

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

Untersuchungen zur Rolle des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt des Landes Baden-Württemberg

von

Till Pistorius, Jürgen Zell, Christoph Hartebrodt

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Institut für Forstökonomie

Förderkennzeichen: ZO3K 23004

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Programms „Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung“ am Forschungszentrum Karlsruhe mit Mitteln der Zukunftsoffensive III des Landes Baden-Württemberg gefördert.

31. August 2006

Danksagung

An der Entstehung dieses Projektberichtes waren viele Menschen beteiligt, denen ich an dieser Stelle meinen Dank aussprechen möchte.

Zunächst danke ich meinem Vorgesetzten, Herrn Dr. Hartebrodt für das Vertrauen in mich und meine Arbeit sowie für seine „Politik der offenen Tür“. Allen Kollegen der Abt. Forstökonomie, insbesondere Frau Artsibacheva, Herrn Gröber, Frau Hock und Frau Streifer danke ich für unermüdliches Korrekturlesen und für viele anregende Gespräche über dieses komplexe Thema. Herrn Prof. Dr. Brandl danke ich für die inhaltliche Unterstützung und die stetige Ermutigung, dem Thema treu zu bleiben.

Nur die intensive Zusammenarbeit mit der Abt. Biometrie und Informatik der FVA Baden-Württemberg hat eine Bewerkstelligung des Projektes und seiner Ergebnisse ermöglicht. Daher gebührt besonderer Dank Herrn Jürgen Zell, der dieser Abteilung angehört und maßgeblich an der Entstehung der Ergebnisse mitgearbeitet hat. Er hat nicht nur die Methodik für die Berechnung der Biomasseberechnung auf Basis der BWI-Einzelbaumdaten entwickelt, sondern auch das Modell YASSO programmiert und die Kohlenstoffvorräte in Boden- und Totholz berechnet. Herr Dr. Kändler, sein Vorgesetzter, sowie Herr Dr. Bösch haben uns oft bei technischen Fragen sowie der Überprüfung der Plausibilität unserer Berechnungen und Überlegungen geholfen. Herr Dr. Kändler hat außerdem die im Bericht vorgestellten BWI-Ergebnisse berechnet und aufbereitet. Bezüglich der Modellierung des Bodenkohlenstoffs hat uns Herr Dr. v. Wilpert aus der Abt. Boden + Umwelt mit gutem Rat und seinem Fachwissen unterstützt.

Till Pistorius

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	1
Abbildungsverzeichnis	4
Tabellenverzeichnis	6
Abkürzungsverzeichnis	8
1 Einführung.....	1
1.1 Problemstellung und Ziele der Arbeit	2
1.2 Treibhauseffekt und Klimawandel.....	4
1.3 Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Klimawandel.....	9
1.4 Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft in der Klimapolitik.....	14
2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen	18
2.1 Die Umweltpolitik und ihre Instrumente	18
2.2 Der Handel mit THG-Zertifikaten.....	20
2.2.1 Der internationale Handel mit THG-Zertifikaten.....	22
2.2.2 Joint Implementation (JI) und Clean Development Mechanism (CDM).....	23
2.2.3 Der europäische Handel mit THG-Zertifikaten	25
2.3 Senken in der Klimapolitik: Rechtliche & politische Rahmenbedingungen.....	27
2.3.1 Beschluss der Klimarahmenkonvention auf der UNCED in Rio 1992.....	27
2.3.2 Beschlüsse der Vertragsstaatenkonferenzen zur Rolle der Senken.....	28
2.4 Senken in der europäischen und deutschen Klimapolitik	33
2.4.1 Der pan-europäische Forstprozess	33
2.4.2 Das europäische Klimaschutzprogramm (ECCP).....	34
2.4.3 Das nationale Klimaschutzprogramm Deutschlands.....	36
2.4.4 Das nationale Waldprogramm Deutschlands	37
3 Treibhausgasberichterstattung.....	39
3.1 Der Special Report LULUCF.....	39
3.2 Gute fachliche Praxis im Sektor LULUCF	41
3.2.1 Grundlagen für repräsentative Flächenberichterstattung	44
3.2.2 Vorgehen bei der THG-Berichterstattung über LULUCF	46
3.2.3 Methoden für die Quantifizierung der C-Vorräte	48
4 Die Wälder Baden-Württembergs.....	57
4.1 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes.....	57
4.2 Ergebnisse der Bundeswaldinventuren	60
4.2.1 Allgemeines.....	60
4.2.2 Inventurmethode.....	62
4.2.3 Ergebnisse	64

1 Einführung

4.2.4	Zusammenfassung der BWI-Auswertungen	72
4.3	Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf den Wald	73
4.3.1	Klimaentwicklung und -prognosen für Baden-Württemberg.....	74
4.3.2	Auswirkungen des Klimawandels auf den Wald in Baden-Württemberg	76
5	Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002).....	80
5.1	Einführung und Verknüpfung der Modelle	80
5.2	C-Vorräte der Biomasse	82
5.2.1	Herleitung der Vorratsveränderungen nach der ‚Stock-Change method‘	82
5.2.2	Einzelbaum-Volumenexpansion: Berechnung der oberirdischen Biomasse	82
5.2.3	Berechnung der lebenden unterirdischen Biomasse.....	86
5.2.4	Fehlerschätzung.....	87
5.2.5	Entwicklung der C-Vorräte in der Dendromasse zwischen 1987 und 2002	90
5.3	Veränderung der C-Vorräte durch Landnutzungsänderungen	92
5.4	Modellierung der Produktspeicher	95
5.4.1	Theoretische Ansätze zur Quantifizierung der Produktspeicher.....	95
5.4.2	Das Holzproduktmodell WPM.....	101
5.4.3	Vergleich der Datenquellen: Analyse der Holzerntedaten.....	115
5.5	Material- und Energiesubstitutionseffekte durch Holznutzung	124
5.5.1	Materialsubstitution durch langlebige Holzprodukte.....	127
5.5.2	Energiesubstitution durch energetische Nutzung von Holz und Altholz	128
5.6	C-Vorräte im Totholz im Jahr 2002	129
5.7	Modellierung der C-Vorräte im Boden und ihrer Dynamik mit YASSO	131
5.7.1	Einleitung	131
5.7.2	Modellansatz der multiplen Regression nach Zirlwagen	131
5.7.3	Initialisierung von YASSO	132
5.8	C-Bilanz für Baden-Württemberg im Jahr 2002	139
5.9	Kritische Würdigung der Modelle und weiterführende Forschung	141
6	Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012).....	145
6.1	Das Modell WEHAM.....	146
6.2	Szenario 1: Vollständige Nutzung.....	148
6.3	Szenario 2: Realistische Nutzung.....	152
6.4	Szenario 3: Wie S2, aber Einstellung aller Nutzungen ab 2007	156
6.5	Anwendung von YASSO auf die WEHAM-Szenarien.....	159
6.6	Vergleich der Szenarien	164
7	Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft.....	168
7.1	Bewertung der Option ‚Teilnahme am Zertifikatehandel‘	168
7.1.1	Anrechnung der Senkenleistung von Waldflächen nach Art. 3.4 KP	169
7.1.2	Anerkennung des Art. 3.4 KP & Durchführung von forstlichen JI-Projekten.....	173

7.1.3	JI-Projekte im Rahmen des Europäischen Zertifikatehandelsystems	175
7.2	Alternative Optionen für eine Klimaschutz-Honorierung.....	176
7.3	Potentielle Methodik für eine Bewertung der C-Speicherung	178
8	Diskussion	184
8.1	Größenordnung der Klimaschutzleistung.....	184
8.2	Inwertsetzung der Klimaschutzleistung	187
8.3	Bedeutung des Klimawandels für Wald und Forstwirtschaft.....	189
9	Fazit	193
10	Zusammenfassung.....	196
11	Literatur.....	198

1 Einführung

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Globaler C-Kreislauf (aus: WBGU 2003)	1
Abb. 2: Ganzheitliche Betrachtung des terrestrischen C-Speichers ‚Wald‘	3
Abb. 3: Schematische Darstellung des Treibhauseffektes.....	5
Abb. 4: Entwicklung von Temperatur und CO ₂ -Konzentration in den letzten 20.000 Jahren ...	7
Abb. 5: C-Speicher der Erde (aus: WEGENER & ZIMMER 2001a)	10
Abb. 6: C-Bindung in Wirtschaftswäldern (aus: BURSCHEL & HUSS 1997)	11
Abb. 7: Schematische Darstellung der C-Vorräte Biomasse und Humus in verschiedenen Waldbewirtschaftungsformen (aus: WBGU 1998)	12
Abb. 8: Das Umweltpolitische Interessendreieck (nach: VON PRITTWITZ 1990)	15
Abb. 9: Die Instrumente des KP: Möglichkeiten der Annex-B-Staaten zur Erfüllung ihrer internationalen Verpflichtungen (aus: PISTORIUS 2004)	23
Abb. 10: Der EU-Zertifikathandel (aus: PISTORIUS 2004)	26
Abb. 11: Wuchsgebiete in Baden-Württemberg.....	57
Abb. 12: Traktaufbau der BWI (aus: BFH 2000).....	63
Abb. 13: AKL-Struktur in Baden-Württemberg 1987 und 2002.....	66
Abb. 14: Entwicklung der mit Nadelbäumen bestockten Flächen	67
Abb. 15: Entwicklung der mit Laubböhlzern bestockten Flächen	68
Abb. 16: Logik der LULUCF-Berichterstattung (nach BROWN et al. 1998).....	80
Abb. 17: Darstellung der Datengrundlagen, Modelle und Ergebnisse der inventurbasierten Quantifizierung der verschiedenen relevanten C-Speicher	81
Abb. 18: Verhältnis zwischen Derbholz und Baumholz für Fichte (bis Alter 60).....	84
Abb. 19: Waldflächenveränderungen in Baden-Württemberg zwischen 1990 und 2002	94
Abb. 20: Der ‚Stock-change approach‘ (nach: LIM et al. 1999).....	98
Abb. 21: Der ‚Atmospheric-flow approach‘ (nach LIM et al. 1999).....	99
Abb. 22: Der ‚Production Approach‘ (nach LIM et al. 1999).....	100
Abb. 23: Übersicht über die Datenflüsse und Informationsquellen im Holzproduktmodell..	105
Abb. 24: Verwendung von Nadelstammholz in Deutschland im Jahr 2002	108
Abb. 25: Verwendung von Laubstammholz in Deutschland im Jahr 2002.....	110
Abb. 26: Verwendung von Industrieholz in Deutschland im Jahr 2002	112
Abb. 27: Lebensdauer und Zerfallsfunktionen von Holzprodukten und Totholz (nach Wirth et al. 2004a)	114
Abb. 28: Veränderung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2002	121
Abb. 29: Zeitlich aufgelöste Entwicklung der Produktspeicher zw. 1987 und 2002	123
Abb. 30: Prozentuale Holzverwendung nach LFV/TBN-Daten zw. 1987 und 2002	124
Abb. 31: Energiebilanz von Fichtenrundholz (aus: BMELF 2000)	126
Abb. 32: Modellstruktur YASSO	133

Abb. 33: Regression zur Herleitung der klimatischen Wasserbilanz	134
Abb. 34: Vergleich der Modellergebnisse: multiple Regression und YASSO.....	138
Abb. 35: Entwicklung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2012 (S1).....	150
Abb. 36: Entwicklung der Substitutionseffekte zw. 1987 und 2012 (S1)	151
Abb. 37: Entwicklung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2012 (S2).....	154
Abb. 38: Entwicklung der Substitutionseffekte zw. 1987 und 2012 (S2)	155
Abb. 39: Entwicklung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2012 (S3).....	157
Abb. 41: Jährliche Nachlieferung in den Speicher ‚non woody litter‘ (S1 bis S3)	159
Abb. 42: Jährliche Nachlieferung in den Speicher ‚fine woody litter‘ (S1 bis S3).....	160
Abb. 43: Jährliche Nachlieferung in den Speicher ‚mean woody litter‘ (S1 bis S3).....	160
Abb. 44: Nachlieferung in den Speicher ‚coarse woody litter (Ø > 20 cm)‘ (S1 bis S3).....	161
Abb. 45: Vorratsentwicklung der unzersetzten Auflage ‚litter‘ (S1 bis S3).....	161
Abb. 46: Vorratsentwicklung der Auflage ‚in Zersetzung‘ (S1 bis S3)	162
Abb. 47: Mittelwerte für die im Bodenhumus gespeicherten C-Vorräte (S1 bis S3).....	162
Abb. 48: Vergleich der landesweiten Durchschnittswerte für C-Vorräte in Boden und Auflage nach der Methode von Zirlewagen (Z) und YASSO (S1 bis S3)	163
Abb. 49: Dynamik der C-Vorräte in der lebenden Biomasse zw. 1987 und 2012 (S1 bis S3)	164
Abb. 50: Dynamik der C-Vorräte in den Produktspeichern zw. 1987 und 2012 (S1 bis S3).	165
Abb. 51: Höhe der Substitutionseffekte / Jahr zw. 1987 und 2012 in 1000 t C pro Jahr (S1 bis S3)	166
Abb. 52: Preisentwicklung für eine t CO ₂ des Europäischen Handelssystems	171
Abb. 53: Modellansatz CoFOM (Carbon-oriented Forest Mangement)	181

1 Einführung

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Vorraussetzungen für JI- und CDM Projekte (aus PISTORIUS 2003)	24
Tab. 2: Anteile der Baumartengruppen zu den Stichjahren der BWI (Flächenanteil).....	65
Tab. 3: Flächenanteile der Baumarten je AKL in 1000 ha: BWI I (1987).....	66
Tab. 4: Flächenanteile der Baumarten je AKL in 1000 ha: BWI II (2002).....	66
Tab. 5: Veränderung der Flächenanteile der Baumarten zw. 1987 und 2002 in 1000 ha	67
Tab. 6: Vorräte der Baumarten je AKL in 1000 VFm: BWI I	69
Tab. 7: Vorräte der Baumarten je AKL in 1000 VFm: BWI II	70
Tab. 8: Vorratsänderung der Baumarten in 1000 VFm zw. 1987 und 2002	70
Tab. 9: Totholzvorräte in m ³ /ha nach Totholz-Kategorien, Waldbesitzart, Sturmflächen und nicht von Lothar betroffenen Flächen (KÄNDLER et al. 2004)	72
Tab. 10: Konstanten der Derbholzexpansion	85
Tab. 11: Verwendete Raumdichten (nach KOLLMANN 1982)	86
Tab. 12: Mittelwerte von Stamm- und Astdichten und deren Verhältnis.....	86
Tab. 13: Koeffizienten der verwendeten Wurzelfunktionen	87
Tab. 14: Fehlerschätzung des C-Vorrats in %: BWI I.....	90
Tab. 15: Fehlerschätzung des C-Vorrats in %: BWI II	90
Tab. 16: C-Vorräte der Waldbiomasse in Baden-Württemberg 1987 in t C	91
Tab. 17: C-Vorräte der Waldbiomasse in Baden-Württemberg 2002 in t C	91
Tab. 18: Veränderung der C-Vorräte nach der ‚Stock-change method‘ in Mio. t C	92
Tab. 19: Waldflächenveränderungen in Baden-Württemberg zw. 1990 und 2002	93
Tab. 20: Vorratsverluste durch Waldflächenumwandlung in t C zw. 1990 und 2002	94
Tab. 21: C-Vorratszunahme durch Neuwaldflächen zw. 1990 und 2002.....	95
Tab. 22: C-Senke von Holzprodukten in Deutschland in Mio. t C (aus: POKER et al. 2002). 101	
Tab. 23: Schätzung der Anfangsvorräte der Produktspeicher im Jahr 1986 (in Mio. t C).....	104
Tab. 24: Verwendungsschlüssel für die Sortimente im Jahr 2002 (Deutschland).....	112
Tab. 25: Mittlere Abbauraten (K), Halbwertszeiten (t ₅₀) und Lebensdauern (t ₉₅) (aus: WIRTH et al. 2004a)	113
Tab. 26: Vergleich der jährlichen Holznutzung nach Baumartengruppen im Staats- und Bundeswald zw. 1987 und 2002 (in 1000 EFm o. Rinde).....	116
Tab. 27: Vergleich der jährlichen Holznutzung nach Baumartengruppen im Körperschaftswald zw. 1987 und 2002 (in 1000 EFm o. Rinde)	117
Tab. 28: Vergleich der jährlichen Holznutzung nach Baumartengruppen im Privatwald zw. 1987 und 2002 (in 1000 EFm o. Rinde)	117
Tab. 29: Vergleich der jährlichen Holznutzung nach Baumartengruppen (in EFm o. Rinde) im Gesamtwald des Landes Baden-Württemberg zw. 1987 und 2002.....	118
Tab. 30: Aggregierte Werte der Nutzungsmengen zw. 1987 und 2002	119

Tab. 31: Sortierung der Nutzungsdaten nach LFV/TBN-Daten.....	119
Tab. 32: Vergleich der Nutzungsmengen nach Sortierung der BWI-Daten.....	120
Tab. 33: Entwicklung der Produktspeicher zw. 1987 und 2002 (BWI-Daten)	122
Tab. 34: Entwicklung der Produktspeicher zw. 1987 und 2002 (TBN-Daten)	123
Tab. 35: Energieverbrauch je m ³ produzierten Holzes (nach: BÖSWALD 1996)	127
Tab. 36: Vergleich von Heizwert und Energiewerten verschiedener Energieträger	128
Tab. 37: Substitutionseffekte durch energetische Nutzung von Holz und Altholz	129
Tab. 38: Totholzraumdichten in verschiedenen Zersetzungszuständen (nach FRAVER et al. 2002)	
130	
Tab. 39: Sensitivitäten der verwendeten Parameter im Modell YASSO	137
Tab. 40: C-Speicher ‚Waldbiomasse‘ im Jahr 2002	139
Tab. 41: Vergleich der C-Vorräte im Boden im Jahr 2002 nach den beiden Ansätzen	140
Tab. 42: C-Speicher ‚Holzprodukte‘ im Jahr 2002	140
Tab. 43: C-Bilanz für Wald und Technosphäre in Baden-Württemberg im Jahr 2002.....	141
Tab. 44: Korrekturfaktor für die WEHAM-Szenarien	147
Tab. 45: Veränderung der C-Vorräte in der lebenden Waldbiomasse in Mio. t C (S1).....	148
Tab. 46: C-Vorratsänderung in der lebenden Biomasse zw. 1990 und 2012 in Mio. t C (S1).....	149
Tab. 47: Entwicklung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2012 in Mio. t C(S1).....	150
Tab. 48: Entwicklung der Substitutionseffekte zw. 2002 und 2012 (S1).....	151
Tab. 49: Veränderung der C-Vorräte in der lebenden Waldbiomasse in Mio t. C (S2).....	153
Tab. 50: C-Vorratsänderung in der lebenden Biomasse zw. 1990 und 2012 in Mio. t C (S2).....	153
Tab. 51: Entwicklung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2012 in Mio. t C (S2).....	154
Tab. 52: Entwicklung der Substitutionseffekte zw. 2002 und 2012 (S2).....	155
Tab. 53: Veränderung der C-Vorräte in der lebenden Waldbiomasse in Mio. t C (S3).....	156
Tab. 54: Vorratsänderung der in der lebenden Biomasse zw. 1990 und 2012 in Mio. t C (S3).....	156
Tab. 55: Entwicklung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2012 (S3)	157
Tab. 56: Entwicklung der Substitutionseffekte zw. 2002 und 2012 (S3).....	158
Tab. 57: Landesweite Durchschnittswerte für C-Vorräte in Bodenhumus und in der Auflage mit der Methode nach Zirlewagen („Z“) und YASSO (S1 bis S3).....	163
Tab. 58: Quantifizierung des Wertes der Senkenleistung der Wälder Baden-Württembergs auf Basis der drei Szenarien	172
Tab. 58: Entwicklung der Speicher und Substitutionseffekte in Mio. t C (S1 bis S3).....	185

1 Einführung

Abkürzungsverzeichnis

AAU	Assigned Amount Unit (Erstausstattungs-zertifikat)
Abb.	Abbildung
AIE	Accredited Independent Entity (akkreditierter Projekt-Zertifizierer)
AKL	Altersklasse
ALh	Andere Laubbäume mit hoher Lebenserwartung (=sonstige HL)
ALn	Andere Laubbäume mit niedriger Lebenserwartung (=sonstige WL)
ARD	Afforestation, Reforestation, Deforestation (Aufforstung, Wiederaufforstung, Entwaldung)
Art.	Artikel
atro	absolut trocken
BEF	Biomasseexpansionsfaktor
BHD	Brusthöhendurchmesser
BMELF	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (später BMVEL, heute BMELV)
BTL	Biomass to Liquid (Verfahren zur Verflüssigung von Holz)
Bu	Buche
BwaldG	Bundeswaldgesetz
BWI	Bundeswaldinventur
BZE	Bodenzustandserfassung
bzw.	beziehungsweise
C	Kohlenstoff
ca.	circa
°C	Grad Celsius
CDM	Clean Development Mechanism
CER	Certified Emission Reduction (Zertifikat aus CDM-Projekten)
CH ₄	Methan
cm	Zentimeter
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
COFOM	Carbon-oriented Forest Management
COP	Conference of the Parties (Vertragsstaatenkonferenz)
CRF	Common Reporting Format (Gemeinsames Berichtsformat)
CV	Kovariationskoeffizient
cwl	coarse woody litter (Totholz)
D7	Stammdurchmesser in 7 m Höhe
Dgl	Douglasie
dGZ	durchschnittlicher Gesamtwuchs

dt.	deutsch
ECCP	European Climate Change Programm (Europ. Klimaschutzprogramm)
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EFI	European Forestry Institute (Joensuu/Finnland)
Efm	Erntefestmeter ohne Rinde
Ei	Eiche
engl.	englisch
ERU	Emission Reduction Unit (Zertifikat aus JI-Projekten)
ET	Emission Trade (Emissionszertifikathandel)
ETS	European Trade System for Emission Allowances (Euro- päischer Emissionszertifikathandel)
EU	Europäische Union
FAO	Food and Agriculture Organization
Fi	Fichte
FIBAMO-C	Forest Inventory-Based Accounting Model for Carbon
Fm	Festmeter
frz.	französisch
FVA	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt
fwl	fine woody litter (feine holzige Streuanteile)
gC/g	Gramm Kohlenstoff je Gramm Trockenmasse Holz
GG	Grundgesetz
GPG	Good Practice Guidance (Gute Fachliche Praxis)
H1 – H4	Helsinki-Resolutionen
ha	Hektar
HL	Hartlaubhölzer (=ALh)
Höhe ü. NN	Höhe über Normal-Null (Meereshöhe)
HWP	Harvested Wood Products (Holzproduktmodell des EFI)
i.S.	im Sinn
IH	Industrieholz
IPCC	International Panel on Climate Change
IR	Industrierestholz
JI	Joint Implementation
km	Kilometer
Kie	Kiefer
KP	Kyoto Protokoll
Lae	Lärche
ICER	longterm CER-Zertifikat aus forstlichen CDM-Projekten
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz

1 Einführung

LFV	Landesforstverwaltung
LU	Land use (Landnutzung)
LULUCF	Land use, Land use Change and Forestry (Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft)
LWaldG	Landeswaldgesetz
m	Meter
m.R.	mit Rinde
m ³	Kubikmeter
Mio.	Million
mm	Millimeter
MPI	Max-Planck-Institut
MPI BGC	Max-Planck-Institut für Biogeochemie Jena
mwI	mean woody litter (mittelstarke holzige Streuanteile)
N ₂ O	Lachgas
NAP	Nationaler Allokationsplan
NFP	Nationales Forstprogramm (heute: nationales Waldprogramm)
NIR	National Inventory Report (Nationaler Treibhausgasbericht)
nwl	non-woody-litter (nichtholzige Streuanteile)
NWP	Nationales Waldprogramm
o.R.	ohne Rinde
PDD	Project Design Document
pNV	potentielle natürliche Vegetation
ppm	parts per million
ProMechG	Projekt-Mechanismen-Gesetz
r	Radius
rd.	rund
RMU	Removal Unit (Senkenzertifikat)
s.	siehe
S1	Szenario 1: Vollständige Nutzung
S2	Szenario 2: Tatsächliche Nutzung
S3	Szenario 3: Wie S2, ab 2007 komplette Nutzungseinstellung
SBSTA	Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice
SNP	Sägenebenprodukte
t	Tonne
Ta	Tanne
Tab.	Tabelle
TBN BMVEL	Testbetriebsnetz des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (heute: BMELV)

TBN KPW	Testbetriebsnetz Kleinprivatwald
tCER	temporäres CER-Zertifikat aus forstlichen CDM-Projekten
THG	Treibhausgase
UBA	Umweltbundesamt
UNCED	United Nations Conference on Environment & Development (Rio 1992)
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change (Klimarahmenkonvention)
VEF	Volumenexpansionsfaktor
VFm	Vorratsfestmeter mit Rinde
VP	Verpflichtungsperiode des Kyoto Protokolls
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat für Globale Umweltfragen
WEHAM	Waldentwicklungs- und Holzaufkommens-Modellierung
WL	Weichlaubhölzer (=ALn)
WMO	World Meteorological Organization
WPM	Wood Product Model (Holzproduktmodell)
WSL	Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft
z.B.	zum Beispiel
zw.	Zwischen

1 Einführung

1 Einführung

Seit Beginn der Industrialisierung verändert der Mensch die Zusammensetzung der Erdatmosphäre. Sie schützt das Leben dadurch, dass sie nur einen Teil der Solarstrahlung auf die Erde gelangen lässt und durch den sogenannten Treibhauseffekt für klimatische Bedingungen sorgt, innerhalb derer Millionen von Tier- und Pflanzenarten existieren können. Dieser wird durch ein Gemisch aus Treibhausgasen (THG) bestimmt, in dem Kohlenstoff (C) in Form von Kohlendioxid (CO₂) eine maßgebliche Rolle spielt (WBGU 2003). Das Element C ist auf der Erde in verschiedenen Speichern fixiert: den Ozeanen und Sedimenten, Lagerstätten für fossile Brennstoffe wie Erdöl, Kohle und Erdgas, aber auch in der Biomasse von Wäldern, Böden und Holzprodukten. Zwischen den Speichern finden ein natürlicher und verstärkt auch ein anthropogen bedingter Austausch statt, der durch die Industrialisierung und die damit verbundene Zerstörung dieser Speicher aus dem Gleichgewicht geraten ist.

