell et al., 1993). Eine gesteigerte Wachstumsrate führt jedoch nur dann zu einem erhöhten Export von Kohlenstoff aus der Deckschicht, wenn es daraufhin auch zu einem höheren Partikelfluß kommt. Dieses ist z.B. möglich, wenn keine enge Kopplung zwischen Phyto- und Zooplankton besteht und eine sich rascher entwickelnde Blüte nicht zu einer gleich schnell erhöhten Fraßaktivität des Zooplanktons führt. Die sich entwickelnde Blüte kann dann u.U. stärker aggregieren und schneller absinken. Die Voraussetzungen für eine solche Ratenlimitierung sind vermutlich nur in wenigen Gebieten des Ozeans gegeben, und der Effekt ist daher von eher untergeordneter Bedeutung.

Eine Erhöhung der Gesamtkarbonatkonzentration durch die CO<sub>2</sub>-Aufnahme führt zu einer erhöhten Korrosivität des Meerwassers (pH-Wert sinkt) gegenüber biogenem Kalziumkarbonat und damit zu einer Anhebung des Lösungshorizonts (Lysokline). Die Lysokline für Aragonit, die leichter lösliche der beiden biogenen produzierten Modifikationen des Kalziumkarbonats (Calcit und Aragonit), liegt ozeanweit am flachsten im Nordpazifik. Da die Eindringtiefe von anthropogenem CO<sub>2</sub> in dieser Region vermutlich bereits größer ist, kann dieser Effekt dort schon beobachtet werden. Trotz der im Nordatlantik sehr viel tiefer liegenden Lysoklinen von Calcit und Aragonit kann auch dort aufgrund der im Weltozean maximalen Eindringtiefe von anthropogenem CO<sub>2</sub> von einer beginnenden Beeinflussung ausgegangen werden. Generell stellt die Gleichgewichtseinstellung zwischen einem geänderten Ozean und den Karbonatsedimenten den zweiten Schritt der Gleichgewichtseinstellung des Ozeans mit der Atmosphäre dar. Während der erste Schritt im wesentlichen durch die mittlere Durchmischungszeit des Ozeans (500-1 000 Jahre) bestimmt wird, ist für diesen zweiten von einer größeren Zeitskala auszugehen (10 000-100 000 Jahre).

Es ist prinzipiell auch denkbar, daß sich die Bedingungen für den Aufbau von Kalkschalen durch Organismen (Kalzifizierung) in der lichtdurchfluteten Oberflächenschicht aufgrund der durch die CO<sub>2</sub>-Aufnahme erhöhten Korrosivität des Meerwassers verschlechtern, d.h. die Abscheidung von Kalziumkarbonat durch die Organismen erschwert ist. Hierzu gibt es bisher keine Erkenntnisse.

Durch den erhöhten CO<sub>2</sub>-Gehalt der Atmosphäre kommt es zu einer Verstärkung der Gesteinsverwitterung an Land, was aus den folgenden exemplarischen Gleichungen unmittelbar entnommen werden kann:



Daraus resultiert ein verstärkter Flußeintrag von anorganischem Kohlenstoff (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) in den Ozean. Zugleich stellt dieser indirekte Weg über Verwitterungsprozesse eine zusätzliche Senke für anthropogenes CO<sub>2</sub> dar, die sich letztlich über die Flußeinträge im Ozean niederschlägt.

#### 5.2.2.2 Indirekte Einflüsse

Die indirekten Einflüsse auf das marine System ergeben sich im wesentlichen durch Klimaänderungen, wie sie durch den erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Gehalt hervorgerufen werden können. Dabei sind ebenso Temperatureffekte zu berücksichtigen wie geänderte Verdunstung/Niederschlag-Bilanzen, Windregimes, Strahlungsintensitäten etc. Das zu erwartende Ausmaß von Klimaänderungen wird sehr unterschiedlich prognostiziert, wobei die Abschätzungen zum Teil noch eine recht hohe Unsicherheit haben. Aufgrund der Vielzahl von Klimawechselwirkungen kann hier keine vollständige Übersicht denkbarer Rückkopplungsmechanismen aufgezeigt werden. Es sollen daher nur einige exemplarisch genannt werden.

Der Partialdruck von CO<sub>2</sub> im Meerwasser ist stark temperaturabhängig. Eine Temperaturänderung von einem Grad Celsius führt zu einer Änderung im Partialdruck um ca. 4.2 %. Geht

man von einem mit der gegenwärtigen Atmosphäre (365 ppm) im Gleichgewicht stehenden Ozean aus (keine Partialdruckdifferenz), so ergibt sich bei Anstieg der Oberflächentemperatur des Ozean um 1°C eine Partialdruckdifferenz von etwa 15  $\mu\text{atm}$ . Eine Partialdruckdifferenz dieser Größenordnung entspricht bei einem mittleren Austauschkoeffizienten einem jährlichen Nettofluß von etwa 4 GtC in die Atmosphäre. Mit anderen Worten: eine Temperaturerhöhung von 1°C an der Meeresoberfläche führt zu einem CO<sub>2</sub>-Fluß in die Atmosphäre, der doppelt so groß ist wie die gegenwärtige jährliche Gesamtaufnahme von anthropogenem CO<sub>2</sub>. Diese Abschätzung zeigt die erheblichen Auswirkungen von Temperaturänderungen auf das CO<sub>2</sub>-Gleichgewicht an der Phasengrenze zwischen Ozean und Atmosphäre.

Der Prozeß der thermohalinen Zirkulation ist von einer Reihe von physikalischen Steuerfaktoren abhängig. Dabei zeigen Bildung und Export von Tiefenwasser ("Overturning") keinen linearen Zusammenhang mit den antreibenden Kräften. Ursache des "Overturnings" ist vielmehr vermutlich ein sprunghaftes Verhalten an bestimmten Schwellenwerten. Neben dem Einfluß der Temperatur (winterliche Abkühlung) ist vor allem die Frischwasserbilanz von entscheidender Bedeutung. Es ist wahrscheinlich, daß die thermohaline Zirkulation verschiedene Aktivitätszustände einnehmen kann, die durch ein sehr unterschiedliches Overturning gekennzeichnet sind. Da die "physikalische Pumpe" direkt an die Bildung von Tiefen- und Zwischenwasser geknüpft ist, ergeben sich aus Änderungen der thermohalinen Zirkulation unmittelbar auch Änderungen im CO<sub>2</sub>-Transport.

Organismen haben sich im Laufe der Evolution in ökologische Nischen eingepaßt und sind an bestimmte Lebensräume adaptiert, die gerade im marinen Bereich durch extrem geringe Veränderungen der Lebensbedingungen geprägt sind. Schon geringfügige Änderungen der äußeren Umstände wie Lichtverfügbarkeit, UV-Einstrahlung, Temperatur, Salzgehalt, Strömungsverhältnisse etc. können dramatische Verschiebungen in der Artenzusammensetzung und Funktionsweise von Ökosystemen hervorrufen. Derartige Veränderungen können verschiedene Auswirkungen auf das marine CO<sub>2</sub>-System haben ("biologische Pumpe"). Dabei können sowohl Änderungen in den Reservoirgrößen (Biomasse) als auch in den Kohlenstoffflüssen (Größe und Zusammensetzung der Partikelflusses) auftreten. Es ist beispielsweise denkbar, daß es zu einer Verschiebung des Element- oder Redfieldverhältnisses (Redfield et al., 1963) - etwa durch Verschiebung der Artenzusammensetzung oder das größere CO<sub>2</sub>-Angebot - kommt, was bei Nutzung der verfügbaren Nährstoffe zu einer geänderten Kohlenstofffixierung führt. Ebenso könnten Änderungen im Verhältnis von organischem Kohlenstoff ("organische Kohlenstoff-Pumpe") zu Kalziumkarbonat ("Kalziumkarbonat-Pumpe") im Partikelfluß ("rain ratio") auftreten. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Bildung dieser beiden Fraktionen gegenläufige Auswirkungen auf die ozeanische CO<sub>2</sub>-Aufnahme hat. Bei der Bildung von organischer Substanz kommt es zu einer Erniedrigung des CO<sub>2</sub>-Partialdrucks im Oberflächenwasser, während bei der Bildung von Kalkschalen der CO<sub>2</sub>-Partialdruck ansteigt. Der integrale Effekt hängt somit direkt vom Bildungsverhältnis von partikulärem organischem Kohlenstoff zu biogenem Karbonat ab.

Generell können Klimaänderungen (Albedo, Windfelder, Wolkenbildung, Partikelfracht etc.) auf vielfältige Weise das marine CO<sub>2</sub>-System beeinflussen und zu Rückkopplungsmechanismen führen. So kann beispielsweise in einem turbulenteren Klima der äolische Eintrag von



partikulärem Eisen in den Oberflächenozean verstärkt werden. Dieses kann in Gebieten mit bestehender Eisenlimitierung der Primärproduktion zu einer verstärkten Fixierung von  $\text{CO}_2$  durch Photosynthese führen. Angesichts der großen Kohlenstofftransporte durch die "physikalische Pumpe" und die "biologische Pumpe" können selbst kleine Veränderungen der Pumpaktivität, wie sie durch die vielfältigen Klimarückkopplungen hervorgerufen werden können, drastische Auswirkungen auf die ozeanische  $\text{CO}_2$ -Aufnahme und damit auf den globalen Kohlenstoffkreislauf haben. Somit kann der Erfolg selbst ergeizigster Minderungsstrategien angesichts dieses Änderungspotentials schlagartig zunichte gemacht werden. Daher ist in einem besseren Verständnis der Klimafolgen der Schlüssel für zuverlässige Prognosen und sinnvolle Handlungsmaßnahmen zu sehen.

Weitere, möglicherweise fatale Klimafolgen im marinen Bereich, wie z.B. der Meeresspiegelanstieg infolge der thermischen Ausdehnung des Meerwasser und des verstärkten Abschmelzens der polaren Eiskappen, werden in diesem Rahmen nicht näher betrachtet, da sie keinen direkten Einfluß auf das marine  $\text{CO}_2$ -System haben.

### **5.2.3 Die Gleichgewichtseinstellung zwischen Ozean und Atmosphäre**

Die anthropogene Störung des globalen Kohlenstoffkreislaufs führt dazu, daß sich das Gesamtsystem auf einen neuen Gleichgewichtszustand zubewegen wird, dessen Lage thermodynamisch und dessen Einstellung kinetisch bestimmt ist.

#### **5.2.3.1 Thermodynamische Betrachtung**

Aus thermodynamischer Sicht besteht die Gleichgewichtseinstellung zwischen dem Gesamtsystem Ozean und der geänderten Atmosphäre aus zwei Schritten, die prinzipiell gleichzeitig, aber auf sehr unterschiedlichen Zeitskalen, ablaufen.

Zunächst führt die Zunahme des atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Gehalts unweigerlich zu einer verstärkten  $\text{CO}_2$ -Aufnahme durch den Ozean. Hierbei kommt es nicht nur zu einer Veränderung der gelösten  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen, sondern zu einer Equilibrierung des gesamten marinen Karbonatsystems, was zu Konzentrationsänderungen aller beteiligten Spezies führt. Aufgrund der bekannten thermodynamischen Beziehungen können Änderungen des marinen Karbonatsystems für den Gleichgewichtsfall explizit berechnet werden. Bei einem mittleren Pufferfaktor von 10 verteilt sich ein atmosphärischer  $\text{CO}_2$ -Puls etwa im Verhältnis 1:6.5 zwischen der Atmosphäre und dem (vorindustriellen) Ozean, d.h. nur etwa 13 % verbleiben letztendlich in der Atmosphäre. Durch andauernde Emissionen von  $\text{CO}_2$  kommt es zu einer allmählichen Erschöpfung der ozeanischen Pufferkapazität, die sich in einem Anstieg des Pufferfaktors widerspiegelt. So ergibt eine Abschätzung für den gegenwärtigen Ozean ein Verhältnis von nur noch 1:5.6 oder ein Verbleib von inzwischen 15 % des emittierten  $\text{CO}_2$  in der Atmosphäre. Bei Verbrennung aller bekannten Reserven fossiler Energieträger von ca. 4000 GtC ist der in der Atmosphäre verbleibende Anteil bereits auf 34 % (1350 GtC) angewachsen.

Auf größeren Zeitskalen wird auch der zweite Schritt der Gleichgewichtseinstellung wirksam. Nach vollständiger Equilibrierung zwischen Ozean und Atmosphäre ergibt sich ohne Berücksichtigung der Sedimente nach Verbrennung von 4000 GtC eine Reduzierung des Meerwasser pH-Werts um etwa 0.5 Einheiten. Diese verstärkte Korrosivität führt zu einer Verschiebung

der Lösungshorizonte von Kalziumkarbonat im Ozean und damit zu einer Lösung von Kalksedimenten. Hierdurch wird zusätzliche Aufnahmekapazität für atmosphärisches CO<sub>2</sub> geschaffen, so daß nach vollständiger Gleichgewichtseinstellung mit den Sedimenten nunmehr weniger als 10 % (< 400 GtC) der Gesamtemissionen in der Atmosphäre verbleiben. Damit ergibt sich ein atmosphärischer CO<sub>2</sub>-Gehalt von 400-450 ppm. Die dabei insgesamt aus dem Sediment gelöste Menge an anorganischem Kohlenstoff liegt bei 2000-2500 Gt. Eine Abschätzung der reaktiven Karbonatsedimente ergab eine Reservoir von etwa 3000 GtC (Sundquist, 1993).

### 5.2.3.2 Kinetische Betrachtung

Während die thermodynamische Betrachtung eine Aussage über den Endzustand des ozeanischen Kohlenstoffkreislaufs ermöglicht, kann eine kinetische Betrachtung Informationen über die Geschwindigkeit der Gleichgewichtseinstellung liefern. Diese hat direkte Auswirkungen auf die mittelfristige (kommendes Jahrhundert) Akkumulation von CO<sub>2</sub> in der Atmosphäre. Hierfür ist zunächst naturgemäß die weitere Entwicklung von CO<sub>2</sub>-Emissionen entscheidend. Je größer die Emissionsraten und je kleiner die ozeanische Aufnahmerate, desto stärker wird sich der atmosphärische Peak von anthropogenem CO<sub>2</sub> ausprägen. Von der Höhe dieses Akkumulationspeaks wird auch die Wahrscheinlichkeit von gravierenden Rückkopplungseffekten abhängen. Selbst bei gegebener Gesamtemission kann die Emissionsrate darüber entscheiden, ob das globale Klimasystem in stetiger oder sprunghafter Weise reagiert.

Im "Intergovernmental Panel on Climate Change" (IPCC) wurde eine Reihe von Emissionsszenarien (Houghton et al., 1990; 1993) entwickelt und hinsichtlich ihrer möglichen Auswirkungen interpretiert. So ergibt sich bei gleichbleibender Steigerungsrate der Emissionen ("business as usual", IS1992a) ein Anstieg der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration auf etwa 550 ppm (Jahr 2050) bis 775 ppm (Jahr 2100). Bei Einfrieren der Emissionen auf den Stand von 1990 ergibt sich ein Anstieg auf 450 ppm (Jahr 2050) bzw. 525 ppm (Jahr 2100). In beiden Szenarien erfolgt auch nach dem Jahr 2100 ein weiterer Anstieg des atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Gehalts. Alle Szenarien, die im Zeitraum bis zum Jahr 2100 durch einen Wiederabsinken des CO<sub>2</sub>-Gehalts gekennzeichnet sind, beinhalten die Annahme von z.T. drastischen Reduktionsmaßnahmen.

Die vermutete Zeitskala für die Gleichgewichtseinstellung zwischen Ozean und Atmosphäre (1. Schritt) liegt in der Größenordnung von 1 000 Jahren und wird bestimmt durch die mittlere Ventilationszeit des Weltozeans und damit allgemein durch die ozeanische Zirkulation. Zugleich gelangt das weltweit über die gesamte Ozeanfläche eindringende anthropogene Signal auch durch die Ventilation der Thermokline langsam in die Tiefe.

Für eine vollständige Gleichgewichtseinstellung der Sedimente wird eine Zeitskala von 10 000 bis 100 000 Jahren angenommen. Dieser Prozeß kann prinzipiell erst nach weitgehend erfolgter Equilibrierung des Ozeans mit der Atmosphäre merklich stattfinden, da das anthropogene CO<sub>2</sub>-Signal zunächst quantitativ in die Tiefe vordringen muß. Dieses wird in den verschiedenen Regionen des Weltozeans auf unterschiedlichen Zeitskalen geschehen. Sowohl ein flacher Lösungshorizont (Nordpazifik) als auch eine hohe Eindringtiefe des anthropogenen CO<sub>2</sub> (Nordatlantik) begünstigen eine rasche Sediment-Wasser-Wechselwirkung. Über die Ge-

schwindigkeit der Lösung von Kalksedimenten durch die erhöhte Korrosivität des Meerwassers gibt es bisher nur vage Vorstellungen. Dabei ist der begrenzende Schritt nicht in der Kinetik der Auflösung selbst, sondern in der Zirkulation von Porenwässern zu sehen. Das anthropogene Signal wird nur über größere Zeiträume in die Porenwasserzirkulation eindringen. Zudem muß auch das zusätzliche gelöste Karbonat auf dem gleichen Wege aus dem Sediment entfernt werden. Die hierbei beteiligten, überwiegend diffusiven Prozesse bedingen die große Zeitskala.

### **5.2.3.3 Rückkopplungseffekte und chaotische Betrachtung**

Die Möglichkeit und Gefahr von drastischen Rückkopplungseffekten im Zusammenhang mit verschiedensten durch den verstärkten Treibhauseffekt hervorgerufenen Klimaänderungen ist bereits mehrfach angedeutet worden. Es soll an dieser Stelle noch einmal betont werden, daß das Potential für solche Änderungen durchaus groß ist. Die Schwierigkeit einer zuverlässigen Vorhersage und Einschätzung liegt dabei ganz eindeutig in den nicht-linearen und chaotischen Wechselwirkungen und Reaktionen, die für das Klimasystem angenommen werden. Auch wenn über weite Bereiche von Klimaänderungen oft stetige und damit vorhersagbare Zusammenhänge gefunden werden, gibt es in vielen Bereichen auch deutliche Hinweise auf das Vorhandensein von Schwellenwerten, an denen sprunghafte Änderungen in andere Klimazustände erfolgen können. Auch für den Ozean gelten derartige Reaktionen als wahrscheinlich (z.B. Änderung der thermohalinen Zirkulation; Rahmstorf, 1995). Angesichts der Größe des ozeanischen Kohlenstoffreservoirs sowie der nicht unbedeutenden Kohlenstoffflüsse innerhalb des marinen Systems haben derartige Änderungen in den klimatischen Rahmenbedingungen u.U. dramatische Implikationen für den globalen Kohlenstoffkreislauf. Generell muß auf die Wichtigkeit von globalen Ozean-Atmosphären-Modellen hingewiesen werden, durch die zum Beispiel erste Erkenntnisse zu physikalischen (Sarmiento und Le Quéré, 1996) bzw. physikalischen und biologischen (Maier-Reimer *et al.*, 1996) Rückkopplungseffekten einer Erwärmung des Ozeans gewonnen werden konnten. Auch wenn diese Ansätze mit stark einschränkenden Annahmen durchgeführt sind, zeigen sie das Potential von Modellrechnungen. Sie liefern auch einen klaren Hinweis auf Komplexität und die z.T. gegenläufigen Effekte der beteiligten Rückkopplungsmechanismen.

## **5.3 Möglichkeiten zur aktiven Beeinflussung des marinen Kohlenstoffkreislaufs**

Im folgenden sollen Möglichkeiten zur aktiven Beeinflussung der Aufnahme von CO<sub>2</sub> durch den Ozean knapp dargestellt und hinsichtlich ihres Potentials sowie ihrer Risiken bewertet werden. Die Darstellungen beziehen sich zum Teil auf eine Übersicht von Ribeiro (1995) und Ribeiro und Henry (1995) sowie dort zitierte Quellen.

### **5.3.1 Verklappung von CO<sub>2</sub> im Meer**

#### **5.3.1.1 Prinzip**

Durch direktes Einbringen von CO<sub>2</sub> in die Tiefsee kann der geschwindigkeitsbestimmende Schritt des Transports über die ozeanische Durchmischung sowie die Ventilation der Thermokline umgangen werden. Die auf diese Weise drastisch verkürzte Dauer der zur Gleichgewichtseinstellung des Ozeans von natürlich 500-1000 oder mehr Jahren würde mit einer

deutlich geringeren Akkumulation von CO<sub>2</sub> in der Atmosphäre einhergehen. Je schneller und vollständiger dabei das CO<sub>2</sub> abgetrennt und im Ozean verklappt würde, desto geringer fielen die atmosphärischen Auswirkungen aus. Generell kann auf dem Weg über die aktive Einbringung von CO<sub>2</sub> in den Ozean nur die Einstellzeit, nicht jedoch die Lage eines zukünftigen Gleichgewichts zwischen Ozean, Atmosphäre und Sedimenten verändert werden.

Je nach Einbringtiefe (die jedoch in jedem Fall unterhalb der Thermokline zu liegen hat, um ein rasches Wiederausgasen zu verhindern) bzw. mittlerer Ventilationszeit der Wassermasse werden unterschiedlich lange Speicherzeiträume erreicht. Mehrere technische Lösungen sind für die direkte CO<sub>2</sub>-Verklappung vorgeschlagen und z.T. in Pilotprojekten auch getestet worden. So kann CO<sub>2</sub> im Prinzip in Form von Trockeneisblöcken, als CO<sub>2</sub>-Hydrat (Clathrat) oder verflüssigt eingebracht werden.

### **5.3.1.2 Voraussetzungen**

In Tiefen von mehr als 400 m ist der Druck ausreichend, um CO<sub>2</sub> in flüssiger Form zu halten. Bei Tiefen von mehr als 3 000 m (> 300 bar) ist das flüssige CO<sub>2</sub> dichter als Meerwasser und bei Tiefen von mehr als 3 700 m dichter als CO<sub>2</sub> angereichertes Meerwasser und würde damit als "CO<sub>2</sub>-See" die topographischen Senken des Meeres ausfüllen und mit dem Karbonat des Sediments reagieren.

Geeignete Einbringorte sind, unabhängig von logistischen Faktoren und technischen Voraussetzungen, ozeanische Schwellen mit rasch absinkendem Wasser und hohen Strömungsgeschwindigkeiten, wie z.B. der Mittelmeerausstrom und die Grönland-Island-Schwelle ("overflow water") oder aber abgeschlossene Tiefseebecken.

### **5.3.1.3 Potential**

Prinzipiell reicht die Aufnahmekapazität des Ozeans aus, um einen Großteil aller bekannten Reserven fossiler Energieträger in Form von CO<sub>2</sub> im Tiefenwasser zu speichern. Unter der Annahme der Verbrennung sämtlicher bekannter fossilen Energieträger (ca. 4 000 GtC) ergibt sich im Gleichgewichtszustand für den Weltozean bei mittleren aktuellen Werten von Temperatur und Salzgehalt (3.5° C und 34.7 psu) eine Aufnahme von ca. 2 650 GtC (66 %), die einem in der Atmosphäre verbleibenden Teil von 1 350 GtC (34 %) gegenüberstehen. Dieses entspricht etwa einer Verdreifachung des atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Gehalts (ca. 910 ppm) und einer Abnahme des pH-Werts um ca. 0.5 Einheiten. Bei dieser Berechnung wurde jedoch noch keinerlei Wechselwirkung zwischen dem Ozean und den Karbonatsedimenten berücksichtigt. Nimmt man ein im Sediment verfügbares Kohlenstoffreservoir von ca. 3 000 Gt (Sundquist, 1993) an, das mit dem geänderten Ozean ins Gleichgewicht gebracht wird, so erhöht sich die ozeanische Aufnahme auf über 90 % der eingebrachten 4 000 GtC.

Realistisch kann jedoch vermutlich nur ein kleiner Anteil dieses Aufnahmepotentials durch technische Maßnahmen ausgeschöpft werden, da nur etwa ein Drittel der CO<sub>2</sub>-Emissionen in einer für die CO<sub>2</sub>-Abtrennung sinnvoll nutzbaren Weise (d.h. konzentriert, wie z.B. in Kraftwerken) anfallen. Zudem ergibt sich ein nicht unbeträchtlicher zusätzlicher Energiebedarf für die Abtrennung und Verfestigung von CO<sub>2</sub> im Kraftwerk, den Transport auf hohe See und die

Einbringung in die Tiefe. Darüberhinaus erfordert dieses Konzept grundlegende Veränderungen in der Kraftwerks- und Transporttechnologie sowie eine Verlagerung von Standorten.

#### **5.3.1.4 Risiken**

Neben den Risiken bei Handhabung und Transport an Land und auf See sind vor allem die ökologischen Folgen für das marine Milieu unabsehbar. Mit CO<sub>2</sub> angereichertes Meerwasser, insbesondere Schichten von reinem, flüssigen CO<sub>2</sub> über dem Meeresboden, erzeugen eine drastische Verschiebung des pH-Werts (bis in die Nähe von pH 3 in der Säurefahne von submarinen CO<sub>2</sub>-Seen). Die ökologischen Konsequenzen, besonders für benthische Lebensgemeinschaften, sind bisher unbekannt und kaum abschätzbar. Es muß jedoch von einer massiven Schädigung ausgegangen werden.

Auch aus chemischer Sicht ergeben sich Risiken. Schwermetallkonzentrationen im Meerwasser sind allgemein sehr niedrig, weil die meisten Metalle nach Eintrag und Freisetzung im Meer an Partikel adsorbiert werden, die zum Meeresboden absinken. Durch ein gravierend geändertes pH-Milieu könnte es zur Remobilisierung von Schwermetallionen aus dem Sediment, zu Veränderungen im Adsorptionsverhalten sowie zu Verschiebungen bei der Elementspeziation kommen. Diese Effekte tragen ein hohes Potential für negative ökologische Auswirkungen. Auch für diese Effekte sind jedoch Abschätzungen der negativen Auswirkungen gegenwärtig kaum möglich.

### **5.3.2 Erhöhung der Effizienz der biologischen Pumpe durch Eisendüngung**

#### **5.3.2.1 Prinzip**

Während in den meisten Bereichen des Weltozeans die Nährstoffe Nitrat und Phosphat in der Deckschicht durch die Primärproduktion zumindest zeitweilig vollständig aufgebraucht werden und damit biomasselimitierend wirken, gibt es einige Gebiete, in denen dieses nicht der Fall ist. Hier liegen diese Nährsalze auch zu Zeiten höchster Primärproduktion in nennenswerten Konzentrationen vor. Aus dieser Beobachtung wurde geschlossen, daß das Fehlen anderer essentieller Stoffe das Planktonwachstum limitiert, so daß die Nährsalze nicht aufgebraucht werden können. Es konnte gezeigt werden, daß in den betreffenden Gebieten der Eintrag und damit auch die Oberflächenkonzentrationen von Eisen deutlich geringer sind. Die darauf aufbauende "Eisen-Hypothese" führte zu der Überlegung, daß durch künstliche Zufuhr dieses Elements die Limitierung des Planktonwachstum aufgehoben und dadurch die Nährsalze vollständig aufgebraucht werden könnten. Entsprechend dem Redfieldverhältnis entspricht dem zusätzlich durch Primärproduktion gebundenen Stickstoff auch eine bestimmte Menge an zusätzlich fixiertem Kohlenstoff, der letztlich der Atmosphäre entzogen wird.

#### **5.3.2.2 Voraussetzungen**

##### *Hydrographische Voraussetzungen*

Eine zusätzliche Kapazität für die CO<sub>2</sub>-Aufnahme ergibt sich nur, wenn das nährstoffreiche Oberflächenwasser in den betroffenen Gebieten "ungenutzt" mit der ozeanischen Zirkulation in größere Tiefen "verschwindet" (Südpolarmeer). Wird hingegen das nährstoffreiche Oberflächenwasser mit der Strömung oberflächennah in andere Gebiete transportiert (z.B. im äquato-

rialen Pazifik), wo dann die Nährstoffe ohnehin durch Planktonwachstum aufgebraucht werden, würde die Eisendüngung nur eine Verlagerung des Gebietes der CO<sub>2</sub>-Fixierung bewirken, nicht jedoch einen zusätzlichen Beitrag leisten. Somit reduziert sich der für eine Eisendüngung nutzbare Bereich auf Bereiche des Südpolarmeeres, wo die oben genannten Voraussetzungen gegeben sind.

#### *Technische Voraussetzungen*

Ein technisches Problem liegt in der Art und Weise, wie Eisen bioverfügbar in den Ozean eingebracht werden kann. Die Stabilität von zweiwertigem Eisen in Meerwasser ist sehr gering und Eisen ist sehr partikelreaktiv, wird also rasch an absinkende Partikel adsorbiert und somit aus der Deckschicht entfernt. Zweiwertiges Eisen reagiert zudem mit Sauerstoff zu schwerlöslichem Eisenhydroxid, das ebenfalls absinkt. Dies bedingt, daß die Eisenapplikation in Form einer Lösung (z.B. FeSO<sub>4</sub>) in feiner Verteilung und gegebenenfalls wiederholt erfolgen müßte. Hierin ist, in Anbetracht der riesigen Fläche, wohl auch der Hauptkostenfaktor zu sehen, verbunden mit der Frage, ob Flugzeuge oder Schiffe hierfür eingesetzt werden sollten, die jeweils hinsichtlich Transportkapazität und bearbeiteter Fläche pro Zeiteinheit Vor- und Nachteile bieten.

#### **5.3.2.3 Potential**

Die nachhaltige Effektivität des Ansatzes ist fraglich, denn prinzipiell ist der limitierende Einfluß der verschiedenen essentiellen Nährstoffe und Spurenelemente auf Photosyntheserate, Respirationrate und Biomasseproduktion von Phytoplankton und insbesondere die Wechselwirkung verschiedener Faktoren nur unzureichend bekannt. Die für den tropischen Pazifik nachgewiesene Stimulation des Phytoplanktonwachstums durch Eisenzugabe (Coale et al., 1996) kann daher nur als einzelner, hier primär sichtbarer Effekt der Einflußnahme auf ein in der Erdgeschichte durch die Evolution optimiertes Ökosystem angesehen werden. Es ist die Frage, ob außer Eisen noch weitere Faktoren die Nutzung der Nährstoffe begrenzen. So steht auch Zink als essentielles Spurenelement zur Diskussion.

Ein erheblicher Energieaufwand ist notwendig, die Eisen-Lösung in der entsprechenden Form herzustellen, vor allem aber diese zu transportieren und zu verteilen. Dabei ist es erforderlich, innerhalb einer kurzen Zeitspanne, nämlich dann, wenn die saisonalen äußeren Bedingungen (Licht, Temperatur) günstig für eine Planktonblüte sind, großflächig die Eisendüngung durchzuführen und gegebenenfalls "nachzudüngen". Eine obere Grenze des Kohlenstoffaufnahme-potentials dieser Maßnahme läßt sich aus der Fläche des Südpolarmeeres, einer mittleren Deckschichttiefe und einer mittleren Rest-Nitratkonzentration grob abschätzen. Setzt man die nachfolgend eingeklammerten Werte an (Fläche südlich 45°S =  $60.5 \cdot 10^6$  km<sup>2</sup>, mittlere Deckschichttiefe = 50 m, mittlere Nitratkonzentration = 10 µmol/kg), so erhält man auf der Basis des klassischen Redfieldverhältnisses von C:N = 106:16 eine jährliche Aufnahme von maximal 2.3 GtC. Angesichts eines Eisen-Kohlenstoff-Verhältnisses von ca. 1:10.000 ergibt sich damit eine jährliche Mindesteinbringung von 1 Mt Fe. Bei Einbringung als Eisen(II)-Sulfat-heptahydrat entspricht dies einer Menge von 5 Mt partikulärer Substanz, die zudem in Lösung eingebracht werden muß.

Realisierbar erscheint hiervon jedoch nur ein sehr kleiner Prozentsatz, da ohnehin nur ein Teil des Südlichen Ozeans die hydrographischen Voraussetzungen (siehe oben) erfüllt, eine Effektivität der Nährstoffnutzung von 100 % fraglich ist und vor allem die logistischen Probleme (unabhängig von der finanziellen Realisierbarkeit) Grenzen setzen.

#### **5.3.2.4 Risiken**

##### *Direkte Auswirkungen*

Die Erhöhung des Partikelexports aus der Deckschicht bewirkt eine erhöhte Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser und im Sediment, die zu einer Verringerung des Sauerstoffgehalts der Tiefsee führt. Die geochemischen und ökologischen Konsequenzen eines derart geänderten Redoxmilieus lassen sich bisher kaum abschätzen.

##### *Indirekte Auswirkungen*

Die Veränderung der Lebensbedingungen in der Deckschicht könnte zu einer Veränderung in der Dominanz einzelner Spezies sowie der Artensukzession führen, was mit schwer abzuschätzenden Folgen verbunden ist. Das auf geringe Eisenkonzentrationen adaptierte biologische System könnte sich dabei grundlegend verändern. Dabei können diese Änderungen über den Eintrag von partikulärer organischer Substanz in die Sedimente durchaus auch bis in die benthischen Lebensgemeinschaften reichen. Zudem haben Planktonblüten Einfluß auf das lokale Klima, u.a. indem vom Plankton Dimethylsulfid (DMS), das bei der Bildung von Kondensationskeimen für Wolken eine wichtige Rolle spielt, produziert und in die Atmosphäre freigesetzt wird.

#### **5.3.3 Erhöhung der Effizienz der biologischen Pumpe durch Nitrat- (Phosphat-) Düngung**

##### **5.3.3.1 Prinzip**

Neben dem Versuch, durch Eisendüngung die Nutzung vorhandener Nährsalze zu stimulieren, um so eine erhöhte Kohlenstofffixierung zu erreichen, besteht prinzipiell natürlich auch die Möglichkeit, mit der gleichen Zielrichtung das Nährsalzangebot in jenen Gebieten direkt zu erhöhen, in denen es typischerweise zu einem vollständigen Aufbrauch der Nährstoffe kommt.

##### **5.3.3.2 Voraussetzungen**

Aufgrund des im Vergleich zum Eisen sehr viel ungünstigeren Verhältnisses von Stickstoff/Phosphor zu Kohlenstoff bei der Biomassebildung durch Photosynthese müßten hierzu noch um Größenordnungen höhere Mengen an "Dünger" ausgebracht werden. Im küstennahen Bereich geschieht dies ohnehin bereits (unbeabsichtigt) durch Abwässer aus Industrie und Landwirtschaft sowie die Deposition von  $\text{NO}_x$ -Emissionen. Ein zusätzliches Potential besteht daher überwiegend im offenen Ozean, was ähnliche Probleme logistischer Art mit sich bringt, wie sie bei der Eisendüngung bereits angesprochen wurden.

### 5.3.3.3 Potential

Zunächst ist die Effektivität dieser Maßnahmen infolge der gravierenden Eingriffe in biologische Prozesse fraglich. Unter der Annahme, daß dieser Ansatz prinzipiell in der Praxis effektiv sei, ist eine Abschätzung des Potentials für die Stickstoff-/Phosphatdüngung nur schwer vorzunehmen, da hierfür prinzipiell sehr große Bereiche des Ozeans genutzt werden könnten. Ein oberes Limit ergibt sich daher eher aus der Grenze des technisch Machbaren. Für eine zusätzliche Fixierung von 5 GtC pro Jahr müßten bei Annahme eines klassischen Redfieldverhältnisses jährlich 0.12 Gt Phosphor und 0.95 Gt Stickstoff eingesetzt werden. Bei Einbringung als Natriumphosphat bzw. Natriumnitrat entspricht dies einer Menge von zusammen 6.3 Gt Substanz.

Für eine Bilanzierung ist der Aufwand (auch in Form von CO<sub>2</sub>-Freisetzung) für die Produktion und den Transport dieser exorbitanten Mengen an "Kunstdünger" einzubeziehen, was diesen Ansatz praktisch ad absurdum führt.

### 5.3.3.4 Risiken

Die Auswirkungen der bisherigen Eutrophierung küstennaher Bereiche werden durchweg als negativ angesehen, und es werden weltweit Maßnahmen zur Reduzierung und zur Beseitigung der Folgen, z.T. mit hohem finanziellen Aufwand, durchgeführt.

Alle unter 5.3.2.4 für den Fall der Eisendüngung genannten direkten und indirekten Risiken und Unwägbarkeiten gelten in gleicher Weise für die direkte Nitrat-/Phosphatdüngung.

## 5.3.4 Anbau von Makroalgen

### 5.3.4.1 Prinzip

Grundgedanke des Anlegens von Makroalgen-Farmen im küstennahen Bereich ist die Produktion pflanzlicher Biomasse für den Einsatz in Faulgasanlagen zur Produktion von Biogas, das als Ersatz für fossile Brennstoffe verwendet werden kann.

### 5.3.4.2 Voraussetzungen

Für den Anbau von Makroalgen wurde die Verwendung der Art *Macrocystis pyrifera* ("giant kelp") vorgeschlagen, die sich prinzipiell für die Kultivierung auf unter Wasser verankerten Trägersystemen eignet. Da auch in küstennahen Meeresgebieten in der Regel die Biomasseproduktion nährstofflimitiert ist, kann dieses Verfahren nur im Zusammenhang mit künstlicher Düngung erfolgen. Zugleich sind erhebliche Flächen für diesen Zweck vorzuhalten, die darüberhinaus leicht zugänglich sein und möglichst in der Nähe der Verarbeitungsanlagen liegen müssen.

### 5.3.4.3 Potential

Aufgrund von Abschätzungen ergibt sich ein spezifischer Flächenbedarf von etwa  $2 \cdot 10^6$  km<sup>2</sup> pro Gigatonne fixierten Kohlenstoffs. Für eine jährliche Aufnahme von 5 GtC in Form von Makroalgen würde demzufolge eine Fläche von 10<sup>7</sup> km<sup>2</sup>, entsprechend 2.8 % der Fläche des Weltozeans, benötigt. Der Anbau kann jedoch prinzipiell nur in küstennahen Bereichen



(Schelfgebiete) erfolgen. Bei einem Anteil der Schelfgebiete (0-200 m) von 7.5 % an der Fläche des Ozeans würde etwa ein Drittel dieser Gebiete für den Anbau von Makroalgen eingenommen.

Es ist ein hoher technischer und finanzieller Aufwand nötig, um diese Farmen einzurichten und vor Naturereignissen (z.B. Sturm) zu schützen. Abgesehen vom Energieaufwand für Installation und Unterhaltung der Verankerungssysteme, für Ernte und Transport der Makroalgen sowie für die Biogasproduktion ist noch die Frage der ausreichenden Nährstoffversorgung wichtig. In den meisten Gebieten müßten zusätzliche Nährstoffe zugeführt werden, um das gewünschte Pflanzenwachstum zu erreichen. Werden hierzu Nährstoffe aus der ozeanischen Deckschicht genutzt, ergibt sich keine zusätzliche CO<sub>2</sub>-Fixierung, da diese Nährstoffe sonst ohnehin natürlicherweise photosynthetisch genutzt würden.

Unter Berücksichtigung dieser Aspekte scheint es fraglich, ob mit diesem Verfahren überhaupt eine positive Kohlenstoffbilanz (Nettoeinsparung von fossilen Brennstoffen) erreicht werden kann.

#### **5.3.4.4 Risiken**

Durch die hohe Biomasse sowie die Bewirtschaftung der Farmen kommt es zu einem verstärkten Partikelfluß, der unterhalb der durchmischten Schicht zu einer erhöhten Sauerstoffzehrung führt. Darüberhinaus ist eine Akkumulation von Detritus auf dem Sediment zu erwarten, die bis hin zur Bildung von Faulschlamm führen kann.

Die Auswirkungen von derartigen großflächigen Monokulturen auf die aquatischen Ökosysteme sind nicht bekannt. Es sei in diesem Zusammenhang nur auf die negativen Folgen von Monokulturformen in der Landwirtschaft hingewiesen.

Angesichts des immensen Flächenbedarfs zeichnen sich vehemente Interessenskonflikte mit anderen Nutzungen von Küstenregionen (z.B. Schifffahrt, Fischerei, Küstenschutz, Naturschutz Erholung, Touristik, Öl- und Gasförderung) ab. Es erscheint fraglich, ob eine technisch zuverlässige Sicherung und Bewirtschaftung der Farmen ohne Gefährdung und Behinderung anderer Nutzung der Küstenmeere, wie sie z.B. durch im Sturm abgerissene Kelpverankerungen hervorgerufen werden könnten, zu gewährleisten ist.

#### **5.3.5 Halophyten**

Als zugehörig zum Grenzbereich zwischen dem marinen und terrestrischen Bereich ist der Vorschlag des Anbaus von Halophyten (salzverträgliche Pflanzen) zu sehen. Der Vorschlag besteht darin, in ariden Küstenbereichen Farmen dieser Halophyten anzulegen, die mit Meerwasser bewässert werden. Die so gezogenen Pflanzen sollen abgeerntet und im (unbewässerten) Hinterland untergepflügt werden, wo sie aufgrund des fehlenden Wassers nur sehr langsam verrotten und einen mittelfristigen Kohlenstoffspeicher darstellen. Eine andere Möglichkeit sieht die Nutzung der Halophyten zur Biogasgewinnung vor.

Eine Abschätzung des Potentials sowie der Risiken dieses Verfahrens ist nur aus terrestrischer Sicht vorzunehmen. Für den marinen Bereich ist nicht mit einer merklichen Beeinflussung zu rechnen. Angesichts des Energieaufwands zur Unterhaltung von Farmen, Bewässerung, Ernte,

Unterpfügen und der nur mittelfristigen CO<sub>2</sub>-Lagerung erscheint der Sinn dieses Vorschlages jedoch sehr fragwürdig.

### **5.3.6 Zusammenfassung**

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß die hier für den marinen Bereich vorgestellten Vorschläge zur Erniedrigung des atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Gehalts theoretisch einen signifikanten Beitrag leisten könnten. Der erforderliche technische, energetische und finanzielle Aufwand ist jedoch immens und wird in der Mehrheit der Fälle eine sinnvolle Verfolgung dieser Strategien unmöglich machen. Dabei ist generell die Frage nach der Kohlenstoffbilanz der gesamten Maßnahme sehr kritisch zu betrachten. Selbst bei technischer Machbarkeit erscheint ein merklicher Nettoeffekt vielfach fraglich.

Ein Problemkreis, der bisher kaum betrachtet wurde und dementsprechend schwer abschließend zu beurteilen ist, besteht in der Frage nach ökologischen Risiken. Die vorgeschlagenen Methoden stellen erhebliche Eingriffe in aquatische Ökosysteme dar. Verträglichkeitsstudien fehlen bisher fast vollständig. Dabei sind denkbare Auswirkungen nicht nur auf die Ökosysteme selber beschränkt, sondern haben wichtige Implikationen auch für das gesamte Spektrum der Nutzung der Meere durch den Menschen.

### **5.4 Zukünftiger Forschungsbedarf**

Die verschiedenen Ansätze zur Quantifizierung der ozeanischen Aufnahme von anthropogenem CO<sub>2</sub> scheinen immer mehr zu konvergieren und ein einheitliches Bild der gegenwärtigen Situation zu ergeben. Damit kann die Kenntnis der aktuellen Situation aus mariner Sicht als gut und zunehmend abgesichert betrachtet werden.

Die Situation stellt sich sehr viel schlechter dar, wenn Klimaänderungen und die Vielfalt möglicher Rückkopplungen zu berücksichtigen sind. Es offenbart sich, daß, sowohl was die physikalischen (z.B. thermohaline Zirkulation, overturning) als auch die biologischen Aspekte (z.B. "biologische Pumpe", Artenverschiebungen etc.) angeht, gewaltige Kenntnislücken klaffen. Eine Vorhersage zu den Auswirkungen von Klimaänderungen auf das Gesamtsystem Ozean läßt sich bisher kaum treffen. Dabei sind potentielle Rückkopplungseffekte von erheblichem Ausmaß in praktisch allen Bereichen denkbar.

Der zukünftige Forschungsbedarf ergibt sich klar vor diesem Hintergrund mangelnder Kenntnis von biologischen und physikalischen Feedback-Mechanismen. Die Größe des ozeanischen Reservoirs stellt zwar einerseits ein gewaltiges Bindungspotential für zusätzliches CO<sub>2</sub> dar, könnte sich andererseits jedoch aufgrund geänderter klimatischer Rahmenbedingungen zu einer potentiellen zusätzlichen CO<sub>2</sub>-Quelle entwickeln und damit die Treibhausproblematik dramatisch verschärfen. Die vielen früheren Ansätzen implizite Annahme, daß ein Reservoir von der Größe des ozeanischen durch die anthropogenen Einwirkungen nicht nennenswert beeinflusbar sei, kann heute nicht mehr uneingeschränkt aufrechterhalten werden. Auch die bisher weitgehend ignorierte Reaktion der marinen Biosphäre muß stärker ins Blickfeld genommen und als realistische Größe untersucht werden.

Zusätzlicher Forschungsbedarf ergibt sich auch für den Fall, daß CO<sub>2</sub>-Minderungsstrategien im marinen Bereich ernsthaft in Erwägung gezogen werden. Neben ökonomischen und technischen Aspekten wären hier insbesondere die Konsequenzen und Risiken für das marine Ökosystem genau zu überprüfen.

## 5.5 Literatur zu Kapitel 5

- Bates, N.R., A.F. Michaels und A.H. Knap, 1996. Seasonal and interannual variability of oceanic carbon dioxide species at the U.S. JGOFS Bermuda Atlantic Time-series Study (BATS) site. *Deep-Sea Res.*, 43, 347-383.
- Brewer, P.G., 1978. Direct observation of the oceanic CO<sub>2</sub> increase. *Geophys. Res. Letters*, 5, 997-1000.
- Chen, C.-T.A. und F.J. Millero, 1979. Gradual increase of oceanic CO<sub>2</sub>. *Nature*, 277, 205-206.
- Chen, C.-T.A., 1993. The oceanic anthropogenic CO<sub>2</sub> sink. *Chemosphere*, 27, 1041-1064.
- Coale, K.H., K.S. Johnson, S.E. Fitzwater, R.M. Gordon, S. Tanner, F.P. Chavez, L. Ferioli, C. Sakamoto, P. Rogers, F. Millero, P. Steinberg, P. Nightingale, D. Cooper, W.P. Cochlan, M.R. Landry, J. Constantinou, G. Rollwagen, A. Trasvina und R. Kudela, 1996. A massive phytoplankton bloom induced by an ecosystem-scale iron fertilization experiment in the equatorial Pacific Ocean, *Nature*, 383, 495-501.
- Craig, S.G. und K.J. Holmén, 1995. Uncertainties in future CO<sub>2</sub> projections. *Global Biogeochemical Cycles*, 9, 139-152.
- Delworth, T., S. Manabe und R.J. Stouffer, 1993. Interdecadal variations of the thermohaline circulation in a coupled ocean-atmosphere model. *J. Climate*, 6, 1993-2010.
- Francey, R. J., P. P. Tans, C. E. Allison, I. G. Enting, J. W. C. White und M. Trolier, 1995. Changes in oceanic and terrestrial carbon uptake since 1982. *Nature*, 373, 326-330.
- Gruber, N., J.L. Sarmiento und T.F. Stocker, 1996. An improved method for detecting anthropogenic CO<sub>2</sub> in the oceans. *Global Biogeochem. Cycles*, 10, 809-837.
- Heimann, M. and E. Maier-Reimer, 1996. On the relations between the oceanic uptake of carbon dioxide and its carbon isotopes. *Global Biogeochemical Cycles*, 10, 89-110.
- Houghton, J.T., G.T. Jenkins und J.J. Ephraums, 1990. *Climate Change - The IPCC scientific assessment*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Houghton, J.T., G.T. Jenkins und J.J. Ephraums, 1993. *Climate Change 1992*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Keeling, R.F., S.C. Piper und M. Heimann, 1996. Global and hemispheric CO<sub>2</sub> sinks deduced from changes in atmospheric O<sub>2</sub> concentration. *Nature*, 381, 218-221.
- Körtzinger, A., L. Mintrop und J.C. Duinker, 1998. On the penetration depth and the inventory of anthropogenic CO<sub>2</sub> into the North Atlantic Ocean. *J. Geophys. Res.*, 103, 18,681-18,689..
- Lueker, T., C.D. Keeling, P. Guenther, M. Wahlen und W. Mook, 1996. Inorganic carbon variations in surface ocean water near Bermuda. *Carib. J. Sci.*, 32, 299.
- Maier-Reimer, E., U. Mikolajewicz und A. Winguth, 1996. Future ocean uptake of CO<sub>2</sub>. *Climate Dynamics* •
- Pegler, K., 1996. Das CO<sub>2</sub>-System im Nordostatlantik: Saisonaler Einfluß auf die regionale Verteilung des gelösten anorganischen Kohlenstoffs (Abschlußbericht), Institut für Biogeochemie und Meereschemie, Universität Hamburg.
- Quay, P.D., B. Tilbrook und C.S. Wong, 1992. Oceanic uptake of fossil fuel CO<sub>2</sub>: carbon-13 evidence. *Science*, 256, 74-79.
- Rahmstorf, S., 1995. Bifurcation of the Atlantic thermohaline circulation in response to changes in the hydrological cycle. *Nature*, 378, 145-149.
- Redfield, A.C., B.H. Ketchum und F.A. Richards, 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. In: *The Sea*, Vol. 2, hrsg. von M.N. Hill, Interscience, New York.

- Ribeiro, J., 1995. Carbon Dioxide Biological Sequestration. Carbon Dioxide Biological Sequestration. Review and assessment prepared for DG XVII of the European Commission Joint Research Centre, European Commission Institute for Prospective Technological Studies, Seville, Spain.
- Ribeiro, J. und B. Henry, 1995. Carbon Dioxide Disposal and Storage Technologies. Joint Research Centre, European Commission, Institute for Prospective Technological Studies, Report EUR 16320 EN, Seville, Spain.
- Riebesell, U., D.A. Wolf und V. Smetacek, 1993. Carbon dioxide limitation of marine phytoplankton growth rates. *Nature*, 361, 249-251.
- Sarmiento, J.L., C. Le Quéré und S.W. Pacala, 1995. Limiting future atmospheric carbon dioxide. *Global Biogeochemical Cycles*, 9, 121-137.
- Siegenthaler, U. und J.L. Sarmiento, 1993. Atmospheric carbon dioxide and the ocean. *Nature*, 365, 119-125.
- Sundquist, E.T., L.N. Plummer und T.M.L. Wigley, 1979. Carbon dioxide in the ocean surface: the homogeneous buffer factor. *Science*, 204, 1203-1205.
- Sundquist, E.T., 1993. The global carbon dioxide budget. *Science*, 259, 934-941.
- Tans, P.P., I.Y. Fung und T. Takahashi, 1990. Observational constraints on the global atmospheric CO<sub>2</sub> budget. *Science*, 247, 1431-1438.
- Wilton, M. und E.S. Sarachik, 1993. Thermohaline oscillations induced by strong steady salinity forcing of ocean general circulation models. *J. Phys. Oceanogr.*, 23, 1389-1410.

## **6. Die Rolle der Landbiosphäre**

Der Bereich der Landbiosphäre wird in diesem Teil wie folgt dargestellt: Zunächst wird unser Prozeßwissen dargestellt, und zwar hinsichtlich Datenlage bezüglich der terrestrischen Kohlenstoffpools (Kapitel 6.1), Photosynthese und Pflanzenatmung (Kapitel 6.2), Bodenatmung und mikrobiellen Stoffabbau (Kapitel 6.3) sowie der direkten Messungen der Austauschflüsse von CO<sub>2</sub> und anderen Spurenstoffen zwischen Vegetation und Atmosphäre (Kapitel 6.4). Darauf folgt die Diskussion der Bedeutung der Nährstoffe, insbesondere des Stickstoffes (Kapitel 6.5) und die Rolle der Vegetationsbrände (Kapitel 6.6). Der Stand der globalen Modellierung des Kohlenstoffumsatzes in der terrestrischen Biosphäre wird in Kapitel 6.7 dargestellt. Die beiden letzten Kapitel behandeln den Einfluß des Menschen in der Landwirtschaft (Kapitel 6.8) und Forstwirtschaft (Kapitel 6.9).

### **6.1 Globale Kohlenstoff-Pools in Boden und Vegetation**

Im folgenden Kapitel werden Datensätze zu den Kohlenstoff-Pools in Boden und Vegetation zusammengestellt und bewertet. Diese C-Speicher bilden die Grundlage jeder Bilanzierung und vieler Modellierungen des globalen C-Haushaltes und müssen daher möglichst genau bekannt sein (s. Kapitel 3).

#### **Kurzzusammenfassung der Ergebnisse:**

- globale C-Vorräte:  
1560 Gt im Boden (68%), 660 Gt C in der Vegetation (28%), 90 Gt C in der Streu (4%)
- global große C-Vorräte in Feuchtgebieten sowie tieferen Bodenhorizonten
- Senkenpotentiale in Deutschland: Feuchtgebiete > Wiesen, Wälder > Äcker

#### **Forschungsempfehlungen:**

- Verbesserung der Datengrundlage für bestimmte Regionen und Vegetationstypen
- Erstellung einer aktuellen Kohlenstoffbilanz für die Bundesrepublik Deutschland

#### **Handlungsempfehlungen:**

- Erhalt bzw. Ausweitung von Feuchtgebieten, z.B. Mooren
- Schutz des größten terrestrischen C-Speichers: Boden

#### **6.1.1 Globale C-Vorräte**

Globaler Klimawandel manifestiert sich nicht nur in erhöhten CO<sub>2</sub>-Konzentrationen, sondern sehr wahrscheinlich auch in veränderten Luft- und Bodentemperaturen sowie Niederschlagsverhältnissen. Somit können globale Klimaänderungen viele biotische Prozesse im Boden und in der Vegetation beeinflussen, angefangen mit der photosynthetischen Netto-C-Fixierung und anschließender Biomasseakkumulation (d.h. C-Speicherung) bis hin zur C-Freisetzung durch die Bodenatmung. Daher ist es wichtig, nicht nur die am C-Umsatz beteiligten Prozesse zu identifizieren, sondern auch die terrestrischen C-Pools in Boden und Vegetation so genau wie

möglich zu kennen. Diese Pools sind Grundlage und Startbedingung vieler Ökosystemmodelle oder biogeochemischer Modelle und dienen der Simulation, wie die Biosphäre auf globalen Wandel reagieren könnte. Darüber hinaus sind sie letztlich die C-Mengen, die durch Klimawandel und Landnutzung (*Global Change*) freigesetzt werden können. Die Kenntnis dieser "Gefahrenquellen" kann somit genutzt werden, um wertvolle Hinweise über das Senkenpotential verschiedener C-Pools zu erhalten.

Mittelt man über alle verfügbaren Angaben (Tab. 6.1), dann ergibt sich weltweit ein C-Pool in der Vegetation (meist ohne Begleitvegetation) von ca. 660 Gt Kohlenstoff. Demgegenüber stehen C-Vorräte im Boden von rund 1560 Gt C (meist ohne organische Auflage, bis ca. 1 m Tiefe) und nur geringe Vorräte in der Streu von ca. 90 Gt C. Damit sind rund ein Drittel des terrestrischen Kohlenstoffs in der Vegetation (28 % lebende Biomasse, 4 % Streu) und zwei Drittel (68%) im Boden (bis ca. 1 m Tiefe) gebunden. Beim Vergleich globaler Abschätzungen der C-Pools in Boden und Vegetation aus den Jahren 1919 bis 1996 fällt auf, daß die Variationsbreite der verschiedenen Schätzwerte sehr groß ist. Der Variationskoeffizient (= Verhältnis von Standardabweichung zu Mittelwert) beträgt bei den Vegetationspools 25%, bei den Bodenpools 34% und bei den C-Pools in der Streu sogar 43%. Natürliche Variabilität, z.B. durch die Variation im Boden oder im Nährstoff- und Wasserhaushalt, aber auch Unstimmigkeiten bei den Flächenangaben verschiedener Autoren tragen zu dieser erheblichen Variation der Poolgrößen bei.

Beschränkt man sich nur auf Waldgebiete, dann existieren zwei Studien, die die C-Vorräte in Waldökosystemen nach ihrer geographischen Lage unterscheiden: die Arbeit von Dixon *et al.* (1994) und die Studie der FAO (1995). Da Dixon *et al.* (1994) auch *woodlands* (sehr lichte Wälder, meist mit Grasunterwuchs) berücksichtigt, unterscheiden sich die in den beiden Arbeiten angegebenen absoluten Waldflächen und C-Vorräte erheblich (Dixon: 4165 Mha, 359 Gt C; FAO: 3442 Mha, 220 Gt C). Ein Vergleich wird auch durch die unterschiedlichen Definitionen von *forest* erschwert. Die relative Verteilung der C-Vorräte ist jedoch in beiden Studien ähnlich: Südamerika hat die größten C-Vorräte, gefolgt von Russland, Asien und Afrika (Tab. 6.2). Diese vier Gebiete umfassen zwischen 84% (Dixon *et al.* 1994) und 87% (FAO 1995) aller C-Vorräte in Wäldern.

Beim Vergleich der publizierten Datensätze für Boden-C-Vorräte ist zu berücksichtigen, daß ihnen unterschiedliche Bodentypenklassifikationen zugrunde liegen und unterschiedliche maximale Bodentiefen berücksichtigt sind. Somit sind die Abschätzungen nicht ohne weiteres vergleichbar. Generell werden den weltweit kartierten Bodentypen mittlere Messwerte dieses Bodentyps zugeordnet, die aus unterschiedlich großen Pedon-Datenbanken stammen (Eswaran *et al.* (1995): 1000 Pedons aus verschiedenen Ländern und 15000 aus USA; Batjes (1996): 4350 Pedons weltweit). Während den Studien von Buringh (1984) und Eswaran *et al.* (1995) die USDA-Nomenklatur zugrunde liegt (*United States Department of Agriculture*), wird für die Studie von Batjes (1996) die FAO-Nomenklatur verwendet (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*). Die Studien von Post *et al.* (1982, 1985) dagegen beruhen auf ca. 2700 Pedons und werden durch die *Holdridge-Life Zones* gegliedert. Die Summen der globalen Boden-C-Vorräte der beiden neueren Studien von Eswaran *et al.* (1995) und Batjes (1996) liegen bei 1555 Gt C bzw. 1477 Gt C.

Tabelle 6.1. Globale Kohlenstoff-Pools in Vegetation und Boden. Wu und Bv beschreiben, ob Wurzeln oder Begleitvegetation miterfaßt wurden. O und CO<sub>3</sub> beschreiben, ob die organische Auflage oder Karbonate berücksichtigt wurden

Autoren N = 41	Fläche [Mha]	Vegetation [Gt C]	Wu	Bv	Boden [Gt C]	Streu	O	CO <sub>3</sub>
Adams <i>et al.</i> 1990	-	895	?	?	1350		?	?
Ajtay <i>et al.</i> 1979	13380	559.8	x	?	1635.6	59.5	x	-
Ajtay <i>et al.</i> 1979	-		-	-	2070		?	?
Aselmann 1985 (in Esser 1987)	-	638	?	?				
Bach 1985	-	600 - 700	?	?	1000 - 3000		?	?
Baes <i>et al.</i> 1976	-	680	?	?				
Batjes 1996	-		?		1462 - 1548	-	(x)	695-748
Bazilevich <i>et al.</i> 1970 (in Paulsen 1995)	-	976	?	?				
Bohn 1976	-		-	-	2976		?	?
Bolin 1970	-	450	?	?				
Bolin 1977	-		-	-	700		?	?
Bolin <i>et al.</i> 1979 (in Paulsen 1995)	-		?		1672		?	?
Bouwman 1990	-		-	-	1700		?	?
Bowen 1966	-	518	?	?				
Budyko <i>et al.</i> 1987 (in Paulsen 1995)	-	800	?	?	2000		?	?
Buringh 1984	-		-		1477.2	-	-	-
Davidson 1994	-	600	?	?	1600	?	?	?
Duvigneaud 1979 (in Paulsen 1995)	-	592	?	?				
Esser 1987	-	657	?	?		152		
Eswaran <i>et al.</i> 1995	-		?		1555	-	(x)	-
Garrels & Mackenzie 1972	-	1000	?	?				
Garrels <i>et al.</i> 1975 (in Bohn 1976)	-	480	?	?				?
Goudriaan & Ketner 1984	-	594	-	-	1400		?	?
Keeling 1973 (in Paulsen 1995)	-		-	-	1050		?	?
Kobak 1988 (in Vinson & Kolchugina 1993)	-	560	?	?	2020	84	?	?
Matthews 1984	14748	737	?	?				
Meentemeyer <i>et al.</i> 1981 (in Paulsen 1995)	-		-	-	1457	75	?	?
Müller 1960	-	300	?	?				

Tabelle 6.1. Globale Kohlenstoff-Pools in Vegetation und Boden. Wu und Bv beschreiben, ob Wurzeln oder Begleitvegetation miterfaßt wurden. O und CO<sub>3</sub> beschreiben, ob die organische Auflage oder Karbonate berücksichtigt wurden

Autoren N = 41	Fläche [Mha]	Vegetation [Gt C]	Wu	Bv	Boden [Gt C]	Streu	O	CO <sub>3</sub>
Olson 1970	14800	562	(x)	(x)				
Olson <i>et al.</i> 1983	-	560	?	?				
Olson <i>et al.</i> 1985	-	756	?	?	1700	100	?	?
Post <i>et al.</i> 1982	-		-	-	1395		?	?
Post <i>et al.</i> 1985	13134				1272.4	?	?	-
Scharpenseel 1993	12800	650	?	?	1500 - 2500	?	?	x
Schlesinger 1977	14700		-	-	1456	x	x	-
Schlesinger 1984	14700				1515	(x)	(x)	-
Schröder 1919	-	550	?	?				
Waksman 1938	-	700	?	?				
Whittaker & Likens 1973	-	827	?	?				
Whittaker & Lieth 1975 (in Paulsen 1995)	-	847	?	?		50		
Zinke <i>et al.</i> 1984					1400			
<b>Mittelwert</b>	14037	659			1564	87		
<b>Standardabweichung</b>	889	163			525	37		
<b>Anzahl</b>	7	25			21	6		
<b>Variationskoeffizient</b>	6 %	25 %			34 %	43 %		
<b>NurWaldgebiete:</b>								
Dixon <i>et al.</i> 1994	4165	359	x	x	787	-	x	-
FAO 1995	3442	220	-	-				

Tabelle 6.2. Kohlenstoffvorrat in der Vegetation.

	Dixon <i>et al.</i> (1994)	FAO (1995)
Südamerika	33.2%	40.9%
Russland	20.6%	11.7%
Asien	16.1%	17.1%
Afrika	14.5%	16.5%
Nordamerika	8.1%	10.2%
Europa	2.5%	2.7%
Australien/Japan	5%	0.9%
Gesamt	100%	100%

Es gibt jedoch auch Datensätze, die die Boden-C-Vorräte (in kg/m<sup>2</sup>) nach Vegetationstypen unterscheiden, nicht - wie oben beschrieben - nach Bodentypen (Ajtay *et al.* 1979; Schlesinger 1977, 1984; Post *et al.* 1985). Obwohl auch hier große Unterschiede in den absoluten Werten auftreten, kristallisiert sich folgende Reihenfolge der Senkenstärke heraus: die mit Abstand größte C-Speicherung erfolgt in Feuchtgebieten (Mooren, Sümpfe, Marschen, etc.), mittlere Potentiale findet man in Wäldern und Grasländern, während die Speicherung in landwirt-



schaftliche Nutzflächen immer niedriger liegen. Unterscheidet man noch zwischen temperaten und tropischen Grasländern, erhält man folgende Reihung: Feuchtgebiete > temperate Grasländer (in D: Wiesen) > Wälder > landwirtschaftliche Nutzflächen (in D: Äcker).

Basierend auf der Datenbank von Batjes (1996), die im Rahmen des IGBP-DIS Projektes entstand (*International Geosphere-Biosphere Programme, Data and Information Systems Core Project*), wurden die beiden Karten der Boden-C-Vorräte Europas in 0 - 30 cm und 30 - 100 cm Bodentiefe erstellt (Abb. 6.1 und 6.2). Die Boden-C-Vorräte Europas liegen in den oberen



Abbildung 6.1. Boden-C-Vorräte in Europa (0 - 30 cm Bodentiefe).

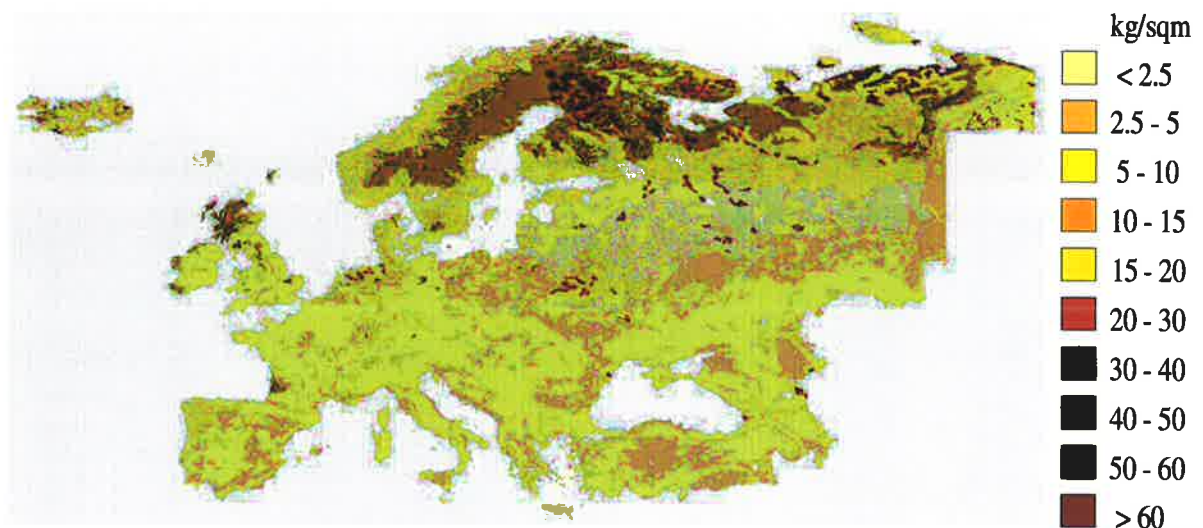


Abbildung 6.2. Boden-C-Vorräte in Europa (30 - 100 cm Bodentiefe).

Mineralbodenhorizonten (0 - 30 cm) meist unter 15 kg C/m<sup>2</sup> (Abb. 6.1.) bzw. in grösseren Tiefen (30 - 100 cm) unter 60 kg C/m<sup>2</sup> (Abb. 6.2.). Zum Vergleich: Der mittlere globale C-Vorrat in den oberen 100 cm liegt bei etwa 13 kg C/m<sup>2</sup> (Batjes 1996). Rund 60 % der Fläche Europas ist mit Böden bedeckt, die 5 - 10 kg C/m<sup>2</sup> im Oberboden (0 - 30 cm) gespeichert haben. Böden, die 5 - 10 kg C/m<sup>2</sup> im Unterboden (30 - 100 cm) gespeichert haben, machen dagegen rund 40 % der Fläche Europas aus. Insgesamt werden in größeren Tiefen erhebliche Mengen an Koh-

lenstoff gespeichert. Höhere Werte treten meist auf staunassen oder moorigen Böden auf. Gerade diese beiden Aspekte werden oft nur unzureichend berücksichtigt (Gorham 1991; Richter und Markewitz 1995).

### 6.1.2 C-Vorräte auf der Ebene von Nationalstaaten

Die Datengrundlage auf Länderebene muß sehr differenziert beurteilt werden. Für die meisten Staaten dieser Erde liegen zwar Daten für die Wald-C-Vorräte vor (z. B. FAO 1995, siehe Anhang A1), doch stehen Daten für die Vorräte in Nicht-Waldgebieten oder im Boden häufig nicht oder nur als interne Berichte zur Verfügung. Nur für wenige Länder existieren vollständige C-Bilanzen (Bsp. Schweiz, Österreich, UdSSR/Russland), für Deutschland fehlt eine den modernen Ansprüchen genügende Kohlenstoff-Bilanz.

Doch auch auf dieser relativ kleinskaligen Ebene treten große Unsicherheiten in den Abschätzungen auf. Zwei Beispiele können dies für Waldbestände verdeutlichen: Deutschland (Tab. 6.3) und Russland (Tab. 6.4).

Tabelle 6.3. Beispiel Deutschland.

Autoren	Zeitraum	Fläche [Mha]	Vegetation [Mt C]	Mineral- boden- [Mt C]	organische Auflage [Mt C]
Burschel <i>et al.</i> 1993	ca. 1985 - 93	10.03	888 (Bäume) 10 (U.wuchs)	1174	442
BMU 1993	ca. 1986 - 90	10.80	945 (Bäume)		540-1080
Ulrich & Puhe 1994	ca. 1986 - 90	10.00	864 (Bäume)		1322
FAO 1995	ca. 1990	10.49	792 (Bäume)		

Tabelle 6.4. Beispiel Russland (europäisches Russland und Sibirien)

Autoren	Fläche [Mha]	Vegetation [Mt C]	Mineralboden [Mt C]	organische Auflage [Mt C]
<b>Terrestrisch-Ökosysteme:</b>				
Vinson & Kolchugina 1993	1803	92900	256000	18900
Orlov & Biryukova 1995 (in Rozhkov <i>et al.</i> 1996)	1714		296150	
Rozhkov <i>et al.</i> 1996	1661		222630	119460
<b>Wald:</b>				
Kolchugina & Vinson 1993a	800	58700		11100
Kolchugina & Vinson 1993b	800	53670		11130
Shvidenko & Nilsson 1994	771	21250		
FAO 1995	755	25824		
Krankina <i>et al.</i> 1996	884	42100		29500

Trotz ähnlicher Flächenangaben ( $\pm 4\%$ ) sind die ermittelten C-Vorräte, insbesondere im Boden, sehr unterschiedlich ( $\pm 40\%$ ). Das zweite Beispiel zeigt dies noch deutlicher.

Die für die Vegetationsvorräte sehr großen Unterschiede beruhen zum einen auf unterschiedlichen Flächenangaben (unterschiedliche Verwaltungseinheiten der russischen Forstwirtschaft) und berücksichtigten Kompartimenten (Begleitvegetation, Totholz), zum anderen auf (z.T. fehlerhaften) Umrechnungsfaktoren, mit denen von stehender Biomasse oder verwertbarem Holz auf die Kohlenstoffvorräte geschlossen wurde (pers. Mitteilung A. Shvidenko). Ein ähnlich unzulängliches Bild zeigt sich, wenn die C-Vorräte in bestimmten Habitaten, z. B. in Mooren und Feuchtgebieten oder Klimazonen ermittelt werden sollen (siehe Anhang A1).

### **6.1.3 Unzulänglichkeiten der Datenbasis, Forschungs- und Handlungsempfehlungen**

Im Folgenden sollen kurz die Probleme, die im Kapitel 6.1 auftraten, beschrieben sowie Forschungs- und Handlungsempfehlungen ausgesprochen werden.

#### **Unzulänglichkeiten der Datenbasis:**

- Für diesen Teil der Studie wurden 70 Arbeiten ausgewertet (siehe Anhang A1). Obwohl die Zahl der durchgesehenen Arbeiten wesentlich größer ist, konnten viele Publikationen nicht berücksichtigt werden, da häufig zentrale Informationen fehlen. Hier sind vor allem fehlende/uneinheitliche Flächenangaben oder genaue Definitionen zu den inventarisierten Pools (z. B. Begleitvegetation, Wurzeln, Streu, organische Auflage oder Karbonate) zu nennen.
- Aktuelle Daten zum C-Vorrat sind meist nur für die forstlich genutzten Waldökosysteme zu finden (z. B. FAO 1995). Für andere Ökosysteme muß auf eine möglicherweise veraltete Datengrundlage zurückgegriffen werden, da Biomasseuntersuchungen derzeit kaum noch durchgeführt werden. Die Datengrundlage zu Boden-C-Vorräten, insbesondere in tieferen Bodenhorizonten ( $> 1$  m), ist ebenfalls lückenhaft. Da hier sehr große Mengen Kohlenstoff gespeichert (Batjes und Sombroek 1997) oder in Form von Wurzeln umgesetzt werden (Nepstad *et al.* 1994), muß dieses Manko dringend behoben werden.
- Wichtige Poolgrößen wie z. B. die der Wurzeln (vgl. Cairns *et al.* 1997) oder der Begleitvegetation sind unbekannt, obwohl sich diese Pools schnell umsetzen und daher einen wichtigen Beitrag zur terrestrischen C-Quelle darstellen können. Für den Boden-C-Speicher fehlt eine Kompartimentierung entsprechend den unterschiedlichen Abbauraten: schnell und langsam abbaubarer sowie gelöster organischer Kohlenstoff und Holzkohle.
- Die Umrechnungsfaktoren von Biomasse zu Kohlenstoff variieren zwischen 40% und 60%. Extreme Schwankungen werden für Torf angegeben (38% bis 56%, Rozhkov *et al.* 1996). Dies erhöht die Schwankungsbreiten der geschätzten C-Vorräte erheblich. Bei globalen Abschätzungen wird häufig auf die natürliche potentielle Vegetation zurückgegriffen (Bsp. Matthews 1983), nicht aber auf die aktuelle Vegetationsdecke (Bsp. Wilson und Henderson-Sellers 1985; "DISCover" von Belward 1996). So können Änderungen in der Landnutzung nicht erkannt werden.

- Studien aus Südamerika, Afrika oder Asien sind kaum zu finden. Daher können die wenigen zur Verfügung stehenden Daten nicht überprüft werden. Da gerade die Ökosysteme in diesen Regionen verstärkten anthropogenen Einflüssen ausgesetzt sind (Rodung, Siedlungsdruck, Landnutzungsänderungen), ist die eingeschränkte Datengrundlage besonders kritisch einzuschätzen und sollte umgehend verbessert werden.

#### **Forschungsbedarf in Hinblick auf die Situation in Deutschland:**

- Die C-Speicherung in Feuchtgebieten, z.B. in Mooren, ist bisher vernachlässigt worden, obwohl die festgelegten C-Mengen gerade hier sehr groß sind. Neuere Arbeiten (z.B. Gorham 1991) übertreffen ältere globale Schätzungen um ein Vielfaches. Dies ist besonders bedenklich, weil die aktuellen Modellrechnungen für die hohen nördlichen Breiten den höchsten Temperaturanstieg vorhersagen (IPCC 1996). Diese Wissenslücke sollte unbedingt geschlossen werden.
- Es fehlt eine aktuelle Kohlenstoffbilanz für die Bundesrepublik Deutschland, die auch die Aspekte der Landnutzung berücksichtigt.

#### **Handlungsempfehlungen:**

- Maßnahmen sollten auf den Erhalt und die Ausweitung von Feuchtgebieten zielen.
- Der größte terrestrische C-Speicher, der Boden, ist gleichzeitig am meisten gefährdet. Die Mehrzahl anthropogener Eingriffe in die Natur, sei es durch Landnutzung, Siedlungs- und Straßenbau oder selbst durch das Freizeitverhalten, beeinflussen den Boden und führen allgemein zu erheblichen C-Freisetzungen (s. Kapitel 6.3). Soll ein weiterer Anstieg der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration verhindert werden, muß der Boden als C-Senke erhalten bleiben und, wenn möglich, vergrößert werden. Wird hingegen durch Bewirtschaftung CO<sub>2</sub> freigesetzt, muß dieses CO<sub>2</sub> an anderer Stelle, z.B. durch verminderte Emissionen, kompensiert werden (*Joint Implementation*).

#### **6.1.4 Literatur zu Abschnitt 6.1**

- Adams, J.M., H. Faure, L. Faure-Denard, J.M. McGlade, F.I. Woodward. 1990. Increases in terrestrial carbon storage from the last glacial maximum to the present. *Nature* **348**: 711-714.
- Ajtay, G.L., P. Ketner, P. Duvigneaud. 1979. Terrestrial primary production and phytomass. *In*: B. Bolin, E. T. Degens, P. Duvigneaud and S. Kempe (Hrsg.) *The global carbon cycle*. SCOPE 13. John Wiley & Sons Ltd, New York, NY, USA. S. 129-181.
- Apps, M.J., W.A. Kurz. 1993. The role of Canadian forests in the global carbon budget. *In*: M. Kanninen (Hrsg.) *Carbon balance of world's forested ecosystems: towards a global assessment*. Painatuskeskus, Helsinki, Finland, Joensuu, Finland, May 1992. S. 14-39.
- Armentano, T.V., E.S. Menges. 1986. Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. *J. Ecology* **74**: 755-774.
- Bach, W. 1985. Der anthropogen gestörte Kohlenstoffkreislauf: Methoden zur Abschätzung der CO<sub>2</sub>-Entwicklung in der Vergangenheit und in der Zukunft. *Düsseldorfer Geobot. Kolloq.* **2**: 3-23.
- Baes, C.F., H.E. Goeller, J.S. Olson, R.M. Rotty. 1976. *The global carbon dioxide problem*. Oakridge, Tennessee, USA. 72 Seiten.

- Batjes, N.H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Science* **47**: 151-163.
- Batjes, N.H., W.G. Sombroek. 1997. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soils. *Global Change Biology* **3**: 161-173.
- Belward, A.S. 1996. The IGBP-DIS global 1 km land cover data set "DISCover". Working Paper IGBP, Band 13. 61 Seiten.
- BMU (1993) Klimaschutz in Deutschland. Nationalbericht der Bundesregierung für die Bundesrepublik Deutschland. Bundesumweltministerium. August 1993. 143 Seiten.
- Bohn, H.L. 1976. Estimate of organic carbon in world soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **40**: 468-470.
- Bolin, B. 1970. The carbon cycle. *In*: B. Bolin (Hrsg.) *The Biosphere*. Freeman and Comp., San Francisco, CA, USA. S. 49-56.
- Bolin, B. 1977. Changes of land biota and their importance for the carbon cycle. *Science* **196**: 613-615.
- Bouwman, A.F. 1990. Global distribution of the major soils and land cover types. *In*: A. F. Bouwman (Hrsg.) *Soils and the Greenhouse Effect*. John Wiley & Sons Ltd, New York, NY, USA. S. 33-59.
- Bowen, H.J.M. 1966. Trace elements in biochemistry. Academic Press, London, New York. 241 Seiten.
- Brown, S., A.E. Lugo. 1982. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* **14**: 161-187.
- Buringh, P. 1984. Organic carbon in soils of the world. *In*: G. M. Woodwell (Hrsg.) *The role of terrestrial vegetation in the global carbon cycle: measurements by remote sensing*. John Wiley & Sons Ltd, New York, NY, USA. S. 91-109.
- Burschel, P., E. Kuersten, B.C. Larson, M. Weber. 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.
- Cannell, M.G.R., R.C. Dewar, D.G. Pyatt. 1993. Conifer plantations on drained peatlands in Britain: a net gain or loss of carbon. *Forestry* **66**: 353-369.
- Cannell, M.G.R., R. Milne. 1995. Carbon pools and sequestration in forest ecosystems in Britain. *Forestry* **68**: 361-378.
- Cairns, M.A., S. Brown, E.H. Helmer, G.A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* **111**: 1-11.
- Davidson, E.A., P.A. Lefebvre. 1993. Estimating regional carbon stocks and spatially covarying edaphic factors using soil maps on three scales. *Biogeochemistry* **22**: 107-131.
- Davidson, E.A. 1994. Climate change and soil microbial processes: secondary effects are hypothesised from better known interacting primary effects. *In*: M. D. A. Rounsevell and P. J. Loveland (Hrsg.) *Soil responses to climate change*. Band 123. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 155-168.
- Dixon, R.K., S. Brown, R.A. Houghton, A.M. Solomon, M.C. Trexler, J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* **263**: 185-190.
- Esser, G. 1987. Sensitivity of global carbon pools and fluxes to human and potential climatic impacts. *Tellus* **39B**: 245-260.
- Eswaran, H., v.d. Berg, E, P. Reich, J. Kimble. 1995. Global soil carbon resources. *Advances in Soil Science*. S. 27-43.
- FAO. 1995. Forest resources assessment 1990. FAO, Rome, Italy. 46 Seiten.
- Galinski, W., M. Küppers. 1994. Polish forest ecosystems: the influence of changes in the economic system on the carbon balance. *Climatic Change* **27**: 103-119.
- Garrels, R.M., F.T. Mackenzie. 1972. A quantitative model for the sedimentary rock cycle. *Mar. Chem.* **1**: 27-41.

- Göttlich, K. 1990. Moor- und Torfkunde. E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 529 Seiten.
- Gorham, E. 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications* **1**: 182-195.
- Goudriaan, J., D. Ketner. 1984. A simulation study for the global carbon cycle, including mass impact on the biosphere. *Climatic Change* **6**: 167-192.
- IPCC. 1996. Climate Change 1995. The Science of Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge. 572 Seiten.
- Karjalainen, R., S. Kellomäki. 1993. Carbon storage in forest ecosystems in Finland. *In*: M. Kanninen (Hrsg.) Carbon balance of world's forested ecosystems: towards a global assessment. Painatuskeskus, Helsinki, Finland, Joensuu, Finland, May 1992. S. 40-51.
- Kauppi, P.E., E. Tomppo, A. Ferm. 1995. C and N storage in living trees within Finland since 1950s. *Plant and Soil* **168-169**: 633-638.
- Körner, C., B. Schilcher, S. Pelaez-Riedl. 1993. Vegetation und Treibhausproblematik: eine Beurteilung der Situation in Österreich unter besonderer Berücksichtigung der Kohlenstoff-Bilanz: 46 Seiten.
- Kolchugina, T.P., T.S. Vinson. 1993a. Carbon sources and sinks in forest biomes of the former Soviet Union. *Global Biogeochemical Cycles* **7**: 291-304.
- Kolchugina, T.P., T.S. Vinson. 1993b. Comparison of two methods to assess the carbon budget of forest biomes in the former Soviet Union. *Water, Air and Soil Pollution* **70**: 207-221.
- Krankina, O.N., M.E. Harmon, J.K. Winjum. 1996. Carbon storage and sequestration in the Russian forest sector. *AMBIO* **25**: 284-288.
- Makundi, W.R., J.A. Sathaye, O.R. Masera. 1993. Carbon emissions and sequestration by forests: case studies of seven developing countries. *In*: M. Kanninen (Hrsg.) Carbon balance of world's forested ecosystems: towards a global assessment. Painatuskeskus, Helsinki, Finland, Joensuu, Finland, May 1992.
- Matthews, E. 1983. Global vegetation and land use: new high resolution data bases for climate studies. *J. Climate Appl. Meteorology* **22**: 474-487.
- Matthews, E. 1984. Global inventory of the pre-agricultural and present biomes. *In*: H. Lieth (Hrsg.) Interactions between climate and biosphere. Band 3. Prog. Biometeorol. S. 237-247.
- Müller, D. 1960. Der Kohlenstoffkreislauf. *Encycl. Plant Physiol.* **12**: 934-948.
- Nabuurs, G.J., G.M.J. Mohren. 1993. Carbon stocks and fluxes in Dutch forest ecosystems. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, Netherlands. 85 Seiten.
- Olson, J.S. 1970. Carbon cycles and temperate woodlands. *In*: D. Reichle (Hrsg.) Analysis of temperate forest ecosystems. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 226-241.
- Nepstad, D.C., C.R. deCarvalho, E.A. Davidson, P.H. Jipp, P.A. Lefebvre, G.H. Negreiros, E.D. daSilva, T.A. Stone, S.E. Trumbore, S. Vieira. 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* **372**: 666-669.
- Olson, J.S., A. Pfuderer, Y.H. Chan. 1978. Changes in the global carbon cycle and the biosphere. Oakridge, Tennessee, USA. 169 Seiten.
- Olson, J.S., R.M. Garrels, R.A. Berner, T.V. Armentano, M.I. Dyer, D.H. Yaalon. 1985. The natural carbon cycle. *In*: J. R. Trabalka (Hrsg.) Atmospheric carbon dioxide and the global carbon cycle. DOE/ER Report 0239. US Department of Energy, Washington, DC, USA. S. 182-201.
- Olson, J.S., J.A. Watts, L.J. Allison. 1983. Carbon in live vegetation of major world ecosystems. DOE/NBB-0037. US Department of Energy, Washington, DC, USA.
- Paulsen, J. 1995. Der biologische Kohlenstoffvorrat der Schweiz. Verlag Ruediger AG, Chur. 126 Seiten.

- Post, W.M., W.R. Emanuel, P.J. Zinke, A.G. Stangenberger. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* **298**: 156-159.
- Post, W.M., J. Pastor, P.J. Zinke, A.G. Stangenberger. 1985. Global patterns of soil nitrogen storage. *Nature* **317**: 613-616.
- Richter, D.D., Markewitz, D. 1995. How deep is soil? *BioScience* **45**: 600-609.
- Rozhkov, V.A., V.B. Wagner, B.M. Kogut, D.E. Konyushkov, S. Nilsson, V.B. Sheremet, A.Z. Shvidenko. 1996. Soil carbon estimates and soil carbon map for Russia. International Institute for Applied Systems Analysis IIASA. 37 Seiten.
- Scharpenseel, H.W. 1993. Major carbon reserves of the pedosphere: source-sink relations, potential of  $^{14}\text{C}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  as supporting methodologies. *Water, Air and Soil Pollution* **70**: 431-442.
- Schlesinger, W.H. 1977. Carbon balance in terrestrial detritus. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **8**: 51-81.
- Schlesinger, W.H. 1980. The world carbon pool in soil organic matter: a source of atmospheric  $\text{CO}_2$ ? *In*: G. M. Woodwell (Hrsg.) *The role of terrestrial vegetation in the global carbon cycle: methods of appraising changes*. John Wiley & Sons Ltd, New York, NY, USA.
- Schlesinger, W.H. 1984. Soil organic matter: a source of atmospheric  $\text{CO}_2$ . *In*: G. M. Woodwell (Hrsg.) *The role of terrestrial vegetation in the global carbon cycle: measurements by remote sensing*. John Wiley & Sons Ltd, New York, NY, USA. S. 111-127.
- Schröder, H. 1919. The annual total production of green plants (in German). *Naturwissenschaften* **7**: 23-29.
- Shvidenko, A.Z., S. Nilsson. 1994. What do we know about the Siberian forests? *AMBIO* **23**: 396-?
- Turner, D.P., G.J. Koerper, M.E. Harmon, J.J. Lee. 1995. A carbon budget for forests of the conterminous United States. *Ecological Applications* **5**: 421-436.
- Ulrich, B., J. Puhe. 1994. Auswirkungen der zukünftigen Klimaveränderung auf mitteleuropäische Waldökosysteme und deren Rückkoppelungen auf den Treibhauseffekt. *In*: Enquete-Kommission Schutz der Erdatmosphäre (Hrsg.) *Deutschland - Enquete-Kommission Schutz der Erdatmosphäre*. Economica Verlag GmbH, Bonn, Germany. 208 Seiten.
- Vinson, T.S., T.P. Kolchugina. 1993. Pools and fluxes of biogenic carbon in the former Soviet Union. *Water, Air and Soil Pollution* **70**: 223-237.
- Waksman, S.A. 1938. Humus. Origin, chemical composition, and importance in nature. Willimas and Wilkins, Baltimore, USA. 526 Seiten.
- Whittaker, R.H., G.E. Likens. 1973. Carbon in the biota. *In*: G. M. Woodwell and E. V. Pecan (Hrsg.) *Carbon and the biosphere*. CONF-720510. Techn. Inf. Center, Oak Ridge, Tennessee, USA.
- Wilson, M.F., A. Henderson-Sellers. 1985. A global archive of land cover and soils data for use in general circulation models. *J. Climatology* **5**: 119-143.
- Zinke, P.J., A.G. Stangenberger, W.M. Post, W.R. Emanuel, J.S. Olson. 1984. Worldwide organic soil carbon and nitrogen data. Oakridge, Tennessee, USA.





## 6.2 Einwirkung von Standortfaktoren auf die Photosynthese und die Pflanzenatmung

Die wichtigsten Prozesse des C-Haushaltes der terrestrischen Biosphäre sind die  $\text{CO}_2$ -Fixierung durch autotrophe Pflanzen und die  $\text{CO}_2$ -Freisetzung durch Atmungsprozesse, sowohl von Pflanzen (autotrophe Atmung) als auch von Mikroorganismen und Tieren im Boden (heterotrophe Atmung; s. Kapitel 6.3). In diesem Kapitel sollen nun die Quellen- und Senkenprozesse der Vegetation beschrieben werden, die zur  $\text{CO}_2$ -Speicherung bzw.  $\text{CO}_2$ -Freisetzung führen. Da diese Prozesse durch direkte und indirekte anthropogene Einwirkungen beeinflusst werden können, soll darüberhinaus erläutert werden, ob diese Prozesse für Maßnahmen einer erhöhten C-Speicherung geeignet sind.

### Kurzzusammenfassung der Ergebnisse:

- weltweite Erhöhung der Photosyntheseraten von Pflanzen mittels Züchtung oder Gentechnik auf Grund der Artenvielfalt nicht möglich, daher keine Erhöhung des Senkenpotentials
- Überschätzung des Senkenpotentials durch erhöhte Photosynthese, da Akklimatisierung von Pflanzen bisher kaum berücksichtigt
- Temperatur ist treibender Faktor für Pflanzenatmung, daher ist  $\text{CO}_2$ -Freisetzung durch menschliche Eingriffe auf Pflanze für Manipulationen nicht zugänglich

### Forschungsempfehlungen:

- Die lückenhaften Kenntnisse über Akklimatisierung von Photosynthese und Atmung müssen behoben werden.

### Handlungsempfehlungen:

- Auf Grund der Nicht-Beachtung von Akklimatisierungen wird das Senkenpotential der Vegetation bei Erhöhung der atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Konzentration überschätzt. Diese  $\text{CO}_2$ -Menge muß daher bei den Berechnungen zur  $\text{CO}_2$ -Minderung berücksichtigt werden.
- Zusätzliche Atmungsverluste durch steigende Temperaturen (und hohe N-Einträge) müssen in der Bilanz kompensiert werden, sollen die  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen der Luft nicht weiter steigen.

Autotrophe Pflanzen fixieren während der Photosynthese atmosphärisches  $\text{CO}_2$  und produzieren damit Kohlenhydrate, die z.B. zur Biomasseproduktion dienen. Da Pflanzen während der Assimilation von  $\text{CO}_2$  auch Kohlenstoff veratmen, muß man zwischen der Brutto-Photosynthese ( $A_g$ ) und der niedrigeren Netto-Photosynthese ( $A_n$ ) unterscheiden (Abb. 6.3). Die autotrophe Atmung der Pflanzen ( $R_a$ ) setzt sich aus der Blattatmung ( $R_l$ ), der Stammatmung ( $R_w$ ) und der Wurzelatmung ( $R_r$ ) zusammen. Das Ergebnis beider gegenläufigen Prozesse (Photosynthese und Atmung) wird auch als Nettoprimärproduktion bezeichnet (NPP) und wird im Pflanzenwachstum sichtbar. Auf Bestandesebene kommen noch weitere Prozesse ins Spiel, z.B. die heterotrophe Atmung im Boden, doch davon später (s. Kapitel 6.3).

Zahlreiche Untersuchungen der letzten Jahre haben unseren Kenntnisstand über die Ökophysiologie von Pflanzen erheblich erweitert (s. Larcher 1994). Aufbauend auf diesen experimentellen Arbeiten wurden prozeßorientierte Modelle entwickelt (s. Kapitel 6.7), die mit möglichst wenigen Eingangsgrößen die Photosynthese oder die Atmung modellieren (z. B. Williams *et al.* 1996; Lloyd *et al.* 1995; Lloyd und Farquhar 1996; Williams *et al.* 1996). Im Folgenden soll am Beispiel einiger Übersichtsartikel das bestehende Wissen kurz umrissen werden. Ferner soll diskutiert werden, ob die Photosynthese oder die Pflanzenatmung in Hinblick auf eine höhere C-Speicherung beeinflussbar sind.

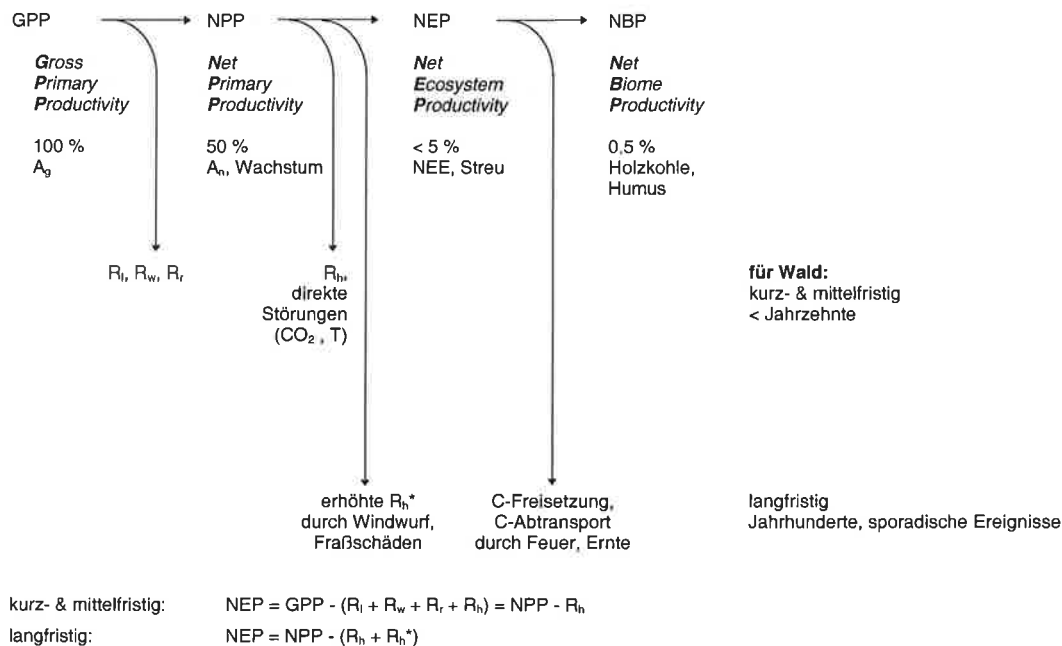


Abbildung 6.3. Konzeptionelles Modell zur Netto-Ökosystemproduktivität (NEP; verändert nach Schulze und Heimann 1997)

### 6.2.1 Photosynthese

Klimatische Faktoren, wie z. B. Temperatur, Niederschlagsmenge und -verteilung sowie das Wasserdampfsättigungsdefizit der Luft ( $\Delta w =$  Menge an Wasserdampf, die fehlt, um 100% Luftfeuchte zu erreichen; Abb. 6.4), wirken nicht nur auf die Bodenfeuchte und damit auf das Wasserangebot, sondern auch auf die Regulation der stomatären Leitfähigkeit ( $g_s$ ) und damit auf das Verhältnis von mesophyllinterner  $CO_2$ -Konzentration zu ambienter  $CO_2$ -Konzentration ( $c_i/c_a$ -Verhältnis; Larcher 1994). Gemeinsam mit der Nährstoffverfügbarkeit (Kationen  $Kat^+$ , Anionen  $An^-$ ), insbesondere von Stickstoff (Field und Mooney 1986; Reich *et al.* 1995), beeinflussen so klimatische und edaphische Faktoren die Bruttphotosyntheserate  $A_g$  und die autotrophe Atmung  $R_a$ .

Körner (1994) fand zum Beispiel lineare Beziehungen zwischen den maximalen Nettphotosyntheseraten ( $A_{max}$ ) und den stomatären Leitfähigkeiten ( $g_{gsmax}$ ), die für krautige Pflanzen und Gräser stärker sind als für Holzpflanzen:

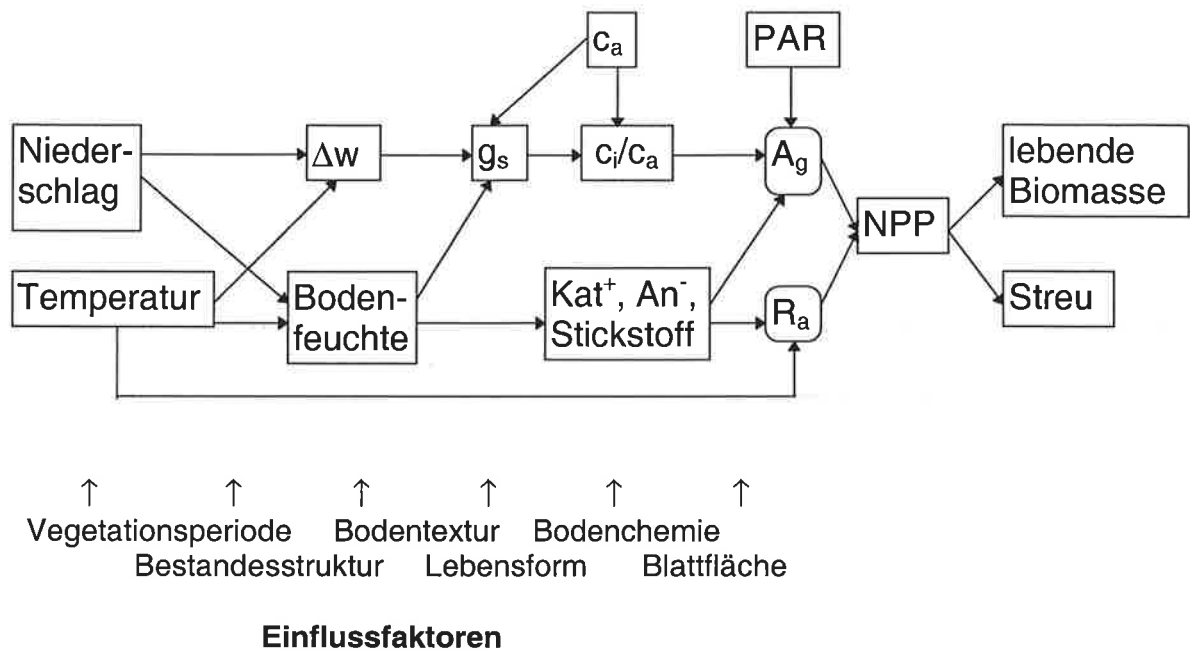


Abbildung 6.4. Konzeptionelles Modell zur Photosynthese und Atmung autotropher Pflanzen.

für Holzpflanzen ( $n = 55$ ):	$A_{\max} = 0.042 * g_{s\max}$	$r^2 = 0.48$
für Kräuter/Gräser ( $n = 18$ ):	$A_{\max} = 0.064 * g_{s\max}$	$r^2 = 0.85$
alle Pflanzen ( $n = 73$ ):	$A_{\max} = 0.050 * g_{s\max}$	$r^2 = 0.64$

Das bedeutet, daß alle Faktoren, die die stomatäre Leitfähigkeit beeinflussen (insbesondere das Sättigungsdefizit der Luft  $\Delta w$ ), einen dominanten Einfluß auf die Nettophotosynthese haben (vgl. Abb. 6.4). Immerhin werden durch  $g_{s\max}$  für die verschiedenen Lebensformen zwischen 50% und 85% der Variabilität von  $A_{\max}$  erklärt. Darüberhinaus steigt mit der stomatären Leitfähigkeit die Transpirationsrate linear an (Larcher 1994). Diese Koppelung von Kohlenstoff- und Wasserhaushalt setzt einer weiteren dramatischen Erhöhung der Photosyntheserate von Pflanzen mittels traditioneller Züchtung oder Gentechnik enge Grenzen. Trotz der züchterischen Erfolge während der letzten Jahrzehnte für einige wenige Nutzpflanzen kann die C-Festlegung der globalen Vegetation auf diese Weise nicht erhöht werden. Zudem begrenzt die Nährstoffverfügbarkeit, insbesondere von Stickstoff und Phosphor, dieses (vermeintliche) Potential auf den meisten nicht-landwirtschaftlichen Standorten. Auch die ungewollte "N-Düngung aus der Luft" durch atmosphärische N-Deposition kann auf Grund ihrer negativen Auswirkungen auf Wälder, Boden und Grundwasser dieses Potential nicht erhöhen.

Maximale Netto-Photosyntheseraten ( $A_{\max}$ ) und maximale stomatäre Leitfähigkeiten ( $g_{s\max}$ ) für die Vegetation weltweit wurden wiederholt zusammengetragen (Körner 1994; Schulze *et al.* 1994; Woodward und Smith 1993). Hier soll exemplarisch die Studie von Körner (1994) besprochen werden (Tab. 6.5). Die Nettophotosyntheseraten verschiedener Vegetationstypen können je nach Umweltbedingungen stark schwanken, die mittleren Werte liegen zwischen 7 und 34  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Dies gilt auch für die stomatären Leitfähigkeiten, die Werte zwischen 85 und 330  $\text{mm/s}$  aufweisen. Bei einer globalen Bewertung dieser Daten, die auf Blattebene erhoben wurden (pro  $\text{m}^2$  Blattfläche) müssen jedoch die jeweiligen Biomassen und Verbrei-

tungsgebiete berücksichtigt werden. Wüstenannuelle haben zwar die höchsten Nettophotosyntheseraten, doch sind deren Biomassen und Blattflächenindizes klein (s. Kapitel 6.1), so daß die globale Bedeutung dieses Vegetationstyps nur gering ist. Dagegen sind die geringeren Raten der borealen und temperaten Wälder aufgrund der höheren Biomasse und des großen Flächenanteils maßgeblich am C-Haushalt der Erde beteiligt. Man sieht hier deutlich, wie wichtig eine gute Abschätzung der Biomassen bzw. der C-Vorräte ist.

Tabelle 6.5 Typische Werte der Nettophotosyntheserate ( $A_{\max}$ , in  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) und der stomatären Leitfähigkeit ( $g_{\text{smax}}$ , in  $\text{mm s}^{-1}$ ) auf Blattebene (Mittelwerte und Standardabweichungen; Körner 1994).

Vegetationstyp	$A_{\max}$		$g_{\text{smax}}$	
	$\bar{X}$	SD	$\bar{X}$	SD
Tundra, wechselgrüne Sträucher	11.0	2.1	270	91
Tundra, immergrüne Sträucher	7.5	1.3	235	127
Nadelwälder (meist boreal)	11.2	3.5	234	99
Gemäßigte wechselgrüne Wälder	8.7	3.8	190	71
Mediterrane wechselgrüne Bäume u. Sträucher			235	87
Mediterrane immergrüne Bäume u. Sträucher	9.7	2.9	203	108
Eucalyptuswälder			218	124
Monsunwälder			138	19
Trockenheitsresistente Laubbäume u. Sträucher			202	83
Trockenheitsresistente immergrüne Bäume u. Sträucher				222
Sträucher in Kaltwüsten (Great Basin, USA)			177	18
Semiaride (sub)tropische Sträucher und Bäume	8.4	7.5	198	58
Saisonale tropische Wälder			211	144
Humide Tropenwälder	7.1	3.4	249	133
Mangroven			168	49
Grastundra	11.8	1.8	273	130
Gemäßigte Grasländer			326	163
Wüstenannuelle	33.6	12.1	302	107
Wüstensukkulente			115	27
Tropische Sümpfe	22.1	4.5	250	20
Tropische Savannen	8.0	2.9	85	32

Schulze *et al.* (1994, 1996) sind noch einen Schritt weiter gegangen. Sie stellten Daten zur stomatären Leitfähigkeit und Blatt-Stickstoffkonzentration zusammen und haben die Assimilation von Beständen modelliert (Tab. 6.6; Abb. 6.5 - 6.7). Wie auf der Blattebene (Field und

Tabelle 6.6 Blatt-Stickstoffkonzentrationen  $[N]_l$  in  $[mg/g]$ , maximale stomatare Leitfähigkeiten  $g_{smax}$  in  $[mm\ s^{-1}]$ ,  $c_i/c_a$ -Verhältnisse, Bestandesphotosyntheseraten  $A_{smax}$  in  $[\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}]$ , Anteile der durch Atmung verlorenen  $CO_2$ -Fixierung  $A/R$  in  $[%]$  und Wassernutzung  $H_2O/CO_2$  in  $[mol\ H_2O/mol\ CO_2]$  für verschiedene Vegetationstypen der Erde (Ziffern beziehen sich auf die Einteilung nach Wilson und Henderson-Sellers 1985)

Vegetationszone	#	$[N]_l^a$	$g_{smax}^a$	$c_i/c_a^a$	$A_{smax}^a$	$A/R^b$	$H_2O/CO_2^b$
Immergrüne Nadelbäume (kühl, gemäßigt)	10, 11	11.0	5.5	0.53	21.6	45	250
Mischwälder (kühl gemäßigt)	12, 13	15.8	4.6	0.63	14.5	50	1000
Immergrüne Laubbäume (kühl gemäßigt, Taiga)	14, 19	13.4	4.0	0.63	12.7	50	500
Immergrüne Laubbäume (Nutzpflanzen)	15	25.2	7.6	0.59	23.9	45	700
Immergrüne Laubsträucher	16	10.4	3.1	0.63	9.9	-	-
Wechselgrüne Nadelbäume (Taiga)	17, 18	20.7	3.8	0.67	12.0	38	300
Wechselgrüne Laubbäume (kühl gemäßigt)	20, 21	19.6	5.9	0.67	21.7	50	1250
Wechselgrüne Laubbäume (Nutzpflanzen)	22	23.8	7.2	0.56	22.6	45	900
Trockenheitsresistente Laubbäume	23 - 28	27.1	8.2	0.63	25.7	40	500
Gemäßigte Grasländer	30, 31	25.2	7.7	0.57	24.2	40	700
Tropische Savannen	32, 34, 35, 37, 39, 71, 73	18.9	5.7	0.50	17.9	40	700
Tropische Viehweiden	33	17.1	5.2	0.41	16.2	40	700
Semiaride Viehweiden	36	10.7	3.2	0.59	10.1	-	-
Ackerland	40, 41	36.0	10.8	0.59	34.1	45	700
Bewässerte landwirtschaftl. Flächen	47, 48	38.4	11.6	0.59	36.4	45	900
Reis	4	27.8	8.4	0.57	26.3	45	800
Zuckerrohr	43	12.0	3.6	0.36	20.0	-	-
Mais	44	28.5	8.6	0.36	33.0	45	900
Baumwolle	45	29.4	8.9	0.59	27.9	45	900
Tropische äquatoriale Regenwälder	50	16.5	5.0	0.65	15.6	75	750
Tropische Nutzpflanzen (u.a. Tee, Kaffee)	46, 49, 51	13.6	4.1	0.54	12.9	45	400
Tropische Laubbäume	52	19.2	5.8	0.57	18.2	75	750
Tundra, Moore, Marschen	2, 61, 62	20.5	6.2	-	5.3	35	250

a. aus Schulze *et al.* 1996.

b. aus Lloyd und Farquhar 1994.

Mooney 1986) bestand auch auf dieser Organisationsstufe eine lineare Beziehung zwischen den Blatt-Stickstoffkonzentrationen und der Nettoassimilation ( $A_{smax}$ ). Anhand dieser Kenn-daten wurden Karten erstellt, die z. B. mit den modellierten Karten zur Nettoprimärproduktion verglichen werden können, um diese zu validieren (Schulze und Heimann 1997).

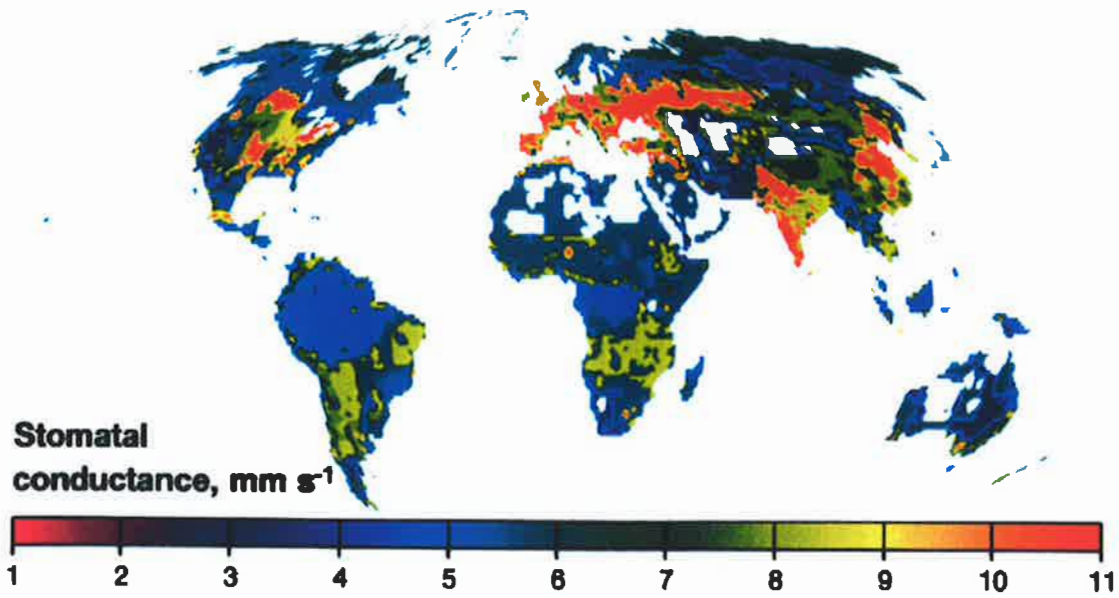


Abbildung 6.5. Karte zu den stomatären Leitfähigkeiten  $g_{s\max}$  (aus Schulze *et al.* 1994)

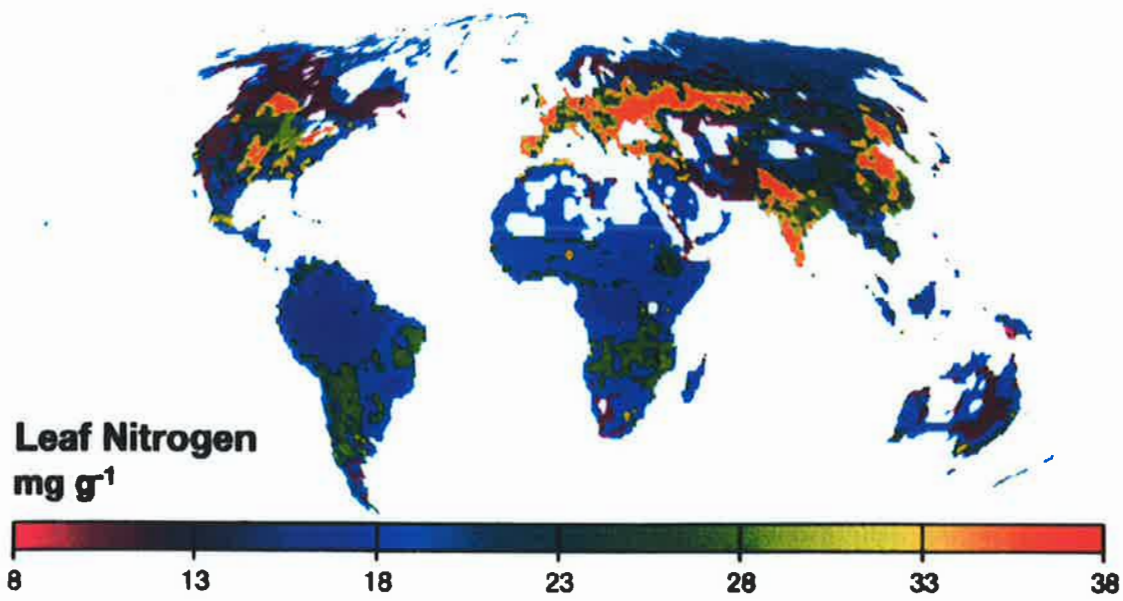


Abbildung 6.6. Karte zu den Blatt-Stickstoffkonzentrationen  $N_{\text{Blatt}}$  (aus Schulze *et al.* 1994)

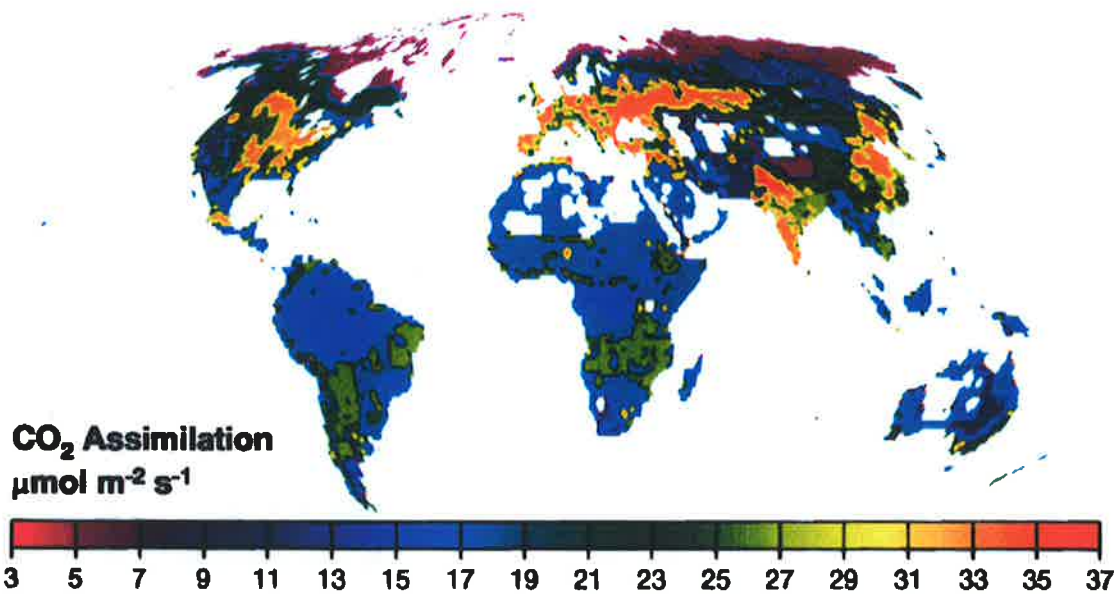


Abbildung 6.7. Karte zu den Bestandesphotosyntheseraten  $A_{s\max}$  (aus Schulze *et al.* 1994)

Abiotische klimatische und edaphische Faktoren stehen also in komplizierten Wechselwirkungen mit biotischen Faktoren, die nicht nur direkte, sondern auch indirekte Wirkungen auf die Photosynthese einer Pflanze im Bestand haben. Zum Beispiel kann unter günstigen klimatischen Bedingungen (Länge der Vegetationsperiode, Licht, Temperatur und Niederschlagsverhältnisse) bei ausreichendem Nährstoffangebot viel Blattfläche produziert werden. Durch die Ausbildung eines Kronendaches kommt es dann jedoch zur Beschattung der älteren/unteren Blätter, die mit erniedrigten Photosyntheseraten reagieren und gegebenenfalls absterben. Darüber hinaus wird durch das Kronendach ein Bestandesklima erzeugt, das sich in Lichteinfall, Temperatur- und Feuchteprofilen von dem über der Krone unterscheidet und dadurch wiederum auf die photosynthetische Aktivität der Pflanze einwirkt. D.h., es ist nicht möglich von maximalen Photosyntheseraten (auf Blattebene) auf die Nettoprimärproduktion eines Bestandes zu schließen.

### 6.2.2 Pflanzenatmung

Die autotrophe Atmung  $R_a$  wird - wie die Photosynthese - von verschiedenen Faktoren beeinflusst (vgl. Abb. 6.4). Der wichtigste Faktor ist hierbei die Temperatur, die sowohl auf die Blatt- als auch auf die Stamm- und die Wurzelatmung wirkt und z.B. in fast allen Modellen zur Pflanzenatmung Eingang findet. Dies hat zur Folge, daß die Pflanzenatmung durch menschliche Eingriffe kaum reduziert, die  $\text{CO}_2$ -Freisetzung also nicht verringert werden kann.

Die Temperaturabhängigkeit der autotrophen Atmung kann auf unterschiedlichste Weise charakterisiert werden, z. B. mit  $Q_{10}$ -Werten. Der  $Q_{10}$ -Wert gibt an, um welchen Faktor sich die Atmung erhöht, wenn sich die Temperatur um  $10^\circ\text{C}$  erhöht. Ein  $Q_{10}$ -Wert von 1 bedeutet keinen Effekt der Temperatur auf die Atmung, bei einem  $Q_{10}$ -Wert von 2 würde sich die Atmung

dagegen verdoppeln (Amthor 1989). Sobald aber  $Q_{10}$ -Werte verschiedener Temperaturbereiche miteinander verglichen werden, treten aufgrund der Nicht-Linearität Probleme auf. Die  $Q_{10}$ -Werte zwischen 10 °C und 20 °C können sich von denen zwischen 20 °C und 30 °C unterscheiden (Schleser 1982). Häufig wird daher ein Temperaturbereich von 10 °C bis 20 °C gewählt. Generell liegen die  $Q_{10}$ -Faktoren bei kurzfristigen Temperaturerhöhungen für die autotrophe Atmung zwischen 1.6 und 3, mit einem Mittelwert um 2 (Tab. 6.7; Amthor 1989). Akklimatisierung führt bei langfristigen Erhöhungen der Temperatur zu niedrigeren  $Q_{10}$ -Werten zwischen 1.0 und 1.3 (Larigauderie und Körner 1995; Gifford 1995).

Tabelle 6.7 Verschiedene  $Q_{10}$ -Faktoren für Temperaturen zwischen 10 und 35 °C

Pflanzenart	Gewebe	Autoren	$Q_{10}$
an Kälte angepasste Pflanzen		Earnshaw 1981 <sup>a</sup>	1.4 - 1.7
alpine Pflanzen		Larigauderie & Körner 1995	2.3
Tieflandpflanzen		Larigauderie & Körner 1995	2.2
Holzpflanzen		Linder & Troeng 1981 <sup>a</sup>	2.00
Holzpflanzen		Butler & Landsberg 1981 <sup>a</sup>	2.30
Holzpflanzen		Lawrence & Oechel 1983 <sup>a</sup>	1.5 - 2.6
Holzpflanzen		Ryan 1990	1.8 - 2.8
landwirtschaftliche Nutzpflanzen		Amthor 1989	1.6 - 3
landwirtschaftliche Nutzpflanzen		Larigauderie & Körner 1995	2.3
	Wurzel	Ryan 1991	1.8
<i>Abies balsamea</i>	Holz	Lavigne <i>et al.</i> 1996	2.0 - 2.5

a.nach Ryan (1991)

Darüber hinaus können sich Erhaltungs- und Aufbauatmung von Art zu Art und von Gewebetyp zu Gewebetyp unterscheiden (Amthor 1989). Neuere Studien finden eine enge Beziehung der Atmungsraten mit den Blatt-Stickstoffkonzentrationen (Ryan 1991). Dies könnte in Gebieten mit sehr hohen atmosphärischen N-Einträgen eher zu einer Erhöhung der Atmung führen.

Beispiele:

Amthor (1994)  $R_{\text{Erhalt.}} = r_c \cdot r_l \cdot r_t \cdot m_r \cdot N_{\text{Blatt}}$   
wobei  $r_c$  = dimensionsloser Faktor zum  $\text{CO}_2$ -Effekt auf  $R_a$   
 $r_l$  = dimensionsloser Faktor zum Lichteffect auf  $R_a$   
 $r_t$  = dimensionsloser Faktor zum Temperatureffekt  
 $m_r$  = Atmungskoeffizient in  $[\text{mol CO}_2 / \text{mol N}]$   
 $N_{\text{Blatt}}$  = Gesamt-N aller Blätter

Ryan (1991)  $R_a = R_0 \cdot \exp\left(\frac{\ln(Q_{10})}{10} \cdot T\right)$  mit  $R_0$  bei 0°C

$$R_{\text{Erhalt.}} = 0.0106 \cdot N$$

Viele dieser Studien konzentrieren sich auf die Blattatmung, die einen größeren Anteil an der Gesamtatmung hat als die Stammatmung. Insbesondere in Waldbeständen stammt nur ein geringer Teil der Pflanzenatmung aus der Stammatmung (Bsp.: temperater Mischwald, < 5% der Bestandesatmung; Goulden *et al.* 1996). Die Variabilität der Stammatmung wird entweder mit



Hilfe des Stammdurchmessers (Sprugel 1990; Valentini *et al.* 1996) oder aber wiederum mit der Temperatur (des Stammes) parametrisiert (Goulden *et al.* 1996; Lavigne *et al.* 1996). Die geeignete Bezugsgröße, Fläche oder Gewicht, ist noch ungeklärt.

Umfangreiche Übersichtsartikel existieren für die Atmung von landwirtschaftlichen Nutzpflanzen (Amthor 1989) und für Nadelbäume (Sprugel *et al.* 1995). Sehr wenige Informationen liegen dagegen für die Wurzelatmung vor (Sprugel *et al.* 1995; Zogg *et al.* 1996). Hierfür sind vor allem methodische Schwierigkeiten verantwortlich, da nicht geklärt ist, wie gut Atmungsraten von abgeschnittenen Wurzeln die Raten des intakten Wurzelsystems widerspiegeln oder welchen Anteil sehr tiefe Wurzeln an der Gesamtwurzelatmung haben. Auch der Einsatz stabiler Kohlenstoffisotope kann im Freiland nur dann weiterhelfen, wenn ein Wechsel von C<sub>3</sub>- nach C<sub>4</sub>-Pflanzen vorliegt (z.B. Schönwitz *et al.* 1986; Högberg und Ekblad 1996). Da sich jedoch das Wurzel/Sproß-Verhältnis unter den Einwirkungen globalen Klimawandels ändern könnte (Field *et al.* 1992) und unter Umständen die C-Allokation in die Wurzeln zunimmt (Stulen und Hertog 1993), ist dieses Informationsdefizit von großer Bedeutung und sollte verringert werden.

### 6.2.3 Forschungs- und Handlungsempfehlungen

#### Forschungsempfehlungen:

- Forschungsbedarf besteht bei der Erfassung der Atmungsraten (Methodik, Bsp. Wurzelatmung oder Stammatmung). Die Kenntnisse über Photosyntheseraten in verschiedenen Ökosystemen sind auf Bestandesebene nicht ausreichend.
- Es bestehen Kenntnislücken, wie Pflanzen langfristig auf höhere atmosphärische CO<sub>2</sub>-Konzentrationen reagieren (Akklimatisierung, *Down-Regulation*). Dies verhindert die einfache Extrapolation von kurzfristigen Reaktionen physiologischer Prozesse auf die langfristigen Reaktionen von Pflanzen, die unter globalem Klimawandel zu erwarten sind. Das bedeutet, daß die bisherigen Abschätzungen die Reaktion der Vegetation auf erhöhte CO<sub>2</sub>-Konzentrationen überschätzen. Hier besteht daher erheblicher Forschungsbedarf.

#### Handlungsempfehlungen:

- Da die Akklimatisierung von Pflanzen bisher in den globalen Modellen zum C-Haushalt kaum berücksichtigt wurde, werden die Senkenpotentiale überschätzt. Das bedeutet, daß die hohen CO<sub>2</sub>-Emissionen nicht durch erhöhte Photosynthese aufgefangen werden können. Damit die atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentrationen nicht weiter ansteigen, müssen daher entweder die Emissionen über die bisherigen Ziele hinaus reduziert oder aber andere C-Senken vergrößert werden (z.B. Feuchtgebiete).
- Die Temperatur ist der entscheidende Faktor für die Pflanzenatmung. Wenn die Temperatur der Atmosphäre durch die anthropogenen Einflüsse weiter ansteigen sollte, muß die zusätzliche CO<sub>2</sub>-Freisetzung durch Atmung in der globalen Bilanz berücksichtigt werden, sollen die CO<sub>2</sub>-Konzentrationen in der Luft nicht weiter steigen.

#### 6.2.4 Literatur zu Abschnitt 6.2

- Amthor, J.S. 1989. Respiration and crop productivity. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. 215 Seiten.
- Amthor, J.S. 1994. Higher plant respiration and its relationships to photosynthesis. *In*: E. D. Schulze and M. M. Caldwell (Hrsg.) *Ecophysiology of Photosynthesis*. Ecological Studies, Band 100. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 71-101.
- Field, C.B., F.S. Chapin, III, P.A. Matson, H.A. Mooney. 1992. Responses of terrestrial ecosystems to the changing atmosphere: a resource-based approach. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **23**: 201-235.
- Field, C.B., H.A. Mooney. 1986. The photosynthesis-nitrogen relationship in wild plants. *In*: T. J. Givnish (Hrsg.) *On the Economy of Plant Form and Function*. Cambridge University Press, Cambridge. S. 25-55.
- Gifford, R.M. 1995. Whole plant respiration and photosynthesis of wheat under increased CO<sub>2</sub> concentration and temperature: long-term vs. short-term distinctions for modelling. *Global Change Biology* **1**: 383-396.
- Goulden, M.L., J.W. Munger, S.M. Fan, B.C. Daube, S.C. Wofsy. 1996. Measurements of carbon sequestration by long-term eddy covariance: methods and a critical evaluation of accuracy. *Global Change Biology* **2**: 169-182.
- Högberg, P., A. Ekblad. 1996. Substrate-induced respiration measured in situ in a C<sub>3</sub>-plant ecosystem using additions of C<sub>4</sub>-sucrose. *Soil Biol. Biochem.* **28**: 1131-1138.
- Körner, C. 1994. Leaf diffusive conductances in the major vegetation types of the globe. *In*: E. D. Schulze and M. M. Caldwell (Hrsg.) *Ecophysiology of Photosynthesis*. Ecological Studies, Band 100. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 463-490.
- Larcher, W. 1994. *Ökophysiologie der Pflanzen*. Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co, Stuttgart. 394 Seiten.
- Larigauderie, A., C. Körner. 1995. Acclimation of leaf dark respiration to temperature in alpine and lowland plant species. *Ann. Bot.* **76**: 245-252.
- Lavigne, M.B., S.E. Franklin, E.R. Hunt, Jr. 1996. Estimating stem maintenance respiration rates of dissimilar balsam fir. *Tree Physiology* **16**: 687-695.
- Leuning, R., F.M. Kelliher, D.G.G. DePury, E.D. Schulze. 1995. Leaf nitrogen, photosynthesis, conductance and transpiration: scaling from leaves to canopies. *Plant, Cell and Environment* **18**: 1183-1200.
- Lloyd, J., G.D. Farquhar. 1994. <sup>13</sup>C discrimination during CO<sub>2</sub> assimilation by the terrestrial biosphere. *Oecologia (Berlin)* **99**: 201-215.
- Lloyd, J., G.D. Farquhar. 1996. The CO<sub>2</sub> dependence of photosynthesis, plant growth responses to elevated atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations and their interaction with soil nutrient status. I. General principles and forest ecosystems. *Functional Ecology* **10**: 4-32.
- Lloyd, J., S.C. Wong, J.M. Styles, D. Batten, R. Priddle, C. Turnbull, C.A. McConchie. 1995. Measuring and modelling whole-tree gas exchange. *Aust. J. Plant Physiol.* **22**: 987-1000.
- Marschner, H. 1986. *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, London, New York. 674 Seiten.
- Mengel, K. 1984. *Ernährung und Stoffwechsl der Pflanze*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 431 Seiten.
- Reich, P.B., B.D. Kloeppel, D.S. Ellsworth, M.B. Walters. 1995. Different photosynthetic-nitrogen relations in deciduous hardwood and evergreen coniferous tree species. *Oecologia (Berlin)* **104**: 24-30.
- Ryan, M.G. 1991. Effects of climate change on plant respiration. *Ecological Applications* **1**: 157-167.

- Schleser, G.H. 1982. The response of CO<sub>2</sub> evolution from soils to global temperature changes. *Z. Naturforsch.* **37a**: 287-291.
- Schönwitz, R., W. Stichler, H. Ziegler. 1986.  $\delta^{13}\text{C}$  values of CO<sub>2</sub> from soil respiration on sites with crops of C<sub>3</sub> and C<sub>4</sub> type of photosynthesis. *Oecologia (Berlin)* **69**: 305-308.
- Schulze, E.D., M.M. Caldwell. 1994. *Ecophysiology of Photosynthesis. Ecological Studies, Band 100.* Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Schulze, E.D., F.M. Kelliher, C. Körner, J. Lloyd, D.Y. Hollinger, N.N. Vygodskaya. 1996. The role of vegetation in controlling carbon dioxide and water exchange between land surface and the atmosphere. *In: B. H. Walker and W. L. Steffen (Hrsg.) Global Change and Terrestrial Ecosystems.* Cambridge University Press, Cambridge. S. 77-92.
- Schulze, E.D., F.M. Kelliher, C. Körner, J. Lloyd, R. Leuning. 1994. Relationships among maximum stomatal conductance, ecosystem surface conductance, carbon assimilation rate, and plant nitrogen nutrition: a global ecology scaling exercise. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **25**: 629-660.
- Smith, W.K., T.M. Hinckley. 1995a. *Ecophysiology of coniferous forests.* Academic Press, London, New York. 338 Seiten.
- Smith, W.K., T.M. Hinckley. 1995b. *Resource physiology of conifers. Acquisition, allocation, and utilization.* Academic Press, London, New York. 396 Seiten.
- Sprugel, D.G. 1990. Components of woody-tissue respiration in young *Abies amabilis* (Dougl.) Forbes trees. *Trees* **4**: 88-98.
- Sprugel, D.G., M.G. Ryan, J.R. Brooks, K.A. Vogt, T.A. Martin. 1995. Respiration from the organ level to the stand. *In: W. K. Smith and T. M. Hinckley (Hrsg.) Resource physiology of conifers. Acquisition, allocation, and utilization.* Academic Press, London, New York. pp. 255-299.
- Stulen, I., J. Hertog, den. 1993. Root growth and functioning under atmospheric CO<sub>2</sub> enrichment. *Vegetatio* **104/105**: 99-115 .
- Valentini, R., D.L. DeAngelis, G. Matteucci, R. Monaco, S. Dore, G.E.S. Mugnozza. 1996. Seasonal net carbon dioxide exchange of a beech forest with the atmosphere. *Global Change Biology* **2**: 199-207.
- Williams, M., E.B. Rastetter, D.N. Fernandez, M.L. Goulden, S.C. Wofsy, G.R. Shaver, J.M. Melillo, J.W. Munger, S.M. Fan, K.J. Nadelhoffer. 1996. Modelling the soil-plant-atmosphere continuum in a *Quercus-Acer* stand at Harvard Forest: the regulation of stomatal conductance by light, nitrogen and soil-plant hydraulic properties. *Plant, Cell and Environment* **19**: 911-927.
- Wilson, M.F., A. Henderson-Sellers. 1985. A global archive of land cover and soils data for use in general circulation models. *J. Climatology* **5**: 119-143.
- Woodward, F.I., T.M. Smith. 1994. Predictions and measurements of the maximum photosynthetic rate,  $A_{\text{max}}$ , at the global scale. *In: E. D. Schulze and M. M. Caldwell (Hrsg.) Ecophysiology of Photosynthesis.* Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 491-509.
- Zogg, G.P., D.R. Zak, A.J. Burton, K.S. Pregitzer. 1996. Fine root respiration in northern hardwood forests in relation to temperature and nitrogen availability. *Tree Physiology* **16**: 719-725.



### 6.3 Einwirkung von Standortfaktoren auf die Bodenatmung $R_s$ und den mikrobiellen Stoffabbau $R_h$

Der Boden stellt die größte terrestrische C-Senke dar. Da er gleichzeitig durch anthropogene Landnutzung und globalen Klimawandel stark beeinflusst wird, ist dieser C-Pool am stärksten gefährdet eine  $CO_2$ -Quelle zu werden. Bei den Messungen der Bodenatmung ( $R_s$ ) wird immer über zwei Prozesse integriert, bei denen  $CO_2$  freigesetzt wird: über mikrobielle Abbauprozesse im Boden ( $R_b$ ) und über die Wurzelatmung ( $R_r$ ). Der Anteil der Wurzelatmung an der Bodenatmung läßt sich aus methodischen Schwierigkeiten im Gelände nur schwer abschätzen, Angaben schwanken zwischen 20 - 30% (Bowden *et al.* 1993; Tate *et al.* 1993) und 90% (Thierron und Laudelot 1996). Da die beiden Prozesse (Bodenatmung und Stoffabbau) unterschiedlich auf globalen Klimawandel reagieren könnten, sollen sie hier getrennt behandelt werden.

#### Kurzzusammenfassung der Ergebnisse:

- Bodentemperatur und -feuchte haben den größten Einfluß auf die Bodenatmung.
- Der Streuumsatz in schnellwachsenden Beständen ist im allgemeinen sehr hoch; damit bieten diese Bestände nur ein niedriges Senkenpotential.
- Geringe Abbaubarkeit sind bei Holz und der organischen Bodensubstanz vorhanden. Diese Kompartimente stellen daher große und langfristige Senken dar.
- Anthropogene Einflüsse auf den Boden durch Bewirtschaftung, Bebauung, N-Deposition und andere Maßnahmen führen in der Regel zur erhöhten  $CO_2$ -Freisetzung.
- Senkenpotential in Deutschland: Feuchtgebiete >> Wälder, Wiesen > Äcker

#### Forschungsempfehlungen:

- Einfluß erhöhter  $CO_2$ -Konzentrationen auf Streuqualität und damit auf Bodenatmung und Stoffabbau ist weithin ungeklärt.
- Die getrennte Erfassung von Wurzel- und Mikrobenatmung im Freiland steht noch aus.

#### Handlungsempfehlungen:

- Erhalt bzw. Ausweitung von Feuchtgebieten
- Umstellung der Bewirtschaftungsmethoden in der Land- und Forstwirtschaft, um  $CO_2$ -Verluste zu minimieren
- Reduktion der anthropogenen N-Einträge in Ökosysteme wegen der völlig unabsehbaren Konsequenzen für den Artenbestand (Bodendiversität) und den Humushaushalt der Böden (Vorsorgeprinzip)
- $CO_2$ -Freisetzung, z.B. durch Bewirtschaftung von Äckern, muß in der C-Bilanz ausgeglichen werden, z.B. durch Reduktion der  $CO_2$ -Emissionen oder Maßnahmen im Rahmen von *Joint Implementation*-Projekten

Die Bodenatmung, die sich aus der autotrophen Wurzelatmung und der mikrobiellen Atmung zusammensetzt, wird ganz entscheidend von den zwei Faktoren beeinflusst, die sich durch globalen Klimawandel mit größter Wahrscheinlichkeit ändern werden: der Temperatur und den Niederschlägen (IPCC 1996). Diese klimatischen Faktoren sind ausschlaggebend für die Bodentemperatur und die Bodenfeuchte (Abb. 6.8). Die Stoffabbauraten verschiedener Pflanzengewebe könnten durch den in der Literatur diskutierten CO<sub>2</sub>-Düngeeffekt ebenfalls beeinflusst werden (Körner 1993), sowohl direkt durch die Menge des Streufalls (Raich und Nadelhoffer 1989) als auch indirekt durch die Qualität der Streu (Amthor 1995; Couteaux *et al.* 1995).

**Einflussfaktoren:**

Jahreszeiten  
Vegetationsperiode

Bestandesstruktur

Vegetationstyp  
Depositionen  
Bodenchemie

Mikroorganismen  
Wurzelverteilung  
Bodentextur

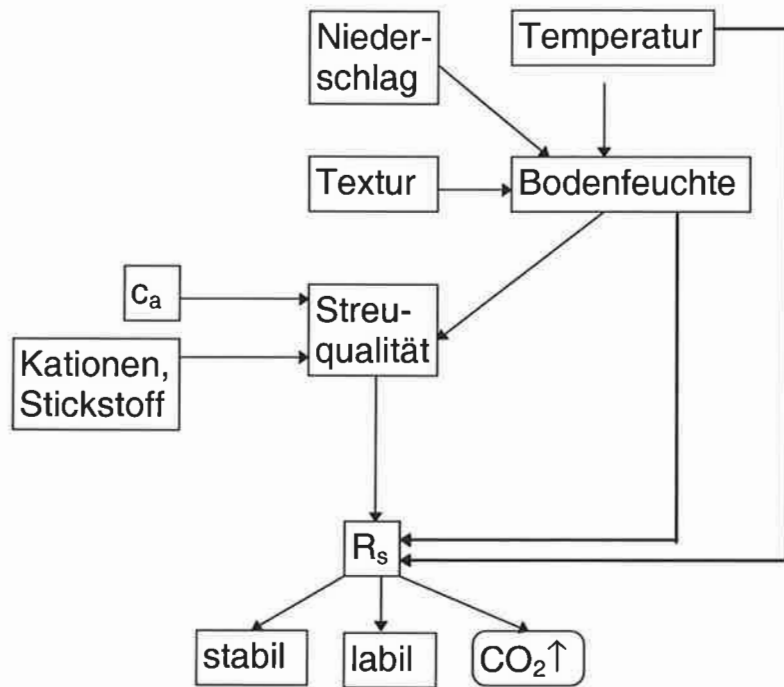


Abbildung 6.8. Konzeptionelles Modell zur Bodenatmung R<sub>s</sub>

**6.3.1 Bodenatmung**

Da die Bodenatmung - wie auch die Pflanzenatmung - stark von der Temperatur beeinflusst wird, werden auch bei der Bodenatmung Q<sub>10</sub>-Werte benutzt, um diese Abhängigkeit zu beschreiben (Tab. 6.8). Meist liegen diese zwischen 2 und 4, sehr selten werden Q<sub>10</sub>-Werte über

Tabelle 6.8. Einige mittlere Q<sub>10</sub>-Werte der Bodenatmung.

Vegetationstyp	Q <sub>10</sub>	Autoren
Tundra	3.9	Townsend <i>et al.</i> 1992
Boreale Wälder	1.7	Townsend <i>et al.</i> 1992
Temperate Wälder	1.9	Fung <i>et al.</i> 1987
Tropische Wälder	2.0	Fung <i>et al.</i> 1987; Townsend <i>et al.</i> 1992; Holland <i>et al.</i> 1995
Grasländer	2.0	Fung <i>et al.</i> 1987

6 erreicht (Schleser 1982). Das bedeutet, daß sich die Bodenatmungsraten bei einer Erhöhung

der Temperatur um 10 °C verdoppeln bzw. vervierfachen, bei einer Erhöhung von 5 °C (manche *Global Change*-Szenarios) immerhin noch verdoppeln könnten.

Generell konzentrieren sich die meisten Arbeiten zur Bodenatmung auf den Einfluß der abiotischen Faktoren (Raich und Schlesinger 1992; Howard und Howard 1993; Kicklighter *et al.* 1994; Lloyd und Taylor 1994; Raich und Potter 1995).

Beispiel: Regressionsgleichungen für globale Abschätzungen der Bodenatmung (aus Raich und Schlesinger 1992).  $P_a$  = Jahresniederschläge,  $T_{Luft}$  = mittlere Jahrestemperatur:

$$R_s \text{ in g C m}^{-2} \text{ a}^{-1} = 300 + 25.6 * T_{Luft} \quad r^2 = 0.42$$

$$R_s \text{ in g C m}^{-2} \text{ a}^{-1} = 155 + 0.391 * P_a \quad r^2 = 0.34$$

$$R_s \text{ in g C m}^{-2} \text{ a}^{-1} = 311 + 0.0178 * P_a * T_{Luft} \quad r^2 = 0.48$$

$$R_s \text{ in g C m}^{-2} \text{ a}^{-1} = 175 + (0.192 * P_a) * (18.6 * T_{Luft}) \quad r^2 = 0.47$$

$$R_s \text{ in g C m}^{-2} \text{ a}^{-1} = 289 + (0.0127 * P_a * T_{Luft}) * (9.26 * T_{Luft}) \quad r^2 = 0.50$$

$$R_s \text{ in g C m}^{-2} \text{ a}^{-1} = 268 + (0.0112 * P_a * T_{Luft}) * (0.0344 * P_a) * (9.88 * T_{Luft}) \quad r^2 = 0.50$$

Allein durch die beiden Faktoren jährliche Niederschlagsmenge ( $P_a$ ) und mittlere Jahrestemperatur ( $T_{Luft}$ ) lassen sich zwischen 30 und 50% der Bodenatmungsraten weltweit erklären. Auf der regionalen oder standörtlichen Ebene steigen diese Anteile bis auf ca. 60% (temperate Wälder: Toland and Zak 1994; Buchmann *et al.* 1997). Überraschend sind Ergebnisse aus der russischen Tundra, wo selbst im Oktober/November bei äußerst niedrigen Bodentemperaturen (-20 °C) noch Bodenatmungsraten von 1.3  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  gemessen wurden (Zimov *et al.* 1996).

Neben der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte sind weitere abiotische und biotische Faktoren maßgeblich an der Variabilität und der absoluten Höhe der Bodenatmungsraten beteiligt: die Bodentextur (über Wasser- und Wärmetransport im Boden) und die Streuqualität (Schimmel *et al.* 1994). Zur Streuqualität zählt sowohl das C/N-Verhältnis und die Nährstoffkonzentrationen als auch die Ligningehalte der Streu. Obwohl sich die Streuqualität unter dem Einfluß globalen Klimawandels stark verändern könnte, liegen zur Zeit nur wenige Arbeiten vor, die die Bodenatmung oder den Streuabbau direkt mit Nährstoffgehalten, C/N-Verhältnissen oder Ligningehalten in Zusammenhang bringen (Melillo *et al.* 1989; Harmon *et al.* 1990; Gallardo und Schlesinger 1994; Zogg *et al.* 1996). So wurde eine enge, positive Beziehung zwischen der Wurzelatmung und der N-Konzentration der Feinwurzeln beobachtet (Zogg *et al.* 1996), die in Hinblick auf anthropogene N-Depositionen in Mitteleuropa nicht zu vernachlässigen ist. Hart *et al.* (1994) fanden eine enge, positive Beziehung zwischen der Bodenatmung und der Brutto-Stickstoffmineralisation, nicht jedoch mit der Netto-Mineralisation. Wechselwirkungen mit dem Stickstoffkreislauf, insbesondere mit der Stickstoffimmobilisierung, erschweren eine Modellierung. Doch führen erhöhte N-Konzentrationen meist zu einer Erhöhung der Atmung, d.h. zur  $\text{CO}_2$ -Freisetzung. Der N-Düngeeffekt könnte also mit einer C-Freisetzung verbunden sein. Andererseits gibt es Anzeichen dafür, daß die Ligningehalte der Streu an Standorten mit hohen N-Depositionen anstiegen (Berg und Tamm 1991) und der Pilzbesatz aufgrund der hohen N-Einträge zurückgegangen ist (Hampp *et al.* 1997). Beide Ursachen führen zu einem verlangsamten Streuabbau. In diesem Fall hätte der N-Düngeeffekt eine C-Speicherung zur Folge.

Im weltweiten Vergleich der Bodenatmungsraten werden höchste Raten in den tropischen Wäldern beobachtet, gefolgt von den temperaten und mediterranen Wäldern sowie landwirtschaftlichen Böden (Tab. 6.9). Innerhalb der gleichen Klimazone zeigen Grasländer immer niedrigere Atmungsraten im Boden als die entsprechenden Waldökosysteme. Dies könnte auf Unterschiede in der Streuproduktion zurückzuführen sein. Wahrscheinlicher ist aber, daß die Bewirtschaftung der Graslandflächen, bei der große Mengen der normalerweise am Standort verbleibenden Biomasse/Streu durch häufige Ernten/Mahd oder durch Futterentnahme nicht am Standort verbleiben, zu niedrigeren Atmungsraten führt.

Tabelle 6.9. Einige typische Werte der Bodenatmung (Mittelwerte und Standardfehler; nach Raich und Schlesinger 1992).

Vegetationstyp	Bodenatmung $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$
Tundra	$60 \pm 6$
Boreale Wälder	$322 \pm 31$
Temperate Nadelwälder	$681 \pm 95$
Temperate Laubwälder	$647 \pm 51$
Mediterrane Wälder ( <i>woodlands</i> )	$713 \pm 88$
Tropische Trockenwälder	$673 \pm 134$
Tropische Regenwälder	$1260 \pm 57$
Temperate Grasländer	$442 \pm 78$
Trop. Grasländer, Savannen	$629 \pm 53$
Wüste	$224 \pm 38$
Marschen	$413 \pm 76$
Sümpfe, Moore	$94 \pm 16$
Landwirtschaft	$544 \pm 80$
Global	$68 \text{ PgC a}^{-1} = 68 \text{ GtC a}^{-1}$

Obwohl die Bodenatmungsraten in der Tundra relativ gering sind und die C-Vorräte im Boden nur zwischen 5% (Post *et al.* 1985) und 11% der globalen Boden-C-Vorräte ausmachen (Schlesinger 1984), könnte eine Temperaturerhöhung in den nördlichen Breiten, wie sie momentan mit plus 4 °C (Herbst und Winter) modelliert wird (IPCC 1996), dramatische Folgen haben. Oechel *et al.* (1993) wiesen darauf hin, daß Tundra-Ökosysteme in Alaska bereits jetzt eine C-Quelle darstellen können ( $156 \text{ g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$ ). Boden- und Pflanzenatmung führen zu Nettoverlusten an Kohlenstoff, die nicht nur auf die erhöhten Bodentemperaturen, sondern auch auf verbesserte Drainage zurückzuführen sind. Es wird deutlich, wie eng der regionale Kohlenstoffhaushalt mit dem des Wassers verflochten ist. Die Auswirkungen von globalem Klimawandel (Temperaturen und Niederschlagsverhältnisse) werden sich daher nicht auf den biogeochemischen Kreislauf des Kohlenstoffs beschränken, sondern sich direkt und indirekt auch in den Kreisläufen von Wasser und von Nährstoffen bemerkbar machen.

### 6.3.2 Mikrobieller Stoffabbau

Die Temperatur und die Bodenfeuchte werden meist als die wichtigsten Faktoren beim Streuabbau angesehen (z. B. Trumbore *et al.* 1996, s. Kapitel 6.5.2). Ein eindrucksvolles Beispiel sind die mächtigen organischen Horizonte der Schwarzerden in Steppengebieten, wo der mi-



krobielle Streuabbau durch die Sommertrockenheit fast zum Erliegen kommt. Darüber hinaus hängt der Stoffabbau im Freiland aber auch von anderen Faktoren ab (siehe Abb. 6.8; Vitousek *et al.* 1994), insbesondere von Streumenge und Streuqualität. In welchen Beständen werden nun hohe mikrobielle Atmungsraten, d.h. geringe C-Speicherung, in Form von organischer Bodensubstanz erwartet? Zum einen steigt die Menge des Streufalls mit steigender Nettoprimärproduktion NPP (DeAngelis *et al.* 1981); zum anderen ist der Boden-C-Speicher jedoch nur sehr schwach mit der NPP eines Bestandes oder dem Streufall korreliert ( $r^2 = 0.1$ ; Cebrian und Duarte 1995). Das bedeutet, daß die Streuqualität im allgemeinen mit steigender NPP und steigendem Streufall abnimmt. Man weiß darüber hinaus, daß der Boden-C-Speicher mit steigenden relativen Wachstumsraten der Pflanzen und höherem Umsatz der pflanzlichen Streu stetig abnimmt. Das heißt, daß in schnellwachsenden Beständen, die viel Streu produzieren, der hohe Streuumsatz mit einer nur geringen Kohlenstoffspeicherung verbunden ist und diese Bestände nur eine geringe C-Senke darstellen.

Der Stoffabbau von organischer Substanz kann durch eine Vielzahl von Parametern beschrieben werden, die oft nicht miteinander vergleichbar sind, z. B. durch k-Faktoren (*decay factors*), mittlere Verweildauern (*mean residence times*) oder Halbwertszeiten (*half-life times*). Es existieren in der Literatur verschiedene Modelle, Stoffabbau zu modellieren (s. auch Kapitel 6.5.2). Am häufigsten werden lineare oder exponentielle Modellierungen verwendet (Paul und Clark 1989, siehe Anhang A2). Ferner werden in der Literatur Trockengewichtsverluste angegeben, die jedoch aufgrund unterschiedlicher Laborbedingungen nicht miteinander zu vergleichen sind (siehe Anhang A3).

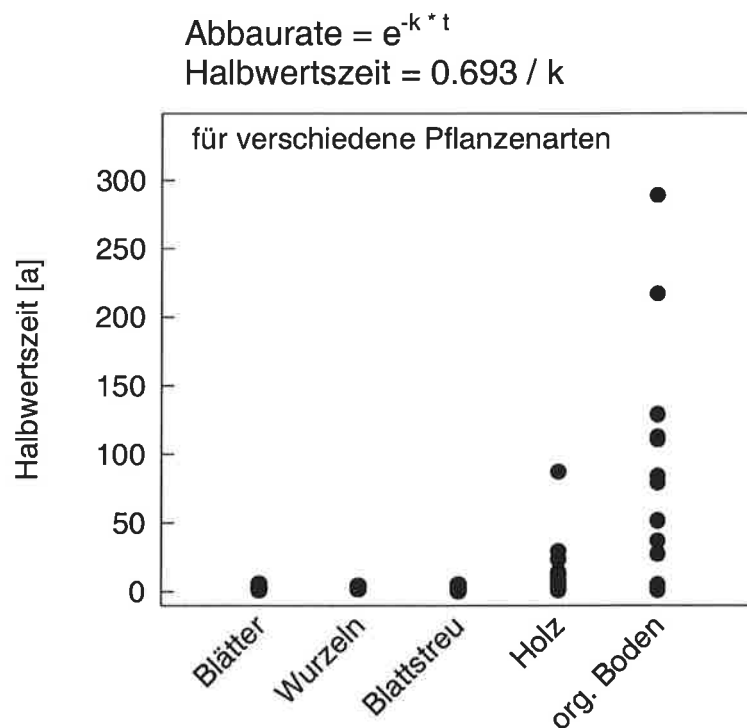


Abbildung 6.9. Streuabbau verschiedener Pflanzenarten. Halbwertszeiten stammen aus exponentiellen Abbaukurven (Originaldaten siehe Anhang A3).

Vergleicht man die k-Faktoren verschiedener Pflanzenkompartimente, wird deutlich, daß Blätter und Wurzeln sehr schnell umgesetzt werden, während Holz und vor allem die organische Bodensubstanz wesentlich langsamer abgebaut werden (Abb. 6.9). Hier werden Halbwertszeiten von bis zu 300 Jahren erreicht. Untersuchungen mit  $^{14}\text{C}$  zeigen, daß der vollständige Umsatz im Boden je nach Bodenfraktion (Größe, chemische Fraktionierung) noch länger, bis zu 600 Jahre, dauern kann (Jastrow *et al.* 1996; Trumbore *et al.* 1996). Für einzelne Huminstofffraktionen werden sogar Alter bis zu 5400 Jahren angegeben (Schachtschabel *et al.* 1992). D.h., die zeitliche Verzögerung zwischen der C-Fixierung durch Pflanzen mit anschließendem Streufall und der C-Freisetzung durch Streuabbau kann beträchtlich sein. Diese Ergebnisse unterstützen die Schlußfolgerungen aus Kapitel 6.1, daß neben der Holzakkumulation der Boden die langlebigste Senke und auch die größte C-Senke darstellt.

Raich und Schlesinger (1992) geben mittlere Verweildauern für die organische Bodensubstanz an (Tab. 6.10), die zwischen 10 Jahren (tropische Grasländer) und 490 Jahren (Tundra) bzw. 520 Jahren (Sümpfe und Marschen) liegen. Auch hier werden die Ergebnisse aus Kapitel 6.1 weiter untermauert: höchstes C-Senkenpotential tritt in den Feuchtgebieten auf, sehr niedrige C-Speichermöglichkeiten wird auf den landwirtschaftlichen Flächen erreicht.

Tabelle 6.10. Abbaubarkeit und mittlere Verweildauer von organischer Bodensubstanz in verschiedenen Vegetationstypen (linearer Abbau; nach Raich und Schlesinger 1992).

Vegetationstyp	k-Faktor [a <sup>-1</sup> ]	Verweildauer [a]
Tundra	0.002	490
Boreale Wälder	0.011	91
Temperate Grasländer	0.016	61
Temperate Wälder	0.034	29
Tropische Grasländer	0.100	10
Tropische Wälder	0.026	38
Feuchtgebiete	0.002	520
Landwirtschaft. Flächen	0.048	21
Wüsten	0.027	37
Global	0.031	32

Mit Hilfe von  $Q_{10}$ -Werten, die nur aus Laboruntersuchungen stammten, konnte Kirschbaum (1995) zeigen, daß sowohl die  $Q_{10}$ -Faktoren für die  $\text{CO}_2$ -Freisetzung durch mikrobielle Atmung als auch für die N-Mineralisation mit steigender Temperatur abnahmen. Das heißt, daß eine Erhöhung der Temperatur um  $10\text{ }^\circ\text{C}$  bei niedrigen Temperaturen (z. B. Tundra) einen größeren Effekt hat als bei höheren Temperaturen (z. B. Tropen). Diese Beziehung wurde in das Modell CENTURY aufgenommen, das neben der C-Freisetzung durch mikrobiellen Streuabbau auch die Streuproduktion, d.h. die NPP, modelliert. Dieser Modellauf zeigte, daß bei einer Temperaturerhöhung in der Atmosphäre die C-Freisetzung schneller ansteigt als die NPP, d.h., im Laufe von Jahrhunderten bildeten sich verstärkt C-Quellen. Dieser langsame Anstieg des troposphärischen  $\text{CO}_2$  könnte jedoch durch eine erhöhte NPP (aufgrund höherer  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen) kompensiert werden. Auf der anderen Seite folgerten Thompson *et al.* (1996) aus ihren Modellrechnungen mit dem CASA-Modell, daß die langfristige Beeinflussung der NPP (positiv oder negativ) durch globalen Klimawandel wichtiger sei als die Erhöhung der hetero-

tropen Atmung. Gänzlich unberücksichtigt ist bei dieser Diskussion der abiotische Stoffabbau, der bisher kaum quantifiziert wurde (P. Crutzen, pers. Mitteilung).

### 6.3.3 Forschungs- und Handlungsempfehlungen

#### Forschungsempfehlungen:

- Die Akklimatisierung sowohl von Pflanzen als auch von Mikroorganismen an veränderte Temperaturbedingungen ist bislang unzureichend untersucht worden. Da alle Vorhersagen aus einer Extrapolation kurzfristiger Experimente stammen, besteht hier eine große Unsicherheit und dringender Forschungsbedarf.
- Die Interaktion zwischen N-Deposition und CO<sub>2</sub>-Konzentration ist hinsichtlich der Produktion von Lignin und der Abbaubarkeit der Streu nicht untersucht, obgleich dies große Wirkungen auf den C-Umsatz hat.
- Auf Grund grundsätzlicher Probleme einer engen Vernetzung von Wurzeln, Mykorrhiza und Rhizosphären-Mikroorganismen erfolgte bisher keine befriedigende Trennung zwischen Wurzel- und Mikrobenatmung. Da die Reaktion von Wurzeln und Mikroorganismen auf sich ändernde Umweltfaktoren keineswegs gleichgerichtet sein muß, sind zu diesem Problem Untersuchungen nötig.

#### Handlungsempfehlungen:

- Eine langfristige Festlegung von Kohlenstoff erfolgt vor allem in der organischen Bodensubstanz. Bewirtschaftungsmaßnahmen müssen darauf zielen, diese C-Senken zu erhalten und gegebenenfalls zu vergrößern. Dies geschieht vor allem durch Erhalt bzw. Ausweitung von Feuchtgebieten oder durch geeignete Verfahren der Bewirtschaftung in der Land- und Forstwirtschaft, die eine Störung des Humusprofils und damit CO<sub>2</sub>-Verluste minimieren.
- Hohe N-Einträge in Ökosysteme müssen reduziert werden, da diese zu hohen Atmungs- und Stoffabbauraten führen und damit die C-Senke vermindern.
- Die Freisetzung von CO<sub>2</sub> durch Störung des Bodens ist in den Überlegungen zur CO<sub>2</sub>-Minderung bislang nicht enthalten. Da in einem dicht mit Menschen besiedelten Gebiet, wie es die BRD ist, eine Störung des Boden-Kohlenstoffs durch Land- und Forstwirtschaft bzw. Baumaßnahmen unvermeidlich ist, muß diese "CO<sub>2</sub>-Produktion durch Bodenstörungen" auf anderen Gebieten ausgeglichen werden. Dies könnte z.B. durch Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen oder aber durch Maßnahmen im Rahmen von *Joint Implementation*-Projekten erfolgen.
- Dringend nötig wäre die Erstellung einer CO<sub>2</sub>-Bilanz der BRD, die dem Stand des Wissens auf dem Gebiet der CO<sub>2</sub>-Umsetzungen in Ökosystemen und Böden gerecht wird und gleichzeitig die wirtschaftlichen Aspekte berücksichtigt.