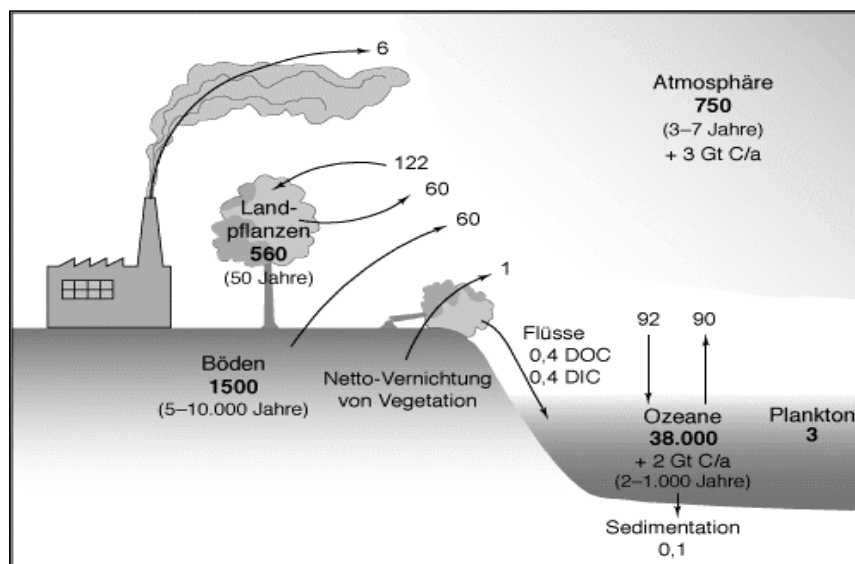


Abb. 1: Globaler C-Kreislauf (aus: WBGU 2003)

Die Mehrheit der Wissenschaft und viele Entscheidungsträger aus Politik und Wirtschaft haben die daraus entstehende Gefahr für den Menschen und seine Umwelt erkannt und sieht dringenden Handlungsbedarf. Unter diesen Voraussetzungen wurde auf der UNCED 1992 in Rio die Klimarahmenkonvention (UNFCCC) verabschiedet, aus deren Folgeprozess das Kyoto Protokoll (KP) entstanden ist. Es ist heute ein viel diskutiertes Symbol für den Beginn der Bekämpfung und einer Abmilderung des zusätzlichen Treibhauseffektes und dadurch verstärkten Klimawandels. Entscheidend ist die Geschwindigkeit des Wandels, denn sie hat einen großen Einfluss darauf, ob Flora und Fauna in der Lage sind, sich an die neuen Bedingungen anzupassen oder in Gebiete wandern zu können, die für sie geeignete Existenzgrundlagen bieten. Die Spezies ‚Mensch‘ ist

1 Einführung

im 20. Jahrhundert so zahlreich geworden, dass für eine große Wanderungsbewegung im Falle eines gravierenden Klimawandels nicht mehr ausreichend Raum und Ressourcen vorhanden sind. Früher veränderte das globale Klima den Menschen, heute nimmt der Mensch durch sein Handeln Einfluss auf das globale Klima (LATIF 2005).

1.1 Problemstellung und Ziele der Arbeit

Ziel dieser Arbeit ist, die Zusammenhänge zwischen dem Klimawandel und dem Wald verständlich zu machen und darauf aufbauend Ansätze für eine aus Sicht des Klimaschutzes sinnvolle Bewirtschaftung zu entwickeln. Drei Ansprüche stehen dabei im Vordergrund:

- Das Ökosystem ‚Wald‘ soll dazu beitragen, den Klimawandel zu verlangsamen, indem es möglichst große Mengen C aufnimmt und dauerhaft speichert. Dies impliziert die Notwendigkeit von stabilen Beständen.
- Durch nachhaltige Nutzung sollen die Produktspeicher erhalten und wenn möglich vergrößert werden. Dabei entstehende Substitutionseffekte sollen beitragen, die Emissionen aus industriellen Fertigungsprozessen zu reduzieren.
- Der Wald soll sich so gut wie möglich an die erwartbaren Standortveränderungen anpassen können, um auch in Zukunft die erstgenannten Ziele weiter erfüllen zu können.

Nach einer Beschreibung der naturwissenschaftlichen, politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen werden die in der Biomasse und in den Holzprodukten gespeicherten C-Vorräte für die Wälder des Landes Baden-Württemberg quantifiziert. Im Rahmen der Untersuchung wird besonderes Augenmerk auf die C-Flüsse in der Biomasse und im geernteten Holz gelegt. Die Speicher Böden, Auflageschicht und Totholz werden ebenfalls in das Modell integriert. Auf dieser Basis werden Prognosen erstellt und die Entwicklung der Vorräte modelliert.

Die Klimarahmenkonvention (UNFCCC), die Deutschland 1994 ratifiziert hat, verlangt auch für den Bereich Forstwirtschaft eine nationale THG-Berichterstattung. Dieses Kapitel im „National Inventory Report (NIR)“ wird gemäß der internationalen Richtlinien des IPCC, der sog. ‚Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change & Forestry (GPG LULUCF)‘ erstellt und berücksichtigt die Darstellung von Veränderungen in den Vorräten der lebenden Biomasse, eingeschränkt auch in der toten Biomasse und den Böden. Da über die Technosphäre (Produktspeicher) nicht berichtet wird, werden durch Endnutzungen und Kalamitäten reduzierte Vorräte wie eine Quelle für CO₂ behandelt. Durch die Nutzung von Holz für verschiedene Zwecke wird aber seine Speicherleistung verlängert und generiert durch seine positive Ökobilanz Substitutionseffekte (BURSCHEL 1993), welche die zusätzliche anthropogene Belastung der Atmosphäre mit

CO₂ reduzieren. Will man daher einen nachhaltig bewirtschafteten Produktionsstandort aus Sicht des Klimaschutzes bewerten, muss der Produktsektor in die Betrachtung einbezogen und seine Dimension werden. Daher wird der Weg des in der Biomasse und im geernteten Holz gespeicherten C verfolgt und um eine Betrachtung der Waldböden, Auflageschicht und Totholz ergänzt, um eine vollständige Betrachtung aller relevanten Speicher und Flüsse von C zu ermöglichen (Abb. 2).

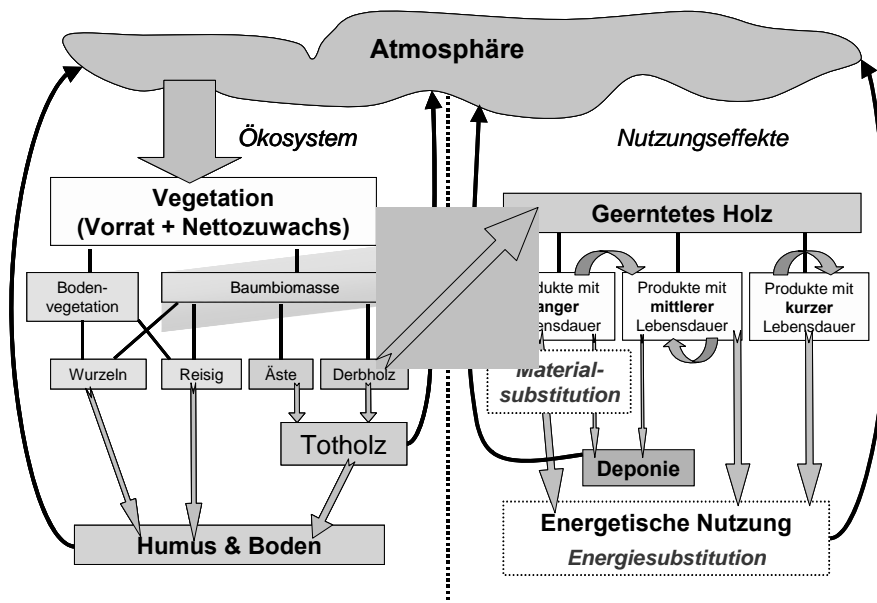


Abb. 2: Ganzheitliche Betrachtung des terrestrischen C-Speichers ‚Wald‘

Kästen in der Abbildung stellen Kohlenstoffspeicher dar, Pfeile zeigen die C-Flüsse. Bei den Flüssen ist eine Unterscheidung notwendig: Während die grauen Pfeile die Flüsse von einem Speicher in einen anderen symbolisieren, zeigen die schwarzen Pfeile die Rückflüsse in die Atmosphäre in Form von CO₂-Emissionen.

Die so gewonnenen Informationen sind für mehrere relevante Fragestellungen wichtig, deren Beantwortung die übergeordneten Ziele dieser Arbeit sind:

- Welchen Beitrag zum Klimaschutz leistet der bewirtschaftete Wald Baden-Württembergs und welche Rolle spielt in diesem Zusammenhang die Nutzung des Rohstoffs Holz?
- Wie ist anhand der Ergebnisse die Option der Bundesregierung zu bewerten, sich die Senkenleistung ausgewählter Landnutzungen nach Art. 3.4 KP auf ihre Emissionsreduktionsverpflichtung anrechnen zu lassen?
- Welche Veränderungen lässt der Klimawandel für den Wald in Baden-Württemberg erwarten und wie kann sich die Forstwirtschaft daran anpassen?
- Wie können Wald und Forstwirtschaft in die nationale Klimaschutzstrategie integriert und erbrachte Klimaschutzleistungen „in Wert“ gesetzt werden?

1 Einführung

Für die Berechnungen müssen die besten verfügbaren Datengrundlagen und Modelle verwendet werden, die zur Verfügung stehen (s. Kap.5). Hauptdatengrundlage bilden daher die Ergebnisse der Bundeswaldinventuren (BWI) mit den Stichjahren 1987 und 2002. Sie ermöglichen nicht nur die Berechnung der Biomassevorräte im Wald auf Basis der gemessenen Einzelbaumdaten, sondern liefern auch Informationen über die in diesem Zeitraum genutzten Holzmengen. Diese Daten werden mit Einschlagsstatistiken der Landesforstverwaltung sowie Testbetriebsnetzergebnissen verglichen und in ein Holzproduktmodell (Wood Product Model, WPM) eingegeben, das in der Lage ist, die Veränderungen der Produktspeicher zu quantifizieren.

Das Programm WEHAM (Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung) modelliert mit Hilfe hinterlegter Wachstumsfunktionen auf Basis der Einzelbaumdaten der Bundeswaldinventur II, wie sich die Vorräte im Wald in 5-Jahresschritten entwickeln werden und welche Nutzungsmengen dabei anfallen. Nach Sortierung der berechneten Nutzungsmengen und der Entwicklung eines Moduls zur Berechnung der C-Vorräte in WEHAM kann so die weitere Entwicklung der Produktspeicher und der Biomassevorräte im Wald dargestellt werden. Außerdem werden verschiedene Szenarien entwickelt, die Aussagen darüber ermöglichen, welcher Bewirtschaftungsgrad aus Sicht des Klimaschutzes im Sinne von gespeicherten C-Mengen und vermiedenen Emissionen optimal ist.

Da bedeutende Anteile des in dem terrestrischen Speicher ‚Wald‘ fixierten C in den Böden und der Auflageschicht gespeichert sind, wird das am EFI entwickelte Modell YASSO so parametrisiert, dass mit seiner Hilfe diese Vorräte für Baden-Württemberg dargestellt und mit den Ergebnissen der Boden-Zustandserfassung verglichen werden können. Eine Quantifizierung der Substitutionseffekte, die durch die Nutzung von Holz entstehen, ermöglicht grundsätzliche Aussagen darüber, was Wald und Forstwirtschaft zur Reduktion der atmosphärischen Belastung mit CO₂ beitragen können. Auf dieser Basis können Zielkonflikte zwischen der Klimaschutzfunktion und anderen Waldfunktionen aufgezeigt werden und eine Strategie entwickelt werden, deren Ziel eine schrittweise Optimierung dieser Leistung unter Berücksichtigung anderer forstlichen Zielsetzungen sein muss.

1.2 Treibhauseffekt und Klimawandel

Eine wichtige Voraussetzung für die Existenz von Leben auf dem Planeten Erde ist seine Atmosphäre, da sie das herrschende Klima bestimmt. Der Begriff ‚Klima‘ stammt von Aristoteles und wird von der WMO als mittlerer Zustand der Atmosphäre an einem bestimmten Ort über einen Zeitraum von mindestens 30 Jahren definiert. Die Atmosphäre besteht aus einem Gasgemisch,

das den sogenannten Glashaus- bzw. Treibhauseffekt¹ bewirkt: Wenn ein Innenraum durch verglaste Fenster die kurzwellige Strahlungsenergie des Sonnenlichts absorbiert, wird diese Energie in langwellige Energie umgewandelt, die den Raum aufheizt. In der Erdatmosphäre bewirken THG den Treibhauseffekt, der entscheidenden Einfluss auf die Klimageschichte und das heutige Klima hat (SCHÖNWIESE 2005). Die THG in der Atmosphäre übernehmen die Rolle des Glases, welche die kurzwelligen Strahlen passieren lassen und die reflektierten langwelligen Strahlen absorbieren (Abb. 3).

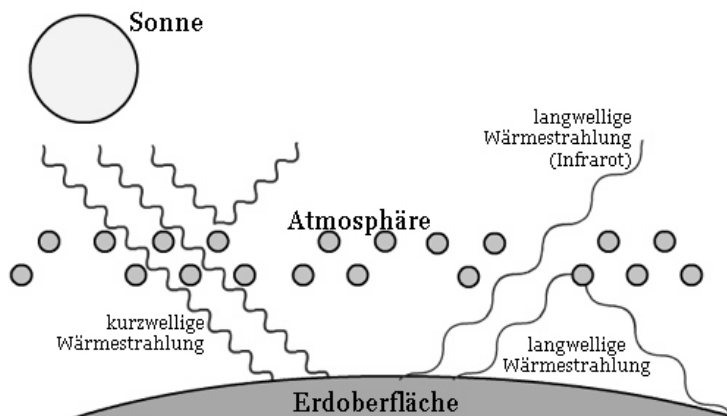


Abb. 3: Schematische Darstellung des Treibhauseffektes²

Damit die Erde nicht laufend wärmer wird, muss sie die absorbierte Sonnenenergie als Infrarot-Strahlung wieder abgeben. Wolken, Luft und Boden reflektieren ca. 30% der Sonnenenergie in den Weltraum. Wie hoch die reflektierte Strahlungsmenge ist, hängt vor allem von der Albedo³ ab. Eis und Schnee zum Beispiel reflektieren sehr viel stärker als andere Erdoberflächen. Die restlichen 70% der Sonnenenergie werden absorbiert. Die in der Atmosphäre verbleibende Wärme sorgt für eine konstante Temperatur in Erdnähe. Würde kein natürlicher Treibhauseffekt wirken, läge die durchschnittliche Temperatur der bodennahen Lufttemperatur bei -18°C statt bei $+15^{\circ}\text{C}$ (LATIF 2005). Den Hauptanteil am Treibhauseffekt der Erde hat Wasserdampf (66%). Der Anteil an der Reflektion von langwelliger Wärmestrahlung durch THG, wie Kohlenstoffdioxid (CO_2), Methan (CH_4), Lachgas (N_2O) und andere Gasen, wird im Gegensatz zum Wasserdampf als trockener Treibhauseffekt bezeichnet. CO_2 trägt mit 29% zum Treibhauseffekt⁴ bei.⁵

Die Verbrennung der fossilen Energieträger Kohle, Erdöl und Erdgas zerstört die großen C-Speicher, die sich im Laufe von Millionen Jahren gebildet haben, und verursacht durch die dabei

¹ frz.: effet de serre – Der Glashauseffekt wurde erstmals vom französischen Physiker J. Fourier beschrieben

² aus: www.wikipedia.org/wiki/treibhaus

³ Rückstrahlungsvermögen von nicht selbst leuchtenden Oberflächen

⁴ Der schwedische Nobelpreisträger S. Arrhenius (1859 bis 1927) hat bereits 1896 den Einfluss dieses Gases in der Erdatmosphäre und auf den Treibhauseffekt beschrieben.

⁵ vgl. <http://de.wikipedia.org/wiki/Treibhauseffekt>

1 Einführung

entstehenden CO₂-Emissionen einen immer schneller zunehmenden Anstieg der atmosphärischen Konzentration (LATIF 2005). Begleitet wird diese Entwicklung von einer großflächigen Waldzerstörung, langsamer Degradierung von Waldökosystemen und Landnutzungsänderungen – vor allem in den Tropen, Subtropen und im Borealen Nadelwaldgürtel. Durch diese Prozesse werden große terrestrische THG-Speicher zerstört (UNFCCC 1999a). Die FAO schätzt den jährlichen Verlust von Waldflächen auf 15 Mio. ha, der auch durch die Zunahme von Plantagen nicht kompensiert wird. Der Nettowaldflächenverlust wird auf 9 Mio. ha geschätzt (BMVEL 2001).

Der Anstieg der CO₂-Konzentration wird von einem Anstieg der Emissionen anderer klimawirksamer Gase begleitet, deren Wirkung auf das Klima ein Vielfaches von CO₂ beträgt. So stiegen weltweit die Konzentrationen von CO₂ um ca. 30%, die von CH₄ um 145% und N₂O um 15% gegenüber den Werten aus vorindustrieller Zeit (SCHÖNWIESE 2002). Außerdem gelangen völlig neue Stoffe in die Atmosphäre, die in der Natur praktisch nicht vorkommen, sondern fast ausschließlich durch den Menschen erzeugt werden. Obwohl die Auslöser des Treibhauseffektes mengenmäßig kaum ins Gewicht fallen, sind ihr Treibhauspotential und ihre Verweildauer erheblich größer als die von CO₂ (UBA 2005).

Die Veränderung der atmosphärischen Zusammensetzung wirkt sich auf die Absorption und Rückstrahlung der Sonnenenergie aus. Je größer die Konzentration dieser klimawirksamen Spurengase in der Atmosphäre ist, desto größer ist der von der Erde absorbierte Anteil der Solarstrahlung, der als langwellige Wärmestrahlung wieder abgegeben wird und zur globalen Erwärmung führt. Die Wärmerückstrahlung in den Weltraum reduziert sich und die Temperatur der Erde erhöht sich. Dieses Phänomen wird als ‚anthropogener Treibhauseffekt‘ bezeichnet. Betrachtet man die Klimaentwicklung der Erde in den vergangenen 400.000 Jahren verstärkt der zusätzliche Treibhauseffekt den Natürlichen in extrem kurzer Zeit.

Das Klima unterliegt seit der Entstehung der Erde einem permanenten Wandel, da auch der natürliche Treibhauseffekt Schwankungen unterliegt. Viele Faktoren, wie z.B. die Zusammensetzung der Atmosphäre, Vulkanismus, Meeresströmungen und Sonnenaktivität haben Einfluss auf seine Entwicklung und es gibt komplexe Wechselwirkungen (BEERLING et al. 2002). Aus der Analyse von Bohrungen im antarktischen Eis geht hervor, dass die globale CO₂-Konzentration in den letzten 450.000 Jahren nie 290 ppm überschritten hat. Während der Eiszeiten war sie mit einer durchschnittlichen Konzentration von 180 ppm niedriger als während der Warmzeiten (SHACKLETON 2000).

Aus der Paläoklimaforschung ist bekannt, dass in den letzten Millionen Jahren gravierende natürliche Klimaänderungen mit Schwankungen der globalen mittleren Temperatur zwischen 9°C und 16°C aufgetreten sind (vgl. Abb. 4).

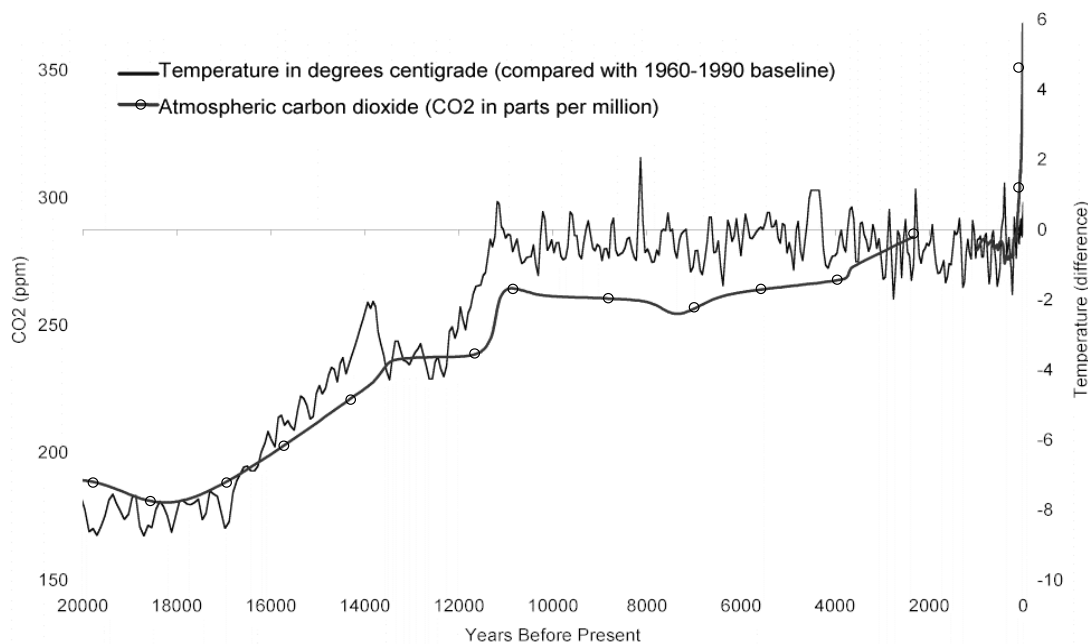


Abb. 4: Entwicklung von Temperatur und CO₂-Konzentration in den letzten 20.000 Jahren⁶

Klimaänderungen können verschiedene Ursachen haben oder durch Kombinationen dieser Faktoren verursacht werden (UBA 2005):

- Veränderungen sog. geostrophysikalischer Parameter (z.B. die Solarkonstante),
- Veränderungen der Erdoberfläche,
- Änderungen des Energiehaushaltes im System "Erdoberfläche und Atmosphäre",
- Änderungen des Stoffhaushaltes der Atmosphäre (Änderungen der THG-Konzentration).