### 6.3.3 Literatur zu Abschnitt 6.3

Anderson, J.M. 1991. The effects of climate change on decomposition processes in grasslands and coniferous forests. *Ecological Applications* 1: 326-0347.

- Amthor, J.S. 1995. Terrestrial higher-plant response to increasing atmospheric [CO<sub>2</sub>] in relation to the global carbon cycle. *Global Change Biology* **1**: 243-274.
- Berg, B. 1984. Decomposition of root litter and some factors regulating the process: long-term root litter decomposition in a Scots Pine forest. *Soil Biol. Biochem.* **16**: 609-617.
- Berg, B., G. Ekbohm. 1991. Litter mass-loss rates and decomposition patterns in some needle and leaf litter types. Longterm decomposition in a Scots pine forest. VII. *Can. J. Bot.* **69**: 1449-1456.
- Berg, B., C.O. Tamm. 1991. Decomposition and nutrient dynamics of litter in long-term optimum nutrition experiments. *Scand. J. For. Res.* **6**: 305-321.
- Bowden, R.D., K.J. Nadelhoffer, R.D. Boone, J.M. Melillo, J.B. Garrison. 1993. Contributions of above-ground litter, belowground litter, and root respiration to total soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Can. J. For. Res.* **23**: 1402-1407.
- Brown, S., A.E. Lugo. 1982. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* **14**: 161-187.
- Buchmann, N., W.Y. Kao, J.R. Ehleringer. 1997. Influence of stand structure on carbon-13 of vegetation, soils, and canopy air within deciduous and evergreen forest in Utah, United States. *Oecologia (Berlin)* **110**: 109-120.
- Cannell, M.G.R., R.C. Dewar, J.H.M. Thornley. 1992. Carbon flux and storage in European forests. *In: A. Teller, P. Mathy and J. N. R. Jeffers (Hrsg.) Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes.* Elsevier, Applied Science, London, NY. S. 256-271.
- Cebrian, J., C.M. Duarte. 1995. Plant growth-rate dependence of detrital carbon storage in ecosystems. *Science* **268**: 1606-1608.
- Chamie, J.P., C.J. Richardson. 1978. Decomposition in northern wetlands. *In: R. E. Good, D. F. Whigham, R. L. Simpson and J. Jackson, C G (Hrsg.) Freshwater wetlands.* Academic Press, London, New York. S. 115-131.
- Cornelissen, J.H.C. 1996. An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. *J. Ecology* **84**: 573-582.
- Couteaux, M.M., P. Bottner, B. Berg. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution* **10**: 63-66.
- DeAngelis, D., R. Gardner, H. Shugart. 1981. *In: D. Reichle (Hrsg.) Dynamics and Properties of Forest Ecosystems.* Cambridge University Press, Cambridge. S. 567-672.
- Fung, I.Y., C.Y. Tucker, K.C. Prentice. 1987. Application of advances very high resolution radiometer vegetation index to study atmosphere-biosphere exchange of CO<sub>2</sub>. *J. Geophysical Research* **92**: 2999-3015.
- Gallardo, A., W.H. Schlesinger. 1994. Factors limiting microbial biomass in the mineral soil and forest floor of a warm-temperate forest. *Soil Biol. Biochem.* **26**: 1409-1415.
- Gosz, J.R., G.E. Likens, F.H. Bormann. 1973. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook Forest, New Hampshire. *Ecological Monographs* **43**: 173-191.
- Hampp, R., W. Einig, C. Schaeffer, T. Wallenda, A. Wingler. 1997. Kohlenstoffmetabolismus in Nadeln und mykorrhizierten Wurzeln. Forschungszentrum Karlsruhe. Forschungsbericht FZKA-PEF 151. S. 81-110.
- Harmon, M.E., G.A. Baker, G. Spycher, S.E. Greene. 1990. Leaf-litter decomposition in the *Picea/Tsuga* forests of Olympic National Park, Washington, USA. *Forest Ecology and Management* **31**: 55-66.
- Harmon, M.E., D.F. Whigham, J. Sexton, I. Olmsted. 1995. Decomposition and mass of woods detritus in the dry tropical forests of the northeastern Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica* **27**: 305-316.

- Hassink, J. 1995. Decomposition rate constants of size and density fractions of soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **59**: 1631-1635.
- Hart, S.C., G.E. Nason, D.D. Myrold, D.A. Perry. 1994. Dynamics of gross nitrogen transformations in an old-growth forest: the carbon connection. *Ecology* **75**: 880-891.
- Holland, E.A., A.R. Townsend, P.M. Vitousek. 1995. Variability in temperature regulation of CO<sub>2</sub> fluxes and N mineralization from five Hawaiian soils: implication for a changing climate. *Global Change Biology* **1**: 115-123.
- Howard, D.M., P.J.A. Howard. 1993. Relationships between CO<sub>2</sub> evolution, moisture content and temperature for a range of soil types. *Soil Biol. Biochem.* **25**: 1537-1546.
- IPCC. 1996. *Climate Change 1995. The Science of Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge. 572 Seiten.
- Jastrow, J.D., T.W. Boutton, R.M. Miller. 1996. Carbon dynamics of aggregate-associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **60**: 801-807.
- Joslin, J.D., G.S. Hendersen. 1987. Organic matter and nutrients associated with fine root turnover in a white oak stand. *Forest Science* **33**: 330-346.
- Kicklighter, D.W., J.M. Melillo, W.T. Peterjohn, E.B. Rastetter, A.D. McGuire, P.A. Steudler. 1994. Aspects of spatial and temporal aggregation in estimating regional carbon dioxide fluxes from temperate forest soils. *J. Geophysical Research* **99**: 1303-1315.
- Killham, K. 1994. *Soil Ecology.* Cambridge University Press, Cambridge. 242 S.
- Kirschbaum, M.U.F. 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* **27**: 753-760.
- Körner, C. 1993. CO<sub>2</sub> fertilization: the great uncertainty in future vegetation development. *In*: A. M. Solomon and H. H. Shugart (Hrsg.) *Vegetation dynamics and global change.* Chapman & Hall, London. S. 53-70.
- Lang, G.E. 1974. Litter dynamics in a mixed oak forest on the New Jersey Piedmont. *Bull. Torrey Botanical Club* **101**: 277-286.
- Lips, J.M., J.F. Duivenvoorden. 1996. Fine litter input to terrestrial humus forms in Columbian Amazonia. *Oecologia (Berlin)* **108**: 138-150.
- Lloyd, J., J.A. Taylor. 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology* **8**: 315-323.
- Melillo, J.M., J.D. Aber, A.E. Linkins, A. Ricca, B. Fry, K.J. Nadelhoffer. 1989. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: plant litter to soil organic matter. *Plant and Soil* **115**: 189-198.
- Moore, T.R. 1989. Plant production, decomposition, and carbon efflux in a subarctic patterned fen. *Arctic and Alpine Research* **21**: 156-162.
- Oechel, W.C., S.J. Hastings, G.L. Vourlitis, M. Jenkins, G. Riechers, N. Grulke. 1993. Recent change of Arctic tundra ecosystems from a net carbon dioxide sink to a source. *Nature* **361**: 520-523.
- Paul, E.A., F. Clark. 1989. Dynamics of residue decomposition and soil organic matter turnover. *In*: E. A. Paul and F. E. Clark (Hrsg.) *Soil Microbiology and biochemistry.* Academic Press, London, New York. S. 115-130.
- Parton, W.J., J.M.O. Scurlock, D.S. Ojima, T.G. Gilmanov, R.J. Scholes, D.S. Schimel, T. Kirchner, J.-C. Menaut, T. Seastedt, E.G. Moya, A. Kamnalrut, J.J. Kinyamario. 1993. Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland biome worldwide. *Global Biogeochemical Cycles* **7**: 785-809.
- Post, W.M., J. Pastor, P.J. Zinke, A.G. Stangenberger. 1985. Global patterns of soil nitrogen storage. *Nature* **317**: 613-616.
- Raich, J.W., K.J. Nadelhoffer. 1989. Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends. *Ecology* **70**: 1346-1354.

- Raich, J.W., C.S. Potter. 1995. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biogeochemical Cycles* **9**: 23-36.
- Raich, J.W., W.H. Schlesinger. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationships to vegetation and climate. *Tellus* **44B**: 81-99.
- Schachtschabel, P., H.P. Blume, G. Brümmer, K.H. Hartge, U. Schwertmann. 1992. *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke-Verlag, Stuttgart. 491 Seiten.
- Schimel, D.S., B.H. Braswell, E.A. Holland, R. McKeown, D.S. Ojima, T.H. Painter, W.J. Parton, A.R. Townsend. 1994. Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. *Global Biogeochemical Cycles* **8**: 279-293.
- Schleser, G.H. 1982. The response of CO<sub>2</sub> evolution from soils to global temperature changes. *Z. Naturforsch.* **37a**: 287-291.
- Schlesinger, W.H. 1984. Soil organic matter: a source of atmospheric CO<sub>2</sub>. *In*: G. M. Woodwell (Hrsg.) *The role of terrestrial vegetation in the global carbon cycle: measurements by remote sensing*. John Wiley & Sons Ltd, New York, NY, USA. S. 111-127.
- Schulze, E.D., A.M. Bazzaz, K.J. Nadelhoffer, T. Koike, S. Takatsuki. 1996. Biodiversity and ecosystem function of temperate deciduous broad-leaved forests. *In*: H. A. Mooney, J. H. Cushman, E. Medina, O. E. Sala und E. D. Schulze (Hrsg.) *Functional roles of biodiversity*. John Wiley & Sons Ltd, New York, NY, USA. S. 71-98.
- Steinberger, Y., R. Degani, G. Barness. 1995. Decomposition of root litter and related microbial population dynamics of a Negev Desert shrub, *Zygophyllum dumosum*. *J. Arid Environment* **31**: 383-399.
- Swift, M.J., O.W. Heal, J.M. Anderson. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*, Band 5. Blackwell Scientific Publication, Oxford, London. 372 S.
- Tate, K.R., D.J. Ross, B.J. O'Brien, F.M. Kelliher. 1993. Carbon storage and turnover, and respiratory activity, in the litter and soil of an old-growth southern beech (*Nothofagus*) forest. *Soil Biol. Biochem.* **25**: 1601-1612.
- Thierron, V., H. Laudelot. 1996. Contribution of root respiration to total CO<sub>2</sub> efflux from the soil of a deciduous forest. *Can. J. For. Res.* **26**: 1142-1148.
- Thompson, M.V., J.T. Randerson, C.M. Malström, C.B. Field. 1996. Change in net primary production and heterotrophic respiration: how much is necessary to sustain the terrestrial carbon sink? *Global Biogeochemical Cycles* **10**: 711-726.
- Toland, D.E., D.R. Zak. 1994. Seasonal patterns of soil respiration in intact and clear-cut northern hardwood forests. *Can. J. For. Res.* **24**: 1711-1716.
- Townsend, A.R., P.M. Vitousek, E.A. Holland. 1992. Tropical soils could dominate the short-term carbon cycle feedbacks to increased global temperatures. *Climatic Change* **22**: 293-303.
- Trumbore, S.E., M.J. Chadwick, R.G. Amundson. 1996. Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change. *Science* **272**: 393-396.
- Vitousek, P.M., D.R. Turner, W.J. Parton, R.L. Sanford. 1994. Litter decomposition on the Mauna Loa environmental matrix, Hawaii: patterns, mechanisms, and models. *Ecology* **75**: 418-429.
- Vogt, K.A., C.C. Grier, D.J. Vogt. 1986. Production, turnover and nutrient dynamics of above and belowground detritus of world forests. *Advances in Ecological Research* **15**: 303-377.
- Zimov, S.A., S.P. Davidov, Y.V. Voropaev, S.F. Prosiannikov, I.P. Semiletov, M.C. Chapin, F.S. Chapin, III. 1996. Siberian CO<sub>2</sub> efflux in winter as a CO<sub>2</sub> source and cause of seasonality in atmospheric CO<sub>2</sub>. *Climatic Change* **33**: 111-120.
- Zogg, G.P., D.R. Zak, A.J. Burton, K.S. Pregitzer. 1996. Fine root respiration in northern hardwood forests in relation to temperature and nitrogen availability. *Tree Physiology* **16**: 719-725.

## 6.4 Netto-Ökosystemflüsse von CO<sub>2</sub>

Eine räumliche Integration aller Prozesse in Vegetation und Boden wird durch die Messung von Netto-Ökosystemflüssen gewährleistet. Ob ein Ökosystem C-Quelle oder C-Senke darstellt, kann nur so entschieden werden. In diesem Kapitel wird unser Wissen über Netto-Ökosystemflüsse zusammengefaßt, und es werden Faktoren und Maßnahmen diskutiert, die diese Flüsse beeinflussen.

### Kurzzusammenfassung der Ergebnisse:

- mittlere Tagesflüsse von Ökosystemen liegen bei ca.  $80 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , mittlere Nachtflüsse liegen bei ca.  $25 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$
- Die meisten Ökosysteme sind C-Senken.

### Forschungsbedarf:

- Auswirkungen von episodischen Störungen (z.B. Windwurf, Fraßschäden, Feuer, Straßenbau) auf die Netto-CO<sub>2</sub>-Flüsse sind bislang unzureichend untersucht.
- Die Dynamik der Ökosysteme nach Störungen und Jahresbilanzen der Netto-Ökosystemflüsse sind bislang nicht dokumentiert. Die Notwendigkeit solcher Messungen wird deutlich daran, daß selbst junge, schnell wachsende Wälder CO<sub>2</sub>-Quellen sein können. Forstliche Eingriffe können diese Senkenfunktion zerstören, z.B. durch Streuabbau nach Kahlschlag. Gleiches gilt für die Landwirtschaft.
- Die Frage, ob Wiesen (und Grasländer) mehr oder weniger Kohlenstoff speichern als Wälder, ist bislang ungeklärt.

### Handlungsempfehlungen:

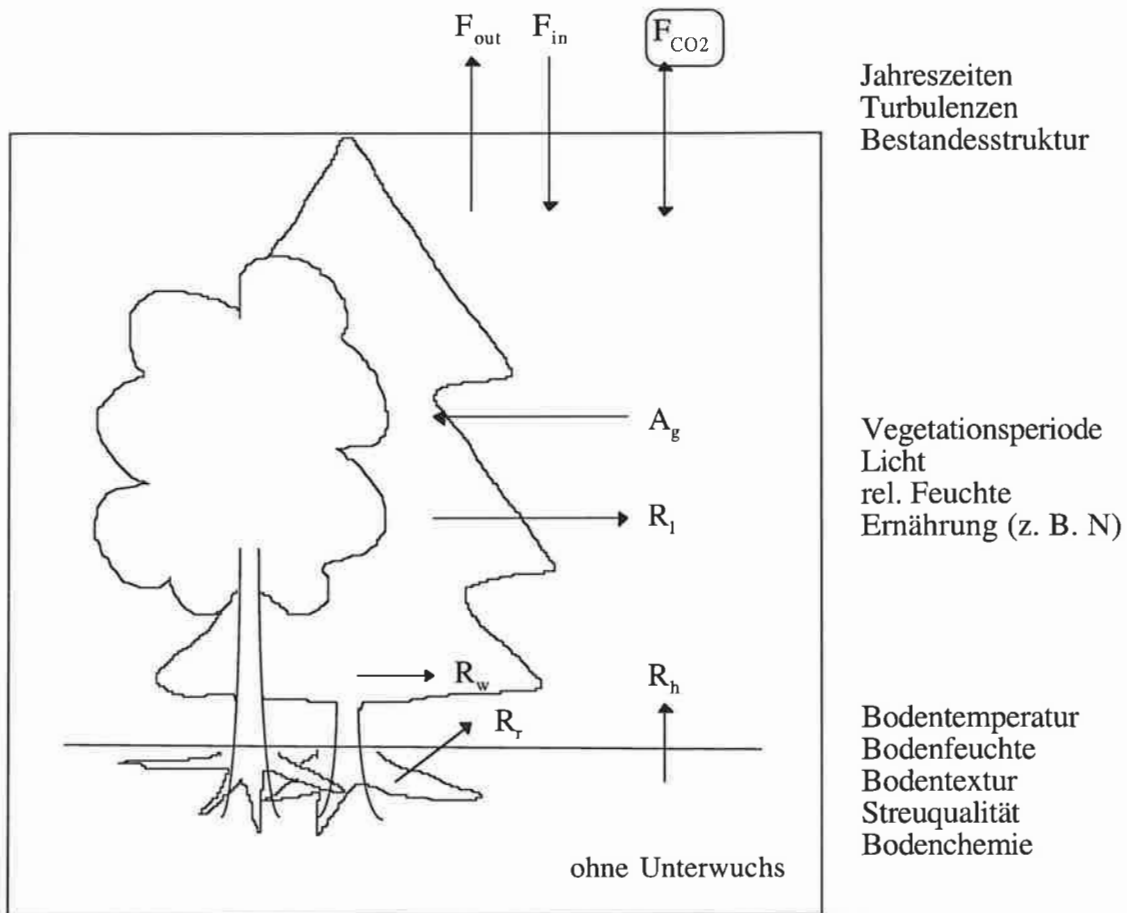
- Alte Waldbestände sind zu erhalten. Verjüngung unter Schirm ist Kahlschlag vorzuziehen.
- Wiesenbestände haben eine höhere Senkenfunktion als Äcker und sollten in der Agrarlandschaft ausgeweitet werden.

### 6.4.1 Übersicht

Die Kohlenstoffflüsse in einem terrestrischen Ökosystem und der Austausch von Spurengasen zwischen dem Boden, der Vegetation und der Atmosphäre unterliegen einer Vielzahl von biotischen und abiotischen Faktoren. Ökophysiologische Messungen auf der Blattebene sind aufgrund der hohen Variabilität im Bestand nicht geeignet, ein Ökosystem in seiner Gesamtheit zu beschreiben. Zeitlich und räumlich integrierende Messungen für die Schlüsselprozesse Turbulenz, Pflanzenatmung, Photosynthese sowie Bodenatmung werden daher auf der nächst höheren organisatorischen Ebene des Bestandes notwendig (Abb. 6.10). Wärme- und Stoffflüsse (z. B.  $F_{\text{CO}_2}$ ) in einen Bestand hinein oder aus einem Bestand heraus können mit Hilfe der Eddy-Kovarianzanalyse gemessen werden (Swinbank 1951; Baldocchi *et al.* 1988). Das Meßprinzip beruht auf der Messung von Luftpaketen mit positiver oder negativer vertikaler Windkomponente über dem Bestandesdach. Ein Ultraschall-Anemometer und ein schneller

Infrarotgasanalysator liefern die nötigen Daten zur Windrichtung, Windgeschwindigkeit, H<sub>2</sub>O- und CO<sub>2</sub>-Konzentrationen, mit deren Hilfe die entsprechenden CO<sub>2</sub>-Flüsse (F<sub>CO2</sub>) und latenten Wärmeflüsse berechnet werden.

**Einflussfaktoren:**



$A_g$  = Bruttphotosynthese  
 $\approx F_{in}$   
 $A_n$  = Nettphotosynthese  
 $\approx A_g - (R_l + R_w + R_r)$

$R_s$  = Bodenatmung  
 $\approx R_r + R_h$   
 $R_e$  = Ökosystem-Atmung  
 $\approx R_l + R_w + R_r + R_h$   
 $\approx F_{out}$

$F_{CO2}$  = Netto-Ökosystemfluss (engl. *net ecosystem exchange*, NEE). Geht im Gleichgewichtszustand gegen Null.

$$\approx A_g - R_e = A_g - (R_l + R_w + R_r + R_h) \approx F_{in} - F_{out}$$

Abbildung 6.10. Konzeptionelles Modell zum Netto-CO<sub>2</sub>-Fluß von Ökosystemen (F<sub>CO2</sub>)

Das Verfahren der Eddy-Kovarianzanalyse erlaubt nicht nur die Erfassung der Austauschprozesse von Boden und Pflanzen, sondern ermöglicht durch den Vergleich von Tages- und Nachtflüssen auch die Abschätzung der Bestandesatmung  $R_e$  (Abb. 6.10). Diese setzt sich zusammen aus der autotrophen Atmung der Pflanzen (Blattatmung  $R_l$ , Stamatmung  $R_w$  und Wurzelatmung  $R_r$ ) und der heterotrophen Atmung von Mikroorganismen und Bodenfauna ( $R_h$ ). Neuere Abschätzungen mit herkömmlichen Methoden (Küvettenmessungen) und mit



Hilfe der Eddy-Kovarianzanalyse kommen zu dem Schluß, daß zwischen 50% (temperate Wälder: Black *et al.* 1996; Greco und Baldocchi 1996; Valentini *et al.* 1996) und 85% der Bestandesatmung (tropische Wälder: Fan *et al.* 1990; Wofsy *et al.* 1993) aus der Bodenatmung stammen. Die Stammatmung in einem aufwachsenden temperaten Laubwald (Harvard Forest) machte dagegen nur rund 5% der Bestandesatmung aus, während die Blattatmung immerhin rund 28% betrug (Goulden *et al.* 1996b).

#### 6.4.2 Datengrundlage und Abschätzung der Netto-Ökosystemproduktivität

Im Rahmen dieses Teiles der Studie wurden 117 verschiedene Projekte zusammengetragen und bewertet, die entweder mit der Eddy-Kovarianzmethode oder mit Kammern Netto-Ökosystemflüsse von CO<sub>2</sub> bestimmten (siehe Anhang A4). Messungen von Flugzeugen aus wurden nicht berücksichtigt. Wenn möglich, wurden die mittleren maximalen Flüsse aus Tabellen oder Abbildungen übernommen (d.h., Flüsse bei ca. 1800 µmol Photonen m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>). Diese Photonen-Flußdichte kann im Freiland an sonnigen Tagen mehrere Stunden andauern und liegt über der Lichtsättigung der meisten Pflanzen (maximale Flußdichten bei Strahlungswetter liegen bei ca. 2000 µmol Photonen m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. Lichtsättigung ist meist bei 1000-1500 µmol Photonen m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> erreicht).

Weltweit liegen nur wenige Datensätze über langfristige Eddy-Kovarianzmessungen vor (Tabelle 6.11). Diese ermöglichen jedoch eine Abschätzung der Netto-Ökosystemproduktion (NEP, *net ecosystem productivity*, in t C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>). NEP ist die Menge Kohlenstoff pro Flächeneinheit, die während eines Jahres durch die Photosynthese des Gesamtbestandes fixiert wurde, abzüglich der autotrophen und der heterotrophen Atmung des Bestandes (vgl. Abb. 6.3 in Kapitel 6.2). Positive Werte der NEP beschreiben CO<sub>2</sub>-Flüsse in das Ökosystem hinein, das Ökosystem verhält sich also als C-Senke. Ein Vergleich mit modellierten Daten zur Netto-Ökosystemproduktion (Ruimy *et al.* 1996, Raich und Schlesinger 1992) ergibt, daß die NEP-Abschätzungen aus Eddy-Kovarianzmessungen für tropische Wälder etwas niedriger liegen als die NEP aus den Modellen (Wald: 3.4 t C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>). Für temperate und boreale Waldökosysteme sowie für temperate C<sub>4</sub>-Grasländer liegen die Abschätzungen der Modelle dagegen z. T. höher als die NEP-Werte (borealer Wald: 0.09 - 2.1 t C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, temperater Wald: 2.5 - 3.1 t C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, Grasland: 4.6 t C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>), während beide Methoden für Moore und Tundra ungefähr im gleichen Bereich liegen (Modell: 0.13 t C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>). Das könnte bedeuten, daß die Modelle die Atmung in tropischen Ökosystemen leicht unterschätzen, dagegen die Atmung oder aber die Speicherung von Kohlenstoff (z. B. im Boden) in temperaten und borealen Ökosystemen überschätzen. Längere Laufzeiten der Eddy-Kovarianz-Projekte werden diese Diskrepanz klären können. Darüber hinaus sind episodische, aber doch regelmäßig auftretende Störungen des Systems - sei es durch Prozesse, die Kohlenstoff am Standort belassen (Windwurf, Fraßschäden) oder durch Störungen, die den Kohlenstoff regional verlagern (Feuer, Ernte; NBP, *Net Biome Productivity*) - bisher nicht bearbeitet worden.

#### 6.4.3 Netto-Ökosystemflüsse verschiedener Ökosysteme

Die hier zusammengetragenen Netto-Ökosystemflüsse für CO<sub>2</sub> stammen aus einer Vielzahl verschiedener Ökosysteme (Tab. 6.12).

Tabelle 6.1.1. Abschätzungen der Netto-Ökosystemproduktion NEP mit Hilfe von Eddy-Kovarianzdaten.

Ökosystem	Ort	Länge	Breite	max. LAI	Höhe [m]	Alter	Autoren	NEP tCha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> bzw. tCha <sup>-1</sup>
<b>Tropische Wälder</b>								
Regenwald	Brazilien	10.04 S	61.6 W	4	30		Grace <i>et al.</i> 1995b	1.0
Regenwald	Brazilien	10.04 S	61.6 W	4	30		Grace <i>et al.</i> 1996	1.0
<b>Boreale Nadel- und Laubwälder</b>								
<i>Picea mariana</i>	Manitoba, Kanada	55.9 N	98.5 W	6.2	10	75 - 90	Goulden <i>et al.</i> 1995	0.3 - 0.7
<i>Picea mariana</i>	Quebec, Kanada	54.8 N	66.7 W		6.5	200	Fan <i>et al.</i> 1995	0.79 t/ha in 53 Tagen
<i>Pinus banksiana</i>	Sask., Kanada	53.5 N	104.4 W	3.3	13.5	75 - 90	Baldocchi <i>et al.</i> 1997	0.47 t/ha in 117 Tagen
<i>Populus tremuloides</i>	Sask., Kanada	53.7 N	106.2 W	1.8	21	70	Black <i>et al.</i> 1996	1.3
<b>Temperate Nadel- und Laubwälder</b>								
<i>Q. alba, A. rubrum, Carya</i>	Tennessee, US	35.5 N	84.2 W	4.9	24	50	Greco & Baldocchi 1996	5.3
<i>Q. alba, A. rubrum</i>	Massachusetts, US	42.5 N	72.2 W	3.5	24	50 - 70	Wofsy <i>et al.</i> 1993	3.5 - 4.0
<i>Q. alba, A. rubrum</i>	Massachusetts, US	42.5 N	72.2 W	3.5	24	50 - 70	Goulden <i>et al.</i> 1996a	2.1
<i>Q. alba, A. rubrum</i>	Massachusetts, US	42.5 N	72.2 W	3.5	24	50 - 70	Goulden <i>et al.</i> 1996b	1.4 - 2.8
<i>Fagus sylvatica</i>	Italien	41.5 N	13.4 E	3.5	20 - 23	90	Valentini <i>et al.</i> 1996	4.7
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1 N	5.4 E	8 - 10	22	30	Vermerten <i>et al.</i> 1994	10.5 - 15.4
<b>C<sub>3</sub>-Grasländer</b>								
Moor	Minnesota, US	47.3 N	93.3 W		0.6		Shurpali <i>et al.</i> 1995	-0.71 - 0.32 in 145 T.
Tundra	Ontario, Kanada	51.3 N	81.5 W	0.4 - 1			Whiting 1994	-0.21 - 0.06 in 153 T.
<b>C<sub>4</sub>-Grasländer</b>								
Tallgrass prairie	Kansas, US	39.0 N	96.3 W	3.2	0.5		Kim <i>et al.</i> 1992	7.5 in 6 Monaten
<b>Savannen</b>								
Cerrado	Brazilien	15.33 S	47.4 W	1	8 - 10		Miranda <i>et al.</i> 1996	2.5
<b>C<sub>3</sub>-Feldfrüchte</b>								
<i>Oryza</i>	Japan						Ohtaki und Oikawa 1991	28.0

Tabelle 6.12. Übersicht über Netto-Ökosystemflüsse von CO<sub>2</sub> (Mittelwerte ± Standardabweichung (*n*); Originaldaten siehe Anhang A4). F<sub>Tag</sub> sind die mittleren maximalen Tagesflüsse, F<sub>Nacht</sub> sind die mittleren maximalen Nachtflüsse in μmol CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. G<sub>smax</sub> sind die mittleren Gesamtleitfähigkeiten in mmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>.

	F <sub>Tag</sub>	F <sub>Nacht</sub>	G <sub>smax</sub>
Tropische Wälder	17.77 ± 2.5 (3)	-7.55 ± 4.6 (4)	647.0 ± 94.8 (3)
Laubwälder	15.98 ± 10.4 (39)	-4.21 ± 2.8 (31)	769.8 ± 350.1 (4)
Nadelwälder	14.47 ± 8.9 (35)	-2.53 ± 2.0 (23)	896.3 ± 306.1 (12)
C <sub>3</sub> -Grasländer	19.70 ± 19.0 (27)	-1.44 ± 0.7 (5)	702.5 ± 788.6 (4)
C <sub>4</sub> -Grasländer	22.36 ± 13.34 (15)	-3.56 ± 1.7 (9)	847.8 ± 260.2 (3)
Savannen	12.05 ± 7.4 (9)	-3.30 ± 0.9 (4)	125.0 ± 161.6 (6)
C <sub>3</sub> -Feldfrüchte	29.81 ± 16.9 (50)	-4.12 ± 2.3 (25)	1681.0 ± 481.0 (3)
C <sub>4</sub> -Feldfrüchte	36.31 ± 21.2 (17)	-8.36 ± 7.3 (11)	892.0 (1)

Es wird deutlich, daß in einigen Systemen (z. B. C<sub>3</sub>-Feldfrüchte) überdurchschnittlich viele Studien durchgeführt wurden, während andere Ökosysteme nicht so gut beschrieben sind (z. B. Grasländer). Diese in Tabelle 6.12 angegebenen Flüsse stellen jedoch noch keine vollständige Jahresbilanz dar (wie z.B. in Tab. 6.11). Hierfür müßten die Flußdaten aus Tab. 6.12 erst über das gesamte Jahr aufsummiert werden. Da die Wachstumsphase für die einzelnen Vegetationstypen sehr unterschiedlich ist (Bsp. 12 Monate für tropischen Regenwald, aber nur wenige Monate für C<sub>4</sub>-Feldfrüchte) relativieren sich die Flüsse. Bei einer ersten Abschätzung der C-Jahresbilanz ergab sich, daß tropische Wälder und C<sub>3</sub>-Grasländer die größte C-Senke darstellen, gefolgt von Nadelwäldern und C<sub>3</sub>-Feldfrüchten sowie von C<sub>4</sub>-Grasländern und C<sub>4</sub>-Feldfrüchten. Savannen und Laubwälder legten dagegen nur ca. 50% des Kohlenstoffs fest, den tropische Wälder oder C<sub>3</sub>-Grasländer festlegten.

Die Variationsbreite der Nettoflüsse zwischen den verschiedenen Ökosystemen ist ebenfalls sehr unterschiedlich (Abb. 6.11). Geringste Streubreiten werden in der Tundra, den Salzmarschen und den Savannen gemessen. Mittlere Streubreiten zeigen sich in tropischen Wäldern, C<sub>4</sub>-Grasländern, Laub- und Nadelwäldern, während sehr hohe Streubreiten in C<sub>3</sub>-Grasländern und in den landwirtschaftlich genutzten Flächen beobachtet werden. Meist sind die mittleren maximalen Tagesflüsse um ein Vielfaches höher als die mittleren Nachtflüsse, so daß die meisten Ökosysteme wohl eher als C-Senke zu bezeichnen sind.

Diese großen Streubreiten der Netto-Ökosystemflüsse beruhen auf den komplexen Wechselwirkungen zwischen biotischen und abiotischen Faktoren, die die Ökophysiologie eines Bestandes beeinflussen. Ein wichtiger Faktor, der die Tages-Nettoflüsse sehr gut beschreibt, ist die Photonen-Flußdichte (*Q*). In einer großen Literaturstudie haben Ruimy *et al.* (1995) verschiedene Modelle zusammengetragen und festgestellt, daß ein hyperbolisches Grundmodell die Flußraten F<sub>CO2</sub> der verschiedenen Ökosysteme in den meisten Fällen gut beschreibt:

$$F_{CO2} = \frac{\alpha \cdot Q \cdot F_{\infty}}{\alpha \cdot Q + F_{\infty}} - R$$

mit  $\alpha$  = Quantenertrag der Photosynthese, = CO<sub>2</sub>-Fluß bei Lichtsättigung und R = Dunkelatmung bzw. F<sub>CO2</sub> bei *Q* = 0. Für die verschiedenen Ökosysteme fanden sie folgende Beziehungen:

## Netto CO<sub>2</sub>-Flüsse

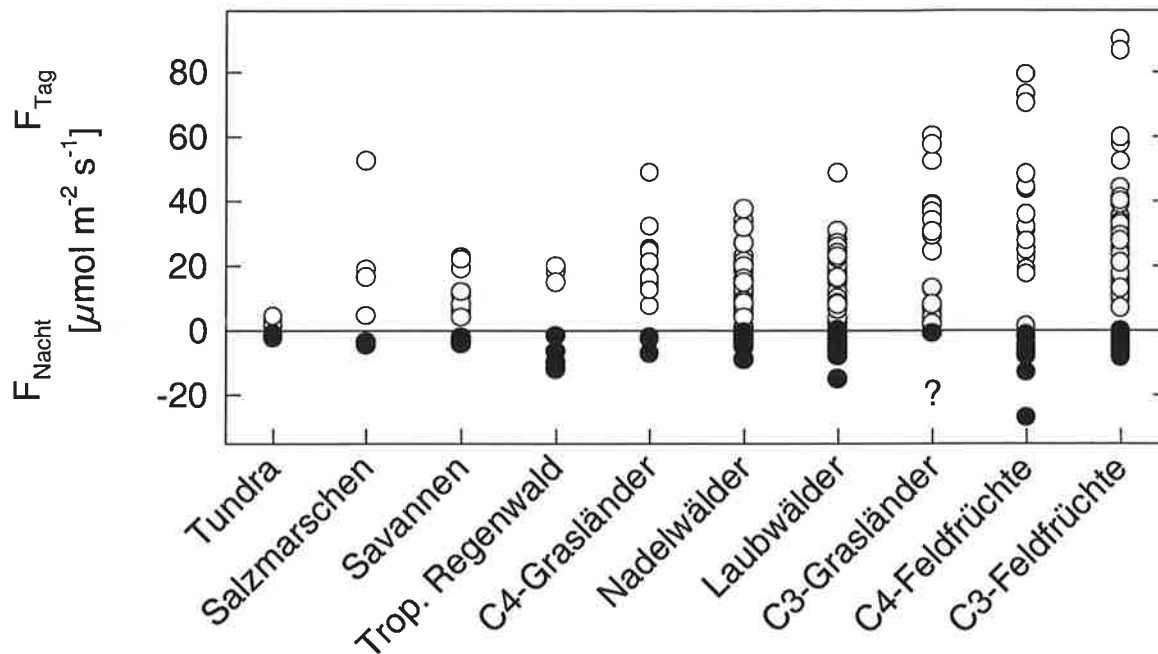


Abbildung 6.11. Mittlere maximale Netto-Ökosystemflüsse von CO<sub>2</sub> von verschiedenen Ökosystemen. Das Fragezeichen deutet eine nur geringe Anzahl von Meßdaten an.

- für Wälder: 
$$F_{CO_2} = \frac{0.04 \cdot Q \cdot 35.25}{0.04 \cdot Q + 35.25} - 3.46 \quad r^2 = 0.57$$
- für Grasländer: 
$$F_{CO_2} = \frac{0.025 \cdot Q \cdot 82.92}{0.025 \cdot Q + 82.92} - 5.39 \quad r^2 = 0.80$$
- für landwirt. Nutzpflanzen: 
$$F_{CO_2} = \frac{0.056 \cdot Q \cdot 46.87}{0.04 \cdot Q + 46.87} - 3.94 \quad r^2 = 0.66$$

Darüber hinaus reagiert ein Ökosystem - analog zu den Prozessen auf Blattebene - aber auch auf Veränderungen im Wassersättigungsdefizit der Luft ( $\Delta w$ ). Verhoef *et al.* (1996) stellten für Savannen fest, daß sich die Steigung ( $\alpha$ ) und die maximalen Werte der Beziehung  $F_{CO_2}$  zu  $Q$  erniedrigen, wenn die Luft trockener wird (wenn  $\Delta w$  größer wird). Das bedeutet, daß die CO<sub>2</sub>-Flüsse mit steigendem  $\Delta w$  abnehmen. Dieser Zusammenhang wurde auch für einen borealen Fichtenwald beobachtet (Fan *et al.* 1995), nicht jedoch für einen temperaten Laubwald (Verma *et al.* 1986). Schon Köstner *et al.* (1992) berichten, daß die Gesamtleitfähigkeiten ( $G_{smax}$ , *surface conductance*) in einem temperaten Laubwald mit steigendem  $\Delta w$  abnehmen. Diese Gesamtleitfähigkeiten sind wiederum eng mit den stomatären Leitfähigkeiten der Blätter gekoppelt (Kelliher *et al.* 1993; Hollinger *et al.* 1994; Schulze *et al.* 1994, 1995).

### 6.4.4 Auswirkungen von Klima und Struktur auf die Netto-Ökosystemflüsse

Mit steigenden Lufttemperaturen ( $T_L$ ) werden die nächtlichen CO<sub>2</sub>-Flüsse stets stark erhöht (Black *et al.* 1996; Greco und Baldocchi 1996; Goulden *et al.* 1996a,b; Valentini *et al.* 1996; siehe auch 6.3.), tagsüber ist diese Beziehung jedoch nicht so eindeutig. Während einige Arbeiten keine Beziehung zwischen  $F_{CO_2}$  und  $T_L$  finden (Südbuche, Hollinger *et al.* 1994; bo-

reale Fichte, Fan *et al.* 1995; Luzerne, McGinn und King 1990), berichten andere Arbeiten über negative (Moor: Neumann *et al.* 1994; Luzerne, Baldocchi *et al.* 1981a) oder positive Beziehungen (Mais, McGinn und King 1990). Für die hier ausgewerteten Arbeiten ergab sich keine eindeutige Beziehung zwischen  $F_{CO_2}$  und  $T_L$ .

Die Bestandsstruktur beeinflusst nicht nur das Turbulenzverhalten und das Mikroklima eines Bestandes (Raupach 1989; Baldocchi und Vogel 1996), sondern auch die ökophysiologische Reaktion der Pflanzen auf sich ändernde abiotische Umweltbedingungen. Wie reagieren die Ökosystemflüsse für  $CO_2$  auf Änderungen des Blattflächenindex oder des Bestandesalters?

Betrachtet man zuerst die Systeme, die nicht künstlich bewässert werden (Wälder und Grasländer), dann nehmen die Nettoflüsse von  $CO_2$  mit zunehmendem Blattflächenindex (LAI, *leaf area index*) schnell zu und erreichen bei LAI 3 bis 5 ein Maximum (Abb. 6.12). Das bedeutet,

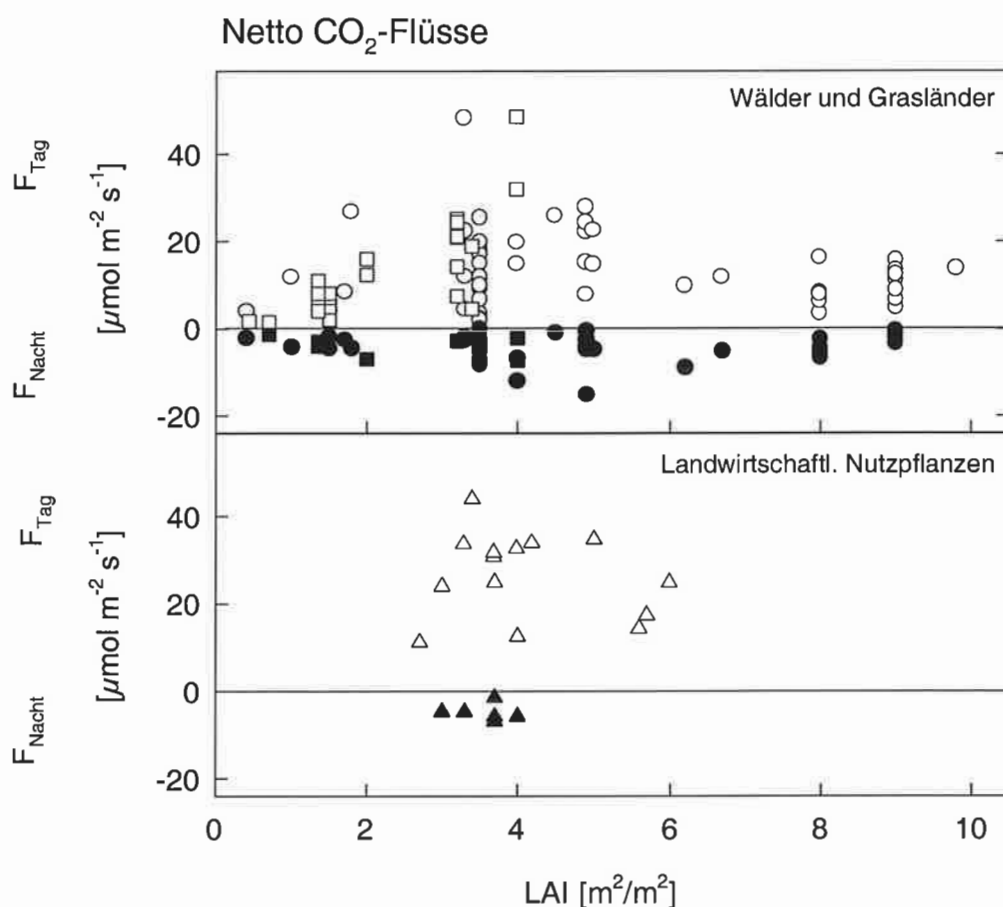


Abbildung 6.12. Netto-Ökosystemflüsse von  $CO_2$  in Abhängigkeit vom Blattflächenindex. Dargestellt sind die mittleren maximalen Flüsse verschiedener Ökosysteme (Wälder: Kreise, Grasländer: Quadrate).

daß diese Bestände tagsüber die höchsten Netto-Bestandesphotosyntheseraten aufweisen. Dichtere Bestände dagegen haben geringere Tages-Nettoflüsse, hier ist die C-Festlegung also niedriger als die der offenen Bestände. Die nächtlichen Atmungsflüsse zeigen ebenfalls ein Maximum bei mittlerem LAI, doch ist die  $CO_2$ -Freisetzung meist weit geringer als die  $CO_2$ -Festlegung. Sowohl sehr offene Bestände ( $LAI < 1$ ) als auch dichte Bestände ( $LAI > 6$ ) verhalten sich fast  $CO_2$ -neutral, d.h. ihre  $CO_2$ -Bilanz liegt um die Null oder wird leicht positiv (C-

Senke). Generell werden hohe LAI nur dann entwickelt bzw. aufrecht erhalten, wenn die Wasserversorgung gut ist und kein Wassermangel eintritt, der die Nettoprimärproduktion limitiert (Gholz 1982). Danach wäre zu erwarten, daß die CO<sub>2</sub>-Flüsse auf einem hohen Niveau bleiben und nicht, wie hier beobachtet, bei hohem LAI abfallen. Dies könnte darin begründet sein, daß durch Selbstbeschattung die Nettophotosyntheseraten kleiner werden und daher die Bestandesflüsse geringer werden. Leider kann mit dem vorliegenden Datensatz nicht überprüft werden, wie hoch die Niederschläge und/oder Evapotranspiration der dichten Bestände waren. Auf der anderen Seite könnten die niedrigeren Raten ein Artefakt des vorliegenden Datensatzes sein, da nur wenige Arbeiten in sehr dichten Beständen durchgeführt wurden (drei Laub- und Nadelwaldbestände im Jahresverlauf), und daher die Streubreite geringer sein könnte. Immerhin finden Schulze *et al.* (1994, 1995) eine positive Beziehung zwischen LAI und G<sub>smax</sub>, die bei hohen LAI-Werten konstant modelliert wurde. Dies würde nahe legen, daß die CO<sub>2</sub>-Flüsse von dichten Beständen ebenfalls auf einem hohen Niveau konstant wären. Es liegen jedoch nicht genügend Studien vor, um diese Frage zur Zeit zu klären zu können.

Betrachtet man jedoch die Bestände der landwirtschaftlichen Nutzpflanzen (C<sub>3</sub> und C<sub>4</sub>) getrennt von den Wäldern und Grasländern, dann kann man keine eindeutige Beziehung zwischen LAI und CO<sub>2</sub>-Flüssen feststellen. Baldocchi (1994) fand zwar eine positive Beziehung zwischen den CO<sub>2</sub>-Flüssen und dem LAI von Mais- und Luzernebeständen, doch lagen dort die LAI-Werte zwischen 1.5 und 3. Für diesen Bereich zeigt auch der hier vorliegende Datensatz eine positive Beziehung, die aber aufgrund der hohen Streuung bei dichteren Beständen nicht abzusichern ist.

Im vorliegenden Datensatz tritt eine deutliche Beziehung zwischen Bestandesalter und CO<sub>2</sub>-Flüssen auf (Abb. 6.13). Dieser Zusammenhang scheint jedoch stark von der Nutzungsge-

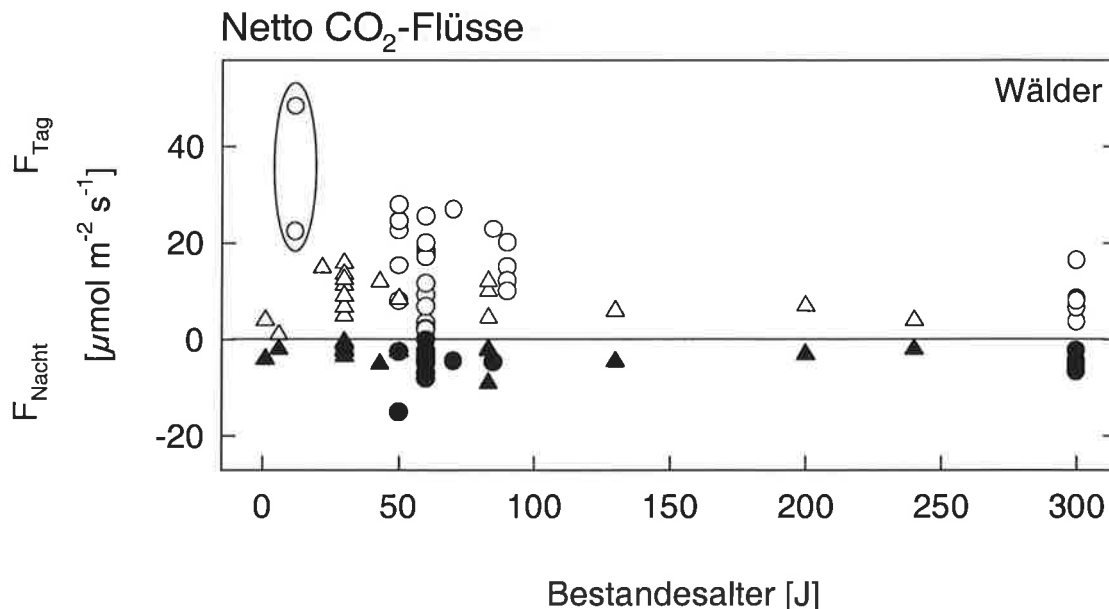


Abbildung 6.13. Netto-Ökosystemflüsse von CO<sub>2</sub> in Abhängigkeit vom Bestandesalter. Dargestellt sind die mittleren maximalen Flüsse von Laubwäldern (Kreise) und Nadelwäldern (Dreiecke) aller Klimazonen. Die jungen Eucalyptusbestände, die meist durch intensive Bodenbearbeitung eine Sonderstellung einnehmen, sind mit einer Ellipse markiert.

schichte des Bestandes bzw. der Bestandesbegründung abzuhängen. Die höchsten Tagesflüsse wurden in jungen Eucalyptusplantagen gemessen, einer schnellwüchsigen Baumart mit kurzen Umtriebszeiten, bei deren Bestandesbegründung meist das Bodenprofil erheblich gestört wurde (Ellipse; viele Bestände stocken auf Mineralboden; die Bodenatmung ist niedrig). Die Größenordnung dieser Tagesflüsse wird auch im höheren Alter nicht mehr erreicht. Betrachtet man dagegen junge, natürliche Vegetation (z. B. Verjüngung nach Feuer in Sibirien), so ergibt sich ein ganz anderes Bild. Hier liegen die Tages- und Nachtflüsse sehr niedrig, die Bestände fixieren nur wenig mehr als sie nachts verlieren. Dies bedeutet, daß diese jungen Bestände trotz ihrer relativ hohen Wachstumsraten aufgrund der Bodenatmung CO<sub>2</sub>-Quellen sein können. Mit zunehmender Bestandesentwicklung nehmen dann auch die CO<sub>2</sub>-Flüsse zu. Ein Maximum ist bei 50- bis 70jährigen Beständen zu beobachten. Die sehr alten Waldbestände (> 100 Jahre, boreale und temperate Bestände) weisen dagegen nur sehr geringe Flußraten auf und verhalten sich nahezu CO<sub>2</sub> neutral.

Es ist bekannt, daß sehr alte Bestände ihre Holzproduktion im allgemeinen erniedrigen (Gholz 1982), und zwar nicht aufgrund erhöhter Atmungsraten, sondern aufgrund erniedrigter Photosyntheseraten (Grier *et al.* 1981; Yoder *et al.* 1994 ) und geringerer Nährstoffverfügbarkeit im Boden (Gower *et al.* 1997). Das heißt, diese alten Bestände fixieren zwar nur noch wenig CO<sub>2</sub>, speichern jedoch riesige Mengen an Kohlenstoff, die bei einer Bewirtschaftung freigesetzt werden könnten (Abb. 6.14; Harmon *et al.* 1990; Cannell *et al.* 1992). Junge Bestände dagegen

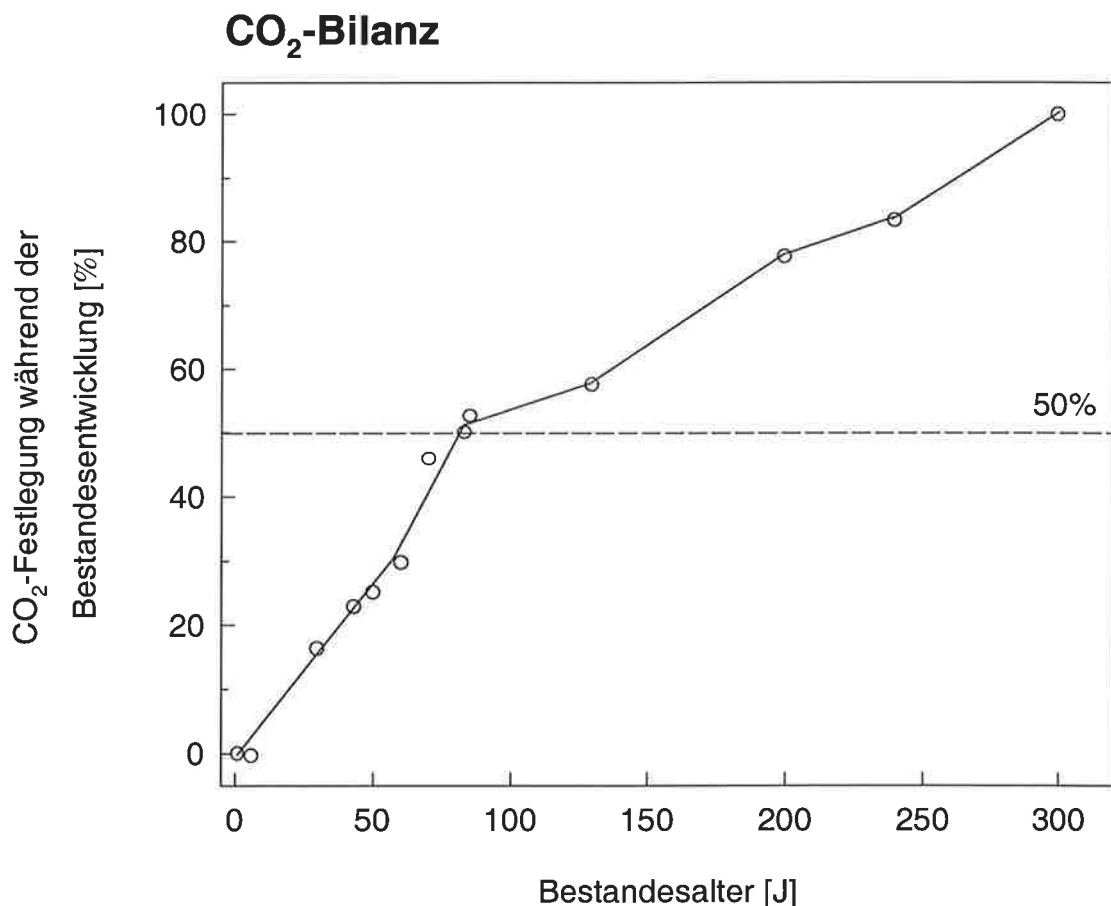


Abbildung 6.14. Konzeptionelles Schema zur CO<sub>2</sub>-Festlegung während der Bestandesentwicklung.

haben eine Verzögerungsphase von bis zu 50 Jahren, bevor größere C-Mengen festgelegt werden. Nach einer Abschätzung von Harmon *et al.* (1990) müssen junge Wälder erst ca. 200 Jahre lang wachsen, um sich zu einer vergleichbaren C-Senke zu entwickeln, wie sie z. B. in *Old-Growth forests* zur Zeit schon besteht (z. B. im Pazifischen Nordwesten der USA, *Pseudotsuga menziesii*). Darüber hinaus wurde in Kapitel 6.3. bereits darauf hingewiesen, daß Bestände mit hoher NPP die höchsten Umsatzraten für Streu aufweisen und die Bodenerwärmung in den jungen Beständen zu erhöhten Bodenatmungsraten führt, was die nachhaltige C-Speicherung in jungen Beständen ebenfalls erniedrigt bzw. weiter hinauszögert. Der gleiche Erklärungsansatz wurde auch von Cohen *et al.* (1996) für junge Laubbestände in Erwägung gezogen, als die Modellierung von regionalen CO<sub>2</sub>-Flüssen im Pazifischen Nordwesten der USA große C-Quellen aus jungen Waldbeständen ergab.

#### **6.4.5 Unzulänglichkeiten der Datenbasis, Forschungs- und Handlungsempfehlungen**

Im Folgenden sollen die vorgestellten Ergebnisse hinsichtlich ihrer Bedeutung für globalen Klimawandel bewertet und der Forschungsbedarf abgeleitet werden, der sich aus Kapitel 6.4. ergibt. Es folgen Handlungsempfehlungen, um den terrestrischen C-Speicher in der Vegetation zu erhalten bzw. zu vergrößern.

##### **Unzulänglichkeiten der Datenbasis**

- Die Generalisierbarkeit von Einzelstudien auf Biome ist noch zu wenig abgesichert und sollte erhöht werden. Z.B. stammt unser Wissen über temperate Laubwälder aus nur zwei nordamerikanischen Beständen (Oak Ridge, Harvard Forest), die nicht für alle temperaten Laubwälder stehen können. Bestimmte Klimaregionen sind nur unzureichend beschrieben, auch wenn in Zukunft mit einer vermehrten Datengrundlage zu sibirischen und tropischen Wäldern zu rechnen ist.
- Keinerlei Informationen liegen über die Nährstoffsituation der Bestände vor, in denen die hier verwendeten Eddyflußmessungen durchgeführt wurden. Insgesamt sind die ökologischen Informationen recht spärlich, so daß keine Abschätzung gewagt werden kann, wie sich z. B. erhöhte Stickstoffdepositionen auf die Bestandesflüsse auswirken würden.
- Sporadisch auftretende Ereignisse wie z. B. Windwurf und Fraßschäden sind nicht berücksichtigt. Es ist uns nur eine Arbeit bekannt, die auf einer ehemaligen Kahlschlagfläche CO<sub>2</sub>-Flüsse mit der Eddy-Kovarianzmethode gemessen hat (Adams *et al.* 1990).

##### **Forschungsempfehlungen:**

- Es fehlen Langzeituntersuchungen zur Netto-Ökosystemproduktivität NEP.
- Obgleich Windwurf oder Feuer große CO<sub>2</sub>-Mengen freisetzen und die Bestandesentwicklung nachhaltig beeinflussen, fehlen hierzu Messungen. Eine Messung der Netto-Biomproduktivität NBP fehlt vollständig.



### Handlungsempfehlungen:

- Um für die nächsten ca. 50 Jahre die CO<sub>2</sub>-Bindung in der Vegetation möglichst hoch auszuschöpfen, ist einer Erhaltung alter Waldbestände der Vorzug zu geben gegenüber einer Verjüngung, auch wenn in Jungbeständen die jährliche Holzproduktion höher ist. Die Ernte, und die damit verbundene Bodenstörung führt zu größeren Verlusten als die kumulative Immobilisierung von CO<sub>2</sub> im Altbestand.
- Eine Verjüngung von Wäldern muß die Erhaltung des Humus- und Boden-Kohlenstoffs mit zum Ziel haben.

### 6.4.6 Literatur zu Abschnitt 6.4

- Adams, R.S., T.A. Black, R.L. Fleming. 1991. Evapotranspiration and surface conductance in a high elevation, grass-covered forest clearcut. *Agricul. and Forest Meteorology* **56**: 173-193.
- Anderson, D.E., S.B. Verma. 1986. Carbon dioxide, water vapor and sensible heat exchanges of a grain sorghum canopy. *Boundary-Layer Meteorology* **34**: 317-331.
- Anderson, D.E., S.B. Verma, N.J. Rosenberg. 1984. Eddy correlation measurements of CO<sub>2</sub>, latent heat, and sensible heat fluxes over a crop surface. *Boundary-Layer Meteorology* **29**: 263-272.
- Baker, J.T., L.H. Allen, K.J. Boote, P. Jones, J.W. Jones. 1990. Rice photosynthesis and transpiration in subambient and superambient CO<sub>2</sub> concentration. *Agronomy J.* **82**: 834-840.
- Baldocchi, D.D. 1994. A comparative study of mass and energy exchange rates over a closed C<sub>3</sub> (wheat) and an open C<sub>4</sub> (corn) crop: II. CO<sub>2</sub> exchange and water use efficiency. *Agricul. and Forest Meteorology* **67**: 291-321.
- Baldocchi, D.D. 1997. Seasonal variation of carbon dioxide exchange rates above and below a boreal jack pine forest. *Agricul. and Forest Meteorology* (eingereicht).
- Baldocchi, D.D., P.C. Harley. 1995. Scaling carbon dioxide and water vapour exchange from leaf to canopy in a deciduous forest. II. Model testing and application. *Plant, Cell and Environment* **18**: 1157-1173.
- Baldocchi, D.D., B.B. Hicks, T.P. Meyers. 1988. Measuring biosphere-atmosphere exchange of biologically related gases with micrometeorological methods. *Ecology* **69**: 1331-1340.
- Baldocchi, D.D., S.B. Verma, D.E. Anderson. 1987. Canopy photosynthesis and water-use efficiency in a deciduous forest. *J. Applied Ecology* **24**: 251-260.
- Baldocchi, D.D., S.B. Verma, N.J. Rosenberg. 1981a. Environmental effects on the CO<sub>2</sub> flux and CO<sub>2</sub>-water flux ratio of alfalfa. *Agr. Meteorology* **24**: 175-184.
- Baldocchi, D.D., S.B. Verma, N.J. Rosenberg. 1981b. Seasonal and diurnal variation in the CO<sub>2</sub> flux and CO<sub>2</sub>-water flux ratio of alfalfa. *Agr. Meteorology* **23**: 231-244.
- Baldocchi, D.D., C.A. Vogel. 1996. Energy and CO<sub>2</sub> flux densities above and below a temperate broad-leaved forest and a boreal pine forest. *Tree Physiology* **16**: 5-16.
- Bartlett, D.S., G.J. Whiting, J.M. Hartmann. 1990. Use of vegetation indices to estimate intercepted solar radiation and net carbon dioxide exchange of a grass canopy. *Remote Sens. Environ.* **30**: 115-128.
- Biscoe, P., R. Scott, J. Monteith. 1975. Barley and its environment. III. Carbon budget of the stand. *J. Applied Ecology* **12**: 269-293 .
- Black, T.A., de Hartog, G, H.H. Neumann, P.D. Blanken, P.C. Yang, C. Russell, Z. Nesic, X. Lee, S.G. Chen, R. Staebler, M.D. Novak. 1996. Annual cycles of water vapor and carbon dioxide fluxes in and above a boreal aspen forest. *Global Change Biology* **2**: 219.

- Campbell, D.I. 1989. Energy balance and transpiration from tussock grassland in New Zealand. *Boundary-Layer Meteorology* **46**: 133-152.
- Cannell, M.G.R., R.C. Dewar, J.H.M. Thornley. 1992. Carbon flux and storage in European forests. *In*: A. Teller, P. Mathy and J. N. R. Jeffers (Hrsg.) *Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes*. Elsevier, Applied Science, London, NY. S. 256-271.
- Cohen, W.B., M.E. Harmon, D.O. Wallin, M. Fiorella. 1996. Two decades of carbon flux from forests of the Pacific Northwest. *Bioscience* **46**: 836-844.
- Denmead, O.T. 1969. Comparative micrometeorology of a wheat field and a forest of *Pinus radiata*. *Agr. Meteorology* **6**: 357-371.
- Denmead, O.T. 1976. Temperate cereals. *In*: J. L. Monteith (Hrsg.) *Vegetation and the atmosphere*, Band 2. Academic Press, London, New York. S. 1-31.
- Denmead, O.T. 1991. Sources and sinks of greenhouse gases in the soil-plant environment. *Vegetatio* **91**: 73-86.
- Desjardins, R.L. 1991. Review of techniques to measure CO<sub>2</sub> fluxes densities from surface and airborne sensors. *Adv. Bioclimatol.* **1**: 1-25.
- Desjardins, R.L., D.J. Bukley, G. St. Amour. 1984. Eddy flux measurements of CO<sub>2</sub> above corn using a microcomputer system. *Agricul. and Forest Meteorology* **32**: 257-265.
- Desjardins, R.L., J.L. McPherson, P. Alvo, P.H. Schuepp. 1985. Measurements of turbulent heat and CO<sub>2</sub> exchange over forests from aircraft. *In*: B. A. Hutchison and B. B. Hicks (Hrsg.) *The Forest-Atmosphere Interactions*. D.Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holland. S. 645-658.
- Drake, B.G. 1984. Light response characteristics of net CO<sub>2</sub> exchange in brakish wetland plant communities. *Oecologia (Berlin)* **63**: 263-270.
- Dunin, F.X., I.C. McIlroy, E.M. O'Loughlin. 1985. A lysimeter characterization of evaporation by eucalypt forest and its representatives for the local environment. *In*: B. A. Hutchison and B. B. Hicks (Hrsg.) *The Forest-Atmosphere Interactions*. D.Reidel Publishing Company, Lancaster. S. 271-291.
- Dunin, F.X., W. Reyenga. 1978. Evaporation from themeda grassland. I. Controls imposed on the process in a sub-humid environment. *J. Applied Ecology* **15**: 317-325.
- Fan, S.M., M.L. Goulden, J.W. Munger, B.C. Daube, P.S. Bakwin, S.C. Wofsy, J.S. Amthor, D. Fitzjarrald, K.E. Moore, T.R. Moore. 1995. Environmental controls on the photosynthesis and respiration of a boreal lichen woodland: a growing season of whole-ecosystem exchange measurements by eddy-correlation. *Oecologia (Berlin)* **102**: 443-452.
- Fan, S.M., S.C. Wofsy, P.S. Bakwin, D.J. Jacob. 1990. Atmospheric-biosphere exchange of CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> in the Central Amazon Forest. *J. Geophysical Research* **95**: 16851-16864.
- Fan, S.M., S.C. Wofsy, P.S. Bakwin, D.J. Jacob, S.M. Anderson, *et al.* 1992. Micrometeorological measurements of CH<sub>4</sub>, and CO<sub>2</sub> exchange between the atmosphere and subarctic tundra. *J. Geophysical Research* **97**: 16627-16643.
- Fitzjarrald, D., K.E. Moore. 1990. Mechanisms of nocturnal exchange between the rain forest and the atmosphere. *J. Geophysical Research* **95**: 16839-16850.
- Fitzjarrald, D.R., K.E. Moore. 1994. Growing season boundary layer climate and surface exchanges in a subarctic lichen woodland. *J. Geophysical Research* **99**: 1899-1917.
- Gash, J.H.C., W.J. Shuttleworth, C.R. Llyod, J.C. Andre, J.P. Goutorbe, J. Gelpe. 1989. Micrometeorological measurements in Les Landes Forest during HAPEX-MOBILHY. *Agricul. and Forest Meteorology* **46**: 131-147.
- Gholz, H. 1982. Environmental limits on aboveground net primary production, leaf area, and biomass on vegetation zones of the Pacific Northwest. *Ecology* **63**: 469-481 .
- Goulden, M.L. 1996. Carbon assimilation and water-use efficiency by neighboring mediterranean-climate oaks that differ in water access. *Tree Physiology* **16**: 417-424.

- Goulden, M.L., B.C. Daube, S.M. Fan, D.J. Sutton, F.A. Bazzaz, J.W. Munger, S.C. Wofsy. 1995. Environmental controls on the carbon balance of a boreal forest: an annual cycle of CO<sub>2</sub> exchange measured by eddy-correlation. *Conf. Agric. For. Met.*
- Goulden, M.L., J.W. Munger, S.M. Fan, B.C. Daube, S.C. Wofsy. 1996a. Exchange of carbon dioxide by a deciduous forest: response to interannual climate variability. *Science* **271**: 1576-1578.
- Goulden, M.L., J.W. Munger, S.M. Fan, B.C. Daube, S.C. Wofsy. 1996b. Measurements of carbon sequestration by long-term eddy covariance: methods and a critical evaluation of accuracy. *Global Change Biology* **2**: 169-182.
- Gower, S.T., R.E. McMurtrie, D. Murty. 1997. Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. *Trends in Ecology and Evolution* (eingereicht).
- Grace, J., J. Lloyd, J. McIntyre, A. Miranda, P. Meir, H. Miranda, J. Moncrieff, J. Massheder, I. Wright, J. Gash. 1995a. Fluxes of carbon dioxide and water vapor over an undisturbed tropical forest in south-west Amazonia. *Global Change Biology* **1**: 1 - 12.
- Grace, J., J. Lloyd, J. McIntyre, A.C. Miranda, P. Meir, H.S. Miranda, C. Nobre, J. Moncrieff, J. Massheder, Y. Malhi, I. Wright, J. Gash. 1995b. Carbon dioxide uptake by an undisturbed tropical rain forest in Southwest Amazonia, 1992 to 1993. *Science* **270**: 778-780.
- Grace, J., Y. Malhi, J. Lloyd, J. McIntyre, A. Miranda, P. Meir, H.S. Miranda. 1996. The use of eddy covariance to infer the net carbon dioxide uptake of Brazilian rain forest. *Global Change Biology* **2**: 209-217.
- Granier, A., V. Bobay, J.H.C. Gash, J. Gelpe, B. Saugier, W.J. Shuttleworth. 1990. Vapour flux density and transpiration rate comparison in a stand of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) in Les Landes forest. *Agricul. and Forest Meteorology* **51**.
- Greco, S., D.D. Baldocchi. 1996. Seasonal variations of CO<sub>2</sub> and water vapour exchange rates over a temperate deciduous forest. *Global Change Biology* **2**: 183-197.
- Grier, C., K. Vogt, M. Keyes, R. Edmonds. 1981. Biomass distribution and above- and below-ground production in young and mature *Abies amabilis* zone ecosystems of the Washington Cascades. *Can. J. For. Res.* **11**: 155-167.
- Harmon, M.E., W.M. Ferrell, J.F. Franklin. 1990. Effects on carbon storage of conversion of old-growth forests to young forests. *Science* **247**: 699-702.
- Hollinger, D.Y., F.M. Kelliher, J.N. Byers, J.E. Hunt, T.M. McSeveny, P.L. Weir. 1994. Carbon dioxide exchange between an undisturbed old-growth temperate forest and the atmosphere. *Ecology* **75**: 134-150.
- Hollinger, D.Y., F.M. Kelliher, E.D. Schulze, N.N. Vygodskaya, A. Varlagin, I. Milukova, J.N. Byers, A. Sogachov, J.E. Hunt, T.M. McSeveny, K.I. Kobak, G. Bauer, A. Arneth. 1995. Initial assessment of multi-scale measures of CO<sub>2</sub> and H<sub>2</sub>O flux in the Siberian taiga. *J. Biogeography* **22**: 425-431.
- Houghton, R.A., G.M. Woodwell. 1980. The flax pond ecosystem study: processes in Walker Branch Watershed. *Ecology* **61**: 1434-1445.
- Jarvis, P.G. 1994. Capture of carbon dioxide by a coniferous forest. *In*: J. L. Monteith, R. K. Scott and M. H. Unsworth (Hrsg.) *Resource capture of forest crops*. Nottingham University Press. S. 351-374.
- Jarvis, P.G., G.B. James, J.J. Landsberg. 1976. Coniferous forests. *In*: J. L. Monteith (Hrsg.) *Vegetation and the Atmosphere*, Band 2. Academic Press, London, New York. S. 171-240.
- Jones, P., L.H. Allen, K.W. Jones, K.J. Boote, W.J. Campbell. 1984. Soybean canopy growth, photosynthesis and transpiration responses to whole-season carbon dioxide enrichment. *Agronomy J.* **76**: 633-637.
- Kelliher, F.M., R. Leuning, E.D. Schulze. 1993. Evaporation and canopy characteristics of coniferous forests and grasslands. *Oecologia* (Berlin) **95**: 153-163.

- Kim, J., S.B. Verma. 1990. Carbon dioxide exchange in a temperate grassland ecosystem. *Boundary-Layer Meteorology* **52**: 135-149.
- Kim, J., S.B. Verma, R.J. Clement. 1992. Carbon dioxide budget in a temperate grassland ecosystem. *J. Geophysical Research* **97**: 6057-6063.
- Köstner, B., E.D. Schulze, F.M. Kelliher, D.Y. Hollinger, J.N. Byers, J.E. Hunt, T.M. McSeveny, M. Mesert, P.L. Weir. 1992. Transpiration and canopy conductance in a pristine broad-leaved forest of *Nothofagus*: an analysis of xylem sap flow and eddy correlation measurements. *Oecologia (Berlin)* **91**: 350-359.
- Lafleur, P.M. 1992. Energy balance and evapotranspiration from a subarctic forest. *Agricult. and Forest Meteorology* **58**: 163-175.
- Lee, X., T.A. Black, d. Hartog, G, H.H. Neumann, Z. Nestic, J. Olejnik. 1996. Carbon dioxide exchange and nocturnal processes over a mixed deciduous forest. *Agricult. and Forest Meteorology* **81**: 13-29.
- Lemon, E. 1960. Photosynthesis under field conditions. II. An aerodynamic method for determining the turbulent carbon dioxide exchange between the atmosphere and a corn field. *Agronomy J.* **52**: 697-703.
- Lemon, E. 1969. Aerodynamic studies of CO<sub>2</sub> exchange between the atmosphere and the plant. *In: A. San Pietro, F. A. Greer and T. S. Army (Hrsg.) Harvesting the sun.* Academic Press, London, New York. S. 263-290.
- Lindroth, A. 1985a. Canopy conductance of coniferous forest related to climate. *Water Resources Research* **21**: 297-304.
- Lindroth, A. 1985b. Seasonal and diurnal variation in energy budget components in coniferous forests. *J. Hydrology* **82**: 1-15.
- McGinn, S.M., K.M. King. 1990. Simultaneous measurements of heat, water vapour and CO<sub>2</sub> fluxes above alfalfa and maize. *Agricult. and Forest Meteorology* **49**: 331-349.
- McNaughton, S.J., T.A. Black. 1973. A study of evapotranspiration from a Douglas-fir forest using the energy balance approach. *Water Resources Research* **9**: 1579-1590.
- Milne, R. 1979. Water loss and canopy resistance of a young Sitka spruce plantation. *Boundary-Layer Meteorology* **16**: 67-81.
- Milne, R., J.D. Deans, E.D. Ford, P.G. Jarvis, J.W. Leverenz, D. Whiteaker. 1985. A comparison of two methods of estimating transpiration rates from a sitka spruce plantation. *Boundary-Layer Meteorology* **32**: 155-175.
- Miranda, A.C., H.S. Miranda, J. Lloyd, J. Grace, J.A. McIntyre, P. Meir, P. Riggan, R. Lockwood, J. Brass. 1996. Carbon dioxide fluxes over a cerrado sensu stricto in central Brazil. *In: J. H. C. Gash, C. A. Nobre, J. M. Roberts and R. L. Victoria (Hrsg.) Amazonian deforestation and climate.* John Wiley & Sons Ltd, New York, NY, USA. S. 353-363.
- Monteney, B.A., J.M. Barbier, C.M. Bernos. 1985. Determination of the energy exchange of a forest-type culture: *Hevea brasiliensis*. *In: B. A. Hutchison and B. B. Hicks (Hrsg.) The Forest-Atmosphere Interactions.* D.Reidel Publishing Company. S. 211-233.
- Moore, C.J. 1976. Eddy flux measurements above a pine forest. *Quart. J. Roy. Met. Soc.* **102**: 913-918.
- Mordacq, L., J. Ghashaie, B. Saugier. 1991. A simple field method for measuring the gas exchange of small trees. *Functional Ecology* **5**: 572-576.
- Morgan, J.A., R.H. Brown. 1983. Photosynthesis and growth of Bermuda grass swards. I. Carbon dioxide exchange characteristics of swards mowed at weekly and monthly intervals. *Crop Science* **23**: 347-352.
- Moss, D.N., R.B. Musgrave, E.R. Lemon. 1961. Photosynthesis under field conditions. III. Some effects of light, carbon dioxide, temperature, and soil moisture on photosynthesis, respiration, and transpiration of corn. *Crop Science* **1**: 83-87.

- Neumann, H.H., d. Hartog, A, K.M. King, A.C. Chipanshi. 1994. Carbon dioxide fluxes over a raised open bog at the Kinosheo Lake tower site during the Northern Wetlands Study (NOWES). *J. Geophysical Research* **99**: 1529-1538.
- Ohtaki, E. 1980. Turbulent transport of carbon dioxide over a paddy field. *Boundary-Layer Meteorology* **19**: 315-336.
- Ohtaki, E., T. Oikawa. 1991. Fluxes of carbon dioxide and water vapor above paddy fields. *Int. J. Biometeorol.* **35**: 187-194.
- Parton, W.J., W.K. Lauenroth, F.M. Smith. 1981. Water loss from a shortgrass steppe. *Agr. Meteorology* **24**: 97-109.
- Pettigrew, W.T., J.D. Hesketh, D.B. Peters, J.T. Wooley. 1990. A vapor pressure deficit effect on crop canopy photosynthesis. *Photosynthesis research* **24**: 27-34.
- Price, D.T., T.A. Black. 1990. Effects of short-term variation in weather on diurnal canopy CO<sub>2</sub> flux and evapotranspiration of a juvenile Douglas-fir stand. *Agricul. and Forest Meteorology* **50**: 139-158.
- Puckridge, D.W. 1971. Photosynthesis of wheat under field conditions. III. Seasonal trends in carbon dioxide uptake of crop communities. *Aust. J. Agric. Res.* **22**: 1-10.
- Puckridge, D.W., D.A. Ratkowski. 1971. Photosynthesis of wheat under field conditions. IV. The influence of density and leaf area index on the response to radiation. *Aust. J. Agric. Res.* **22**: 11-20.
- Raich, J.W., W.H. Schlesinger. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationships to vegetation and climate. *Tellus* **44B**: 81-99.
- Raupach, M.R. 1989. Turbulent transfer in plant canopies. *In: G. Russell, B. Marshall and P. G. Jarvis (Hrsg.) Plant Canopies: their growth, form and function.* Cambridge University Press, Cambridge. S. 42-61.
- Ripley, E.A., R.E. Redman. 1976. Grassland. *In: J. L. Monteith (Hrsg.) Vegetation and the Atmosphere, Band 2.* Academic Press, London, New York. S. 349-398.
- Ripley, E.A., B. Saugier. 1978. Biophysics of a natural grassland: evaporation. *J. Applied Ecology* **15**: 459-479.
- Ruimy, A., G. Dedieu, B. Saugier. 1996. TURC: a diagnostic model of continental gross primary productivity and net primary productivity. *Global Biogeochemical Cycles* **10**: 269-285.
- Ruimy, A., P.G. Jarvis, D.D. Baldocchi, B. Saugier. 1995. CO<sub>2</sub> fluxes over plant canopies and solar radiation: a review. *Advances in Ecological Research* **26**: 1-68.
- Saugier, B. 1970. Turbulent transport of CO<sub>2</sub> and water vapor above and within canopies. *Micrometeorological methods. Oecol. Plant.* **5**: 179-223.
- Schulze, E.D., M. Heimann. 1997. Carbon and water exchange of terrestrial ecosystems. *IGBP (in Druck)*
- Schulze, E.D., F.M. Kelliher, C. Körner, J. Lloyd, R. Leuning. 1994. Relationships among maximum stomatal conductance, ecosystem surface conductance, carbon assimilation rate, and plant nitrogen nutrition: a global ecology scaling exercise. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **25**: 629-660.
- Schulze, E.D., R. Leuning, F.M. Kelliher. 1995. Environmental regulation of surface conductance for evaporation from vegetation. *Vegetatio* **121**: 79-87.
- Sheehy, J.E. 1977. Microclimate, canopy structure and photosynthesis in canopies of three contrasting forage grasses. III. Canopy photosynthesis, individual leaf photosynthesis and the distribution of current assimilates. *Ann. Bot.* **41**: 593-604.
- Shurpali, N.J., S.B. Verma, J. Kim, T.J. Arkebauer. 1995. Carbon dioxide exchange in a peatland ecosystem. *J. Geophysical Research* **100**: 14319-14326.
- Stewart, J.B. 1988. Modelling surface conductance of pine forest. *Agr. Meteorology* **43**: 19-35.