Seit Beginn der Industrialisierung steigt die Konzentration immer schneller an. Im Jahre 2003 betrug der Mittelwert bereits 380 ppm (LATIF 2005). In den letzten zehn Jahren ist die jährliche Zuwachsrate von 1,5 ppm auf 3 ppm pro Jahr angestiegen, was unter anderem auf den stark wachsenden Energieverbrauch der bevölkerungsreichen Länder China, Indien und Brasilien und den ebenfalls weiter wachsenden Emissionen der Industrienationen zurückzuführen ist. Abb. 3 zeigt die aus den Eisbohrkernen von Vladivostok ermittelte Temperatur- und CO₂-Entwicklung. Die jüngeren CO₂-Daten stammen aus Mauna Loa (Hawai, USA).

Die Konsequenzen eines veränderten Weltklimas sind weitreichend und in ihrer Gänze noch nicht vorhersehbar. Sicher ist, dass Regionen unterschiedlich stark betroffen sein werden. Die Befürchtungen, dass mit der wachsenden THG-Konzentration der Atmosphäre ein schneller und starker Temperaturanstieg einhergeht, scheint sich zu bestätigen (IPCC 1995). Die Intensität der regionalen Auswirkungen ist aufgrund der komplexen Wechselwirkungen schwer abzuschätzen.

⁶ aus: www.brighton73.freemove.co.uk/gw/paleo/20000yrfig.htm

1 Einführung

Auf globaler Ebene wird der Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur als Indikator für die Veränderung verwendet. Das IPCC rechnet mit einem Anstieg zwischen 1,4° bis 5,8°C bis zum Jahr 2100 und geht von einer Wahrscheinlichkeit von 67% bis 95% aus, dass der Klimawandel bereits heute regional erkennbare Auswirkungen verursacht (IPCC 2001). Dafür sprechen neben den nicht nur in Mitteleuropa immer häufiger auftretenden Extremwetterereignissen⁷ auch viele langfristige Erscheinungen (DOERK et al. 2005):

- die sechs wärmsten Jahre der letzten 130 Jahre lagen im letzten Jahrzehnt,
- die Oberflächentemperaturen in großen Bereichen der tropischen Ozeane sind um 0,5°C in den letzten 50 Jahren gestiegen,
- eine Zunahme der Niederschläge in den mittleren und hohen Breiten um 5% seit 1950,
- die Verlängerung der Vegetationszeit sei 1960 um durchschnittlich 10,8 Tage,
- die drastische Abnahme der Gebirgsgletscher um 50 % seit 1850 in den Ostalpen.

Die von einer globalen Temperaturerhöhung zu erwartenden primären Folgen sind ansteigende Meeresspiegel, eine sich gravierend verändernde Vegetation, Ausdehnung der Wüsten, abnehmende landwirtschaftliche Ressourcen, ein weiterer Rückgang der bereits heute knappen Trinkwasservorräte sowie eine weitere Zunahme von extremen Wetterereignissen (IPCC 2001). In seinem letzten Sachstandsbericht von 2001 stellte das IPCC unter anderem fest, dass die mittlere globale Lufttemperatur seit den letzten 100 Jahren um 0,4° bis 0,8°C angestiegen ist (UBA 2005). Bereits heute lässt sich weltweit ein Abschmelzen der Polkappen und der meisten Gletscher beobachten (LATIF 2005), der in Kombination mit der Erwärmung der Meere zu einem Anstieg der Meeresspiegel führen wird, weil warmes Wasser eine geringere Dichte hat. Die veränderte Konzentration des Salzgehaltes im Meerwasser könnte einen Einfluss auf die Meeresströmungen haben, die unser Klima entscheidend mitbestimmen. Die sekundären Folgen sind nicht minder gravierend: Hungersnöte durch Missernten, soziale Spannungen bis hin zu Kriegen um Trinkwasservorräte, Völkerwanderungen, Reduktion der Biodiversität, Ausbreitung von Krankheiten wie z.B. Malaria werden befürchtet (IPCC 1995).

Die regionalen Parameter, die für Standorte und die darauf stockende Vegetation von Bedeutung sind, verändern sich nachhaltig. Veränderte Niederschlagsverteilungen und -mengen, Durchschnittstemperaturen und Dauer der Vegetationsperiode führen zu Verschiebungen der Standorts- und Konkurrenzbedingungen vieler Arten (WOLFF et al. 2003). Über den Einfluss auf Wasserressourcen und die Ökosysteme wirkt sich die Klimaänderung indirekt auf die Entwicklung praktisch aller Wirtschaftssektoren aus, auch und insbesondere auf Land- und Forstwirtschaft, deren Produktionsbedingungen direkt von den natürlichen Rahmenbedingungen abhängen. Es

⁷ z.B. die Stürme von 1990 und 1999 in Deutschland, 2005 in Schweden, die zunehmenden Starkniederschläge und Jahrhunderthochwassern von 2002 und 2006 in Deutschland, das Trockenjahr 2003

wird befürchtet, dass klimatische Extremereignisse wie Starkniederschläge, Dürreperioden und extreme Sturmereignisse zunehmen werden. Aufgrund der Geschwindigkeit der Veränderungen ist es unwahrscheinlich, dass stark betroffene Ökosysteme ausreichend Zeit haben, um sich an die veränderten Bedingungen anzupassen.

1.3 Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Klimawandel

Es besteht Konsens zwischen Vertretern der Wissenschaft, politischen Entscheidungsträgern und der Forstwirtschaft darüber, dass die Art der Landnutzung und -bewirtschaftung einen bedeutenden Einfluss auf die zusätzliche atmosphärische Belastung mit CO₂, CH₄ und N₂O hat. Landnutzungssysteme, insbesondere Wälder, können auf der einen Seite über eine zusätzliche Speicherung dieser Gase helfen, den Klimawandel zu verlangsamen. Auf der anderen Seite sind sie in besonderem Maße und direkt von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen (IPCC 2000b). Wenn man über die C-Bindung in Wäldern diskutiert, ist eine Unterscheidung der Begriffe ‚Speicher‘, ‚Senke‘ und ‚Quelle‘ zwingend notwendig. Sie werden häufig miteinander verwechselt, was die komplexe Diskussion um eine Integration in forstliche Zielsysteme zusätzlich erschwert. Während sich der Begriff ‚Speicher‘ auf absolute Vorräte bezieht und eine Zustandsgröße ist, beschreiben die Begriffe ‚Senke‘ und ‚Quelle‘ die Vergrößerung bzw. Verkleinerung eines Speichers und sind Flussgrößen.

Wälder spielen im globalen C-Haushalt eine bedeutende Rolle, sowohl aufgrund ihrer Eigenschaft als Senke, als auch hinsichtlich ihrer möglichen Rolle als Quelle für die genannten THG (ROSENBAUM et al. 2004). Sie bilden zwar im Gegensatz zur Kapazität der Ozeane einen relativ kleinen C-Speicher, sind aber im Gegensatz zu diesen durch die Art der Nutzung und durch die Wirtschaftsweise beeinflussbar (Abb. 5). Weltweit sind in der Biomasse von Wäldern 86% des terrestrischen oberirdischen C und ca. 40% des unterirdischen C in Böden gespeichert (DIXON et al. 1994). Deshalb wurden sie zu einem der kontroversen Themenkomplexe der internationalen Klimapolitik.

Die Bedeutung der Wälder lässt sich in diesem Zusammenhang durch folgende Zahlen beschreiben: In den 80er Jahren wurden 1,6 Milliarden t C durch Waldzerstörung emittiert (DIXON et al. 1994), was etwa 20 bis 25% der anthropogenen Emissionen entspricht (IPCC 2000b). Zur Zeit ist die Landfläche auf dem Europäischen Kontinent eine Senke für 700 Mio. t C pro Jahr (MYNENI et al. 2001), die Fläche der alten EU mit 15 Mitgliedsstaaten für 200 bis 300 Mio. t C, was etwa 20 bis 30% der Emissionen aus der Verbrennung fossiler Energiequellen entspricht. Es wird geschätzt, dass durch entsprechende Maßnahmen dieses Potential um dieselbe Menge vergrößert werden kann (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003b).

1 Einführung

Ozeane sind die größten C-Speicher aber im Gegensatz zu Wäldern ist ihre Senken- und Speicherleistung schwer zu beeinflussen. Abb. 4 zeigt, welche Größenordnung der in terrestrischen C-Speichern gelagerte C im Vergleich zum Speicher ‚Atmosphäre‘ hat. Zur Zeit vergrößern sich die drei genannten Speicher: Sie nehmen mehr CO₂ auf als sie abgeben.

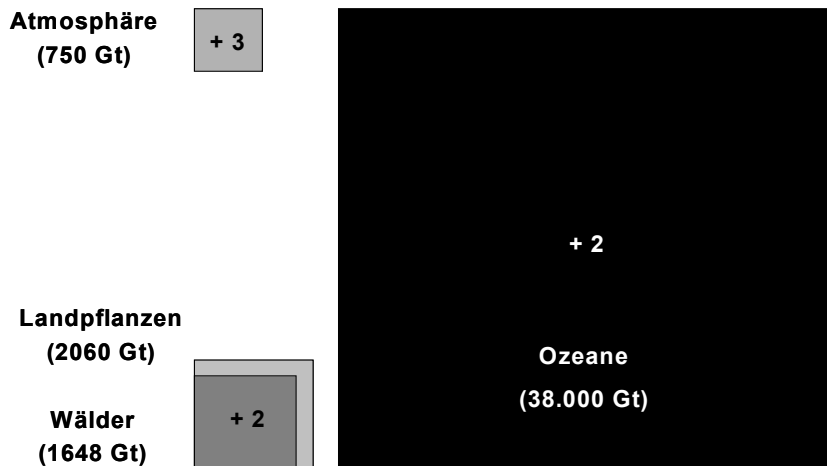


Abb. 5: C-Speicher der Erde (aus: WEGENER & ZIMMER 2001a)

Die Zusammenhänge der Stoffflüsse in Landnutzungssystemen sind sehr komplex. Die Aufnahmekapazitäten der Speicher sind begrenzt und große Mengen C sind im Boden und in der Humusschicht gebunden. Nach Einschätzung des IPCC (2000b) ist der C-Vorrat im Boden in unseren Breiten beinahe doppelt so hoch wie der in der Vegetation. Intensive Bodenbearbeitungsmaßnahmen können große Mengen an bodenbürtigen C freisetzen, der in absehbarer Zeit nicht wieder gebunden werden kann. Ähnlich verhält es sich mit der Zersetzung des Auflagehumus nach Kahlschlägen. Ein gutes Beispiel hierfür sind die Kieferwälder Nordostdeutschlands: Deren Wiedereinbindung findet nach einer Wiederbestockung mit Kiefer in einem Zeitraum von 60 bis 80 Jahren statt (MURACH 2002).

Da eine starke Wechselwirkung zwischen Wald und Klima besteht, können sich Senkeneffekte ins Gegenteil umkehren. Das Klima ist ein wesentlicher Standortfaktor, der das Vorkommen und die natürliche Ausbreitung von Pflanzengesellschaften in Wäldern steuert. Auch eine Erwärmung kann Waldökosysteme zu Quellen für atmosphärisches CO₂ und andere klimawirksame Gase machen (IPCC 2000b). Bezüglich der Kreisläufe von anderen THG wie CH₄ und N₂O bestehen noch größere Unsicherheiten als beim CO₂. Auch wenn die Wälder in Mitteleuropa zur Zeit einen gesteigerten Zuwachs aufweisen, sind Stabilität der Bestände und Gesundheitszustand der Wälder entscheidende Faktoren für eine Dauerhaftigkeit der C-Bindung. Urwälder befinden sich häufig in ihrem Klimaxstadium. Sie sind häufig große Speicher (vgl. Abb. 6), aber ihre Sen-

kenwirkung ist gering (WEGENER & ZIMMER 2001a). Im Klimaxstadium halten sich die pflanzliche Nettoprimärproduktion und oxidativer Abbau auf hohem Vorratsniveau etwa die Waage. Wirtschaftswälder erreichen aufgrund der intensiven Vor- und Endnutzungen nicht so hohe Vorräte, weisen aber häufig eine hohe Senkenleistung auf (Abb. 6 und 7), da sie sich bis zu ihrer Endnutzung in einem permanenten Aufbaustadium gehalten werden. Abb. 7 zeigt stark vereinfacht die Unterschiede der Speicherdynamik und Senkenwirkung in der oberirdischen Biomasse und im Humus verschiedener Waldbewirtschaftungsformen; die Zeitskalen der vier dargestellten Typen variieren jedoch und spiegeln nicht das reale Wachstum wider. Gesamtwuchsleistung und Nettozuwachs sind entsprechend groß. Eine Nettoaufnahme von C findet in Ökosystemen statt, in denen durch Photosynthese mehr CO₂ assimiliert und in Holz eingebaut als durch oxidativen Abbau in der Nahrungskette wieder freigesetzt wird. Kalamitäten wie Sturmwurf und -bruch, großflächiger Insektenbefall oder Feuer können dagegen zu einem starken Vorratsabbau der lebenden Biomasse führen (KOHLMAYER et al. 1998).

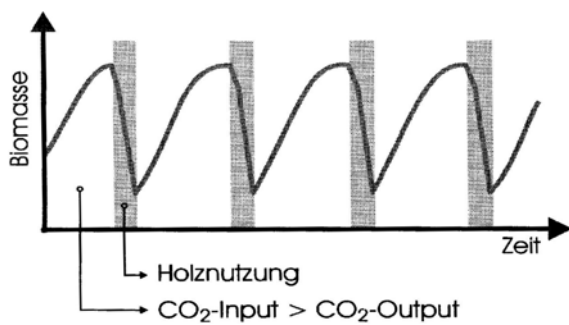


Abb. 6: C-Bindung in Wirtschaftswäldern (aus: BURSCHEL & HUSS 1997)

Ein Teil der heute beobachteten Senkenwirkung ist auf die Struktur der Altersklassen (AKL) zurückzuführen, insbesondere von den Wirtschaftswäldern der nördlichen Hemisphäre. In Deutschland gibt es eine unausgewogene AKL, unter anderem aufgrund der Reparationshiebe nach dem zweiten Weltkrieg und der anschließenden Wiederaufforstung. Jüngere Bestände weisen einen höheren laufenden Zuwachs auf als ältere und speichern damit auch mehr C – wenngleich ihre absolute Vorratshöhe unter der von alten Beständen liegt. Mit Modellen der Fortschreibung kann gezeigt werden, dass die derzeitige Senkenwirkung in Zukunft zurückgehen wird, wenn sich die AKL-Verteilung weiter verschiebt. „Sofern sich die Waldfläche, der Zuwachs und das Nutzungsverhalten (in Deutschland) in den nächsten Jahrzehnten nicht wesentlich ändern, wird diese C-Aufnahme kontinuierlich zurückgehen, um bis etwa 2040 vollständig zu verschwinden (KOHLMAYER et al. 1998).“ Das ist auch eine Folge der Nachkriegsrodungen: Große Teile des deutschen Waldes befinden sich noch immer in der Aufbauphase.

1 Einführung

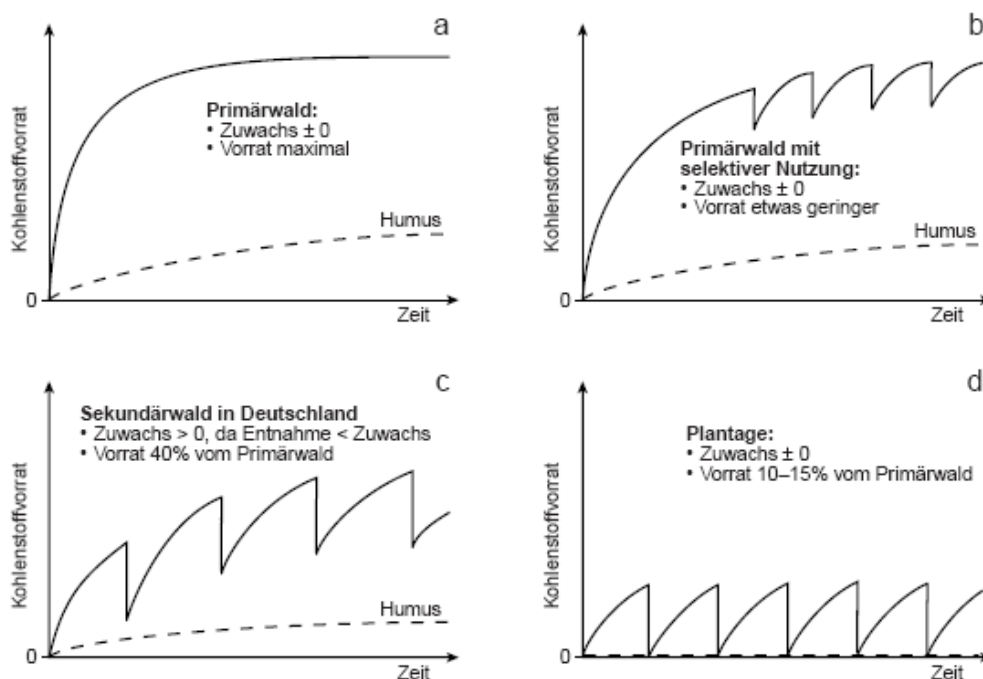


Abb. 7: Schematische Darstellung der C-Vorräte Biomasse und Humus in verschiedenen Waldbewirtschaftungsformen (aus: WBGU 1998)

Beschränkt man sich auf die Betrachtung von CO_2 , kann man festhalten, dass menschliche Aktivitäten wie großflächige Aufforstungen und Wiederaufforstungen langfristig wieder zu höheren globalen C-Vorräten führen können, da bereits große Waldflächen der Erde vernichtet wurden (BMVEL 2001). Während der Aufbauphase eines Waldbestandes, die in Deutschland je nach gewählter Baumart zwischen 60 und 250 Jahre dauert, hat der Wald eine Senkenwirkung, weil er C in der Dendromasse und gleichzeitig im Humus und im Boden akkumuliert. Möchte man also die heutige Senkenwirkung durch forstpolitische Entscheidungen und waldbauliche Maßnahmen verlängern, kämen insbesondere Aufforstungen auf landwirtschaftlichen Grenzertragsböden⁸ in Frage – eine höchst umstrittene Maßnahme, da es zu starken Interessenskonflikten mit Tourismus, Landschafts- und Artenschutz kommen würde. Waldflächenverluste, Landnutzungsänderungen und Degradierung machen Wälder zu Quellen für atmosphärisches CO_2 und andere THG. Der über Jahrzehnte gebundene C wird dabei viel schneller freigesetzt, als für seine Bindung benötigt wurde.

Betrachtet man neben den Speichern des Ökosystems auch die Technosphäre – also aus Holz hergestellte Produkte wie Konstruktions- und Schnittholz, Holzwerkstoffe und Papier – vergrößert sich der Gesamtvorrat an gespeichertem C signifikant (IPCC 2000b). Voraussetzung für ein Wachstum der Speicher der Technosphäre ist, dass die Menge der in die Speicher fließenden Produkte größer ist, als die ausscheidende Menge. Das kann beispielsweise durch eine Vergröße-

⁸ Ein Grenzboden ist für eine Bearbeitung durch Landwirtschaft nicht interessant, da seine Ertragskraft unter den variablen Kosten liegt.

rung des Holzanteils in Produkten und Bauwerken und eine Verlängerung ihrer durchschnittlichen Lebensdauer bewirkt werden. Um dem Anspruch an Vollständigkeit gerecht zu werden, sollten C-Bilanzen auch die Produktspeicher und den Boden-C mit einbeziehen. An der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft wurde für die in Deutschland im Gebrauch befindlichen Holzprodukte eine C-Speicherung von mindestens 340 Mio. t C berechnet, die sich jährlich um rund 4 Mio. t C erhöht – das entspricht ca. 7% der deutschen Reduktionsverpflichtung (FRÜHWALD et al. 2002).

Der Energieaufwand zur Bereitstellung des Rohstoffs und dessen Umwandlung in hochwertige und langlebige Produkte ist sehr niedrig, verglichen mit anderen Materialien wie Metalle, Kunststoffe oder Glas (BURSCHEL et al. 1993). Entsprechend weniger CO₂ wird bei der Produktion emittiert. Baustoffe wie Stahl und Aluminium lassen sich zwar beliebig oft wiederverwerten; dieses Recycling benötigt jedoch immer große Mengen Energie (SCHÜTZ 2002). Am Ende des Lebenszyklus eines Holzproduktes kann der Energiegehalt konsequent genutzt werden und stellt so eine Quelle erneuerbarer Energie dar, die eine Energiegewinnung über einen fossilen Energieträger und die damit verbundenen Emissionen ersetzen kann. „Werden alle Reste der Holzbearbeitung und das Gebrauchtholz sowie nicht recyceltes Altpapier konsequent energetisch genutzt, liegt das Minderungspotential durch Energieträgersubstitution bei ca. 8 Mio. t C pro Jahr; hiervon wird bisher allerdings schon ein Teil energetisch genutzt (FRÜHWALD et al. 2002).“

Durch eine gezielte forst- und holzwirtschaftliche Nutzung der Möglichkeiten kann bei den weiterhin stark steigenden Emissionen eine weitere Zunahme der atmosphärischen CO₂-Konzentration zwar nicht verhindert aber mit positiven Nebeneffekten für Bodengüte, Wasserqualität und Gesellschaft verlangsamt werden (WEGENER & ZIMMER 2001a). Dadurch entsteht ein Gewinn an Zeit, der für eine weitere Anpassung an veränderte Umweltbedingungen benötigt wird. Folgende Möglichkeiten stehen einzeln oder kombiniert zur Auswahl (BÖSWALD 1996, DIETER & ELSASSER 2004b).

- Walderhaltungsmaßnahmen und Sicherung bestehender C-Vorräte,
- Verbesserte Bewirtschaftungsmethoden und schonende Ernteverfahren,
- Aufforstungen und Wiederaufforstungen,
- Vergrößerung des in Holzprodukten gespeicherten C-Vorrats,
- Substitution fossiler Brennstoffe durch energetische Verwendung von Holz und Altholz,
- Ersatz energieaufwendiger Materialien durch nachhaltig produziertes Holz.

Der ‚CarboEurope Cluster‘⁹ ist eine Initiative, welche die jährlichen Netto-Austauschraten von CO₂ zwischen Wäldern und der Atmosphäre misst und überwacht. Aus verschiedenen Datensammlungen wurden für die wichtigsten Waldtypen Modelle entwickelt, die Aussagen über das

⁹ www.carboeurope.org/

1 Einführung

Senkenpotential sowie über die durchschnittliche Nettoprimärproduktion erlauben und entsprechend kartiert werden. So wurde für Deutschland im räumlichen Mittel ein natürliches Nettoassimilationspotential von 5,5 t C je ha und Jahr ermittelt (HOFMANN 2002). Dieses Potential variiert jedoch je nach Standort enorm.

Zur Zeit stellen die Wälder Deutschlands in Summe eine bedeutende Nettosenke für CO₂ dar, vor allem weil mehr Holz wächst, als genutzt wird (UBA 2005). Die Ergebnisse der BWI zeigen, dass die Größenordnung der Senkenleistung (nur Biomasse im Wald) wesentlich größer ist, als bislang angenommen. Wie lange der Wald eine Senke darstellt, ist auch von der Bewirtschaftung abhängig. Gleichzeitig stellen Landwirtschaft und Landnutzungsmaßnahmen, wie beispielsweise die Trockenlegung von Mooren, eine Quelle für die Treibhausgase CO₂ und CH₄ dar.