- Swinbank, W.C. 1951. The measurement of the vertical transfer of heat. *J. Meteorology* **8**: 135-145.
- Tajchman, S.J., F. Hadrich, R. Lee. 1979. Energy budget evaluation of the transpiration - PF relationship in a young pine forest. *Water Resources Research* **15**: 159-163.
- Tan, C.S., T.A. Black, J.U. Nnyamah. 1978. A simple vapor diffusion model applied to a thinned Douglas-fir stand. *Ecology* **59**: 1221-1229.
- Tenhunen, J.D., R.T.W. Siegwolf, S.F. Oberbauer. 1994. Effects of phenology, physiology, and gradients in community composition, structure, and microclimate on tundra ecosystem CO<sub>2</sub> exchange. *In*: E. D. Schulze and M. M. Caldwell (Hrsg.) *Ecophysiology of Photosynthesis*. Ecological Studies, Band 100. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 431-458.
- Valentini, R., D.L. DeAngelis, G. Matteucci, R. Monaco, S. Dore, G.E.S. Mugnozza. 1996. Seasonal net carbon dioxide exchange of a beech forest with the atmosphere. *Global Change Biology* **2**: 199-207.
- Valentini, R., J.A. Gamon, C.B. Field. 1995. Ecosystem gas exchange in a California grassland: seasonal patterns and implications for scaling. *Ecology* **76**: 1940-1952.
- Valentini, R., G.E.S. Mugnozza, D.L. DeAngelis, R. Bimbi. 1991. An experimental test of the eddy correlation technique over a Mediterranean macchia canopy. *Plant, Cell and Environment* **14**: 987-994.
- Verhoef, A., S.J. Allen, H.A.R. DeBriun, C.M.J. Jacobs, B.G. Heusinkveld. 1996. Fluxes of carbon dioxide and water vapour from a Sahelian savanna. *Agricul. and Forest Meteorology* **80**: 231-248.
- Verma, S.B., D.D. Baldocchi, D.E. Anderson, D.R. Matt, R.J. Clement. 1986. Eddy fluxes of CO<sub>2</sub>, water vapor, and sensible heat over a deciduous forest. *Boundary-Layer Meteorology* **36**: 71-91.
- Verma, S.B., J. Kim, R.J. Clement. 1989. Carbon dioxide, water vapor and sensible heat fluxes over a tallgrass prairie. *Boundary-Layer Meteorology* **46**: 53-67.
- Vermetten, A.W.M., L. Ganzeveld, A. Jeuken, P. Hofschreuder, G.M.J. Mohren. 1994. CO<sub>2</sub> uptake by a stand of Douglas fir: flux measurements compared with model calculations. *Agricul. and Forest Meteorology* **72**: 57-80.
- Wall, G.W., E.T. Kanemasu. 1990. Carbon dioxide exchange rates in wheat canopies. Part 1. Influence of canopy geometry on trends in leaf area index, light interception and instantaneous exchange rates. *Agricul. and Forest Meteorology* **49**: 81-102.
- Warren-Wilson, J., D.H. Hand, M.A. Hannah. 1992. Light interception and photosynthesis efficiency in some glasshouse crops. *J. Experimental Botany* **43**: 363-373.
- Whitehead, D., F.M. Kelliher, P.M. Lane, D.S. Pollock. 1994. Seasonal partitioning of evaporation between trees and understory in a widely spaced *Pinus radiata* stand. *J. Applied Ecology* **31**: 528-542.
- Whiting, G.J. 1994. CO<sub>2</sub> exchange in the Hudson Bay lowlands: community characteristics and multispectral reflectance properties. *J. Geophysical Research* **99**: 1519-1528.
- Whiting, G.J., D.S. Bartlett, S. Fan, P.S. Bakwin, S.C. Wofsy. 1992. Biosphere/atmosphere CO<sub>2</sub> exchange in tundra ecosystems: community characteristics and relationships with multispectral surface reflectance. *J. Geophysical Research* **97**: 16671-16680.
- Wofsy, S.C., M.L. Goulden, J.W. Munger, S.M. Fan, P.S. Bakwin, B.C. Daube, S.L. Bassow, F.A. Bazzaz. 1993. Net exchange of CO<sub>2</sub> in a mid-latitude forest. *Science* **260**: 1314-1317.
- Wong, S.C., F.X. Dunin. 1987. Photosynthesis and transpiration of trees in a Eucalyptus forest stand: CO<sub>2</sub>, light and humidity responses. *Aust. J. Plant Physiol.* **14**: 619-632.
- Yakir, D., X.F. Wang. 1996. Fluxes of CO<sub>2</sub> and water between terrestrial vegetation and the atmosphere estimated from isotope measurements. *Nature* **380**: 515-517.
- Yoder, B., M. Ryan, R. Waring, A. Schoettle, M. Kaufman. 1994. Evidence of reduced photosynthetic rates in old trees. *Forest Science* **40**: 513-527 .

## 6.5 Bedeutung der Mineralstoffe, insbesondere des Stickstoffs.

In diesem Abschnitt werden folgende Punkte dargestellt:

- Einfluß der Verfügbarkeit von Mineralstoffen, insbesondere des Stickstoffs, für Pflanzen weltweit auf die Ausbildung und Aufrechterhaltung eines Senkenpotentials für Kohlenstoff in der terrestrischen Biosphäre.
- Welche Prozesse sind für die Veränderung der Verfügbarkeit von Stickstoff, dem am meisten anthropogen beeinflussten Mineralstoff, verantwortlich und wie stellt sich diese Veränderung in der Vergangenheit und Zukunft dar.
- Wie beeinflusst die Veränderung des Stickstoff-Haushalts die Produktion des klimawirksamen Spurengases Distickstoff-Monoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ ).
- Hauptsächliche Wissenslücken, die der Untersuchung der Problematik noch entgegenstehen.

### 6.5.1 Einfluß der Verfügbarkeit von Mineralstoffen, insbesondere von Stickstoff, auf das Senkenpotential für Kohlenstoff

Kohlenstoff wird gewöhnlich als das wesentliche Element zum Aufbau von organischen Molekülen und damit als das wichtigste Element der Biosphäre betrachtet. Dabei darf jedoch nicht übersehen werden, daß für alle Lebewesen zum Aufbau ihrer Substanz weitere Elemente ebenso bedeutsam sind. Die häufigsten dieser Elemente sind der Wasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff, Phosphor, Schwefel, sowie eine Reihe von weiteren Elementen.

Gewöhnlich gelangen die chemischen Elemente über die Primärproduzenten, hauptsächlich die grünen Pflanzen, in die Biosphäre. Dort werden sie in Form organischer Moleküle an die Konsumenten und Destruenten weitergegeben. Dabei werden die organischen Moleküle durch

Mineralisierung wieder in die Ausgangsverbindungen zerlegt. Somit ist der Kreislauf der Elemente in erster Näherung geschlossen. Es wird weiter unten gezeigt werden, daß Prozesse zweiter Ordnung existieren, die die Kreisläufe der Elemente teilweise öffnen. Diesen Prozessen kommt daher bei der Bilanzbildung entscheidende Bedeutung zu.

Wasserstoff und Sauerstoff stehen der Biosphäre aus der Spaltung des Wassers in der Photosynthese grüner Pflanzen praktisch unbegrenzt zur Verfügung. Der Kohlenstoff wird durch Reduktion des Kohlendioxids ( $\text{CO}_2$ ) aus der Atmosphäre durch die Primärproduzenten in die Biomasse eingeschleust.

Der Stickstoff steht in praktisch unbegrenzter Menge als  $\text{N}_2$ -Molekül in der Atmosphäre zur Verfügung, doch ist die Aktivierungsenergie zur Spaltung des  $\text{N}_2$ -Moleküls so groß, daß sie von den grünen Pflanzen nicht aufgebracht werden kann. Allerdings sind einige Mikroorganismengruppen zur Nutzung von  $\text{N}_2$  in der Lage (Stickstoff-Fixierer wie symbiotische Rhizobium-Arten der Leguminosen oder Cyanobakterien der Feuchtbiotope, z.B. der Reisfelder).

Stickstoff ist Bestandteil der Molekülgruppen der Proteine (Enzyme des Stoffwechsels), der Nukleinsäuren (Träger der Erbinformation), der meisten sekundären Pflanzenstoffe (z.B. der

Alkaloide), sowie vieler anderer Verbindungen in Organismen. Stickstofffrei sind hauptsächlich Baustoffe der Zellwand (Zellulose, Lignin) sowie Speicherstoffe des Kohlenhydratstoffwechsels (Stärke, Zucker, Fette).

Könnte das Verhältnis zwischen dem Kohlenstoff und den Mineralstoffen in Pflanzen schwanken, so könnte durch "Verdünnung" der Mineralstoffe eine Kohlenstoff-Bindung erfolgen ohne daß zusätzliche Mengen an Mineralstoffen erforderlich wären.

Die Angaben in Tabelle 6.13 erwecken den Anschein, daß die Mineralstoffkonzentration in Pflanzen erheblichen Schwankungen unterliegt, daß also im Fall des Stickstoffs das Verhältnis Protein zu Baustoffen in erheblichen Grenzen schwanken kann.

Tabelle 6.13. Zusammenstellung der analytisch gefundenen Spannen der Mineralstoffkonzentration verschiedener Elemente in Pflanzen. Die Angaben beziehen sich auf die Trockensubstanz in Gramm Element je 100 Gramm DS. Nach Bowen 1979, Finck 1976, Hewitt & Smith 1975, Larcher 1980; aus Clüsener-Godt 1989.

Element	Bowen	Finck	Hewitt & Smith	Larcher
N (Stickstoff)	1.2-3.8	0.5-5.0	1.5-3.5	1.0-5.0
P (Phosphor)	0.01-0.3	0.1-0.5	0.2-0.3	0.1-0.8
S (Schwefel)	0.1-0.9	0.1-0.5	0.2-0.3	0.1-0.8
K (Kalium)	0.5-3.4	0.5-5.0	1.5-5.0	0.3-5.0
Ca (Kalzium)	0.3-1.4	0.1-5.0	1.0-5.0	0.3-5.0
Mg (Magnesium)	0.1-0.9	0.1-1.0	0.3-1.0	0.5-1.0

Doch gilt das offenbar nur für verschiedene Pflanzenarten untereinander und ebenso für verschiedene Gewebetypen eines Individuums (Clüsener-Godt 1989). Im gleichen Gewebetyp eines Individuums ist das Verhältnis der verschiedenen Mineralstoffe untereinander und zur Trockensubstanz insgesamt nur in engen Grenzen variabel.

In Tabelle 6.14 werden diese Verhältnisse am Beispiel des Stickstoffs verdeutlicht. Dabei zeigt sich, daß innerhalb einer Pflanzenfamilie die Streuung der Werte kleiner ist als zwischen verschiedenen Familien. Auf dem Niveau der Art ist die Streuung dann im allgemeinen weiter reduziert.

Ingestad und Lund (1986) bzw. Ingestad und Agren (1988) konnten durch aufschlußreiche Experimente, gestützt auf mathematische Modelle des Mineralstoffhaushalts, zeigen, daß insbesondere die Baustoffe der Pflanzen im engeren Sinn (N, P, S) ähnlich limitierend für die Produktivitätsprozesse wie Kohlenstoff sein können. Nach dieser Theorie bestimmt die aufgenommene Menge eines Mineralstoffs bzw. der Mineralstoffe im richtigen Verhältnis zueinander, wieviel Kohlenstoff im Rahmen der Kohlenstoff-Produktivität gebunden werden kann. Da die Kohlenstoff-Assimilation zunächst in den Assimilatpool erfolgt, muß eine Limitierung der Allokation durch fehlende Mineralstoffe angenommen werden. Schließlich muß, bei einem Überangebot an Assimilaten (Kohlenhydraten in der Pflanze) auch von einer Hemmung der Dunkelreaktion der Photosynthese (Kohlenstoff-Assimilation) ausgegangen werden. Die Beziehung zwischen der Menge aufgenommenen Mineralstoffs und der Menge assimilierten Kohlenstoffs scheint in weiten Grenzen linear zu sein (Ericsson & Göransson 1991).



Tabelle 6.14. Konzentrationen an Stickstoff in Blättern von Angehörigen unterschiedlicher Pflanzenfamilien sowie deren Streuung (Standardabweichung) im Vergleich zu den Werten der Pflanzenfamilie. Angaben in Gramm pro 100 Gramm Trockensubstanz. Nach Clüsener-Godt 1989.

Name der Familie oder Art	N-Konzentration	Standard Abweichung	Anzahl Analysenwerte
Aceraceae	1.70	0.39	21
Acer platanoides L.	1.60	0.21	4
Acer rubrum L.	1.50	0.07	5
Acer saccharum Marsh.	1.91	0.36	5
Betulaceae	2.00	0.74	38
Betula lutea Mich.	2.33	0.41	4
Betula nana L.	1.24	1.12	5
Betula papyrifera Marsh.	1.43	0.58	5
Betula verrucosa Ehrh.	2.24	0.60	16
Eucalyptus (Gattung)	1.30	0.44	38
Eucalyptus calophylla R. Br.	1.04	0.13	3
Eucalyptus diversicolor F. Muell.	1.12	0.13	5
Eucalyptus grandis W. Hill	1.43	0.59	6
Eucalyptus obliqua L'Herit.	0.69	-----	2
Eucalyptus regnans F. Muell.	1.41	0.49	3
Eucalyptus saligna Sm.	0.69	0.45	3
Fagaceae	2.22	0.40	27
Fagus grandifolia Ehrh.	2.16	0.11	3
Fagus sylvatica L.	2.23	0.43	24
Pinaceae	1.20	0.44	122
Picea abies Karsten	1.36	0.51	20
Picea mariana Kntz.	0.75	0.13	8
Picea rubens Sargent.	1.07	0.15	8
Pinus banksiana Lamb.	0.91	0.43	6
Pinus radiata D. Don	1.40	0.22	21
Pinus resinosa Soland.	0.98	0.05	3
Pinus strobus L.	1.03	0.06	3
Pinus sylvestris L.	1.17	0.32	19
Pinus taeda L.	0.93	0.22	4
Urticaceae	-----	-----	-----
Urtica dioica L.	4.35	0.93	9
Ericaceae	1.30	0.49	30
Vaccinium myrtillus L.	1.70	0.41	11
Vaccinium uliginosum L.	1.39	0.20	3
Vaccinium vitis-idaea L.	0.96	0.17	7
Alle verfügbaren Arten	1.78	0.90	1228

Dies würde bedeuten, daß der jeweils limitierende Mineralstoff unmittelbar über die Menge des in der Pflanzenmasse festlegbaren Kohlenstoffs bestimmt. Auch wenn man annimmt, daß eine eventuelle Ausweitung des C/N-Verhältnisses auf dem Niveau jedes Individuums, die natürlich geringer sein muß als die aus Tabelle 6.14 ersichtliche Spanne für die Art, voll ausgeschöpft wird, könnte dadurch nur eine geringe zusätzliche Speicherung von Kohlenstoff resultieren. Der Größenordnung nach könnte diese zusätzliche Speicherung für die Arten von Tabelle 6.14 kaum größer als 10% des Kohlenstoffs in der Phytomasse sein.

Keinesfalls sind jedoch die Arten der Tabelle 6.14 repräsentativ für die globale Vegetation, auch wenn sie den verfügbaren Datenpool darstellen. Somit müssen alle Antworten auf die Frage der zusätzlichen Kohlenstoffspeicherung in der Phytomasse ohne Aufstockung der Mineralstoffmenge als spekulativ gelten.

Entscheidend ist jedenfalls, daß ohne adäquate Mineralstoffaufnahme keine nennenswerte Inkorporation des Kohlenstoffs aus dem Assimilat-Vorrat der Pflanzen erfolgt. Dies ist besonders bedeutsam im Hinblick auf die heute oft diskutierte vermehrte Aufnahme von Kohlenstoff in die Pflanzen durch die ansteigende  $\text{CO}_2$ -Konzentration der Atmosphäre. Diese als "Kohlendioxid-Düngeeffekt" bezeichnete zusätzliche Aufnahme an Kohlenstoff könnte wenigstens einen Teil des anthropogen produzierten Kohlendioxids aus fossilen Quellen oder Landnutzungsänderungen wieder binden. Man geht in der Regel davon aus, daß dieser  $\text{CO}_2$ -Düngeeffekt derzeit etwa 1 Gt Kohlenstoff jährlich bindet (0.5-2.0, IPCC 1995). Diese Annahme wird dadurch gestützt, daß sich anders die heute beobachtete  $\text{CO}_2$ -Bilanz der Atmosphäre nicht ohne sehr unwahrscheinliche Zusatzannahmen erzielen läßt. Nach Esser & Lieth (1993) hat der  $\text{CO}_2$ -Düngeeffekt seit "vorindustrieller" Zeit (seit 1860) über 70 Gt Kohlenstoff zusätzlich aus der Atmosphäre gebunden. Dies entspricht ca. 10-15% des Kohlenstoffs in der globalen Phytomasse. Dadurch ist nach dieser Arbeit die  $\text{CO}_2$ -Konzentration der Atmosphäre in diesem Zeitraum um fast 25 ppm weniger stark angestiegen als ohne diesen  $\text{CO}_2$ -Düngeeffekt.

Der  $\text{CO}_2$ -Düngeeffekt ist also in der Vergangenheit ein wichtiges Glied in der Kette der Prozesse gewesen, die den anthropogenen Anstieg der atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Konzentration beeinflussten, da er knapp 45% der aus fossilen Quellen stammenden  $\text{CO}_2$ -Emissionen gebunden hätte. Dieser Prozeß könnte daher auch in Zukunft für die Verzögerung des Anstiegs des atmosphärischen  $\text{CO}_2$  bedeutsam sein.

Mit den 70 Gt Kohlenstoff hätten allerdings auch ca. 1.75 Gt Stickstoff gebunden werden müssen. Bisher gibt es keine gesicherten Erkenntnisse über die mögliche Herkunft dieser Menge Stickstoff. Daher muß im nächsten Abschnitt zunächst der Stickstoff-Haushalt der terrestrischen Biosphäre, insbesondere auch die offenen Flüsse dieses Systems diskutiert werden.

### **6.5.2 Stickstoffbilanz der terrestrischen Biosphäre**

Nach 6.5.1. ist eine Kohlenstoff-Deposition in der Phytomasse durch Ausweitung ihres C/N-Verhältnisses vermutlich nur in geringem Umfang zu erwarten. Zur Abschätzung der in der Phytomasse zu erwartenden Senke für  $\text{CO}_2$  ist daher der Vergrößerung der Mineralstoff-, insbesondere der Stickstoffmenge, besondere Aufmerksamkeit zu schenken. Die für Pflanzen verfügbare Menge Stickstoff kann prinzipiell verändert werden durch:

- (1) Bereitstellung aus Vorräten des Systems selbst,
- (2) durch Veränderung der Systemprozesse, die Stickstoff in das System einschleusen oder aus dem System eliminieren.

Diese Prozesse können anthropogen verursacht oder beeinflusst sein (z.B. Stickstoffdeposition). Es kann sich aber auch um Veränderungen natürlicher Prozesse handeln, die als Folge globaler oder regionaler Änderungen der Umwelteinflüsse, z. B. des Klimas, auftreten.

In den letzten Jahren sind weltweit große Anstrengungen von einer Reihe von Arbeitsgruppen unternommen worden, quantitative Hypothesen zum globalen Haushalt des Stickstoffs und seiner Regelung sowie seiner Verknüpfung mit dem Haushalt des Kohlenstoffs zu entwickeln (Ayers et al. 1994; Bouwman et al. 1993; Esser et al. 1993; Hudson et al. 1994; Kinzig & Socolow 1994; McGuire et al. 1992; Melillo 1995; Nevison et al. 1996; Rastetter et al. 1992;

Schimel et al. 1994; Schindler & Bayley 1993; Tamm 1991). Auf dieser Basis wurden mathematische Beschreibungen der relevanten Prozesse entworfen, die nun in den nächsten Jahren durch Beobachtungsdaten überprüft werden müssen.

Ein Beispiel für die Struktur eines solchen gekoppelten Modells der globalen Haushalte des Kohlenstoffs und des Stickstoffs gibt die Abb. 6.15.

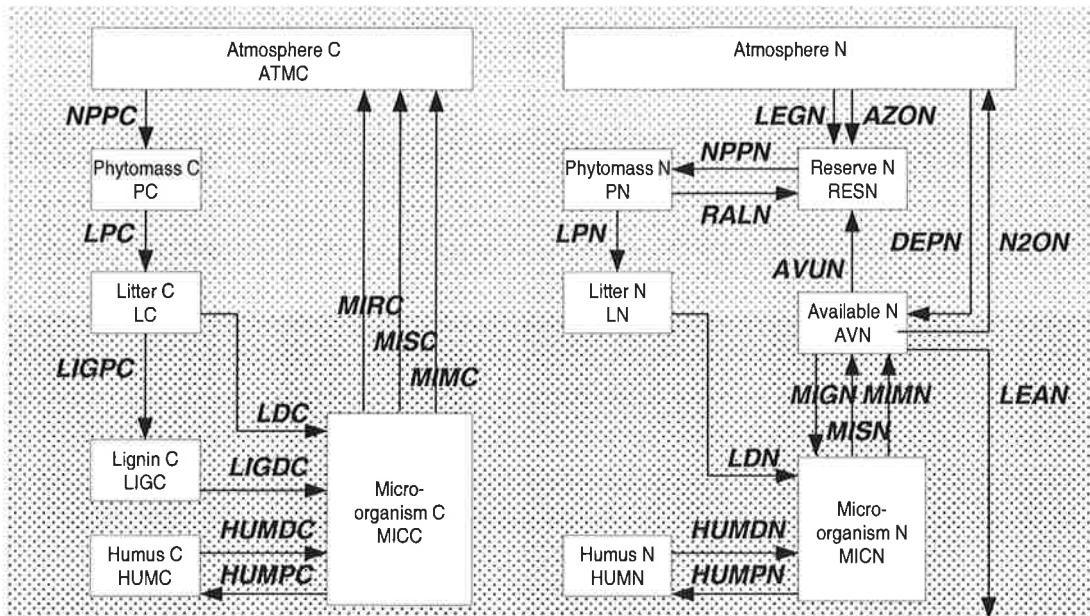


Abbildung 6.15. Struktur des Kohlenstoffkreislaufs (links) und des Stickstoffkreislaufs (rechts) im High Resolution Biosphere Model (HRBM, Esser et al. 1994). Die Zustandsvariablen (Pools) sind als Rechtecke, die Prozesse (Flüsse) als Pfeile dargestellt. Im Modell werden die beiden Kreisläufe 62483 mal pro Zeitschritt (2 Tage) berechnet (0.5 Grad Raster der Landoberflächen). Erklärung der Symbole in Tabelle 6.15, die auch die globalen Summen der Pools und Prozesse gibt.

In Tabelle 6.15 sind die Pools und Flüsse der beiden gekoppelten Systeme in Anlehnung an Ergebnisse des High Resolution Biosphere Modells quantifiziert. Auf der Basis des bisher noch lückenhaften Verständnisses der relevanten Prozesse kann eine solche Quantifizierung derzeit nur vorläufig sein. Ihre Größenordnung wird aber vermutlich stimmen.

### (1) Möglichkeiten zur Aktivierung von Stickstoff aus großen Vorräten.

Wie sich zeigt, liegt der größte Vorrat an Stickstoff der terrestrischen Biosphäre mit ca. 105 Gt N im Humus des Bodens (HUMN) vor. Jedoch ist der Humus recht resistent gegen Abbau, wie der geringe Abbaufuß von 0.2 Gt N jährlich zeigt. Allerdings sind Veränderungen der den Abbau regelnden Größen denkbar, die dann eventuell zur Freisetzung oder zusätzlichen Bindung von Stickstoff und Kohlenstoff im Humus führen könnten. Solche Veränderungen können unter anderem als Folge von Landnutzungsänderungen oder Klimaänderungen auftreten.

#### (a) Landnutzungsänderungen

Eine ausführliche Diskussion experimenteller Untersuchungen zum Einfluß von Landnutzungsänderungen findet sich bei Esser (1994). Danach hat sich nach den vorliegenden Untersuchungen kein einfacher Zusammenhang zwischen der Inkulturnahme von Land und dem

Tabelle 6.15. Die wichtigsten Pools und Flüsse des Kohlenstoff- und Stickstoffkreislaufs nach dem High Resolution Biosphere Model und ihre in Abb. 6.15 verwendeten Symbole. Die Werte sind die globalen Summen der Pools sowie die globalen Jahressummen der Flüsse, jeweils in Gigatonnen ( $10^9$  t) bzw. Gigatonnen pro Jahr.

	C-Haushalt:		N-Haushalt:	
1. Pools:				
Atmosphäre	ATM	750	--	
Phytomasse	PC	550	PN	6
			RESN	0.2
Litter	LC	80	LN	1
Lignin	LIGC	100	--	--
Humus	HUMC	1500	HUMN	105
Bodenorganismen	MICC	48	MICN	8
Verfügbare N	--	--	AVN	0.02
2. Flüsse:				
Netto-Primärproduktion	NPPC	50	NPPN	1
Bestandesabfall-Produktion	LPC	50	LPN	0.8
Bestandesabfall-Abbau	LDC	35	LDN	0.8
Ligninproduktion	LIGPC	15	--	--
Ligninabbau	LIGDC	15	--	--
Humusproduktion	HUMPC	3	HUMPN	0.2
Humusabbau	HUMDC	3	HUMDN	0.2
Organismen-Atmung	MIRC	15	--	--
Überschussatmung	MISC	30	--	--
Überschuss-Mineralisation	--	--	MISN	0
Mortalität	MIMC	5	MIMN	0.85
Mineral-N-Aufnahme	--	--	MIGN	0.05
Aufnahme durch Pflanzen	--	--	AVUN	0.8
Re-Allokation aus Blättern	--	--	RALN	0.13
3. Offene Flüsse:				
N Fixierung Leguminosen	--	--	LEGN	0.06
N Fixierung Azospirillum	--	--	AZON	0.01
Deposition	--	--	DEPN	0.02
Mineraldüngung	--	--	FERN	0.08
organ. Düngung	ORGC	0.5	ORGN	0.1
N <sub>2</sub> O- und N <sub>2</sub> -Produktion	--	--	N <sub>2</sub> ON	-0.01
Auswaschung	--	--	LEAN	-0.1

Rückgang des Humusgehalts des Bodens finden lassen. Vielmehr hängt, wie zu erwarten, die Veränderung des Humusgehalts von Zustand des Systems vor und nach der Landnutzungsänderung ab. So sind durchaus auch in den Tropen Kulturmethoden gefunden worden, die keinen Rückgang des Humusgehalts hervorrufen (Alegre & Cassel 1986). Allerdings wurde oft nicht in Betracht gezogen, daß bereits der starke Rückgang der Netto-Primärproduktivität, der bei genutzten Flächen gegenüber Flächen mit natürlicher Vegetation in den meisten Ländern der Erde auftritt, wegen des verminderten Inputs zu einem Rückgang des Humusgehalts führen muß (Esser et al. 1982, Esser & Lieth 1989, Esser 1994).

Daneben sollte in Zusammenhang mit der verbreiteten Verwendung von Konzentrationswerten bei fachlichen Diskussionen in der Literatur beachtet werden, daß bereits eine Veränderung der Bodendichte, wie sie üblicherweise bei Bearbeitung beobachtet wird (Allen 1985), zu einem scheinbaren Rückgang des Humusgehalts führen kann, während in Wirklichkeit sogar eine Zunahme je Quadratmeter Bodenfläche zu beobachten ist. Detwiler (1986) gibt hierfür Beispiele.

## (b) Klimaänderungen

Der Einfluß des Klimas ist ebenfalls bei Esser (1994) ausführlich diskutiert worden. Während sich Einflüsse von Nutzungsänderungen tatsächlich nur auf solchen Flächen direkt auswirken, auf denen die Nutzungsänderung stattfindet, sind Auswirkungen von Klimaveränderungen global zu erwarten, insbesondere auch in der natürlichen und naturnahen Vegetation.

Esser et al. (1982) sowie Esser & Lieth (1989) haben eine umfassende Analyse der verfügbaren Abbaudaten aus verschiedensten landwirtschaftlichen und natürlichen oder naturnahen Systemen durchgeführt und dabei besonders ihre Abhängigkeit von Klimaparametern untersucht. Obwohl diese Untersuchungen in erster Linie an Daten zu frischem Bestandesabfall verschiedener Zusammensetzung durchgeführt wurden, wurde später gezeigt, daß sich die grundsätzlichen Überlegungen auch auf den Humus des Bodens übertragen lassen (Esser 1990).

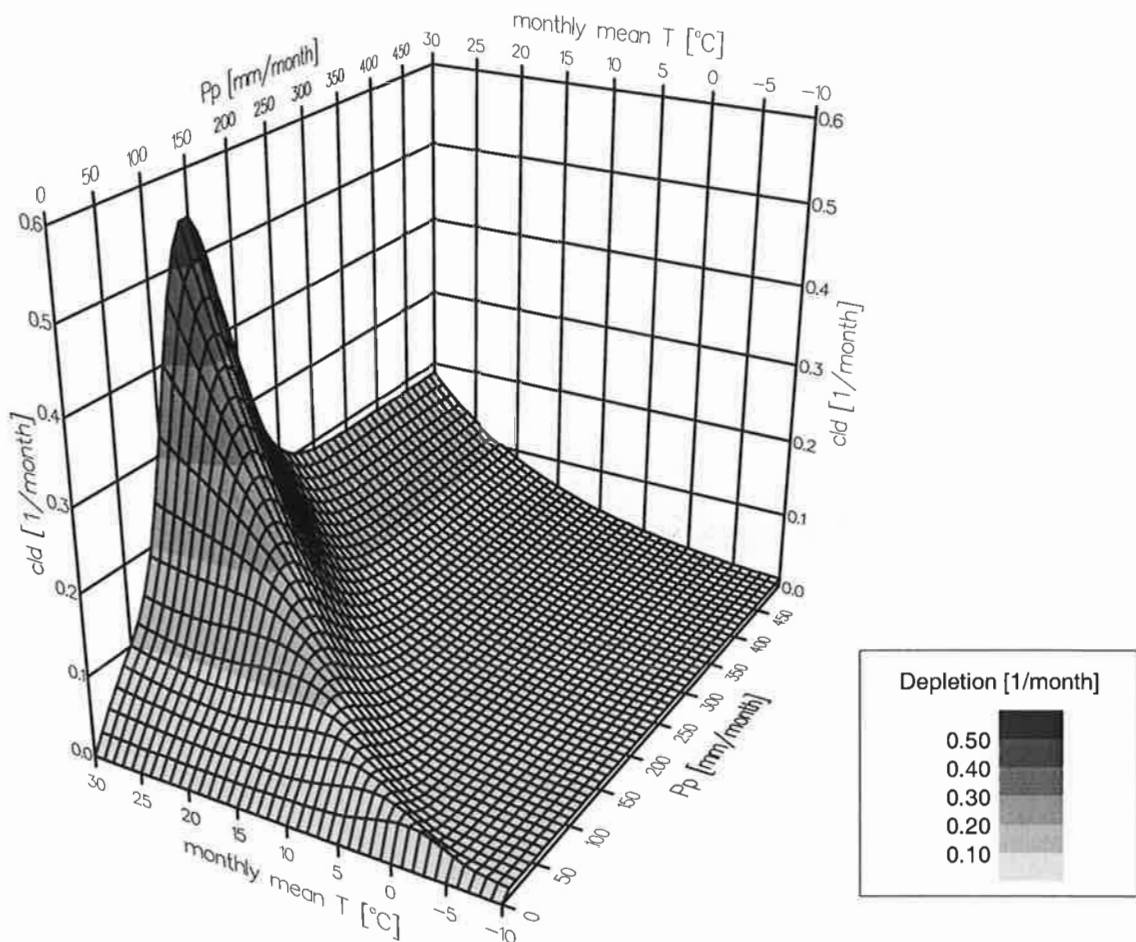


Abbildung 6.16. Abhängigkeit der Koeffizienten des Abbaus organischer Substanz (Bestandesabfall, Humus) von Klimadaten. Die Abbaukoeffizienten für frischen krautigen Bestandesabfall sind als Funktion der Temperatur und der Niederschlägen dargestellt.

Demnach steigen die Abbauraten mit zunehmender Temperatur exponentiell an. Die Abhängigkeit von der Feuchte, etwa den Niederschlägen, ist wesentlich komplexerer Natur (Abb. 6.16). Offenbar gibt es bei einer bestimmten Feuchte ein Abbaumaximum. Die Abbauraten bei jeweils höheren und geringeren Feuchten liegen wieder niedriger. Das Maximum des

Abbaus verschiebt sich mit steigender Temperatur zu immer höheren Niederschlagswerten. Bei bis zu 10° C während des Abbaus liegt das Maximum nach diesen Untersuchungen bei Niederschlägen von 600-700 mm/a. Bei bis zu 20° C verschiebt es sich nach 1 400-1 500 mm/a. In der höchsten Temperaturklasse liegt es schließlich bei über 1 800 mm/a.

Eine Niederschlagsänderung kann, wenn diese Überlegungen zutreffen, also sowohl eine Zunahme als auch eine Abnahme des Abbaus zur Folge haben, ja nachdem, an welcher Stelle der Abbaukurve sich das System zum Zeitpunkt der Klimaänderung gerade befindet. Zudem ist die Wirkung temperaturabhängig.

Weitere große Vorräte an Stickstoff neben der Phytomasse existieren in der terrestrischen Biosphäre nach Tabelle 6.15 nicht.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß eine einigermaßen zuverlässige Aussage über Veränderungen im Humusvorrat und damit Freisetzung oder Bindung von Stickstoff in diesem grossen Pool weder für die Folge von Landnutzungsänderungen noch für die von Klimaänderungen derzeit möglich ist. Hierzu müßte ein wesentlich besseres Verständnis der zugrundeliegenden Prozesse erreicht werden. Daher ist auch keine Aussage zum zukünftigen Verhalten des Kohlenstoffs in der Phytomasse oder im Boden möglich, die unser Vertrauen wenigstens hinsichtlich der Größenordnung oder auch nur hinsichtlich des Vorzeichens verdienen würde.

## **(2) Änderung der Stickstoffmenge in terrestrischen Systemen durch "offene" Flüsse.**

Eine weitere Möglichkeit zur Veränderung des Stickstoffvorrats in der terrestrischen Biosphäre oder in einzelnen ihrer Pools existiert nach Tabelle 6.15 bei unausgeglichenen sogenannten "offenen" Flüssen. In einer Biosphäre, die sich im stationären Zustand ("Gleichgewicht") befindet, sollten alle natürlichen offenen Flüsse sich zu Null addieren. Es sollte also der Vorrat an Stickstoff in der Biosphäre, im Mittel über längere Zeiträume betrachtet, unveränderlich sein.

Natürliche offene Flüsse sind die N<sub>2</sub>-Fixierung durch Mikroorganismen (LEGN, AZON), die Produktion von N<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O im Lauf von Mineralisierungs- oder Denitrifikationsprozessen (N<sub>2</sub>ON), sowie die Auswaschung von Stickstoff mit den Niederschlägen in die Gewässer (LE-AN).

Daher kann die damit gebundene Menge Kohlenstoff derzeit nicht zuverlässig geschätzt werden. Daß jedoch ein Potential für die Kohlenstoffbindung aufgrund vermehrten Stickstoffeintrags existiert, wird von vielen Wissenschaftlern vermutet. Es sind nämlich die Bindungsmuster für CO<sub>2</sub> in der Biosphäre, die man mit Modellen berechnet, die Stickstoff nicht enthalten, verschieden von den Bindungsmustern, wie sie etwa durch Entflechtung (deconvolution) von atmosphärischen Beobachtungsdaten erhalten werden (Keeling et al. 1989, Tans et al. 1990). Und zwar ergeben die Beobachtungsdaten eine stärkere Senke für CO<sub>2</sub> in der nördlichen gemäßigten Zone als die Modelle ohne Stickstoff (Diskussion bei Esser 1991). Diese könnte durch die Existenz einer Stickstoff-induzierten Senke erklärt werden.

Würde der durch anthropogene Stickstoff-Deposition in das System eingetragene Stickstoff vollständig zur Produktion neuer Phytomasse verwendet, so ergäbe sich derzeit eine jährliche zusätzliche NPP von  $0.8 \text{ Gt a}^{-1}$ , die überwiegend auf der nördlichen Hemisphäre auftritt. Wegen der Verluste wird die tatsächliche Fixierung aber geringer sein.  $0.2\text{-}0.4 \text{ Gt a}^{-1}$  scheint ein realistischer Wert.

Unterstellt man, daß die Stickstoff-Defizite, die aufgrund der durch den Anstieg der Kohlendioxid-Konzentration der Atmosphäre gesteigerten  $\text{CO}_2$ -Bindung durch die Photosynthese auftreten, durch zusätzliche  $\text{N}_2$ -Fixierung vollständig ausgeglichen werden, so wäre mit einer Steigerung der  $\text{CO}_2$ -Fixierung durch die terrestrische Biosphäre von ca.  $0.1\text{-}0.3 \text{ Gt a}^{-1}$  (voller minus N-limitierter  $\text{CO}_2$ -Düngeeffekt) zu rechnen. Der wirkliche Wert dürfte zwischen  $0.0$  und  $0.05 \text{ Gt a}^{-1}$  liegen.

### **6.5.3 Bildung von Distickstoffmonoxid und seine Bedeutung im Spurengashaushalt**

Die Produktion von Distickstoffmonoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ ) in der terrestrischen Biosphäre war uns bereits in 6.5.2. als wichtige Komponente des Stickstoffhaushalts (offener Fluß,  $\text{N}_2\text{O}$ , in Abb. 6.15 und Tabelle 6.15) begegnet.  $\text{N}_2\text{O}$  ist aber auch ein bedeutendes atmosphärisches Spurengas. Es war in der Periode 1980-1990 für ca. 6% des berechneten zusätzlichen anthropogenen Treibhauseffekts verantwortlich (IPCC 1990).  $\text{N}_2\text{O}$  ist außerdem die wichtigste Quelle für stratosphärisches  $\text{NO}_x$ , den dominanten Katalysator für den Abbau der Ozonschicht in der Mittleren Stratosphäre (Crutzen & Ehhalt 1977; Isaksen & Stordal 1986; Garcia & Solomon 1994). Es gibt direkte Messungen des  $\text{N}_2\text{O}$  in der Atmosphäre seit den späten 70er Jahren (Weiss 1981; Prinn et al. 1990; Khalil & Rasmussen 1992; Weiss 1994). Diese zeigen, daß die  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentrationen in den letzten 20 Jahren mit einer mittleren Rate von  $0.2\text{-}0.3\%$  pro Jahr gestiegen sind (mit einer vorübergehenden Reduktion des Anstiege 1992-1993). Die heutige mittlere Konzentration ist ca. 313 ppb Vol. Demgegenüber lag die mittlere Konzentration nach Ergebnissen von Messungen an Eisbohrkernen in vorindustrieller Zeit bei 260-285 ppbv. (Pearman et al. 1986, Leuenberger & Siegenthaler 1992). Die Ursache für die Zunahme der atmosphärischen Konzentration wird nicht voll verstanden, da das globale Budget eine ganze Reihe quantitativ schwer beschreibbarer mikrobieller, industrieller und Verbrennungs-Prozesse umfaßt (McElroy & Wofsy 1986; IPCC 1994).

Tabelle 6.16 gibt eine Übersicht über das gegenwärtige quantitative Verständnis des  $\text{N}_2\text{O}$ -Haushalts in den Jahren 1986 und 1994. Nach der Aufdeckung von systematischen Fehlern bei der bis 1988 üblichen Methode,  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentrationen zu messen, mußte eine dramatische Reduktion einiger Quellen für  $\text{N}_2\text{O}$  hingenommen werden (Muzio & Kramlich 1988), die das vorher ausgeglichene Budget des  $\text{N}_2\text{O}$  in Unordnung brachte, wie Tabelle 6.16 zeigt. Hier zeigt sich wiederum, daß bei der quantitativen Beschreibung von Prozessen nicht auf das angestrebte Ziel des Ausgleichs eines Budgets geachtet werden darf, sonst hätten die experimentellen Probleme bereits viel früher von Modellierern entdeckt werden müssen.

Trotzdem ist man auch heute der Ansicht, daß anthropogene Quellen für den Anstieg der  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentration in der Atmosphäre verantwortlich sind. Einige jüngere Studien zeigten bei der Berechnung von Kurzzeitbilanzen des  $\text{N}_2\text{O}$ , daß die Düngung als Quelle wohl doch nicht mehr als  $0.1\text{-}0.2 \text{ TgN/a}$  liefert und damit eine verhältnismäßig geringe Komponente des globalen

Tabelle 6.16. Vergleich der globalen N<sub>2</sub>O-Budgets in den Jahren 1986 und nach der Korrektur der Meßmethoden 1994, in TgN/a (nach Nevison et al. 1986).

	McElroy & Wofsy 1986	IPCC 1994
Atmosphärische Zunahme	3.5 ± 0.5	3.9 (3.1-4.7)
Senken:		
Stratosphäre	10.5 ± 3	12.3 (9-16)
Böden	--	?
TOTAL VERBLEIB	14.0 ± 3.5	16.2 (13-20)
Natürliche Quellen:		
tropische Wälder	7.4 ± 4	3 (2.2-3.7)
temperierte Wälder	0.1-0.5	1 (0.1-2.0)
Grasländer	0.1	2 (1-4)
Böden	7.8 ± 4.2	6 (3.3-9.7)
Ozeane	2 ± 1	3 (1-5)
Anthropogene Quellen:		
kultivierte Böden	0.8 ± 0.4	3.5 (1.8-5.3)
Verbrennung von Biomasse	0.7 ± 0.2	0.5 (0.2-1.0)
industrielle Prozesse	4 ± 1	1.3 (0.7-1.8)
Weideland, Futteranbau	--	0.4 (0.2-0.5)
TOTAL QUELLEN	15.3 ± 6.7	14.7 (10-17)

N<sub>2</sub>O-Budgets ist (Eichner 1990; Matthews 1994). Die bemerkenswert hohe Schätzung im IPCC Bericht (1994) wie in Tabelle 6.16 zitiert, nimmt vermutlich auf die neuesten Hinweise über extrem hohe N<sub>2</sub>O-Produktionsraten aus der Anwendung von Düngern in den Tropen Rücksicht (Keller & Matson 1993). Andere Zunahmen der Produktion aus mikrobiellen Prozessen treten in Verbindung mit anthropogenen Störungen des Stickstoffkreislaufs auf.

Viele Quellen sind in Tabelle 6.16 nicht enthalten, da zu wenig Information über die beteiligten Prozesse vorliegt. Dazu gehören Abfall und Abwasser (Kaplan et al. 1978), Grundwasser (Ronen et al. 1991), Klimaschwankungen (Khalil & Rasmussen 1989), Landnutzungsänderungen (Luizao et al. 1989), wirtschaftseigene Düngemittel wie Jauche, Gülle, Mist (Bouwman et al. 1995) und die Deposition von NO<sub>x</sub> aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe (Elkins 1989).

Schätzungen der Quellprozesse im Boden enthalten ebenfalls große Unsicherheiten und basieren auf unterschiedlichen Methoden der Schätzung. Bouwman et al. (1993) versuchten, die N<sub>2</sub>O-Produktion mit besser verfügbaren Daten wie Temperatur und Niederschlag zu korrelieren, um dann über globale Datensätze des Klimas hochzurechnen. Nevison et al. (1996) benutzten das High Resolution Biosphere Model (Esser et al. 1994) des globalen Kohlenstoffkreislaufs, erweitert durch ein gekoppeltes mechanistisches Modell des Stickstoffkreislaufs, um die natürlichen und anthropogen beeinflussten Flüsse aus der terrestrischen Biosphäre zu berechnen. Das Modell berechnet die globale Mineralisation in Laub und Boden, die Volatilisation von flüchtigen Stickstoffverbindungen, Auswaschung in Grundwasser und Oberflächengewässer und schätzt aus diesen Prozessen die damit assoziierten N<sub>2</sub>O-Flüsse unter Verwendung empirischer Beziehungen.

Dabei ergaben sich folgende Resultate. In der Periode von 1860-1990 vermindern sich die globalen N<sub>2</sub>O-Emissionen, die mit Mineralisierungsprozessen assoziiert sind, leicht von 5.9 auf 5.7 TgN/a. Der Grund dafür liegt in der Verminderung des globalen Mineralisierungsflusses durch Landnutzungsänderungen nach Rodungen in den Tropen. Demgegenüber nehmen N<sub>2</sub>O-



Flüsse, die mit der Volatilisation und der Auswaschung zusammenhängen, wegen der anthropogenen Störungen stark zu, und zwar von 0.45 auf 3.3 TgN/a.

Ein weiteres Modell für die  $N_2$ - und  $N_2O$ -Produktion durch Denitrifizierung wurde von Parton *et al.* (1996) publiziert. Daneben befinden sich eine Reihe weiterer globaler Modelle in verschiedenen Arbeitsgruppen in Entwicklung. Ein Modellvergleich dieser Modelle, ihrer Prozesse und Vorhersagen wird im Rahmen einer Studie derzeit von diesen Arbeitsgruppen gemeinsam geplant.

Überprüfungen der Beschreibung der  $N_2O$ -relevanten Prozesse in unseren Modellen und ein Vergleich der Ergebnisse aufgrund der verschiedenen Prozeßbeschreibungen sind dringend erforderlich. Daneben ist die enge Zusammenarbeit theoretisch arbeitender Gruppen mit solchen, die Prozeßstudien betreiben, unbedingt anzustreben.

Insgesamt läßt sich nach dem gegenwärtigen Erkenntnisstand zusammenfassend feststellen, daß die anthropogene Störung des Stickstoff-Kreislaufes in der Vergangenheit zu einer starken Zunahme der  $N_2O$ -Emissionen um ca. 3 TgN/a geführt hat.

#### **6.5.4 Forschungsbedarf**

Die Untersuchung der Wechselwirkungen zwischen dem Kohlenstoffkreislauf und den Mineralstoffkreisläufen, insbesondere dem Stickstoffkreislauf ist ein sehr aktuelles, international gut besetztes Forschungsgebiet.

Forschungsbedarf besteht insbesondere noch auf dem Gebiet der Modellierung und, damit eng verbunden, beim Verständnis der Prozesse. Die Analyse der Einzelprozesse, die den Kreislauf des Stickstoffs und damit den des Kohlenstoffs bestimmen, setzt eine enge Zusammenarbeit zwischen Arbeitsgruppen theoretischer und experimenteller Ausrichtung voraus, da sich Prozesse meßtechnisch nicht direkt erfassen lassen. Vielmehr müssen theoretisch entwickelte Konzepte vom Ablauf und der Regelung der Prozesse experimentell geprüft werden.

Die deutsche Forschung hat sich in den letzten Jahren auf dem Gebiet der Modellierung gut etabliert. Es gibt zwei globale generische Modelle des gekoppelten C-N Kreislaufs an den Universitäten Frankfurt und Gießen, deren Entwicklung weit fortgeschritten ist. Diese Entwicklungen sind international eingebettet. So besteht Zusammenarbeit im europäischen Rahmen mit den Universitäten Straßburg, Liège, East Anglia in Norwich, RIVM in Bilthoven, NERC in Scotland und CNRS France. Darüberhinaus mit Japan (Universität Tsukuba), U.S.A. (Universität New Hampshire, Ecosystems Center Woods Hole). Bei den Prozeßmodellen und -studien wurden vor allem im Rahmen des Spurengasprogramms des BMBF in den letzten Jahren wesentliche Fortschritte erzielt. In Zukunft muß jedoch noch eine stärkere Verzahnung zwischen den theoretisch und experimentell an Prozeßstudien abreitenden Gruppen angestrebt werden. Hier wird das geplante Max-Planck-Institut für Biogeochemische Kreisläufe wesentliche Impulse geben.

Da es sich nicht um reine Grundlagenforschung handelt, besteht hier auch eine Aufgabe für den BMBF. Immerhin hängt die Bindung von 150-200 Gt Kohlenstoff in den nächsten 50-60 Jahren eng mit dem Mineralstoffhaushalt zusammen. Daneben ist das bedeutsame Spurengas  $N_2O$  eine wesentliche Komponente im gekoppelten System Stickstoff-Kohlenstoff. Eine bessere Kenntnis auf diesen Feldern wäre daher auch für Entscheidungsträger wichtig.

### 6.5.5 Möglichkeiten zum aktiven Eingriff in den Stickstoff-Haushalt der terrestrischen Biosphäre mit dem Ziel der CO<sub>2</sub>-Fixierung und der Minderung der N<sub>2</sub>O-Emissionen.

Theoretisch könnte man an folgende Maßnahmen denken:

- (a) Beseitigung einer Mineralstofflimitierung in natürlichen Ökosystemen durch gezielte Düngung.
- (b) Anpflanzung von N-Fixierern (z.B. Leguminosen).
- (c) Verhinderung des Mineralstoff-Verlusts durch Minimierung der Eingriffe des Menschen in natürliche Ökosysteme bzw. Reduktion der beeinflussten Flächen.

#### **Potentiale:**

Wie in den vorigen Abschnitten gezeigt, führt der gegenwärtige anthropogene Eintrag von Stickstoff, hauptsächlich durch Deposition aus der Atmosphäre und durch Düngung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, zu einer zusätzlichen jährlichen Bindung von ca. 0.20-0.45 Gt a<sup>-1</sup> an Kohlenstoff. Die (unrealistische) Obergrenze liegt bei ca. 0.9-1.1 Gt a<sup>-1</sup>.

Damit verbunden ist eine Steigerung der N<sub>2</sub>O-Emissionen um ca. 3 TgN a<sup>-1</sup>. Da N<sub>2</sub>O ein sehr klimawirksames Spurengas ist, wird dadurch der Effekt der CO<sub>2</sub>-Fixierung weitgehend kompensiert.

In Zukunft ist zu erwarten, daß es in Ländern der Dritten Welt durch Zunahme des Verkehrsaufkommens zur Steigerung sowohl der CO<sub>2</sub>-Emissionen als auch der N-immissionsbedingten C-Fixierung und N<sub>2</sub>O-Produktion kommt. Ein nennenswertes Potential zur Minderung des Treibhauseffekts wird darin aber nicht gesehen. Im Gegenteil: Wie schon in den Industrieländern wird der negative Einfluß weit überwiegen.

Weit wichtiger ist die Antwort auf die Frage, ob der CO<sub>2</sub>-Düngeeffekt, der derzeit ca. 1 Gt a<sup>-1</sup> Kohlenstoff bindet, auch in Zukunft anhalten wird, oder ob aus Mineralstoffmangel global mit einem Rückgang zu rechnen ist. Sollte das der Fall sein, so ist mit weit höherer "Airborne Fraction" unserer CO<sub>2</sub>-Emissionen zu rechnen. Da hierbei der Mineralstoffhaushalt die entscheidende Rolle spielt, sollte diese Frage zunächst untersucht werden, da es immerhin um eine Kohlenstoffmenge von 150-200 Gt in den nächsten 50-60 Jahren geht.

#### **Risiken:**

Bei allen Düngemaßnahmen ist zu bedenken, daß die Produktion, Verteilung und Applikation der Düngemittel, insbesondere der N-Dünger, Energie kostet und damit CO<sub>2</sub> produziert. Ebenso wird die Emission des Spurengases N<sub>2</sub>O ansteigen. Die Eingriffe in das Ökosystem würden zudem die nährstoffarmen Systeme (und nur dort wäre mit Kohlenstoff-Fixierung zu rechnen) in nährstoffreiche verwandeln. Aber gerade die nährstoffarmen Systeme bergen den größten Artenreichtum.

Das Anpflanzen von Leguminosen bringt ähnliche Risiken wie die Düngung mit sich. Zudem ist, wenigsten aus globaler Sicht, anzunehmen, daß überall dort, wo Leguminosen konkurrenzfähig sind und daher überleben, bereits jetzt Leguminosen wachsen.

Der Erhalt der Höhe des CO<sub>2</sub>-Düngeeffekts durch die Minimierung der Eingriffe ist wegen seiner Wichtigkeit in einem eigenen Kapitel 6.8. untersucht worden.

## 6.5.6 Literatur zu Abschnitt 6.5

- Alegre, J.C., Cassel, D.K., 1986, Effect of land-clearing methods and postclearing management on aggregate stability and organic carbon content of a soil in the humid tropics. *Soil Science* 142, 289-295.
- Allen, J.C., 1985, Soil response to forest clearing in the United States and the Tropics: Geological and biological factors. *Biotropica* 17, 15-27.
- Ayers, R.U., Schlesinger, W.H., Socolow, R.H., 1994, Human impacts on the carbon and nitrogen cycles. In: Socolow, R.H., Andrews, C., Berkhout, F., Thomas, V. (Hg.), *Industrial Ecology and global change*, Cambridge University Press.
- Bouwman, A.F., Fung, I., Matthews, E., John, I., 1993, Global analysis of the potential for N<sub>2</sub>O production in natural soils. *Global Biogeochemical Cycles* 7, 557-597.
- Bouwman, A.F., Van der Hoeck, K.W., Olivier, J.G.J., 1995, Uncertainties in the global source distribution of nitrous oxide. *J. Geo. Res.* 100, 2785-2800.
- Bowen, H.J.M., 1979, *Environmental chemistry of the elements*. Academic Press, New York.
- Clüsener-Godt, M., 1989, *Statistische Analysen zur Beziehung von Nährelementen in Pflanzen und Boden am natürlichen Standort in globaler Hinsicht*. Dissertationes Botanicae Bd. 135, 105 S., J. Cramer Verlag Berlin Stuttgart.
- Crutzen, P.J., Ehhalt, D.H., 1977, Effects of nitrogen fertilizers and combustion on the stratospheric ozone layer. *Ambio* 6, 112-117.
- Detwiler, R.P., 1986, Land-use change and global carbon cycle: The role of tropical soils. *Biogeochemistry* 2, 67-93.
- Eichner, M.J., 1990, Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. *J. Environ. Qual.* 19, 272-280.
- Elkins, J.W., 1989, State of the research for atmospheric nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) in 1989. Contribution for the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Ericsson, T., Göransson, A., 1991, A technique for the study of plant growth and dry matter partitioning at steady-state nutrition. In: McMichael, B.L., Persson, H. (Hg.), *Plant roots and their environment*. S. 576-582, Elsevier Amsterdam London New York Tokyo.
- Esser, G., 1990, Modeling global terrestrial sources and sinks of CO<sub>2</sub> with special reference to soil organic matter. In: Bouwman, A.F. (Hg.), *Soils and the Greenhouse Effect*. John Wiley & Sons, Chichester New York Brisbane Toronto Singapore, Kapitel 10, S. 247-261.
- Esser, G., 1991, Osnabrück Biosphere Model: structure, construction results. In: Esser, G., Overdieck, D. (Hg.), *Modern Ecology: Basic and Applied Aspects*. Elsevier Amsterdam London New York Tokyo, S. 679-709.
- Esser, G., 1994, Eingriffe der Landwirtschaft in den Kohlenstoffkreislauf. In: Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestags (Hg.), *Studienprogramm Landwirtschaft*, Bd. 1 Teilband I, Studie A, 136 S., Economica Verlag Bonn.
- Esser, G., 1995, Contribution of Monsoon Asia to the carbon budget of the biosphere, past and future. *Vegetatio* 121, 175-188.
- Esser, G., Aselmann, I., Lieth, H., 1982, Modelling the carbon reservoir in the system compartment "litter". *Mitt. Geolog.- Paläontolog. Inst. Univ. Hamburg*, SCOPE/UNEP Sonderband Heft 52, S. 39-58.
- Esser, G., Lieth, H., 1989, Productivity Modeling. In: Kitani, O., Hall, C.W. (Hg.), *Biomass Handbook*, New York London Paris Montreux Tokyo Melbourne, S. 36-48.
- Esser, G., Lieth, H., 1993, Interactions between biosphere and atmosphere analysed with the Osnabrück Biosphere model. In: McBean, G.A., Hantel, M. (Hg.), *Interactions between global climate subsystems: The Legacy of Hann*, Geophysical Monograph 75, 35-51.

- Esser, G., Hoffstadt, J., Mack, F., Wittenberg, U., 1994, High Resolution Biosphere Model - Documentation, Model Version 3.00.00. Mitteilungen aus dem Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Giessen, Heft 2. Documentation, Model Version 5.00.10 with nitrogen cycle (in Vorbereitung).
- Finck, A., 1976, Pflanzenernährung in Stichworten, Hirt Verlag, Kiel.
- Garcia, R.R., Solomon, S., 1994, A new numerical model of the middle atmosphere: 2. Ozone and related species. *J. Geo. Res.* 99, 12937-12951.
- Goldammer, J.G., 1992, Tropical forests in transition. Ecology of natural and anthropogenic disturbance processes - an introduction. In: Goldammer, J.G. (Hg.) *Tropical forests in transition*, S. 1-16, Birkhäuser Verlag Basel Boston Berlin.
- Hewitt, E.J., Smith, T.A., 1975, *Plant mineral nutrition*, English Universities Press.
- Houghton, R.A., 1991, Biomass burning from the perspective of the global carbon cycle. In: Levine, J.S. (Hg.), *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*. S. 321-325, The MIT Press Cambridge Mass., 569 S.
- Hudson, R.J.M., Gherini, S.A., Goldstein, R.A., 1994, Modeling the global carbon cycle: Nitrogen fertilization of the terrestrial biosphere and the "missing" CO<sub>2</sub> sink. *Global Biogeochemical Cycles* 8, 307-333.
- Ingestad, T., Lund, A.-B., 1986, Theory and techniques for steady-state mineral nutrition and growth of plants. *Scand. J. For. Res.* 1, 439-453.
- Ingestad, T., Agren, G.I., 1988, Nutrient uptake and allocation at steady-state nutrition. *Physiol. Plant.* 72, 450-459.
- IPCC, 1990, *Climate Change 1990. The IPCC scientific assessment*. Published for the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, 365 S.
- IPCC, 1995, *Climate Change 1994, Radiative forcing of climate change and evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios*. Cambridge University Press.
- Isaksen, S.A., Stordal, F., 1986, Ozone perturbations by enhanced levels of CFCs, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub>: A two-dimensional diabatic circulation study including uncertainty estimates. *J. Geo. Res.* 91, 5249-5263.
- Kaplan, W.A., Elkins, J.W., Kolb, C.E., McElroy, M.B., Wofsy, S.C., Duran, A.P., 1978, An estimate of the atmospheric yield of N<sub>2</sub>O associated with disposal of human waste. *Pure Appl. Geophys.* 116, 424-438.
- Keeling, C.D., Piper, S.C., Heimann, M., 1989, A three-dimensional model of atmospheric CO<sub>2</sub> transport based on observed winds: 4. Mean annual gradients and interannual variations. In: Peterson, D.H. (Hg.), *Aspects of climate variability in the Pacific and the western Americas*. Geophysical Monograph 55, 305-363, American Geophysical Union.
- Keller, M., Matson, P.A., 1993, Biosphere-atmosphere exchange of trace gases in the Tropics: Land use change. In: Prinn, R.G. (Hg.), *Global Atmospheric-Biospheric Chemistry*, Plenum Press, New York.
- Khalil, M.A., Rasmussen, R.A., 1989, Climate-induced feedbacks for the global cycles of methane and nitrous oxide. *Tellus* 41B, 554-559.
- Khalil, M.A., Rasmussen, R.A., 1992, The global sources of nitrous oxide. *J. Geo. Res.* 97, 14651-14660
- Kinzig, A.P., Socolow, R.H., 1994, Human impacts on the nitrogen cycle. *Physics Today* 47, 24-31.
- Leuenberger, M., Siegenthaler, U., 1992, Ice-age atmospheric concentration of nitrous oxide from an Antarctic ice core. *Nature* 360, 449-451
- Luizao, F., Matson, P., Livingston, G., Luizao, R., Vitousek, P., 1989, Nitrous oxide flux following tropical land clearing. *Global Biogeochemical Cycles* 3, 281-285.

- Matthews, E., 1994, Nitrogenous fertilizers: Global distribution of consumption and associated emissions of nitrous oxide and ammonia. *Global Biogeochemical Cycles* 8, 411-439.
- McElroy, M.B., Wofsy, S.C., 1986, Tropical forests: Interactions with the atmosphere. In: Prance, G.T. (Hg.), *Tropical rain forests and the world atmosphere*. Westview, Boulder, CO, S. 33-60
- McGuire, A.D., Melillo, J.M., Joyce, L.A., Kicklighter, D.W., Grace, A.L., Moore III, B., Vorosmarty, C.J., 1992, Interaction between carbon and nitrogen dynamics in estimating net primary produktivity for potential vegetation in North America. *Global Biogeochemical Cycles* 6, 101-124.
- Melillo, J.M., 1995, Human influence on the global nitrogen budget and their implications for the global carbon budget. In: Murai, S., Kimura, M. (Hg), *Toward global planning of sustainable use of the earth: Development of global eco-engineering*. John Wiley & Sons, New York, S. 177-222.
- Muzio, L.J., Kramlich, J.C., 1988, An artifact in the measurement of N<sub>2</sub>O from combustion sources. *Geophys. res. Lett.* 15, 1369-1372.
- Nevison, C.D., Esser, G., Holland, E.A., 1996, A global model of changing N<sub>2</sub>O emissions from natural and perturbed soils. *Climatic Change* 32, 327-378.
- Parton, W.J., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Valentine, D.W., Schimel, D.S., Weier, K., Kulmala, A.E., 1996, Generalized model for N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles* 10, 401-412.
- Pearman, G.I., Etheridge, D., de Silva, F., Fraser, P.J., 1986, Evidence of changing concentrations of atmospheric CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, and CH<sub>4</sub> from air bubbles in Antarctic ice. *Nature* 320, 248-250
- Prinn, R.G., Simmonds, P.G., Rasmussen, R.A., Rosen, R.D., Alyea, F.N., Cardelino, C.A., Crawford, A.J., Cunnold, D.M., Fraser, P.J., Lovelock, J.E., 1990, Atmospheric emissions and trends of nitrous oxide deduced from ten years of ALE-GAGE data. *J. Geo. Res.* 95, 18369-18385
- Rastetter, E.B., McKane, R.B., Shaver, G.R., Melillo, J.M., 1992, Changes in C storage by terrestrial ecosystems: How C-N interactions restrict responses to CO<sub>2</sub> and temperature. *Water, Air, and Soil Pollution* 64, 327-344.
- Ronen, D., Magaritz, M., Almon, E., 1988, Contaminated aquifers are a forgotten component of the global N<sub>2</sub>O budget. *Nature* 335, 57-59.
- Schimel, D.S., Braswell, B.H., Holland, E.A., McKeown, R., Ojima, D.S., Painter, T.H., Parton, W.J., Townsend, A.R., 1994, Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. *Global Biogeochemical Cycles* 8, 279-293.
- Schindler, D.W., Bayley, S.E., 1993, The biosphere as an increasing sink for atmospheric carbon: Estimates from increased nitrogen deposition. *Global Biogeochemical Cycles* 7, 717-734.
- Tamm, C.O., 1991, *Nitrogen in terrestrial ecosystems*, Ecological Studies 81, Berlin Heidelberg New York.
- Tans, P.P., Fung, I.Y., Takahashi, T., 1990, Observational constraints on the global atmospheric CO<sub>2</sub> budget. *Science* 247, S. 1431-1438.
- Weiss, R.F., 1981, The temporal and spatial distribution of tropospheric nitrous oxide. *J. Geo. Res.* 86, 7197.
- Weiss, R.F., 1994, Changing global concentrations of atmospheric nitrous oxide. In: Tanaka, M. (Hg.), *Proceedings of the international symposium on global cycles of atmospheric greenhouse gases*. Tohoku University, Sendai, Japan, S. 78-80.



## 6.6 Die Rolle von Vegetationsbränden

In den letzten Jahren konzentrierten sich international immer mehr Arbeitsgruppen auf die Erforschung von Vegetations- und Biomassen-Bränden. Es hat sich nämlich gezeigt, daß die Folgen dieser Brände für die Luftverschmutzung durchaus vergleichbar sind mit denjenigen aus fossilen Brennstoffen (Sproles 1996).

Abgesehen davon ist der Einfluß des Feuers in vielen Ökosystemen der Erde wohlbekannt und darf mit zu den wesentlichen "disturbance regimes" gerechnet werden.

Neue Sensoren auf Satellitenplattformen eröffnen heute neue Möglichkeiten des Monitoring von Vegetationsbränden (Menzel & Prins 1996). Daneben gibt es eine Reihe weiterer Methoden zur Sammlung von Daten über Vegetationsbrände. Diese bilden die Grundlage für mathematische Beschreibungen der bei Bränden ablaufenden Prozesse. Auf dieser Basis sind bereits globale generische Modelle für Vegetationsfeuer und ihre Folgen im Ökosystem entwickelt und für die Untersuchung der Rolle der Feuer im globalen Kohlenstoffkreislauf eingesetzt worden (Mack 1994, Mack et al. 1996). Mit diesen Modellen läßt sich in Zukunft auch die Rolle der Feuer unter den vielfach erwarteten veränderten Klimabedingungen untersuchen.

Feuer zählen seit alters her zu normalen Komponenten vieler Ökosysteme. Doch ließ sich durch die Analyse von Seesedimenten einiger afrikanischer Seen zeigen, daß die Häufigkeit und Intensität von Vegetationsfeuern in der Vergangenheit durchaus großen Veränderungen unterworfen war (Weiss 1995). Es muß daher damit gerechnet werden, daß auch in Zukunft Veränderungen dieser Art möglich sind und gravierende Auswirkungen auf die Produktion von Kohlendioxid aus der Biosphäre haben können. Die Quantifizierung der damit verbundenen Prozesse ist unerlässlich für das Verständnis des Kohlenstoffkreislauf in den nächsten 50-60 Jahren.

### 6.6.1 Voraussetzungen für Brände und Arten der Vegetationsfeuer

Das Auftreten von Bränden in natürlichen und naturnahen Ökosystemen hat zur Voraussetzung,

- a) daß genügend brennbares, also abgestorbenes trockenes Material (fuel) vorhanden ist. Nach Mack et al. (1996) hängen die Mindestmengen und der Typ von Brennmaterial von der Art des Bioms (der Biomgruppe) ab: In Wäldern mehr als 45 gC pro Quadratmeter als Bestandesabfall, in Buschland mehr als 180 gC pro Quadratmeter als oberirdische Phytomasse plus Bestandesabfall, in Savannen und Grasland mehr als 45 gC pro Quadratmeter als Phytomasse plus Bestandesabfall.
- b) daß keine zu tiefen Temperaturen herrschen. Bei Temperaturen unter 0° C finden Brände nicht mehr statt (Mack 1994).
- c) daß das Wetter trocken ist. Der Feuchteindex  $hi$  nach Gaussen (cit. in Kreeb 1983) soll kleiner 50 sein (Mack et al. 1996). Dieser Feuchteindex ist eine Größe, die Walter und Lieth (1960) in ihrem Klimadiagramm-Weltatlas zur Darstellung der Temperatur- und Niederschlagskurven verwendeten:  $hi = Pp/2mm - T/1^{\circ}C$ , wobei  $Pp$  die monatliche Niederschlagssumme und  $T$  die mittlere Temperatur des Monats sind.
- d) daß das brennbare Material trocken ist:  $fmc$  unter 25%. Fuel moisture content,  $fmc$ , ist eine Größe, die für die verschiedenen Biome unterschiedlich berechnet wird. In die Be-

rechnung gehen die momentane Temperatur und Luftfeuchte ein. Eine ausführliche Erläuterung findet sich bei Mack et al. (1996).

e) daß Zündung erfolgt. Diese kann natürliche Ursachen haben oder anthropogen erfolgen.

Mit Ausnahme von Wüsten und spärlich mit Vegetation bedeckten Flächen treten Feuer in nahezu allen Biomen auf. Jedoch sind verlässliche Daten über Feuerhäufigkeiten, mehr noch deren Veränderungen, sehr selten. Daher sind globale Schätzungen der pyrogenen Emissionen und der Bildung von Holzkohle (sogenanntem "schwarzen Kohlenstoff") nicht zuverlässig. Es darf auch vermutet werden, daß Vegetationsfeuer im humiden Klimabereich, also zum Beispiel in tropischen Feuchtwäldern, keine regelmäßigen Erscheinungen sind, sondern im Laufe außergewöhnlicher Trockenheitsereignisse auftreten. Während der ENSO Trockenheit in den Jahren 1982-83 traten in Ost-Borneo (Indonesische Provinz East Kalimantan und Malaysische Provinzen Sabah und Sarawak) außergewöhnliche Vegetationsfeuer auf ca. 5 Millionen ha Waldland auf (Goldammer 1992). Eine kleinere Fläche wurde während des ENSO 1987 betroffen. Weitere Untersuchungen zeigten, daß Brände in diesen Dipterocarpaceen-Wäldern, die dennoch als Urwälder (primary forests) gelten, mindestens seit der letzten Eiszeit stattfanden.

Demgegenüber sind Feuer in Grasländern und grasreichen Savannen regelmäßige Erscheinungen während der Trockenperiode. Die Vegetation dieser Biome weist oft eine Fülle spezieller Anpassungen auf, die zeigen, daß Brände ein wesentlicher Anpassungsfaktor sind. In dem Cerrado Ökoton Südamerikas zum Beispiel können, je nach Häufigkeit der Brände, folgende Typen unterschieden werden (Coutinho 1977, 1978, 1982, Esser 1984): Campo limpo (reines Grasland), Campo sujo (Grasland mit Sträuchern, häufig Zwergsträuchern mit hohem unterirdischen Stammanteil), Campo cerrado (lichtes Baumland), Cerradao (dichtes Baumland, wobei die Arten sich von denjenigen der benachbarten Wälder unterscheiden). Die Phytomassen liegen in Abhängigkeit von der Feuerhäufigkeit und -Intensität zwischen  $500 \text{ gC/m}^2$  und  $15000 \text{ gC/m}^2$ .

Die dritte Art von Biomassenfeuern tritt oft im Zusammenhang mit Rodungen, vor allem in den Tropen, auf (Brandrodung, shifting cultivation). Nach dem Fällen der Bäume und dem Entasten der Kronen bleibt die Biomasse zur Trocknung liegen. Nachdem das Nutzholz entnommen wurde, wird der Rest, oft mit Maschinen, aufeinandergehäuft und verbrannt. Dabei hinterbleibt, neben grossen Mengen halbverbrannter oder nur angebrannter Stämme und Äste, mineralreiche Asche, die als Dünger auf der Fläche verteilt wird.

### **6.6.2 Durch Feuer beeinflusste Prozesse des Kohlenstoffkreislaufs**

Die Prozesse des Kohlenstoffkreislaufs, die durch Feuer beeinflusst werden, sind: Direkte Umwandlung von organischer Substanz in  $\text{CO}_2$  (Verbrennung), Umwandlung lebenden Materials in Bestandesabfall (Mortalität), Bildung von "schwarzem Kohlenstoff" (Holzkohle). Daneben wird bei diesen Prozessen der Mineralstoffhaushalt betroffen (Bildung von festen oder gasförmigen Oxiden etc.). Schließlich entstehen bei der Pyrolyse organischer Substanz neben dem Kohlendioxid auch Kohlenmonoxid, Methan, andere Kohlenstoffverbindungen, Aerosole, und andere (Crutzen et al. 1979, Andreae 1993).



Der Anteil der einzelnen Prozesse am Brandgeschehen wird bestimmt durch Menge und Zusammensetzung sowie Struktur des Brennmaterials, seinen Feuchtegehalt, die Wetterbedingungen, sowie vom Biomtyp. Diese bestimmen auch die Intensität des Feuers und damit die Überlebensrate der Pflanzen. Die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Feuer ausbricht, ist in einem gegebenen Biomtyp im wesentlichen bestimmt durch das Wetter und die Menge angehäuften Brennmaterials. So kann es in einer Reihe von humiden Jahren (oder bei künstlichem Feuerschutz) zur Anhäufung großer Mengen von Brennmaterial kommen, die dann bei erster Gelegenheit (längere Trockenheit) zu sehr intensiven Bränden führen.

In Wäldern wird das Feuer hauptsächlich durch die Schicht an Bestandesabfall (Streu) genährt und unterhalten. Kronenfeuer sind selten. Jedoch dringt die Wirkung des Feuers nicht tief in den Boden ein, so daß im Boden liegende Vegetationsorgane geschützt sind. In organischen Böden kann jedoch auch die oberste Bodenschicht (Humus) betroffen sein (Moorbrände).

In Grasländern wird das Feuer durch abgestorbenes Gras genährt. Hier treten die höchsten Brandhäufigkeiten auf. Gleichzeitig sind die Wirkungen am geringsten, da die meisten Pflanzen Feueranpassungen zeigen.

Der Versuch einer Quantifizierung der beschriebenen Prozesse in Abhängigkeit von den regelnden Einflüssen wurde mit dem Ziel der globalen Anwendbarkeit von Mack (1994) unternommen. Dieser "Feuermodul" für das High Resolution Biosphere Model ist ausführlich dokumentiert bei Esser et al. (1994). Eine kurze Zusammenfassung findet sich auch bei Mack et al. (1996).

### **6.6.3 Bedeutung der Feuer im Kohlenstoffhaushalt**

Die folgenden Ergebnisse für den Kohlenstoffhaushalt wurden mit dem High Resolution Biosphere Model, erweitert durch den Feuermodul, berechnet (Mack et al. 1996). Sie haben, da es sich bei diesem Modell um den ersten Versuch einer globalen Parameterisierung der Feuerprozesse handelt, nur vorläufigen Charakter. Jedoch mag dies für die Abschätzung der Bedeutung der Feuer durchaus ausreichend sein.

Der jährliche Ausstoß an Kohlenstoffemissionen durch Vegetationsfeuer beträgt  $4.14 \text{ Gt a}^{-1}$  und damit ca. 10% der Gesamtemissionen aus der Biosphäre. Andreae (1993) und Olson (1981) schätzten diesen Fluß auf  $4.08$  und  $4.98 \text{ Gt a}^{-1}$ . Oft wird argumentiert, das verbrannte Material wäre sowieso durch Organismen der Bodennahrungsnetze abgebaut worden. Somit liege keine zusätzliche Produktion an Kohlendioxid vor. Dieses Argument verkennt die Bedeutung des Bioabbaus für die Bodenorganismen und die Produktion von Humus, die beim Verbrennen des Materials wegfallen.

Weitere  $3.13 \text{ Gt a}^{-1}$  Kohlenstoff aus der Phytomasse werden global in Bestandesabfall verwandelt (Mortalität).  $0.044 \text{ Gt a}^{-1}$  an "schwarzem Kohlenstoff" werden produziert. Kuhlbusch (1994) schätzte die Produktion an schwarzem Kohlenstoff auf  $0.07-0.24 \text{ Gt a}^{-1}$ . Schwarzer Kohlenstoff ist definiert als "derjenige Teil des bei Feuern produzierten Kohlenstoffs, der nicht durch Organismen abgebaut wird" (Mack 1994, Kuhlbusch 1994). Nach dieser Definition müßte sich schwarzer Kohlenstoff immer mehr anreichern. Houghton (1991) weist natürlich mit Recht darauf hin, daß schwarzer Kohlenstoff nicht über Jahrmillionen in Ökosystemen an-

gereichert werden kann. Nimmt man dies an, so wäre die Bildung des schwarzen Kohlenstoffs nicht eine Senke für Kohlenstoff, sondern nur Veränderungen in der Produktionsrate würden eine Senke oder Quelle hervorrufen. Trotz der verhältnismäßig geringen Produktion von schwarzem Kohlenstoff muß dieser Prozeß wegen der vermutlich langen, jedoch unbekanntem Lebensdauer dieses Materials unbedingt mehr Aufmerksamkeit erfahren.

Führt man Vegetationsfeuer in das High Resolution Biosphere Model ein, so reduziert sich die globale Phytomasse, die dieses Modell berechnet, um ca. 23%. Gegen Ende des Jahres 1980 beträgt die globale Phytomasse nur noch 449.8 Gt C gegenüber 583.4 Gt C ohne Feuer. Der krautige Anteil (Laub, Feinwurzeln) geht von 21.6 Gt C auf 20.1 Gt C zurück. Der holzige Anteil der Phytomasse wird besonders in den tropischen Trockenwäldern und in den Feuchtwäldern, die unmittelbar an Trockenwälder und Savannen anschließen, dramatisch um fast 58% reduziert.

Der Kohlenstoffgehalt der Bestandesabfall Pools reduzierte sich um 5.5%, der des organisch gebundenen Kohlenstoffs des Bodens (Humus) um 16%. Die Bestandesabfall Pools erreichen mit Feuer 80.1 Gt C gegenüber 84.4 Gt C ohne Feuer. Der organisch gebundene Kohlenstoff des Bodens reduzierte sich von 1239.2 Gt C auf 1039.9 Gt C.

Zwischen 1860 und 1980 wurden 5.8 Gt C an schwarzem Kohlenstoff produziert.

Der Gesamtgehalt der Biosphäre an Kohlenstoff liegt mit Bränden um 17.4% niedriger als ohne Brände. Dies entspricht ca. 330 Gt C, also etwa der doppelten Menge der Emissionen aus fossilen Quellen zwischen 1860 und 1980.

Brände haben im Modell, wie in der Wirklichkeit, weitreichende Folgen für die Zusammensetzung der Vegetation.

Bei saisonalen tropischen Wäldern steigt, nach 4 Brandereignissen innerhalb von 10 Jahren, der Anteil krautiger Phytomasse von 1.2% auf 12%. Dies entspricht etwa dem Anteil krautiger Phytomasse mancher Trockenwälder oder Savannen. In Buschformationen kann dieser Anteil nach 2 Brandereignissen innerhalb von 3 Jahren von 8% auf 27% steigen. In Trockenwäldern und Savannen kann die gegenwärtige Modellversion noch keine Veränderungen in der Vegetationsstruktur erzeugen.

Die Einführung der Vegetationsfeuer in den Kohlenstoffkreislauf hat natürlich einen Einfluß auf den durch das Modell berechneten Anstieg der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration im Zeitraum 1860 bis 1980. Bei diesen Untersuchungen war der Antrieb des Modells mit einem konstanten Klimadatensatz erfolgt. Bei einem als Anfangsbedingung gesetzten CO<sub>2</sub>-Gehalt der Atmosphäre in 1860 von 285 ppm Vol. wurden ohne Feuer im Jahr 1980 durch das Modell 342.5 ppm Vol. und mit Feuer 338.6 ppm Vol. erreicht. Dieser letzte Wert kommt dem tatsächlich beobachteten Wert von 338.4 ppm Vol. nahe (Keeling 1986). Mit Vegetationsbränden stieg der CO<sub>2</sub>-Gehalt der Atmosphäre also 4 ppm Vol. weniger an. Dies liegt an den geringeren Verlusten durch Rodung, da die Biosphäre insgesamt mit Bränden weniger Kohlenstoff enthält.

Demgegenüber erzeugt der Antrieb des Modells mit variablem Klima (Berücksichtigung der beobachteten Anomalien) eine Zunahme der Brände seit 1860 und damit eine stärkere Zunahme der CO<sub>2</sub>-Konzentration.

#### **6.6.4 Forschungsbedarf**

Die Berücksichtigung von Vegetationsbränden hat wegen des sehr großen Einflusses auf den Kohlenstoffgehalt der terrestrischen Biosphäre hohe Priorität. Jede Veränderung der Brandhäufigkeit, sei es klimabedingt oder anthropogen, würde Veränderungen des Kohlenstoff-Budgets verursachen, die wahrscheinlich gravierender als jeder andere anthropogene Eingriff in die Biosphäre wäre.

Experimentelle Forschung ist international bereits gut etabliert bis hin zu groß angelegter Feldforschung. Ein eklatantes Defizit scheint bisher bei der modellmäßigen Erfassung der experimentell untersuchten Prozesse zu bestehen, soweit es die Behandlung in generischen globalen Modellen betrifft. Diese allein können aber Auskunft über die komplexen Verknüpfungen und Wechselwirkungen bis hinein in den Mineralstoffhaushalt geben (Nevison et al. 1996).

#### **6.6.5 Möglichkeiten zur aktiven Beeinflussung der Feuerhäufigkeit zur Induktion einer Senke für Kohlenstoff**

##### **Maßnahmen:**

Die häufig anthropogen induzierten Brände müßten verhindert werden. Damit würde die Feuerhäufigkeit sinken und auf ein natürliches Ausmaß zurückgeschraubt. Die Möglichkeit, dieses zu erreichen, wird jedoch mit Skepsis gesehen. Viel Aufklärungsarbeit und praktische Maßnahmen wie Feuersperren etc. wären erforderlich.

##### **Potential:**

Die Größe einer in der terrestrischen Biosphäre durch Verminderung der Brände induzierten Kohlenstoff-Senke könnte theoretisch einige hundert (max. 300) Gt C betragen. In der Praxis könnten 100-150 Gt C erreicht werden. Diese Menge würde in den nächsten 50-100 Jahren aus der Atmosphäre entnommen.

##### **Risiken:**

Auf beweideten Savannen und Grasländern würde Verbuschung einsetzen oder verstärkt werden. Der Anteil der Gräser würde zurückgehen. Die seltener auftretenden Brände in Wäldern und Buschland wären intensiver, da mehr Brennstoff verfügbar wäre.

#### **6.6.6 Literatur zu Abschnitt 6.6**

- Andreae, M.O., 1993, The influence of tropical biomass burning on climate and the atmospheric environment. In: Oremland, E.R.S. (Hg.), Biogeochemistry of global change, S. 113-150, Chapman and Hall New York.
- Crutzen, P.J., Heidt, L.E., Krasnec, J.P., Pollock, W.H., Seiler, W., 1979, Biomass burning as a source of atmospheric trace gases, *Nature* 282, 253-256.
- Coutinho, L.P., 1977, Aspectos ecologicos do fogo no cerrado II. *Bol. Botanica, Univ. Sao Paulo* 5, 57-64.

- Coutinho, L.P., 1978, Oconceito do cerrado. *Rev. Bras. Bot.* 1, 17-23.
- Coutinho, L.P., 1982, Ecological effect of fire in Brazilian Cerrado. In: Huntley, B.J., Walker, B.H. (Hg.), *Ecology of tropical Savannas*, S. 273-292, *Ecological Studies Vol. 42*, Springer Verlag Berlin Heidelberg New York.
- Esser, G., 1984, Natürliche und anthropogen beeinflusste Vegetation in Paraguay. *Phytocoenologia* 12, 305-320.
- Esser, G., Hoffstadt, J., Mack, F., Wittenberg, U., 1994, High Resolution Biosphere Model - Documentation, Model Version 3.00.00. Mitteilungen aus dem Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Giessen, Heft 2. Documentation, Model Version 5.00.10 with nitrogen cycle (in Vorbereitung).
- Goldammer, J.G., 1992, Tropical forests in transition. Ecology of natural and anthropogenic disturbance processes - an introduction. In: Goldammer, J.G. (Hg.) *Tropical forests in transition*, S. 1-16, Birkhäuser Verlag Basel Boston Berlin.
- Houghton, R.A., 1991, Biomass burning from the perspective of the global carbon cycle. In: Levine, J.S. (Hg.), *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*. S. 321-325, The MIT Press Cambridge Mass., 569 S.
- Keeling, C.D., 1986, Atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations - Mauna Loa Observatory, Hawaii 1958-1986. NDP-001/R1 Carbon Dioxide Information Centre, Oak Ridge, Tennessee.
- Kreeb, K., 1983, *Vegetationskunde: Methoden und Vegetationsformen unter Berücksichtigung ökosystemarer Aspekte*. Ulmer Stuttgart, 331 S.
- Kuhlbusch, T.A., 1994, *Schwarzer Kohlenstoff aus Vegetationsbränden: eine Bestimmungsmethode und mögliche Auswirkungen auf den globalen Kohlenstoffzyklus*. Dissertation, Johannes-Gutenberg-Universität Mainz, 88 S.
- Mack, F., 1994, *Zur Bedeutung von Vegetationsbränden für den globalen Kohlenstoffkreislauf*. Dissertation, Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Giessen, 203 S.
- Mack, F., Hoffstadt, J., Esser, G., Goldammer, J.G., 1996, Modeling the influence of vegetation fires on the global carbon cycle. In: Levine, J.S. (Hg.), *Biomass burning and global change*, Vol. 1, S. 149-159, MIT Press Cambridge (MA) London.
- Menzel, W.P., Prins, E.M., 1996, Monitoring biomass burning with the new generation of geostationary satellites. In: Levine, J.S., (Hg.), *Biomass burning and global change*, Vol. 1, S. 56-64, MIT Press Cambridge (MA) London.
- Nevison, C.D., Esser, G., Holland, E.A., 1996, A global model of changing N<sub>2</sub>O emissions from natural and perturbed soils. *Climatic Change* 32, 327-378.
- Olson, J.S., 1981, Carbon balance in relation to fire regimes. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep., WO-26, Washington DC, S. 327-378.
- Sproles, D.W., 1996, The Development of a global biomass burning inventory. In: Levine, J.S. (Hg.), *Biomass burning and global change*, Vol. 1, S. 202-222, MIT Press Cambridge (MA) London.
- Walter, H., Lieth, H., 1960 ff., *Klimadiagramm-Weltatlas*, Gustav Fischer Verlag Jena.
- Weiss, K.-F., 1995, *Rekonstruktion prähistorischer Feuerregime in Ostafrika durch Seesedimentkerne*. Dissertation, Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Giessen, 109 S. und Tabellenanhang.

## **6.7 Modelle der globalen terrestrischen Landbiosphäre**

### **6.7.1 Abschätzung des zukünftigen C-Bindungspotentials der Landbiosphäre**

Bevor Aussagen darüber gemacht werden können, in welchem Maße der Fluß von Kohlenstoff aus der Atmosphäre in die Landbiosphäre aktiv beeinflußt werden kann, müssen die Möglichkeiten und Grenzen der Abschätzung der beteiligten Prozesse analysiert werden. Generell muß festgestellt werden, daß für diese Abschätzung sehr große Unsicherheiten hinsichtlich der Einzelkomponenten bestehen. Diese können reduziert werden, wenn das vorhandene Verständnis von Teilprozessen, gemeinsam mit sämtlichen vorhandenen Beobachtungen, in einen globalen Ansatz für Modellsimulationen eingebracht wird. Dieses Modellkonzept könnte dann im Sinne einer Szenarienanalyse genutzt werden, um Strategien für zukünftige Entwicklungen auszuloten.

In diesem Abschnitt wird ausführlich auf die Begrenzungen der gegenwärtig vorhandenen Modellansätze eingegangen werden. Damit soll allerdings *nicht* zum Ausdruck gebracht werden, daß der gegenwärtige Stand der Wissenschaft keine Aussagen über das zukünftige Bindungspotential ermöglichen würde. Vielmehr sollen die Überlegungen deutlich gemacht werden, die erforderlich sind um a) die heute möglichen Aussagen richtig zu interpretieren und b) den Forschungsbedarf für eine Reduktion der jetzigen Unsicherheiten offenzulegen.

### **6.7.2 Die Simulation von Prozessen in der Landbiosphäre**

Die Flüsse von Kohlenstoff und anderen Spurengasen zwischen Atmosphäre und Landbiosphäre sind stark von den lokalen Umweltgegebenheiten abhängig und variieren daher erheblich zwischen Regionen und im Laufe der Zeit. Die Variation wird dabei vor allem bestimmt durch die Variabilität des Energieflusses (d.h. der Sonneneinstrahlung), aber auch durch Ressourcen wie Wasser und Nährstoffe. Messungen aller beteiligten Flüsse können nur an einzelnen Orten und über kürzere Zeiträume gemacht werden - sie dienen daher vor allem dem Verständnis der beteiligten Prozesse und ihrer Abhängigkeit von den Umweltfaktoren. Die Aggregation zu einer Gesamtflußabschätzung kann nur durch Simulationsmodelle erfolgen, die das an Einzelstandorten und im Labor gewonnene Prozeßverständnis in Form von mathematischen Abbildungen inkorporieren.

Durch die Vielzahl an durchgeführten Feld- und Laboruntersuchungen hat sich für viele der beteiligten Teilprozesse inzwischen ein erhebliches Wissen in der wissenschaftlichen Literatur angesammelt. Außerdem hat sich die Rechnerleistung so weit entwickelt, daß selbst räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Prozesse in einzelne Rechenschritte zerlegt und relativ realistisch in Simulationen beschrieben werden können. Trotzdem sind die Abschätzungen des aggregierten Gesamtflusses von Kohlenstoff zwischen Atmosphäre und Landbiosphäre mit sehr großen Unsicherheiten behaftet. Die Gründe hierfür liegen vor allem in vier Problemen:

- Die räumliche Heterogenität der Landbiosphäre, z.B. die Vielzahl der vorhandenen Ökosystemtypen vom tropischen Regenwald bis zur Intensivkultur und der arktischen Kälteüste überschreitet weiterhin die Heterogenität der vorhandenen Felduntersuchungen für viele Prozesse.

- Die zeitliche Variabilität des Nettoflusses an Kohlenstoff ist, auch an ein und demselben Standort, sehr hoch, da sie durch Schwankungen der Einstrahlung im Tages- und Jahreszeitenrhythmus, sowie durch wechselnde Wetterbedingungen bedingt ist. Der Nettofluß ist dabei das Resultat der Addition zweier sehr viel größerer Variablen, nämlich der gegeneinander wirkenden Flüsse Assimilation und Respiration.
- Eine Simulation dieser Flüsse auf allen notwendigen Raum- und Zeitskalen würde, selbst wenn alle Prozesse "perfekt" beschrieben wären, dadurch limitiert, daß die Triebkräfte (Einstrahlung, Wasserverfügbarkeit usw.) nicht für jeden Ort und jeden Zeitpunkt ausreichend genau bekannt sind. Zu den Unsicherheitsmomenten der Modelle kommen daher Unsicherheiten bei der Triebkraftbereitstellung.
- Für die meisten der oben genannten Teilprobleme würde sich der Nachweis einer erfolgreichen Simulation nicht direkt erbringen lassen, da keine unabhängigen Daten zur Validierung der Modelle zur Verfügung stehen.

Trotz dieser Unsicherheiten werden seit mehr als zwanzig Jahren erhebliche Fortschritte bei der Abschätzung des Kohlenstoffflusses durch Simulationsmodelle verzeichnet. Die Gründe hierfür liegen darin,

- daß die während und seit dem Internationalen Biologischen Programm (IBP) durchgeführten Messungen der Produktivität verschiedener Ökosysteme (einschließlich der beteiligten Teilprozesse) zu einer Verbesserung des Prozessverständnisses geführt haben,
- daß global immer bessere Datensätze über die Verteilung der Ökosystemtypen verfügbar werden (innerhalb dieser Typen scheint der Gesamtfluß innerhalb wesentlich geringer Unsicherheitsbereiche zu variieren),
- daß die durch die Sonneneinstrahlung bedingten Tages- und Jahreszeitenrhythmen inzwischen relativ gut durch die Geometrie der Erdumlaufbahn beschrieben und anschließend mit beobachteten Wetterdaten in Beziehung gesetzt werden kann - unter zusätzlicher Verwendung von Satellitendaten läßt sich damit der Energiefluß relativ gut abschätzen.

Im Folgenden sollen die wichtigsten der gegenwärtig vorhandenen Modellansätze zur Dynamik des Kohlenstoffflusses beschrieben werden. Dabei soll deutlich gemacht werden, worin die Möglichkeiten dieser Ansätze liegen und wo weiterhin noch Forschungsbedarf besteht.

### 6.7.3 Biogeochemische Modelle der Landbiosphäre<sup>1</sup>

#### a Grundlegende Modellannahmen

Mindestens seit Justus von Liebig (1855) sind die wichtigsten Grundlagen für die Bindung von Kohlenstoff in terrestrischer Vegetation bekannt. Die Photosynthese führt zur Umwandlung von Energie (*photosynthetically active radiation* - PAR) und CO<sub>2</sub> zu Kohlenhydraten, die z.T. unmittelbar wieder freigesetzt werden. Diese sogenannte Bruttoprimärproduktion (*gross primary productivity* - GPP) wird z.T. in langlebigere Pflanzensubstanz umgewandelt (*net prima-*

<sup>1</sup>Die Quellen für die hier beschriebenen Modelle sind in Tabelle 6.17 aufgeführt.

ry productivity - NPP), der Rest wird von der Pflanze selbst verbraucht (*autotrophic respiration* - Ra). Die so gebildete organische Substanz wird weiter abgebaut durch andere Organismen (*heterotrophic respiration* - Rh) - der Rest wird in der jährlichen Bilanz als Netto-Ökosystemproduktivität (*net ecosystem productivity* - NEP) bezeichnet (diese Größe muß nicht positiv oder von Null verschieden sein). Alle genannten Faktoren sind in verschiedener Weise von Umweltfaktoren abhängig, hierzu gehört auch das Klima als eine der wichtigsten Triebkräfte.

Eine global gültige quantitative Beziehung zwischen klimatischen Größen (Jahresniederschlag und -mitteltemperatur) und der Nettoproduktivität der Biosphäre wurde durch Helmut Lieth in Form eines einfachen Regressionsmodells formuliert, das als MIAMI-Modell bekannt wurde (Lieth 1975):

$$NPP = \min(NPPT, NPPp)$$

$$NPPT = 3000 / \{1 + \exp[1.315 - 0.119 \cdot T]\}$$

$$NPPp = 3000 \cdot \{1 - \exp[-0.000664 \cdot Pp]\}$$

mit NPP als jährlicher Nettoprimärproduktivität in  $g\ C \cdot m^{-2}$ , NPPT als temperaturlimitierter NPP, NPPp als niederschlagslimitierter NPP, T als Jahresmitteltemperatur in Grad C und Pp als Jahresniederschlag in mm. Es ist leicht erkennbar, daß das Modell in dieser Form ein Punktmodell ist, das für Werte von T und Pp an einem bestimmten Punkt eine Abschätzung der NPP liefert. Daraus folgt, daß eine globale oder kontinentale Abschätzung erst erfolgen kann, wenn zahlreiche Punkte mit Beobachtungen von T und Pp vorliegen und die Repräsentativität dieser Punkte für die betrachtete Region sichergestellt ist.

Das MIAMI-Modell wurde anhand einer Reihe von Messungen der Produktivität verschiedener Ökosysteme aus den meisten Klimazonen kalibriert. Die Korrelation erweist sich als relativ stark, d.h. der mittlere Niederschlag und die Mitteltemperatur üben offensichtlich einen starken Einfluß auf die Produktivität und damit auf den Kohlenstofffluß aus. Trotzdem ist das Modell nicht ausreichend, um im Sinne einer Szenarienanalyse Aussagen über das zukünftige Kohlenstoffbindungspotential der Biosphäre zu machen. Die wichtigsten Gründe hierfür liegen darin, daß wesentliche Faktoren der Produktivität durch die Gleichung nicht berücksichtigt werden können, insbesondere die Saisonalität (d.h. die Unterschiede im Jahreszeitenzyklus), der Einfluß von Boden, Landnutzung und Nährstoffen, sowie die direkte Wirkung von CO<sub>2</sub> auf Gaswechsel und Photosynthese.

Um diese Faktoren berücksichtigen zu können, sind zahlreiche Modelle höherer Komplexität entwickelt worden. Sie lassen sich in verschiedener Weise gliedern, je nach Herkunft der Eingabedaten und je nachdem, ob die Struktur des Ökosystems als feststehende Eingabegröße oder als dynamische Zustandsvariable betrachtet wird. Eine Sonderstellung nimmt das High Resolution Biosphere Model ein (HRBM, Esser *et al.* 1994), denn in ihm wird weiterhin die Struktur der MIAMI-Gleichung zugrundegelegt. Die obengenannten Prozesse und Einflußgrößen werden durch Submodelle abgebildet, welche die Produktivität modifizieren. In allen anderen Modellen werden "mechanistische" Beziehungen zur Simulation des Flusses von CO<sub>2</sub> verwendet, die meisten enthalten auch detaillierte Beschreibungen des Wasseraustausches und

nur wenige stellen den Kreislauf des Stickstoffs oder anderer Nährstoffe dar. In allen Fällen wird das Ökosystem als eine Kombination verschiedener Kompartimente verstanden, z.B. grüne Biomasse, Streukompartiment usw. Dort, wo keine detaillierten Submodelle verwendet werden, wie z.B. hinsichtlich der Phänologie, werden entweder stark vereinfachte Annahmen gemacht oder aber Beobachtungsdaten, etwa von Erderkundungssatelliten, als kontrollierende Größe verwendet.

Siebzehn biogeochemische Modelle der Landbiosphäre, die in einem am Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (PIK) durchgeführten Projekt von IGBP-GAIM<sup>2</sup> vergleichend ausgewertet werden, sind in Tabelle 6.17 mit Quellenangaben aufgelistet. Tabelle 6.18 bietet eine Klassifizierung der Modelle in drei Hauptgruppen, die im Folgenden kurz besprochen werden sollen.

Grundsätzlich existieren zwei Ansätze zur Abschätzung von NPP. Einige Modelle (z.B. CASA, CENTURY und HRBM) berechnen NPP direkt von Vegetations- und Umweltdaten oder -indikatoren wie Temperatur, Niederschlag, Stickstoff oder Fruchtbarkeit. Andere schätzen NPP als die Differenz zwischen zwei Prozessen, der Bruttoprimärproduktion und der autotrophen Respiration, die ihrerseits als Funktion der Umweltbedingungen simuliert werden. Ob-

Tab.1

Modell	Name	Institut	Quellen
BIOME3		Department of Ecology, Lund University, Sweden	Haxeltine & Prentice 1996 Haxeltine <i>et al.</i> 1996
BIOME-BGC	Biome BioGeochemical Cycles model	School of Forestry, University of Montana, Missoula, USA	Running & Hunt 1993
CARAIB	CARbon Assimilation In the Biosphere model	Laboratory of Planetary and Atmospheric Physics, Liège University, Liège, Belgium	Warnant <i>et al.</i> 1994 Nemry <i>et al.</i> 1995
CASA	Carnegie Ames Stanford Approach model	Carnegie Institute of Washington, Stanford University, Stanford, California, USA	Potter <i>et al.</i> 1993 Field <i>et al.</i> 1995
CENTURY		University of Colorado, Fort Collins, Colorado, USA	Parton <i>et al.</i> 1993
DOLY		Department of Plant and Animal Sciences, Sheffield University, Sheffield, UK & Department of Environmental Sciences, University of Virginia, Charlottesville, Virginia, USA	Woodward <i>et al.</i> 1995
FEM	Frankfurt Biosphere Model	Institut für Theoretische und Physikalische Chemie, Johann-Wolfgang-Goethe Universität, Frankfurt/Main	Kindermann <i>et al.</i> 1993 Lüdeke <i>et al.</i> 1994 Kohlmaier <i>et al.</i> in press
GLOPEM	GLObal Production Efficiency Model	Department of Geography, University of Maryland, Maryland, USA	Prince 1991 Prince & Goward 1995
HRBM	High Resolution Biosphere Model	Institut für Pflanzenökologie, Justus-Liebig-Universität, Gießen	Esser <i>et al.</i> 1994
HYBRID		Institute of Terrestrial Ecology, Edinburgh, Scotland, UK	Friend 1995 Friend <i>et al.</i> in press
KGBM	Kergoat Global Biosphere Model	Laboratory of Terrestrial Ecology, Toulouse, France	Kergoat in press
PLAI	Potsdam Land Atmosphere Interaction Model	Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam	Plöchl & Cramer 1995a Plöchl & Cramer 1995b
SDBM	Simple Diagnostic Biosphere Model	Max-Planck Institut für Meteorologie, Hamburg	Knorr & Heimann 1995
SIB2	Simple Interactive Biosphere Model	NASA / Goddard Space Flight Center, Greenbelt, MD, USA	Sellers <i>et al.</i> 1996a Sellers <i>et al.</i> 1996b Randall <i>et al.</i> 1996
SILVAN	model	Max-Planck Institut für Meteorologie, Hamburg	Kaduk & Heimann 1996
TEM	Terrestrial Ecosystem Model	University of Alaska, Fairbanks, Alaska, USA The Ecosystems Center, Marine Biological Laboratory, Woods Hole, Massachusetts, USA Complex Systems Research Center, Durham, NH, USA	McGuire <i>et al.</i> 1995 McGuire <i>et al.</i> in press
TURC	Terrestrial Uptake and Release of Carbon	Carnegie Institute of Washington, Stanford University, Stanford, California, USA	Ruimy <i>et al.</i> 1996

Tabelle 6.17. Siebzehn biogeochemische Modelle der Landbiosphäre, die in einem am Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (PIK) durchgeführten Projekt von IGBP-GAIM vergleichend ausgewertet werden, Bearbeitungsteams und Quellenangaben.

<sup>2</sup>International Geosphere-Biosphere Program, task force on Global Analysis, Interpretation and Modeling



wohl alle Modelle Temperatur und Niederschlag als Einflußgröße mit einbeziehen, hat sich dennoch herausgestellt, daß der Niederschlag eine erheblich höhere Korrelation mit den simulierten NPP Werten hat und die Temperatur nur eine geringe Rolle spielt. Mit Ausnahme von TURC, simulieren alle Modelle den Einfluß der Bodenfeuchte auf NPP - sie verwenden dabei verschiedene Methoden. Nährstoffbegrenzungen werden in CENTURY, HRBM, BIOME-BGC, DOLY, HYBRID und TEM berücksichtigt.

### b Modelle, die Satellitendaten als wichtigste Eingabegröße verwenden

Das Erscheinen von globalen Datensätzen von Satelliten wie der NOAA/AVHRR Serie hat gänzlich neue Voraussetzungen für die globale Beobachtung von Landökosystemen geschaffen. Die Verbindung zwischen Vegetationsindizes, die aus verschiedenen Kombinationen der Satellitenmessungen verschiedener Wellenlängen abgeleitet werden, und dem durch die Vegetation absorbierten Anteil der photosynthetisch aktiven Strahlung (FPAR) bietet eine gute Abschätzung der absorbierten photosynthetisch aktiven Strahlung (APAR) und hierdurch eine Möglichkeit, biologische Produktivität über große Regionen zu schätzen (z.B. Kumar und Monteith 1981; Sellers 1985; Sellers 1987; Goward und Huemmrich 1992). Hieraus entstanden die Produktivitäts-Effizienz-Modelle (PEMs), die das Konzept der Lichtausnutzungskapa-

Modell Name	Input (ausgewählt)			Output (ausgewählt)		
	Vegetationskarte <sup>a</sup>	Satelliten-FPAR	Andere Satellitendaten <sup>b</sup>	Biogeochemische Flüsse	Blattflächenindex (LAI) <sup>c</sup>	Vegetationskarte
A. Modelle auf der Basis von Satellitendaten						
CASA	X	X		X		
GLO-PEM		X	X	X		
SDBM		X		X		
TURC	X	X		X		
SIB2	X	X	X	X		
B. Modelle der jahreszeitlichen Flüsse						
HRBM				X		
CENTURY	X			X		
TEM	X			X		
CARAIB	X			X	X	
FBM	X			X	X	
PLAI	X			X	X	
SILVAN	X			X	X	
BIOME-BGC	X			X	X	
KGBM	X		X	X	X	
C. Models der jahreszeitlichen Flüsse und der Vegetationsstruktur						
BIOME3				X	X	X
DOLY				X	X	X
HYBRID				X	X	X

Tabelle 6.18. Haupttypen der hier behandelten Modelle, differenziert nach den Eingabe und Ausgabedaten.  
a TURC verwendet Biomassedaten von Olson *et al.* (1985). Andere Modelle verwenden den Vegetationstyp um die Parameter zu klassifizieren.

b GLO-PEM verwendet Satellitendaten zur Abschätzung von PAR, Oberflächentemperatur, Bodenfeuchte, Dampfdruckdefizit und oberirdischer Biomasse. SiB2 verwendete Satellitendaten zur Abschätzung von LAI, Rauigkeitslänge und Albedo. KGBM verwendet einen aus Satellitendaten abgeleiteten Vegetationsindex (NDVI) um Zeitpunkt und Länge der Vegetationsperiode zu bestimmen.

c BIOME3 verwendet die Blattflächenprojektion (*foliar projected cover* - FPC) anstelle des LAI

azität (*light use efficiency* - LUE) nutzen, um die Konversion von APAR zu Biomasse abzuschätzen. Zahlreiche Studien haben gezeigt, daß, unter idealen Bedingungen, die Primärproduktion eine lineare Funktion der PAR Absorption ist (Monteith 1977; Landsberg 1986). Die Produktivität variiert allerdings auch als Funktion der Wetterbedingungen und für Pflanzen mit unterschiedlichen Photosynthesepfaden. Daher kombinieren einige der neueren Modelle die PEM Struktur mit mehr traditionellen Submodellen für den Nährstoffkreislauf um die Variabilität der LUE auszudrücken.

Die PEMs unter den siebzehn Modellen unterscheiden sich erheblich in Bezug auf die einbezogenen Prozessmodelle. Einige von ihnen beziehen das LUE Konzept direkt auf die Abschätzung von NPP (CASA, SDBM), andere auf GPP. In CASA, TURC und SDBM ist der potentielle LUE Wert empirisch abgeleitet und kann durch die Umweltbedingungen verringert werden. GLO-PEM dagegen schätzt LUE mittels eines eigenen Modells. In SDBM ist die LUE anhand von Satellitendaten, sowie CO<sub>2</sub>-Messungen und einem inversen Transportmodell der Atmosphäre kalibriert. Dies bietet eine der wenigen Möglichkeiten, die abgeschätzten Flüsse mit Beobachtungen von CO<sub>2</sub>-Meßstationen zu vergleichen.

### **c Modelle, die biogeochemische Flüsse unter Annahme einer festgelegten Vegetationsstruktur simulieren**

Eine wichtige Eigenschaft der oben aufgeführten Modelle ist, daß sie alle Satellitendaten als treibende Eingabegrößen verwenden. Einige Modelle, die jetzt besprochen werden sollen, verwenden ebenfalls Satellitendaten, aber es ist wichtig, darauf hinzuweisen, daß diese Daten hier nur für die Kalibrierung oder Vorschreibung bestimmter Prozesse dienen, nicht als eigentlicher Modellantrieb. Die Modelle haben die Gemeinsamkeit, daß sie alle die jahreszeitlichen biogeochemischen Flüsse auf der Basis von Klima und Boden, sowie der Vegetationsverteilung simulieren.

Das HRBM ist, wie erwähnt der direkte Nachfolger des empirischen MIAMI-Modells. Die simulierte jährliche NPP wird zu Monatswerten umgerechnet, indem die Bodenwasserbilanz berücksichtigt wird. Außerdem werden Landnutzung, Bodenfruchtbarkeit und der direkte Einfluß des CO<sub>2</sub> einbezogen. Die Verbreitung der natürlichen Vegetation wird mit Hilfe des BIOME1-Modells (Prentice *et al.* 1992) klimaabhängig initialisiert.

CENTURY und TEM waren die ersten mechanistischen Biosphärenmodelle, in denen Klima und Boden zur Abschätzung der Wasserbilanz genutzt werden. In TEM werden dann NPP Messungen genutzt um die Kohlenstoff- und Stickstoffflüsse unter Verwendung von phänologischen Parametern zu kalibrieren. CENTURY hatte seinen Ursprung zunächst als Modell der Kohlenstoffdynamik im Boden. Beide Modelle verwenden die Vegetationskarte von Matthews (1983) als Initialisierungsgrundlage.

CARAIB, FBM, PLAI und SILVAN sind einander insofern ähnlich, als alle zunächst die Photosynthese im Blatt simulieren (mit stündlichen und täglichen Zeitschritten), den CO<sub>2</sub>-Fluß über den gesamten Bestand integrieren und die zeitliche Variation des Blattflächenindex aufgrund der vorhandenen Assimilate bestimmen. Die Wasserbilanz ist in der Berechnung enthalten, nicht aber die Nährstoffe. Zahlreiche Parameter sind abhängig vom vorhandenen

Ökosystemtyp. Die Verteilung der Ökosystemtypen ist entweder von der Karte der potentiellen Vegetation nach Matthews (1983) abgeleitet (FBM), von Wilson und Henderson-Sellers (1985) - (CARAIB), oder aus dem BIOME1-Modell klimaabhängig bestimmt (PLAI, SILVAN). Alle vier Modelle sind gegenüber gemessenen NPP-Werten kalibriert.

KGBM und BIOME-BGC unterscheiden sich von den oben genannten Modellen, obwohl sie ähnliche Eingabedaten verwenden und ähnliche Zielgrößen erzeugen, in drei wesentlichen Punkten: Erstens ist der Wasserkreislauf ein Schlüsselprozess in diesen Modellen, d.h. Wasser und Kohlenstoff sind direkt miteinander gekoppelt. Zweitens sind die jahreszeitlichen Veränderungen des Bestandes nicht explizit dargestellt (BIOME-BGC simuliert einen Bestand ohne Phänologie, während KGBM aus Satellitendaten den Zeitraum ableitet, in dem die Blattfläche auf Null gesetzt wird). Drittens ist keines der Modelle anhand von NPP oder ähnlichen Messungen kalibriert worden. Die Parametrisierung der Prozesse beruht auf Vegetationstypen, die funktionelle Pflanzentypen enthalten (z.B. immergrüne und laubabwerfende, breitblättrige oder nadeltragende, C3- oder C4-Pflanzen). In KGBM sind die funktionalen Pflanzentypen aus der Karte von Matthews (1983) abgeleitet, während sie in BIOME-BGC aus BIOME1 bestimmt werden.

#### **d Modelle, die Vegetationsstruktur, Stoff- und Energieflüsse als gekoppelte Größen simulieren (Gleichgewichts- und dynamische Modelle)**

Die Modelle BIOME3, DOLY und HYBRID sind, im Gegensatz zu allen vorher genannten Modellen, darauf ausgelegt, die biogeochemischen Flüsse und die Struktur der Vegetation gleichzeitig und ohne bestimmte Initialisierung zu bestimmen. Die Vegetationstypen werden nach Optimierungsprinzipien bestimmt, in denen entweder NPP in bezug auf Boden und Klima oder aber der Blattflächenindex LAI ("leaf area index") in bezug auf Wasser- und Kohlenstoffbilanz maximiert wird. Wie BIOME-BGC und KGBM sind auch diese Modelle nicht kalibriert. Ihre Parameter für einzelne Prozesse sind der Literatur entnommen und wurden nicht verändert. Die CO<sub>2</sub>-Flüsse sind mit stündlichen oder täglichen Zeitschritten dargestellt und direkt mit der Wasserbilanz gekoppelt.

HYBRID unterscheidet sich von den beiden anderen Modellen vor allem dadurch, daß es keine Gleichgewichtssituation zwischen Klima und Vegetation voraussetzt, sondern statt dessen den Aufwuchs von Vegetation analog zu den sogenannten gap-Modellen simuliert. Hierin liegt ein wesentlicher Schritt zu einem Dynamischen Globalen Vegetationsmodell (DGVM), das, nach erfolgter Weiterentwicklung, in der Lage sein sollte, auch Vegetationsveränderungen mit plausiblen Zeitkonstanten zu simulieren. Hierfür ist es notwendig, Mortalität, Verbreitung, Sukzession usw. Ebenfalls darzustellen.

#### **6.7.4. Ein Vergleich der Aussagen von gegenwärtig vorhandenen Modellen**

##### **a Überblick**

Im Folgenden sollen einige Ergebnisse aus einem Modellvergleich präsentiert werden, der durch IGBP-GAIM/DIS initiiert und während zweier Workshops am Potsdam Institut für Klimafolgenforschung durchgeführt wurde. Für diesen Vergleich wurden die Eingabedaten und räumlichen Charakteristika der sechzehn beteiligten Modelle so weit wie möglich standardi-

siert. Modellsimulationen wurden von den beteiligten Arbeitsgruppen durchgeführt und die Ausgabedaten wurden in ein einheitliches Datenformat gebracht, welches den direkten Vergleich während der Workshops ermöglichte. Die Simulationen wurden für eine einheitliche Land-See-Maske und eine geographische Auflösung von  $0.5^\circ$  Länge und Breite durchgeführt (insgesamt 62 483 Gitterzellen). In der Bearbeitungsphase der Resultate wurden dann die Daten von einzelnen Arbeitsgruppen weiter im Hinblick auf spezielle Fragen analysiert.

Zusätzlich zu den jährlichen NPP-Werten hatten die Modellentwickler, mit einer Ausnahme (DOLY), NPP-Abschätzungen für jeden Monat eines "Durchschnittsjahres" zur Verfügung gestellt. Hierdurch wurde es möglich, für die verbliebenen fünfzehn Modelle auch das jahreszeitliche Muster der NPP im Sinne von Länge und "Intensität" der Vegetationsperiode einem Vergleich zu unterziehen.

## **b Globale Ergebnisse und ihre Schwankung zwischen den Modellen**

- Jährliche Nettoprimärproduktivität

Die Nettoprimärproduktivität der terrestrischen Biosphäre wurde von den Modellen im Bereich zwischen  $39.9$  und  $80.5 \text{ Pg C yr}^{-1}$  geschätzt, mit einem Mittelwert von  $54.9 \text{ Pg C yr}^{-1}$ . Tabelle 6.19 führt die simulierten globalen NPP-Werte für alle Modelle in abnehmender Reihenfolge auf. Die Tabelle zeigt u.a., daß dem Modellvergleich, trotz weitestgehender Standardisierung der Eingabedatensätze, immer noch unterschiedliche Landoberflächen zugrunde liegen (zwischen  $105.6$  und  $128.7 \cdot 10^6 \text{ km}^2$ ). Dies ist darauf zurückzuführen, daß i) einige Modelle keine NPP-Abschätzungen für unproduktive oder schwer zu simulierende Vegetationstypen wie Wüsten durchführen, ii) einige Modelle zusätzliche Datensätze benötigen, deren Gitter nicht exakt mit dem verwendeten "Standard" übereinstimmt, iii) ein Modell (Sib2) eine grobe räumliche Auflösung hat, die nicht mit dem Standard in Übereinstimmung gebracht werden kann. Diese Unterschiede scheinen jedoch den globalen Vergleich nicht wesentlich zu beeinträchtigen, da sie entweder nur unproduktive Regionen betreffen oder aber durch andere Unterschiede ausgeglichen werden.

Die beiden extremen Werte für TURC und HYBRID haben besondere Gründe. Das TURC-Modell ist ein mit Hilfe von Satellitendaten kalibriertes Modell. Der für den Modellvergleich verwendete FASIR-Datensatz unterscheidet sich wesentlich von dem ursprünglich für die Kalibrierung von TURC verwendeten Produkt und verursacht hier eine Überschätzung der NPP. Der publizierte Modell unter Verwendung des ursprünglichen Datensatzes beträgt  $62.3 \text{ Pg C a}^{-1}$  und die später durchgeführte Re-Kalibrierung mit Hilfe von FASIR ergab  $71.3 \text{ Pg C a}^{-1}$  (Ruimy *et al.* 1996). Die Verwendung von FASIR ergab außerdem eine unrealistisch lange Vegetationsperiode in TURC. Der niedrige globale NPP-Wert des HYBRID Modells ist darauf zurückzuführen, daß während der hier verwendeten Simulation ein vorindustrieller  $\text{CO}_2$ -Wert von  $280 \text{ ppm}$  verwendet wurde (Andrew Friend, pers. comm.).

Wenn man TURC und HYBRID außer acht läßt, reduziert sich die Gesamtvariation zwischen den Modellen auf 50%, was als relativ gute Übereinstimmung für eine schwer zu simulierende Variable betrachtet werden muß. Dies kann teilweise durch die Kalibrierung einzelner Modelle erklärt werden. Weitergehende Analysen haben jedoch gezeigt, daß auch die nicht-kalibrierten

Modell	NPP (Pg C yr <sup>-1</sup> )	Anzahl Gitter- elemente	Fläche (10 <sup>6</sup> km <sup>2</sup> )	Durchschnittliche Vegetations- periode (Monate) <sup>a</sup>	Globale maximale monatliche NPP (Pg C.mo <sup>-1</sup> )	Globale minimale monatliche NPP (Pg C.mo <sup>-1</sup> )	Jahreszeitliche Variation der globalen NPP (Pg C.mo <sup>-1</sup> )	Zeitliche Auflösung der NPP	Vegetation <sup>b</sup>	NDVI	Bodenfeuchte <sup>c</sup>	Nährstoff- begrenzung <sup>d</sup>
TURC	80.5	56785	128.7	10.5	9.1	4.8	4.3	monatlich	A	FPAR		
GLOPEM	66.3	56785	128.7	6.0	7.7	3.4	4.3	monatlich	A	FPAR und andere	SW/VPD	
CARAIB.2.1	65.2	56785	128.7	6.3	8.4	3.8	4.6	täglich	A(M)		SW, VPD	
KGBM	62.5	56785	128.7	6.4	9.1	2.8	6.3	täglich	P(D)	PHENO	SW, VPD	
BIOME6C	62.2	54279	124.0	6.2	8.4	2.9	5.5	täglich	P(D)		SW, VPD	Blatt-N
SILVAN 2.2	61.1	56785	128.7	6.8	7.7	3.5	4.2	6 Tage	P(D)		AET/PET	
BIOME3	54.2	56785	128.7	7.5	6.6	3.0	3.6	monatlich	P(M)		AET/PET	
CENTURY 4.0	53.3	50641	116.9	8.3	6.2	2.9	3.3	monatlich	P(B)		SW, Prec	N, P, S
FBM 2.2	49.9	47807	105.6	7.4	7.5	2.5	5.0	täglich	P(B)		SW	
PLAI	49.2	56785	128.7	5.2	6.6	2.0	4.6	täglich	P(B)		SW	
CASA	48.9	56785	128.7	9.1	5.8	3.1	2.7	monatlich	A(D)	FPAR	AET/PET	
SIB2	47.9	51050	115.7	7.1	8.3	2.2	6.1	12 Min	A(D)	FPAR und andere	SW, VPD	
DOLY	46.4	56785	128.7	N/A <sup>e</sup>	N/A	N/A	N/A	Jahr	P(D)		SW, VPD	Boden C&N
TEM 4.0	46.2	55290	125.6	6.8	6.7	2.4	4.3	monatlich	P(B)		AET/PET	N
HRBM 3.0	44.3	56785	128.7	6.0	5.6	2.3	3.3	monatlich			Prec, AET/PET	Fert
HYBRID 3.0	39.9	56785	128.7	5.7	7.0	-1.6	8.6	täglich	P(M)		SW	Veg-N, N

Tabelle 6.19. Vergleich der jährlichen und monatlichen globalen NPP-Werte zwischen den sechzehn Modellen, die an dem Modellvergleich "Potsdam '95" teilgenommen haben. Die Daten sind in abnehmender Reihenfolge der globalen NPP-Werte geordnet.

a Ein Monat wird als zur Vegetationsperiode gehörend angesehen, wenn der betreffende NPP-Wert höher ist als 10% des jährlichen Maximalwertes.

b Die NPP Abschätzungen sind auf der Annahme aufgebaut, daß die Erde entweder mit der klimabedingt potentiellen (P) oder der aktuell vorhandenen (A) Vegetation bedeckt ist. Der Vegetationstyp kann eine Eingabevariable sein, oder implizit in der Modellkonzeption enthalten (NDVI z.B. betrifft immer die aktuelle Vegetation), oder eine explizit simulierte Ausgabevariable. Innerhalb eines Gitterelementes kann die Vegetation durch einen dominanten Vegetationstyp (D) oder durch ein Vegetationsmosaik definiert sein - im letzteren Fall wird in den Modellen entweder eine biomabhängige, durchschnittliche Parametrisierung (B) angenommen oder eine distinkte Parametrisierung für die verschiedenen Vegetationstypen des Mosaiks (M).

c Der Einfluß der Bodenfeuchte auf die NPP wird entweder durch eine niederschlagsabhängige Funktion dargestellt (Prec), oder durch den Bodenwassergehalt (soil water potential - SW), durch das Dampfdruckdefizit (vapor pressure deficit - VPD), oder die aktuelle Evapotranspiration (AET) und die potentielle Evapotranspiration (PET)

d Nährstoffbegrenzungen werden entweder durch einen Bodenfruchtbarkeitsindex (Fert) implementiert, durch den Kohlenstoff und Stickstoffgehalt des Bodens (Soil C und N), den Stickstoffgehalt der Blätter (Leaf-N), den Stickstoffgehalt der Blätter und Wurzeln (Veg-N), und/oder den Gehalt an anorganischem Stickstoff (N), Phosphor (P), oder Schwefel (S) im Boden.

e N/A - nicht anwendbar, da das DOLY-Modell nur die jährliche NPP simuliert.

Modelle möglicherweise im Hinblick auf einen "allgemein akzeptierten Wert" entwickelt und parametrisiert worden sind.

Tabelle 6.19 zeigt auch, daß die globale Reihenfolge der NPP-Werte nicht ohne weiteres durch spezifische Eigenschaften von Modellgruppen erklärt werden kann. Satellitengetriebene Modelle können hohe NPP-Werte (GLO-PEM, TURC) oder niedrige Werte (CASA, SiB2) erreichen. Die drei Modelle die ohne GPP-Abschätzung arbeiten (CASA, CENTURY, HRBM) zeigen mittlere bis niedrige Werte. Es fällt allerdings auf, daß vier der sechs Modelle, die Nährstofflimitierung berücksichtigen, niedrigere NPP-Werte als alle anderen Modelle aufzeigen.

Vier der sechs Modelle die das Dampfdruckdefizit als wesentliche Variable für NPP verwenden, simulierten höhere NPP-Werte als die von allen anderen Einflüssen der Feuchtigkeit. Dies zeigt, daß die NPP-Werte offensichtlich empfindlich gegenüber der Formulierung der Wasserbilanz und des Einflusses von Trockenheit sind. Eines der Dampfdruckdefizit-Modelle mit *niedriger* NPP (DOLY) berücksichtigte gleichzeitig Nährstoffbegrenzungen.

Abb. 6.17 zeigt die globale Verteilung der jährlichen NPP. Der Betrag des Variationskoeffizienten ist in den meisten Gebieten geringer als 15%. Es ist daher möglich, die wesentlichen Elemente der Karte als übereinstimmende Abschätzung des NPP-Flusses aller Modelle aufzufassen. Die höchsten Produktivitätswerte ( $> 1200 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ) treten in den tropischen Biomen auf (Amazonien, Zentralafrika, Südostasien), in denen sowohl Temperatur als auch Niederschlag eine hohe Produktivität erlauben. Gemäßigte Zonen haben mittlere Werte ( $500\text{-}700 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ), und die niedrigste NPP ( $< 200 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ) tritt in kalten oder ariden Zonen auf. Das tropische Afrika hat die höchste räumliche Variabilität aufgrund des Übergangs von sehr produktiven Biomen (tropischer Regenwald) zu den am wenigsten produktiven (Halbwüsten).

- Das jahreszeitliche Muster

Die globalen NPP Werte der Modelle variieren zwischen den Jahreszeiten erheblich (Abb. 6.18). Da der größte Teil der globalen Landoberfläche in der nördlichen Hemisphäre liegt, ist die monatliche globale NPP aller Modelle während des Winters in dieser Hemisphäre niedrig und während des Sommers hoch. Das jahreszeitliche Muster und die Amplitude variieren jedoch erheblich zwischen den Modellen.

Die meisten Modelle simulieren die niedrigste NPP im Februar (CARAIB, CASA, TURC im Januar, HYBRID im Dezember). Die niedrigsten monatlichen NPP-Werte liegen zwischen  $-1.6 \text{ Pg C mo}^{-1}$  (HYBRID) und  $4.8 \text{ Pg C mo}^{-1}$  (TURC). Negative NPP deutet darauf hin, daß in einem Monat mit begrenzten Ressourcen (Trockenheit, Kälte) die Respiration die Kohlenstoffaufnahme übersteigen kann. Alle Modelle simulieren die höchsten globalen NPP-Werte während des nordhemisphärischen Sommers, mit Ausnahme von CENTURY (der Spitzenwert trat aufgrund eines Modellfehlers in dieser Simulation im September auf - W. Parton, pers. comm.). Die höchsten Werte lagen zwischen  $5.6 \text{ Pg C mo}^{-1}$  (HRBM) und  $9.1 \text{ Pg C mo}^{-1}$  (KGBM und TURC).

Auch die jahreszeitliche Schwankung der globalen NPP variierte erheblich zwischen den Modellen (Tabelle 6.19). Die jahreszeitliche Schwankung der globalen NPP in HYBRID

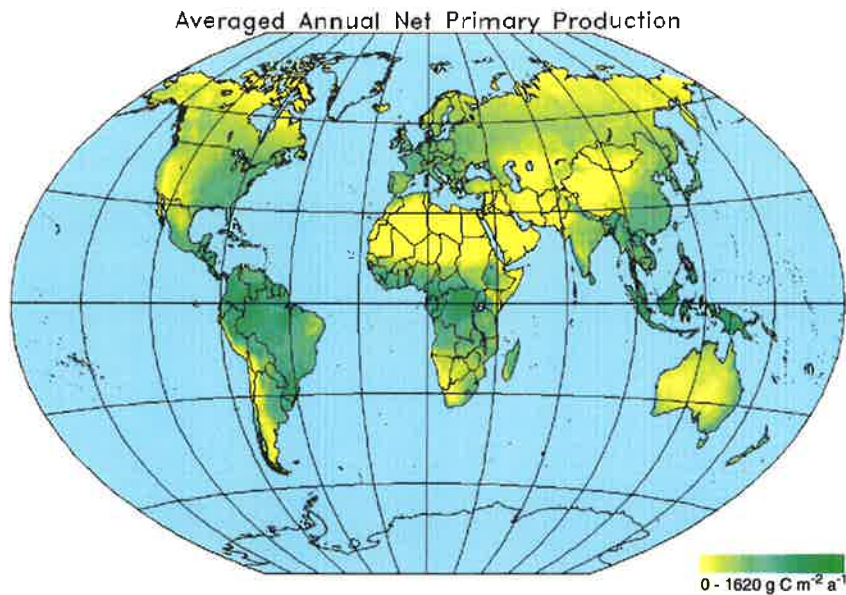


Abbildung 6.17. Globale Verteilung der jährlichen Nettoprimärproduktion

(8.6 Pg C mo<sup>-1</sup>) ist mehr als dreimal so groß wie die von CASA (2.7 Pg C mo<sup>-1</sup>). Die Tabelle zeigt auch, daß die Intensität der Vegetationsperiode in Modellen mit täglichen Zeitschritten größer ist als in solchen mit monatlichen Schritten. Modelle die das Dampfdruckdefizit oder die Bodenfeuchte verwenden erzeugen eine größere jahreszeitliche Schwankung als solche die Niederschlag oder Evapotranspiration einbeziehen. Generell zeigt sich auch hier die große Bedeutung der verwendeten Wasserbilanzalgorithmen.

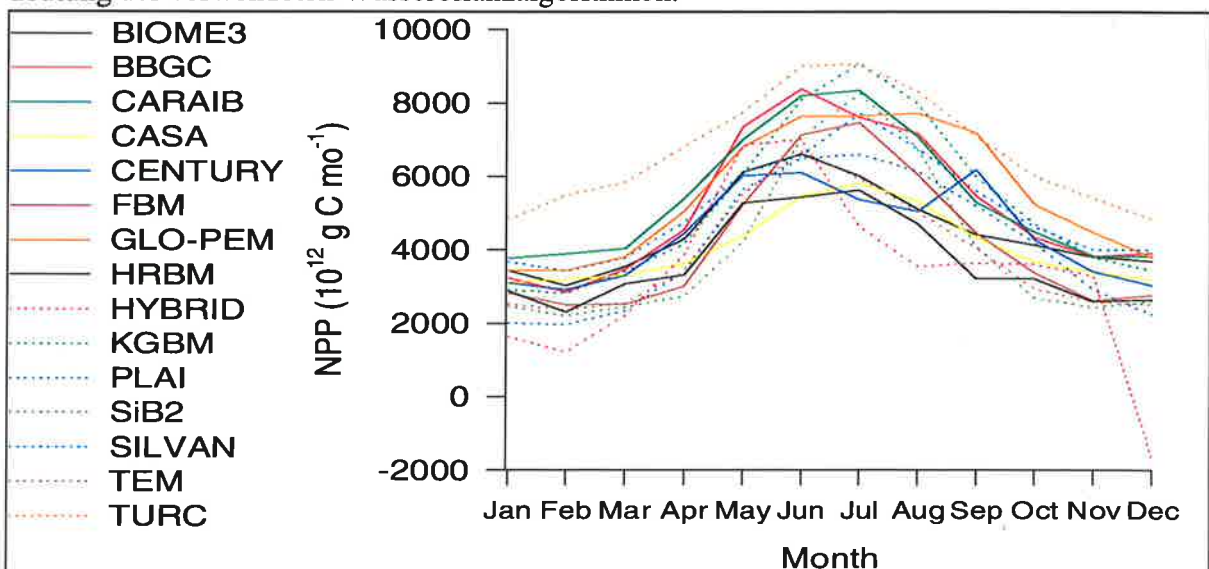


Abbildung 6.18. Jahreszeitliche Schwankung der globalen NPP berechnet mit den verschiedenen Modellen.

## **6.7.5 Grenzen der Nutzbarkeit von Biosphärenmodellen**

### **a Die Skaleninkompatibilität zwischen atmosphärischen Prozessen und Prozessen in der Landbiosphäre**

Die Nutzung der oben beschriebenen Modelle für die Abschätzung des Kohlenstoffbindungspotentials der Landbiosphäre unter den jetzt vorhandenen und den möglicherweise in der Zukunft auftretenden Bedingungen von Klima und Landnutzung ist prinzipiell möglich. Sie wird allerdings durch die unterschiedlichen Raum- und Zeitskalen, die für die unterschiedlichen Teilprozesse charakteristisch sind, stark eingeschränkt. Skalierung ist nicht nur eine Frage der technischen Modellkopplung, sondern auch eine Frage der zu beobachtenden "kritischen" Skalen verschiedener Prozesse. Atmosphärische Prozesse, vor allem solche mit klimatischer Relevanz, haben typischerweise eine hohe zeitliche und geringe räumliche Granularität, während die meisten Stoff- und Energieflüsse in der Biosphäre vor allem räumlich stark heterogen sind und auf allen zeitlichen Skalen variieren.

Diese Skaleninkompatibilität setzt Grenzen für die Nutzung von Klimamodellen als Antrieb für biogeochemische Modelle und als Folge daraus auch für ihre Nutzung bei der Abschätzung eines zukünftigen Kohlenstoffbindungspotentials. Die vorhandenen Skalierungsmethoden im Sinne des statistischen oder dynamischen "downscaling" erleichtern die Formulierung plausibler Szenarien, aber sie erhöhen nicht die Vorhersagbarkeit des Gesamtsystems.

Ein besonderer Aspekt der Skaleninkompatibilität betrifft die Frage der längerfristigeren Dynamik der Landbiosphäre. Alle hier behandelten Modelle beinhalten implizit die Annahme eines dynamischen Gleichgewichtes zwischen den durchschnittlichen Klimabedingungen und den Hauptkomponenten der Landvegetation - eine Annahme, die für die Geschwindigkeit der gegenwärtig vorausgesetzten Klimaänderungen nicht mehr zutreffen würde (Kattenberg *et al.* 1996; Kirschbaum *et al.* 1996). Ein qualitativ realistisches Szenario der Wirkung von schnellen Klimaänderungen auf Landvegetation würde z.B. beinhalten, daß Wälder, deren Bestand durch zunehmende Trockenheit unmöglich gemacht würde, erheblich schneller zur Kohlenstofffreisetzung beitragen würden, als der Neuaufwuchs von anderen Wäldern in bisher unbewaldeten, jetzt aber wärmeren Regionen. Zur Beantwortung der hiermit verbundenen Fragen sind Modelle mit einer realistischeren Zeitdynamik notwendig (sog. Dynamische Globale Vegetationsmodelle - DGVMs), die z.Zt. erst in der Entwicklung sind.

### **b Die Unsicherheit hinsichtlich der direkten Wirkung eines erhöhten CO<sub>2</sub>-Gehaltes der Atmosphäre**

Gegenwärtig existiert keine global akzeptierte Theorie für die qualitative Wirkung eines erhöhten CO<sub>2</sub>-Gehaltes der Atmosphäre auf Landökosysteme. Es ist aus zahlreichen Versuchen bekannt, daß die Ausnutzungsfähigkeit von knappen Wasser- oder Stickstoffressourcen bei höherer Verfügbarkeit von CO<sub>2</sub> steigt. Allerdings scheint dieser Effekt nur in einem bestimmten Bereich des jeweiligen Ressourcen-Gradienten aufzutreten, und möglicherweise auch nur über begrenzte Zeit.



**c Das Problem nur begrenzt vorhandener Umweltdaten zur Entwicklung, Evaluierung und zum Antrieb biosphärischer Modelle (Boden, Klima, Landnutzung)**

Abgesehen von der erwähnten fundamentalen Begrenztheit der Vorhersagemöglichkeit im gekoppelten System Atmosphäre-Biosphäre bestehen auch noch erhebliche Probleme hinsichtlich der Verfügbarkeit von Daten. Diese lassen sich in drei wesentliche Gruppen einteilen:

- Daten zur Entwicklung und Kalibrierung biogeochemischer Modelle

Ungeachtet der erheblichen Unterschiede zwischen den oben erwähnten Modellen der Landbiosphäre erfordern alle das Vorhandensein von Zustandsgrößen der beschriebenen Landökosysteme, sowie der wichtigsten Triebkräfte während der Entwicklung der Modelle. Solche Daten betreffen z.B. kritische Parameter der Stoff- und Energieflußgleichungen, die in der einen oder anderen Form aus Messungen in Landökosystemen gewonnen werden müssen. Selbst nicht kalibrierte Modelle sind zu einem gewissen Grad auf solche Parametrisierungen angewiesen. Solche Daten sind nur sehr begrenzt verfügbar, und die in der Literatur vorhandenen Datenmengen sind in vieler Hinsicht inhomogen, denn sie wurden durch sehr verschiedene Methoden und in unterschiedlichen Projekten gewonnen. Eine wesentliche Forschungsaufgabe besteht daher darin, den Grad an Konsistenz in den vorhandenen Datensätzen zu überprüfen und, wo möglich, durch geeignete Abschätzungen zu verbessern. Ein internationales Projekt, das sich vor allem dieses Problem zur Aufgabe gemacht hat, ist die "Global Primary Production Initiative" (GPPDI, Prince *et al.* 1995; Olson und Prince 1996).

- Daten zur Evaluierung biogeochemischer Modelle

Das gleiche Problem in Bezug auf Beobachtungen wirklicher Energie- und Stoffumsätze in Ökosystemen besteht bei der Evaluierung von Modellen der Biosphäre. Es muß zunächst darauf hingewiesen werden, daß die Validierung von biosphärischen Modellen prinzipiell nicht möglich ist, da unabhängige Beobachtungen nicht zur Verfügung stehen (Oreskes *et al.* 1994). Die Plausibilitätsabschätzung solcher Modelle kann daher nur durch den fallweisen Vergleich zwischen Simulationsresultaten und Beobachtungen erfolgen. Eine solche Abschätzung kann selbstverständlich nur erfolgen, wenn die ihr zugrundeliegenden Daten nicht bereits bei der Entwicklung und Kalibrierung des Modells verwendet worden sind - ein durch die oben beschriebene Knappheit an Beobachtungsdaten leicht erkennbares Problem.

- Daten zum Antrieb biogeochemischer Modelle

Biosphärenmodelle benötigen sehr unterschiedliche Datentypen zum Antrieb (siehe Tabelle 6.18). Wenn Aussagen über den Gesamtfluß an Kohlenstoff für eine bestimmte Region oder auch für die gesamte Biosphäre gemacht werden sollen, dann ist es von Bedeutung, daß nicht nur die Modelldefinition plausibel ist, sondern auch daß die Antriebsdaten möglichst realistische Indikationen für die wirklichen Triebkräfte darstellen. Zu den wichtigsten Größen gehören hier vor allem das Klima (insbesondere Strahlung, Niederschlag, Temperatur) und Landnutzung bzw. Ökosystemverteilung. Für keine dieser Variablen kann vorausgesetzt werden, daß eine arithmetische Mittelung der eher zufällig verteilten Beobachtungen automatisch einen guten Schätzwert für den wirklichen Mittelwert ergeben würde. Daher ist eine maximale

Ausnutzung aller vorhandenen Beobachtungen ebenso von Bedeutung wie realistische Aggregationsverfahren zur Erzeugung regionaler Mittelwerte (Cramer und Fischer 1996).

### **6.7.6      Schlußfolgerungen hinsichtlich der Aussagekraft der gegenwärtig vorhandenen Modelle der Landbiosphäre**

Der Gesamtfluß von Kohlenstoff zwischen Atmosphäre und Landbiosphäre kann, wie oben deutlich gemacht, zur Zeit nur mit Unsicherheiten aus Simulationsmodellen abgeleitet werden. Diese Unsicherheiten sind größer als es für direkte politische Maßnahmen akzeptabel wäre. Andererseits hat sich eine große Übereinstimmung zwischen den Modellen ergeben hinsichtlich der regionalen Unterschiede zwischen den Klimazonen, teilweise auch hinsichtlich der wichtigsten Einflußvariablen. Dies bedeutet, daß die Bedeutung der wichtigsten Einflußgrößen durchaus bekannt ist und daß hieraus Grundlagen für eine Steuerungspolitik entwickelt werden können (siehe entsprechende Abschnitte über Forst- und Landwirtschaft).

### **6.7.7      Forschungsbedarf**

Der Forschungsbedarf hinsichtlich der Weiterentwicklung von biosphärischen Modellen zur Verbesserung der Vorhersagbarkeit einer sich ändernden Kohlenstoffbilanz ist vielfältig. Hier sollen nur einige zentrale Themen stichwortartig angesprochen werden:

#### **a            Ökophysiologie**

Das bisher nur bruchstückhaft vorhandene Wissen über das Zusammenspiel von Strahlung, Wasser, Nährstoffen und Spurengasen auf dem Niveau des Bestandes sowie der Einzelpflanze muß verbessert werden, um die mechanistischen Anteile der biosphärischen Modelle zu verbessern bzw. ihre Parametrisierung abzusichern. Dies betrifft insbesondere den Bereich des direkten Einflusses sich ändernder CO<sub>2</sub>-Konzentrationen der Atmosphäre.

#### **b            Vegetationsdynamik über Jahrzehnte bis Jahrhunderte**

Im Zeitrahmen der gegenwärtig notwendigen Entscheidungen der Umweltpolitik, d.h. im Laufe der nächsten Jahrzehnte, sind aus Gleichgewichtsmodellen abgeleitete Abschätzungen der Kohlenstoffbilanz nicht ausreichend. Die Entwicklung von dynamischen Vegetationsmodellen (DGVMs) muß sich insbesondere auf zwei Faktoren konzentrieren: a) auf eine realistische Berücksichtigung des Einflusses sich ändernder Landnutzung, und b) auf eine realistische Simulation der natürlichen Populationsdynamik, insbesondere von Mortalität und Etablierung von Vegetationstypen mit hohem Kohlenstoffbindungspotential.

#### **c            Evaluierung der Modelle mit Hilfe von Beobachtungen**

Vorhandene Beobachtungen der Stoffflüsse oder anderer kritischer Größen der Biosphärendynamik sind noch in ungenügendem Maße zur Evaluierung von Simulationsmodellen genutzt worden. Um diese Situation zu verbessern, ist es erforderlich, die vorhandenen Beobachtungen (vor allem aus Ökosystemforschungsprogrammen und von Erderkundungssatelliten) stärker zu vereinheitlichen und für die Evaluierung verfügbar zu machen.

## 6.7.8 Literatur zu Abschnitt 6.7

- Cramer, W. und Fischer, A. 1996. Data requirements for global terrestrial ecosystem modelling. In: Walker, B. und Steffen, W. (Eds.), *Global Change and Terrestrial Ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press. IGBP Book Series Vol. 2. pp.530-565.
- Esser, G., Hoffstadt, J., Mack, F. und Wittenberg, U. 1994. *High Resolution Biosphere Model: Documentation Model version 3.00.00*. Institut für Pflanzenökologie, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Field, C.B., Randerson, J.T. und Malmström, C.M. 1995. Ecosystem net primary production: Combining ecology and remote sensing. *Remote Sens. Environ.* 51:74-88.
- Friend, A.D. und Cox, P.M. 1995. Modelling the effects of atmospheric CO<sub>2</sub> on vegetation-atmosphere interactions. *Agric. For. Met.* 73(3-4):285-295.
- Friend, A.D., Stevens, A.K., Knox, R.G. und Cannell, M.G.R. in press. A process-based, terrestrial biosphere model of ecosystem dynamics (Hybrid v3.0). *Ecol. Modelling*
- Goward, S.N. und Huemmrich, K.F. 1992. Vegetation Canopy PAR Absorptance and the Normalized Difference Vegetation Index: An Assessment Using the SAIL Model. In: *Remote Sens. Envir.*
- Haxeltine, A. und Prentice, I.C. 1996. BIOME3: an equilibrium biosphere model based on ecophysiological constraints, resource availability and competition among plant functional types. *Gl. Biogeochem. Cycl.* 10:693-709.
- Haxeltine, A., Prentice, I.C. und Creswell, D.I. 1996. A coupled carbon and water flux model to predict vegetation structure. *J. Veg. Sci.* 7(5):651-666.
- Kaduk, J. und Heimann, M. 1996. A prognostic phenology scheme for global terrestrial carbon cycle models. *Clim. Res.* 6(1):1-19.
- Kattenberg, A., Giorgi, F., Grassl, H., Meehl, G.A., Mitchell, J.F.B., Stouffer, R.J., Tokioka, T., Weaver, A.J. und Wigley, T.M.L. 1996. Climate Models - Projections of Future Climate. In: Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg, A. und Maskell, K. (Eds.), *Climate Change 1995 - The Science of Climate Change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. pp.285-357.
- Kergoat, L. in press. A model of hydrologic equilibrium of leaf area index at the global scale. *J. Hydrol.*
- Kindermann, J., Lüdeke, M.K.B., Badeck, F.-W., Otto, R.D., Klaudius, A., Häger, C., Würth, G., Lang, T., Dönges, S., Habermehl, S. und Kohlmaier, G.H. 1993. Structure of a global and seasonal carbon exchange model for the terrestrial biosphere - The Frankfurt Biosphere Model (FBM). *Wat. Air and Soil Poll.* 70(1-4):675-684.
- Kirschbaum, M.U.F., Fischlin, A., Cannell, M.G.R., Cruz, R.V.O., Cramer, W., Alvarez, A., Austin, M.P., Bugmann, H.K.M., Booth, T.H., Chipompha, N.W.S., Cisela, W.M., Eamus, D., Goldammer, J.G., Henderson-Sellers, A., Huntley, B., Innes, J.L., Kaufmann, M.R., Kräuchi, N., Kile, G.A., Kokorin, A.O., Körner, C., Landsberg, J., Linder, S., Leemans, R., Luxmoore, R.J., Markham, A., McMurtrie, R.E., Neilson, R.P., Norby, R.J., Odera, J.A., Prentice, I.C., Pitelka, L.F., Rastetter, E.B., Solomon, A.M., Stewart, R., van Minnen, J., Weber, M. und Xu, D. 1996. Climate Change Impacts on Forests. In: Watson, R.T., Zinyowera, M.C. und Moss, R.H. (Eds.), *Climate Change 1995 - Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. pp.95-129.
- Knorr, W. und Heimann, M. 1995. Impact of drought stress and other factors on seasonal land biosphere CO<sub>2</sub> exchange studied through an atmospheric tracer transport model. *Tellus* 47B(4):471-489.

- Kohlmaier, G.H., Badeck, F.-W., Otto, R.D., C., H., Dönges, S., Kindermann, J., Würth, G., Lang, T., Jäkel, U., Nadler, A., Range, P., Klaudius, A., Habermehl, S. und Lüdeke, M.K.B. 1997. The Frankfurt Biosphere Model. A global process oriented model for the seasonal and long-term CO<sub>2</sub> exchange between terrestrial ecosystems and the atmosphere, Part 2: Global results for potential vegetation in an assumed equilibrium state. *Clim. Res.* 8(1):61-87.
- Kumar, M. und Monteith, J.L. 1981. Remote sensing of crop growth. In: Smith, H. (Ed.) *Plants and the daylight spectrum*. New York: Academic Press. pp.133-144.
- Landsberg, J.J. 1986. *Physiological Ecology of Forest Production*. London: Academic Press. 198 pp.
- Lieth, H. 1975. Primary production of the major vegetation units of the world. In: Lieth, H. und Whittaker, R.H. (Eds.), *Primary productivity of the biosphere*. Berlin: Springer-Verlag. Ecological Studies Vol. 14. pp.203-215.
- Lüdeke, M.K.B., Badeck, F.-W., Otto, R.D., Häger, C., Dönges, S., Kindermann, J., Würth, G., Lang, T., Jäkel, U., Klaudius, A., Range, P., Habermehl, S. und Kohlmaier, G.H. 1994. The Frankfurt Biosphere Model. A global process oriented model for the seasonal and long-term CO<sub>2</sub> exchange between terrestrial ecosystems and the atmosphere. I. Model description and illustrative results for cold deciduous and boreal forests. *Clim. Res.* 4(2):143-166.
- Matthews, E. 1983. Global vegetation and land use: New high-resolution data bases for climate studies. *J. Clim. Appl. Met.* 22:474-487.
- McGuire, A.D., Melillo, J.M., Kicklighter, D.W. und Joyce, L.A. 1995. Equilibrium responses of soil carbon to climate change - empirical and process-based estimates. *J. Biogeogr.* 22(4-5):785-796.
- McGuire, A.D., Melillo, J.M., Kicklighter, D.W., Pan, Y., Xiao, X., Helfrich, J., Moore, B., III, Vörösmarty, C.J. und Schloss, A. in press. The role of the nitrogen cycle in the global response of net primary production and carbon storage to doubled CO<sub>2</sub>. *Gl. Biogeochem. Cycl.*
- Monteith, J.L. 1977. Climate and the efficiency of crop production in Britain. *Royal Society of London, Philosophical Transaction* 281(B):277-294.
- Nemry, B., François, L., Warnant, P., Robinet, F. und Gérard, J.-C. 1995. The seasonality of the CO<sub>2</sub> exchange between the atmosphere and the land biosphere: A study with a global mechanistic vegetation model. *J. Geophys. Res.* 101:7111-7125.
- Olson, D. und Prince, S. 1996. Global primary production data initiative update. *IGBP Newsletter* 1996(27):13.
- Olson, J., Watts, J.A. und Allison, L.J. 1985. *Major World Ecosystem Complexes Ranked by Carbon in Live Vegetation: A Database*. Carbon Dioxide Information Center.
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K. und Belitz, K. 1994. Verification, validation, and confirmation of numerical models in the Earth sciences. *Science* 263(4 February 1994):641-646.
- Parton, W.J., Scurlock, J.M.O., Ojima, D.S., Gilmanov, T.G., Scholes, R.J., Schimel, D.S., Kirchner, T., Menaut, J.-C., Seastedt, T.R., Garcia Moya, E., Kamnalrut, A. und Kinyamario, J.I. 1993. Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland biome worldwide. *Gl. Biogeochem. Cycl.* 7(4):785-809.
- Plöchl, M. und Cramer, W. 1995a. Coupling global models of vegetation structure and ecosystem processes - an example from arctic and boreal ecosystems. *Tellus B - Chem. Phys. Meteorol.* 47(1-2):240-250.
- Plöchl, M. und Cramer, W. 1995b. Possible impacts of global warming on tundra and boreal forest ecosystems - comparison of some biogeochemical models. *J. Biogeogr.* 22(4-5):775-784.

- Potter, C.S., Randerson, J.T., Field, C.B., Matson, P.A., Vitousek, P.M., Mooney, H.A. und Klooster, S.A. 1993. Terrestrial ecosystem production - a process model based on global satellite and surface data. *Gl. Biogeochem. Cycl.* 7(4):811-841.
- Prentice, I.C., Cramer, W., Harrison, S.P., Leemans, R., Monserud, R.A. und Solomon, A.M. 1992. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *J. Biogeogr.* 19(2):117-134.
- Prince, S.D. 1991. A model of regional primary production for use with coarse-resolution satellite data. *Int. J. Remote Sensing* 12:1313-1330.
- Prince, S.D. und Goward, S.N. 1995. Global net primary production: a remote sensing approach. *J. Biogeogr.* 22:815-835.
- Prince, S.D., Olson, R.J., Dedieu, G., Esser, G. und Cramer, W. 1995. *Global Primary Production Data Initiative Project Description*. IGBP-DIS. 12.
- Randall, D.A., Sellers, P.J., Berry, J.A., Dazlich, D.A., Zhang, C., Collatz, G.J., Denning, A.S., Los, S.O., Tucker, C.J. und Justice, C.O. 1996. A revised land surface parameterization (SiB2) for atmospheric GCMs. Part III: The greening of the Colorado State University General Circulation Model. *J. Clim.* 9:738-763.
- Ruimy, A., Dedieu, G. und Saugier, B. 1996. TURC: a diagnostic model of continental gross primary productivity and net primary productivity. *Gl. Biogeochem. Cycl.* 10(2):269-286.
- Running, S.W. und Hunt, E.R. 1993. Generalization of a forest ecosystem process model for other biomes, BIOME-BGC, and an application for global-scale models. In: Ehleringer, J.R. und Field, C.B. (Eds.), *Scaling Physiological Processes: Leaf to Globe*. San Diego: Academic Press. pp.141-158.
- Sellers, P.J. 1985. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. *Int. J. Remote Sens.* 6(8):1335-1372.
- Sellers, P.J. 1987. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. II. The role of biophysics in the linearity of their interdependence. *Remote Sens. Environ.* 21:143-83.
- Sellers, P.J., Los, S.O., Tucker, C.J., Justice, C.O., Dazlich, D.A., Collatz, G.J. und Randall, D.A. 1996a. A revised land surface parameterization (SiB2) for atmospheric GCMs. Part II: The generation of global fields of terrestrial biophysical parameters from satellite data. *J. Climate* 9:706-737.
- Sellers, P.J., Randall, D.A., Collatz, G.J., Berry, J.A., Field, C.B., Dazlich, D.A., Zhang, C., Collelo, G.D. und Bounoua, L. 1996b. A revised land surface parameterization (SiB2) for atmospheric GCMs. Part I: Model formulation. *J. Climate* 9:676-705.
- Von Liebig, J. 1855. *Die Grundsätze der Agrikulturchemie*. Braunschweig:
- Warnant, P., François, L., Strivay, D. und Gérard, J.-C. 1994. CARAIB: a global model of terrestrial biological productivity. *Gl. Biogeochem. Cycl.* 8(3):255-270.
- Wilson, M.F. und Henderson-Sellers, A. 1985. A global archive of land cover and soils data for use in general circulation models. *J. Clim.* 5:119-143.
- Woodward, F.I., Smith, T.M. und Emanuel, W.R. 1995. A global land primary productivity and phytogeography model. *Gl. Biogeochem. Cycl.* 9(4):471-490.



## **6.8 Die Rolle der Landwirtschaft**

In dieses Kapitel sind die Ergebnisse einer Studie für den Deutschen Bundestag (Esser 1994) in aktualisierter Form eingearbeitet worden.

Der Landwirtschaft sind einfache Randbedingungen gesetzt, die sie zu erfüllen hat, da sonst Katastrophen drohen: Sie hat den Bedarf der wachsenden Weltbevölkerung an Nahrungsmitteln und Rohstoffen zu befriedigen. In diesem Kapitel wird gezeigt werden, daß diesen Randbedingungen bei sehr unterschiedlichem Verbrauch an genutzten Flächen entsprochen werden kann. Zudem gibt es eine große Bandbreite bei der Führung der landwirtschaftlichen Prozesse, also bei den angewandten Nutzungsmethoden. Unterschiedliche Nutzungsmethoden führen zu unterschiedlichem Bedarf an fossilen Energieträgern, zu unterschiedlichen Veränderungen der Kohlenstoff-Pools im Boden, zu unterschiedlichen Flächenerträgen und damit unterschiedlichem Flächenbedarf bei gleicher Produktionshöhe. Diese unterschiedlichen Nutzungsmethoden sind nicht in erster Linie die Folge unterschiedlicher Voraussetzungen in der Natur, sondern sie sind überwiegend eine Folge sozio-ökonomischer Gegebenheiten in den Gesellschaften. Sie sind daher verschieden für die einzelnen Länder der Erde. Eine große Rolle spielen auch politische Interessen und Randbedingungen.

Aus diesen Gründen besteht Aussicht, durch Optimierung der Produktionsweisen in den Landwirtschaften der Länder, einen deutlichen Einfluß auf den globalen Kohlenstoffhaushalt genutzter Flächen auszuüben - mit dem Ziel geringsten CO<sub>2</sub>-Ausstoßes.

Aufgabe dieses Teils der Studie ist es, Wege zu diesem Ziel aus einer globalen Analyse des Systems "Landnutzung" abzuleiten und den Forschungsbedarf aufzuzeigen, der auf naturwissenschaftlicher Seite noch besteht. Daneben wird das Potential zur Verringerung der landnutzungsbedingten Kohlendioxid-Emissionen untersucht.

### **6.8.1 Landwirtschaftliche Kulturen im Vergleich zur natürlichen und naturnahen Vegetation**

Rodungen, Brache und Renaturierung sowie Aufforstung sind die wichtigsten Maßnahmen zur Veränderung der landwirtschaftlich genutzten Flächen. Die bei diesen Maßnahmen herbeigeführten Systemübergänge beeinflussen den Kohlenstoffhaushalt der Flächen. Da wir es mit hoch rückgekoppelten Prozessen oft nichtlinearer Art zu tun haben ist die Vorhersage der Folgen keine triviale Aufgabe. Sogar die einfache und dem Laien so offensichtliche Aussage "bei Aufforstungen wird Kohlenstoff im System gespeichert" ist nach wissenschaftlicher Analyse zu relativieren (Esser 1994).

Bei Inkulturnahme ungenutzter Flächen (Rodung) oder Renaturierung genutzter Flächen verändern sich die Flüsse und Pools im System Kohlenstoffhaushalt (Abb. 6.19) grundlegend.