1.4 Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft in der Klimapolitik

Wald-Ökosysteme sind auf der einen Seite in besonderem Maße und direkt vom Klimawandel betroffen; auf der anderen Seite können sie durch Speicherung von THG helfen ihn zu verlangsamen. Wird Wald zerstört, entweichen die gespeicherten Gase in die Atmosphäre und beschleunigen den Klimawandel. Diese verschiedenen Rollen von Waldökosystemen und der Forstwirtschaft in der Klimapolitik lassen sich mit Hilfe des ‚Interessendreiecks der Umweltpolitik‘ darstellen (VON PRITTWITZ 1990). Hierbei handelt es sich um eine spezifische Erweiterung der Theorie der rationalen Wahl, deren Ziel es ist, das Verhalten und die Entscheidungen einzelner Akteure zu erklären und zu verstehen.

Klassischerweise wird dabei von einem Interessenkonflikt zwischen Wirtschafts- und Umweltinteressen ausgegangen: Die Wirtschaft hat traditionell die Rolle als Verursacher von Umweltproblemen. Diese Darstellung ist jedoch zu wenig differenziert. Das Interessendreieck der Umweltpolitik stammt aus der Public Choice Theorie. Sie ist Teil der Rational Choice Theorie und stellt eine spezifische Erweiterung für den Bereich der Umweltpolitik dar (NEWIG 2002). Das Interessendreieck hilft dabei, die Situation zu verstehen, in der sich die Forstwirtschaft im Themenkomplex ‚Wald und Klima‘ befindet. Nach VON PRITTWITZ (1990) gibt es bei Umweltproblemen drei Arten von Interessen (Abb. 8):

- Verursacherinteressen herrschen bei den Wirtschaftssubjekten vor, deren Nutzen aus ihrer umweltbelastenden Tätigkeit größer ist, als eine verbesserte Umweltqualität ohne solche Tätigkeit. Wenn sie gezwungen wären, die durch sie verursachten negativen externen Effekte zu internalisieren – sprich den durch sie angerichteten Schaden zu bezahlen – würde sich ihr Handeln oft nicht mehr finanzieren lassen.

- Betroffeneninteressen entstehen durch die Umweltbelastung bei den Konsumenten der Umwelt. Sie haben Nutzungseinbußen und höhere Kosten, da sie die externen Effekte der Verursacher internalisieren müssen, sei es durch direkten Schaden oder indirekt durch eine Beteiligung an den Vermeidungskosten.
- Helferinteressen unterscheiden sich von Verursacher- und Betroffeneninteressen dadurch, dass sie sich nicht auf den Prozess der Umweltbelastung, sondern auf die Form ihrer Bewältigung beziehen: Damit Hilfe notwendig wird, muss ein Problem bestehen und Betroffenheit politisch relevant sein.

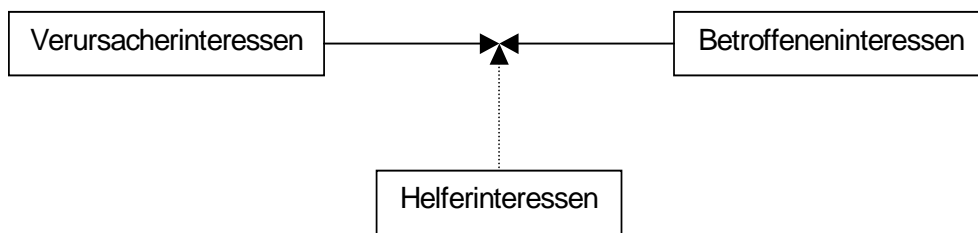


Abb. 8: Das Umweltpolitische Interessendreieck (nach: VON PRITTWITZ 1990)

Das Besondere an der Rolle der Forstwirtschaft in Bezug auf die Bekämpfung des Klimawandels ist, dass alle Interessenskategorien auf sie zutreffen. Werden zum Beispiel Senken durch die Folgen eines sich schnell verändernden Klimas zu Quellen für C, würden die (Forst)Unternehmen zu (Mit-)Verursachern des Umweltproblems: Wird Wald zerstört, entlässt er die gespeicherten THG und beschleunigt so den Klimawandel. Würde ein Forstbetrieb wie Industrieunternehmen behandelt, das am Handel mit Emissionszertifikaten teilnehmen muss, müsste es in diesem Fall Emissionsrechte zukaufen.

Auf jeden Fall werden diese Unternehmen Interessen von Betroffenen haben, da ihre Einkommens- und Vermögenssituation durch reduzierte Produktivität und Holzqualität durch veränderte klimatische Rahmenbedingungen direkt beeinflusst werden. Sie internalisieren also durch die klimawandelbedingt verstärkenden auftretenden biotischen und abiotischen Kalamitäten die negativen externen Effekte aller Wirtschaftssubjekte, die durch ihre Emissionen diesen Wandel beschleunigen und verstärken. Gleichzeitig haben Waldbesitzer auch Helferinteressen, da sie durch zusätzliche Speicherung von THG in Wäldern und durch die Substitution fossiler Energien durch regenerative Quellen helfen können, den zusätzlichen anthropogenen Effekt auf das Klima zu reduzieren.

Diese divergierenden Interessen und große bestehende wissenschaftliche Unsicherheiten bezüglich des Klimawandels und seiner Auswirkungen sowie daraus resultierende Meinungsunterschiede über die ‚beste‘ Strategie zur Verhinderung bzw. Abschwächung des Klimawandels erschweren und verlangsamen den Entscheidungsprozess. In der Diskussion über die Rolle von terrestrischen Senken wird häufig die Meinung vertreten, dass durch sie der Klimawandel nicht

1 Einführung

verhindert werden kann. Das ist insofern richtig, da die steigenden Emissionen durch den wachsenden Verbrauch von fossilen Brennstoffen nicht allein durch intelligente Landnutzung kompensiert werden können. Andere mit dem Thema vertraute Experten argumentieren, dass es zur Zeit die einzige Möglichkeit ist, bereits emittiertes CO₂ der Atmosphäre kostengünstig wieder zu entziehen: Die Nutzung als Speicher und Senke im Rahmen einer ganzheitlichen Klimaschutzstrategie kann zur Emissionskompensation beitragen, unterstützt ein Umdenken bezüglich des Umgangs mit und der Erzeugung von Energie und hilft Zeit zu gewinnen, um sich an die Veränderungen anzupassen. Darüber schafft dieser biologische Ansatz vielfältigen zusätzlichen Nutzen zu relativ geringen Kosten.

Es ist möglich, die Bewirtschaftung von Landnutzungssystemen im Sinne des Klimaschutzes zu verbessern. Nach (KOLSHUS 2001) stehen dafür drei grundsätzliche Möglichkeiten zur Verfügung:

- Schutz bestehender C-Speicher und Verhinderung weiterer Entwaldung.
- Vergrößerung der bestehenden C-Speicher durch Vergrößerung der Waldfläche (Aufforstung und Wiederaufforstung).
- Nutzung von Holz als Energieträger und Material.

Die politische Forderung, die Speicherleistung der Wälder in das Zielsystem der Forstwirtschaft zu integrieren, ist bereits in vielen Programmen manifestiert (s. Kap.2), z.B. im Nationalen Waldprogramm (BMELF 2000), im Nationalen Klimaschutzprogramm (BMU 2000) und in den Helsinki Kriterien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung (BMLF ÖSTERREICH 1998). Diese Forderung wurde bislang jedoch nicht operationalisiert: Weder private noch öffentliche Waldbesitzer können dieses Ziel durch konkrete Maßnahmen in die Tat umsetzen.

Das hat mehrere Gründe:

- Sie wissen nicht, welche Maßnahmen i.S. waldbaulicher Strategien sie wählen müssen, um einen positiven Einfluss auf die Speicherung von C in ihrem Wald zu erreichen.
- Existierende Forschungsergebnisse sind meist mit großen Unsicherheiten behaftet, da sie von standörtlichen Rahmenbedingungen ausgehen, die nicht auf andere Standorte übertragbar sind.
- Die bereits messbaren Veränderungen lassen die Vermutung zu, dass sich die Bedingungen mittel- und langfristig verändern werden. Es ist fraglich, ob die aus heutiger Sicht besten Strategien unter neuen, veränderten Voraussetzungen immer noch optimal sind.
- Potentielle Maßnahmen verursachen Kosten und reduzieren unter Umständen Erträge und das im Wald gebundene Vermögen erheblich, so dass nicht davon ausgegangen werden kann, dass eine Optimierung der privaten Waldbewirtschaftung in Bezug auf den Klimaschutz ohne entsprechende Anreize i.S. einer Honorierung dieser umweltpolitischen Leistung stattfindet.

In diesem Zusammenhang besteht Forschungsbedarf hinsichtlich der Quantifizierung der ökonomischen Auswirkungen.

Diese Informationen und ein allgemeines Verständnis über C-Flüsse werden nicht nur von politischen Entscheidern, sondern auch von interessierten Akteuren wie Waldbesitzern und Umweltschutzverbänden benötigt, um in einem komplexen und kontrovers diskutierten Thema konsensfähig zu werden. Trotz des gemeinsamen Zieles aller Akteure, den Klimawandel zu bekämpfen, fehlt bislang eine Integration des Forst- und Holzsektors in die nationale Klimaschutzstrategie.

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

2.1 Die Umweltpolitik und ihre Instrumente

Es besteht weitgehend Konsens darüber, dass es einen zusätzlichen anthropogenen Klimawandel gibt, der die Ökosysteme und damit die Lebensgrundlage der Menschheit nachhaltig verändern wird. Ursachen dieses globalen Umweltproblems sind zum einen die Verbrennung fossiler Energieträger, zum anderen großflächige Landnutzungsänderungen, insbesondere die Zerstörung von Wäldern, die große Speicher für Treibhausgase sind (IPCC 2001). Die zu erwartenden Folgen betreffen die gesellschaftliche Wohlfahrt direkt und indirekt. Wie bei allen Umweltproblemen gibt es divergierende Interessen zwischen den besonders betroffenen Akteuren auf der einen Seite und den Hauptverursachern auf der anderen Seite (PISTORIUS 2003). Ein Verständnis der Akteursinteressen ist vor allem bei komplexen Umweltproblemen essentiell, wenn man Konflikte reduzieren und einen Ausgleich herbeiführen möchte.

Die verschiedenen Interessen der Akteure spielen bei der Wahl der umweltpolitischen Instrumente eine wichtige Rolle. In der Ökonomie wird die Umwelt als „Gesamtheit der den menschlichen Lebensraum definierenden natürlichen Gegebenheiten“ beschrieben (WICKE 1993). Der Mensch ist in seinem Handeln – auch im ökonomischen Sinn – von der Umwelt und ihren Ressourcen abhängig. Diese werden als Güter mit wertvollen Funktionen betrachtet. Diese Funktionen sind nach ROGALL (2000):

- Die Produktionsfunktion: Versorgung der Gesellschaft mit Luft, Wasser, Landschaft, Böden und Rohstoffen.
- Die Aufnahmefunktion: Aufnahme der bei der Produktion entstehenden Nebenprodukte, Abfälle und Emissionen
- Die Lebensraumfunktion für Pflanzen, Tiere und den Menschen.
- Die Reproduktionsfunktion: Ästhetik und Erholungsfunktion.

In der klassischen Lehre der Ökonomie werden Umweltgüter wie Luft und Wasser als „öffentliche Güter“ bezeichnet. Charakteristisch für solche Güter ist, dass sie nicht knapp sind und damit auch keinen Preis haben, der sich über Angebot und Nachfrage regelt. Das auch ‚Kollektivgüter‘ genannte Umweltkapital wird meistens kostenlos ge- und übernutzt. Dieses Verhalten der Verursacher kann durchaus als rational bezeichnet werden, da ihnen durch die Vermeidung der Umweltbelastung Kosten im Sinne von reduziertem Nutzen entstehen würden, der individuelle Vorteil jedoch sehr gering und nicht wahrnehmbar wäre. Rationalität ist in diesem Zusammenhang die Auswahl aus einer Reihe von Verhaltensalternativen, die im Rahmen eines Wertesystems an-

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

deren Alternativen vorgezogen werden (BEHRENS 1980). Eine Handlung wird als rational bezeichnet, wenn der Handelnde gemäß seiner Präferenzen für bestimmte Ziele die Handlungsalternative wählt, die ihm den höchsten Nutzen bringt; dabei wird unterstellt, dass er zumindest seinen Nutzen in jeder Situation bewerten kann (PISTORIUS 2003). Dieses Dilemma wird in der Spieltheorie auch als Gefangenen-Dilemma bezeichnet und erklärt das rationale Trittbrettfahrerverhalten der Akteure, nichts gegen die Verschmutzung zu tun: Sie haben keinen Anreiz, ihr Verhalten zu ändern. Gleichzeitig ist das der Grund, der übergeordnete Instanzen wie den Staat dazu zwingt, die verursachenden Akteure in ihrem Handeln einzuschränken (BRAUN 1999).

Mit den globalen, grenzüberschreitenden Umweltproblemen¹⁰ hat sich ein anderes Verständnis des Kollektivgutes ‚Umwelt‘ entwickelt: bedingt durch die Übernutzung entsteht eine Nachfrage nach dem vermeintlich freien Gut ‚Umwelt‘, die das Angebot übersteigt. Es handelt sich jedoch um Mischgüter: Obwohl kein Preis für ihre Nutzung bezahlt werden muss, unterliegen sie dennoch einer Konsumrivalität, da durch deren Nutzung den anderen Wirtschaftssubjekten externe Kosten entstehen (WICKE 1993). Diese externen Effekte werden von den Produzenten bzw. Verursachern von Umweltproblemen nicht internalisiert.

Es wird aus Sicht der klassischen Ökonomie immer dann ein Maximum an Wohlfahrt erzielt, wenn Güter pareto-optimal¹¹ verteilt sind. Bei Umweltproblemen versagt häufig der Markt, der die Güterallokationen optimal regeln soll. Hauptaufgabe der Umweltpolitik ist es, dieses Marktversagen durch einen Ausgleich der Interessen zwischen Betroffenen und Verursachern der Umweltprobleme zu entschärfen. Unter Umweltpolitik versteht man alle politischen Bestrebungen, deren Zweck die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen sind. Umweltschutz ist in der BRD als Staatsziel im Grundgesetz verankert:

Artikel 20a GG: Der Staat schützt auch in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen und die Tiere im Rahmen der verfassungsmäßigen Ordnung durch die Gesetzgebung und nach Maßgabe von Gesetz und Recht durch die vollziehende Gewalt und die Rechtsprechung.

Die Umweltpolitik wird von verschiedenen Prinzipien geleitet (JÄNICKE et al. 2002; SEEL 1993, SIMONIS 2001):

- Das Verursacherprinzip¹² besagt, dass derjenige, der Umweltschäden verursacht, für den Schaden aufkommen muss.

¹⁰ z.B. Ozonloch, saurer Regen, Stickstoffeinträge

¹¹ pareto-optimal bedeutet, dass kein Wirtschaftssubjekt besser gestellt werden kann ohne ein anderes schlechter zu stellen.

¹² engl : ‘polluter-pays-principle’

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

- Das **Gemeinlastenprinzip** geht im Gegensatz zum Verursacherprinzip davon aus, dass der Erhalt einer intakten Umwelt im Interesse der Allgemeinheit liegt. Diese soll daher auch an den Umweltschutzkosten beteiligt werden. Das gilt vor allem, wenn Verursacher nicht bestimmbar oder nicht in der Lage sind, für die Kosten aufzukommen.
- Das **Kooperationsprinzip** besagt, dass Umweltschutz eine Gemeinschaftsaufgabe ist und daher die Gesellschaft als Ganzes dazu beitragen muss.
- Das **Vorsorgeprinzip** ist zukunftsorientiert und basiert auf der Erkenntnis, dass es billiger ist Umweltschäden vor ihrer Entstehung zu vermeiden, als sie zu beseitigen. Natur sollte möglichst so genutzt werden, dass kein Schaden entsteht.

Nach dem Verursacherprinzip muss der Schädiger die Verantwortung für sein Handeln übernehmen und die Kosten tragen. Dadurch wird das Mischgut ‚Umwelt‘ zu einem knappen Gut, dessen Verbrauch einen Preis bekommt (ZIMMERMANN 2005). Das impliziert eine Internalisierung der entstehenden Kosten, wie z.B. die beschriebenen negativen externen Effekte. Sie können auf vielfältige Art und Weise entstehen. In diesem Zusammenhang muss besonders die Wiederherstellung von beeinträchtigten Umweltfunktionen betrachtet werden – sofern sie überhaupt möglich ist¹³. Wirtschaftliches Handeln mit derartigen Konsequenzen widerspricht dem Grundsatz der Nachhaltigkeit, die Lebensqualität und Wohlfahrt künftiger Generationen nicht zu gefährden. Das Prinzip erhält jedoch nicht nur bei der Schädigung der Umwelt Anwendung, sondern auch in der Vermeidung von potentiellen Umweltbelastungen.

Der Umweltpolitik steht ein breites Spektrum an verschiedenen Instrumenten von der regulativen Kontrolle über Marktregulation bis zum kooperativen Umweltmanagement zur Verfügung (FEES 1998):

- **Ordnungsrechtliche Instrumente:** Gebote, Verbote, Auflagen, Grenzwerte etc.
- **Indirekte Instrumente und kooperative Maßnahmen:** Freiwillige Selbstverpflichtungen.
- **Ökonomische Instrumente,** die wirtschaftliche Anreize für eine Verhaltensänderung bewirken sollen: Beispiele sind der Handel mit Emissionszertifikaten, die Ökosteuer oder das Erneuerbare-Energien-Gesetz.

2.2 Der Handel mit THG-Zertifikaten

Damit ein Instrument die gewünschte Wirkung erzielt, muss es ökonomisch effizient, ökologisch effektiv und politisch durchsetzbar sein (JÄNICKE 2002). Im folgenden wird nur der Handel mit

¹³ Der Verlust von Biodiversität durch die Zerstörung des Lebensraumes existenzbedrohter Arten zum Beispiel kann nicht rückgängig gemacht werden.

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

Emissionszertifikaten beleuchtet, da er vom internationalen Klimaregime als das ökonomische Instrument der Wahl zur Bekämpfung des Klimawandels beschlossen wurde. In ihm wurden auch Möglichkeiten für eine Integration der terrestrischen Senken geschaffen. Die Errichtung eines institutionellen Überbaus ist bis heute eine große Herausforderung. „Mehr noch als bei den beiden anderen Kyoto-Mechanismen stellt die Vereinbarung eines weltweiten Emissionshandelsystems einen Schritt ins Ungewisse dar, denn sie berührt so komplexe Fragestellungen wie die Gestaltung eines globalen Regierens in einer sich rasant verändernden Welt und das Verhältnis zwischen privaten Akteuren und souveränen Regierungen. In der Tat scheint die Einführung dieses Instruments ein ebenso kühner Schritt zu sein wie das Unterfangen des Ausstiegs aus der Nutzung fossiler Brennstoffe an sich (OBERTHÜR & OTT 2000).“ Die Idee des Zertifikathandels mit Verschmutzungsrechten ist es, eine Vorgabe für ein bestimmtes Maß an Umweltbelastung für einen definierten Bereich und Zeitraum zu geben, die auf die Akteure verteilt werden¹⁴. Die Mengen von Schadstoffemissionen durch handelbare Emissionszertifikate zu begrenzen basiert auf einem Konzept, das seit Ende der 70er Jahre diskutiert wird. Dieses Instrument wurde erstmals in den USA mit dem sog. Clean Air Act von 1990 in die Praxis umgesetzt (UNEP 2002). Der Staat tritt beim Zertifikathandel als Eigentümer der Umwelt auf. Durch Festlegung der maximalen Gesamtemissionsmenge eines Schadstoffes innerhalb eines definierten Zeitraumes und eines Gebietes wird die Menge der Zertifikate bestimmt. Ein Emissionszertifikat ist also ein verbrieftes und veräußerbares Recht, einen Schadstoff in einem bestimmten Umfang und Zeitraum zu emittieren (STEHLING 1999). Diese gesamte Menge der Rechte wird in Zertifikate aufgeteilt und an die relevanten Akteure ausgegeben bzw. zum Teil versteigert. Im Gegensatz zu Instrumenten, die über einen Preismechanismus steuern¹⁵, werden durch Zertifikate Mengen gesteuert. „Preis- und Mengelösungen sind die beiden idealtypischen Ausprägungen marktwirtschaftlicher Umweltpolitik: Entweder werden die Preise für bestimmte Umweltnutzungsrechte festgelegt und es wird dem Markt überlassen, welche Emissionsmengen sich bei solchen Preisen noch rechnen (= Preislösung). Alternativ werden die insgesamt zulässigen Emissionsmengen kontingentiert und es wird dem Markt überlassen, welche Preise von Umweltnutzungen sich unter diesen Umständen herausbilden (= Mengelösung) (SIMONIS 2004).“ Ein Emittent wird unter vollkommenen Marktbedingungen zusätzliche Zertifikate kaufen, wenn ihr Preis unter seinen Grenzkosten liegt, die er für die Vermeidung der Emissionen bewältigen müsste. Ist es jedoch für ihn günstiger, die Einsparung selber vorzunehmen, wird er dies tun und seine Rechte verkaufen. Ziel dieses Instruments ist eine Minimierung der Gesamtkosten für die Erfüllung der Reduktionsziele und damit für die Entlastung der Atmosphäre. Es handelt sich um ein indirektes Instrument der Umweltpolitik, da bei den Akteuren ökonomische Anreize für ein umweltverträgliches Wirtschaften geschaffen werden sollen. Im Gegensatz zu Auflagen und anderen ordnungs-

¹⁴ In diesem Fall die Vertragsstaaten, die in Kyoto Reduktionsverpflichtungen übernommen haben.

¹⁵ z.B. Abgaben und Steuern

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

rechtlichen Instrumenten wie z.B. Grenzwerten bietet der Zertifikathandel den Verursachern sehr viel mehr Flexibilität bei der Erfüllung ihrer Anstrengungen, die Emissionen zu reduzieren. Dadurch dass die Akteure die Emissionsreduktionen an den Quellen vornehmen können wo sie am einfachsten und am günstigsten realisierbar sind, können sie die Auflagen effizienter und kostenoptimal durchführen.

Bei Steuern und Abgaben wird der Steuerungsmechanismus in Form eines fixen Preises staatlich festgelegt. Werden die (Mengen-)Ziele nicht erreicht, muss der Preis angepasst werden. Der Zertifikatpreis bildet sich in einem funktionierenden Markt mit vollkommener Konkurrenz durch Angebot und Nachfrage und macht damit das öffentliche Gut ‚Umwelt‘ zu einem knappen Gut (JÄNICKE et al. 2002).

2.2.1 Der internationale Handel mit THG-Zertifikaten

Die Idee, die Inanspruchnahme der Umwelt durch THG über marktfähige Rechte in Form von Zertifikaten zu regeln, die Emittenten erwerben und handeln können, wurde in Kyoto für die Vertragsstaaten des Protokolls beschlossen und im Folgeprozess konkretisiert. Am Handel teilnehmende Staaten haben verbindlich festgelegt, welche THG-Mengen sie in einer genau definierten Periode emittieren dürfen. Diese liegen in der Regel unter den vorher emittierten Mengen, weil ein Einspareffekt eintreten soll. Jeder Vertragsstaat bekommt pro Verpflichtungsperiode für jedes Jahr eine bestimmte Anfangsausstattung an Emissionsrechten. Diese Zertifikate heißen AAU (Assigned Amount Units) und entsprechen in ihrer Menge den Emissionen des Basisjahres minus der Reduktionsverpflichtung (PISTORIUS 2003).

Mit der Ratifikation Russlands ist das KP am 16.2.2005 in Kraft getreten. Damit ist die von Deutschland in Kyoto 1997 zugesagte Reduktion der THG-Emissionen um 21% verbindlich geworden. Jeder Staat, der das Protokoll ratifiziert hat, kann mit den Emissionsrechten handeln. Die Staaten können außerdem zusätzliche Emissionsgutschriften erwerben, indem sie entweder Projekte in Entwicklungsländern¹⁶ oder in Industrieländern¹⁷ durchführen (UNFCCC 1997). Die Zertifikate heißen ERU bei JI-Projekten bzw. CER bei CDM-Projekten und sind handelbar (vgl. Abb. 9), genau wie die auf Basis der Emissionen von 1990 zugeteilten Emissionsrechte (ISI 2003; OBERTHÜR & OTT 2000). Auf COP6 II in Bonn wurde die Einführung einer zusätzlichen Zertifikatkategorie für Senken beschlossen: Die sog. RMU-Zertifikate aus Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft (LULUCF) nach Art. 3.3 und 3.4 KP. Diese sind im Gegensatz zu den anderen Zertifikatstypen nicht ‚bankable‘, d.h. sie sind nur während einer Verpflichtungsperiode (VP) gültig. Am Ende der ersten VP wird abgerechnet: Jeder am Handel teil-

¹⁶ sog. CDM-Projekte, Clean Development Mechanism

¹⁷ sog. JI-Projekte, Joint Implementation

nehmende Staat muss Ende 2012 für die zwischen 2008 und 2012 emittierten THG in Form von Zertifikaten bezahlen (PISTORIUS 2003). Im internationalen Handel sind die Hauptakteure die Annex-B-Staaten – also jene Industrieländer, die das Kyoto Protokoll ratifiziert haben und Verpflichtungen eingegangen sind. Sie können mit ihrer Anfangsausstattung handeln und zusätzlich Projekte in anderen Industrienationen oder Entwicklungsländern durchführen (Abb. 9).

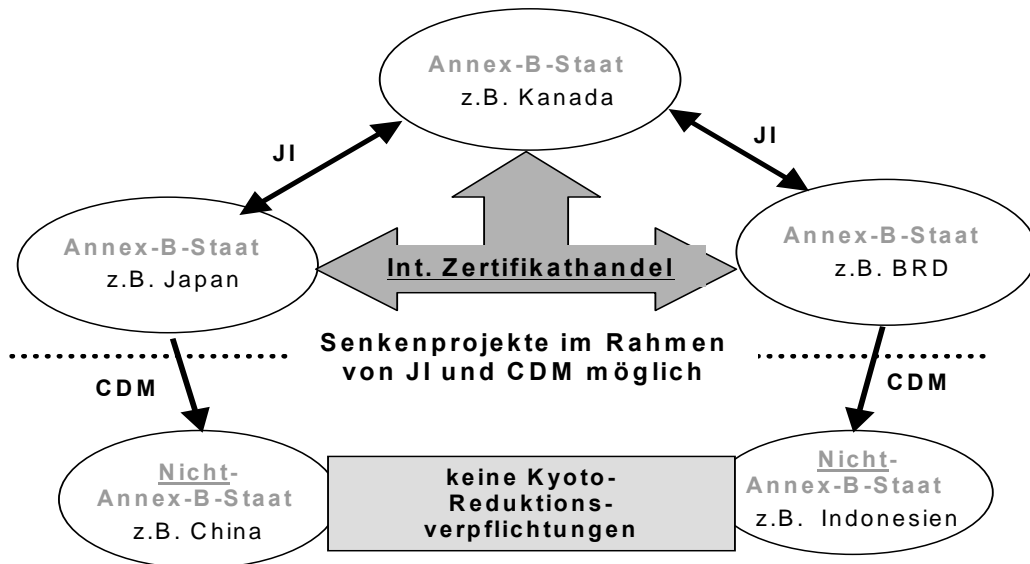


Abb. 9: Die Instrumente des KP: Möglichkeiten der Annex-B-Staaten zur Erfüllung ihrer internationalen Verpflichtungen (aus: PISTORIUS 2004)

2.2.2 Joint Implementation (JI) und Clean Development Mechanism (CDM)

Die Anforderungen für eine Anerkennung von JI- und CDM-Projekten wurden auf den Vertragsstaatenkonferenzen nach Bonn 2001 konkretisiert. Eine Durchführung setzt zunächst eine Genehmigung des Gastgeberlandes und der UNFCCC voraus. Als forstliche CDM-Projekte sind bislang nur Aufforstungs- und Wiederaufforstungsprojekte zugelassen (UNFCCC 2003). Daher ist es wahrscheinlich, dass aufgrund der schwierigen Bestimmung der Baseline und geeigneter Monitoringmethoden bei JI-Projekten ebenfalls vorerst nur Aufforstungs- und Wiederaufforstungsprojekte zugelassen werden.

Nach der obligatorischen Vorlage eines detaillierten Projektplanes (Project Design Document, PDD) wird dieser der Öffentlichkeit zugänglich gemacht. Diese hat dann sechs Wochen lang auf der Internetseite der UNFCCC¹⁸ die Möglichkeit, das Projekt zu kommentieren und auf prüfungswürdige Aspekte hinzuweisen.

¹⁸ <http://cdm.unfccc.int/methodologies/ARmethodologies/publicview.html?OpenAll=1&cases=B>

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

Das PDD beschreibt detailliert das Design des Projektes (KAPP & SCHNURR 2004):

- die geplanten Maßnahmen,
- die Definition der Baseline¹⁹ und die THG-Mengen, die während der Projektlaufzeit gebunden werden sollen,
- die Systemgrenzen und über sie hinausgehende Auswirkungen, z.B. „leakage-Effekte“²⁰,
- die Maßnahmen zur Sicherstellung der sozialen, ökologischen und ökonomischen Nachhaltigkeit.

Nach Prüfung und Anerkennung des Projektplanes durch die entsprechenden Stellen kann das Projekt initiiert werden. Eine Voraussetzung für die Genehmigung ist die Etablierung eines Monitoringsystemes, das die geplante C-Speicherung überwachen und eine fundierte Berichterstattung ermöglicht. Alle verwendeten Berechnungsverfahren und Methoden müssen ausführlich beschrieben werden. Nach erfolgreicher Erfüllung dieser Voraussetzungen werden die Zertifikate ausgestellt und registriert (DIETER & ELSASSER 2004b). JI- und CDM-Projekte müssen bestimmte Kriterien erfüllen, um Zertifikate zu produzieren. Die Anforderungen variieren zwischen einzelnen Projekttypen (Tab. 1).

Tab. 1: Voraussetzungen für JI- und CDM Projekte (aus PISTORIUS 2003)

Joint Implementation	Clean Development Mechanism
Reduktion von Emissionen	Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung
Zustimmung der beteiligten Länder	Zustimmung der beteiligten Länder
Additionalität	Additionalität
Existenz eines nationalen Berichtsystems für Emissionen und Senken	Messbarkeit und Langfristigkeit der erzielten positiven Klimaeffekte
Ergänzungscharakter	Auditing und Verifizierung der Projekte
Verifizierung und jährliche Berichterstattung	Zertifizierung der Projekte
	Gewinnabgabe von 2% an vom Klimawandel besonders stark betroffene Entwicklungsländer

Auch die Bewirtschaftungsmaßnahmen bereits existierender Wälder können theoretisch als JI-Projekte anerkannt werden, wenn sie den Anforderungen an solche Projekte gerecht werden. Die Regelungen hierzu müssen jedoch noch von den Vertragsstaaten beschlossen werden. Die An-

¹⁹ Referenzszenario für eine Sequestrierung ohne Projektmaßnahmen auf der Gleichen Fläche, z.B. Aufforstung als Projektmaßnahmen vs. C-Vorratsaufbau durch natürliche Sukzession.

²⁰ Als „Leakage“ werden indirekte Auswirkungen von LULUCF-Projekten bezeichnet, die z.B. durch übermäßige an anderer Stelle zu höheren Emissionen führen.

rechnung von Senken durch JI-Projekte ist durch die landesspezifischen Höchstmengen („Caps“) im Annex Z des Bonn Agreements begrenzt, allerdings nur für die erste VP. Das Kriterium der Nachhaltigkeit ist bei CDM-Projekten besonders wichtig. Bei CDM-Projekten dürfen außerdem maximal 1% der Emissionsmenge eines Industrielandes und nur aus Auf- und Wiederaufforstungsprojekten angerechnet werden (MURACH 2002).

2.2.3 Der europäische Handel mit THG-Zertifikaten

Die EU als treibende Kraft im internationalen Klimaschutzprozess hat ein Binnen-Handelssystem für CO₂-Zertifikate aufgebaut, in dem seit Januar 2005 mit diesen Rechten Handel getrieben wird. Es soll helfen, die europäische Selbstverpflichtung zur Reduktion von THG um 8% gegenüber dem Niveau von 1990 zu erfüllen (UNFCCC 1997). Dass dieses Ziel erreicht wird gilt inzwischen als sehr unwahrscheinlich, da die Emissionen gegenwärtig über dem Niveau von 1990 liegen – mit steigender Tendenz. Ein optimistisches Szenario prognostiziert, dass mit den gegenwärtig implementierten Maßnahmen lediglich eine Reduktion des Treibhausgasausstoßes um 1,4% bis 2010 gegenüber dem Basisjahr 1990 erreicht wird (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2001).

Im Gegensatz zum internationalen Handel sind die Akteure im EU-Handelssystem²¹ nicht die teilnehmenden Staaten, sondern Unternehmen, die große CO₂-Mengen emittieren (vgl. Abb. 10). Dazu gehören z.B. Stromerzeuger und energieintensive Betriebe wie Zement-, Glas-, Papier- und Stahlproduzenten. In der ersten Phase bis 2007 werden alle Anlagen mit einer Feuerungsleistung von mehr als 20 MW erfasst. Sukzessive sollen immer mehr Emittenten in das System integriert werden. Mit der Richtlinie KOM(2003)403 „über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Gemeinschaft im Sinne der projektbezogenen Mechanismen des KP“ wird konkretisiert, wer am Handel teilnehmen darf bzw. muss, sowie die Möglichkeiten der Teilnehmer, die auferlegten Emissionsbeschränkungen zu erfüllen (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a). Das im Mai 2004 verabschiedete THG-Emissionshandelsgesetz macht diese Regeln zu nationalem Recht. In dem sogenannten Nationalen Allokationsplan (NAP) wird spezifiziert, welche Unternehmen am Handel teilnehmen müssen und wie groß die ihnen zugeteilte Menge an Zertifikaten für die erste Pilot-Phase ist (DIETER & ELSASSER 2004a). Die Unternehmen erhalten auf Basis ihrer bisherigen Emissionen ein kostenloses Kontingent an Zertifikaten, die den AAU entsprechen und mit denen sie handeln können. Außerdem haben sie die Möglichkeit, Zertifikate durch JI- und CDM-Projekte im Ausland zu generieren. (Abb. 10). Die Regelungen wurden für Deutschland im sogenannten Projekt-Mechanismen-Gesetz verbindlich gemacht.

²¹ European Trade System for Emission Allowances, ETS

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

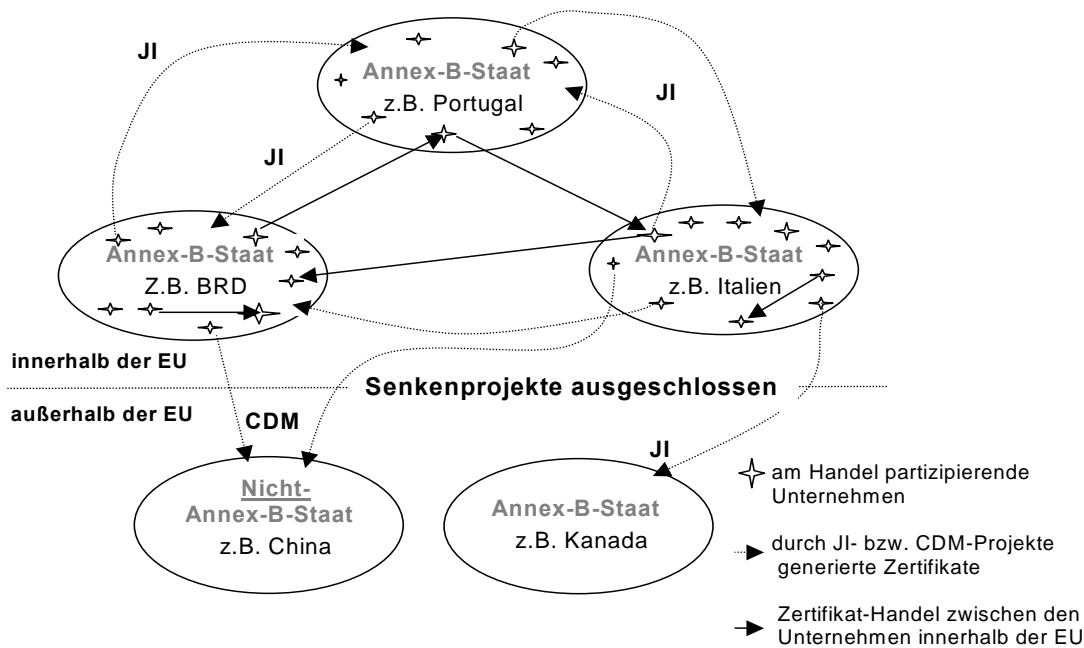


Abb. 10: Der EU-Zertifikathandel (aus: PISTORIUS 2004)

In der Initiationsphase von 2005 bis 2007 können bestimmte Unternehmen von einer Teilnahme am Emissionshandel befreit werden. Außerdem können die Mitgliedstaaten entscheiden, ob sie weitere Industriesektoren und andere Treibhausgase in das Handelssystem integrieren²². Die Emissionsberechtigungen werden zunächst kostenfrei an die Unternehmen verteilt; für künftige VP wird diskutiert, einen Teil der Rechte zu versteigern. Die Zertifikate aus Projekten lassen sich in Emissionsberechtigungen umwandeln und verbrauchen oder im Rahmen des Handels an andere Emittenten in Europa verkaufen (ISI 2003).

Im ETS sind Senkenprojekte ausgeschlossen, wie sie im internationalen Handel in den JI- und CDM-Mechanismen möglich sind: Gemäß der EU-Richtlinie²³ werden keine Projekt-Gutschriften anerkannt, die durch LULUCF-Maßnahmen entstanden sind; diese Richtlinie fordert aber gleichzeitig eine allgemeine Prüfung inklusive technischer Bestimmungen für LULUCF-Projekte und Genehmigungsverfahren für nationale Projekte (DIETER & ELSASSER 2005). Derartige Maßnahmen seien nur kurzfristig in der Lage C zu speichern, und stünden nicht in Einklang mit dem Konzept der EU, Emissionen über technische Maßnahmen zu reduzieren. Als weitere Argumente werden Unsicherheiten bei der Erfassung und Überwachung angeführt sowie die Frage, wem eventuelle Emissionen aus solchen Landnutzungsprojekten angelastet werden sollten. Ein weiteres verwendetes Argument für den Ausschluss von Aufforstungsprojekten ist, dass solche Projekte kostengünstiger seien und somit zu Lasten des Technologietransfers in Entwicklungsländer gingen (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003).

²² sog. „opt-in“-Möglichkeit

²³ Erg-RL 2004 Art.11a Abs.3b

2.3 Senken in der Klimapolitik: Rechtliche & politische Rahmenbedingungen

2.3.1 Beschluss der Klimarahmenkonvention auf der UNCED in Rio 1992

Seit der UNCED 1992 in Rio ist die Bedeutung der Wälder für die Menschheit offensichtlicher geworden. Sie erbringen vielfältige Leistungen, auf welche die Menschheit angewiesen ist – von der Lieferung von Trinkwasser und der Produktion von Sauerstoff, über Boden- und Erosionsschutz, Erhaltung der Artenvielfalt bis hin zur Speicherfunktion von THG. In Rio wurden mehrere Konventionen verabschiedet um den globalen Umweltproblemen, die eine Bedrohung der Lebensgrundlagen darstellen, adäquat entgegenzuwirken. Sie sollen die Artenvielfalt sichern, die weitere Ausbreitung der Wüsten verhindern und der Zerstörung der Wälder Einhalt gebieten. Das übergeordnete Ziel der UNFCCC ist die Bekämpfung des anthropogen verursachten Klimawandels, der durch die seit der Industrialisierung stetig ansteigenden Emissionen von klimawirksamen Treibhausgasen verstärkt wird. Sie kann als der gemeinsame Nenner des internationalen Klimaregimes bezeichnet werden (UNFCCC 1999b).

Die UNFCCC von 1992 ist als Rahmenvertrag konzipiert worden, da sich der Abschluss eines Rahmenvertrages mit anschließender Substanziierung durch Protokolle seit über zwei Jahrzehnten im internationalen Umweltrecht bewährt hat (OTT 1996).²⁴ In dem zweistufigen Ansatz werden erst die allgemeinen Ziele und Grundsätze der Zusammenarbeit festgelegt, die dann in Folgekonferenzen mit der detaillierten Ausformulierung der Pflichten konkretisiert werden.

Der Rahmenvertrag ist verbindlich, obwohl er noch keine spezifischen Verpflichtungen zu emissionsmindernden Maßnahmen enthält. „Als die Regierungen 1992 das Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen verabschiedeten, waren sie sich bewusst, dass es die Ausgangsbasis für zukünftige weitergehende Maßnahmen bilden könnte. Mit der Einrichtung eines ständigen Prozesses der Überprüfung, der Diskussion und des Informationsaustausches eröffnet das Übereinkommen die Möglichkeit, in Antwort auf wissenschaftliche Fortschritte und eine veränderte Bereitschaft zum politischen Handeln zusätzliche Verpflichtungen zu beschließen (UNFCCC 1997).“ Die Konvention nennt das Problem und formuliert in Art.2 ihr Ziel: Eine Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau, bei dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird. Schwerpunkt der Konvention liegt also auf einer Vermeidung und nicht auf einer Anpassung an ein verändertes Klima. Es soll ein Niveau innerhalb eines Zeitraums erreicht werden, der für die Ökosysteme ausreicht, um sich auf natürliche Weise an Klimaänderungen anzupassen, damit die Nahrungs-

²⁴ Erfolgreiche Beispiele sind die Konvention zum Schutz des Mittelmeeres in Barcelona 1976, die Genfer Konvention über grenzüberschreitende Luftverschmutzung 1979 sowie das Regime zum Schutz der Ozonschicht.

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

mittelerzeugung nicht bedroht wird und die wirtschaftliche Entwicklung auf nachhaltige Weise fortgeführt werden kann (UNFCCC 1992).

Die einzige konkrete Vorschrift ist die in Art 4.1(a) festgehaltene Pflicht zur Erstellung nationaler THG-Inventare mit Angabe der Senken und Quellen. Was die Senken betrifft sind hier besonders Landnutzungen bzw. Landnutzungsänderungen gemeint. Ferner sollen die Vertragsparteien nationale Klimaschutzprogramme erstellen (b), die Entwicklung und Anwendung von Technologien und Maßnahmen zum Klimaschutz vorantreiben (c), nachhaltiges Wirtschaften fördern (d) und den Klimaschutz in andere Politikfelder integrieren. Dass Klimaschwankungen unvermeidbar sind ist eine Meinung, die von fast allen Klimaforschern vertreten wird. Deshalb müssen auch Maßnahmen zur Vorsorge getroffen werden (UNFCCC 1992).

2.3.2 Beschlüsse der Vertragsstaatenkonferenzen zur Rolle der Senken

2.3.2.1 Das Kyoto Protokoll (COP 3)

Die Rolle der Senken entwickelte sich neben der Frage nach einer Beteiligung der Entwicklungsländer zu dem kontroversesten Thema und führte 1997 beinahe zu einem Scheitern der Verhandlungen der COP 3 von Kyoto. Nach schwierigen Verhandlungen wurde das KP verabschiedet, das erst acht Jahre später mit der Ratifizierung Russlands am 16. Februar 2005 in Kraft treten konnte. Da sich das Protokoll auf alle wichtigen Wirtschaftsbereiche auswirken wird, gilt es als das weitreichendste Abkommen in Sachen Umwelt und nachhaltige Entwicklung, das bislang verabschiedet wurde.

Das Protokoll macht in Art. 3.1 KP rechtsverbindliche Zielvorgaben und setzt einen zeitlichen Rahmen für die Reduzierung der Emissionen der entwickelten Länder. Während die Konvention diese Länder ermutigte ihre Emissionen zu stabilisieren, verpflichtet das Protokoll sie konkret ihre gemeinsamen Emissionen um mindestens 5,2% zu reduzieren. Basisjahr für die CO₂-Reduktionen ist 1990. Das Emissionsniveau eines Landes berechnet sich dabei als Durchschnitt der Emissionswerte über den Zeitraum von 2008 bis 2012; diese fünf Jahre werden als erste VP bezeichnet.

Für die Forstwirtschaft relevant ist neben den im folgenden detailliert beschriebenen Artikeln (UNFCCC 1997) auch Art. 2.1 KP, der die im Annex I der UNFCCC aufgelisteten Staaten verpflichtet, potentielle Senken und Speicher zu schützen bzw. zu vergrößern:

Art. 2.1 KP: Um eine nachhaltige Entwicklung zu fördern, wird jede in Anlage I aufgeführte Vertragspartei bei der Erfüllung ihrer quantifizierten Emissionsbegrenzungs- und -reduktionsverpflichtungen nach Artikel 3 entsprechend ihren nationalen Gegebenheiten Politiken und Maßnahmen wie die folgenden umsetzen und/oder näher ausgestalten: Schutz und Ver-

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

stärkung von Senken und Speichern von nicht durch das Montrealer Protokoll geregelten Treibhausgasen unter Berücksichtigung der eigenen Verpflichtungen im Rahmen einschlägiger internationaler Umweltübereinkünfte sowie Förderung nachhaltiger Waldbewirtschaftungsmethoden, Aufforstung und Wiederaufforstung (...).

Die Einbeziehung der terrestrischen Senken war das komplizierteste Thema der Verhandlungen. Senken sind natürliche oder künstliche geschaffene Speichermedien für ein THG, zum Beispiel die Bindung von CO₂ in Wäldern durch Photosynthese. Den Vertragsstaaten wird nach Art. 3.3 KP erlaubt, einen Nettoansatz für Landnutzungsänderungen in der Forstwirtschaft bei der Berechnung von THG-Emissionen zu wählen. Das gilt nicht für andere Senken:

Art. 3.3: Die Nettoänderungen der Emissionen von Treibhausgasen aus Quellen und des Abbaus solcher Gase durch Senken als Folge unmittelbar vom Menschen verursachter Landnutzungsänderungen und forstwirtschaftlicher Maßnahmen, die auf Aufforstung, Wiederaufforstung und Entwaldung seit 1990 begrenzt sind, gemessen als nachprüfbare Veränderungen der Kohlenstoffbestände in jedem Verpflichtungszeitraum, werden zur Erfüllung der jeder in Anlage I aufgeführten Vertragspartei obliegenden Verpflichtungen nach diesem Artikel verwendet. Die Emissionen von Treibhausgasen aus Quellen und der Abbau solcher Gase durch Senken, die mit diesen Maßnahmen verbunden sind, werden nach Maßgabe der Artikel 7 und 8 in transparenter und nachprüfbarer Weise gemeldet und überprüft.