In welchem Maße bei diesen Systemübergängen Kohlenstoffquellen oder Senken induziert werden, hängt von den Systemzuständen vor und nach der Umwandlung und der Stabilisierung des neuen Systems ab. Der quantitative Vergleich des Kohlenstoffhaushalts natürlicher Vegetationsflächen mit demjeniger landwirtschaftlich genutzter Flächen erlaubt eine grobe Ab-

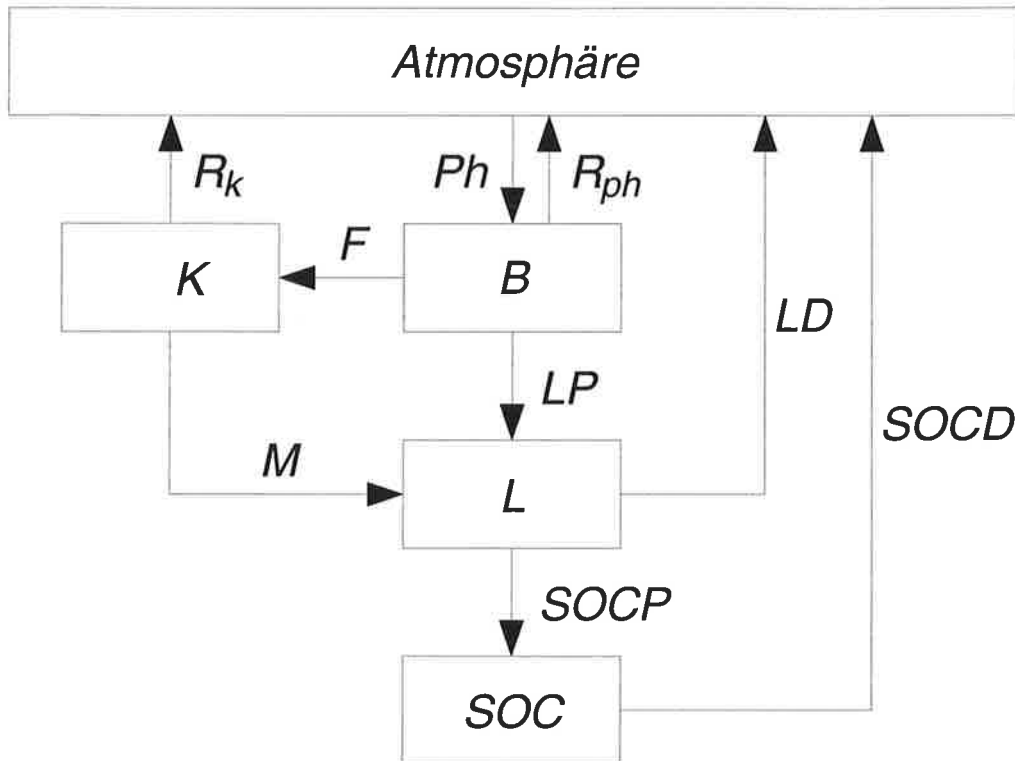


Abbildung 6.19. Strukturdiagramm des Kohlenstoffhaushalts im System Pflanze-Boden auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Die Rechtecke sind Vorräte (Pools) an Kohlenstoff. Die Pfeile stellen Prozesse (Flüsse) dar. **Pools:** B: Phytomasse lebender Pflanzen, L: Bestandesabfall, SOC: organisch gebundenen Kohlenstoff des Bodens, K: Biomasse der Konsumenten (Mensch, Nutztiere). **Flüsse:** Ph: Photosynthese, R<sub>ph</sub>: Respiration der Pflanzen, LP: Produktion an Bestandesabfall, SOCP: Produktion an organisch gebundenem Kohlenstoff des Bodens, LD: (mikrobieller) Abbau des Bestandesabfalls, SOCD: (mikrobieller) Abbau des Humus, F: Nahrungsaufnahme der Konsumenten, R<sub>k</sub>: Respiration der Konsumenten, M: Produktion an wirtschaftseigenen Düngern.

schätzung der Bedeutung der Umwandlung. Für ein Verständnis der Prozesse im einzelnen ist der Einsatz von Modellen unerlässlich.

Die Prozesse, die sich bei natürlicher bzw. naturnaher Vegetation und landwirtschaftlicher Vegetation quantitativ am stärksten unterscheiden sind die Netto-Primärproduktivität (NPP) und alle Abbauprozesse. Ihnen soll hier daher besondere Aufmerksamkeit zukommen.

### 6.8.1.1 Netto-Primärproduktivität

Als Netto-Primärproduktivität (NPP) wird der flächenbezogene Netto-Fluß an Kohlenstoff aus der Atmosphäre in die grünen Pflanzen bezeichnet. Er bilanziert sich somit aus Photosynthese und Respiration der Pflanzen. Allerdings ist für die tatsächliche Stoffakkumulation in der Phytomasse der Verbrauch der Assimilate, also die Allokation der Assimilate als Gewebesubstanz der Pflanzen entscheidend. Hierzu bedarf es der Mineralstoffe (siehe Kapitel 6.5.).

Die NPP landwirtschaftlicher Kulturen liegt gewöhnlich weit unter der NPP, die eine natürliche oder naturnahe Vegetation am gleichen Ort unter gleichen thermodynamischen Bedingungen erbringen würde. So beträgt die NPP landwirtschaftlicher Kulturen in der Dritten Welt oft nur 10-20% der NPP der potentiellen natürlichen Vegetation.

Die Gründe für diese Reduktion der NPP sind in der Reihenfolge ihrer Bedeutung:



- Unterbrechung des Mineralstoffkreislaufes Boden-Pflanze, da ein Teil der Phytomasse als Erntegut entnommen wird. Außerdem fehlt auf Äckern eine Schicht an Bestandesabfall, die bei langsamem Abbau Mineralstoffe freigeben würde. Meist fehlen langlebige Pflanzenorgane, die ihren Mineralstoffgehalt über die Vegetationsperiode hinaus halten würden. Vielmehr tritt bei manchen Kultursystemen für einige Wochen sogar Vegetationsfreiheit auf.
- Schädlingsbefall verbraucht einen Teil der Phytomasse (Konsumentenfraß), was durch Verminderung der photosynthetisch aktiven Pflanzenmasse zu geringerer NPP führen kann.
- Die einfache Bestandesstruktur der Monokulturen kann im Vergleich zu gut strukturierten natürlichen Beständen zur Verschlechterung der Lichtabsorption und der weniger effektiven Ausnutzung der Mineralstoffe und des Wassers führen. Der späte Bestandesschluß nach der Aussaat wirkt in die gleiche Richtung.
- Obwohl landwirtschaftliche Kultursorten sorgfältig für das jeweilige Anbaugebiet ausgewählt werden, wird dennoch ein artenreicher natürlicher Bestand Extremsituationen besser überstehen und seine Produktivität wird weniger eingeschränkt sein.

Der erste dieser vier Punkte ist von entscheidender Bedeutung, denn es hat sich gezeigt, daß bei Applikation hoher Düngermengen, wie z.B. mehr als  $12-15 \text{ g/m}^2$  Stickstoff pro Jahr in Mitteleuropa, die NPP der landwirtschaftlichen Flächen auf diejenige natürlicher Flächen angehoben werden kann. Dies erfordert auch hohen Einsatz an Pestiziden und an Energie zur Bearbeitung. Der erforderliche Aufwand ist jedoch nur dann für die Landwirtschaft rentabel, wenn ein System von Subventionen die Maximierung der Flächenerträge unterstützt, während die Folgekosten dieser Wirtschaftsweise (Gesundheitsschäden durch Nitrat und Pestizidrückstände im Grundwasser und den Nahrungsmitteln, Eutrophierung der Gewässer, hohe Kosten für die Trinkwasseraufbereitung) der Allgemeinheit auferlegt werden.

Die NPP landwirtschaftlicher Kulturen läßt sich aus den Erträgen errechnen, wenn man die durch Aselmann & Lieth (1983) für die wichtigsten Weltwirtschaftspflanzen publizierten Umrechnungsfaktoren benutzt. Damit kann die landwirtschaftliche NPP aus den Ertragsstatistiken der FAO abgeleitet werden (FAO 1991). Sie kann dann mit der NPP der potentiellen natürlichen Vegetation der Landwirtschaftsflächen verglichen werden. In Tabelle 6.20 und 6.21 ist ein solcher Vergleich für Mitteleuropa bzw. Westafrika durchgeführt.

In der Bundesrepublik Deutschland werden annähernd die Produktivitätswerte der potentiellen natürlichen Vegetation erreicht. Der Aufwand an Stickstoff-Düngemitteln betrug im Jahr 1990 im Mittel  $12-15 \text{ g/m}^2/\text{a}$ . In der Elfenbeinküste überschreiten die Produktivitäten aus der Landwirtschaft kaum 0.1 (10%) derjenigen der natürlichen Vegetation. Dabei ist zu bedenken, daß die landwirtschaftliche NPP eher eine Überschätzung darstellt, denn (1) müßten die Kohlenstoffgehalte des Saatgutes abgezogen werden und (2) stockt die noch vorhandene natürliche Vegetation auf den schlechteren Böden. Der Aufwand an Stickstoff-Düngemitteln betrug in der Elfenbeinküste im Jahr 1990 im Mittel  $0.06 \text{ g/m}^2/\text{a}$ . Es wurden also offenbar nur einige Sonderkulturen gedüngt.

Tabelle 6.20. Vergleich der aus den Flächenerträgen berechneten Produktivitäten landwirtschaftlicher Kulturen mit gemessenen Produktivitäten potentieller natürlicher Vegetation am Beispiel der Bundesrepublik Deutschland für 1990. Ertragsdaten in Frischgewicht ( $g/m^2$ ) aus FAO (1991). NPP als Trockensubstanz ( $g/m^2/a$ ). Daten für die potentielle natürliche Vegetation aus (1) Ellenberg (1971) und (2) Droste zu Hülshoff (1970). Umrechnungsfaktoren Ertrag - NPP (fa) aus Aselmann & Lieth (1983).

Feldfrucht	Ertrag	fa	NPP	Buchenwald Solling (1)	Fichtenwald Ebersberger Forst bei München (2)
Weizen	662	2.15	1422	1390	1551
Gerste	543	2.12	1152		
Mais	679	2.46	1670		
Roggen	471	2.65	1249		
Hafer	453	3.44	1559		
Kartoffeln	3414	0.54	1844		
Bohnen (Phaseolus)	317	2.86	906		
Raps	300	2.81	844		
Zuckerrüben	5858	0.32	1875		

Tabelle 6.21. Vergleich der aus den Flächenerträgen berechneten Produktivitäten landwirtschaftlicher Kulturen mit gemessenen Produktivitäten potentieller natürlicher Vegetation am Beispiel der Elfenbeinküste für 1990. Ertragsdaten in Frischgewicht ( $g/m^2$ ) aus FAO (1991). NPP als Trockensubstanz ( $g/m^2/a$ ). Daten für die potentielle natürliche Vegetation aus (1) Bernhardt-Reversat et al. (1978) und (2) Lemee et al. (1975). Umrechnungsfaktoren Ertrag - NPP (fa) aus Aselmann & Lieth (1983).

Feldfrucht	Ertrag	fa	NPP	Tieflandregenwald	
				La Banco Abidjan (1)	Yapo Abidjan (2)
Reis	120	2.86	343	1717	1497
Mais	70	2.46	172		
Perlhirse (Millet)	57	3.44	196		
Sorghum	51	3.44	176		
Kartoffeln	1200	0.54	648		
Süßkartoffeln	300	0.55	165		
Maniok (Cassave)	551	0.64	352		
Soja	60	2.46	148		

Eine globale Analyse des Verhältnisses der landwirtschaftlichen NPP zu derjenigen der natürlichen und naturnahen Vegetation wurde von Esser (1994) durchgeführt. Dazu wurde das High Resolution Biosphere Modell (HRBM) des Autors eingesetzt, um die Relative Landwirtschaftliche Produktivität auf Länderbasis zu berechnen. Diese ist definiert als:

$$RAP = NPP_{agri} / NPP_{nat}$$

wobei  $NPP_{agri}$  die mittlere NPP der landwirtschaftlichen Kulturflächen und  $NPP_{nat}$  die mittlere NPP der natürlichen und naturnahen Vegetation angibt.

Bei Esser (1994) findet sich eine Liste mit den Werten der RAP für 149 Länder der Erde für die Jahre 1980 und 1990. Bei dieser Analyse wurde deutlich, daß zwar im Zeitraum 1980-1990 in den meisten Ländern der Erde eine Zunahme der RAP zu verzeichnen war, daß diese aber

trotzdem weit unter der potentiellen Obergrenze liegt. Die gravierendsten Einschränkungen der RAP sind in den meisten Ländern Afrikas zu beobachten. Hier haben sich in der Dekade bis 1990, mit wenigen Ausnahmen, keine Änderungen ergeben. Ähnlich ist die Situation in Brasilien, Mexiko und in einigen Gebieten Südostasiens.

Schließlich ist festzuhalten - und dies ist für die Beurteilung der möglichen Bedeutung eines CO<sub>2</sub>-Düungeeffekts wichtig - daß die landwirtschaftliche Produktivität weltweit, mit wenigen Ausnahmen, durch die Verfügbarkeit von Mineralstoffen (Düngemittel) begrenzt wird, nämlich in allen Gebieten mit RAP < 1.0 (Abb. 6.20).

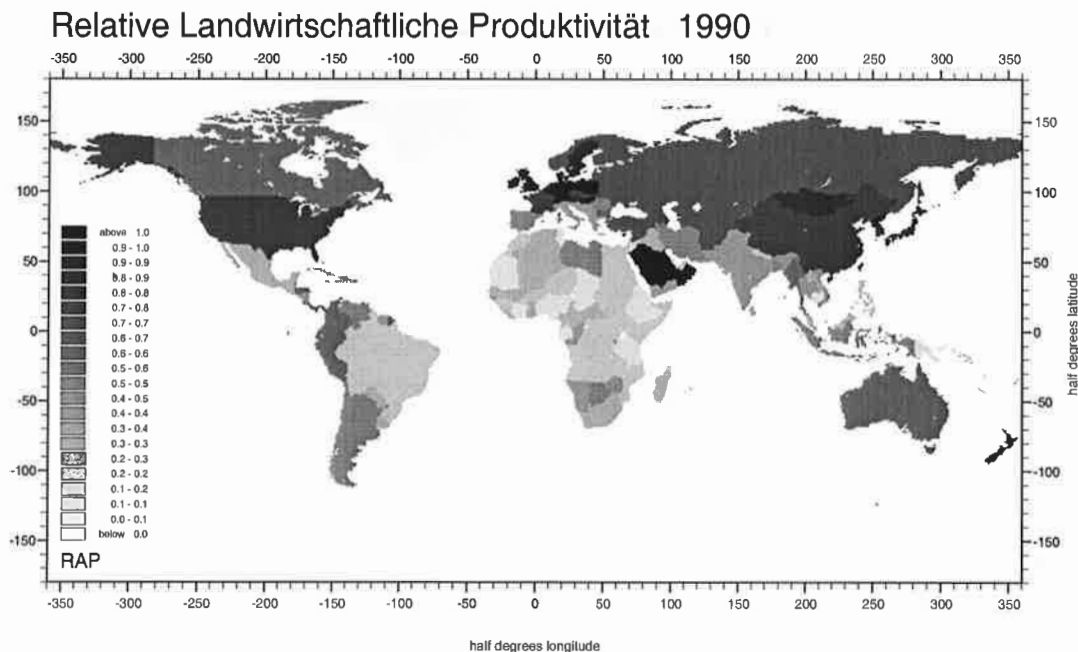


Abbildung 6.20. Relative Landwirtschaftliche Produktivität (RAP) in 149 Ländern der Erde für das Jahr 1990. Die Werte geben an, in welchem Verhältnis die Produktivität landwirtschaftlich genutzter Flächen zur Produktivität von Flächen mit natürlicher oder naturnaher Vegetation (der potentiellen Produktivitäts-Obergrenze) steht.

In Abb. 6.21 ist die in verschiedenen Regionen der Erde applizierte Menge an Düngemitteln je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche für die Periode 1961-1988 dargestellt. Deutlich wird die herausragende Stellung Europas mit besonders hohen und Afrikas mit besonders geringen Aufwandmengen je Flächeneinheit. Dies spiegelt sich in den RAP Werten (Abb. 6.20) wider.

In vielen Ländern läßt sich ein linearer Zusammenhang zwischen der applizierten Menge an mineralischen Stickstoffdüngern und den Erträgen der Kulturpflanzen feststellen (Esser, 1994). Dadurch läßt sich der "Gewinn" der Düngung, also die Ertragszunahme je Gramm applizierten Stickstoffs, berechnen. Diese ist für die Länder der Erde recht unterschiedlich, wie Tabelle 6.22 am Beispiel von drei Ländern zeigt.

Diese Unterschiede im Ausnutzungsgrad des Düngers gehen auf Unterschiede in Klima und Boden dieser drei Länder zurück, was zu unterschiedlichen Verlusten führt. Sie sind aber auch die Folge von sehr unterschiedlichen applizierten Düngermengen.

Tabelle 6.22. Ertragszunahme für alle Kulturpflanzen in drei Ländern je Gramm zusätzlich applizierten Stickstoffdüngers (nach Esser, 1994).

Land	Gramm Ertragszunahme je Gramm N
Bundesrepublik Deutschland	29
Griechenland	41
USA.	60

Die Feststellung, daß auf landwirtschaftlich genutzten Flächen die Netto-Primärproduktivität gegenüber natürlicher Vegetation generell reduziert ist, hat schwerwiegende Konsequenzen für den Kohlenstoffkreislauf:

- Die NPP ist der Netto-Fluß Atmosphäre grüne Pflanzen. Ihre Reduktion vermindert die Kohlenstoff-Bindung in der pflanzlichen Biomasse (Phytomasse).
- Verminderte NPP bedeutet auch verminderte Produktion an Bestandesabfall und somit verminderte Kohlenstoff-Zufuhr in das Teilsystem Bestandesabfall/Humus.
- Mit den Erntegütern wird außerdem noch ein Teil der NPP aus dem System entnommen und steht somit den biosphärischen Kohlenstoffpools nicht mehr zur Verfügung.
- Da die Erträge an Erntegütern mit der NPP verknüpft sind, ergibt sich mit sinkender Produktivität auch ein proportionaler Rückgang der Erträge. Dies führt zu einem erhöhten Flächenbedarf der landwirtschaftlichen Systeme. Beträgt die RAP beispielsweise 0.1, so bedeutet dies, daß für gleiche Erntemenge eine zehnmal so große Fläche kultiviert wer-

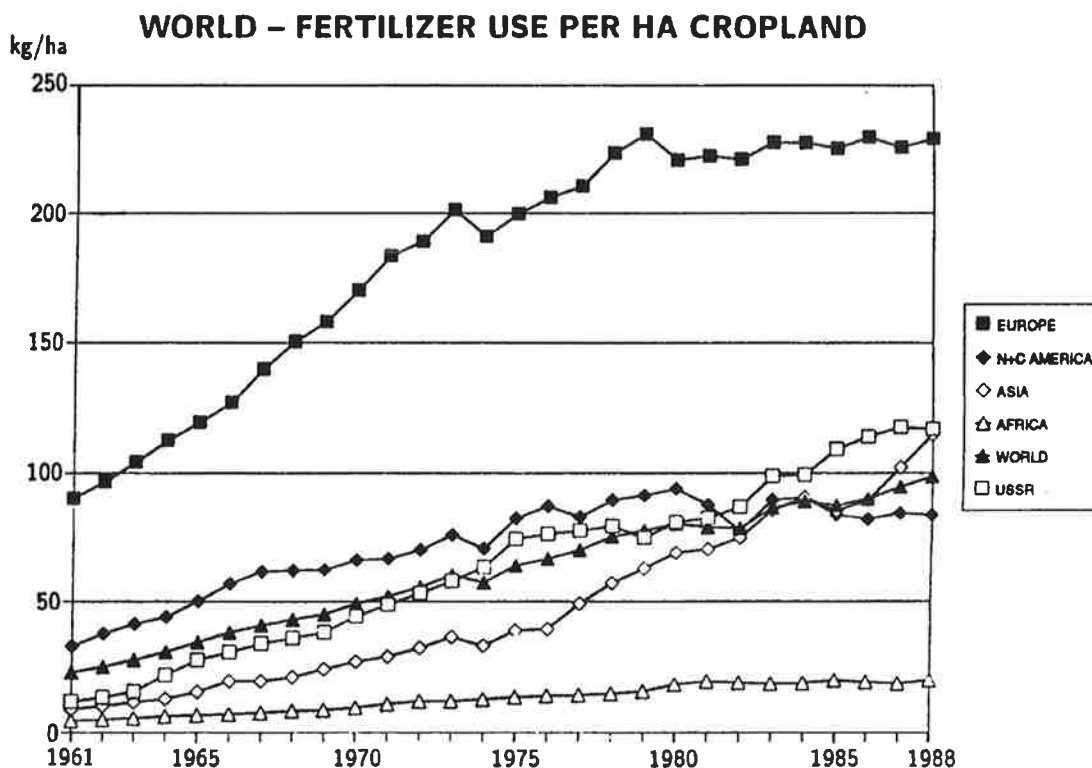


Abbildung 6.21. Verbrauch an Düngemitteln in verschiedenen Regionen der Erde je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche. Daten aus den FAO Jahrbüchern. Nach Grubler (1992).

den muß wie bei  $RAP = 1.0$ . Dies führt zwangsläufig bei wachsender Bevölkerung eines Landes zu großem Rodungsbedarf.

Als Konsequenz wäre zu fordern, die landwirtschaftlichen Produktivitäten so weit an die natürlichen anzunähern, wie ohne schwerwiegende Nachteile im Bereich Energie und Schadstoffbelastung erreichbar ist.

Eine nachhaltige Wirtschaftsweise könnte ein Weg zu diesem Ziel sein. Bei den nicht nachhaltig wirtschaftenden Hohertragssystemen der Landnutzung, wie in vielen Ländern Europas, auch der Bundesrepublik, könnte durch Extensivierung der Produktionsüberschuß abgebaut, der Energieverbrauch und damit die  $CO_2$ -Produktion vermindert, die Umwelt- und Gesundheitsschäden reduziert und Düngemittel für die Dritte Welt bereitgestellt werden. Die Aufgaben der Landwirtschaft in Europa sollten mehr im Bereich der Umweltsicherung als im Bereich der Ertragsproduktion gesehen werden. Die Kosten für konsequente Maßnahmen sollten gegen die Kosten der Schäden durch gegenwärtig benutzte Produktionssysteme bilanziert werden.

### **6.8.1.2 Abbauprozesse**

Die Abbauprozesse im Bestandesabfall und Boden schließen den Kreis des Kohlenstoffkreislaufs: Der durch die Netto-Primärproduktivität gebundene Kohlenstoff wird als Kohlendioxid und in geringem Umfang in Form anderer Kohlenstoffverbindungen, zum Beispiel Methan, wieder an die Atmosphäre zurückgegeben. Im langfristigen Mittel muß daher die Summe aller Abbauflüsse der Netto-Primärproduktivität entsprechen. Ungleichgewichte zwischen beiden Komponenten des Systems erzeugen biosphärische Quellen oder Senken für Kohlenstoff.

Bei Änderungen des Systemzustandes, also bei Landnutzungsänderungen, Änderung der Anbaumethoden (Düngung, Pflanzenschutz), Rodungen, Wiederaufforstungen, Brache, kann vorübergehend ein Ungleichgewicht zwischen der NPP und den Abbauflässen entstehen. Zwar ist der Pool Phytomasse bei landwirtschaftlichen Kulturen klein, so daß seine Änderung nur bei Systemumwandlungen vom Wald zur Feldfrucht und umgekehrt für den globalen Kohlenstoffhaushalt von Bedeutung ist. Jedoch besitzen vor allem naturnahe, aber auch langfristig intensiv genutzte Böden oft einen großen Vorrat an organisch gebundenem Kohlenstoff. Sollte dieser durch Veränderungen der Abbaubedingungen aktiviert werden, so ergäbe das unter Umständen sehr große Quellen für Kohlenstoff. Umgekehrt vermindert, wie gezeigt wurde, die landwirtschaftliche Nutzung die NPP und damit die Zufuhr in den Pool des Bodens. Eine Verminderung dieses Pools kann also sowohl auf verminderter NPP als auch auf erhöhtem Abbau beruhen.

Zur Beurteilung des Quellen/Senken-Potentials landwirtschaftlich genutzter Böden sind daher folgende Fragen zu klären:

- Welche Veränderungen des organisch gebundenen Kohlenstoffs im Boden treten bei Inkulturnahme auf?
- Was beeinflusst den Humuspool langfristig?
- Welche Veränderungen sind bei Wiederaufforstung zu erwarten?

Eine Zeit lang herrschte in der Literatur die Meinung vor, die Veränderungen im Kohlenstoff des Bodens bei Landnutzungsänderungen seien wohlbekannt. Dies gilt vor allem für Arbeiten, die nicht auf das Verständnis der Prozesse abzielten, sondern schlichte Hochrechnungen von Einzelbeobachtungen durchführten. So stellen Detwiler und Hall noch 1988 in einem Beitrag fest (Übersetzung durch den Autor dieser Studie): "Die Umwandlung von Waldböden in dauernd genutzte landwirtschaftliche Flächen vermindert den Bodenkohlenstoff um rund 40%, während Umwandlung in Weideland den Bodenkohlenstoff um 20% reduziert. Wanderfeldbau (shifting cultivation) verursacht einen 18-27 prozentigen Rückgang des Bodenkohlenstoffs und annähernd 35 Jahre an Waldbrache sind nötig, um den Kohlenstoffgehalt der Böden auf das Niveau ungestörter Wälder anzuheben."

Abgesehen davon, daß solche Pauschalierungen der Fragestellung grundsätzlich nicht gerecht werden können, zeigen neue Untersuchungen der Prozesse ein durchaus differenziertes Bild. So scheint es klar zu sein, daß nicht die Veränderungen in den Abbauprozessen bei Kultivierung von Böden, sondern die Veränderungen in der Netto-Primärproduktivität den wesentlichen Beitrag zu Veränderungen des organisch gebundenen Kohlenstoffs im Boden liefern (Alegre & Cassel, 1986; Williams & Chartres, 1991; Allen, 1985; Andriess & Schelhaas, 1987; Roberts & Chan, 1990).

Daher läßt sich durch entsprechende Veränderung der Netto-Primärproduktivität bei Landnutzung der Rückgang an Humus vermindern oder verhindern. Auch hier ist also eine Anhebung der Relativen Landwirtschaftlichen Produktivität (RAP) im verträglichen, nachhaltig möglichen Umfang der Schlüssel zur Erhaltung der Kohlenstoff-Pools.

Es ist oft übersehen worden, daß sich auch bei Wiederaufforstung der SOC- (organisch gebundener Kohlenstoff) Gehalt des Bodens während der ersten Jahrzehnte vermindern kann. Dieser Effekt ist besonders bei vorher intensiv genutzten Böden zu erwarten, die einen hohen SOC-Gehalt aus der Nutzungsphase mitbringen. Auch bei Böden unter Brache, die aufgeforstet werden, sind solche Effekte zu erwarten. Der Grund dafür liegt in der trivialen Tatsache, daß die von der Vegetation erbrachte NPP nur einmal verteilt werden kann: Entweder wird sie als Bestandesabfall an die Destruenten-Nahrungsnetze weitergegeben und somit dem Abbau und der Aufnahme in den SOC zugeführt, oder die NPP wird zum Teil als Holz auf Jahre hinaus festgelegt. In diesem Fall wird die Zufuhr in den Bodenpool verringert, der dadurch abnehmen muß.

Diese Mechanismen werden von modernen Biosphärenmodellen klar aufgezeigt und regional differenziert (Esser, 1991, 1994). Es liegen aber auch eine Reihe von Beobachtungen und experimentellen Ergebnissen dafür vor (Kawaguchi & Yoda, 1986; Lugo & Sanchez, 1986; Borrmann & Likens, 1979).

Bei allen Systemumwandlungen von natürlich nach genutzt und umgekehrt ist der Einfluß auf den Kohlenstoffhaushalt also nur dann abzuschätzen, wenn der Systemzustand vor der Nutzungsänderung sowie die Veränderung der Prozesse bekannt sind. Die Auswirkungen werden daher regional verschieden sein und ein differenziertes Bild ergeben. Mathematische Modelle können hier wesentlich zum Verständnis beitragen, wenn die Prozesse besser bekannt sind. Es sind also vor allem Prozeßstudien erforderlich.

In jedem Fall ergibt sich hier ein Potential der Beeinflussung des Kohlenstoffhaushalts in der Größenordnung von 50-100 Gt Kohlenstoff, das bei besserer Kenntnis der Prozesse wenigstens zum Teil ausgeschöpft werden könnte.

## 6.8.2 Die Rolle der Landwirtschaft in der Vergangenheit

Im vorigen Kapitel waren die wichtigsten Prozesse, die den Kohlenstoffhaushalt landwirtschaftlich genutzter Flächen beeinflussen, und ihre vermutliche Bedeutung diskutiert worden. Dieses Kapitel befaßt sich mit den Auswirkungen dieser Prozesse auf den Kohlenstoffhaushalt in der Vergangenheit. Dazu werden zunächst die von Landnutzungsänderungen erfaßten Flächen bestimmt. Sodann wird mit Hilfe eines Modells die Veränderung im Kohlenstoffhaushalt untersucht. Ziel dieser Arbeiten ist es, die Größe der Bilanzänderungen abzuschätzen.

### 6.8.2.1 Gerodete Flächen

Seit der Antike verändert der Mensch die natürliche Vegetation durch Beweidung, Feuer, Holzgewinnung und zum Zweck der Landnutzung. Die Rodungen begannen im europäischen Kulturkreis im mediterranen Raum und griffen von da aus nach Nordafrika und in das nördliche und östliche Europa über. Im 18. und 19. Jahrhundert wurden große Flächen Nordamerikas gerodet. Im 20. Jahrhundert wurden die Tropen verstärkt einbezogen. Das Bevölkerungswachstum zusammen mit Veränderungen der Relativen Landwirtschaftlichen Produktivität (RAP) waren der Motor dieser Inkulturnahme. Vor allem nach Einführung der Minereraldüngung verringerte sich der Flächenbedarf pro Kopf der neu zuwachsenden Bevölkerung dramatisch und erreichte zum Teil negative Werte (siehe Tabelle 6.23).

Tabelle 6.23. Veränderungen der landwirtschaftlich genutzten Flächen in einigen Regionen der Erde pro Kopf neu hinzugekommener Bevölkerung. Angaben in ha pro Kopf zusätzlicher Bevölkerung. Daten in Klammern sehr unsicher. (Nach Grübler, 1992 aus Esser, 1994).

	1700-1800	1800-1850	1850-1920	1920-1950	1950-1980
Europa	+0.57	+0.56	+0.14	+0.06	-0.16
Afrika + mittl. Osten	(+11.00)	+2.25	+1.20	+1.01	+0.51
ehem. UDSSR, Ozeanien	+1.42	+1.17	+1.56	+0.94	+0.49
Asien	+0.19	+0.17	+0.28	+0.17	+0.10
Nordamerika	+2.00	+2.05	+1.45	+0.52	-0.04
Lateinamerika	+0.44	+0.53	+0.40	+0.66	+0.27
Global	+0.42	+0.26	+0.65	+0.37	+0.17

Eine Übersicht über Rodungsaktivitäten in den Tropen und ihre sozioökonomischen Voraussetzungen findet sich in dem durch den Deutschen Bundestag herausgegebenen Bericht der Enquete Kommission zum Schutz tropischer Wälder (German Bundestag, 1990). Fallstudien zu historischen Landnutzungsänderungen finden sich in Brouwer et al., 1991: Niederlande (van Lier, S.379-402), Schweden (Anderberg, S. 403-426), Polen (Okuniewski, S. 427-440), dem europäischen Mediterranen Raum (Coccosis, S. 441-462).

Eine umfassende globale Datenbasis über Landnutzungsänderungen in der Zeit seit 1860 bis 1978 haben Richards et al. (1983) vorgelegt. In dieser Studie werden 176 Länder oder Regio-

nen berücksichtigt, die insgesamt praktisch die gesamte Landoberfläche mit Ausnahme Grönlands und der Antarktis bedecken. Für 2 Perioden, nämlich 1860-1920 und 1920-1978, werden die Flächenveränderungen und auf der Basis mittlerer Kohlenstoff-Vorräte, die damit verbundenen Kohlenstoff-Flüsse geschätzt. In Tabelle 6.24 sind die Flächenänderungen für Regionen aufsummiert.

Tabelle 6.24. Veränderungen der landwirtschaftlich genutzten Flächen in den wichtigsten Regionen der Erde für die Zeiträume 1860-1920 und 1920-1978. Deutschland (1) bezieht sich auf die Fläche des Deutschen Reichs vor 1920. Die Symbole bedeuten: n -> l natürliche Vegetation in landwirtschaftliche Nutzfläche; l -> n Brache und Renaturierung. Alle Angaben in 10<sup>3</sup> km<sup>2</sup>. Nach Richards et al. (1983).

Region, Land	Landfläche	1860-1920 Umwandlung		1920-1978 Umwandlung	
		n -> l	l -> n	n -> l	l -> n
Europa (ohne Rußland)	4728	266	60	138	127
EG	2522	83	60	29	110
Deutschland (1)	541	16	0		
Deutschland (2)	350			0	3
Afrika	2964	159	0	905	0
ehem. UDSSR	22272	880	0	629	0
Mittlerer Osten	6812	80	0	311	0
Südasien	4135	499	0	667	0
Südostasien	4363	182	9	390	0
Ostasien	11461	156	2	145	84
Nordamerika	18238	1637	25	279	294
Mittelamerika	2665	45	0	188	4
Südamerika	17536	354	0	650	0
Australien, Neuseeland	8429	151	0	400	0
Global	130274	4409	87	4702	509

Das High Resolution Biosphere Model (HRBM) des Autors dieser Studie enthält einen Modul zur Berechnung historischer Landnutzungsänderungen. Dabei wird von einer auf ein 0.5° - Gitter digitalisierten Karte der genutzten Flächen für das Jahr 1980 ausgegangen (Olson & Watts o.J.). Diese Flächen werden rückschauend für jedes Jahr bis 1860 modifiziert. Dabei wird ein Wahrscheinlichkeitsalgorithmus angewandt, der die Eignung einer jeden Gitterfläche für die Nutzung berücksichtigt.

Mit dieser Vorgehensweise wurden Landnutzungsänderungen erhalten, die im Rahmen der zu erwartenden Genauigkeit gut mit den Daten von Richards et al. (1983) aus Tabelle 6.24 übereinstimmen.

In den 80er Jahren hat sich die Inkulturierung neuer Flächen in den Ländern der Dritten Welt stark ausgeweitet. Eine zuverlässige Übersicht über die Flächen liegt bis heute nicht vor. Die Fernerkundung, in die große Hoffnung gesetzt worden war, hat bisher zu Teilergebnissen geführt (Woodwell et al., 1986). Rodungen setzen den Bau neuer Straßen voraus, so daß insbesondere nach der Erschließung Amazoniens durch Straßen in den 70er und 80er Jahren verstärkte Rodungsaktivitäten beobachtet wurden.



Tabelle 6.25. Änderungen der Waldbedeckung in den Staaten der gesetzlichen Region Amazonas Brasiliens aufgrund einer Auswertung von Landsat Bildern. Die Werte geben die bis zum jeweiligen Jahr entwaldeten Flächen, also akkumulierte Werte. Die Werte enthalten jedoch nicht die sogenannten "alten Rodungen", die sich für Para auf 31 822 km<sup>2</sup> und für Maranhao auf 60 724 km<sup>2</sup> belaufen. (Nach INPE 1989, aus Esser, 1994).

Staat	Gesamtfläche (km <sup>2</sup> )	Änderung der Waldflächen			
		1975 (km <sup>2</sup> )	1978 (km <sup>2</sup> )	1988 (km <sup>2</sup> )	1988 (%)
Acre	156 697.5	1 165.5	2 464.5	5 509.6	3.6
Amapa	142 358.5	152.5	170.5	842.3	0.6
Amazonas	1 567 953.7	779.5	1 785.8	12 836.6	0.8
Para	1 246 833.1	8 654.0	22 445.3	88 741.5	7.1
Rondonia	238 378.7	1 216.5	4 184.5	30 046.4	12.6
Roraima	225 017.0	55.0	143.8	2 187.4	0.9
Tocantins-Goiás	269 910.5	3 507.3	10 288.5	20 279.1	7.5
Maranhao	260 232.7	2 940.8	7 344.0	23 771.1	9.1
Mato Grosso	802 402.7	9 227.6	25 821.3	67 215.6	8.4
Summe	4 906 784.4	27 698.6	74 648.1	251 429.6	5.1

Das brasilianische Institut für Fernerkundung (INPE) in S.J. Campos, Sao Paulo, führt regelmäßig fernerkundungsgestützte Untersuchungen der Landnutzungsänderungen in Brasilien durch. Ein Ergebnis dieser Auswertungen ist in Tabelle 6.25 dargestellt. Demnach haben sich die Entwaldungen in allen Staaten der gesetzlichen Region Amazonas (Amazonia Legal) zwischen 1978 und 1988 vervielfacht. Die mittlere jährlich entwaldete Fläche in der Periode 1978-1988 hatte eine Größe von 17 678 km<sup>2</sup>. Nach einem neueren Bericht in Nature (Bonalume 1991) hat die Entwaldungsrate im gesetzlichen Amazonien 1989 17 871 km<sup>2</sup>/a und 1990 noch 13 871 km<sup>2</sup>/a betragen, wäre also rückläufig. Ob sich dieser Trend bestätigt bzw. fortsetzt, bleibt abzuwarten.

Vergleichbare Untersuchungen liegen im globalen Rahmen nicht vor. Schätzungen gehen meist auf die durch die FAO publizierten statistischen Daten zurück (Myers 1989). Eine zusammenfassende Darstellung findet sich in dem Bericht der Enquete Kommission des Deutschen Bundestags (German Bundestag, 1990).

### 6.8.2.2 Kohlenstoff-Bilanzen.

Rodungen und andere Landnutzungsänderungen liefern den bedeutendsten Beitrag zur landnutzungsbedingten Änderung der Kohlenstoff-Bilanz. Daher beschränken sich Studien der Kohlenstoff-Bilanz meist auf eine Untersuchung der Folgen von Landnutzungsänderungen für die Biomasse und den organisch gebundenen Kohlenstoff des Bodens (SOC). Moderne Modelle des Kohlenstoffhaushalts der Biosphäre, wie das HRBM, berücksichtigen zwar eine Reihe weiterer Prozesse, doch sind diese, wie gezeigt wurde, für die Kohlenstoff-Bilanz der Landwirtschaft weniger bedeutsam. Es ist daher sinnvoll, die Ergebnisse solcher Studien mit den Ergebnissen eines Kohlenstoff-Modells zu vergleichen.

Neben der Größe der durch Landnutzungsänderungen betroffenen Flächen wirkt sich der Kohlenstoff-Vorrat und dessen Änderung bei Landnutzungsänderungen aus. In Studien wird der Vorrat meist als Funktion der Vegetationseinheit betrachtet und den Vegetationseinheiten da-

her eine bestimmte Biomasse und ein bestimmter SOC zugeschrieben. Modelle dagegen behandeln diese Werte meist dynamisch, wobei Biomasse und SOC nicht nur vom Vegetationstyp, sondern auch durch das Klima, den Bodenzustand, die CO<sub>2</sub>-Konzentration und andere Regelgrößen beeinflusst werden.

In diesem Teil der Studie werden wir im wesentlichen die Ergebnisse der Auswertung von Richards et al. (1983) den mit einem Kohlenstoff-Flußmodell (HRBM) erhaltenen Werten gegenüberstellen.

Tabelle 6.26 zeigt die durch Richards et al. (1983) publizierten Ergebnisse, zusammengestellt nach Regionen. Es fällt auf, daß die Rodungen in beiden Zeiträumen 1860-1920 und 1920-1978 etwa gleich viel Kohlenstoff aus Biomasse und Böden freisetzen. Insgesamt betragen die landnutzungsbedingten Verluste demnach ca. 56.3 Gt Kohlenstoff. Demgegenüber wurden nur rund 1.8 Gt Kohlenstoff durch Brache und Renaturierung bzw. Wiederaufforstungen gebunden.

Tabelle 6.26. Änderung des Kohlenstoff-Vorrats in Biomasse und Böden aufgrund von Landnutzungsänderung in den Zeiträumen 1860-1920 und 1920-1978. Alle Angaben in 10<sup>9</sup> Tonnen Kohlenstoff für den jeweiligen Zeitraum. Die entsprechenden Flächen finden sich in Tabelle 6.24. Die Symbole bedeuten: n -> l natürliche Vegetation in landwirtschaftliche Nutzfläche; l -> n Brache und Renaturierung. Nach Richards et al., 1983.

Region, Land	1860 - 1920		1920 - 1978				
	freigesetzt n -> l		gebunden l -> n		freigesetzt n -> l		gebunden l -> n
	Biomasse	Böden	Biomasse	Biomasse	Böden	Biomasse	
Europa (ohne Russland)	.93	.35	.10		.39	.14	.25
EG	.20	.06	.10		.04	.02	0.20
Deutschland (1)	.05	.01	.0				
Deutschland (2)					.0	.0	.08
Afrika	.69	.21	.0		1.59	1.27	.0
ehem. UDSSR	2.93	1.15	.0		.19	.27	.0
Mittlerer Osten	.06	.07	.0		.19	.27	.0
Südasien	3.26	.69	.0		3.13	.41	.0
Ostasien	1.17	.22	.0		.94	.22	.01
Nordamerika	7.57	3.94	.06		.75	.83	1.38
Mittelamerika	.22	.07	.0		.83	.28	.0
Südamerika	1.62	.86	.0		3.56	1.32	.0
Australien Neuseeland	1.18	.16	.0		2.13	.39	.0
Global	21.62	7.94	.16		19.49	7.25	1.64

Die entsprechenden Ergebnisse des High Resolution Biosphere Models (HRBM) sind in den Tabellen 6.27 und 6.28 dargestellt. Hier betragen die Verluste durch Inkulturnahme aus allen biosphärischen Kompartimenten zusammen 34.2 Gt Kohlenstoff im Zeitraum 1860-1920 und 26.6 Gt Kohlenstoff im Zeitraum 1920-1978, insgesamt also 60.8 Gt. Das HRBM berechnet somit ca. 4.5 Gt höhere Verluste als in der Studie von Richards et al. gefunden wurden. Das HRBM berechnet für den Gesamtzeitraum eine Flächenänderung von 9.3 Mill. km<sup>2</sup> gegenüber 9.1 Mill. km<sup>2</sup> nach Richards et al. (1983), also ca. 2% mehr Fläche. Die Kohlenstoff-Verluste

Tabelle 6.27. Kohlenstoff-Bilanzen der Kompartimente der Biosphäre auf nutzungsrelevanten Flächen nach dem High Resolution Biosphere Model im Zeitraum 1860-1920. Negative Werte sind Verluste aus dem jeweiligen Kompartiment. Angaben in  $10^9$  Tonnen Kohlenstoff. Die Symbole bedeuten: n -> l natürliche Vegetation in landwirtschaftliche Nutzfläche; l -> n Brache und Renaturierung; Best.abfall: Bestandesabfall (tote, noch nicht abgebaute Biomasse); SOC organisch gebundener Kohlenstoff des Bodens.

Region, Land	n -> l			l -> n		
	Biomasse	Best. abfall	SOC	Biomasse	Best. abfall	SOC
Europa (ohne Russland)	-1.51	-0.04	0.1	0.32	-0.01	0.0
EG	-0.33	-0.02	0.0	-0.32	-0.01	0.0
Deutschland	-0.13	-0.01	0.01	0.0	0.0	0.0
Afrika	-2.05	-0.16	-0.29	-0.0	0.0	0.0
ehem. UDSSR	-1.4	-0.11	-0.02	0.0	0.0	0.0
Mittlerer Osten	-0.08	-0.02	-0.04	0.0	0.0	0.0
Südasien	-2.45	-0.14	-0.41	0.0	0.0	0.0
Ostasien	-3.08	0.13	0.48	0.0	0.0	0.0
Nord- amerika	-11.34	0.13	0.49	0.0	0.0	0.0
Mittel- amerika	-0.40	-0.02	-0.03	0.0	0.0	0.0
Südamerika	-8.34	-0.18	0.58	0.0	0.0	0.0
Australien Neuseeland	-1.74	-0.01	0.12	0.0	0.0	0.0
Global	-34.65	-0.51	0.96	0.32	-0.01	0.0

aus dem HRBM liegen jedoch ca. 8% höher als nach der Schätzung von Richards et al. Dies liegt an den unterschiedlichen Kohlenstoff-Vorräten des Modells gegenüber den von Richards et al. benutzten vegetationsbezogenen Daten. Daneben berücksichtigt das HRBM einen  $\text{CO}_2$ -Düngeeffekt in der natürlichen Vegetation, der mit steigender atmosphärischer  $\text{CO}_2$ -Konzentration im Zeitraum 1860-1978 allmählich den Kohlenstoffgehalt der Kompartimente anhebt.

Neben diesen beiden Arbeiten befassen sich eine Reihe weiterer mit den Kohlenstoff-Verlusten aufgrund von Landnutzungsänderungen. Eine hohe Schätzung lieferten Woodwell et al. (1983). Sie berechneten die Netto-Verluste aufgrund von Entwaldungsmaßnahmen im Zeitraum 1860-1980 auf 135-228 Gt Kohlenstoff. Im Jahr 1980 sollen danach zwischen 1.8 und 4.7 Gt Kohlenstoff freigesetzt worden sein. Die Autoren unterscheiden weltweit 14 Ökosystemkomplexe, deren Kohlenstoffspeicherung zusammen mit den Flächenänderungen zur Berechnung dienten. Dabei wurde angenommen, daß die Inkulturnahme einer vorher mit natürlicher Vegetation bestandenen Fläche zu einem Kohlenstoff-Verlust aus dem Boden (SOC) führt, der 50% des im obersten Meter des Bodenprofils (wo in den meisten Böden fast der gesamte Kohlenstoff gespeichert ist) gespeicherten SOC entspricht. Für die Umwandlung natürlicher Vegetation in Weide wurde eine Reduktion des SOC um 25%, jedoch nur in Lateinamerika, angenommen. Diese pauschale Annahme entspricht wohl nicht den Gegebenheiten. Die Verluste an SOC könnten daher eine Überschätzung darstellen. Die Autoren benutzten als Daten für den Biomassenvorrat ihrer Ökosystemkomplexe die Schätzungen von Whittaker & Likens (1973), die als besonders hoch gelten und auch neuere Schätzungen, z.B. von Olson

Tabelle 6.28. Kohlenstoff-Bilanzen der Kompartimente der Biosphäre auf nutzungsrelevanten Flächen nach dem High Resolution Biosphere Model im Zeitraum 1920-1978. Negative Werte sind Verluste aus dem jeweiligen Kompartiment. Angaben in  $10^9$  Tonnen Kohlenstoff. Die Symbole bedeuten: n -> l natürliche Vegetation in landwirtschaftliche Nutzfläche; l -> n Brache und Renaturierung; Best. abfall: Bestandesabfall (tote noch nicht abgebaute Biomasse); SOC organisch gebundener Kohlenstoff des Bodens.

Region, Land	n -> l			l -> n		
	Biomasse	Best. abfall	SOC	Biomasse	Best. abfall	SOC
Europa (ohne Russland)	-0.59	-0.07	-0.04	2.30	-0.03	-0.08
EG	-0.11	-0.02	-0.01	2.13	0.01	-0.02
Deutschland	0.0	0.0	0.0	0.76	-0.02	-0.04
Afrika	-3.34	-0.39	-0.74	-0.0	0.0	0.0
ehem. UDSSR	-1.68	-0.39	-0.74	0.0	0.0	0.0
Mittlerer Osten	-0.27	-0.08	-0.1	0.0	0.0	0.0
Südasien	-1.04	-0.13	-0.31	0.0	0.0	0.0
Südostasien	-6.02	-0.1	0.31	0.0	0.0	0.0
Ostasien	0.0	-0.04	0.0	0.28	-0.3	-0.75
Nord- amerika	-0.48	-0.04	0.0	1.46	-0.94	-1.02
Mittel- amerika	-1.06	-0.08	-0.13	0.0	0.0	0.0
Südamerika	-7.69	-0.38	0.12	0.0	0.0	0.0
Australien Neuseeland	-1.33	-0.13	-0.07	0.0	0.0	0.0
Global	-23.54	-1.79	-1.24	4.04	-1.25	-1.85

et al. (1983), erheblich übertreffen. Die Ergebnisse von Woodwell et al. (1983) müssen daher als vermutlich zu hoch eingestuft werden.

Somit muß festgestellt werden, daß die Schätzungen der Kohlenstoff-Verluste aus der Biosphäre durch Landnutzungsänderungen noch immer eine große Unsicherheit bergen. Sie reichen für den Zeitraum 1860-1980 von ca. 56 Gt bis 228 Gt. Die Unsicherheit liegt sowohl in der Bestimmung der gerodeten Flächen als auch besonders in der Abschätzung der Änderung des Vorrats der biosphärischen Kompartimente. Modelle sind gegenüber Fläche-mal-Vorrat-Berechnungen möglicherweise im Vorteil, da sie den Vorrat jeweils in Abhängigkeit von den Einflußgrößen neu berechnen.

Insbesondere zeigen Modelle, daß die hohen Schätzungen für biosphärische Freisetzungen durch Landnutzung entweder die Annahme eines starken Düngeneffekts des  $\text{CO}_2$  auf Vegetation und SOC oder die Annahme einer Unterschätzung der ozeanischen Senke oder die Annahme einer Überschätzung der Emissionen aus fossilen Quellen verlangen, um zum beobachteten Anstieg des atmosphärischen  $\text{CO}_2$  zu kommen. Alle drei Annahmen machen derzeit Schwierigkeiten. Daher werden diese hohen Werte heute im allgemeinen als unwahrscheinlich angesehen.

Geringere Freisetzungen aus Landnutzungsänderungen in der Größenordnung von 50-70 Gt für den genannten Zeitraum sind jedoch mit einem mäßigen  $\text{CO}_2$ -Düngeneffekt verträglich, wie

er heute allgemein als Folge des Anstiegs der CO<sub>2</sub>-Konzentration der Atmosphäre in Verbindung mit der der Nährstofflimitierung angenommen wird.

### **6.8.3 Zukünftig zu erwartende Entwicklungen und das Potential an Reduktionsmöglichkeiten.**

Ziel und Aufgabe der Landnutzung in der Zukunft wird, wie in der Vergangenheit, die Versorgung der wachsenden Bevölkerungen in den jeweiligen Ländern sein. Dies schließt internationalen Handel, das heißt die (Teil-)Versorgung anderer als der eigenen Bevölkerung zum Zweck des Erwerbs anderer als landwirtschaftlicher Wirtschaftsgüter mit ein. Die Relative Landwirtschaftliche Produktivität bestimmt darüber, wie groß der Flächenbedarf zur Erfüllung dieser Aufgabe ist. Da die Prozesse des Kohlenstoffkreislaufs flächenbezogen auftreten, bestimmt sie auch über die Kohlenstoffbilanzen der genutzten Flächen.

Prinzipiell wäre daher anzustreben, die RAP so hoch wie möglich anzuheben und die dafür nötigen Entwicklungen und die Schaffung der erforderlichen Randbedingungen baldmöglichst einzuleiten. Da mit der Anhebung der RAP zugleich der Energiebedarf der Landnutzung steigen kann und zusätzlich weitere klimawirksame Spurengase wie das N<sub>2</sub>O verstärkt produziert werden, zudem auch das Auftreten weiterer gravierender Umweltschäden droht, kann die Formulierung "so hoch wie möglich" im vorigen Satz nur als "so hoch wie nachhaltig möglich" verstanden werden.

Wir werden klären müssen, was unter dieser Nachhaltigkeit zu verstehen ist. Wir werden sodann das Potential der CO<sub>2</sub>-Einsparung für zwei extreme Szenarien der RAP analysieren. Schließlich wird einiges zu sagen sein zu "nachwachsenden Rohstoffen" und ihrem Potential der Emissionsverminderung.

#### **6.8.3.1 Nachhaltigkeit als Forderung bei der Landnutzung.**

In traditioneller Sicht besteht nachhaltige Nutzung (Sustainability) darin, natürliche "Ressourcen" nicht zu übernutzen, sie also nicht stärker "auszubeuten" als sie nachwachsen (z.B. Manning, 1991). Aus naturwissenschaftlicher (ökologischer) Sicht ist diese Definition völlig unhaltbar; sie beruht auf einer monokausalen, nicht systemorientierten Ansicht komplexer Zusammenhänge. Wir haben es in der Natur wie in der Landwirtschaft mit "Systemen" zu tun, in denen jeder Vorrat (Kohlenstoff, Mineralstoffe, etc.) nur deswegen eine bestimmte Größe hat, weil ganz bestimmte Flüsse an Material mit ihm korrespondieren. Verändert man diese Flüsse, zum Beispiel durch Einführung eines weiteren Flusses "Entnahme zur Nutzung", so vermindert man den Vorrat und mit ihm weitere Flüsse und Vorräte, die von ihm abhängen, man schafft also Quellen für Kohlendioxid. Daher existieren keine "Ressourcen", die folgenlos genutzt werden könnten.

Nachhaltigkeit besteht also in der Minimierung der Eingriffe und zugleich in ihrer Kompensation: "Was der Mensch dem System hinzufügt, muß er wieder entnehmen" und "was der Mensch dem System entnimmt, muß er wieder hinzufügen". Die Minimierung der Eingriffe bei der Landnutzung bedeutet zuerst eine Minimierung des "Inputs" (Kapital, Energie) in die Nutzungssysteme. Es gilt also, den Höchstertrag je Input-Einheit zu erwirtschaften, nicht den Höchstertrag je Flächeneinheit. Solche, angenähert kapitaloptimierten, Nutzungssysteme sind

dort zu finden, wo die Landnutzung grundsätzlich nach volkswirtschaftlich rentablen Methoden weitgehend ohne Subventionierung organisiert werden muß und soweit möglich mit ihren Folgekosten belastet wird. Solche Nutzungssysteme wären aus naturwissenschaftlicher Sicht nachhaltig. Die RAP beträgt in diesen Nutzungssystemen 0.4 bis 0.6, ist dort also immer noch deutlich höher als in vielen Ländern der Dritten Welt.

Die Einführung nachhaltiger Methoden der Landnutzung litt bisher in der Dritten Welt unter dem Mangel an wissenschaftlichen Untersuchungen und an Bildung der in der Landwirtschaft tätigen Bevölkerung, in Europa hauptsächlich an den falsch gesetzten ökonomischen Randbedingungen, die die Agrarindustrie an Stelle einer nachhaltigen Produktionsweise in Vorteil setzten.

Viele der landwirtschaftlichen Produktionsmethoden, die heute im Rahmen der nachhaltigen Produktion berücksichtigt werden, sind nicht neu, sondern waren bis vor wenigen Jahrzehnten Bestandteile der "gewöhnlichen" landwirtschaftlichen Produktionsweise. Sie wurden aus den Betrieben verbannt, nicht, weil sie nicht funktionierten, sondern weil sie durch energieintensive Verfahren und agrochemische Technik verdrängt ("outcompeted") wurden (Lopez-Real, 1986). Dies ist eine Folge der Unterbewertung der Kosten der Energie. Nachhaltige Landwirtschaft heißt, einen hochentwickelten (sophisticated) systembezogenen Weg zur landwirtschaftlichen Produktion zu wählen, der die Optimierung anstelle der Maximierung zum Ziel hat. Sie legt höchstes Gewicht auf das Erhalten und Fördern biologischer Wechselwirkungen innerhalb des Systems, die nicht die Erträge, sondern die Stabilität der Agroökosysteme maximieren und dabei den Bedarf an industriellem Input minimieren (Friend, 1983).

Es ist erstaunlich, wie gering die Unterschiede in den Erträgen bei einem Vergleich konventionell bewirtschafteter Höfe mit nachhaltig bewirtschafteten Höfen in den USA waren, besonders wenn man berücksichtigt, welche Mengen an öffentlichem und privatem Kapital in die konventionell bewirtschafteten Höfe seit dem zweiten Weltkrieg geflossen sind (Lopes-Real, 1986). Man fragt sich, was durch einen ähnlichen Forschungsaufwand bei nachhaltiger Wirtschaftsweise erreicht werden könnte.

In den Tropen wurde in der Vergangenheit eine Vielzahl von Versuchen unternommen, Nachhaltigkeit der Produktionsweise zu erreichen. In einem Experiment in Yurimaguas, Peru, wurden ursprünglich Verfahren entwickelt, die auf hohe Applikationsraten an Düngern und Pestiziden setzten (Sanchez et al., 1982). Dieses System hat sich bei der Erhaltung des Bodenkohlenstoff bewährt, doch scheint es unwahrscheinlich, daß ein weiter Kreis von Kleinbauern Amazoniens auf dieses System umsteigt, solange die damit verbundenen ernstesten Probleme in der Wirtschaftlichkeit und der Versorgung mit Rohstoffen bestehen bleiben (Fearnside, 1987). Neuere Systeme mit geringerem Bedarf an Düngern und Pestiziden (low input systems), wie sie jetzt von der gleichen Arbeitsgruppe entwickelt werden, scheinen vielversprechender (Sanchez & Benites, 1987).

Eine Reihe von einjährigen Feldfruchtarten wurde im brasilianischen Jari Projekt auf großen Schlägen unter traditionellen Bedingungen mit hohem Energieeinsatz gezogen (Fearnside & Rankin, 1985). Gerade dieses mechanisierte Produktionssystem mit Monokulturen leidet unter einer Serie von Pflanzenseuchen und Schädlingsinvasionen.

Es scheint derzeit, daß noch viel Forschungsarbeit notwendig sein wird, um für die Tropen geeignete nachhaltige Systeme der landwirtschaftlichen Produktion zu entwickeln und zu erproben (Fearnside, 1988). Hierbei spielen die ökonomischen Randbedingungen, die die Erste Welt der Dritten Welt setzt, eine ausschlaggebende Rolle. Ohne eine nachhaltige Landwirtschaft in der Dritten Welt mit deutlich gesteigerter relativer landwirtschaftlicher Produktivität erscheint der Schutz der Tropenwälder als Kohlenstoff-Reservoir aussichtslos.

Die Vorteile eines Übergangs zu nachhaltigen Methoden der landwirtschaftlichen Produktion lassen sich wie folgt zusammenfassen (Esser, 1994):

- Verminderung des Energiebedarfs je Erntemenge in intensiv produzierenden Systemen.
- Verminderung des Flächenbedarfs je Erntemenge in extensiv produzierenden Systemen. Dadurch geringere Rodungen.
- Schonung bzw. Aufstockung des organisch gebundenen Kohlenstoffs im Boden.

Der Übergang zu nachhaltigen Wirtschaftsweisen ließe sich erreichen, wenn jedem Produktionssystem die tatsächlichen volkswirtschaftlichen Gestehungskosten einschließlich der realen Folgekosten auferlegt würden.

### **6.8.3.2 Welches Potential der Einsparung erschließt eine Veränderung der Relativen Landwirtschaftlichen Produktivität?**

In Kapitel 6.8.1. wurde gezeigt, daß die Relative Landwirtschaftliche Produktivität (RAP), also das Verhältnis der Netto-Primär-Produktivität landwirtschaftlicher Kulturen zu derjenigen der potentiellen natürlichen Vegetation am gleichen Ort, in den meisten Ländern, besonders in der Dritten Welt, bei 0.1 bis 0.2 liegt. Diese Länder erwirtschaften je Flächeneinheit der landwirtschaftlich genutzten Fläche also nur 10-20% der maximal möglichen Netto-Primärproduktivität.

Da die RAP überwiegend durch sozio-ökonomische Randbedingungen im jeweiligen Land und nicht durch thermodynamische Voraussetzungen bestimmt ist, sollte sie prinzipiell durch Änderung dieser Randbedingungen veränderbar sein. Hier liegt ein Potential zur Einflußnahme des Menschen auf den Kohlenstoffhaushalt der landwirtschaftlichen Nutzflächen.

Beim Übergang zu nachhaltiger Wirtschaftsweise in der Landnutzung würde die RAP sich bei 0.4-0.6 nivellieren. Sie würde also in Ländern mit flächenoptimierter Produktionsweise absinken, in Ländern der Dritten Welt ansteigen. Dadurch würde in Ländern mit steigender RAP der Flächenbedarf je Einheit Ertrag sinken. Außerdem würde die Speicherung von Kohlenstoff in den Kompartimenten des Bodens steigen. Wir wollen in diesem Kapitel die Auswirkungen dieser Veränderungen diskutieren.

Esser (1994, 1995) entwickelte für die Periode 1990-2050 Szenarien mit logischen Annahmen zur möglichen Entwicklung der landwirtschaftlich genutzten Flächen auf Länderebene. Die prinzipiellen treibenden Kräfte in diesen Szenarien sind die Entwicklung der Bevölkerungszahlen auf Länderbasis nach den Schätzungen der Weltbank (Bulato et al., 1990) und die Entwicklung der RAP in diesen Ländern. Die Annahmen, die dabei gemacht wurden, sind: (1) die

Bevölkerung eines Landes muß ausreichend mit landwirtschaftlichen Produkten versorgt werden können; (2) die landwirtschaftlichen Produkte können im Land produziert oder importiert werden; (3) die Relative Landwirtschaftliche Produktivität (RAP) bestimmt die Flächen, die zur Produktion einer Einheit landwirtschaftlicher Produkte gebraucht werden; (4) RAP ist keine Konstante, sondern kann sich in der Untersuchungsperiode verändern.

Das High Resolution Biosphere Model (HRBM) wurde benutzt, um die Szenarien durchzurechnen. In jedem Modelljahr wurde in den 149 Ländern des Modells geprüft, ob die landwirtschaftlich genutzte Fläche mit den in diesem Jahr gültigen Werten für RAP im Stande ist, die Bevölkerung zu versorgen. Über den NPP Modul des Modells gehen in diese Berechnung auch Veränderungen des Klimas, des atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Gehalts, des Bodens, der Nährstoffversorgung ein. Ist die genutzte Fläche zu klein, werden neue Gitterelemente des Landes in Kultur genommen, wobei ihre Auswahl aufgrund eine Nutzungswahrscheinlichkeit erfolgt. Sind die Flächen zu groß, werden nach ihrer Nutzungswahrscheinlichkeit Gitterelemente aus der Bearbeitung genommen und renaturiert. Die Nutzungsänderungen führen in den Gitterelementen zu mechanistisch berechenbaren Änderungen der für den Kohlenstoffkreislauf verantwortlichen Prozesse.

Die zwei Szenarien, die benutzt wurden, um die RAP zu verändern, sind ausgewählt worden, um die potentielle Spanne des Einflusses zu schätzen. Sie sind nicht der Versuch, künftige Entwicklungen vorherzusagen. Das erste Szenario (a) nimmt an, daß die RAP in allen Ländern auf dem Stand von 1990 bleibt, daß also keine wirtschaftliche Entwicklung stattfindet. Das zweite Szenario (b), das einen allmählichen Anstieg der RAP von ihrem Wert im Jahr 1990 auf 1.0 im Jahr 2050 annimmt, unterstellt, daß in allen Ländern zu intensiver Bewirtschaftung übergegangen wird. Aus den schon diskutierten Gründen ist dies nicht durchführbar und in der Praxis nicht wünschenswert.

Tabelle 6.29 gibt die aus diesen beiden Szenarien berechnete Änderung der landwirtschaftlichen Nutzfläche für den Zeitraum 1990-2050 an.

Es ist zu erkennen, daß sich der zusätzliche Flächenbedarf in beiden Szenarien um ca. 15 Mill. Quadratkilometer unterscheidet. Das ist etwa die Größe der landwirtschaftlichen Nutzfläche heute.

Während bei der Annahme konstanter RAP mehr als 10 Mill. Quadratkilometer zusätzlich in Kultur genommen werden müßten, die Hälfte davon in Afrika, besteht bei auf 1 ansteigender RAP sogar ein Überschuß an genutzter Fläche, auch hier mit dem Schwerpunkt in Afrika. Die Auswirkung einer mäßigen Korrektur der RAP, wie sie unter nachhaltiger Wirtschaftsweise vermutlich erreicht werden kann, dürfte also einen verminderten Rodungsbedarf von ca. 7-8 Mill. Quadratkilometern mit sich bringen.

Das High Resolution Biosphere Model gibt auch die entsprechenden Kohlenstoffbilanzen der Biosphäre für beide Szenarien. Danach würden durch den enormen Rodungsbedarf und die daraus folgende Veränderung aller biosphärischen Prozesse auf den betroffenen und den nicht direkt betroffenen Flächen Szenario a), konstante RAP, eine Freisetzung von netto 84 Gt Kohlenstoff im Zeitraum 1990-2050 bewirken. Im gleichen Zeitraum würde Szenario b) eine netto



Tabelle 6.29. Szenarien der Veränderung der landwirtschaftlich genutzten Flächen nach Regionen im Zeitraum 1990-2050 in Abhängigkeit von zwei angenommenen extremen Entwicklungen der Relativen Landwirtschaftlichen Produktivität (RAP): (a) RAP unverändert, (b) RAP nimmt im Zeitraum linear auf 1 zu. Die Symbole bedeuten: n -> l natürliche Vegetation in landwirtschaftliche Nutzfläche; l -> n Brache und Renaturierung. Alle Angaben in 10<sup>3</sup> km<sup>2</sup>. Nach Esser, 1994.

Region, Land	Gesamtfläche	RAP konstant		RAP zunehmend auf 1	
		n -> l	l -> n	n -> l	l -> n
Europa (ohne Russland)	5 130	116	204	57	567
EG	2488	37	149	41	310
Deutschland	373	0	42	0	13
Afrika	30 088	5 999	132	186	1 186
ehem. UDSSR	22 297	240	37	2	247
Mittlerer Osten	6 708	506	33	144	127
Südasien	4 481	1 134	55	31	449
Südostasien	4 639	636	40	18	316
Ostasien	11 665	331	63	141	156
Nordamerika	19 661	190	91	31	344
Mittelamerika	2 808	352	58	41	253
Südamerika	17 967	666	180	24	770
Australien, Neuseeland	8 674	52	20	0	69
Global	134 118	10 222	913	675	4 484

Bindung von ca. 13 Gt Kohlenstoff bringen. Beide Szenarien unterscheiden sich also um ca. 100 Gt Kohlenstoff. Dies ist die Verfügungsmasse, die durch Beeinflussung der RAP theoretisch höchstens gespart werden kann. In der Praxis dürfte die Hälfte dieser Menge nachhaltig zu erwirtschaften sein.

### 6.8.3.3 Das Potential nachwachsender Rohstoffe.

Esser (1994) hat in einer Studie für den Deutschen Bundestag einige Bemerkungen zum Thema "ist die Nutzung nachwachsender Rohstoffe CO<sub>2</sub>-neutral?" gemacht. Hier soll der kritische Text aus der genannten Studie für den Bundestag wiedergegeben werden:

Die Nutzung nachwachsender Energieträger wird häufig als CO<sub>2</sub>-neutral betrachtet, da die durch Verbrennen der organischen Substanz frei werdenden CO<sub>2</sub>-Mengen "ja sowieso aus der Atmosphäre stammten".

Dieser Ansicht ist grundsätzlich zu widersprechen: Die Entnahme von Biomasse aus einem System, aus dem diese Biomasse vorher nicht entnommen wurde, also die Einführung eines neuen Kohlenstoff-Flusses in das System des Kohlenstoffhaushalts, führt zu einem Rückgang des Kohlenstoffvorrats im betroffenen und allen daraus gespeisten Pools. Wie groß dieser Rückgang ist und ob die Ersparnis an CO<sub>2</sub> aus fossilen Quellen, die erreicht wird, diesen Rückgang kompensiert oder übertrifft, hängt vom Zustand des Systems ab, aus dem entnommen wird und von der Art und Menge der Entnahme.

Die Arbeitsgruppe Spitzer am Institut für Energieforschung in Graz, Österreich, benutzte das Modell des Autors, um verschiedene Verfahren der Gewinnung von Biomasse als Energieträger hinsichtlich ihres Potentials zur Einsparung von CO<sub>2</sub> vergleichend zu untersuchen (Ahamer et al., 1992; Ahamer, 1993).

In diesen Arbeiten wurde untersucht, inwieweit verschiedene Verfahren der Biomassengewinnung für Energiezwecke in der Lage sind, mehr Kohlenstoff aus fossilen Quellen einzusparen, als sie selbst in der Bilanz zwischen biosphärischer Bindung und Freisetzung erzeugen. Ein Quotient CO<sub>2</sub>-Neutralität wurde vorgeschlagen und wie folgt definiert (Spitzer, 1993; mündl. Mitt.):

$$\text{CO}_2\text{-Neutralität} = (\text{gespartes CO}_2 - \text{emittiertes CO}_2) / \text{gespartes CO}_2$$

Die CO<sub>2</sub>-Neutralität eines Verfahrens zur Biomassengewinnung ist negativ, solange es mehr CO<sub>2</sub> emittiert als es spart. Eine CO<sub>2</sub>-Neutralität von 1.0 würde bedeuten, daß das Verfahren selbst kein CO<sub>2</sub> emittiert.

Als günstigstes Verfahren stellte sich die Nutzung von Abfallholz (Äste, Zweige, Rinde) aus der Forstwirtschaft heraus. Hier erreichte die CO<sub>2</sub>-Neutralität, ausgehend von negativen Werten, bereits nach ca. 7 Jahren konstante Werte um 0.8. Andere Verfahren erwiesen sich als weniger günstig. Schlecht schnitten bei diesen Untersuchungen Verfahren des sogenannten "Energy Farming" ab, bei welchen Nutzpflanzen (Raps etc.) eigens zur Energiegewinnung angebaut werden. Ganz besonders negativ erwiesen sich diese Verfahren, wenn die erforderlichen Anbauflächen erst durch Rodung gewonnen werden mußten. Der Verlust an Kohlenstoff aus den natürlichen Systemen war in diesem Fall auch nach langer Zeit nicht zu kompensieren, auch wenn die gerodete Phytomasse selbst zur Energiegewinnung benutzt worden war.

Trotz dieser Vorbehalte erscheinen bestimmte Verfahren der Gewinnung von Biomasse für die Energieerzeugung durchaus sinnvoll. Eine nennenswerte Einsparung fossiler Brennstoffe darf man sich davon allerdings nicht versprechen. Biomassennutzung ist nur im Verein mit rigorosen Energiesparprogrammen in der Lage, nennenswerte Anteile der fossilen Energiequellen zu ersetzen. Es wird empfohlen, als günstig erkannte Verfahren der Biomassengewinnung für Energiezwecke eingehender untersuchen zu lassen und dabei vor allem den Energie-Eigenbedarf dieser Verfahren sowie ihre Auswirkungen auf die biosphärischen Systeme, also die CO<sub>2</sub>-Neutralität, festzustellen zu lassen.

#### **6.8.4 Forschungsbedarf**

Der Weg zur Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft wird in den nächsten Jahrzehnten in den meisten Regionen der Erde aus ökonomischen Gründen beschritten werden müssen, da die Kosten der agrarindustriellen Wirtschaftsweise nicht mehr tragbar sein werden. Wie gezeigt werden konnte, eröffnet sich dadurch ein Potential zur Einsparung von CO<sub>2</sub> in der Größenordnung von ca. 50 Gt Kohlenstoff.

Sollte sich die Bundesrepublik Deutschland entschließen, in dieses zukunftssträchtige Gebiet Forschung zu investieren und sich dadurch einen Anteil an der CO<sub>2</sub>-Einsparung zu sichern, so kann dies nur in Zusammenarbeit mit der Dritten Welt geschehen. Dabei ist zu berücksichti-

gen, daß nicht nur Verfahren zur nachhaltigen Produktion landwirtschaftlicher Produkte entwickelt werden müssen, sondern daß diese durch Bildung der in der Landwirtschaft Tätigen auch zu etablieren sind. Darüber hinaus ist für einen Absatzmarkt der produzierten Produkte zu sorgen. Das zur Untersuchung und Entwicklung des mit der Umstellung verbundenen Problemkomplexes erforderliche Arbeitskonzept geht über die wissenschaftliche Kompetenz eines einzelnen Landes hinaus. Es sind also international koordinierte Anstrengungen erforderlich.

In der Bundesrepublik würde der Übergang zu nachhaltiger Wirtschaftsweise zwar eine Minderung der landwirtschaftlichen Produktion mit sich bringen, doch würde dies durch die Verbesserung der Produktqualität und die Reduktion der Produktions- und Folgekosten überkompensiert. Es würden sich neue Perspektiven für den Berufsstand ergeben. Allerdings kanalisiert die derzeitige Landwirtschaftspolitik auf EG-Ebene die Entwicklung in eine ganz andere Richtung.

#### **6.8.5 Literatur zu Abschnitt 6.8**

- Ahamer, G., 1993, Influence of an enhanced use of biomass for energy on the CO<sub>2</sub> concentration in the atmosphere. Executive Summary of a Doctoral Thesis at the Graz University of Technology in Austria, 37 S., Graz.
- Ahamer, G., Spitzer, J., Fankhauser, G., Weiss, C.O., 1992, Einfluss einer verstärkten energetischen Nutzung von Biomasse auf die CO<sub>2</sub>-Konzentration der Atmosphäre. Report Institut für Energieforschung, Joanneum Research, Bericht Nr. IEF-B-20/92, Graz.
- Alegre, J.C., Cassel, D.K., 1986, Effect of land-clearing methods and postclearing management on aggregate stability and organic carbon content of a soil in the humid tropics. *Soil Science* 142, 289-295.
- Allen, J.C., 1985, Soil response to forest clearing in the United States and the Tropics: Geological and biological factors. *Biotropica* 17, 15-27.
- Andriessse, J.P., Schelhaas, R.M., 1987, A monitoring study on nutrient cycles in soils used for shifting cultivation under various climatic conditions in tropical Asia. III. The effects of land clearing through burning on fertility level. *Agriculture, Ecosystems, and Environment* 19, 311-332.
- Aselmann, I., Lieth, H., 1983, The implementation of agricultural Produktivity into existing global models of primary produktivity. In: Degens, E.T., Kempe, S., Soliman, H. (Hg.), *Transport of carbon and minerals in major world rivers, Part 2. Mitt. Geolog.- Paläontolog. Inst. Univ. Hamburg, SCOPE/UNEP Sonderband, Heft 55*, 107-118.
- Bernhardt-Reversat, F., Huttel, C., Lemee, G., 1978, La foret sempervirente de basse Cote d'Ivoire. In: Lamotte, M., Bouliere, F. (Hg.), *Problemes d'Ecologie: Structure et fonctionnement des ecosystems terrestres*, S. 313-345. Masson Paris New York Barcelona Mailand.
- Bonalume, R., 1991, Deforestation rate is falling. *Nature* 350, 368.
- Bormann, F.H., Likens, G.E., 1979, *Pattern and process in a forest Ecosystem*. Springer Verlag New York Heidelberg, 253 S.
- Brouwer, F.M., Thomas, A.J., Chadwick, M.J. (Hg.), 1991, *Land use changes in Europe: Processes of changes, environmental transformations and future patterns. The GeoJournal Library Volume 18*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht Boston London, 528 S.
- Bulato, R.A., Bos, E., Stephens, P.W., Vu, M.T., 1990, *World population projections 1989-90 edition short- and long-term estimates from the data files of the World Bank*. Washington, D.C., The World Bank.

- Droste zu Hülshoff, B. von, 1970, Struktur, Biomasse und Zuwachs eines älteren Fichtenbestandes. *Forstwiss. Zentralblatt* 89, 162-171.
- Ellenberg, H. (Hg.), 1971, Integrated experimental ecology. Methods and results of ecosystem research in the German Solling project. Kapitel B, D, E. Chapman and Hall Ltd. London.
- Esser, G., 1991, Osnabrück Biosphere Model: structure, construction results. In: Esser, G., Overdieck, D. (Hg.), *Modern Ecology: Basic and Applied Aspects*. Elsevier Amsterdam London New York Tokyo, S. 679-709.
- Esser, G., 1994, Eingriffe der Landwirtschaft in den Kohlenstoffkreislauf. In: Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestags (Hg.), *Studienprogramm Landwirtschaft, Bd. 1 Teilband I, Studie A*, 136 S., Economica Verlag Bonn.
- Esser, G., 1995, Contribution of Monsoon Asia to the carbon budget of the biosphere, past and future. *Vegetatio* 121, 175-188.
- FAO, 1991, *Production Yearbook 1990, Bd. 44. FAO Statistics Series No. 99*, United Nations Rome.
- Fearnside, P.M., 1987, Rethinking continuous cultivation in Amazonia. *BioScience* 37, 208-214.
- Fearnside, P.M., 1988, Prospects for sustainable agricultural development in tropical forests. *ISI Atlas of Science: Animal and Plant Sciences*, S. 251-256.
- Fearnside, P.M., Rankin, J.M., 1985, Jari revisited: Changes and the outlook for sustainability in Amazon's largest silvicultural estate. *Intersciencia* 10, 121-129.
- Finck, A., 1976, *Pflanzenernährung in Stichworten*, Hirt Verlag, Kiel.
- Friend, G., 1983, The potential of alternative agriculture. In: Knorr, D. (Hg.), *Sustainable food systems*. Ellis Horwood Chichester, S. 28-47.
- German Bundestag (Hg.), 1990, Protecting the tropical forests: A high priority international task. Report of the Enquete-Commission "Preventive measures to protect the earth's atmosphere" of the 11th German Bundestag, 2.
- Grübler, A., 1992, Technology and global change: Land-use, past and present. IIASA Working Paper, WP-92-2, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria.
- INPE, 1989, *Avaliacao da alteracao da cobertura vegetal na Amazonia Legal utilizando sensoriamento remoto orbital*. 2nd ed, Instituto de Pesquisas Espaciais, S.J. Campos, S. Paulo, Brazil.
- Kawaguchi, H., Yoda, K., 1986, Carbon-cycling changes during regeneration of a deciduous broadleaf forest after clear-cutting. I. Changes in organic matter and carbon storage. *Japan J. Ecol.* 35, 551-563.
- Lemee, G., Bernhardt-Reversat, F., huttel, C., 1975, Recherches sur l'ecosysteme de la foret subequatoriale de basse Cote d'Ivoire. *Teile I-VII, Terre Vie* 29, 169-264.
- Lugo, A.E., Sanchez, M.J., 1986, Land use and organic carbon content of some subtropical soils. *Plant and Soil* 96, 185-196.
- Lopez-Real, J.M., 1986, Sustainable agriculture: The microbial potential- The microbiologist's challenge. In: *The role of microorganisms in a sustainable agriculture: Selected papers from the Symposium*, S. 1-8.
- Manning, E.W., 1991, Analysis of land use determinants in support of sustainable development. In: Brouwer, F.M., Thomas, A.J., Chadwick, M.J. (Hg.), *Land use changes in Europe. The GeoJournal Library, Vol. 18*, Kluwer Academic Publishers Dordrecht Boston London. Chapter 22, S. 485-514.
- Myers, N., 1989, *Deforestation rates in tropical forests and their climatic implications. A friends of the earth report*, London.