Jede Industrienation des Annex I muss also die C-Flüsse seiner Landflächen bilanzieren, deren Nutzungsform sich seit dem Basisjahr 1990 durch Aufforstung, Wiederaufforstung und Entwaldung verändert hat. Art. 3.4 KP erlaubt eine Anrechnung von Senkeneffekten durch Bewirtschaftung von existierenden Wäldern. Auch dieser Artikel war noch nicht konkretisiert:

Art. 3.4: Vor der ersten Tagung der als Tagung der Vertragsparteien dieses Protokolls dienenden Konferenz der Vertragsparteien stellt jede in Anlage I aufgeführte Vertragspartei Daten zur Prüfung durch das Nebenorgan für wissenschaftliche und technologische Beratung bereit, anhand deren die Höhe ihrer Kohlenstoffbestände im Jahr 1990 bestimmt und die Veränderungen ihrer Kohlenstoffbestände in den Folgejahren geschätzt werden können. Die als Tagung der Vertragsparteien des Protokolls dienende Konferenz der Vertragsparteien beschließt auf ihrer ersten Tagung oder möglichst bald danach über Modalitäten, Regeln und Leitlinien im Hinblick darauf, welche zusätzlichen vom Menschen verursachten Tätigkeiten in bezug auf Änderungen der Emissionen von Treibhausgasen aus Quellen und des Abbaus solcher Gase durch Senken in den Kategorien landwirtschaftliche Böden sowie Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft den in Anlage I aufgeführten Vertragsparteien zugeteilten Mengen hinzugerechnet oder von ihnen abgezogen werden, und auf welche Weise dies erfolgen soll, wobei Unsicherheiten, die

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

Transparenz der Berichterstattung, die Nachprüfbarkeit, die methodische Arbeit der Zwischenstaatlichen Sachverständigengruppe für Klimaänderungen, die von dem Nebenorgan für wissenschaftliche und technologische Beratung nach Artikel 5 abgegebenen Empfehlungen und die Beschlüsse der Konferenz der Vertragsparteien zu berücksichtigen sind. Ein solcher Beschluss kommt in dem zweiten und den nachfolgenden Verpflichtungszeiträumen zur Anwendung. Eine Vertragspartei hat die Wahl, einen solchen Beschluss über diese zusätzlichen vom Menschen verursachten Tätigkeiten auf ihren ersten Verpflichtungszeitraum anzuwenden, sofern diese Tätigkeiten ab 1990 stattgefunden haben.

Art. 3.7 KP ist ebenfalls im Zusammenhang mit den terrestrischen Senken wichtig: Er regelt die Möglichkeit, Emissionen aus Landnutzungsänderungen bis zu einem gewissen Grad mit Senkenleistungen aus Managementmaßnahmen zu verrechnen:

Art. 3.7: In dem ersten Verpflichtungszeitraum für eine quantifizierte Emissionsbegrenzung und -reduktion von 2008 bis 2012 entspricht die jeder in Anlage I aufgeführten Vertragspartei zugeteilte Menge dem für sie in Anlage B niedergelegten Prozentanteil ihrer gesamten anthropogenen Emissionen der in Anlage A aufgeführten Treibhausgase in Kohlendioxidäquivalenten im Jahr 1990 oder dem nach Absatz 5 bestimmten Basisjahr oder Basiszeitraum, multipliziert mit fünf. Diejenigen in Anlage I aufgeführten Vertragsparteien, für die Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft 1990 eine Nettoquelle von Treibhausgasemissionen darstellten, beziehen in ihr Emissionsbasisjahr 1990 oder ihren entsprechenden Emissionsbasiszeitraum die gesamten anthropogenen Emissionen aus Quellen in Kohlendioxidäquivalenten abzüglich des Abbaus solcher Emissionen durch Senken im Jahr 1990 durch Landnutzungsänderungen ein, um die ihnen zugeteilte Menge zu berechnen.

Außerdem besteht die Möglichkeit der Veräußerung und des Kaufs von Zertifikaten im Rahmen des ET gemäß Art. 17 KP, wodurch sich die Emissionsmöglichkeiten eines Landes entsprechend verringern, respektive erhöhen. Nach Ablauf der ersten Budgetperiode, also am Ende des Jahres 2012, müssen die Emissionen der fünf Jahre mit den gehaltenen Emissionsrechten übereinstimmen. Der Handel von Emissionszertifikaten ist jedoch nur unter Annex B Staaten des Kyoto Protokolls vorgesehen. Die Regelungen im Protokoll zu den Mechanismen sind allgemein gehalten und bestehen aus vier Vorgaben (ISI 2003):

- Alle sechs in der Anlage A des Protokolls aufgelisteten Treibhausgase (CO₂, CH₄, N₂O, ...), dürfen gehandelt werden. Der als Korb bezeichnete Ansatz ist umstritten, da große Unsicherheiten bezüglich der Quellen und Senken einzelner Gase bestehen,
- Emissionshandel und JI darf nur innerhalb Annex-B-Staaten erfolgen,
- Sie dürfen nur zusätzlich zu den heimischen Aktivitäten eingesetzt werden,

- Durch die Reduktionsvorgaben werden die Emissionsrechte de facto im Zuge einer freien Vergabe an die relevanten Staaten zugeteilt.

2.3.2.2 Das Bonn Agreement (COP 6 II) und die Marrakesch Accords (COP 7)

Nach dem Scheitern von COP 6 I in Den Haag kam man im Juli 2001 in Bonn auf COP 6 II nach komplizierten Verhandlungen zu Kompromissen in den wichtigsten Streitpunkten und führte mit dem ‚Bonn Agreement‘ eine politische Lösung herbei. KOLSHUS (2001) schreibt dazu: „Land use, land-use change, and forestry activities were one of the crunch issues in the negotiations, as it is a common view that the LULUCF issue was one of the main reasons that the negotiations at COP 6 failed²⁵.“

Zentrale Fragen in Bonn waren unter anderem die Ausgestaltung der flexiblen Mechanismen, die Anrechenbarkeit und Bewertung von Senken sowie die Erfüllungskontrolle. Im Bonn Agreement konnten detaillierte Bestimmungen für die Ausführung der beschlossenen Mechanismen festgelegt und vervollständigt werden. Die Emissionsrechte und Gutschriften, beispielsweise durch Senken-Projekte, können sowohl zur Emissionsreduktionsverpflichtung als auch zum Handel mit anderen Vertragsstaaten genutzt werden. Voraussetzung ist die Schaffung eines CO₂-Zertifizierungssystems, das die Einhaltung der geplanten Reduktionen durch das jeweilige Projekt garantiert.

In Bonn wurde eine Einigung über die Senkenfrage bereits existierender Wälder sowie über Art und Umfang der Nutzung von forst- und landwirtschaftlichen Aktivitäten für die Schaffung von Emissionsgutschriften erzielt. Nicht anerkannt wird die C-Bindung, die aus einem Düngeeffekt durch die erhöhte CO₂-Konzentration der Atmosphäre und erhöhte Stickstoffeinträgen resultiert. Man hat sich dazu auf ein einfaches Verfahren geeinigt: Die Anrechenbarkeit beträgt 15% des Biomassezuwachses. Dieser im Annex-Z des Bonn Agreements vereinbarte Abschlag von 85% trägt der Tatsache Rechnung, dass die mitteleuropäischen Wälder im Augenblick aufgrund der genannten Faktoren schneller wachsen und der Speichereffekt nicht ausschließlich durch zusätzliche ‚menschliche‘ Managementmaßnahmen erreicht wurde (BÖSWALD 2001). Jedes Land muss sich vor Beginn der Verpflichtungsperiode verbindlich festlegen, ob es die Möglichkeiten des Art. 3.4 KP anwenden möchte. Einmal erfasste Senken- oder Quelleneffekte von Flächen müssen in den Folgeperioden weiter bilanziert werden. ARD-Aktivitäten²⁶ nach Art. 3.3 KP müssen auf die nationalen Verpflichtungen angerechnet werden. Entwaldungen können gemäß Art. 3.7 KP bis zu einer Höchstgrenze von 8,2 Mio. t C pro Jahr durch Waldbewirtschaftungsmaßnahmen ausgeglichen werden.

²⁵ “it was the sinks that sank the Hague”

²⁶ Afforestation, Reforestation, Deforestation = Aufforstung, Wiederaufforstung, Entwaldung

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

Im Oktober 2001 fand COP 7 in Marokko statt, deren zentrales Ergebnis 15 Entscheidungen zur Ausgestaltung und Umsetzung des KP, die sogenannten Übereinkommen von Marrakesch²⁷, waren. Ihre Umsetzung der Beschlüsse muss auf mehreren Aktionsfeldern und auf mehreren Ebenen erfolgen. Entscheidend für eine Bekämpfung des Klimawandels ist aber eine nationale Erfüllung der Verpflichtungen durch Politiken und Maßnahmen der Vertragsparteien.

Ein Ziel der Konferenz von Marrakesch war es, ausreichend hohe Anforderungen an die Berichterstattung über die Senken zu beschließen und Anreize für eine gute Qualität der Senkeninventare zu sichern (OTT 2002). Senken sollten den gleichen hohen Standards genügen, wie sie bereits für die Erfassung der THG-Emissionen von Industrie, Verkehr und Haushalten festgelegt wurden. Man einigte sich auf eine jährliche Ausstellung von Emissionsgutschriften aus Senkenaktivitäten (UNFCCC 2002). Überzählig ausgestellte Gutschriften werden wieder gelöscht, falls sich am Ende der Verpflichtungsperiode herausstellt, dass die Senken weniger C eingebunden haben als an Emissionsgutschriften ausgestellt wurde. Darüber hinaus wurde vereinbart, dass die Vertragsstaaten jährlich darüber berichten müssen, wie der Beitrag ihrer nationalen Klimaschutzmaßnahmen im Verhältnis zur Nutzung der flexiblen Mechanismen steht, sowie welche Politiken und Maßnahmen sie durchgeführt haben. Für die Erfüllung der Verpflichtungen ist eine gründliche und korrekte Erfassung der Emissionsdaten in nationalen Inventaren unerlässlich. Daher wurde beschlossen, dass die Überprüfung der THG-Inventare und weiterer Berichte durch so genannte ‚Expert Review Teams‘ erfolgt. Sie können bei mangelhafter Berichterstattung die Inventare korrigieren und legen einen abschließenden Bericht vor, der die Grundlage für die Erfüllungskontrolle durch das Compliance Committee bildet (UNFCCC 2002).

Wichtigste Punkte der Verhandlungen zur Datenerfassung und -berichterstattung waren die Anforderungen und Verfahren bei der Berichterstattung und Anrechnung von Senken. Insbesondere die jährliche Berichterstattung über Senken aus Art. 3.3 und 3.4 KP war lange umstritten. Als eine wesentliche Neuerung der Verhandlungen in Marrakesch wurde für alle sich aus land- und forstwirtschaftlichen Aktivitäten ergebenden Emissionszertifikate mit der sogenannten ‚Removal Unit‘ (RMU) eine neue Zertifikat-Kategorie eingeführt. Diese ist wie die anderen Typen von Emissionszertifikaten (AAU, ERU, CER) handelbar, kann aber, falls ein Staat am Ende der VP überschüssige Emissionszertifikate vorweisen kann, nicht in zukünftige VP übertragen werden (UNFCCC 2002).

In Marrakesch wurde endgültige Klarheit über die Ausgestaltung der Regeln für die flexiblen Mechanismen geschaffen. Alle drei Instrumente sind seit dem Übereinkommen prinzipiell einsatzfähig. Das war für viele Industriestaaten eine der wesentlichen Voraussetzungen für eine Ratifizierung des KP. Um die flexiblen Mechanismen einsetzen zu können, muss der Vertragsstaat das KP ratifizieren und sich dem in Marrakesch beschlossenen Compliance-System²⁸ un-

²⁷ engl.: Marrakesch Accords

²⁸ System zur Kontrolle der Erfüllung von Emissionsreduktionen

terwerfen. Er muss ein nationales Emissionsdatenerfassungssystem etablieren, rechtzeitig und korrekt über die jährlichen THG-Emissionen Bericht erstatten und ein Senkeninventar vorlegen. Ab 2013 (zweite VP) muss auch über die C-Bindung von Senken Bericht erstattet werden. Für die erste VP führt eine qualitativ inkorrekte Berichterstattung der Senkenaktivitäten nur dazu, dass keine Emissionsgutschriften erzeugt werden können.

2.4 Senken in der europäischen und deutschen Klimapolitik

2.4.1 Der pan-europäische Forstprozess

Um die Probleme und Lösungsmöglichkeiten im Wald- und Forstbereich auf europäischer Ebene anzusprechen und zu einer produktiven Partnerschaft zwischen dem Forstsektor und der Gesellschaft zu finden, entwickelte sich aus der UNCED der pan-europäische Helsinki-Prozess. Sein Ziel ist die Gewährleistung einer nachhaltigen und umweltfreundlichen Bewirtschaftung der Wälder in Europa. Dazu wurde auf der zweiten Ministerkonferenz 1993 in Helsinki eine allgemeine neue Definition für nachhaltige Waldbewirtschaftung beschlossen (BMLF ÖSTERREICH 1998):

„Die Betreuung und Nutzung von Wäldern und Waldflächen soll auf eine Weise und in einem Ausmaß erfolgen, dass deren biologische Vielfalt, Produktivität, Verjüngungsfähigkeit und Vitalität erhalten wird sowie deren Potential, jetzt und in der Zukunft die entsprechenden ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Funktionen auf lokaler, nationaler und globaler Ebene erfüllen, ohne anderen Ökosystemen Schaden zuzufügen.“

Konkretisiert wird diese Definition durch die vier Helsinki-Resolutionen (H1-H4):

- H1: Allgemeine Richtlinien für die nachhaltige Bewirtschaftung der europäischen Wälder.
- H2: Allgemeine Richtlinien zum Schutz der biologischen Vielfalt der europäischen Wälder.
- H3: Zusammenarbeit mit Reformstaaten in Fragen, die den Forst betreffen.
- H4: Strategien für die langfristige Anpassung der Wälder an die Klimaveränderung.

1998 wurden auf der dritten Ministerkonferenz in Lissabon eine allgemeine Erklärung und zwei Resolutionen verabschiedet, die sich im Rahmen der nachhaltigen Bewirtschaftung direkt und indirekt mit der Problematik der C-Speicherung und dem Beitrag der Wälder zum Klimaschutz befassen. Die erste Resolution zielt auf eine Verbesserung der sozioökonomischen Aspekte nachhaltiger Waldbewirtschaftung ab. Dazu verpflichteten sich die Unterzeichnerstaaten zu ei-

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

nem intensiven Dialog mit der Öffentlichkeit und zur Erarbeitung nationaler Forstprogramme. Unter anderem wurde beschlossen, die gesetzlichen, institutionellen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen so weiterzuentwickeln, dass eine nachhaltige Waldbewirtschaftung auch für die Besitzer wirtschaftlich interessant ist. Mit der zweiten Resolution wurde beschlossen, die sechs gesamteuropäischen Kriterien für eine nachhaltige Bewirtschaftung zu verabschieden. Damit verpflichteten sich die Unterzeichner, mit diesen Kriterien und Indikatoren zu arbeiten. Die europäischen Kriterien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung sind (BMLF ÖSTERREICH 1998):

- Erhaltung und angemessene Verbesserung der Waldressourcen und ihr Beitrag zu den globalen C-Kreisläufen,
- Erhaltung der Gesundheit und Vitalität von Waldökosystemen,
- Erhaltung und Stärkung der produktiven Funktionen der Wälder,
- Erhaltung, Schutz und Verbesserung der biologischen Vielfalt,
- Erhaltung und angemessene Verbesserung der Schutzfunktionen in der Waldbewirtschaftung (insbesondere Boden und Wasser),
- Erhaltung anderer sozioökonomischer Funktionen und Bedingungen.

Die Positionierung an erster Stelle der Kriterien unterstreicht die Bedeutung der C-Speicherung, die dieser Waldfunktion zugemessen wird. Die Kriterien sind jedoch als Ziele zu bewerten, deren inhaltliche Ausgestaltung nicht näher definiert wird. Dadurch bekommen sie einen symbolischen Charakter.

2.4.2 Das europäische Klimaschutzprogramm (ECCP)

Es wurde im Juni 2001 verabschiedet und ähnelt dem deutschen Klimaschutzprogramm aus dem Jahr 2000 dahingehend, dass Forst- und Holzwirtschaft keine herausragende Rolle in der Klimaschutzstrategie einnehmen. Eine Schlussfolgerung ist, dass jeder Sektor seinen Beitrag leisten soll und Maßnahmen getroffen werden sollten, die neben einem Beitrag zum Klimaschutz zusätzlichen Nutzen generieren, um die Gesamtkosten der europäischen Klimapolitik zu senken (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2001).

Die Arbeitsgruppe 2 hatte den Auftrag, mögliche Maßnahmen für die Energieversorgung zu erarbeiten. Sie betont die Wichtigkeit der Energiegewinnung aus Holz und anderer Biomasse; gleichzeitig weist sie auf die Notwendigkeit der Entwicklung von Politik und wirkungsvollen Maßnahmen auf diesem Gebiet hin. Arbeitsgruppe 6 sollte den Forschungsbedarf identifizieren. Bezüglich der meisten Vorschläge herrschte bis auf die Senkenfrage große Einigkeit. Trotz der Existenz anwendbarer Strategien und Methoden zur Messung und Überwachung von C-Senken

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

konnte man sich nur darauf verständigen, dass die Unsicherheiten bei der Schätzung von C-Vorräten durch eine Kombination der Methoden und Ansätze erreicht werden soll. Sie sollen weiterentwickelt werden, um den Ansprüchen des KP gerecht zu werden. Betont wird die Notwendigkeit, bessere Daten über Änderungen der C-Vorräte zu generieren, Unsicherheiten zu minimieren, C-Inventare zu standardisieren und die Datensammlung zu harmonisieren (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2001).

Die Bedeutung von Forst- und Holzwirtschaft ist im europäischen Klimaschutzprogramm zwar dargestellt, ihre Leistungen und Möglichkeiten aber nicht in die Strategie zur Bekämpfung eines Klimawandels integriert (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2002). Die Beschlüsse der dritten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa bilden eine gemeinsame Grundlage für diese Integration. Dort hat man die Bedeutung ihrer Senkenwirkung und die Notwendigkeit ihres Ausbaus und Schutzes erkannt. Die fehlende Berücksichtigung in der Klimaschutzstrategie lässt sich teilweise mit den damals noch größeren wissenschaftlichen Unsicherheiten und entsprechenden Expertendiskussionen erklären.

Das 6. Umweltaktionsprogramm²⁹ der EU hat den Klimawandel als eines der wichtigsten Themengebiete identifiziert: „C-Bindung soll durch Techniken werden, die C-Senken in Land- und Forstwirtschaft und durch die Nutzung von Holzprodukten in Haushalten und Industrie vergrößern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003b).“ Im Jahr 2005 wurde das zweite ECCP verabschiedet. Darin wird das Senkenpotential der 15 alten EU-Mitgliedsstaaten bis 2010 mit 33 Mio. t CO₂-Äquivalenten angegeben. Dort wird darauf verwiesen, dass ein nicht näher quantifizierter Teil der landwirtschaftlichen Förderung auch für die Verbesserung von Waldbewirtschaftung verwendet wird. Der Anbau von Energiepflanzen wird durch das „Support scheme for energy crops under the EU’s Common Agricultural Policy³⁰“ mit bis zu € 45 je ha gefördert, bei einer max. Fläche von 1,5 Mio. ha³¹.

Die Arbeitsgruppe des ECCP zu forstlichen Senken kommt zu folgenden Feststellungen (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003b):

- Die Erhaltung und Vergrößerung der in Wäldern gespeicherten C-Vorräte durch nachhaltige Forstwirtschaft ist eine Voraussetzung für die langfristige Steigerung der Material- und Substitutionseffekte.
- Holzprodukte sind ein physischer Speicher für C, der energieaufwändigere Materialien ersetzen kann.
- Eine Hierarchie sollte beachtet werden, welche die C-Speicherung bei der Nutzung von Holz als Produkt, Nebenprodukt oder Abfall berücksichtigt, ohne dass Marktverzerrungen statt finden.

²⁹ <http://ec.europa.eu/environment/newprg/index.htm>

³⁰ Regulation 795/2004/EC

³¹ <http://ec.europa.eu/environment/climat/doc.htm>

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

Die EU vertritt die Meinung, eine die Integration von Holzprodukten im Rahmen der Senkenberichterstattung diskutiert werden sollte. Sie soll konsistent mit den bestehenden Entscheidungen bezüglich LULUCF sein und nicht die im KP vereinbarten Reduktionsverpflichtungen abschwächen (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003b).

2.4.3 Das nationale Klimaschutzprogramm Deutschlands

Bei der Entwicklung des im Oktober 2000 verabschiedeten nationalen Klimaschutzprogramms der Bundesrepublik hatte der Arbeitskreis ‚Land- und Forstwirtschaft‘ unter Federführung des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft³² den Auftrag, Beiträge der Land- und Forstwirtschaft zur Erreichung der Klimaschutzziele der Bundesregierung zu identifizieren und zu prüfen. Es sollte festgestellt werden, wie agrar- und forstpolitische Maßnahmen gestaltet werden können, damit sie zur Erreichung der Klimaschutzziele beitragen. Dieser Bericht ist Bestandteil des nationalen Klimaschutzprogramms (BMU 2000).

Die Rolle der Forstwirtschaft wird folgendermaßen beschrieben: Einleitend wird auf ihr ‚vitales Interesse‘ an der Verhinderung einer Klimaänderung hingewiesen, da Pflanzengemeinschaften nur begrenzt in der Lage sind, sich an schnelle Veränderungen, insbesondere Veränderungen der durchschnittlichen Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse, aber auch vermehrt auftretende Witterungsextreme wie Dürreperioden oder stärkere Stürme, anzupassen. Der deutsche Wald ist nach einer einfachen Kalkulation eine C-Senke, weil der Zuwachs die Summe der Nutzungen übersteigt: So werden laut dem Bericht jährlich über 30 Mio. t CO₂ in der Biomasse des Waldes gebunden, was einem Anteil von etwa 4% der gesamten CO₂-Emissionen, und nach Abzug der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft noch etwa 2,5% dieser Menge entspricht. Inzwischen wurde die Senkenkapazität im NIR (UBA 2005) auf Basis der BWI-Daten sehr viel genauer quantifiziert. Sie liegt deutlich über dieser Schätzung.

Der in Holzprodukten wie Holzbauten, Möbeln und Papier gebundene C entspricht einer CO₂-Menge von ca. 1.250 Mio. t³³. Das ist deutlich mehr als die in Deutschland jährlich emittierten CO₂³⁴. Durch Vergrößerung dieses C-Reservoirs könnte langfristig ein Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden. Der Bericht fordert eine bessere Integration des Problems der Klimaänderung in die Agrar- und Forstpolitik. Potentielle Auswirkungen von Maßnahmen auf die Klimaänderung sollen geprüft und soweit wie möglich berücksichtigt werden, wie z.B. eine vermehrte Einbeziehung der C-Bindung in das Zielsystem der Forstwirtschaft (BMU 2000).

Ein wesentliches Potential wird in der Verminderung der CO₂-Emissionen durch Bereitstellung von Biomasse und nachwachsenden Rohstoffen für den Energiesektor und in einer Verbesserung

³² früher BMELF, heute BMELV

³³ entspricht rd. 340 Mio. t C

³⁴ 1998: rd. 1.020 Mio. t CO₂

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

der Wettbewerbsfähigkeit dieser Energieträger gegenüber fossilen Rohstoffen gesehen. Land- und Forstwirtschaft sollten Böden und Wälder so bewirtschaften, dass dort vermehrt CO₂ gespeichert und damit bestimmte Mengen dieses THG der Atmosphäre für längere Zeit entzogen werden. Dennoch kommt der Bericht zu folgender Schlussfolgerung: „Bei der Anrechnung von CO₂-Senken im Rahmen internationaler und europäischer Verpflichtungen zur Minderung der THG-Emissionen ist allerdings, wie der Umweltrat in seinen Schlussfolgerungen zur Gemeinschaftsstrategie im Bereich der Klimaänderung vom 23.06.2000 feststellt, große Zurückhaltung geboten, weil Methoden und Umfang der Anrechnung, die Ermittlung und Belastbarkeit der Daten und die Überwachung bisher nicht hinreichend geklärt sind. Außerdem könnte eine solche Anrechnung bestimmten Ländern einen Vorteil verschaffen, die wesentlich mehr Wald- bzw. landwirtschaftlich genutzte Flächen haben als etwa Deutschland.“ Aus diesen Gründen sollte eine Anrechnung der Senken in der ersten Verpflichtungsperiode unterbleiben (BMU 2000). Ähnlich dem europäischen Klimaschutzprogramm sind die Leistungen von Forst- und Holzwirtschaft dargestellt, konnten jedoch nicht in die Strategie integriert werden.