- Olson, J.S., Watts, J.A., Allison, L.A., 1983, Carbon in live vegetation of major world ecosystems. Report for U.S. DOE, Oak Ridge National Laboratory, DOE/NBB-0037.
- Olson, J.S., Watts, o.J. (cv. 1983), Major world ecosystem complexes, ranked by carbon in life vegetation. Map prepared for the Carbon Dioxide Research Division of the U.S. DOE and the Ecosystems Studies Program of the National Science Foundation.
- Richards, J.F., Olson, J.S., Rotty, R.M., 1983, Development of a data base for carbon dioxide releases resulting from conversion of land to agricultural uses. Institute for Energy Analysis, Oak Ridge Associated Universities, Oak Ridge, Tennessee 37831 (ORAU/IEA-82-10M, ORNL/TM-8801).
- Roberts, W.P., Chan, K.Y., 1990, Tillage-induced increases in carbon dioxide loss from soil. *Soil & Tillage Research* 17, 143-161.
- Sanchez, P.A., Bandy, D.E., Villachica, J., Nicholaidis, J.J., 1982, Amazon basin soils: Management for continuous crop production. *Science* 216, 821-827.
- Sanchez, P.A., Benites, J.R., 1987, Low-input cropping for acid soils of the humid tropics. *Science* 238, 1521-1527.
- Whittaker, R.H., Likens, G.E., 1973, Carbon in the biota. In: Woodwell, G.M., Pecan, E.V. (Hg.), *Carbon and the biosphere*. CONF-720510, National Technical Information Service, Springfield, VA. S. 281-302.
- Williams, J., Chartres, C.J., 1991, Sustaining productive pastures in the tropics. 1. Maniging the soil resource. *Tropical Grasslands* 25, 73-84.
- Woodwell, G.M., Hobbie, J.E., Houghton, R.A., Melillo, J.M., Moore, B., Peterson, B.J., Shaver, G.R., 1983, Global deforestation: Contribution to atmospheric carbon dioxide. *Science* 222}, 1081-1086.
- Woodwell, G.M., Houghton, R.A., Stone, T.A., Park, A.B., 1986, Changes in the area of forests in Rondonia, Amazon basin, measured by satellite imagery. In: Trabalka, J.R., Reichle, D.E. (Hg.), *The changing carbon cycle*. Springer Verlag Berlin. S. 242-257.



## 6.9 Die Rolle der Forstwirtschaft

### 6.9.1 Wälder und Forstwirtschaft als Quelle und Senke von CO<sub>2</sub>

#### Einleitung

Wälder und Forstwirtschaft spielen eine wichtige Rolle in den Austauschprozessen zwischen Atmosphäre und Landbiosphäre. In der globalen Kohlenstoffbilanz treten sie sowohl als Quelle und als Senke von CO<sub>2</sub> auf. Die größte Kohlenstoffquelle sind derzeit Waldverluste in den Tropen (13.7 Millionen ha pro Jahr laut (FAO 1997)), die für fast 25 % der anthropogenen Kohlenstoffemissionen verantwortlich sind (Schimel *et al.* 1996). Die globale Kohlenstoffbilanz der Wälder wird aber teilweise ausgeglichen durch Aufforstungen außerhalb der Tropen sowie durch ein verstärktes Wachstum der verbliebenen Wälder in den meisten Regionen der Erde.

Im Forstsektor gibt es beträchtliche Potentiale, um dem Anstieg der CO<sub>2</sub>-Gehalte in der Atmosphäre entgegenzuwirken. Im aktuellen IPCC Report werden von Brown *et al.* (1996) die Möglichkeiten der Kohlenstoffreduktionsmaßnahmen im Forstsektor kritisch bilanziert. Es werden dabei drei Kategorien von Reduktionsstrategien unterschieden:

- Verminderung von Waldverlusten und Schutz vorhandener Wälder vor Degradation
- Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern (entweder durch Ausweitung der Waldfläche oder durch Veränderung der Bewirtschaftungsweise)
- Nutzung von Holz zur Substitution fossiler Brennstoffe

Brown *et al.* (1996) geben Schätzwerte für die durch die forstlichen Reduktionsstrategien möglichen Kohlenstoffminderungspotentiale im Zeitraum von 1995 bis 2050 an: 2.4 Gt in der borealen Zone, 13 Gt in der gemäßigten Zone und 45-72 Gt in den Tropen - zusammen etwa 12-15 % der prognostizierten Kohlenstoffemissionen aus der Nutzung fossiler Energien für den gleichen Zeitraum.

Die maximalen Potentiale der verschiedenen Kohlenstoffreduktionsstrategien sind wiederholt untersucht und beschrieben worden (z.B. Winjum *et al.* 1992; Dixon *et al.* 1993; Dixon *et al.* 1994b; Nilsson und Schopfhauser 1995; Trexler und Haugen 1995; Brown *et al.* 1996), und die Methoden zur Analyse und Bewertung der Reduktionsstrategien wurden in den letzten Jahren deutlich verbessert (Faeth *et al.* 1994; Makundi *et al.* 1995; Nabuurs und Mohren 1995; Sathaye *et al.* 1995; Karjalainen 1996; Matthews 1996; Schlamadinger und Marland 1996b). Dagegen gibt es immer noch große Defizite in der Umsetzung bzw. in der Bewertung der Umsetzbarkeit dieser Maßnahmen im globalen Maßstab, wenn alle existierenden kulturellen und sozioökonomischen Konflikte und Widerstände berücksichtigt werden.

Hier werden erste Erfahrungen mit Treibhausgasinventuren, zu denen alle Unterzeichnerstaaten der Klimarahmenkonvention (Framework Convention on Climatic Change, FCCC) verpflichtet sind, angesprochen. Diese Treibhausgasinventuren sind eine wichtige Vergleichsbasis für den Forstsektor, mit der alle Reduktionsszenarien verglichen werden müssen. In den folgenden Abschnitten wird der aktuelle Kenntnisstand bezüglich der unterschiedlichen Reduktionsstrategien im Forstsektor zusammengefaßt, bevor schließlich die

Möglichkeiten und Grenzen der Umsetzung von forstlichen Reduktionsstrategien diskutiert werden.

### **Treibhausgasinventuren als Referenzszenario für Reduktionsmaßnahmen**

Die Unterzeichnerstaaten der FCCC haben sich verpflichtet, in regelmäßigen Abständen nationale Treibhausgasinventuren durchzuführen und darauf aufbauend Treibhausgasreduktionsprogramme und Anpassungsmaßnahmen für den prognostizierten Klimawandel zu entwickeln. Die ersten Nationalberichte wurden inzwischen vorgelegt, aber nur wenige Länder haben über die Datenerhebung und -auswertung hinaus bereits Handlungsstrategien für den Forstsektor ausgearbeitet (Bundesministerium für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit 1994; Bonduki und Swisher 1995; Braatz *et al.* 1995; Cairns *et al.* 1995; Campos *et al.* 1995; Ismail 1995; Masera 1995; Ravindranath und Somashekhar 1995; Sanchez-Azofeifa und Quesada-Mateo 1995; Wangwacharakul und Bowonwiwat 1995; Brown 1996; Krankina *et al.* 1996; Moura-Costa 1996; Mwandosya *et al.* 1997).

Treibhausgasinventuren sind nicht nur zur Ermittlung der aktuellen Kohlenstoffbilanz wichtig. Sie werden darüber hinaus auch als Referenzszenario für mögliche Reduktionsmaßnahmen benötigt. Die derzeit verfügbaren Inventurdaten sind teilweise aber noch recht unzuverlässig, weil es in vielen Ländern keine oder nur unvollständige Daten über Landnutzungsveränderungen oder Kohlenstoffgehalte in unterschiedlichen Vegetations- und Bodenkompartmenten gibt (Braatz *et al.* 1995; FAO 1995; Mwandosya *et al.* 1997). Weiterhin gab es einige methodische Schwächen in den international abgestimmten Inventurrichtlinien (Braatz *et al.* 1995), die aber durch eine Überarbeitung der Richtlinien inzwischen zumindest teilweise behoben worden sind (SBSTA 1996). Besonders für die Tropischen Länder wurden bessere Referenzdaten zusammengestellt, so daß in Zukunft eine deutlich verbesserte Datengrundlage für die regionale/nationale Entwicklung von Kohlenstoffreduktionsmaßnahmen erstellt werden kann.

### **6.9.2 Kohlenstoffreduktionsstrategien in der Forstwirtschaft**

Mögliche Maßnahmen im Forstsektor zur Reduktion der Kohlenstoffgehalte in der Atmosphäre wurden von verschiedenen Autoren wiederholt ausgewiesen und analysiert (z.B. Sampson 1992; Winjum *et al.* 1992; Burschel *et al.* 1993b; Dixon *et al.* 1994a; Cannell 1995; Sampson 1995; Brown *et al.* 1996; Houghton 1996; Moura-Costa 1996). Die Kohlenstoffbindungs- bzw. verminderungspotentiale solcher Maßnahmen wurden oft anhand von Einzelprojekten berechnet (Nabuurs und Mohren 1993; Faeth *et al.* 1994; Bonduki und Swisher 1995; Brown 1996; Moura-Costa 1996), und können dann mit Hilfe von Kohlenstoffbilanzmodellen zu regionalen oder nationalen Schätzwerten extrapoliert werden (z.B. Burschel *et al.* 1993a; Faeth *et al.* 1994; Krankina und Dixon 1994; Cairns *et al.* 1995; Kolchugina und Vinson 1995; Böswald 1996). Allerdings sind aufgrund einer unzureichenden Datenbasis in vielen Ländern realitätsnahe Inventuren der Kohlenstoffreduktionspotentiale noch in den ersten Anfangsstadien (Campos *et al.* 1995). Außerdem gibt es große regionale Unterschiede; während besonders Mittelamerika (z.B. Costa Rica) und Rußland bereits viele Projekte im Forstsektor begonnen haben, gibt es in ganz Afrika bislang wenig Erfahrungen.



## **Schutz vorhandener Wälder**

Durch die Verringerung von Waldverlusten, insbesondere von biomassereichen Primärwäldern, könnte wirkungsvoll zur Verminderung der Kohlenstoffemission in die Atmosphäre beigetragen werden (Brown *et al.* 1996; Houghton 1996). Zwar gab es in der Vergangenheit bereits mehrere Schutzprogramme zur Reduktion der Entwaldungsrate. Dennoch sind die globalen Waldverluste weiterhin sehr hoch und nur unwesentlich niedriger als in den 80er Jahren (FAO 1995; Trexler und Haugen 1995; FAO 1997). Grainger (1993) suchte nach Erklärungen für die begrenzten Erfolge der bisherigen Programme und diskutierte Strategien für einen verbesserten Schutz der besonders betroffenen Tropenwälder. Es gibt eine ganze Reihe von Maßnahmen, die zur Verbesserung des Tropenwaldschutzes beitragen können: Unterschutzstellung von Waldflächen in Reservaten, Entwicklung von ökonomischen Perspektiven zur nachhaltigen Bewirtschaftung der Wälder, Absicherung von Landbesitzrechten, Erhöhung der landwirtschaftlichen Produktivität, Verminderung der Subventionen für konkurrierende Landnutzungen (z.B. für die Umwandlung von Wald in Weideflächen in Südamerika), Aufbau von Plantagen und agroforstwirtschaftlichen Systemen zur Produktion von Holz und Biomasse - alle diese Maßnahmen können den Schutz der verbliebenen Naturwälder verbessern (Grainger 1993).

Die regionalen Erfolgsaussichten für den Tropenwaldschutz hängen von vielen Faktoren ab, beispielsweise von der Größe und Zugänglichkeit der Wälder, der demographischen und ökonomischen Entwicklung in der Region, der landwirtschaftlichen Produktivität oder der vorherrschenden kulturellen Tradition. Diese Faktoren variieren stark zwischen unterschiedlichen Ländern und Regionen und deshalb werden für manche Länder weiter zunehmende, für andere dagegen zurückgehende Waldverluste erwartet (Trexler und Haugen 1995).

Aktuelle Schätzwerte der Kohlenstoffreduktionspotentiale durch verbesserten Schutz der Wälder vor Abholzung oder Degradation betragen allein für die Tropen bis zum Jahr 2050 20 Gt Kohlenstoff (Trexler und Haugen 1995). Außerdem gibt es nennenswerte Potentiale auch in den GUS - Staaten, insbesondere durch verbesserten Schutz vor Brand- und Insektenkatastrophen (Kokorin *et al.* 1996; Shvidenko *et al.* 1996).

## **Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung in vorhandenen Wäldern**

Viele Wälder haben durch Übernutzungen und zerstörerische Abholzungsverfahren nur geringe Kohlenstoffvorräte. Die Kohlenstoffspeicherung kann in solchen Sekundärwäldern beispielsweise durch natürliche oder künstliche Verjüngung erhöht werden, weil sich dadurch die Regeneration der Wälder deutlich beschleunigen läßt. Nach Trexler und Haugen (1995) und Brown *et al.* (1996), ist dies die effektivste Kohlenstoffreduktionsstrategie, weil sie relativ einfach anzuwenden und zudem billig ist. Verbesserte Bewirtschaftungsmethoden können auch die Kohlenstoffverluste bei der Holzernte reduzieren. Ein Projekt in Malaysia ('Reduced Impact Logging Project') strebt die Halbierung der Schäden am verbleibenden Bestand an und konnte den Kohlenstoffverlust in den ersten beiden Jahren nach dem Holzeinschlag um  $40 \text{ Mg C ha}^{-1}$  vermindern (Moura-Costa 1996; Moura-Costa und Tay 1996). In Wirtschaftswäldern kann die Kohlenstoffspeicherung auch durch die Verlängerung der Umtriebszeit erhöht werden (Burschel *et al.* 1993a; Cannell und Milne 1995). Allerdings hängt die Kohlenstoffgesamt-

bilanz auch von der Nutzung des eingeschlagenen Holzes ab. Wenn man (i) die Kohlenstoffspeicherung in den Holzprodukten im Zeitverlauf (1 Jahr bei Papier oder Feuerholz, bis zu mehr als ein Jahrhundert bei Bauholz) und (ii) die mögliche Substitution von fossilem Kohlenstoff durch das geerntete Holz berücksichtigt, dann kann unter Umständen auch eine kürzere Umtriebszeit größere Kohlenstoffreduktionseffekte in der Gesamtbilanz zeigen (Cannell und Milne 1995; Nabuurs 1996; Schlamadinger und Marland 1996a); siehe unten).

### **Ausweitung der Waldfläche durch Aufforstungen**

Aufforstungen sind bereits seit langem als Mittel zum temporären Ausgleich von Kohlenstoffemissionen in der Diskussion (z.B. Dyson 1977; Sedjo 1989). In frühen Abschätzungen wurden sehr große Potentiale für Aufforstungen als Ausgleich zum Treibhauseffekt ausgewiesen (z.B. Sedjo und Solomon 1989; Hall *et al.* 1991). Aktuellere Untersuchungen haben aber gezeigt, daß viele Annahmen in diesen Arbeiten zu optimistisch waren, weil konkurrierende Landnutzungen vernachlässigt und potentielle Wachstumsraten überschätzt wurden (Nilsson und Schopfhauser 1995). Nilsson und Schopfhauser (1995) haben sozioökonomische, infrastrukturelle und kulturelle Faktoren in ihre Kalkulation einbezogen, um die theoretisch unter technischen Gesichtspunkten geeignete Fläche auf eine realistischere Abschätzung der potentiell verfügbaren Fläche für ein globales Aufforstungs- und Agroforstwirtschaftsprogramm zu reduzieren. Nach dieser Studie könnten durch solch ein globales Programm bis zum Jahr 2050 38 Gt, über einen hundertjährigen Zeitraum sogar 104 Gt Kohlenstoff gebunden werden.

### **Nutzung von Holz zur Substitution fossiler Brennstoffe**

Zusätzlich zu den direkten Wirkungen der Wälder und der Forstwirtschaft auf den globalen Kohlenstoffkreislauf können durch Holzprodukte über Substitutionseffekte bei fossilen Brennstoffen ebenfalls die Kohlenstoffgehalte in der Atmosphäre reduziert werden (Hall *et al.* 1991; Schlamadinger und Marland 1996b). Beispielsweise ist dies der Fall, wenn ein kommunales Heizkraftwerk von fossilen Brennstoffen auf Biomasseenergie (z.B. Holzhackschnitzel) umstellt. Auch durch die Verwendung von langlebigen Holzprodukten an Stelle von energieintensiveren Werkstoffen wie Aluminium, Beton oder Stahl - etwa im Hausbau - können Kohlenstoffemissionen aus fossilen Brennstoffen vermindert werden (Harmon *et al.* 1990; Burschel *et al.* 1993b; Wegener *et al.* 1994).

Die Quantifizierung von Kohlenstoffreduktionspotentialen durch Substitution fossiler Brennstoffe ist schwieriger als für die zuvor genannten Reduktionsoptionen (Marland und Schlamadinger 1995). Hierzu ist zuerst die Kohlenstoffbilanz des geernteten Holzes zu bestimmen, da bei nicht nachhaltiger Holznutzung, z.B. beim Einschlag von Naturwäldern, zunächst eine Freisetzung von Kohlenstoff aus langfristig im Wald gespeicherter Biomasse in die Atmosphäre erfolgt (Harmon *et al.* 1990). Dann muß die relative Kohlenstoffeffizienz der Holzverwendung im Vergleich mit alternativen Szenarien der Verwendung von fossilen Brennstoffen bewertet werden (Schlamadinger und Marland 1996a). Schließlich müßte eigentlich im Rahmen einer Gesamtbewertung der Kohlenstoffbilanz eine komplette Lebenszyklusanalyse (LCA) alternativer Werkstoffe (z.B. in der Bauindustrie) angeschlossen werden, die, angefangen bei der Produktion und dem Transport der Rohstoffe bis zur Entsorgung des Endproduktes (Endlagerung oder Recycling), alle Energieflüsse bilanziert (Frühwald und Solberg 1995;

Richter (in press); vergleiche auch Nickel und Liedtke 1996). Dies ist natürlich sehr aufwendig und die Ergebnisse der LCA können von Einzelfall zu Einzelfall recht unterschiedlich ausfallen.

Zur Analyse der Kohlenstoffbilanz von Forstwirtschaft und Holznutzung wurden eine ganze Reihe von Simulationsmodelle entwickelt (z.B. Dewar 1991; Marland und Marland 1992; Karjalainen *et al.* 1995; Schlamadinger und Marland 1996b), und für verschiedene Länder wurden mit solchen Modellen nationale Kohlenstoffbilanzen des Forstsektors berechnet (z.B. Burschel *et al.* 1993b; Karjalainen *et al.* 1995; Heath *et al.* 1996; Maclaren 1996). Globale Schätzwerte über die Möglichkeiten der Kohlenstoffreduktion durch Substitution fossiler Brennstoffe sind allerdings bislang nicht verfügbar. Überwiegend wurden Fallstudien oder theoretische Szenarien untersucht (Karjalainen 1996; Nabuurs 1996; Price *et al.* 1996; Schlamadinger und Marland 1996a), die zudem häufig auf Schnellwuchsplantagen beschränkt und daher nicht repräsentativ für weniger intensive Bewirtschaftungsformen waren (Nabuurs 1996).

### **6.9.3. Möglichkeiten und Grenzen bei der Umsetzung von Reduktionsmaßnahmen in der Forstwirtschaft**

Zwischen der theoretischen Bestimmung von Potentialen für Kohlenstoffreduktionsmaßnahmen im Forstsektor und deren Realisierung kann ein langer Weg liegen. Während frühere Untersuchungen in erster Linie die physikalisch-technischen Potentiale der forstlichen Reduktionsmaßnahmen analysiert haben, wurde in den oben genannten Schätzwerten bereits etwas realitätsnäher die Verfügbarkeit der Flächen berücksichtigt. Es gibt aber eine ganze Reihe weiterer sozioökonomischer, organisatorischer und kultureller Faktoren, die zusätzlich die Potentiale begrenzen bzw. die Umsetzung der Potentiale erschweren können (Grainger 1991).

Welche Möglichkeiten gibt es nun, um die Umsetzung von Reduktionsmaßnahmen zu verbessern? Einerseits gibt es eine Vielzahl von Projekterfahrungen, die genutzt werden können, um aus Fehlern und Erfolgen der Vergangenheit zu lernen. Eine andere Möglichkeit ist die Entwicklung neuer Instrumente zur Umsetzung von Reduktionsmaßnahmen, insbesondere ist hier "Joint Implementation" (JI) zu nennen, bzw. "Activities Implemented Jointly", der Fachbegriff für JI Projekte im Rahmen einer Pilotphase des FCCC bis 1999. Auch die verbindliche Festschreibung, bzw. die Verschärfung internationaler Emissionsreduktionsziele sowie die Einführung von finanziellen Anreizen für Reduktionsmaßnahmen könnten die Umsetzung solcher Maßnahmen im Forstsektor beschleunigen. Da die letztgenannten Instrumente aber Gegenstand politischer Verhandlungen sind, sollen sie im folgenden nicht weiter behandelt werden.

#### **Projekterfahrungen**

In den letzten 20 Jahren hat in der Entwicklungszusammenarbeit mit den Ländern der Dritten Welt ein langsamer Lernprozess von einer technokratischen Forstwirtschaft in Richtung auf eine soziale, stärker den Menschen in die Planung der Waldbewirtschaftung einbeziehende Forstwirtschaft stattgefunden (Grainger 1991). Partizipatorische, d.h. unter Beteiligung der Landbevölkerung durchgeführte, Forstprojekte haben zwar häufig eine längere Anlaufzeit, da-

für aber bessere Erfolgsaussichten unter sehr unterschiedlichen Bedingungen (z.B. Shepherd *et al.* 1991; De Jong *et al.* 1995; Andrade 1996; Sall 1996).

Ein gutes Beispiel bietet der Vergleich von vier Waldbewirtschaftungsprojekten in der afrikanischen Trockenwaldzone (Shepherd *et al.* 1991): alle vier Projekte hatten eine nachhaltige Waldbewirtschaftung unter Beteiligung der lokalen Bevölkerung zum Ziel. Sie verfolgten aber unterschiedliche Ansätze, um dieses Ziel zu erreichen. Zwei Projekte nahmen administrative Grenzen von Waldschutzreservaten als Ausgangspunkt und entwickelten Bewirtschaftungsstrategien für die Reservate, bevor sie schließlich auf die lokale Bevölkerung zuzugingen, um sie für die Umsetzung der vorgeschlagenen Pläne zu gewinnen. Die anderen beiden Projekte analysierten dagegen zunächst die Interessen und Bedürfnisse der Bevölkerung im betroffenen Gebiet und versuchten dann angepaßte Bewirtschaftungsstrategien gemeinsam mit lokalen Gruppen zu entwickeln, unter Einbeziehung bestehender kommunaler Strukturen und traditioneller Wirtschaftsweisen. Während die ersten beiden Projekte in allen Phasen des Projektes Probleme hatten und am Ende stark von finanzieller Unterstützung bzw. von der starken Autorität der lokalen Entscheidungsträger abhingen, um eine Beteiligung der lokalen Bevölkerung zu sichern, war die Umsetzung der beiden anderen Projekte wesentlich einfacher, weil sich die lokale Bevölkerung aktiv in den Prozess eingebracht hatte.

**Sozioökonomische Rahmenbedingungen.** Sampson (1995) diskutiert Erfahrungen aus Forstprojekten in unterschiedlichen Weltregionen und unterstreicht die große Bedeutung der sozialen Komponenten in der Planung und Umsetzung der Projekte. Als wichtige Voraussetzung für die erfolgreiche Umsetzung von forstlichen Kohlenstoffreduktionsprojekten nennt er die Einbeziehung lokaler Institutionen, die von der Bevölkerung akzeptiert werden. Ein anderer Gesichtspunkt, der oft übersehen wird, ist die Tatsache, daß Forstprojekte weder von Sponsoren noch von der lokalen Bevölkerung unterstützt werden, wenn sie einseitig auf die Kohlenstoffreduktion in der Atmosphäre ausgerichtet sind und die wirtschaftlichen Interessen der Region außer acht lassen. Jede forstliche Reduktions- oder Anpassungsstrategie sollte unabhängig vom prognostizierten Globalen Wandel sinnvoll und politisch gewollt sein (Ciesla 1995). Um die Akzeptanz bei der lokalen Bevölkerung und den beteiligten Behörden zu erleichtern, sollten Projekte neben der Kohlenstoffbindung auch weitere Nutzen wie z. B. Holzproduktion, Brennholzangebot oder Infrastrukturleistungen bieten. Sampson (1995) zitiert verschiedene erfolgreiche Forstprojekte, die immer primär forstwirtschaftliche, landesplanerische oder ökonomische Entwicklungsziele hatten, um lokale Bedürfnisse zu befriedigen, aber gleichzeitig auch Kohlenstoffreduktionseffekte verfolgten. Die Herausforderung besteht demnach darin, Reduktionsmaßnahmen zu entwickeln, die erfolgreich umgesetzt werden können, auch wenn dies vordergründig aus anderen Motiven heraus geschieht (Sampson 1995).

Die Bedeutung eines greifbaren ökonomischen Nutzens, den der Waldbestand für die lokale Bevölkerung erzeugen muß, wurde auch in einer Studie im südlichen Mexiko herausgestellt, bei der lokale Siedlungsgemeinschaften an der Umsetzung von Kohlenstoffreduktionsmaßnahmen mitwirkten (de Jong *et al.* 1995). Die Landwirte zogen es vor, private Plantagen oder agroforstwirtschaftliche Systeme zu begründen (vergleiche Dixon *et al.* 1994), anstatt nachhaltige Bewirtschaftungskonzepte für kommunale Waldflächen zu entwickeln, weil für letztere zunächst (in möglicherweise schwieriger Abstimmung) ein kommunaler Konsens gefunden

werden muß. Andererseits fanden de Jong *et al.* (1995), daß eine verbesserte Bewirtschaftung der Sekundärwälder ökonomisch besser abschneiden würde, da die Opportunitätskosten niedriger sind, wenn landwirtschaftlich genutzte Flächen nicht betroffen sind. Außerdem hat die Sicherung der vorhandenen Wälder den Vorteil, daß gleichzeitig die wichtigen Schutzfunktionen der Wälder (Wasser- und Bodenschutz, Erhalt der Biodiversität) erhalten bleiben.

**Besitz- und Nutzungsrechte.** Viele Erfahrungen haben gezeigt, wie wichtig Besitz- und Nutzungsrechte für die Sicherung und nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder sind (z.B. Shepherd *et al.* 1991). Die notwendige Unterstützung für Schutz und Pflege von Gehölzen und Waldflächen durch die lokale Bevölkerung ist ohne die Absicherung durch private oder kommunale Rechte für die betroffenen Flächen bzw. Nutzungspotentiale nicht erreichbar. Die Vergabe bzw. rechtliche Absicherung von Besitzrechten für die indigene Bevölkerung kann potentiell sehr große, bisher ungestörte Waldflächen vor kurzfristiger Ausbeutung und Zerstörung durch profitorientierte Holzkonzerne schützen. Ein Beispiel hierfür ist das Oxfam/COICA Projekt im westlichen Amazonasbecken (Faeth *et al.* 1994). Verbunden mit Aufklärungskampagnen werden dort gerichtliche Schritte verfolgt, um Urwaldflächen vor dem Zugriff von Holz-, Öl- und Bergbaukonzernen zu schützen und individuelle Siedler vor der Zerstörung weiterer Flächen abzuhalten. Eine ähnliche Situation gibt es im östlichen Sibirien, wo ein großer südkoreanischer Konzern 0.8 Mha bisher von der Holznutzung verschonten borealen Wald, auf den das Volk der Udege zum Jagen und Fischen angewiesen ist, kahl schlagen will (Kokorin *et al.* 1996).

**Organisatorische Probleme.** sind in mehrerer Hinsicht von Bedeutung: Die Mißachtung von unzureichenden technischen und administrativen Voraussetzungen vor Ort hat viele Projekte der Vergangenheit zum Scheitern verurteilt (Grainger 1991). Der mögliche Umfang von Kohlenstoffreduktionsprogrammen wird durch institutionelle Kapazitäten begrenzt (Andrasko *et al.* 1991; Faeth *et al.* 1994). In ambitionierten Programmen wie dem von Nilsson and Schopfhauser (1995) vorgeschlagenen, sind auch auf internationaler Ebene intensive Begleitmaßnahmen unabdingbar, z.B. bei der Projektauswahl und der Bewertung und Überprüfung von Reduktionszielen. Während die Anzahl der möglichen Reduktionsprojekte potentiell unendlich zu sein scheint (Center for Clean Air Policy und SEVEN 1996), zeigte die Analyse von Faeth *et al.* (1994), daß nur eine sehr begrenzte Anzahl von Projektanträgen einer gründlichen Evaluierung standhält und direkt für eine Förderung in Frage kommt. Daher sollten der Aufwand für eine gründliche Projektauswahl und die notwendige technisch/institutionelle Unterstützung bei der Projektarbeit nicht unterschätzt werden.

Die Konsequenz aus solchen organisatorischen Rahmenbedingungen ist, daß die Umsetzung von Kohlenstoffreduktionsstrategien ausreichend Zeit benötigt, um entsprechende technische und institutionelle Kapazitäten zu entwickeln und die notwendige Unterstützung durch die lokale Bevölkerung zu gewinnen. Einige der erfolgreichsten Programme beginnen klein und werden von Mundpropaganda unterstützt, um die Anzahl der beteiligten Personen oder Gruppen zu erhöhen. Die Verbreitungsrate kann zunächst sehr langsam sein, dann aber ziemlich schnell ansteigen (Grainger 1991). Die derzeitige JI Pilotphase des FCCC kann als Beispiel für einen solchen Kapazitätsaufbauprozess dienen und erweist sich als sehr wertvoll für die Ent-

wicklung des notwendigen Know-hows bei der Umsetzung von Kohlenstoffreduktionsprogrammen (Andrasko *et al.* 1996); siehe auch weiter unten).

**Nachhaltigkeit in der Landnutzung.** Die meisten Forstprojekte können nur als Teil von integrierten Landnutzungskonzepten eine langfristige Perspektive haben. Sektorale Forstprojekte haben ohne eine ausreichende und nachhaltige landwirtschaftliche Produktion zwangsläufig schlechte Erfolgsaussichten. In der Vergangenheit haben viele Waldschutzprogramme die Notwendigkeit abgestimmter Landnutzungsstrategien nicht ausreichend erkannt (Grainger 1991). Umsetzungsstrategien für Kohlenstoffreduktionsprogramme im Forstsektor sollten auch Konzepte enthalten für die Bewirtschaftung und Nutzung zusätzlicher Waldflächen und zur Erschließung neuer Absatzmärkte für die zu produzierenden Holzprodukte (Campos *et al.* 1995; Sall 1996). Zudem müssen Reduktionsmaßnahmen so entwickelt werden, daß sie mit der Landesplanung übereinstimmen oder diese sinnvoll ergänzen (Braatz *et al.* 1995; Mwandosya *et al.* 1997). Vermehrte Anstrengungen sollten unternommen werden, um integrierte nachhaltige Landnutzungskonzepte zu entwickeln, in denen Kohlenstoffreduktionsmaßnahmen (die gleichzeitig die unterschiedlichen Bedürfnisse und Ansprüche der lokalen Akteure an die Waldressourcen erfüllen können) verbunden werden mit einer Erhöhung der landwirtschaftlichen Produktivität im Agrarsektor und der Klärung und Absicherung von Landbesitzrechten (Grainger 1991; Shepherd *et al.* 1991; Trexler und Haugen 1995; Desloges und Me 1996).

#### **Internationale Zusammenarbeit (z.B. "Joint Implementation")**

Im Rahmen der Klimakonvention wird mit Joint Implementation (JI) ein Instrument zur kostengünstigen Umsetzung von globalen Kohlenstoffreduktionszielen getestet. JI wurde entwickelt, um die Umsetzung von Treibhausgasemissionsreduktionen zu erleichtern. Das Konzept basiert auf der Tatsache, daß Reduktionsmaßnahmen in manchen Ländern billiger zu realisieren sind als in anderen (Pearce 1995). Die globalen Reduktionsziele wären billiger zu erreichen, wenn den industrialisierten Ländern die Möglichkeit gewährt würde, einen Teil ihrer nationalen Reduktionsverpflichtungen durch die Finanzierung von Maßnahmen in billigeren Ländern (in der Regel in Entwicklungsländern oder ehemaligen Ostblockstaaten) zu erfüllen.

Obwohl JI Projekte auch für die Gastländer potentiell vielfältigen Nutzen bringen könnten, z.B. durch finanzielle, organisatorische und technische Unterstützung sowie durch die Verbreitung von Know-how in neuen Technologien, hat JI sehr kontroverse Diskussionen zwischen Industrieländern auf der einen und Entwicklungsländern und Nichtregierungsorganisationen (NGOs) auf der anderen Seite verursacht. Die Kritiker warfen den reichen Ländern vor, sich billig aus ihren Verpflichtungen freikaufen zu wollen, ohne selber notwendige Verhaltensänderungen anzugehen. Außerdem bestände die Möglichkeit, daß nun der Norden die billigsten Maßnahmen im Süden für seine Verpflichtungen nutzt und somit diese kostengünstigen Optionen nicht mehr für später mögliche Verpflichtungen des Südens zur Verfügung stehen. Als Kompromiß wurde auf der ersten Vertragsstaatenkonferenz der FCCC in Berlin 1995 eine Pilotphase bis 1999 beschlossen, in der das JI-Konzept getestet und weiterentwickelt werden soll. Allerdings werden Emissionsreduktionen aus dieser Pilotphase nicht auf die nationalen Reduktionsziele angerechnet. Dennoch gab es sowohl bei Investor- als auch bei Gastländern relativ großes Interesse an dieser Pilotphase und sie erweist sich als sehr

wertvoll zur Sammlung weiterer Erfahrungen in der Umsetzung von Kohlenstoffreduktionsprojekten.

Obwohl es bislang keine international vereinbarten finanziellen oder andersgearteten Anreize für die Beteiligung an JI gibt, liegen bereits einige Erfahrungen aus JI Projekten vor, in denen holländische und amerikanische Unternehmen aus der Energiewirtschaft die Kohlenstoffemissionen einzelner Kraftwerke durch Aufforstungsprojekte u.a. in Guatemala, Paraguay, Malaysia oder der Tschechischen Republik auszugleichen versuchen (Dixon *et al.* 1993; Faeth *et al.* 1994; Verweij (in press)). In letzter Zeit wurden im Rahmen der JI Pilotphase viele neue Projekte vorgeschlagen. Innerhalb des amerikanischen JI Programms (USIJI) wurden beispielsweise über 20 JI Projekte positiv evaluiert, unter anderem auch Forstprojekte zur nachhaltigen Waldbewirtschaftung, Wiederbewaldung oder Aufforstung (USIJI 1996). Allerdings haben bisher nur wenige Projekte auch eine Finanzierung gefunden, weil JI unter den herrschenden Konditionen nicht besonders attraktiv für private Investoren ist (Trexler 1995; Zollinger und Dower 1996). Ohne Zweifel werden greifbare Vorteile sowohl für Regierungen als auch für die Privatwirtschaft benötigt, um das Konzept JI über die FCCC Pilotphase hinaus erfolgreich umzusetzen (Michaelowa 1996; Zollinger und Dower 1996).

### **Perspektiven für forstliche Reduktionsmaßnahmen**

Forstliche Kohlenstoffreduktionsmaßnahmen können für alle Beteiligten positive Effekte zeigen, wenn sie in ein nachhaltiges Landnutzungskonzept eingebettet sind (im englischen Sprachgebrauch 'no regret' oder 'win-win' Optionen). Dennoch wird es aufgrund der diskutierten sozioökonomischen, technischen und infrastrukturellen Hürden nicht einfach sein, sie im großen Maßstab umzusetzen. Faeth *et al.* (1994) stellten fest, daß derzeit nur eine begrenzte Anzahl von Projekten alle notwendigen Kriterien für eine sofortige Förderung erfüllen. Es könnte daher nach ihrer Einschätzung ein Mangel an förderbaren Projekten entstehen, nachdem die ersten am besten geeigneten Vorzeigeprojekte begonnen wurden. Andererseits könnte durch die JI Pilotphase diese Situation deutlich verbessert werden. Erste Erfahrungen zeigen, daß die Entwicklung von Strukturen für Projektausarbeitung, -auswahl und -management Fortschritte macht (Andrasko *et al.* 1996), die Pilotphase könnte somit sogar eine wichtige Funktion als Wegbereiter für die Umsetzung globaler Umweltschutzmaßnahmen im allgemeinen ausfüllen (Zollinger und Dower 1996).

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt scheint es nicht möglich zu sein, alle potentiellen Konsequenzen eines umfangreichen forstlichen Kohlenstoffreduktionsprogramms abzuschätzen. Manche Autoren befürchten, daß großflächige Aufforstungen ernsthafte Störungen der lokalen bis globalen Holzmärkte verursachen würden (Grainger 1991; Campos *et al.* 1995). Andererseits sind nach der Studie von Nilsson (1996) unsere derzeitigen Waldressourcen nicht ausreichend, um die laufende und zukünftige Nachfrage nach Holz zu befriedigen. Insbesondere wird ein dramatischer Mangel an Brennholz in Entwicklungsländern für die nahe Zukunft erwartet (Nilsson 1996). Das Bevölkerungswachstum und die wirtschaftliche Entwicklung führen heute zur Verknappung von Holz in vielen Entwicklungsländern, und Holzprodukte werden vielerorts durch Produkte ersetzt, zu deren Herstellung fossile Rohstoffe eingesetzt werden.

Unter der Annahme von zusätzlichen Anstrengungen zur Förderung von Holzprodukten und Bioenergie als Substitution von fossilen Brennstoffen sollten die zukünftigen Holzmärkte eigentlich keine Begrenzung für die Umsetzung von forstlichen Kohlenstoffreduktionsmaßnahmen darstellen. Eine entsprechende Forst- und Energiepolitik sollte unter den beschriebenen Umständen in der Lage sein, eine Ausweitung der Holzabsatzmöglichkeiten zu sichern. Allerdings wird in vielen Staaten die Gewinnung und Produktion fossiler Brennstoffe hoch subventioniert (z.B. Kohle in Deutschland) und es könnte daher notwendig sein, zusätzliche Instrumente wie eine Kohlenstoff- oder Energiesteuer einzuführen, um nachwachsende Rohstoffe zu fördern. Diese Problematik kann aber in der vorliegenden Arbeit nicht weiter behandelt werden.

Der Schutz und die nachhaltige Nutzung der Wälder unserer Erde sind auch Inhalt von anderen internationalen Aktivitäten (Humphreys 1996), z.B. im Rahmen des Intergovernmental Panel On Forests (IPF). Der IPF wurde von der UN-Kommission für Nachhaltige Entwicklung eingerichtet, um die Umsetzung der unterschiedlichen die Wälder berührenden Entscheidungen der UNCED Konferenz in RIO de Janeiro 1992 auf nationaler und internationaler Ebene voranzubringen. Vor dem Hintergrund global zunehmender Sorge über die Gefährdung der Biodiversität und über die nicht nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen könnten diese internationalen Aktivitäten als positiven Nebeneffekt die Umsetzung von forstlichen Kohlenstoffreduktionsmaßnahmen erleichtern.

Die meisten Kohlenstoffreduktionsstrategien haben ihr größtes Potential in Entwicklungsländern. Als Voraussetzung für die politische Akzeptanz in diesen Ländern müssen Reduktionsmaßnahmen aber auch in den Ländern mit den höchsten pro Kopf Emissionen (den Industrieländern) verstärkt werden. Internationalen Vereinbarungen haben vor diesem Hintergrund eine große Bedeutung und werden sehr stark die Perspektiven forstlicher Reduktionsmaßnahmen beeinflussen.

#### **6.9.4 Forschungsbedarf und Schlußfolgerungen**

Der Kenntnisstand über mögliche Kohlenstoff-Reduktionsstrategien im Forstsektor und deren Minderungspotentiale ist bereits sehr gut. Die Umsetzung der vorhandenen Potentiale hängt aber relativ stark von politischen und sozioökonomischen Rahmenbedingungen ab, die nur bedingt von der Wissenschaft beeinflusst werden können. Die Entwicklung von realistischen Umsetzungsstrategien für Kohlenstoffreduktionsmaßnahmen im Forstsektor befindet sich allerdings noch im Anfangsstadium. Um die erfolgreiche Umsetzung solcher Maßnahmen voranzubringen, sollten Forschungsaktivitäten insbesondere die folgenden Aspekte aufgreifen:

Es besteht weiterhin in vielen tropischen Ländern ein großer Bedarf an zuverlässigeren Daten über Landnutzungsänderungen und Kohlenstoffgehalte in Vegetation und Böden.

Kohlenstoffreduktionsmaßnahmen im Forstsektor sollten in multisektorale nachhaltige Landnutzungskonzepte eingebettet werden. Die Entwicklung von integrierten Landnutzungsstrategien stellt eine große Herausforderung für die nahe Zukunft dar, weil hierfür Wissenschaft, Politik, Planungsstellen und lokale Bevölkerung gleichberechtigt beteiligt werden müssen.



Dabei verdienen rechtliche, soziale und ökonomische Aspekte bei der Umsetzung von Kohlenstoffreduktionsmaßnahmen verstärkte Aufmerksamkeit.

Es werden bessere Konzepte zur Nutzung und Vermarktung des produzierten Holzes benötigt, weil Kohlenstoffreduktionsmaßnahmen selten primär zur Erreichung der Kohlenstoffverminderung realisiert werden. Für größere Kohlenstoffreduktionsprogramme sollten Holzmarktszenarien und Vermarktungsstrategien als integraler Bestandteil der Planung entwickelt werden.

### **6.9.5 Literatur zu Abschnitt 6.9**

- Andrade, M.E., 1996: Community forest management in the Awa region. The "Forests Trees and People Programme"- FTTP Awa Plan Ecuadorian Technical Unit case study. In: International Workshop on Integrated Application of Sustainable Forest Management Practices, Kochi, Japan, 22 - 25 November. 14 pp.
- Andrasko, K., Heaton, K. und Winnett, S., 1991: Evaluating the costs and efficiency of options to manage global forests: a cost curve approach. In: Howlett, D. und Sargent, C. (eds.), Technical workshop to explore options for global forestry management, Bangkok, April 24-30, 1991. International Institute for Environment and Development, London, U.K., pp. 216-233.
- Andrasko, K., Carter, L. und van der Gaast, W., 1996: Technical issues in JI/AIJ projects: a survey and potential responses. In: Open forum on new partnership to reduce the buildup of greenhouse gases, San Jose, Costa Rica, October 29-31, 1996. 48 pp.
- Bonduki, Y. und Swisher, J.N., 1995: Options for mitigating greenhouse gas emissions in venezuelas forest sector - a general overview. *Interciencia*, 20(6), 380-387.
- Böswald, K., 1996: Zur Bedeutung des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt, eine Analyse am Beispiel des Bundeslandes Bayern. *Forstliche Forschungsberichte München*, 159, 147 pp.
- Braatz, B.V. und Barvenik, S., 1996: National greenhouse gas emission inventories in developing countries and countries with economies in transition: global synthesis. In: Braatz, B.V., Jallow, B.P., Molnar, S., Murdiyarsa, D., Perdomo, M. und Fitzgerald, J.F. (eds.), Greenhouse gas emission inventories. Interim results from the U.S. Country Studies Program. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 1-57.
- Braatz, B.V., Brown, S., Isichei, A.O., Odada, E.O., Scholes, R.J., Sokona, Y., Drichi, P., Gaston, G., Delmas, R., Holmes, R., Amous, S., Muyungi, R.S., Dejode, A. und Gibbs, M., 1995: African greenhouse gas emission inventories and mitigation options - forestry, land-use change, and agriculture. *Environmental Monitoring und Assessment*, 38(2-3), 109-126.
- Brown, S., 1996: Mitigation potential of carbon dioxide emissions by management of forests in Asia. *Ambio*, 25(4), 273-278.
- Brown, S., Sathaye, J. und Cannell, M., 1996: Management of forests for mitigation of greenhouse gas emissions. In: Watson, R.T., Zinyowera, M.C. und Moss, R.H. (eds.), *Climate Change 1995. Impacts, Adaptation and Mitigation of Climate Change: Scientific-technical Analyses. Contribution of WG II to the Second Assessment Report of the IPCC*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 773-797.
- Bundesministerium für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit, 1994: Klimaschutz in Deutschland. Erster Bericht der Regierung der Bundesrepublik Deutschland nach dem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.

- Burschel, P., Kürsten, E. und Larson, B.C., 1993a: Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt - Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. Forstliche Forschungsberichte München, 126, 135 pp.
- Burschel, P., Kürsten, E., Larson, B.C. und Weber, M., 1993b: 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.
- Cairns, M., Barker, J., Shea, R. und Haggerty, P., 1995: Carbon dynamics of mexican tropical evergreen forests - influence of forestry mitigation options and refinement of carbonflux estimates. *Interciencia*, 20(6), 401-408.
- Campos, M., Sampson, R.N. und Masera, O.R., 1995: Greenhouse gases mitigation analyses in the forestry and agriculture sectors. *Interciencia*, 20(6), 423-425.
- Cannell, M., 1995: Forests and the global carbon cycle in the past, present and future. Research Report 2, Joensuu: European Forest Institute. 66 pp.
- Cannell, M.G.R. und Milne, R., 1995: Carbon pools and sequestration in forest ecosystems in Britain. *Forestr.*, 68, 361-378.
- Center for Clean Air Policy und SEVEN (The Energy Efficiency Center), 1996: Joint implementation projects in Central and Eastern Europe. Description of ongoing & new projects. Framework Convention on Climate Change: Activities Implemented Jointly - regional conference on joint implementation: countries in transition. 17 - 19 April 1996, Prague, Czech Republic. Conference proceedings. Prague: Center for Clean Air Policy, 122 pp.
- Ciesla, W.M., 1995: Climate change, forests and forest management - an overview. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. FAO Forestry Paper 126.
- De Jong, B.H.J., Montoya-Gomez, G., Nelson, K. und Soto-Pinto, L., 1995: Community forest management and carbon sequestration - a feasibility study from Chiapas, Mexico. *Interciencia*, 20(6), 409-416.
- Desloges, C. und Me, V.V., 1996: Integrating planning for forests into wider cross-sectoral land use management. Participatory land-use planning and forest land allocation in Vietnam - the case of Nam Dong District. In: International Workshop on Integrated Application of Sustainable Forest Management Practices, Kochi, Japan, 22 - 25 November. 14 pp.
- Dewar, R.C., 1991: Analytical model of carbon storage in the trees, soils and wood products of managed forests. *Tree Phys.*, 8, 239-258.
- Dixon, R.K., Andrasko, K.J., Sussman, F.G., Lavinson, M.A., Trexler, M.C. und Vinson, T.S., 1993: Forest sector carbon offset projects: near term opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Water, Air, and Soil Pollution*, 70, 561-577.
- Dixon, R.K., Brown, S., Houghton, R.A., Solomon, A.M., Trexler, M.C. und Wisniewski, J., 1994a: Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263, 185-190.
- Dixon, R.K., Winjum, J.K., Andrasko, K.J., Lee, J.L. und Schroeder, P.E., 1994b: Integrated land-use systems: assessment of promising agroforest and alternative land-use practices to enhance carbon conservation and sequestration. *Clim. Change*, 27, 71-92.
- Dyson, F.J., 1977: Can we control the carbon dioxide in the atmosphere? *Energy*, 2, 287-291.
- Faeth, P., Cort, C. und Livernash, R., 1994: Evaluating the carbon sequestration benefits of forestry projects in developing countries. World Resources Institute, Washington, D.C.
- FAO, 1995: Forest resources assessment 1990 - Global synthesis. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. FAO Forestry Paper 124.
- FAO, 1997: State of the world's forests 1997. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Frühwald, A. und Solberg, B. (eds.), 1995: Life-cycle analysis - a challenge for forestry and forest industry. Joensuu: European Forest Institute. 278 pp.

- Grainger, A., 1991: Constraints on increasing tropical forest area to combat global climate change. In: Howlett, D. und Sargent, C. (eds.), Technical workshop to explore options for global forestry management, Bangkok, April 24-30, 1991. International Institute for Environment and Development, London, U.K., pp. 196-208.
- Grainger, A., 1993: Controlling tropical deforestation. London: Earthscan Publications. 310 pp.
- Hall, D.O., Mynick, H.E. und Williams, R.H., 1991: Cooling the greenhouse with bioenergy. *Nature*, 353(6339), 11-12.
- Harmon, M.E., Ferrell, W.K. und Franklin, J.F., 1990: Effects on carbon storage of conversion of old-growth forests to young forests. *Science*, 247, 699-702.
- Heath, L., Birdsey, R.A., Row, C. und Plantinga, A.J., 1996: Carbon pools and fluxes in U.S. forest products. In: Apps, M. und Price, D.T. (eds.), *Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle*. Berlin: Springer, pp. 271-278.
- Houghton, R.A., 1996: Converting terrestrial ecosystems from sources to sinks of carbon. *Ambio*, 25(4), 267-272.
- Humphreys, D. 1996: The Global Politics of Forest Conservation since the UNCED. *Environmental Politics*, 5(2), 231-256.
- Ismail, R., 1995: An economic evaluation of carbon emission and carbon sequestration for the forestry sector in Malaysia. *Biomass and Bioenergy*, 8(5), 281-292.
- Karjalainen, T., 1996: Dynamics and potentials of carbon sequestration in managed stands and wood products in Finland under changing climatic conditions. *For. Ecol. Managem.*, 80, 113-132.
- Karjalainen, T., Kellomäki, S. und Pussinen, A., 1995: Carbon balance in the forest sector in Finland during 1990-2039. *Clim. Change*, 30, 451-478.
- Kokorin, A.O., Lelyakin, A.L., Nazarov, I.M. und Phillipchuk, A.N., 1996: Calculation of CO<sub>2</sub> net sinks/emissions in Russian forests and assessment of mitigation options. *Environmental Management*, 20(Suppl 1), S 101-S 109.
- Kolchugina, T.P. und Vinson, T.S., 1995: Role of Russian forests in the global carbon balance. *Ambio*, 24, 258-264.
- Krankina, O.N. und Dixon, R.K., 1994: Forest management options to conserve and sequester terrestrial carbon in the Russian federation. *World Resources Review*, 6(1), 88-101.
- Krankina, O.N., Harmon, M.E. und Winjum, J.K., 1996: Carbon storage and sequestration in the Russian forest sector. *Ambio*, 25(4), 284-288.
- Maclaren, J.P., 1996: Plantation forestry - its role as a carbon sink: conclusions from calculations based on New Zealand's planted forest estate. In: Apps, M. und Price, D.T. (eds.), *Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle*. Berlin: Springer, pp. 257-270.
- Makundi, W.R., Sathaye, J. und Ketoff, A., 1995: COPATH - a spreadsheet model for the estimation of carbon flows associated with the use of forest resources. *Biomass and Bioenergy*, 8(5), 369-380.
- Marland, G. und Marland, S., 1992: Should we store carbon in trees? *Water, Air, and Soil Pollution*, 64, 181-195.
- Marland, G. und Schlamadinger, B., 1995: Biomass fuels and forest-management strategies: How do we calculate the greenhouse-gas emissions benefits? *Energy*, 20, 1131-1140.
- Masera, O.R., 1995: Carbon mitigation scenarios for Mexican forests - methodological considerations and results. *Interciencia*, 20(6), 388-395.

- Matthews, R., 1996: The influence of carbon budget methodology on assessments of the impacts of forest management on the carbon balance. In: Apps, M. und Price, D.T. (eds.), *Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle*. Berlin: Springer, pp. 233-243.
- Michaelowa, A., 1996: Incentive aspects of joint implementation of greenhouse gas reduction. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 1, 95-108.
- Moura-Costa, P., 1996: Tropical forestry practices for carbon sequestration: a review and case study from Southeast Asia. *Ambio*, 25(4), 279-283.
- Moura-Costa, P. und Tay, J., 1996: Reduced-impact logging project in Sabah, Malaysia. In: *International Workshop on Integrated Application of Sustainable Forest Management Practices*, Kochi, Japan, 22 - 25 November. 12pp.
- Mwandosya, M.J., Makundi, W.R., Luhanga, M.L. und Wiel, S., 1997: Regional workshop on greenhouse gas mitigation options for African countries. Workshop summary. *Water, Air, and Soil Pollution*, in press.
- Nabuurs, G.-J., 1996: Significance of wood products in forest sector carbon balances. In: Apps, M. und Price, D.T. (eds.), *Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle*. Berlin: Springer, pp. 245-256.
- Nabuurs, G.-J. und Mohren, G.M.J., 1993: Carbon fixation through forestation activities. *Face / Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Arnhem / Wageningen*. IBN Research Report 93/4.
- Nabuurs, G.-J. und Mohren, G.M.J., 1995: Modelling analysis of potential carbon sequestration in selected forest types. *Can. J. For. Res.*, 25, 1157-1172.
- Nickel, R. und Liedtke, C., 1996: Materialintensitätsanalysen von Grund-, Werk- und Baustoffen (6). Lastenheft für die Forstwirtschaft; *Der Werkstoff Holz - Konventionelle und naturnahe Waldwirtschaft*. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie, Wuppertal. Wuppertal papers 65.
- Nilsson, S., 1996: Do we have enough forests? IUFRO Occasional Paper 5. Wien: IUFRO Secretariat, 71 pp.
- Nilsson, S. und Schopfhauser, W., 1995: The carbon-sequestration potential of a global afforestation program. *Clim. Change*, 30, 267-293.
- Pearce, D., 1995: Joint implementation: a general overview. In: Jepma, C.J. (ed.), *The feasibility of joint implementation*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 15-31.
- Price, D.T., Mair, R.M., Kurz, W.A. und Apps, M.J., 1996: Effects of forest management, harvesting and wood processing on ecosystem carbon dynamics: a boreal case study. In: Apps, M. und Price, D.T. (eds.), *Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle*. Berlin: Springer, pp. 279-292.
- Ravindranath, N.H. und Somashekhar, B.S., 1995: Potential and economics of forestry options for carbon sequestration in India. *Biomass and Bioenergy*, 8(5), 323-336.
- Richter, K., in press: Ecobalance of wood products. In: Kohlmaier, G.H., Weber, M. und Houghton, R.A. (eds.), *Carbon mitigation potentials of forests and wood industry*. Berlin: Springer.
- Sall, P.N., 1996: Integrated application of sustainable forest management practices case study: the Northwest Groundnut Basin Village Reforestation Project (PREVINOBA) and the Forestry Research Project in the semi-arid zone of Senegal. In: *International Workshop on Integrated Application of Sustainable Forest Management Practices*, Kochi, Japan, 22 - 25 November. 11 pp.
- Sampson, R.N., 1992: Forestry opportunities in the United States to mitigate the effects of global warming. *Water, Air, and Soil Pollution*, 64, 157-180.

- Sampson, R.N., 1995: Designing forestry projects for climate action plan implementation. *Interciencia*, 20(6), 373-379.
- Sanchez-Azofeifa, G.A. und Quesada-Mateo, C., 1995: Deforestation, carbon dynamics, and sustainable mitigation measures in costa rica - the puerto viejo de sarapiquí case study. *Interciencia*, 20(6), 396-400.
- Sathaye, J., Makundi, W.R. und Andrasko, K., 1995: A comprehensive mitigation assessment process (COMAP) for the evaluation of forestry mitigation options. *Biomass and Bioenergy*, 8(5), 345-356.
- SBSTA (Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice), 1996: Cooperation with the Intergovernmental Panel on Climate Change. Addendum: Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. FCCC/SBSTA/1996/18/Add.1. United Nations, Framework Convention on Climate Change.
- Schimel, D., Alves, D., Enting, I., Heimann, M., Joos, F., Rayaud, D., Wigley, T., Prather, M., Derwent, R., Ehhalt, D., Fraser, P., Sanhueza, E., Zhou, X., Jonas, P., Charlson, R., Rohde, H., Sadasivan, S., Shine, K.P., Fouquart, Y., Ramaswamy, V., Solomon, S., Srinivasan, J., Albritton, D., Isaksen, I., Lal, M. und Wuebbels, D., 1996: Radiative forcing of climate change. In: Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg, A. und Maskell, K. (eds.), *Climate Change 1995. The science of climate change. Contribution of WG I to the 2nd assessment report of the IPCC*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 65-131.
- Schlamadinger, B. und Marland, G., 1996a: Full fuel cycle carbon balance of bioenergy and forestry options. *Energy Convers. Mgmt*, 37, 813-818.
- Schlamadinger, B. und Marland, G., 1996b: The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. *Biomass and Bioenergy*, 10, 275-300.
- Sedjo, R.A., 1989: Forests to offset the greenhouse. *J. For.*, 87, 12-15.
- Sedjo, R.A. und Solomon, A.M., 1989: Climate and forests. In: Rosenberg, N.J., Easterling, W.E., Crosson, P.R. und Damstadter, J. (eds.), *Greenhouse warming: abatement and adaptation*. Washington, DC: Resources for the Future, pp. 105-120.
- Shepherd, G., Shanks, E. und Hobley, M., 1991: National experiences in managing tropical and subtropical dry forests. In: Howlett, D. und Sargent, C. (eds.), *Technical workshop to explore options for global forestry management*, Bangkok, April 24-30, 1991. International Institute for Environment and Development, London, U.K., pp. 70-112.
- Shvidenko, A., Nilsson, S., Rojkov, V.A. und Strakhov, V.V., 1996: Carbon budget of the Russian boreal forests: a systems analysis approach to uncertainty. In: Apps, M. und Price, D.T. (eds.), *Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle*. Berlin: Springer, pp. 145-162.
- Trexler, M.C., 1995: Carbon offset strategies: a private sector perspective. In: Jepma, C.J. (ed.), *The feasibility of joint implementation*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 233-248.
- Trexler, M.C. und Haugen, C., 1995: *Keeping it green: tropical forestry opportunities for mitigating climate change*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- USIJI (U.S. Initiative on Joint Implementation), 1996: *Activities Implemented Jointly: First report to the secretariat of the United Nations Framework Convention on Climate Change. Accomplishments and descriptions of projects accepted under the U.S. Initiative on Joint Implementation*. U.S. Initiative on Joint Implementation, Washington, DC. Report,; DOE/PO-0048.
- Verweij, H., in press: Joint implementation, a model for the future. In: Kohlmaier, G.H., Weber, M. und Houghton, R.A. (eds.), *Carbon mitigation potentials of forests and wood industry*. Berlin: Springer.

- Wangwacharakul, V. und Bowonwiwat, R., 1995: Economic evaluation of CO<sub>2</sub> response options in the forestry sector: the case of Thailand. *Biomass and Bioenergy*, 8(5), 293-307.
- Wegener, G., Beudert, M., Frühwald, A., Dreiner, K. und Scharai-Rad, M., 1994: Bewertung von Holz im Vergleich mit anderen Werkstoffen unter dem Aspekt der CO<sub>2</sub>-Bilanz. Forschungsbericht im Auftrag des Forstabsatzfonds, Bonn.
- Winjum, J.K., Dixon, R.K. und Schroeder, P.E., 1992: Estimating the global potential of forest and agroforest management practices to sequester carbon. *Water, Air, and Soil Pollution*, 64, 213-227.
- Zollinger, P. und Dower, R.C., 1996: Private financing of global environmental initiatives: can the climate convention's "Joint Implementation" pave the way? *Issues and Ideas*. World Resources Institute, Washington, DC.

## 7. **Schlußfolgerungen**

Die in dieser Studie diskutierten Punkte lassen sich wie folgt zu einer Abschätzung des Reduktionspotentials zusammenfassen:

### **Unsicherheiten im Verständnis des Kohlenstoffkreislaufs**

Eine abschließende Aussage über die Wirksamkeit der verschiedenen Optionen ist z. Zt. noch nicht möglich, da es in vielen Teilbereichen an ausreichendem Prozeßwissen fehlt. Deshalb läßt sich der Beitrag wichtiger Prozesse zur globalen C-Bilanz noch nicht ermitteln. Um diese Situation zu verbessern, ist eine langfristige Forschungsstrategie notwendig, welche die folgenden Komponenten enthalten muß:

*Prozeßstudien:* Es fehlen Langzeituntersuchungen des Stoffaustausches terrestrischer Ökosysteme (Boden und Vegetation) mit der Atmosphäre. Die Akklimatisation der Photosyntheseraten an höhere CO<sub>2</sub>-Gehalte der Atmosphäre sowie die Veränderungen von Abbauprozessen (Kohlenstofffreisetzung) im Boden bei sich ändernden Temperaturen sind nur unzureichend bekannt. Der Einfluß von zusätzlichen Störungen (z.B. Feuerhäufigkeiten, Landnutzungsänderungen) auf die Kohlenstoffspeicherung in der Landvegetation und im Boden sind bisher kaum untersucht.

*Globale Beobachtungen:* Das globale Meßnetz für die Beobachtung der CO<sub>2</sub>-Konzentration und deren isotopische Zusammensetzung und sowie der mit dem Kohlenstoffkreislauf gekoppelten Stoffe (Luftsauerstoff) muß weiter ausgebaut werden. Das heute vorliegende Meßnetz erlaubt es nicht, Quellen und Senken auf regionaler Skala (Kontinente) hinreichend genau zu quantifizieren. Dies ist aber eine unabdingbare Basis für die Validierung der globalen, regional auflösenden Kohlenstoffkreislaufmodelle.

*Modellentwicklung:* Simulationsmodelle sind für Teile des Kohlenstoffkreislaufs vorhanden und werden für Abschätzungen der Handlungsoptionen verwendet. Es herrscht aber noch erheblicher Entwicklungsbedarf um einerseits das sich verbessernde Prozeßwissen und andererseits die Auswirkungen menschlichen Handelns (Landnutzungsänderungen) realistisch abschätzen zu können.

### **Bewertungen möglicher Einwirkungen auf natürliche CO<sub>2</sub>-Quellen und -Senken**

Tabelle 7.1 enthält summarisch die wichtigsten der in den verschiedenen Kapiteln ausführlicher diskutierten Möglichkeiten der Einwirkung auf natürliche Quellen-, resp. Senkenprozesse im globalen Kohlenstoffkreislauf. Aufgeführt sind neben dem jeweils relevanten Mechanismus das Potential bezüglich der Reduktion des atmosphärischen CO<sub>2</sub>, und, soweit sich dies abschätzen läßt, die Realisierbarkeit und die Nachteile der einzelnen Möglichkeiten. Wie bereits in der Einleitung diskutiert, bezeichnet das "Potential" die möglichen Auswirkungen einer Option auf die globale Kohlenstoffbilanz. Wie in Kapitel 4.4 erläutert, werden im Rahmen dieser Studie Maßnahmen nur dann als signifikant im globalen Kontext bezeichnet, wenn sie über Zeiträume von 30 und mehr Jahren CO<sub>2</sub>-Emissionen von mehr als 1 Gt C a<sup>-1</sup> vermeiden, bzw. Kohlenstoffsinken um einen ähnlichen Betrag verstärken. Die Optionen werden in Tabelle 7.1 nach diesem Kriterium bewertet: "hohes" Potential bezeichnet demnach Auswirkungen von

global wesentlich mehr als  $1 \text{ Gt C a}^{-1}$ , "mittel" Auswirkungen in dieser Größenordnung und "gering" kleinere Auswirkungen.

Insgesamt vermittelt die Tabelle ein ernüchterndes Bild der vorhandenen Möglichkeiten, den globalen Kohlenstoffkreislauf durch Beeinflussung des biosphärischen und ozeanischen Quellen- und Senkenpotentials zu kontrollieren. Die direkte Verklappung von  $\text{CO}_2$  in der Tiefsee könnte möglicherweise einen signifikanten Beitrag leisten, aber sowohl die technischen Voraussetzungen als auch die ökologischen Konsequenzen lassen die Realisierbarkeit als äußerst fraglich erscheinen. Auch berücksichtigt die Darstellung hier nur den direkten Einfluß der Verklappung auf die Kohlenstoffbilanz - indirekte Effekte, z.B. hinsichtlich der aufzuwendenden Energie, sind ebensowenig berücksichtigt wie ökonomische Auswirkungen.

Im Bereich der Landbiosphäre, und insbesondere der Land- und Forstwirtschaft, birgt keine Einzelmaßnahme das Potential einer signifikanten Einflußnahme auf die globale Kohlenstoffbilanz. Allerdings muß darauf aufmerksam gemacht werden, daß mehrere Maßnahmen, insbesondere die Aufforstung und die Einführung nachhaltiger Wirtschaftsweisen in der Landnutzung, zusammengenommen ein moderates Potential für die nächsten 50-60 Jahre ergeben können, und daß diesen in vielen Fällen keine nachteiligen Effekte entgegenstehen. Eine Abschätzung solcher Maßnahmen im Verhältnis zueinander, und eine konkrete Empfehlung im Sinne von Handlungsoptionen muß notwendigerweise aufgrund einer Gesamteinschätzung der politischen und wirtschaftlichen Alternativen erfolgen und lag deshalb außerhalb des Rahmens dieser Studie - einige Hinweise darauf sind jedoch in Kapitel 6 gegeben worden.

Aus den in der vorliegenden Studie diskutierten Unsicherheiten bezüglich der globalen Bilanz und der Beiträge der einzelnen Prozesse folgt, daß die hier vorgenommene Bewertung nur als grobe Richtlinie aufgefaßt werden kann. Für weitergehende Aussagen müssen die oben aufgeführten (und in den einzelnen Kapiteln eingehend diskutierten) Forschungslücken geschlossen und eine Abschätzung der dann besser vergleichbaren Optionen vorgenommen werden. Hierbei sollten nicht nur die ökologische, ökonomische und politische Realisierbarkeit, sondern auch die gegenseitigen Wechselwirkungen beachtet werden.



Tabelle 7.1: Summarische, vergleichende Bewertung der in der Studie diskutierten Möglichkeiten zur Beeinflussung natürlicher Quellen und Senken des atmosphärischen Kohlendioxids. Die Zahlen in der letzten Spalte verweisen auf die Kapitel in welchen die Option ausführlich diskutiert wird.

Option	Prinzip	Potential	Realisierbarkeit, Nachteile	Kapitel
<b>Marine Optionen</b>				
CO <sub>2</sub> -Verklappung	Umgehung der kinetischen Barriere der ozeanischen CO <sub>2</sub> -Aufnahme	<i>hoch</i> dauerhaft ca. 80% der anthropogenen CO <sub>2</sub> -Emissionen	<i>schwierig</i> nur nach grundlegenden technischen Änderungen in vielen Bereichen	5.3.1
Eisendüngung	Aufhebung der Eisenlimitierung in Gebieten mit hohen Nährsalzkonzentrationen und niedrigen Chlorophyllgehalten (HNLC)	<i>gering</i> theoretisch maximal 2 GtC a <sup>-1</sup> ; real weitaus weniger, geschätzt weniger als 20%	<i>schwierig</i> Probleme der Bioverfügbarmachung gewaltiger Mengen an Eisen auf riesigen Ozeanflächen	5.3.2
N/P-Düngung	Aufhebung der vorherrschenden Nährstofflimitierung im Ozean	<i>theoretisch hoch</i>	<i>absurd</i> Einbringung exorbitanter Mengen an N/P-Dünger auf riesige Ozeanflächen	5.3.3
Makroalgen	Kultivierung von marinen Makroalgen zur zusätzlichen CO <sub>2</sub> -Fixierung	<i>theoretisch hoch</i> spezifischer Flächenbedarf von 2 10 <sup>6</sup> km <sup>2</sup> pro fixierte GtC, C-Bilanz über den Gesamtprozeß macht u.U. Senkenwirkung zunichte	<i>schwierig</i> gewaltiger Flächenbedarf, hohes Potential von Nutzungskonflikten, Notwendigkeit grundlegender technischer Neuerungen, Fraglichkeit der Netto-C-Fixierung der Gesamtmaßnahme	5.3.4
Halophyten	Kultivierung von salzverträglichen Pflanzen in ariden Gebieten zur zusätzlichen CO <sub>2</sub> -Fixierung	<i>ehrer gering</i> theoretisch maximal 0.7 GtC a <sup>-1</sup> bei weltweit vollständiger Nutzung geeigneter arider Küstenregionen	nur aus terrestrischer Sicht abschätzbar	5.3.5
<b>Terrestrische Optionen</b>				
Bewahrung vorhandener Wälder vor Abholzung	Reduktion der Waldverluste insbesondere in der Dritten Welt. Weltregionen: Tropen, Sibirien Flächenpotential: 138 Mha	<i>ehrer gering</i> Kohlenstoff-Reduktionspotential bis 2050: 10 - 20 GtC (Tropen allein)	Technisch kein Problem, ökologisch hervorragend, stark abhängig von sozioökonomischen und politischen Rahmenbedingungen	6.9
Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung in vorhandenen Wäldern	Verbesserte Bewirtschaftungsmethoden (z.B. bei der Holzernente), Wiederbewaldung ausgebeuteter Flächen, Verlängerte Bewirtschaftungszyklen, Baumartenwahl u.a. Weltregionen: alle Flächenpotential: 217 Mha (Tropen allein)	<i>ehrer gering</i> Kohlenstoff-Reduktionspotential bis 2050: 11 - 29 GtC (Tropen allein)	Technisch machbar, ökologisch überwiegend positiv (Ausnahme Plantagenwirtschaft an Stelle von Naturwäldern), abhängig von sozioökonomischen und politischen Rahmenbedingungen	6.9

Tabelle 7.1: Summarische, vergleichende Bewertung der in der Studie diskutierten Möglichkeiten zur Beeinflussung natürlicher Quellen und Senken des atmosphärischen Kohlendioxids. Die Zahlen in der letzten Spalte verweisen auf die Kapitel in welchen die Option ausführlich diskutiert wird.

Option	Prinzip	Potential	Realisierbarkeit, Nachteile	Kapitel
Erhöhung der Waldfläche durch Aufforstung	Aufforstung ehemaliger Brach-, Acker oder Weideflächen; Agroforstwirtschaft. Weltregionen: Tropen, gemäßigte Breiten. Flächenpotential: 345 Mha	<i>mittel</i> Kohlenstoff-Reduktionspotential bis 2050: 38 GtC	Technische Probleme überwiegend lösbar (Ausnahme: vollständig degradierte Brachflächen in den Tropen, die kein Waldwachstum mehr ermöglichen), ökologische Wirkung abhängig von der Ausführung (positive und negative Bilanz möglich), stark abhängig von sozioökonomischen und politischen Rahmenbedingungen	6.9
Nutzung von Holz zur Substitution fossiler Brennstoffe	Energie aus Biomasse, Ersatz von energieintensiven Baustoffen durch Holzprodukte. Weltregionen: alle Flächenpotential: ?	<i>gering?</i> Kohlenstoff-Reduktionspotential bis 2050: ?	Technisch machbar, ökologische Wirkung positiv, stark abhängig von sozioökonomischen und politischen Rahmenbedingungen	6.9
Erhalt des Bodenkohlenstoffspeichers	Reduktion der Verluste von Feuchtgebieten, Erhalt des Totholzes und der organischen Auflage in Primärwäldern	<i>gering</i>	sozioökonomische Aspekte	6.1
Reduktion des durch Landnutzung freigesetzten Kohlenstoffs	“Zero-tillage”, schonende Bodenbearbeitung, Agroforstwirtschaft	<i>eher mittel</i>	technisch machbar, sozioökonomische Aspekte	6.3, 6.4
Applikation von Mineraldüngern auf natürliche Flächen	Aufhebung der Limitierung der Produktivität	<i>gering</i> zusätzliche Bindung von 0.2-0.45GtC a <sup>-1</sup> für ca. 50 a	Hoher Energiebedarf, zusätzliche Emission klimawirksamer Spurengase wie N <sub>2</sub> O	6.5.6
Reduktion der Häufigkeit von Vegetationsfeuern	Akkumulation von Phytomasse und Humus	<i>mittel</i> 1-3 GtC a <sup>-1</sup> zusätzliche Bindung für 50-100 a	schwierig umzusetzen	6.6.5
Einführung nachhaltiger Wirtschaftsweisen in der Landnutzung	Steigerung der relativen Landwirtschaftlichen Produktivität in der Dritten Welt	<i>mittel</i> ca. 1 GtC a <sup>-1</sup> zusätzliche Bindung für ca. 50 a	keine, jedoch viele zusätzliche Vorteile	6.8.3
Nachwachsende Energieträger (Rohstoffe)	Ersetzen fossiler durch landwirtschaftlich produzierte Energieträger	<i>sehr gering</i>	Massive Eingriffe in Ökosysteme bei Holzentnahme, zusätzlicher Rodungsbedarf in der Dritten Welt, konkurriert mit Aufforstung	6.8.3.3

Anhang A1: C-Pools

Autor	Zeitraum	Geogr. Lage	Vegetationstyp	Fläche [Mha]	C-Pool		Bv <sup>a</sup>	Wu <sup>b</sup>	St <sup>c</sup>	O <sup>d</sup>	CO <sub>2</sub> <sup>e</sup>
					[Gt C]	Vegetation [Gt C]					
Adams et al. 1990		global		-	895	?	?	?	?	?	?
Ajtay et al. 1979		global		13380	559.8	?	-	59.5	x	?	?
Ajtay et al. 1979		global		-	638	?	-	?	?	?	?
Aselmann 1985 (in Esser 1987)		global		-	638	?	-	?	?	?	?
Bach 1985		global		-	600...700	?	?	1000-3000	?	?	?
Baes et al. 1976		global		-	680	?	?	?	?	?	?
Batjes 1996		global		-	976	?	?	1462-1548	-	?	695-748
Bazilevich et al. 1970 (in Paulsen 1995)		global		-	976	?	?	?	?	?	?
Bohn 1976		global		-	450	?	-	2976	?	?	?
Bolin 1970		global		-	450	?	?	?	?	?	?
Bolin 1977		global		-	450	?	-	700	?	?	?
Bolin et al. 1979 (in Paulsen 1995)		global		-	450	?	?	1672	?	?	?
Bouwman 1990		global		-	518	?	-	1700	?	?	?
Bowen 1966		global		-	518	?	?	?	?	?	?
Budyko et al. 1987 (in Paulsen 1995)		global		-	800	?	?	2000	?	?	?
Burrough 1984		global		-	600	?	-	1477.2	-	?	?
Davidson 1994		global		-	600	?	?	1600	?	?	?
Duvigneaud 1979 (in Paulsen 1995)		global		-	592	?	?	?	?	?	?
Esser 1987		global		-	657	?	?	152	?	?	?
Eswaran et al. 1995		global		-	1000	?	?	1555	-	?	-
Garrels & Mackenzie 1972		global		-	1000	?	?	?	?	?	?
Garrels et al. 1975 (in Bohn 1976)		global		-	480	?	?	?	?	?	?
Goudriaan & Keiner 1984		global		-	594	?	-	1400	?	?	?
Keeling 1973 (in Paulsen 1995)		global		-	594	?	-	1050	?	?	?
Kobak 1988 (in Vinson & Kolchugina 1993)		global		-	560	?	?	2020	?	?	?
Matthews 1984		global		14748	737	?	?	1457	?	?	?
Meentemeyer et al. 1981 (in Paulsen 1995)		global		-	737	?	-	?	?	?	?
Müller 1960		global		-	300	?	?	?	?	?	?
Olson 1970		global		14800	561.6	?	?	?	?	?	?
Olson et al. 1983		global		-	560	?	?	?	?	?	?
Olson et al. 1985		global		-	756	?	?	1700	?	?	?
Post et al. 1982		global		-	756	?	-	1395	?	?	?