2.4.4 Das nationale Waldprogramm Deutschlands

Die Entwicklung nationaler Waldprogramme ist ein Ergebnis des beschriebenen Pan-Europäischen Forstprozesses. Ziel ist die Weiterentwicklung eines sorgsamem Umgangs mit Waldökosystemen unter Berücksichtigung aller relevanten Interessen. Daher wurden 1999 vom damals zuständigen Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF) alle interessierten Organisationen, Gewerkschaften und Verbände aus den Bereichen Land-, Forst- und Holzwirtschaft, Jagd, Umwelt und Entwicklung, Naturschutz, Forschung sowie Handel und Industrie eingeladen, an seiner Erarbeitung teilzunehmen.

Es handelt sich dabei nicht um ein operationales, fachpolitisches Programm, sondern um einen Dialog, der als Grundkonsens der Gesellschaft zu einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung betrachtet werden kann, Maßnahmen fordert und Handlungsbedarf aufzeigt. Wichtig ist zu erwähnen, dass das Programm „einen Kompromiss darstellt, der sowohl Aussagen beinhaltet, die von allen Akteuren getragen werden, als auch solche, die nicht konsensfähig waren und deshalb noch vertiefend zu diskutieren sind (BMELF 2000).“

Kapitel 4 des Nationalen Forstprogramms widmet sich der Rolle des Waldes im globalen C-Haushalt und formuliert Forderungen mit entsprechend abgeleitetem Handlungsbedarf. So wird die Erhaltung der Waldflächen gefordert und waldbauliche Maßnahmen sollen zur Sicherung und Erhöhung der C-Speicherung beitragen. Das soll durch Umsetzung und Förderung einer naturnahen Waldbewirtschaftung auf möglichst großer Fläche durch bodenschonende Arbeitsverfahren sowie durch die Integration der C-Bindung in das Zielsystem der Forstwirtschaft geschehen. Die Waldfläche soll durch verbesserte Förderung und vereinfachte Genehmigungsverfahren

2 Politische und Rechtliche Rahmenbedingungen

vergrößert und eine Berücksichtigung dieses Ziels in der Raumordnung erreicht werden (BMELF 2000).

Besondere Bedeutung kommt der Erhaltung der Vitalität und Anpassungsfähigkeit zu. Die Reduktion von Stickstoffeinträgen und der Aufbau naturnaher, möglichst artenreicher Mischbestände sollen zur Risikominderung beitragen, denn die Erhaltung der Artenvielfalt ist Voraussetzung für eine Anpassungsfähigkeit an veränderte Umweltbedingungen. Ein weiteres wichtiges Ziel stellt die vermehrte Verwertung von Holz als Rohstoff und Energieträger dar. Neben einer gesteigerten Holzverwendung sollen Forschung und Entwicklung gefördert werden, um die Wettbewerbsfähigkeit von Holzprodukten zu verbessern. Ihre ökologischen Vorzüge sollen bei der Weiterentwicklung der rechtlichen Rahmenbedingungen, insbesondere bei seiner energetischen Nutzung und im Abfallrecht stärker berücksichtigt werden. Dringender Handlungsbedarf wird auch in den Punkten Forschung und Monitoring gesehen. „Für das BMELF ist das NFP eine Grundlage für sein künftiges forstpolitisches Handeln. Es ist zugleich Handlungsempfehlung an alle anderen Akteure (BMELF 2000).“

3 Treibhausgasberichterstattung

3.1 Der Special Report LULUCF

Im Jahr 1998 wurde dem IPCC vom SBSTA ein Auftrag zur Erstellung eines Sonderberichtes zum Thema LULUCF erteilt, um die bestehenden Unsicherheiten zu klären. Dieser Bericht wurde im Jahr 2000 fertig gestellt (IPCC 2000). Da das Thema „Landnutzung“ im internationalen Verhandlungsprozess von höchster Brisanz war und bis heute umstritten ist, wurde der Bericht nicht zur offiziellen Grundlage für die Beschlüsse der Vertragsstaatenkonferenzen von Bonn (2001) und Marrakesch (2002); die Erkenntnisse flossen jedoch in unterschiedlichem Ausmaß in die Entscheidungen mit ein. Dieses Kapitel fasst den Inhalt des Sonderberichtes und seine wichtigsten Erkenntnisse zusammen.

Der Bericht untersucht Schlüsselfragen wie den C-Austausch zwischen Atmosphäre, Boden und Biomasse. Die Ergebnisse sollten eine Entscheidungsgrundlage für die Politik sein, insbesondere für die Ausgestaltung der Art. 3.3 und 3.4 des KP. Ziel des Berichts war es, die politischen Beschlüsse von Kyoto technisch so umsetzbar zu machen, dass eine effektive C-Speicherung in Landnutzungssystemen stattfindet und die Regelungen nicht missbraucht werden können. Der Einfluss von Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf THG-Senken und Quellen wird untersucht und Möglichkeiten werden dargestellt, wie durch Vergrößerung der C-Speicher in Biomasseprodukten und durch Nutzung von Biomasse als Energiequelle der Atmosphäre THG langfristig erspart bleiben können.

Die Kapitel II und III des Berichts beschäftigen sich ausführlich mit den Implikationen der unterschiedlichen Definitionen für Wald, Landnutzungen und deren Änderung, für Auf- und Wiederaufforstung sowie Entwaldung. Die meisten existierenden Definitionen für Wald und ARD-Aktivitäten gemäß Art. 3.3 KP genügen nicht den Ansprüchen des KP, da sie nicht aussagekräftig über Veränderungen der C-Speicher sind. Die Walddefinition der FAO beispielsweise basiert auf dem Überschirmungsgrad. Die Kronenschirmfläche kann jedoch zunehmen, obwohl der Biomassevorrat stark abnimmt. Da die Wälder in Bezug auf Höhe, Kronenüberschirmungsgrad, Vorräte und andere Faktoren stark variieren, ist eine einheitliche Definition des Begriffs „Wald“ mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden. Je strenger die Auflagen sind, die ein Gebiet erfüllen muss, um als Wald bezeichnet werden zu können, desto geringer ist die anrechenbare C-Speicherung für das entsprechende Land. Es gibt mehrere Möglichkeiten Veränderungen der C-Vorräte in die Definitionen zu integrieren, z.B. über das Konzept von Landnutzungsänderungen. Durch sieben verschiedene Szenarien erhält man einen Überblick über die konkreten Auswirkungen verschiedener Aktivitäten auf den C-Haushalt von Landnutzungssystemen, in ihrer Summe differenziert nach Regionen, Ländern und weltweit.

3 Treibhausgasberichterstattung

Außerdem werden Regeln für Bilanzierungssysteme und das Berichtswesen erörtert und Methoden für die Messung von C-Vorräten und Kreisläufen vorgeschlagen. Ein gutes C-Bilanzierungssystem soll transparente, vergleichbare, vollständige, genaue und verifizierbare Daten über C-Vorräte und Veränderungen der Speicher liefern (IPCC 2000b). Darüber hinaus müssen andere THG, insbesondere CH₄ und N₂O, in die Bilanzierung miteinbezogen werden, um die Klimawirksamkeit von Wäldern vollständig zu erfassen. Ein anderer wesentlicher Aspekt ist in diesem Zusammenhang die potentielle Umkehrbarkeit der Effekte, bzw. die Frage nach der Dauerhaftigkeit der Effekte: Sie unterliegt natürlichen Schwankungen, hervorgerufen u.a. durch Klimaänderungen wie beispielsweise dem El Niño-Phänomen oder durch indirekte menschliche Einflüsse wie Eutrophierung von Böden und Grundwasser.

Dasselbe Definitionsproblem existiert für die ‚zusätzlichen Aktivitäten‘, wie sie durch Art. 3.4 KP ermöglicht werden. Dazu werden in Kapitel IV des Berichtes relevante Kernfragen formuliert, z.B. welche Maßnahmen darunter fallen, wie diese definiert, gemessen, beobachtet, über sie berichtet und die Mengen verifiziert werden sollen (IPCC 2000b). Der Bericht hat die Notwendigkeit aufgezeigt, Detailfragen zu klären, z.B. ob eine breite oder eine enge Definition für solche Aktivitäten gewählt werden sollte. Folgende Fragen standen im Mittelpunkt:

- Ist beispielsweise eine Düngung bereits eine Maßnahme oder ist das gesamte Ökosystemmanagement als solche zu werten?
- Soll man als Basis für die Berechnung einen flächenbezogenen oder einen auf die Aktivitäten bezogenen Ansatz wählen und wie soll gemessen werden?
- Inwieweit werden Brennstoffe aus Biomasse und die Nutzung von Holzprodukten als zusätzliche Aktivitäten anerkannt?

Der Bericht fordert eine Integration von Unsicherheiten, die bei der Messung, der Identifizierung von Flächen und der Definition von Baselines entstehen, unter Berücksichtigung des ‚Leakage‘-Problem³⁵. Er weist auf die Notwendigkeit zur Verabschiedung von Modalitäten, Regeln und Richtlinien hin, „um den Spirit, die Absicht und die Beständigkeit des Protokolls und der UNFCCC zu erhalten (IPCC 2000b).“ Im Anschluss an Kapitel IV erläutern 22 ‚Fact Sheets‘ den Nutzen und das Potential, Möglichkeiten des Monitorings und der Verifikation, die Art ihrer Klimawirkung, die noch existierenden wissenschaftlichen Unsicherheiten und die Zeiträume einzelner allgemein formulierter Aktivitäten.

Das letzte Kapitel behandelt die Anforderungen an LULUCF-Projekte und thematisiert die offenen Fragen und Methoden. Dazu zählen die Grenzen der Projekte, Baselines und Zusätzlichkeit,

³⁵ Leakage bedeutet eine Veränderung von THG-Emissionen und Speichereffekten außerhalb des Bilanzierungssystems, verursacht durch Veränderungen innerhalb des Systems. Gründe dafür können die Verlagerung von Aktivitäten, Angebot und Nachfrage oder Investitionsstau sein.

Methoden zur Feststellung von Leakage-Effekten und mögliche Reaktionen, um diese zu minimieren. Auch Fragen nach der Laufzeit und bestehenden Risiken werden erörtert. Da LULUCF-Projekte nicht nur viele ökonomische und ökologische Auswirkungen haben, wurden auch Faktoren wie Beiträge zur nachhaltigen Entwicklung in die Betrachtung integriert.

Der vor COP 6 veröffentlichte Bericht versuchte der Politik aufzuzeigen, welche Entscheidungen getroffen werden müssen und welche Auswirkungen sie voraussichtlich haben werden. Auch die Wissenslücken und der Forschungsbedarf wurden konkretisiert. Der Bericht war nicht offizielle Grundlage der Verhandlungen, vermutlich weil er dazu beigetragen hätte, die Maximierung nationaler Interessen zu verhindern. „Insgesamt verdeutlichte der Bericht die vielfältigen komplexen Zusammenhänge und Wechselwirkungen zwischen den relevanten biosphärischen Systemen, anthropogenen und anderen Faktoren. Die Senkenpotentiale sind demnach erheblich, nicht minder erheblich sind aber die Unsicherheiten in ihrer Erfassung (OBERTHÜR & OTT 2000).“

Schlüsselbotschaft des Berichts für die politischen Entscheidungsträger ist, dass eine Maximierung des C-Vorrats in den Beständen nicht immer die effektivste Art der Vermeidung von THG ist. Vor allem langfristig ist eine größere Verminderung durch ein ganzheitliches System-Management möglich – und das schließt Produktion und Nutzung von Energie aus Biomasse und anderen Produkten mit ein.

3.2 Gute fachliche Praxis im Sektor LULUCF

Im Jahr 1996 wurde das IPCC von den Vertragsstaaten der UNFCCC beauftragt, einen Bericht zur ‚guten fachlichen Praxis (GPG)‘ zu den überarbeiteten IPCC Richtlinien für Nationale THG-Inventare zu erstellen. Die GPG sollten die Richtlinien nicht ersetzen, sondern in Übereinstimmung mit ihnen eine technische Anleitung für die Erfüllung der Berichterstattungspflichten liefern, welche die Vertragsstaaten mit der Unterzeichnung der UNFCCC und dem KP eingegangen sind. In diesem Kapitel werden die relevanten Aspekte des Berichtes zusammengefasst. Aus Gründen der Leserfreundlichkeit wird auf eine fortlaufende Quellenangabe verzichtet. Alle Informationen stammen, soweit sie nicht anders gekennzeichnet sind, aus IPCC (2003). Grundlage für den Auftrag zur Erstellung des Berichtes bildet Art. 5.2 des KP:

Art. 5.2: Zur Schätzung der anthropogenen Emissionen aller nicht durch das Montrealer Protokoll geregelten Treibhausgase aus Quellen und des Abbaus solcher Gase durch Senken werden die von der Zwischenstaatlichen Sachverständigengruppe für Klimaänderungen angenommenen und von der Konferenz der Vertragsparteien auf ihrer dritten Tagung vereinbarten Methoden verwendet. Soweit solche Methoden nicht zur Anwendung kommen, werden auf der Grundlage der Methoden, die von der als Tagung der Vertragsparteien dieses Protokolls dienenden Konfe-

3 Treibhausgasberichterstattung

renz der Vertragsparteien auf ihrer ersten Tagung vereinbart wurden, entsprechende Anpassungen angewendet. Diese Methoden und Anpassungen werden von der als Tagung der Vertragsparteien des Protokolls dienenden Konferenz der Vertragsparteien auf der Grundlage der unter anderem von der Zwischenstaatlichen Sachverständigengruppe für Klimaänderungen geleisteten Arbeit und der von dem Nebenorgan für wissenschaftliche und technologische Beratung abgegebenen Empfehlungen unter voller Berücksichtigung aller maßgeblichen Beschlüsse der Konferenz der Vertragsparteien regelmäßig überprüft und gegebenenfalls überarbeitet. Eine Überarbeitung der Methoden oder Anpassungen wird nur für Zwecke der Feststellung der Einhaltung der Verpflichtungen nach Artikel 3 im Hinblick auf einen nach dieser Überarbeitung beschlossenen Verpflichtungszeitraum vorgenommen.

Der erste Teil, GPG and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories (IPCC 2000a), enthält noch keine konkreten Aussagen zu kritischen Fragen, die das Thema LULUCF betreffen. Dieser Bereich wurde bewusst ausgeklammert, weil man die Ergebnisse der sechsten Vertragsstaatenkonferenz zu diesem Thema abwarten wollte und zeitgleich der ebenfalls im Jahr 2000 veröffentlichte Sonderbericht LULUCF erarbeitet wurde. Durch dieses Vorgehen sollten Unstimmigkeiten vermieden werden. Daher wurde erst auf COP7 in Marrakesch das IPCC durch die Entscheidung 11/CP.7/§3 beauftragt (UNFCCC 2002), einen weiteren Bericht zur ‚guten fachlichen Praxis‘ zu verfassen, der auf die Eigenheiten im Bereich LULUCF fokussiert der im Jahr 2003 erschienen ist.

Ziel dieses Leitfadens ist eine Konkretisierung des Vorgehens bei der Senken-Berichterstattung. Er schlägt in Abhängigkeit der verfügbaren Datengrundlagen Methoden vor, wie Veränderungen der C-Vorräte und THG-Emissionen aus Landnutzungssystemen gemäß den relevanten Entscheidungen des KP geschätzt, bzw. gemessen werden können und wie darüber berichtet werden kann. Er gibt Richtlinien für die Messung, Berechnung und den Umgang mit wissenschaftlichen Unsicherheiten vor. Außerdem sollte der Bericht Definitionen für menschenverursachte Waldzerstörung erarbeiten und praktikable Methodologien entwickeln, mit denen die direkten anthropogenen von den indirekten Einflussfaktoren, wie z.B. CO₂-Düngeeffekte und Stickstoffeinträge, getrennt werden können. Diese letztgenannten Themenkomplexe wurden jedoch in diesem Bericht nicht behandelt, sondern müssen aufgrund ihrer Komplexität separat erarbeitet werden.

Der Bericht definiert THG-Inventare als konform mit der ‚guten fachlichen Praxis‘, wenn sie nach bestem Wissen weder unter- noch überschätzen und wissenschaftliche Unsicherheiten so gut wie möglich reduzieren (IPCC 2003). Das bedeutet auf LULUCF bezogen, dass es Ziel sein muss, die besten verfügbaren Daten und Methoden zu verwenden.

Der Bericht zur ‚guten fachlichen Praxis‘ gibt Anleitung zu folgenden Aspekten:

- Wahl der Schätz- und Berechnungsmethoden,
- Qualitätssicherung und -kontrolle,
- Dokumentation von Daten und Informationen,
- Quantifizierung der Unsicherheiten und Verbesserungsmöglichkeiten.

Ein weiteres Ziel ist die Entwicklung transparenter, zeitkonsistenter, vollständiger, vergleichbarer Inventare, deren Unsicherheiten festgestellt und reduziert werden, deren Qualität kontrollierbar ist, und die durch effizienten Mitteleinsatz erstellt werden können. Die Berechnungen für einzelne Kategorien werden in sog. ‚tiers‘³⁶ unterteilt: Je detaillierter und besser die Datengrundlagen und Methoden zur Schätzung sind, desto höher ist das *tier*, das dieser Berechnung entspricht. In den kleinsten *tiers* werden einfache Gleichungen und grobe, allgemeine Daten verwendet. Höhere *tiers* verwenden komplexe, für ein Land spezifische Daten und tendieren dazu, in ihrer Berechnung viel aufwändiger zu sein. *Tier 1* akzeptiert einfachste Methoden zur Berechnung der Speicher. Verfügbare nationale oder globale Waldzerstörungsraten, Agrar-Statistiken und Landnutzungskarten werden verwendet. Bei *Tier 2* werden die selben methodologischen Ansätze wie in *tier 1* verwendet, jedoch unter Verwendung besserer Daten, die den nationalen klimatischen Eigenschaften und Landnutzungssystemen entsprechen. *Tier 3* kann genau zugeschnittene Modelle, Inventursysteme und kombinierte Methoden nutzen. Diese Methoden und Modelle reflektieren noch besser die standörtlichen Rahmenbedingungen des Landes, sind hoch aufgelöst und können wiederholt werden. Dadurch werden Unsicherheiten mehr reduziert als in den niedrigeren Tiers. Bei der Wahl der *tiers* sollte auch berücksichtigt werden, ob es sich in dem jeweiligen Land um eine Schlüsselkategorie und relevante THG-Mengen handelt.

In einem eigenen Kapitel des GPG LULUCF werden die Methodologien behandelt, mit denen CO₂-Senken und -Quellen im LULUCF-Sektor quantifiziert werden können. Sie werden je nach Qualität in die drei beschriebenen hierarchischen *Tiers* eingeteilt. Ziel dieser Einteilung ist einerseits die Reduktion von Unsicherheiten und Fehlern, andererseits die Bewertung der Qualität der Daten. Die verschiedenen LU-Kategorien dienen als Grundlage für die jeweilige Berechnung und ermöglichen, dass auch unterirdische Biomassevorräte miteinbezogen werden können.

Es ist wichtig, dass die Vertragsstaaten für jeden Speicher dokumentieren, nach welchem *Tier* die Berechnungen durchgeführt wurden. Dieses Schema wurde auch in der GPG LULUCF angewendet, um eine Konsistenz zu den anderen IPCC Guidelines zu gewährleisten. Diese Richtlinien für LULUCF-Aktivitäten werden den Anforderungen des KP gerecht, das verglichen mit den Berichterstattungspflichten der UNFCCC höhere Anforderungen an Definitionen, Flächenberichte, C-Speicher und THG hat. Die Berichterstattung nach dem KP ist zusätzlicher Natur zur

³⁶ dt.: Stufe

3 Treibhausgasberichterstattung

Berichterstattungspflicht der UNFCCC. Es müssen jedoch keine verschiedenen Berichte abgegeben werden, sondern nur die zusätzlichen Informationen im THG-Inventar aufgeführt werden. Es bleibt den Vertragsstaaten überlassen, wie dieser Pflicht nachgekommen wird. Für die Bilanzierung und Verrechnung der Senken und Quellen aus LULUCF werden in diesem Report keine Richtlinien entwickelt, da dies nicht im Auftrag an das IPCC enthalten war und Sache der COP ist. Der Bericht gibt einen Überblick darüber, wie über die Art. 3.3, 3.4 und die projektbasierten Mechanismen berichtet werden soll, stellt die notwendigen Schritte und dann die gute fachliche Praxis für jede LULUCF-Aktivität dar.

Die Berichterstattung findet in einem vorgeschriebenen Format statt, den sog. Common Reporting Format Tabellen (CRF-tables). Das Format entspricht weitgehend dem der IPCC Guidelines. In den Vorlagen für diese Tabellen und in den Worksheets für die Unterkategorien müssen nur die Felder und Module ausgefüllt werden, die für das jeweilige Land relevant und berechnet/geschätzt worden sind. Emissionen werden immer positiv (+) und Senken immer negativ (-) dargestellt. Die Einheit der offiziellen THG-Berichterstattung sind Gigagramm CO₂-Einheiten.³⁷

3.2.1 Grundlagen für repräsentative Flächenberichterstattung

Die Berechnung von C-Vorräten, Emissionen und Speicherung von THG in LULUCF-Aktivitäten verlangt nach detaillierten Informationen und Daten über die Entwicklung der Flächen in den jeweiligen LU-Kategorien. Die vorgestellten Ansätze zu diesem Thema sind Grundlagen für die nachfolgenden Berechnungen der THG-Vorräte Baden-Württembergs. Sie sollen helfen, die Flächen so genau wie möglich zu erfassen und müssen die Grundsätze der Konsistenz, Vollständigkeit und Transparenz erfüllen. Alle Flächen sollten mit Fernerkundungsmethoden abbildbar und in jeweils einer LU-Kategorie erfasst sein. Auf eine detaillierte Vorgabe von Definitionen wurde bis auf grobe Beschreibungen verzichtet, weil die Länder eigene Definitionen für die Landnutzungskategorien haben. Die verwendeten Definitionen müssen jedoch ausführlich beschrieben werden. Für folgende Kategorien muss ein THG-Inventar erstellt werden:

- Wald
- Kulturflächen
- Grünland
- Feuchtgebiete
- Siedlungsflächen
- andere Flächen.

³⁷ Um von einer t C auf diese Einheit zu kommen, muss der Wert mit 3666,67 (44/12*1000) multipliziert werden. In dieser Arbeit wird aus Gründen der Anschaulichkeit und Vergleichbarkeit auf diese Umrechnung verzichtet.

Bei der Erstellung der Inventare ist unbedingt darauf zu achten, dass jede Fläche nur einer dieser Kategorien zugeordnet wird, um Doppelzählungen zu vermeiden. Die Summe der Flächen soll der Gesamtfläche des Landes entsprechen, da man nur so von einer vollständigen Berichterstattung sprechen kann.