Anhang A1: C-Pools

Autor	Zeitraum	Geogr. Lage	Vegetationstyp	Fläche [Mha]	C-Pool		Bv <sup>a</sup>	Wu <sup>b</sup>	St <sup>c</sup>	O <sup>d</sup>	CO <sub>2</sub> <sup>e</sup>
					[Gt C]	Vegetation					
Post et al. 1985		global		13134					?	?	-
Scharpenseel 1993		global		12800*	650		?		?	?	x
Schlesinger 1977		global		14700			-		x	x	-
Schlesinger 1984		global		14700					(x)	(x)	-
Schröder 1919		global		-	550		?				-
Waksman 1938		global		-	700		?				-
Whittaker & Likens 1973		global		-	827		?				-
Whittaker & Lieth 1975 (in Paulsen 1995)		global		-	847		?		50		-
Zinke et al. 1984		global		-				1400			-
Dixon et al. 1994		global	Wald	4165	359		x	x	-	x	-
FAO 1995		global	Wald	3442	220.20		-				-
Batjes 1996	ca. 1965-1996	Tropen		-			-		-	?	203-218
Batjes 1996		Nicht-Tropen		-			-		-	?	492-530
Dixon et al. 1994	1980-1990	Nördl. Breite: Rußland	Wald	884	74		x	x	-	x	-
Dixon et al. 1994		Kanada	Wald	436	12		x	x	-	x	-
Dixon et al. 1994		Alaska	Wald	52	2		x	x	-	x	-
Dixon et al. 1994		Zw. summe (n. Br.)	Wald	1372	88		x	x	-	x	-
Dixon et al. 1994		Mitte: kontinentale	Wald	241	15		x	x	-	x	-
Dixon et al. 1994		USA									
Dixon et al. 1994		Europa*	Wald	283	9		x	x	-	x	-
Dixon et al. 1994		China	Wald	118	17		x	x	-	x	-
Dixon et al. 1994		Australien	Wald	396	18		x	x	-	x	-
Dixon et al. 1994		Zw. summe (m. Br)	Wald	1038	59		x	x	-	x	-
Dixon et al. 1994		Südl.: Asien	Wald	310	41 - 54		x	x	-	x	-
Dixon et al. 1994		Afrika	Wald	527	52		x	x	-	x	-
Dixon et al. 1994		Amerika	Wald	918	119		x	x	-	x	-
Dixon et al. 1994		Zw. summe (s. Br)	Wald	1755	212		x	x	-	x	-
FAO 1995	ca. 1990	Skandinavien	Wald	53.246	1.33		-				-
FAO 1995		Europa-Nordwest	Wald	4.023	0.13		-				-
FAO 1995		Europa-Mittel	Wald	41.855	2.55		-				-
FAO 1995		Europa-Südost	Wald	39.028	1.59		-				-
FAO 1995		Iberien	Wald	11.143	0.34		-				-
FAO 1995		chem. UdSSR	Wald	754.958	25.82		-				-
FAO 1995		Nordamerika	Wald	456.737	22.47		-				-
FAO 1995		Australien	Wald	39.837	1.22		-				-
FAO 1995		Japan	Wald	24.158	0.75		-				-
FAO 1995		Neuseeland	Wald	7.472	0.10		-				-
FAO 1995		Afrika (West-Sahel)	Wald	40.941	1.31		-				-

Anhang A1: C-Pools

Autor	Zeitraum	Geogr. Lage	Vegetationstyp	Fläche [Mha]	C-Pool [Gt C]	Bv <sup>a</sup>	Wu <sup>b</sup>	C-Pool [Gt C]	Boden	Sf <sup>c</sup>	O <sup>d</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>e</sup>
FAO 1995		Afrika (Ost-Sahel)	Wald	65.983	2.63	-	-					
FAO 1995		Afrika-West	Wald	55.919	2.70	-	-					
FAO 1995		Afrika-Zentral	Wald	204.238	23.17	-	-					
FAO 1995		Afrika-Süd, trop.	Wald	146.609	4.41	-	-					
FAO 1995		Afrikan. Inseln	Wald	16.127	0.87	-	-					
FAO 1995		Afrika-Nord	Wald	6.905	0.34	-	-					
FAO 1995		Afrika-Süd, nicht trop.	Wald	8.361	0.72	-	-					
FAO 1995		Asien-Süd	Wald	77.762	3.18	-	-					
FAO 1995		Asien-Südost, kontinent.	Wald	77.484	7.04	-	-					
FAO 1995		Asien-Südost, insular.	Wald	141.834	14.42	-	-					
FAO 1995		Asien-Pazif.	Wald	40.945	3.94	-	-					
FAO 1995		Asien-mitl. Osten	Wald	3.669	0.18	-	-					
FAO 1995		Asien-temperat.	Wald	155.666	8.88	-	-					
FAO 1995		Mittelamerika	Wald	68.289	3.24	-	-					
FAO 1995		Karibik	Wald	47.447	5.82	-	-					
FAO 1995		Südamerika-trop.	Wald	808.45	75.86	-	-					
FAO 1995		Südamerika-nicht trop.	Wald	43.283	5.23	-	-					
Ajtay et al. 1979			Tropical humid + mangrove forest	1030	193.05	?	x	82.4		4.8	x	-
Ajtay et al. 1979			Tropical seasonal forest	450	50.62	?	x	40.5		1.9	x	-
Ajtay et al. 1979			Temperate coniferous/deciduous forest	600	78.3	?	x	72		9	x	-
Ajtay et al. 1979			Boreal coniferous forest	900	92.25	?	x	135		15.8	x	-
Ajtay et al. 1979			Forest plantations	150	13.5	?	x	18		0.4	x	-
Ajtay et al. 1979			Forests total	3130	427.73	?	x	347.9		31.9	x	-
Ajtay et al. 1979			Temperate woodlands	200	16.2	?	x	24		2.5	x	-
Ajtay et al. 1979			Chaparral, maquis, brushland	250	7.88	?	x	30		0.6	x	-
Ajtay et al. 1979			Savanna	2250	65.56	?	x	264		3.9	x	-
Ajtay et al. 1979			Temperate grassland	1250	9.11	?	x	295		2.5	x	-
Ajtay et al. 1979			Tundra arctic/alpine	950	5.87	?	x	121.2		11.93	x	-
Ajtay et al. 1979			Desert and semidesert scrub	2100	7.42	?	x	168		1.1	x	-
Ajtay et al. 1979			Extreme deserts	900	0.35	?	x	22.5		0.07	x	-
Ajtay et al. 1979			Lakes and streams	200	0.02	?	x	-		-	-	-
Ajtay et al. 1979			Bog, swamp and marshes	350	15.18	?	x	225		4.4	x	-
Ajtay et al. 1979			Cultivated land	1600	2.99	?	x	128		0.4	x	-
Ajtay et al. 1979			Human area	200	1.44	?	x	10		0.2	x	-
Brown & Lugo 1982	ca. 1970-1980		Tropical forest	1838	228	?	x	159		-	-	-
Olson 1970			Temperate forests, "cold deciduous"	800	80	?	?					

Anhang A1: C-Pools

Autor	Zeitraum	Geogr. Lage	Vegetationstyp	Fläche [Mha]	C-Pool [Gt C]	Bv <sup>a</sup>	Wu <sup>b</sup>	C-Pool [Gt C]	Sf <sup>c</sup>	O <sup>d</sup>	CO <sub>2</sub> <sup>e</sup>
					Vegetation			Boden			
Olson 1970			Conifer forests: boreal and mixed	1500	120	?	?				
Olson 1970			Rainforest: temperate	100	12	?	?				
Olson 1970			Rainforest: tropical, subtropical	1000	200	?	?				
Olson 1970			Dry woodlands (various)	1400	70	?	?				
Olson 1970			Agricultural	1500	15	?	?				
Olson 1970			Grassland	2600	18.2	?	?				
Olson 1970			Tundra-like	1200	7.2	?	?				
Olson 1970			other "desert"	3200	19.2	?	?				
Olson et al. 1978	ca. 1970		Tropical forest	2220	254	?	?	307			
Matthews 1983, 1984	ca. 1980		Tropical evergreen rainforest, mangroves	1223	247.66	?	?				
Matthews 1983, 1984			Tropical/subtropical evergreen seasonal broadleaved forest	331	52.13	?	?				
Matthews 1983, 1984			Subtropical evergreen rainforest	19	2.99	?	?				
Matthews 1983, 1984			Temperate/subpolar evergreen rainforest	39	3.86	?	?				
Matthews 1983, 1984			Temperate evergreen seasonal broadleaved forest, summer rain	81	8.02	?	?				
Matthews 1983, 1984			Evergreen broadleaved sclerophyllous forest, winter rain	47	3.17	?	?				
Matthews 1983, 1984			Tropical/subtropical evergreen needleleaved forest	49	6.62	?	?				
Matthews 1983, 1984			Temperate/subpolar evergreen needleleaved forest	909	122.72	?	?				
Matthews 1983, 1984			needleleaved forest Tropical/subtropical drought-deciduous forest	292	19.71	?	?				
Matthews 1983, 1984			Cold deciduous forest, with evergreens	510	64.26	?	?				
Matthews 1983, 1984			Cold deciduous forest, without evergreens	393	49.52	?	?				
Matthews 1983, 1984			Xeromorphic forest/woodland	270	6.08	?	?				
Matthews 1983, 1984			Evergreen broadleaved sclerophyllous woodland	170	9.18	?	?				
Matthews 1983, 1984			Evergreen needleleaved woodland	247	16.67	?	?				
Matthews 1983, 1984			Tropical/subtropical drought-deciduous woodland	371	16.70	?	?				
Matthews 1983, 1984			Cold deciduous woodland	244	13.18	?	?				
Matthews 1983, 1984			Evergreen broadleaved shrubland/thicket, evergreen dwarf- shrubland	130	3.51	?	?				
Matthews 1983, 1984			Evergreen needleleaved/microphyllous shrubland/thicket	66	1.78	?	?				
Matthews 1983, 1984			Drought-deciduous shrubland/thicket	84	2.27	?	?				

Anhang A1: C-Pools

Autor	Zeitraum	Geogr. Lage	Vegetationstyp	Fläche [Mha]	C-Pool [Gt C]	Bv <sup>a</sup>	Wu <sup>b</sup>	C-Pool [Gt C]	Boden	Sf <sup>c</sup>	O <sup>d</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>e</sup>
Matthews 1983, 1984			Cold-deciduous subalpine/subpolar shrubland, cold-deciduous dwarf shrubland	45	1.22	?	?					
Matthews 1983, 1984			Xeromorphic shrubland/dwarf shrubland	883	23.84	?	?					
Matthews 1983, 1984			Arctic/alpine tundra, mossy bog	715	3.22	?	?					
Matthews 1983, 1984			Grassland with 10 - 40 % woods tree cover	642	2.89	?	?					
Matthews 1983, 1984			Grassland with < 10 % woody tree cover or tuft-plant cover	359	12.21	?	?					
Matthews 1983, 1984			Tall grassland with shrub cover	929	23.23	?	?					
Matthews 1983, 1984			Tall grassland, no woody cover	81	0.73	?	?					
Matthews 1983, 1984			Medium grassland, no woody cover	79	0.71	?	?					
Matthews 1983, 1984			Short grassland, no woody cover, meadow	604	5.44	?	?					
Matthews 1983, 1984			Forb formations	27	0.24	?	?					
Matthews 1983, 1984			Desert	1544	10.50	?	?					
Matthews 1983, 1984			Cultivated areas	1726	-	?	?					
Post et al. 1985			Moist tundra	270.1			?		29.4	?	?	
Post et al. 1985			Wet tundra	149.7			?		31	?	?	
Post et al. 1985			Rain tundra	3			?		1.1	?	?	
Post et al. 1985			Boreal desert	2.2			?		0.2	?	?	
Post et al. 1985			Boreal dry bush	128.2			?		13.1	?	?	
Post et al. 1985			Boreal moist forest	1272.2			?		197.2	?	?	
Post et al. 1985			Boreal wet forest	435			?		65.3	?	?	
Post et al. 1985			Boreal rainforest	30.3			?		9.8	?	?	
Post et al. 1985			Cool temperate desert	124.1			?		12	?	?	
Post et al. 1985			Cool temperate desert bush	357.1			?		35.4	?	?	
Post et al. 1985			Cool temperate steppe	904.5			?		120.3	?	?	
Post et al. 1985			Cool temperate moist forest	934.4			?		112.1	?	?	
Post et al. 1985			Cool temperate wet forest	162.6			?		28.5	?	?	
Post et al. 1985			Cool temperate rainforest	25.6			?		5.2	?	?	
Post et al. 1985			Warm temperate desert	191.1			?		2.7	?	?	
Post et al. 1985			Warm temperate desert bush	489.4			?		29.4	?	?	
Post et al. 1985			Warm temperate thorn steppe	517.1			?		39.3	?	?	
Post et al. 1985			Warm temperate dry forest	754.3			?		62.6	?	?	
Post et al. 1985			Warm temperate moist forest	780.1			?		72.6	?	?	
Post et al. 1985			Warm temperate wet forest	57			?		15.3	?	?	
Post et al. 1985			Warm temperate rainforest	2.9			?		0.8	?	?	
Post et al. 1985			Subtropical desert	138.5			?		1.9	?	?	
Post et al. 1985			Subtropical desert bush	153.5			?		4.6	?	?	
Post et al. 1985			Subtropical thorn woodland	165.1			?		8.9	?	?	

Anhang A1: C-Pools

Autor	Zeitraum	Geogr. Lage	Vegetationstyp	Fläche [Mha]	C-Pool [Gt C]	Bv <sup>a</sup>	Wu <sup>b</sup>	C-Pool [Gt C]	St <sup>c</sup>	O <sup>d</sup>	CO <sub>2</sub> <sup>e</sup>
					Vegetation			Boden			
Post et al. 1985			Subtropical dry forest	350			?	40.3	?	?	-
Post et al. 1985			Subtropical moist forest	798.5			?	73.5	?	?	-
Post et al. 1985			Subtropical wet forest	49.9			?	4.7	?	?	-
Post et al. 1985			Subtropical rainforest	1.4			?	0.2	?	?	-
Post et al. 1985			Tropical desert	842			?	8.4	?	?	-
Post et al. 1985			Tropical desert bush	232.1			?	2.3	?	?	-
Post et al. 1985			Tropical thorn woodland	235.1			?	6.1	?	?	-
Post et al. 1985			Tropical very dry forest	471.2			?	32.5	?	?	-
Post et al. 1985			Tropical dry forest	1001.8			?	102.2	?	?	-
Post et al. 1985			Tropical moist forest	860.5			?	98.1	?	?	-
Post et al. 1985			Tropical wet forest	37.8			?	5.5	?	?	-
Post et al. 1985			Tropical rainforest	0.3			?	0.1	?	?	-
Rodin et al. 1975 (in Ajtay et al. 1979)			Tropical forest	5535	674	?	?		?	?	-
Schlesinger 1977			Tropical forest	2450		-	-	255	x	x	-
Schlesinger 1977			Temperate forest	1200		-	-	142	x	x	-
Schlesinger 1977			Boreal forest	1200		-	-	179	x	x	-
Schlesinger 1977			Woodland & shrubland	850		-	-	59	x	x	-
Schlesinger 1977			Tropical savanna	1500		-	-	56	x	x	-
Schlesinger 1977			Temperate grassland	900		-	-	173	x	x	-
Schlesinger 1977			Tundra & alpine	800		-	-	173	x	x	-
Schlesinger 1977			Desert scrub	1800		-	-	101	x	x	-
Schlesinger 1977			Extreme desert, rock & ice	2400		-	-	3	x	x	-
Schlesinger 1977			Cultivated	1400		-	-	178	x	x	-
Schlesinger 1977			Swamp & marsh	200		-	-	137	x	x	-
Schlesinger 1977			Totals	14700		-	-	1456	x	x	-
Schlesinger 1980			Tropical forest	2450		-	?	288	-	-	-
Schlesinger 1984			Tropical forest: lowland	2200		-	?	216	?	?	-
Schlesinger 1984			Tropical forest: montane	250		-	?	72	?	?	-
Schlesinger 1984			Temperate forest	1200		-	?	161	?	?	-
Schlesinger 1984			Boreal forest	1200		-	?	247	?	?	-
Schlesinger 1984			Woodland	850		-	?	59	?	?	-
Schlesinger 1984			Tropical grassland	1500		-	?	63	?	?	-
Schlesinger 1984			Temperate grassland	900		-	?	170	?	?	-
Schlesinger 1984			Tundra and alpine	800		-	?	163	?	?	-
Schlesinger 1984			Desert scrub	1800		-	?	104	?	?	-
Schlesinger 1984			Extreme desert, rock and ice	2400		-	?	4	?	?	-
Schlesinger 1984			Cultivated	1400		-	?	111	?	?	-
Schlesinger 1984			Swamp and marsh	200		-	?	145	?	?	-
Schlesinger 1984			Total	14700		-	?	1515	?	?	-
Whittaker & Likens 1973			Tropical forest	2450	460	?	?		?	?	-

ca. 1950-1970

ca. 1950



Anhang A1: C-Pools

Autor	Zeitraum	Geogr. Lage	Vegetationstyp	Fläche [Mha]	C-Pool		Wu <sup>b</sup>	St <sup>c</sup>	O <sup>d</sup>	CO <sub>2</sub> <sup>e</sup>
					[Gt C]	Vegetation				
Burschel et al. 1993 BMU 1993	ca. 1985-1993 ca. 1986-1990	Deutschland Deutschland	Wald Wald	10.03 10.8	0.888 0.95	0.01 -	x 0.5 - 1.1	0.442		
Ulrich & Pube 1994	ca. 1986-1990	Deutschland	Wald	10	0.86	-	-	x	x	
Körner et al. 1993	ca. 1890-1993	Österreich	Wald: Nadelbäume	2.817	0.269	x	x	x	x	-
Körner et al. 1993		Österreich	Laubbäume	0.749	0.074	x	x	x	x	-
Körner et al. 1993		Österreich	forstwirtschaftl. nicht genutzte Flächen*	0.292	0.016	x	x	x	x	-
Körner et al. 1993		Österreich	Wald gesamt	3.857	0.359	x	x	x	x	-
Körner et al. 1993		Österreich	Moore	0.022	<0.001	x	x	x	x	-
Paulsen 1995	ca. 1980-1995	Schweiz	Laubmisch- und Nadelwald	1.252	0.14	x	x	x*	?	-
Nabuurs & Mohren 1993	ca. 1985-1993	Niederlande	Pinus sylvestris	0.098	0.0054	-	x	0.0038	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Pinus nigra, Pinus cors.?	0.016	0.0009	-	x	0.0002	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Pseudotsuga menziesii	0.016	0.0009	-	x	0.0002	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Larix japonica	0.018	0.0011	-	x	0.0003	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Picea abies	0.013	0.0007	-	x	0.0001	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Quercus ssp.	0.027	0.0023	-	x	0.0007	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Fagus	0.007	0.0009	-	x	0.0001	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Populus, Salix	0.015	0.0006	-	x	0.0001	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Fraxinus	0.003	0.0001	-	x	0.0000	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Alnus	0.001	0.0000	-	x	0.0000	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Betula	0.006	0.0003	-	x	0.0001	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Quercus rubra	0.008	0.0007	-	x	0.0001	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Naturwald (Pinus, Betula, geschl.)	0.024	0.0009	-	x	0.0008	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Stockausschlag	0.022	0.0007	-	x	0.0004	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Naturverjüngung (offen)	0.013	0.0004	-	x	0.0020	?	?
Nabuurs & Mohren 1993		Niederlande	Total NL	0.288	0.0159	-	x	0.0002	?	?
Cannell & Milne 1995	ca. 1980-1990	Großbritannien	Broadleaved woodland/forest	0.92	0.0533	?	x	0.0070	?	?
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Conifer woodland/forest	1.37	0.029	?	x			
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Mixed woodland/forest	0.22	0.0096	?	x			
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Agricultural	11.04	0.0108	?	x			
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Semi-natural	6.52	0.0111	?	x			
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Non-vegetated	2.33	0	-	-			
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Picea sitchensis	0.53	0.0075	?	x			
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Pinus sylvestris	0.26	0.0071	?	x			
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Larix	0.20	0.0058	?	x			
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Picea abies	0.07	0.0016	?	x			
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Quercus	0.22	0.0161	?	x			
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Betula	0.18	0.0076	?	x			
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Fraxinus	0.13	0.0057	?	x			

Anhang A1: C-Pools

Autor	Zeitraum	Geogr. Lage	Vegetationstyp	Fläche [Mha]	C-Pool		Wu <sup>b</sup>	Sf <sup>c</sup>	O <sup>d</sup>	CO <sub>2</sub> <sup>e</sup>
					Vegetation	[Gt C]				
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Crataegus	0.07	0.0042		?			
Cannell & Milne 1995		Großbritannien	Total GB	22.40	0.1138		?			
Cannell et al. 1993	ca. 1974-1981	Großbritannien	deep peat > 45 cm depth	2.112			x			
Cannell et al. 1993		Großbritannien	shallow peat < 45 cm depth	3.000						
Cannell et al. 1993		Großbritannien	Total peatlands	5.112						
Galinski & Küppers 1994	ca. 1990	Polen	Nadelwald	6.77	0.857		?	?		
Galinski & Küppers 1994		Polen	Laubwald	1.9	0.298		?	?		
Kauppi et al. 1995	ca. 1982-1992	Finnland	Wald	23.2	0.62		x			
Karjalainen & Kellomäki 1993	ca. 1985-1990	Finnland	Wald (auf Mineralboden)	16.3	0.535		x	0.244		
Karjalainen & Kellomäki 1993		Finnland	Wald (auf peatlands)	6.9	0.227		x	1.038		
Vinson & Kolchugina 1993	ca. 1960-1990	ehem. Sowjetunion	Natural terrestr. ecosystems	1830	92.9		?	256		(-)
Vinson & Kolchugina 1993		ehem. Sowjetunion	Peatlands	?				148		(-)
Kolchugina & Vinson 1993a		ehem. Sowjetunion	Forests	799.9	58.7		x	11.1		(-)
Kolchugina & Vinson 1993b	ca. 1970-1990	ehem. Sowjetunion	Forest-tundra, sparse taiga	227.7	4.96		?	4.01		
Kolchugina & Vinson 1993b		ehem. Sowjetunion	Taiga	471.3	38.36		?	6.17		
Kolchugina & Vinson 1993b		ehem. Sowjetunion	Mixed-deciduous forests	79	9.18		?	0.79		
Kolchugina & Vinson 1993b		ehem. Sowjetunion	Forest-steppe	21.9	1.17		?	0.16		
Kolchugina & Vinson 1993b		ehem. Sowjetunion	Tundra (no forest)	118.7	1.33		x	0.71		
Kolchugina & Vinson 1993b		ehem. Sowjetunion	Taiga (no forest)	238.1	1.6		x	0.14		
Kolchugina & Vinson 1993b		ehem. Sowjetunion	Peatlands (no tundra or taiga)	61.6	0.41		x	0.04		
Kolchugina & Vinson 1993b		ehem. Sowjetunion	Steppe (no forest)	87.9	0.71		x	0.13		
Orlov & Biryukova 1995 (in Rozhkov et al. 1996)		Rußland	Plain territories	1138.2				236.17		
Rozhkov et al. 1996	ca. 1984-1995	Rußland	Plain territories	997.9				138.1		84.66
Orlov & Biryukova 1995		Rußland	Mountainous regions	575.8				59.98		
Rozhkov et al. 1996		Rußland	Mountainous regions	662.7				84.53		26.62
Rozhkov et al. 1996		Rußland	Total Rußland	1660.6				222.63		111.28
Orlov & Biryukova 1995		Rußland	Total Rußland	1714				296.15		
Krankina et al. 1996	ca. 1988-1996	Rußland	Wald	884	42.1		?	29.5		
Davidson & Lefebre 1993	ca. 1992	Maine, USA	mainly temperate forest	8.06				1.25		
Turner et al. 1995	ca. 1985-1995	kontinentale USA	Wald	200.7	12.1		0.5	18.2		
Apps & Kurz 1993	ca. 1980-1990	Kanada	Boreal East Forests	134.5				15.87		
Apps & Kurz 1993		Kanada	Boreal West Forests	114.7				13.53		
Apps & Kurz 1993		Kanada	Cool Temperate Forests	35.6				3.27		
Apps & Kurz 1993		Kanada	Cordilleran Forests	90.7				12.51		
Apps & Kurz 1993		Kanada	Interior Cordilleran Forests	19.4				5.17		
Apps & Kurz 1993		Kanada	Moderate Temperate Forests	2.1				0.17		
Apps & Kurz 1993		Kanada	Pacific Cordilleran Forests	20.6				2.62		
Apps & Kurz 1993		Kanada	Subarctic Cordilleran Forests	14.7				4.98		

Anhang A1: C-Pools

Autor	Zeitraum	Geogr. Lage	Vegetationstyp	Fläche [Mha]	C-Pool [Gt C]	B <sup>v</sup> <sup>a</sup>	Wu <sup>b</sup>	C-Pool [Gt C]	St <sup>c</sup>	O <sup>d</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>e</sup>
					Vegetation			Boden			
Makundi et al. 1993	ca. 1990	Brasilien	Wald	390	74.5	?	x				
Makundi et al. 1993	ca. 1990	China	Wald	120	16.4	?	x				
Makundi et al. 1993	ca. 1986	Indien	Wald	64	9.6	?	x				
Makundi et al. 1993	ca. 1990	Indonesien	Wald	109	20.8	?	x				
Makundi et al. 1993	ca. 1990	Malaysia	Wald	19	2.6	?	x				
Makundi et al. 1993	ca. 1986	Mexico	Wald	51	3.8	?	x				
Makundi et al. 1993	ca. 1990	Thailand	Wald	16	2.4	?	x				
Gorham 1991	ca. 1980-1990	ehem. UdSSR	peatlands (boreal u. subarctic)	150				217			
Gorham 1991		Kanada	peatlands (boreal u. subarctic)	119				152			
Gorham 1991		USA	peatlands (boreal u. subarctic)	55				80			
Gorham 1991		Fennoskandien	peatlands (boreal u. subarctic)	22				14			
Gorham 1991		Gesamt	peatlands (boreal u. subarctic)	346				463			
Armentano & Menges 1986		Alaska / Kanada	wetlands (temperate)	157.5				94.5			
Armentano & Menges 1986		Finnland / ehem. UdSSR	wetlands (temperate)	159.7				126.8			
Armentano & Menges 1986		Mittel- / Ost-Europa	wetlands (temperate)	3.4				3.9			
Armentano & Menges 1986		West-Europa	wetlands (temperate)	14.2				16.5			
Armentano & Menges 1986		USA, Mittlerer Westen	wetlands (temperate)	4.0				4.5			
Armentano & Menges 1986		USA, Nordosten	wetlands (temperate)	3.0				3.4			
Armentano & Menges 1986		USA, Südosten	wetlands (temperate)	1.7				2.5			
Armentano & Menges 1986		Florida & Pazifik-Küste, USA	wetlands (temperate)	1.7				1.9			
Armentano & Menges 1986		Sonstige	wetlands (temperate)	4.0				2.4			
Armentano & Menges 1986		Gesamt	wetlands (temperate)	349.2				256.4			

a = Begleitvegetation

b = Wurzeln

c = Streu

d = organische Auflage

e = Karbonate im Boden

f = Berücksichtigung unklar



Autor	Substanz	Spezies	Regression <sup>a</sup>	k-Faktor [a <sup>-1</sup> ]	Verweil- dauer [a]	Halbwerts- zeiten [a]	L/F <sup>b</sup>	Geogr. Lage	Methode
Thompson et al. 1996	Holz	Broadleaf deciduous trees	lin	0.017	58		F	Global	
Thompson et al. 1996	Holz	Mixed broadleaf and needleleaf trees	lin	0.017	58		F	Global	
Thompson et al. 1996	Holz	Needleleaf evergreen trees	lin	0.024	42		F	Global	
Thompson et al. 1996	Holz	Needleleaf deciduous trees	lin	0.037	27		F	Global	
Thompson et al. 1996	Holz	Broadleaf trees with ground cover	lin	0.040	25		F	Global	
Thompson et al. 1996	Holz	Broadleaf shrubs	lin	0.182	5.5		F	Global	
Thompson et al. 1996	Holz	Hot and cold desert	lin	1.000	1		F	Global	
Brown & Lugo 1982	Streu	TB-wet and rain forest	lin	1.32	0.76		F	Tropen	
Brown & Lugo 1982	Streu	TB-moist forest	lin	1.75	0.57		F	Tropen	
Brown & Lugo 1982	Streu	TB-dry forest	lin	1.14	0.88		F	Tropen	
Brown & Lugo 1982	Streu	S and T-wet and rain forest	lin	1.03	0.97		F	Tropen	
Brown & Lugo 1982	Streu	S and T-moist forest	lin	1.43	0.70		F	Tropen	
Brown & Lugo 1982	Streu	S and T-dry forest	lin	0.54	1.86		F	Tropen	
Brown & Lugo 1982	Streu	Total	lin	1.10	0.91		F	Tropen	
Vogt et al. 1986	SOM in Humusauflage	Tropical broadleaf deciduous	lin	1.11	0.9		F		
Vogt et al. 1986	SOM in Humusauflage	Tropical broadleaf evergreen	lin	0.42	2.4		F		
Vogt et al. 1986	SOM in Humusauflage	Tropical broadleaf semideciduous	lin	2.50	0.4		F		
Vogt et al. 1986	SOM in Humusauflage	Subtropical broadleaf deciduous	lin	0.48	2.1		F		
Vogt et al. 1986	SOM in Humusauflage	Subtropical broadleaf evergreen	lin	0.18	5.6		F		
Vogt et al. 1986	SOM in Humusauflage	Mediterranean broadleaf evergreen	lin	0.27	3.7		F		
Vogt et al. 1986	SOM in Humusauflage	Warm temperate broadleaf deciduous	lin	0.37	2.7		F		
Vogt et al. 1986	SOM in Humusauflage	Warm temperate broadleaf evergreen	lin	0.32	3.1		F		
Vogt et al. 1986	SOM in Humusauflage	Warm temperate needleleaf evergreen	lin	0.22	4.6		F		
Vogt et al. 1986	SOM in Humusauflage	Cold temperate broadleaf deciduous	lin	0.10	10.2		F		
Vogt et al. 1986	SOM in Humusauflage	Cold temperate needleleaf deciduous	lin	0.26	3.9		F		
Vogt et al. 1986	SOM in Humusauflage	Cold temperate needleleaf evergreen	lin	0.06	17.9		F		
Vogt et al. 1986	SOM in Humusauflage	Boreal needleleaf evergreen	lin	0.02	59.8		F		
Raich und Schlesinger 1992	Streu, SOM	Tundra	lin	0.002	490		F	global	
Raich und Schlesinger 1992	Streu, SOM	Boreal forests	lin	0.011	91		F	global	
Raich und Schlesinger 1992	Streu, SOM	Temperate grasslands	lin	0.016	61		F	global	
Raich und Schlesinger 1992	Streu, SOM	Temperate forests	lin	0.034	29		F	global	





Anhang A2: k-Faktoren

Autor	Substanz	Spezies	Regression <sup>a</sup>	k-Faktor [a <sup>-1</sup> ]	Verweil-dauer [a]	Halbwerts-zeiten [a]	L/F <sup>b</sup>	Geogr. Lage	Methode
Lips & Duivenvoorden 1996	SOM	L+F+H-Horizont, Plot 2	lin	0.91	1.1		F	Kolumbien, Amazonas-Becken	
Lips & Duivenvoorden 1996	SOM	L+F+H-Horizont, Plot 3	lin	0.59	1.7		F	Kolumbien, Amazonas-Becken	
Lips & Duivenvoorden 1996	SOM	L+F+H-Horizont, Plot 4	lin	0.30	3.3		F	Kolumbien, Amazonas-Becken	
Lips & Duivenvoorden 1996	SOM	L+F+H-Horizont, Plot 5	lin	0.10	10.2		F	Kolumbien, Amazonas-Becken	
Lang 1974	Humusauflage	L-Horizont	lin	1.00	1.00		F	New Jersey, US	litter traps
Lang 1974	Humusauflage	F-Horizont	lin	0.76	1.31		F	New Jersey, US	
Lang 1974	Humusauflage	L+F-Horizont	lin	0.65	1.53		F	New Jersey, US	
Lang 1974	Humusauflage	Holziges Gewebe	lin	0.26	3.85		F	New Jersey, US	
Cannell et al. 1992	Torf	Picea sitchensis auf Torf	lin	0.03	33.33		F	Europa	
Cannell et al. 1992	SOM	Picea sitchensis auf Torf	lin	0.03	33.33		F	Europa	
Cannell et al. 1992	SOM	Eucalyptus auf Mineralboden	lin	0.06	16.67		F	Europa	
Cannell et al. 1992	SOM	Fagus	lin	0.04	25.00		F	Europa	
Whittaker 1975	Streu	Tropical rain forest	exp	6		0.12	F		
Whittaker 1975	Streu	Temperate deciduous forest	exp	0.67		1.0	F		
Whittaker 1975	Streu	Boreal conifer forest	exp	0.1		7.0	F		
Whittaker 1975	Streu	Temperate grassland	exp	0.25		2.8	F		
Swift et al. 1979	Streu	Tundra	exp	0.03		23.10	F		
Swift et al. 1979	Streu	Boreal forest	exp	0.21		3.30	F		
Swift et al. 1979	Streu	Temperate deciduous forest	exp	0.77		0.90	F		
Swift et al. 1979	Streu	Temperate grassland	exp	1.5		0.46	F		
Swift et al. 1979	Streu	Savannah	exp	3.2		0.22	F		
Swift et al. 1979	Streu	Tropical forest	exp	6.0		0.12	F		
Swift et al. 1979	Blätter	Temperate deciduous forest	exp	1.61		0.43	F		
Swift et al. 1979	Holz (Äste u. Zweige)	Temperate deciduous forest	exp	0.33		2.10	F		
Swift et al. 1979	Reproduktive Organe	Temperate deciduous forest	exp	2.22		0.31	F		
Swift et al. 1979	Blätter	Temperate deciduous forest	exp	2.55		0.27	F		
Swift et al. 1979	Holz (Äste u. Zweige)	Tropical rainforest	exp	0.37		1.87	F		
Swift et al. 1979	Reproduktive Organe	Tropical rainforest	exp	9.65		0.07	F		
Moore 1989	Blätter	Scirpus cespitosus	exp	0.3		2.31	F		
Moore 1989	Blätter	Scirpus cespitosus	exp	0.2		3.47	F	Quebec, Labrador-Halbinsel	
Moore 1989	Blätter	Chamaedaphne calyculata	exp	0.21		3.30	F	Quebec, Labrador-Halbinsel	
Moore 1989	Blätter	Chamaedaphne calyculata	exp	0.27		2.57	F	Quebec, Labrador-Halbinsel	
Chamie & Richardson 1978	Blätter	Carex spp.	exp	0.448		1.55	F	Michigan, US	litter bags
Chamie & Richardson 1978	Blätter	Salix spp.	exp	0.459		1.51	F	Michigan, US	
Chamie & Richardson 1978	Blätter	Betula pumila	exp	0.465		1.49	F	Michigan, US	
Chamie & Richardson 1978	Blätter	Chamaedaphne calyculata	exp	0.167		4.15	F	Michigan, US	
Vitousek et al. 1994	Blätter	Metrosideros polymorpha	exp	0.62		1.12	F	Hawaii, Mauna Loa	
Vitousek et al. 1994	Blätter	Metrosideros polymorpha	exp	0.3		2.31	F	Hawaii, Mauna Loa	



Autor	Substanz	Spezies	Regression <sup>a</sup>	k-Faktor [a <sup>-1</sup> ]	Verweil- dauer [a]	Halbwerts- zeiten [a]	L/F <sup>b</sup>	Geogr. Lage	Methode
Vitousek et al. 1994	Blätter	Metrosideros polymorpha	exp	0.23		3.01	F	Hawaii, Mauna Loa	
Vitousek et al. 1994	Blätter	Metrosideros polymorpha	exp	0.18		3.85	F	Hawaii, Mauna Loa	
Vitousek et al. 1994	Blätter	Metrosideros polymorpha	exp	0.92		0.75	F	Hawaii, Mauna Loa	
Vitousek et al. 1994	Blätter	Metrosideros polymorpha	exp	0.37		1.87	F	Hawaii, Mauna Loa	
Vitousek et al. 1994	Blätter	Metrosideros polymorpha	exp	0.12		5.78	F	Hawaii, Mauna Loa	
Vitousek et al. 1994	Blätter	Metrosideros polymorpha	exp	0.18		3.85	F	Hawaii, Mauna Loa	
Vitousek et al. 1994	Blätter	Metrosideros polymorpha	exp	0.18		3.85	F	Hawaii, Mauna Loa	
Vitousek et al. 1994	Blätter	Metrosideros polymorpha	exp	0.31		2.24	F	Hawaii, Mauna Loa	
Gosz et al. 1973	Blätter (trocken)	Betula (yellow)	exp	0.85		0.82	F	New Hampshire, US	litter bags
Gosz et al. 1973	Blätter (trocken)	Acer saccharum	exp	0.51		1.36	F	New Hampshire, US	
Gosz et al. 1973	Blätter (trocken)	Fagus	exp	0.37		1.87	F	New Hampshire, US	
Moore 1989	oberird. Pflanze	Menyanthes trifoliata (Klee)	exp	1.38		0.50	F	Quebec, Labrador-Halbinsel	litter bags
Moore 1989	oberird. Pflanze	Menyanthes trifoliata (Klee)	exp	1.05		0.66	F	Quebec, Labrador-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 1 cm ø	Blomia cupanioides	exp	0.381		1.82	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 1 cm ø	Brosimum alicastrum	exp	0.458		1.51	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 1 cm ø	Bursera simaruba	exp	0.369		1.88	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 1 cm ø	Gymnanthes lucida	exp	0.623		1.11	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 1 cm ø	Manilkara zapota	exp	0.343		2.02	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 1 cm ø	Talisia olivaeformis	exp	0.414		1.67	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 15 cm ø	Beaucarnea pliabilis	exp	0.531		1.31	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 15 cm ø	Blomia cupanioides	exp	0.024		28.88	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 15 cm ø	Brosimum alicastrum	exp	0.172		4.03	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 15 cm ø	Bursera simaruba	exp	0.372		1.86	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 15 cm ø	Tabebuia rosea	exp	0.061		11.36	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 15 cm ø	Talisia olivaeformis	exp	0.03		23.10	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 30 cm ø	Brosimum alicastrum	exp	0.107		6.48	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 30 cm ø	Bursera simaruba	exp	0.615		1.13	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 30 cm ø	Manilkara zapota	exp	0.008		86.63	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 30 cm ø	Myrcianthes fragrans	exp	0.052		13.33	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 4 cm ø	Beaucarnea pliabilis	exp	0.235		2.95	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 4 cm ø	Carica papaya	exp	1.019		0.68	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 4 cm ø	Cecropia peltata	exp	0.641		1.08	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 4 cm ø	Coccolrhinax readii	exp	0.489		1.42	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 6 cm ø	Blomia cupanioides	exp	0.178		3.89	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 6 cm ø	Brosimum alicastrum	exp	0.237		2.92	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 6 cm ø	Bursera simaruba	exp	0.487		1.42	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 6 cm ø	Gymnanthes lucida	exp	0.199		3.48	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 6 cm ø	Manilkara zapota	exp	0.151		4.59	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Harmon et al. 1995	Ast, 6 cm ø	Talisia olivaeformis	exp	0.207		3.35	F	Mexico, Yucatan-Halbinsel	
Charnie & Richardson 1978	Stamm, £ 2 mm	Salix ssp.	exp	0.247		2.81	F	Michigan, US	
Charnie & Richardson 1978	Stamm, £ 2 mm	Betula pumila	exp	0.146		4.75	F	Michigan, US	
Charnie & Richardson 1978	Stamm, £ 2 mm	Chamaedaphne calyculata	exp	0.093		7.45	F	Michigan, US	
Charnie & Richardson 1978	Stamm, / 12 mm	Salix ssp.	exp	0.182		3.81	F	Michigan, US	

Autor	Substanz	Spezies	Regression <sup>a</sup> k-Faktor [a <sup>-1</sup> ]	Verweil- dauer [a]	Halbwerts- zeiten [a]	L/F <sup>b</sup>	Geogr. Lage	Methode
Chamie & Richardson 1978	Stamm./12 mm	<i>Betula pumila</i>	exp 0.082		8.45	F	Michigan, US	
Chamie & Richardson 1978	Stamm./3 mm	<i>Chamaedaphne calyculata</i>	exp 0.092		7.53	F	Michigan, US	
Berg 1984	Wurzeln	<i>Pinus sylvestris</i>	exp 0.153 - 0.195		~4.1	F	Schweden	
Whitford et al. 1988	Wurzeln	<i>Larrea tridentata</i>	exp 0.619		1.12	F	New Mexico, US	
Whitford et al. 1988	Wurzeln	<i>Zinnia acerosa</i>	exp 0.619		1.12	F	New Mexico, US	
Steinberger et al. 1995	Wurzeln (10-30 cm Tiefe)	<i>Zygophyllum dumosum</i>	exp 0.189		3.67	F	Israel, Negev	
Steinberger et al. 1995	Wurzeln, 1-3 mm ø	<i>Zygophyllum dumosum</i>	exp 0.182		3.81	F	Israel, Negev	
Steinberger et al. 1995	Wurzeln, 4-8 mm ø	<i>Zygophyllum dumosum</i>	exp 0.180		3.85	F	Israel, Negev	
Steinberger et al. 1995	Wurzeln, 9-16 mm ø	<i>Zygophyllum dumosum</i>	exp 0.180		3.85	F	Israel, Negev	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Alnus glutinosa</i>	exp 0.693		1.0	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Fraxinus excelsior</i>	exp 0.693		1.0	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Ulmus spp.</i>	exp 0.693		1.0	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Robinia pseudacacia</i>	exp 0.462		1.5	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Prunus padus</i>	exp 0.462		1.5	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Carpinus betulus</i>	exp 0.462		1.5	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Castanea sativa</i>	exp 0.462		1.5	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Acer pseudoplatanus</i>	exp 0.347		2.0	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Tilia cordata</i>	exp 0.347		2.0	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Quercus robur/petraea</i>	exp 0.277		2.5	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Betula spp.</i>	exp 0.277		2.5	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Populus tremula</i>	exp 0.277		2.5	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Fagus sylvatica</i>	exp 0.231		3.0	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Quercus robur</i>	exp 0.231		3.0	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Picea abies</i>	exp 0.231		3.0	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Pinus sylvestris</i>	exp 0.154		4.5	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	exp 0.154		4.5	F	Deutschland	
Schulze et al. 1996	Blatt-Streu	<i>Larix europaea</i>	exp 0.139		5.0	F	Deutschland	
Harmon et al. 1990	Blatt-Streu	<i>Abies procera</i>	exp 0.38		1.81	F	Washington, US	
Harmon et al. 1990	Blatt-Streu	<i>Acer circinatum</i>	exp 0.87		0.79	F	Washington, US	
Harmon et al. 1990	Blatt-Streu	<i>Acer macrophyllum</i>	exp 0.68		1.02	F	Washington, US	
Harmon et al. 1990	Blatt-Streu	<i>Alnus rubra</i>	exp 0.70		0.99	F	Washington, US	
Harmon et al. 1990	Blatt-Streu	<i>Cornus nuttallii</i>	exp 2.41		0.29	F	Washington, US	
Harmon et al. 1990	Blatt-Streu	<i>Picea sitchensis</i>	exp 0.80		0.87	F	Washington, US	
Harmon et al. 1990	Blatt-Streu	<i>Pinus monticola</i>	exp 0.38		1.81	F	Washington, US	
Harmon et al. 1990	Blatt-Streu	<i>Populus trichocarpa</i>	exp 0.64		1.08	F	Washington, US	
Harmon et al. 1990	Blatt-Streu	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	exp 0.43		1.60	F	Washington, US	
Harmon et al. 1990	Blatt-Streu	<i>Thuja plicata</i>	exp 0.34		2.04	F	Washington, US	
Harmon et al. 1990	Blatt-Streu	<i>Tsuga heterophylla</i>	exp 0.72		0.96	F	Washington, US	
Parton et al. 1993	oberird. Streu		exp 3.9 - 14.8		0.18 - 0.047	F	Washington, US	
Berg 1984	Rhizom-Streu	<i>Calluna vulgaris</i>	exp 0.145		4.78	F	Schweden	
Berg 1984	Rhizom-Streu	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	exp 0.80 - 0.106		~0.8	F	Schweden	
Parton et al. 1993	Wurzel-Streu		exp 4.8 - 18.5		0.14 - 0.037	F	Schweden	
Parton et al. 1993	SOM		exp 0.0045 - 0.2		1.54 - 3.5	F	Schweden	

Anhang A2: k-Faktoren

Autor	Substanz	Spezies	Regression <sup>a</sup> [a <sup>-1</sup> ]	k-Faktor [a]	Verweil- dauer [a]	Halbwerts- zeiten [a]	L/F <sup>b</sup>	Geogr. Lage	Methode
Hassink 1995	SOM	>150 µm, leicht	exp	0.87		0.8	F	Niederlande	
Hassink 1995	SOM	>150 µm, mittel	exp	0.36		1.9	F	Niederlande	
Hassink 1995	SOM	>150 µm, schwer	exp	0.14		4.8	F	Niederlande	
Hassink 1995	SOM	20-50 µm	exp	0.019		36.5	F	Niederlande	
Hassink 1995	SOM	<20 µm	exp	0.026		26.9	F	Niederlande	
Hassink 1995	SOM	Gesamt-Boden	exp	0.026		26.6	F	Niederlande	
Jastrow et al. 1996	C4-SOM	53-212 µm	exp	0.0024		288.8	F	Illinois, US	Isotope
Jastrow et al. 1996	C4-SOM	212-500 µm	exp	0.0062		111.8	F	Illinois, US	
Jastrow et al. 1996	C4-SOM	500-1000 µm	exp	0.0054		128.3	F	Illinois, US	
Jastrow et al. 1996	C4-SOM	1000-2000 µm	exp	0.0083		83.5	F	Illinois, US	
Jastrow et al. 1996	C4-SOM	2000-4750 µm	exp	0.0063		110.0	F	Illinois, US	
Jastrow et al. 1996	C4-SOM	>4750 µm	exp	0.0136		51.0	F	Illinois, US	
Jastrow et al. 1996	C4-SOM	Gesamt-Boden	exp	0.0032		216.6	F	Illinois, US	
Trumbore et al. 1996	SOM, low density	Nadelbäume	exp	0.134		20 - 300	F	Sierra Nevada und Hawaii, US, Amazonien, Brasilien	<sup>14</sup> C
Parton et al. 1993	mikrobielles C		exp	6.0 - 7.3		0.12 - 0.095	F		

a = linear oder exponentiell

b = litter (Streu) bzw. F-

Horizont untersucht



Anhang A3: TG-Verlust

Autor	Substanz	Spezies	% TG-Verlust <sup>a</sup>	Zeit	Versuchsbed.	Methode	C/N <sup>b</sup>	Geogr. Lage
Williams & Gray 1974	Blätter, auf Mull	Tilia cordata	55.6	6 Monate	Freiland	litter bags		
Williams & Gray 1974	Blätter, auf Mull	Quercus petraea	26.2	6 Monate	Freiland	litter bags		
Williams & Gray 1974	Blätter, auf Mull	Quercus robur	17.4	6 Monate	Freiland	litter bags		
Williams & Gray 1974	Blätter, auf Torf	Betula verrucosa (auf Kalk)	27.8	6 Monate	Freiland	litter bags		
Williams & Gray 1974	Blätter, auf Torf	Betula verrucosa (auf Torf)	24.8	6 Monate	Freiland	litter bags		
Williams & Gray 1974	Blätter, auf Torf	Tilia cordata	17.8	6 Monate	Freiland	litter bags		
Williams & Gray 1974	Blätter, auf Torf	Quercus petraea	21.8	6 Monate	Freiland	litter bags		
Williams & Gray 1974	Blätter, auf Torf	Quercus robur	16.7	6 Monate	Freiland	litter bags		
Berg & Ekbohm 1991	braune Blätter	Betula pubescens	39.75	1 Jahr	Freiland	mesh bags, 1 mm		Zentral-Schweden
Berg & Ekbohm 1991	grüne Blätter	Betula pubescens	40.7	1 Jahr	Freiland	mesh bags, 1 mm		Zentral-Schweden
Berg & Ekbohm 1991	braune Nadeln	Pinus contorta	23.95	1 Jahr	Freiland	mesh bags, 1 mm		Zentral-Schweden
Berg & Ekbohm 1991	grüne Nadeln	Pinus contorta	26.05	1 Jahr	Freiland	mesh bags, 1 mm		Zentral-Schweden
Berg & Ekbohm 1991	braune Nadeln	Pinus sylvestris	28.22	1 Jahr	Freiland	mesh bags, 1 mm		Zentral-Schweden
Berg & Ekbohm 1991	grüne Nadeln	Pinus sylvestris	35.23	1 Jahr	Freiland	mesh bags, 1 mm		Zentral-Schweden
Anderson 1991	F-Horizont	Betula ssp.	15	2 Jahre	Freiland			Alaska
Anderson 1991	F-Horizont	Picea mariana	6	2 Jahre	Freiland			Alaska
Anderson 1991	H-Horizont	Betula ssp.	7	2 Jahre	Freiland			Alaska
Anderson 1991	H-Horizont	Picea mariana	4	2 Jahre	Freiland			Alaska
Anderson 1991	L-Horizont	Betula ssp.	24	2 Jahre	Freiland			Alaska
Anderson 1991	L-Horizont	Picea mariana	6.5	2 Jahre	Freiland			Alaska
Anderson 1991	Sproß	C. vulgaris	19.7	1 Jahr	Freiland		39.9	Großbritannien
Swift et al. 1979	Sproß	Calluna vulgaris	15	1 Jahr	Freiland	litter bags		
Swift et al. 1979	Stamm	Calluna vulgaris	8	1 Jahr	Freiland	litter bags		
Anderson 1991	Stamm (oberird.)	C. vulgaris	7.5	1 Jahr	Freiland	litter bags	91.1	Großbritannien
Anderson 1991	Stamm (unterird.)	Calluna vulgaris	6.6	1 Jahr	Freiland	litter bags	98.1	Großbritannien
Cornelissen 1996	Streu	Woody Climbers, decid.	48	8 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Herbaceous dicots	33	8 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Shrubs, decid.	30	8 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Trees, decid.	26	8 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Graminoid monocots	18	8 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Subshrubs, decid.	18	8 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Trees, evergr.	15	8 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Shrubs, evergr.	12	8 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Subshrubs, evergr.	11	8 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Woody Climbers, decid.	76	20 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Herbaceous dicots	57	20 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Shrubs, decid.	53	20 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Trees, decid.	43	20 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Graminoid monocots	36	20 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Subshrubs, decid.	31	20 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		

Anhang A3: TG-Verlust

Autor	Substanz	Spezies	% TG-Verlust <sup>a</sup>	Zeit	Versuchsbed.	Methode	C/N <sup>b</sup>	Geogr. Lage
Cornelissen 1996	Streu	Trees, evergr.	28	20 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Shrubs, evergr.	22	20 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Cornelissen 1996	Streu	Subshrubs, evergr.	21	20 Wochen	Winter	0.3 mm mesh bags		
Anderson 1991	Wurzeln	Eriophorum vaginatum	0.6	1 Jahr	Freiland	litter bags	100.0	Großbritannien
Anderson 1991	Wurzeln	C. vulgaris	5	1 Jahr	Freiland	litter bags	76.8	Großbritannien
Williams & Gray 1974	Streu	Alnus rugosa	34.2	3 Monate	Labor, 32°C			
Williams & Gray 1974	Streu	Liriodendron tulipifera	48.8	3 Monate	Labor, 32°C			
Williams & Gray 1974	Streu	Cornus florida	44.6	3 Monate	Labor, 32°C			
Williams & Gray 1974	Streu	Tsuga canadensis	36.8	3 Monate	Labor, 32°C			
Williams & Gray 1974	Streu	Pinus resinosa	18.2	3 Monate	Labor, 32°C			
Williams & Gray 1974	Streu	Juniperus virginiana	31.5	3 Monate	Labor, 32°C			
Swift et al. 1979	Stammholz	Juniperus virginiana	3.5	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Stammholz	Pinus virginiana	7.8	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Stammholz	Pinus palustris	10.8	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Stammholz	Pinus resinosa	11.6	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Stammholz	Pinus echinata	11.8	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Stammholz	Pinus taeda	14.3	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Stammholz	Pinus elliotii	17.1	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Stammholz	Pinus strobus	20.6	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Wurzelholz	Juniperus virginiana	9.5	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Wurzelholz	Pinus virginiana	20	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Wurzelholz	Pinus palustris	20.3	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Wurzelholz	Pinus resinosa	12.7	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Wurzelholz	Pinus echinata	24.8	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Wurzelholz	Pinus taeda	25.8	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Wurzelholz	Pinus elliotii	23	12 Wochen	Labor			
Swift et al. 1979	Wurzelholz	Pinus strobus	21.1	12 Wochen	Labor			

a = Trockengewichtsverlust

b = Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis

Anhang A4: Eddy-Flüsse

Ökosystem	Ort	Länge	Breite	max. Höhe	Alter	Referenz	Zeit	F <sub>net</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	F <sub>soil</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	C <sub>max</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	F <sub>gpp</sub> mmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
<b>Tropische Wälder</b>					[J] o. [T]						
Rainforest, ABLEZB	Reserva Duke, Rondonia, Brasilien	2,6	S 59,6	W 30-35		Fan et al. 1990	April/Mai	18,31	-1,60	580,0	
Rainforest, ABLEZB	Brazilien	2,6	S 59,6	W 35		Fitzjarrald und Moore 1990	April/Mai		-10,00		
Rainforest, ABLEZB	Reserva Jaru, Rondonia, Brasilien	10	S 61,6	W 4		Grace et al. 1995ab	Sept., April - Juni	20,00	-12,00	400 - 800	
Rainforest	Reserva Jaru, Rondonia, Brasilien	10	S 61,6	W 4		Grace et al. 1996	Sept., April - Juni	15,00	-6,60	714,0	
<b>Laubwälder</b>											
Quercus alba, Acer rubrum, Carya	Tennessee, US	35,5	N 84,2	W 4,9	50	Baldocchi and Harley 1995	Sommer	22,49	-4,74		
Quercus alba, Acer rubrum, Carya	Tennessee, US	35,5	N 84,2	W 4,9	50	Baldocchi et al. 1987	Juli/August	24,54	-0,55	580,0	
Quercus alba, Acer rubrum, Carya	Tennessee, US	35,5	N 84,2	W 4,9	50	Verma et al. 1986	August	15,32	-3,94	580,0	
Quercus alba, Acer rubrum, Carya	Tennessee, US	35,5	N 84,2	W 4,9	50	Baldocchi und Vorel 1996	Juli/August	28,00	-15,00		
Quercus alba, Acer rubrum, Carya	Tennessee, US	35,5	N 84,2	W 4,9	50	Greco und Baldocchi 1996	Sommer	8,00			
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Wofsy et al. 1993	Winter	-2,50	-2,50		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Wofsy et al. 1993	April	-4,63	0,00		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Wofsy et al. 1993	Mai	3,47	-2,31		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Wofsy et al. 1993	Anfang Juni	11,57	-4,60		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Wofsy et al. 1993	Ende Juni	9,26	-4,60		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Wofsy et al. 1993	Juli	25,46	-6,94		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Wofsy et al. 1993	August	18,52	-4,60		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Wofsy et al. 1993	September	11,58	-4,60		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Wofsy et al. 1993	Oktober	2,31	-4,60		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Wofsy et al. 1993	November	2,00	-3,00		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Goulden et al. 1996a	Juli	18,00	-4,00		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Goulden et al. 1996a	August	17,00	-5,00		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Goulden et al. 1996a	September	20,00	-8,00		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Goulden et al. 1996a	Oktober	6,75	-4,82		
Quercus alba, Acer rubrum	Massachusetts, US	42,5	N 72,2	W 3,5	50-70	Mordacq et al. 1991	Aug./Sept.	30,92	-0,39		
Castanea	Frankreich										
Fagus sylvatica	Italien	41,5	N 13,4	E 3,5	20,23	Valentini et al. 1996	Mai	15,00			
Fagus sylvatica	Italien	41,5	N 13,4	E 3,5	20,23	Valentini et al. 1996	Juni	20,00			
Fagus sylvatica	Italien	41,5	N 13,4	E 3,5	20,23	Valentini et al. 1996	Juli	15,00			
Fagus sylvatica	Italien	41,5	N 13,4	E 3,5	20,23	Valentini et al. 1996	August	12,00			
Fagus sylvatica	Italien	41,5	N 13,4	E 3,5	20,23	Valentini et al. 1996	September	10,00			
Populus grandidentatum, Acer rubrum mixed	Ottawa, Kanada	44,2	N 80,7	W 5	85	Desjardins et al. 1985	Sommer	22,30			
Populus tremuloides, BOREAS	Ontario, Kanada	44,2	N 80,7	W 1,8	70	Lee et al. 1996	Sommer	22,73	-4,77		268
	Sask., Kanada	53,7	N 106,2	W 4,5	70	Black et al. 1996	April - Sept.	27,00	-4,50		
	Italien	42,2	N 11,3	E 4		Valentini et al. 1991	November	26,07	-0,93		
<b>Eucalyptus maculata</b>											
Eucalyptus	New S. Wales, AU	37	S 114	E 24		Denmead 1991	Nov., März	24,07	-1,13		
Eucalyptus	New S. Wales, AU	35,4	S 150,2	E 3,3	10	Dunin et al. 1985, Leuning und Attiwell 1978	April	16,00	-4,50	625,0	268
Eucalyptus	New S. Wales, AU	35,4	S 150,2	E 3,3	10	Wong und Dunin 1987	März/April	22,36	-2,49		
Nothofagus	Neuseeland	42,2	S 172,2	E 8	300	Wong und Dunin 1987	März/April	48,49			
Nothofagus	Neuseeland	42,2	S 172,2	E 8	300	Hollinger et al. 1994	Juli	3,62	-2,40		
Nothofagus	Neuseeland	42,2	S 172,2	E 8	300	Hollinger et al. 1994	September	8,50	-4,50		
Nothofagus	Neuseeland	42,2	S 172,2	E 8	300	Hollinger et al. 1994	Dezember	6,54	-6,70		
Nothofagus	Neuseeland	42,2	S 172,2	E 8	300	Hollinger et al. 1994	Januar	~ 8	-5,20	1,294,0	
Nothofagus	Neuseeland	42,2	S 172,2	E 8	300	Hollinger et al. 1994	März	16,46	-5,00		
Nothofagus	Neuseeland	42,2	S 172,2	E 8	300	Kelliber et al. 1989 (in Ruimy et al. 1995)	Februar	23,02	2,81	350,1	

Anhang A4: Eddy-Flüsse

Ökosystem	Ort	Länge	Breite	max. LAI	Höhe [m]	Alter [J] o. [T]	Referenz	Zeit	F <sub>net</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	F <sub>net,abs</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	G <sub>max</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	F <sub>CO2</sub> mmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
<b>Nadelwälder</b>												
<i>Pinus radiata</i>	Canberra, AU	35	S 149	E	7.5	7	Denmead 1969	Oct./Nov.	34.00	-4.50		107
<i>Pinus radiata</i>	Australien	38.3	S 176.3	E	9		Whitehead et al. 1994					156
<i>Pinus radiata</i>	Australien	37.3	S 140.3	E	13		Moore 1976 (in Kellöher et al. 1993)				982.0	
<i>Pinus sylvestris</i>	Neuseeland						Kellöher (unpubl., in Schulze et al. 1994)				892.0	
<i>Pinus sylvestris</i>	UK	52.3	N 0.4	E	16	5.5	Jarvis et al. 1976 (in Hollinger et al. 1994)				1,116.0	134
<i>Pinus sylvestris</i>	UK	60.5	N 16.3	W	16		Stewart 1988				1,116.0	201
<i>Pinus sylvestris</i>	Schweden	48	N 7.3	E	3	9	Lindroth 1985ab				1,473.0	174
<i>Pinus pinaster</i>	Frankreich	44.5	N 0.1	W	20	37	Tajchman et al. 1979	März - Oktober	18.48	-1.06		218
<i>Pinus pinaster</i>	Frankreich						Gash et al. 1989, Granier et al. 1990	Sommer	12.00	-5.00	892.0	134
<i>Picea abies</i>	Deutschland	50.1	N 11.5	E	18	43	Brunet et al. 1992 (in Riumy et al. 1995)	Juni	7.00			
<i>Picea abies</i>	Schottland	56.6	N 2.2	W	12		Rebmann (unpubl.)					
<i>Picea sitchensis</i>	Schottland						Jarvis et al. 1976					
<i>Picea sitchensis</i>	Schottland						Jarvis 1994					
<i>Picea sitchensis</i>	Schottland						Jarvis 1994					
<i>Picea sitchensis</i>	Schottland						Jarvis 1994					
<i>Picea sitchensis</i>	Schottland						Jarvis 1994					
<i>Picea sitchensis</i>	Schottland						Jarvis 1994					
<i>Picea sitchensis</i>	Schottland						Jarvis 1994					
<i>Picea sitchensis</i>	Schottland						Jarvis 1994					
<i>Picea mariana</i>	Schottland	55.2	N 3.5	W	7.5	14	Massheder et al. (unpubl., in Jarvis 1995)		10.00	-9.00	1,116.0	196
<i>Picea mariana</i>	Manitoba, Kanada	55.9	N 98.5	W	10	75 - 90	Milne 1979, Milne et al. 1985	Juni - August	7.00	-3.00		
<i>Picea mariana</i>	Quebec, Kanada	54.8	N 66.7	W	6.5	200	Goulden et al. 1995					
<i>Pinus strobus</i>	Ontario, Kanada	45	N 76	W			Fan et al. 1995					
<i>Pinus banksiana</i>	Ontario, Kanada	53.9	N 104.7	W	3.3	75 - 90	Desjardins 1991					
<i>Pinus banksiana</i>	Sask., Kanada	53.5	N 104.4	W	3.3	75 - 90	Baldocchi und Vogel 1996					
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1	N 5.4	E	8..10	30	Baldocchi et al. 1997	Aug./Sept.	12.00	-2.00		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1	N 5.4	E	8..10	30	Vermetten et al. 1994	Mai - Sept.	4.50	-2.25		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1	N 5.4	E	8..10	30	Vermetten et al. 1994	Januar	5.00	-0.45		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1	N 5.4	E	8..10	30	Vermetten et al. 1994	Februar	6.82	-0.45		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1	N 5.4	E	8..10	30	Vermetten et al. 1994	März	11.36	-0.45		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1	N 5.4	E	8..10	30	Vermetten et al. 1994	April	11.36	-0.91		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1	N 5.4	E	8..10	30	Vermetten et al. 1994	Mai	13.64	-1.82		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1	N 5.4	E	8..10	30	Vermetten et al. 1994	Juni	11.36	-2.05		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1	N 5.4	E	8..10	30	Vermetten et al. 1994	Juli	11.36	-3.41		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1	N 5.4	E	8..10	30	Vermetten et al. 1994	August	15.91	-2.27		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1	N 5.4	E	8..10	30	Vermetten et al. 1994	Oktober	13.64	-3.41		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1	N 5.4	E	8..10	30	Vermetten et al. 1994	November	12.50	-0.45		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Niederlande	52.1	N 5.4	E	8..10	30	Vermetten et al. 1994	Dezember	9.09	-0.68		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	BC, Kanada	49	N 124.1	W	5	22	Price und Black 1990	Juli/August	14.87		714.0	187
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	BC, Kanada	49.1	N 122.5	W	8		McNaughton und Black 1973				759.0	214
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	BC, Kanada	49.5	N 125.1	W	6.6		Tan et al. 1978					196
<i>Larix laricina</i>	Manitoba, Kanada	58.5	N 94	W	1.6	5	Lafleur 1992	Juni - Sept.			892.0	178
<i>Larix laricina</i>	Quebec, Kanada	54.5	N 66.4	W	6		Fitzjarrald und Moore 1994				357.0	112
<i>Larix gmelinii</i> , <i>Betula platyphylla</i>	Sibirien	60.5	N 128.2	E	1.5	130	Hollinger et al. 1995, Kellöher (unpublished)	Juli	6.00	-4.50	446.0	71 - 98
<i>Pinus sylvestris</i>	Sibirien	61	N 89	E	1.5	240	Lloyd (ubpubl.)	Juli	4.00	-2.00		36 - 103
<i>Pinus sylvestris</i>	Sibirien	61	N 89	E	1.7	50	Rebmann (unpubl.)	Juli	8.50	-2.50		118
<i>Pinus sylvestris</i>	Sibirien	61	N 89	E	1	6	Rebmann (unpubl.)	Juli	1.00	-2.00		40
<i>Pinus sylvestris</i>	Sibirien	61	N 89	E		nach Feuer	Rebmann (unpubl.)	Juli	4.00	-4.00		62
<b>C3-Grasländer</b>												
mixed prairie: <i>Agropyron</i>	Sask., Kanada	50.4	N 107.4	W			Ripley und Redman 1976		13.00		446.0	187
mixed prairie: <i>Agropyron</i>	Sask., Kanada	50.4	N 107.4	W	1.5	0.3	Ripley und Saugier 1978				312.0	
mixed prairie: <i>Agropyron</i>	Sask., Kanada	50.4	N 107.4	W	1.5	0.3	Ripley und Saugier (unpubl., in Riumy et al. 1995)	Juli	7.80			



Anhang A4: Eddy-Flüsse

Ökosystem	Ort	Länge	Breite	max. LAI*	Höhe [m]	Alter [J] o. [T]	Referenz	Zeit	F <sub>veg</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	F <sub>veg</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	G <sub>max</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	F <sub>veg</sub> mmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
mixed prairie: Agropyron	Sask., Kanada	50.4 N	107.4 W	1.5	0.3		Ripley und Saugier (unpubl., in Ruimy et al. 1995)	Juni	6.58			
mixed prairie: Agropyron	Sask., Kanada	50.4 N	107.4 W	1.5	0.3		Ripley und Saugier (unpubl., in Ruimy et al. 1995)	Mai	1.91			
Calamagrostis rubescens	Sask., Kanada	50.4 N	107.4 W	0.6	0.25		Adams et al. 1991	2 Veg. perioden			1.874.0	183
Dactylis	Frankreich					36	Sheehy 1977	Juli/August	38.95	-0.86		
Lolium perenne	Berkshire, UK					35	Sheehy 1977	Juli/August	24.40			
Lolium perenne	Berkshire, UK					36	Sheehy 1977	Juli/August	30.78			
Lolium perenne	Berkshire, UK					35	Sheehy 1977	Juli/August	29.59			
Lolium perenne	Berkshire, UK					15	Sheehy 1977	Juli/August	38.36			
Lolium perenne	Berkshire, UK					15	Sheehy 1977	Juli/August	60.11			
Lolium perenne	Berkshire, UK					15	Sheehy 1977	Juli/August	52.22			
Festuca ovina	Frankreich					16	Belanger 1990 (in Ruimy et al. 1995)	Juli/August	36.52			
Festuca ovina	Frankreich					16	Belanger 1990		33.99			
Festuca ovina	Frankreich					16	Belanger 1990		13.12			
Festuca	UK					36	Sheehy 1977		29.14			
Festuca	UK					35	Sheehy 1977		30.34			
serpentine grassland	Kalifornien, US	37.2 N	122.1 W	1.5		35	Valenini et al. 1995	Februar	4.00			
serpentine grassland	Kalifornien, US	37.2 N	122.1 W	1.5		35	Valenini et al. 1995	April	8.00			
serpentine grassland	Kalifornien, US	37.2 N	122.1 W	1.5		35	Valenini et al. 1995	Mai	2.00			
wet meadow tundra	Alaska, US	60.8 N	161.8 W				Whiting et al. 1992	Juli/August	2.50	-2.40		
dry upland tundra	Alaska, US	60.8 N	161.8 W				Whiting et al. 1992	Juli/August	1.26	-1.10		
tundra	Ontario, Kanada	51.3 N	81.5 W	0.4 - 1			Neumann et al. 1994, Whiting 1994	Juli	1.50	-1.40		
tundra	Alaska, US	60.8 N	161.8 W				Fan et al. 1992	Juli/August	4.00		178.0	
tussock tundra	Alaska, US			0.44			Tenunen et al. 1994	Juni - August	1.70			
peatland	Minnesota, US	47.3 N	93.3 W		0.55		Shurpall et al. 1995	Frühjahr	-1.60			
peatland	Minnesota, US	47.3 N	93.3 W		0.55		Shurpall et al. 1995	Sommer	4.50			
<b>C4-Grasländer</b>												
Salt marsh	Delaw./Virg., US	38 S	76 W				Bartlett et al. 1990	Mai - Okt.	52.35	-3.45		
Salt marsh	Maryland, US	38.5 N	76.3 W	2.4 - 4.3			Drake 1984	Juli	18.89			
Salt marsh	Maryland, US	38.5 N	76.3 W	2.4 - 4.3			Drake 1984	September	4.50			
Salt marsh	New York, US	41 N	73 W				Houghton und Woodwell 1980	Juli	16.39	-4.41		
Tallgrass prairie, FIFE: Andropogon gerardii, Sorghastrum nutrans	Kansas, US	39 N	96.3 W	3.2	0.5		Kim und Verma 1990	Juni	20.97	-2.60	892.0	277
Tallgrass prairie, FIFE: Andropogon gerardii, Sorghastrum nutrans	Kansas, US	39 N	96.3 W	3.2	0.5		Kim und Verma 1990	Anfang Juli	25.10	-2.60	892.0	277
Tallgrass prairie, FIFE: Andropogon gerardii, Sorghastrum nutrans	Kansas, US	39 N	96.3 W	3.2	0.5		Kim und Verma 1990	Mitte Juli	14.24	-2.60		
Tallgrass prairie, FIFE: Andropogon gerardii, Sorghastrum nutrans	Kansas, US	39 N	96.3 W	3.2	0.5		Kim und Verma 1990	Mitte Juli	24.47			
Tallgrass prairie, FIFE: Andropogon gerardii, Sorghastrum nutrans	Kansas, US	39 N	96.3 W	3.2	0.5		Kim und Verma 1990	Mitte Juli	20.90			
Tallgrass prairie, FIFE: Andropogon gerardii, Sorghastrum nutrans	Kansas, US	39 N	96.3 W	3.2	0.5		Kim und Verma 1990	Mitte Juli	21.14			
Tallgrass prairie, FIFE: Andropogon gerardii, Sorghastrum nutrans	Kansas, US	39 N	96.3 W	3.2	0.5		Kim und Verma 1990	Mitte Juli	7.40			
Tallgrass prairie, FIFE: Andropogon gerardii, Sorghastrum nutrans	Kansas, US	39 N	96.3 W	2	0.4 - 1.2		Verma et al. 1989	Juli/Aug.	16.03	-4.5 bis -9.1		
Tallgrass prairie, FIFE: Andropogon gerardii, Sorghastrum nutrans	Kansas, US	39 N	96.3 W	2	0.4 - 1.2		Verma et al. 1989	Juli/Aug.	12.35	-4.5 bis -9.1		

Anhang A4: Eddy-Flüsse

Ökosystem	Ort	Länge	Breite	max. LAI	Höhe [m]	Alter [J] o. [T]	Referenz	Zeit	F <sub>net</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	F <sub>net,skt</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	G <sub>max</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	F <sub>ICO</sub> mmol m <sup>-2</sup> q <sup>-1</sup>
Cynodon dactylon	Georgia, US	34	N 83.5	W 4			Morgan und Brown 1983	Juni - Okt.	48.71	-7.09		
Cynodon dactylon	Georgia, US	34	N 83.5	W 4			Morgan und Brown 1983	Juni - Okt.	32.03	-2.17		
Bouteloua gracilis	Colorado, USA	40.3	N 104.5	W 0.5	0.2		Panton et al. 1981	4 Jahre			491.0	214
Chinochloa rigida	Neuseeland	45.5	S 164.4	E 0.85			Campbell 1989				1,116.0	196
Themedia australis	NSW, Australien	35.5	S 149.3	E 1.2	0.05		Dunin und Reyenga 1978, Dunin et al. 1978					241
<b>C3/C4 Savanne</b>												
Savanna	Elfenbeinküste, Afrika						Leroux und Mordelet 1995 (in Ruimy et al. 1995)	Februar	18.98			
Savanna	Elfenbeinküste, Afrika						Leroux und Mordelet 1995 (in Ruimy et al. 1995)	März	22.59			
Savanna	Elfenbeinküste, Afrika						Leroux und Mordelet 1995 (in Ruimy et al. 1995)	April	21.87			
Savanna, HAPEX	Niager, Afrika	13.3	N 2.3	E 1.35			Verhoef et al. 1996	Sept./Okt.	11.00		50.0	
Savanna, HAPEX	Niager, Afrika	13.3	N 2.3	E 1.35			Verhoef et al. 1996	Sept./Okt.	6.00		30.0	
Savanna, HAPEX	Niager, Afrika	13.3	N 2.3	E 1.35			Verhoef et al. 1996	Sept./Okt.	8.00	-4.00	50.0	
Savanna, HAPEX	Niager, Afrika	13.3	N 2.3	E 1.35			Verhoef et al. 1996	Sept./Okt.	4.00	-3.00	40.0	
Cerrado	Rondonia, Brasilien	15.3	S 47.4	W 1	8..10		Miranda et al. 1996	Regenzeit	12.00	-4.10	200 - 400	
Cerrado	Rondonia, Brasilien	15.3	S 47.4	W 0.4	8..10		Miranda et al. 1996	Trockenzeit	4.00	-2.10	100 - 200	
<b>C3-Feldfrüchte</b>												
Gossypium (Baumwolle)	Israel						Yakir und Wang 1996	Feb./März	35.40			
Medicago sativa (Luzerne)	Frankreich	44	N 4	E 4.2	0.6		Saugier 1970	Mai	34.10			
Medicago sativa (Luzerne)	Nebraska, US	41.1	N 96.3	W 4			Baldocchi et al. 1981ab	Sommer	32.84	-5.54		
Medicago sativa (Luzerne)	Ontario, Kanada	43.4	N 80.3	W 4			McGinn und King 1990	Aug./Sept.	25.00			
Glycine max (Soyabohne)	Nebraska, US	41.1	N 96.3	W 4			Anderson et al. 1984	Aug./Sept.	31.39	-2.3 bis -5.7		
Glycine max	Nebraska, US	41.1	N 96.3	W 4			Baldocchi et al. 1981ab, 1987	Sommer	28.01		1,339.0	
Glycine max	Florida, US						Jones et al. 1984	Oktober	57.60			
Glycine max	Florida, US						Jones et al. 1984	Oktober	90.00			
Hordeum vulgare	Roßhamstad, UK			6			Biscoe et al. 1975	Ende Juni	25.00			
Hordeum vulgare	Roßhamstad, UK			5.7			Biscoe et al. 1975	Anfang Juli	17.50			
Hordeum vulgare	Roßhamstad, UK			5.6			Biscoe et al. 1975	August	14.50			
Hordeum vulgare	Roßhamstad, UK			4			Biscoe et al. 1975	September	12.70			
Hordeum vulgare	Roßhamstad, UK			2.7			Biscoe et al. 1975	Oktober	11.40			
Triticum vulgare (Weizen)	Oregon, US	45.4	N 119.4	E 3.3	0.85		Baldocchi 1994	Juni	33.86	-4.50	2,231.0	
Triticum vulgare	Kansas, US	39.1	N 96.4	W 5			Wall und Kanemasu 1990	Mai	34.90			
Triticum vulgare	Israel						Yakir und Wang 1996	Feb./März	44.20			
Triticum vulgare	Israel						Yakir und Wang 1996	Feb./März	20.60			
Triticum vulgare	Canberra, AU						Denmead 1969	Oct./Nov.	25.00	-4.50		
Triticum vulgare	Australien						Denmead 1976		25.350	-3.72		
Triticum vulgare	Australien						Denmead 1976		35.05			
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	Sept.	9.58	-8.32		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	Sept.	35.02	-5.52		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	Sept.	15.97	-1.70		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	Sept.	59.40			
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	Sept.	13.39	-2.03		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	Sept.	23.50	-4.37		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	Sept.	14.37	-1.17		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	Oktober	15.00	-1.09		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	November	30.40	-0.82		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	Dezember	21.18			
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	September	10.78	-5.07		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	September	29.38			

Anhang A4: Eddy-Flüsse

Ökosystem	Ort	Länge	Breite	max. LAI	Höhe [m]	Alter [J] o. [T]	Referenz	Zeit	F <sub>veg</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	F <sub>soil</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	G <sub>max</sub> mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	F <sub>CO2</sub> mmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	September	17.57			
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	September	33.37	-0.14		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	September	21.00	-7.84		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	September	35.19	-4.88		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	Oktober	27.76	-4.24		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge und Ratkowski 1971	Oktober	10.78	-5.07		
Triticum vulgare	Australien						Puckridge 1971	September	52.18			
Cucumis sativa	Australien						Puckridge 1971	September	33.38			
Oryza (Reis)	Japan				0.9		Warren Wilson et al. 1992	Juni	30.91	-6.09		
Oryza	Japan						Ohtaki 1980	September	32.88	-3.12		
Oryza	Japan						Ohtaki und Oikawa 1991	Mai	6.80			
Oryza	Florida, US						Ohtaki und Oikawa 1991	August	29.50	-6.80		
Oryza	Florida, US						Baker et al. 1990	Früh	39.01			
Oryza	Florida, US						Baker et al. 1990	Mitte	86.40			
Hevea brasiliensis (rubber)	Nigeria, Afrika						Monteny et al. 1985 (in Schulze et al. 1994)		41.00		1,473.0	
Hevea brasiliensis	Elfenbeinküste, Afrika						Monteny 1989 (in Ruimy et al. 1995)	April/Mai	12.79			
Hevea brasiliensis	Elfenbeinküste, Afrika						Monteny 1989 (in Ruimy et al. 1995)	April/Mai	27.66			
Hevea brasiliensis	Elfenbeinküste, Afrika						Monteny 1989 (in Ruimy et al. 1995)	Dez./Jan.	39.99			
<b>C4-Feldfrüchte</b>												
Sorghum	Nebraska, US	41.1	N 96.3	W 3.7	1.3		Anderson und Verma 1986	Mitte August	30.91	-1.49		
Sorghum	Nebraska, US	41.1	N 96.3	W 3.7	1.3		Anderson und Verma 1986	Anfang August	31.94	-6.89		
Sorghum	Nebraska, US	41.1	N 96.3	W 3.7	1.3		Anderson und Verma 1986	Ende August	25.16	-5.84		
Zea mays	Oregon, US	54.4	N 119.4	E 3	0.75		Baldocchi 1994	Juni	24.18	-4.50	892.0	
Zea mays	New York, US						Moss et al. 1961	Juli/August	22.36			
Zea mays	New York, US						Moss et al. 1961	Juli/August	18.68			
Zea mays	New York, US						Moss et al. 1961	Juli/August	17.31			
Zea mays	New York, US						Moss et al. 1961	Juli/August	1.19			
Zea mays	New York, US						Moss et al. 1961	Juli/August	79.00	-27.00		
Zea mays	New York, US						Lemon 1960	September	72.70	-13.00		
Zea mays	Ontario, Kanada						Lemon 1969	Juli	43.38	-7.21		
Zea mays	Ontario, Kanada						Desjardins et al. 1984	Juli	70.20			
Zea mays	Ontario, Kanada						Desjardins et al. 1984	August	44.20			
Zea mays	Florida, US	43.4	N 80.3	W 3.4			McGinn und King 1990	Aug./Sept.	35.71	-7.82		
Zea mays	Florida, US						Jones et al. 1984	Mai	48.08	-2.32		
Zea mays	Florida, US						Jones et al. 1984	Mai	24.75	-7.55		
Zea mays	Florida, US						Jones et al. 1984	Mai	27.60			
Zea mays	Israel						Yakir und Wang 1996	Feb./März	21.177	7.290		