IPCC (2003) liefert in Abhängigkeit der Datenverfügbarkeit verschiedene Ansätze, wie die Berechnungen in den Kategorien durchgeführt werden können. Die Ergebnisse der Bundeswaldinventuren (BWI) entsprechen beispielsweise den Anforderungen des anspruchsvollsten Ansatzes (*tier 3*). Bei diesem Inventurverfahren werden detaillierte Daten in einem dauerhaft markierten, georeferentiellen Stichprobennetz erhoben, die in der Lage sind, Landnutzungsänderungen mit relativ geringen Fehlern zu erfassen und in Karten darzustellen. Damit werden sie den Anforderungen des KP für die Kategorie ‚Wald‘ gerecht. In den Marrakesch Accords wurde ‚Wald‘ wie folgt definiert³⁸:

Wald ist jede mit Forstpflanzen bestockte Fläche mit einer Größe von mindestens 0,05 bis 1 ha mit einem Kronenüberschirmungsgrad von mehr als 10 bis 30% und Bäumen, die das Potential haben, eine Mindesthöhe von zwei bis fünf Metern zu erreichen. Ein Wald kann entweder aus einer geschlossenen Formation bestehen, bei der verschiedene Schichten und Unterwuchs einen großen Teil der Fläche abdecken, oder aus offenem Wald. Ebenfalls zählen Jungbestände und Plantagen als Waldfläche, auch wenn sie vorübergehend durch Erntemaßnahmen oder natürliche Vorkommnisse unbestockt sind. Die Flächen werden unterteilt in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wald.

Die Definition von Waldbewirtschaftung (‚managed forests‘) nach dem KP lautet:

Waldbewirtschaftung ist die Planung und Durchführung von Maßnahmen für die Verantwortung und Nutzung, mit dem Ziel, relevante ökologische, ökonomische und soziale Funktionen des Waldes zu erfüllen.

Diese Definition impliziert, dass in Wirtschaftswäldern von der Holzernte bis hin zu nichtkommerziellen Zielsetzungen periodisch wiederkehrende oder fortlaufend menschliche Eingriffe stattfinden. Es wird unterschieden zwischen Wald, der Wald bleibt und Landnutzungen, die in Wald umgewandelt wurden. Gegenstand der Richtlinien sind alle relevanten Speicher und THG, mit Ausnahme der Holzproduktspeicher (s. Kap.5.4).

³⁸ §1(a) Annex to draft decision -/CMP.1 (LULUCF), in document FCCC/CP/2001/13/Add.1, p.58

3 Treibhausgasberichterstattung

3.2.2 Vorgehen bei der THG-Berichterstattung über LULUCF

Nach Wahl der einmal gewählten Definition für die erste VP kann diese nicht mehr geändert werden. Jeder Vertragsstaat muss darüber hinaus rechtfertigen, dass die Werte der gewählten Definition konsistent zu den Informationen der FAO sind, bzw. erklären, warum Abweichungen vorkommen und wie diese zustande kommen. Als erster Schritt muss von den Vertragsstaaten bis Ende 2006 eine Definition für Wald gewählt werden, die in Übereinstimmung mit der Marrakesch-Definition den nationalen Gegebenheiten gerecht wird. Die Vertragsstaaten müssen ebenfalls bis Ende 2006 entscheiden, welche Aktivitäten sie sich nach Art. 3.4 anrechnen lassen wollen. Besonderes Augenmerk gilt dabei der gewählten Hierarchie unter den Aktivitäten, die verhindern soll, dass Maßnahmen doppelt erfasst werden, wenn aufgrund der Definitionen nicht klar ist, welcher Aktivität sie zugeordnet werden müssen³⁹.

Nach einer Identifizierung der Flächen, auf denen Aktivitäten seit 1990 stattgefunden haben, müssen diese nach den Maßnahmen getrennt zusammen gefasst und berechnet werden. Das ist eine Voraussetzung für die Quantifizierung der Emissionsfaktoren, die durch ARD-Aktivitäten nach Art. 3.3 KP seit 1990 stattgefunden haben. Für die Berechnung von Waldbewirtschaftung nach Art. 3.4 müssen die Waldflächen bestimmt werden, auf denen einzelne Aktivitäten wie z.B. Feuermanagement stattgefunden haben. Alternativ kann eine breite Definition von Waldbewirtschaftung gewählt werden, die sich nicht auf konkrete Maßnahmen bezieht. Dann findet für die Flächen und Aktivitäten die Berechnung der veränderten C-Vorräte getrennt nach CO₂ und nicht-CO₂-Gasen für jedes Jahr der VP statt, wobei Doppelbuchungen dadurch zu vermeiden sind, dass jede Fläche nur einer Aktivität zugerechnet wird.

Flächen einer gewählten Aktivität nach Art. 3.4 können nicht nachträglich in eine andere, nicht gewählte Aktivität überführt werden. Flächen nach Art. 3.3 bleiben solche und können nicht in andere Flächenkategorien transferiert werden. Seit 1990 entwaldete Flächen können nicht als Wiederaufforstungsflächen angerechnet werden. Es ist ‚gute fachliche Praxis‘, Waldflächen in folgende Kategorien einzuteilen:

- Wald nach Art. 3.3,
- Wald nach Art. 3.4,
- unbewirtschafteter Wald.

³⁹ z.B. agro-forstliche Systeme

Die Marrakesch Accords⁴⁰ verlangen,

- dass Flächen in nationalen Inventursystemen nach Art. 5.1 KP, die Gegenstand von LU-LUCF gemäß Art. 3.3 und 3.4 sind, identifiziert werden können (§20). Es muss sichergestellt werden, dass jeder Vertragsstaat in seinem nationalen THG-Inventar relevante Information über diese Flächen liefert;
- dass adäquat über sie berichtet wird: §6 bestimmt, dass allgemeine Informationen über Landnutzungsaktivitäten nach Art. 3.3 und Art. 3.4 folgende geographische Angaben und die Methode ihrer Erfassung beinhalten müssen:
 - Landnutzungseinheiten nach Art. 3.3,
 - Landnutzungseinheiten nach Art. 3.3, die ansonsten unter gewählten Aktivitäten nach Art. 3.4 berechnet würden,
 - Landnutzungseinheiten nach Art. 3.4;
- dass ihre künftige Entwicklung durch Monitoring beobachtet wird. §19 verlangt, dass in den Folgeperioden über einmal erfasste Flächen Bericht über alle anthropogenen THG-Flüsse erstattet werden muss.

Um die benötigten Daten und Informationen zu erhalten, haben die Staaten drei Möglichkeiten:

- Nutzung vorhandener Inventurdaten
- Implementierung eines Monitoringsystems
- Etablierung eines Systems, das über die Aktivitäten berichtet und sie verifiziert.

Länder, die detaillierte Forst- und Landnutzungsinventuren durchgeführt haben, können diese nutzen, wenn sie bestimmte technische Anforderungen erfüllen. Es muss möglich sein, die Landnutzung im Jahr 1990 abzuleiten. Durch eine Wiederholungsinventur, deren Abstand zur Erstinventur nicht zu groß⁴¹ sein darf, müssen Landnutzungsänderungen zwischen 1990 und 2008, bzw. zwischen 2008 und 2012 abgeleitet werden können. Die Flächen sollen georeferenziell sein, damit am selben Ort wiederholt gemessen werden kann. Die Auflösung sollte so hoch sein, dass Veränderungen auf Flächen mit einer Größe der gewählten minimalen Fläche erfasst werden⁴². Ist diese Voraussetzung nicht gegeben, können Datenlücken durch statistische Ansätze und Modellierungen kompensiert werden. Hilfsmethoden müssen ebenfalls transparent sein, dokumentiert und ihre Unsicherheiten quantifiziert werden. Fernerkundungsmethoden sind eine geeignete Grundlage für das Monitoring von Landnutzungsänderungen.

⁴⁰ Decision FCCC/CP/2001/13

⁴¹ in der Regel sollte alle 10 Jahre eine Inventur durchgeführt werden

⁴² z.B. Wald muss eine Mindestfläche von 1,0 ha haben, um als solcher zu gelten

3 Treibhausgasberichterstattung

3.2.3 Methoden für die Quantifizierung der C-Vorräte

Der GPG LULUCF liefert zu den IPCC Guidelines (IPCC 2000a) konsistente Methoden für die Quantifizierung der C-Vorräte und ihrer Veränderungen auf Waldflächen und Neuwaldflächen. Auch für andere relevante THG wie CH₄ und N₂O werden Methoden vorgeschlagen. Diese gelten jedoch nur für bewirtschaftete Wälder. Die IPCC Guidelines treffen die Annahme, dass genutzte Holzmengen im Jahr seiner Ernte als CO₂-Emissionen in die Atmosphäre gelangen. Diese Annahme und Möglichkeiten, Holzprodukte zu integrieren, werden seit einigen Jahren vom SBSTA überprüft. Sie sind im Anhang der GPG LULUCF (IPCC 2003) dargestellt.

Nach der Art der Landnutzung bezieht sich die zweite Gliederungsebene des Berichtes auf die in dem jeweiligen terrestrischen Ökosystem vorkommenden C-Speicher, wobei für manche nur minimale Wegweiser zur Verfügung gestellt werden. Diese Speicher sind:

- Die lebende oberirdische Biomasse, bestehend aus Stamm, Ästen, Rinde, Blättern und Nadeln. Es ist zulässig, den relativ kleinen Speicher der sonstigen Bodenvegetation auszulassen, wenn anzunehmen ist, dass seine Größe konstant bleibt.
- Die lebende unterirdische Biomasse. Hier ist es zulässig, die Feinwurzeln nicht zu betrachten, da sie sich aufgrund ihrer kurzen Lebenszeit schwer vom organischen Bodenhumus abgrenzen lassen.
- Das Totholz. Dazu zählt die gesamte tote organische Materie, die nicht als Streu betrachtet wird – also stehende und liegende abgestorbene Holzmengen.
- Die Streu. Dazu gehört sämtliche tote organische Materie unter einem zu wählenden Durchmesser, die in unterschiedlichen Zersetzungsstadien auf dem Mineralboden aufliegt. Auch Feinwurzeln können hier erfasst werden, sofern sie nicht anderweitig berechnet wurden.
- Der organische C in Böden. Feinwurzeln können hier ebenfalls berücksichtigt werden.

Eine der Grundannahmen der GPG ist wie in den IPCC Richtlinien, dass der C-Fluss aus der Atmosphäre den Veränderungen in den C-Vorräten in der Biomasse und Böden von Ökosystemen entspricht. Obwohl jährlich über Quellen und Senken Bericht erstattet werden soll, müssen und können die Speicher nicht jedes Jahr neu erfasst werden – es genügt eine Interpolation der Daten, die in Abständen von fünf bis zehn Jahren neu erhoben werden sollen. Es ist ‚gute fachliche Praxis‘, zunächst die Schlüsselkategorien der Landnutzungen und ihrer Veränderungen zu identifizieren. Diese werden dann in Unterkategorien eingeteilt und je nach Bedeutung und Datenverfügbarkeit eine Methodologie für ihre Quantifizierung bestimmt. Die Marrakesch Accords erlauben, über einzelne Speichern keinen Bericht zu erstatten, wenn sie mit Hilfe transparenter und verifizierbarer Informationen darlegen, dass dieser keine Quelle für THG war.

Zu solchen Informationen zählen:

- Repräsentative und verifizierbare Stichproben in einer ausreichenden Anzahl von Flächen und Regionen mit entsprechender Dokumentation.
- Wissenschaftlich fundierte Begründungen⁴³.
- Belege durch wissenschaftliche Untersuchungen und begutachtete Veröffentlichungen über Aktivitäten, Ökosysteme, Regionen oder Speicher – z.B. dass unter bestimmten klimatischen Bedingungen eine Aufforstung auf bestimmten Böden zu einer Zunahme des Boden-C führt.
- Kombinierte Methoden.

Es ist außerdem ‚gute fachliche Praxis‘, bei Schätzungen und Berechnungen die statistischen Fehler zu quantifizieren. Die GPG (IPCC 2000a) gibt ein 95%-Vertrauensintervall für Fehler-schätzungen vor, wenn eine bessere Berechnung nicht möglich ist. Es gibt eine Vielzahl an möglichen Fehlerquellen und Unsicherheiten bei der Erstellung der THG-Inventare. Signifikant sind in diesem Zusammenhang:

- Definitionsfehler und Abweichungen
- Klassifikationsfehler
- Fehler bei der Zuordnung von Flächen zu den Aktivitäten
- Schätzfehler
- Modellfehler
- Stichprobenfehler.

Ein besonderes Thema sind Störungen. Dabei handelt es sich um Prozesse, die C-Speicher in Ökosystemen reduzieren oder verlagern. Sie können biotischer und abiotischer Natur sein und werden als Aktivitäten betrachtet, über die nach dem KP Bericht erstattet werden muss. Einzige Ausnahme sind unbewirtschaftete Wälder. Störungen durch Feuer führen zu direkten Emissionen von CO₂. Sturmkalamitäten können zu Umverteilungen in den Speichern führen (z.B. Zunahme des Totholzspeichers) und durch Zersetzungsprozesse nach Kalamitäten finden zeitverzögerte Emissionen statt.

Die jährliche Rate der C-Speicherung in Ökosystemen hängt stark von örtlichen klimatischen Bedingungen, Managementmaßnahmen, Störungen und anderen Faktoren ab, die Wachstum und Zersetzungsraten beeinflussen. Aus diesem Grund variiert die Speicherleistung und sie kann abwechselnd eine Nettoquelle oder eine Nettosenke sein.

⁴³ eine Landnutzungsänderung von Ackerland zu Wald kann z.B. nicht zu einer Abnahme von Totholz führen

3 Treibhausgasberichterstattung

3.2.3.1 Änderungen der C-Vorräte in der lebenden Biomasse

Veränderungen im Speicher der lebenden Biomasse werden berechnet, indem Zuwächse oder Verluste in Trockenmasse umgerechnet und dann mit dem C-Anteil multipliziert werden. Verluste werden durch Ernte, Feuerholz und Kalamitäten verursacht. Die Veränderungen lassen sich nach der einfachen ‚Default method‘ oder, wenn zwei entsprechende Inventuren durchgeführt wurden, nach der ‚Stock-change method‘ berechnen. Im folgenden wird nur die letztgenannte vorgestellt, da die genannten Bedingungen in den alten Bundesländern durch die BWI I und II erfüllt werden. Da für Ostdeutschland noch keine Wiederholungsinventur vorliegt, mußten im NIR (UBA 2005) die Daten aus dem Datenspeicher Waldfond verwendet werden.

Gleichung 1: Berechnung der Veränderung des in der lebenden Biomasse gespeicherten C nach der ‚Stock-Change method‘

$$\Delta C_{FF_{LB}} = (C_{t_2} - C_{t_1}) / (t_2 - t_1)$$

$\Delta C_{FF_{LB}}$ = jährliche Veränderung der ober- & unterirdischen Biomasse des Waldes (ohne Landnutzungsänderung), in t C/a

C_{t_2} = C-Gesamtvorrat zum Zeitpunkt t_2 , in t C

C_{t_1} = C-Gesamtvorrat zum Zeitpunkt t_1 , in t C

Gleichung 2: Berechnung des in der lebenden Biomasse eines Waldes gespeicherten C-Vorrates

$$C = (V * D * BEF) * (1 + R) * CF$$

V = Derbholz in m³/ha

D = Holzdichte in t/m³

BEF = Biomasseexpansionsfaktor

R = Verhältnis von unterirdischer zu oberirdischer Biomasse

CF = Kohlenstoffkonversionsfaktor

Vorraussetzung für die Anwendung der ‚Stock-change method‘ sind detaillierte Forstinventuren mit einer ausreichend hohen Stichprobenanzahl, da die Gefahr besteht, dass bei geringen Veränderungen der Vorräte der statistische Fehler größer als die berechneten Veränderungen ist. Des-

wegen müssen bei der Wahl der Methode auch die Rahmenbedingungen der Wälder⁴⁴ und das Inventurverfahren⁴⁵ berücksichtigt werden.

3.2.3.2 Änderungen der C-Vorräte in der Nekromasse

Die IPCC Guidelines gehen davon aus, dass Veränderungen des in der toten organischen Biomasse (Nekromasse) gebundenen C-Vorrats keine signifikante Größenordnung haben und daher nicht betrachtet werden müssen. Gleichzeitig werden die Bedeutung dieses Speichers und die Notwendigkeit hervorgehoben, ihn bei höheren *tiers* in künftigen Inventuren zu integrieren. In diesem Bereich gibt es große wissenschaftliche Unsicherheiten: Beispiele sind die Transferraten von C in Streu, Boden-C und in die Atmosphäre. Große Unterschiede in der Speichergröße der Nekromasse bestehen zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern. Die Vorräte hängen von vielen Faktoren ab, wie z.B. von Zeitpunkt, Stärke und Art der Kalamitäten sowie der Zerfallsdauer, die ihrerseits wiederum von den klimatischen Rahmenbedingungen, der Baumart und der natürlichen Mortalität beeinflusst wird.

Gleichung 3: Berechnung der Veränderung der C-Speicher ‚Nekromasse‘ und ‚Streu‘

$$\Delta C_{FF_{DOM}} = \Delta C_{FF_{DW}} + \Delta C_{FF_{LT}}$$

$\Delta C_{FF_{DOM}}$ = jährliche Veränderung der C-Speicher der toten organischen Substanz (Totholz und Streu) in der verbleibenden Waldfläche in t C je ha

$\Delta C_{FF_{DW}}$ = jährliche Veränderung der C-Speicher des Totholzes in t C je ha (verbleibende Waldfläche)

$\Delta C_{FF_{LT}}$ = jährliche Veränderung der C-Speicher der Streu in t C je ha (verbleibende Waldfläche)

Die Streufallakkumulation ist neben anderen Faktoren von der jährlichen Nachlieferung abhängig. Von der Summe aus Blättern, Nadeln, Zweigen, Samen, Früchten und Rinde, die am Boden angeliefert wird, muss der jährlich zersetzte Anteil abgezogen werden. Die Streufallmasse wird daher leicht durch Störungen und Kalamitäten beeinflusst. Es müssen einige Annahmen getroffen werden, weil nur wenige Studien bezüglich des gespeicherten C im Streu existieren:

- Der C in diesem Speicher pendelt sich auf eine Gleichgewichtsniveau ein, der vom Waldtyp, seiner Bewirtschaftung und den auftretenden Störungen abhängt.

⁴⁴ Struktur, Größe, Heterogenität

⁴⁵ Zahl der Stichproben, Netzdichte

3 Treibhausgasberichterstattung

- Veränderungen in den genannten Faktoren führen in Übergangszeiträumen zu neuen Gleichgewichten, die sich schneller als bei den Vorräten der lebenden oberirdischen Biomasse einstellen.
- C-Speicherung in einer solchen Übergangsphase verhält sich linear.

Eine einfache Schätzung für die maximale gebundene C-Menge in Totholz beträgt 25% der lebenden Biomasse. Die Verwendung höherer *tiers* kann die Unsicherheiten solcher groben Schätzungen signifikant reduzieren. Die Datenverfügbarkeit bestimmt darüber, welches Tier ein Land für die Speicher Totholz und Streu anzuwenden kann. Die GPG eröffnet die Möglichkeit, über diese Speicher nicht zu berichten, wenn die Annahme getroffen werden kann, dass sich die Streuinput- und Outputraten nicht entscheidend verändern und damit keine Veränderung der durchschnittlichen Speichergröße statt findet. Die GPG LULUCF erhalten diese Annahme, geben aber Rat, wie in höheren *tiers* darüber berichtet werden sollte. Für *tier 2 und 3* sollte folgende Gleichung verwendet werden, um die Emissionsfaktoren aus diesen beiden Speichern zu quantifizieren:

Gleichung 4: Vereinfachende Berechnung der CVorratsänderung in der Nekromasse

$$\Delta C_{FF_{Dw}} = [A * (B_{in\ o} - B_{out})] * CF$$

$\Delta C_{FF_{Dw}}$ = jährliche Veränderung des in Totholz gespeicherten C in der verbleibenden Waldfläche

A = verbleibende Waldfläche in ha

B_{into} = jährlicher Transfer in den TotholzSpeicher in t Trockenmasse je ha und Jahr

B_{out} = jährlicher Transfer aus dem TotholzSpeicher in t Trockenmasse je ha und Jahr

CF = C-Anteil an der Trockenmasse (default-Wert = 0.5)

Zum Input zählen die jährlich anfallenden und im Bestand verbleibenden Mengen durch Vor- und Endnutzung, natürliche Mortalität und Biomassenachlieferungen aus Kalamitäten. Der Output entspricht der vorhandenen Nekromasse, multipliziert mit der Zerfallsrate. Wenn sich Input und Output die Waage halten, dann ist $\Delta C_{FF_{Dw}} = 0$ und entspricht *Tier 1*, das keine Quantifizierung erfordert. In Ländern mit starken Veränderungen in den existierenden Wäldertypen, intensiver Nutzung oder auftretenden Kalamitäten sollte ein höheres Tier gewählt werden. Das bedeutet, dass die Input- und Outputmengen bestimmt und die Veränderung mit der oben dargestellten Gleichung berechnet werden sollten. *Tier 3* ist die höchste Stufe und bedeutet, dass mit Hilfe von Modellen und permanenten Stichproben die landesspezifischen C-Vorräte berechnet werden können.

3.2.3.3 Änderungen der C-Vorräte in Böden und Auflageschicht

Ein weiterer Speicher von großer Bedeutung ist der Boden-C. Die ‚gute fachliche Praxis‘ (IPCC 2003) unterscheidet zwei verschiedene Speicherarten – die Speicherung von organischem C im Mineralboden und organische Bodenlagen. Die Summe der Veränderungen dieser beiden Speicher entspricht der Gesamtveränderung des Boden-C. Keine Berücksichtigung findet der mineralische C; dennoch wird auf die Bedeutung einer Trennung organischer und anorganischer Bestandteile hingewiesen.

Organischer Boden-C ist die Menge großer, amorpher organischer Moleküle, die durch Zersetzungsprozesse und Humifizierung ober- und unterirdischer Biomasse entsteht und entweder frei oder im mineralischen Teil des Bodens gebunden vorkommt. Dazu zählen organische Säuren, lebende und tote Mikroorganismen sowie die Substanzen aus ihren Zersetzungsprodukten. Da der Input hauptsächlich aus oberirdischer Biomasse eingetragen wird, tendiert der organische C sich in den oberen Bodenhorizonten zu konzentrieren: Ungefähr die Hälfte ist in den ersten 30 cm des Mineralbodens gespeichert. Seine chemische Zusammensetzung ermöglicht größtenteils eine schnelle weitere Zersetzung, da die Verbindungen direkt den natürlichen und anthropogenen Störungen ausgesetzt sind.

Der organische Boden-C befindet sich ebenfalls in einem Gleichgewichtszustand. Die Nachlieferung hängt von der Produktivität, der Streuzersetzung und der Einbindung in den Mineralboden ab. Der Output wird von der Zersetzungsrate des organischen Boden-C und der Respiration bestimmt. Andere Verluste aus diesem Speicher treten durch Erosion auf, müssen aber nicht direkt zu Emissionen führen. Störungen durch menschliche Aktivitäten und Kalamitäten verändern die Dynamik der Stoffflüsse in Waldböden. Verschiedene waldbauliche Methoden wie die Art der Nutzung⁴⁶, Art der Durchforstung, Umtriebszeit, Kulturbegründung, Kalkung, Düngung etc haben ebenfalls einen Einfluss auf den organischen Boden-C.

Die meisten Literaturquellen und Erkenntnisse über Management und andere Einflüsse auf den organischen Boden-C sind auf kleinräumige Gebiete oder einzelne Bestände beschränkt (z.B. MUND 2004). Somit ist es schwer möglich, die klimatischen Einflüsse, Bodeneigenschaften und anderen Faktoren von einander abzugrenzen und so zu allgemein gültigen Aussagen zu gelangen, die Aufschluss über die Entwicklung der mineralischen Boden-C-Vorräte geben. Deswegen sind regionale und nationale Untersuchungen essentiell, wenn diese Wissenslücken gefüllt und die bestehenden Unsicherheiten reduziert werden sollen. Aufgrund dieser fehlenden Informationen ist in *Tier 1* die Annahme akzeptabel, dass die Vorräte stabil sind.

Wie in Mineralböden ist die Akkumulation bzw. der Verlust von C abhängig von Input und Output. Unter dauerfeuchten oder staunässegeprägten Böden wird der Abbau verlangsamt und der

⁴⁶ einzelbaumweise Nutzung vs. Kahlschlag als Extreme

3 Treibhausgasberichterstattung

Input kann den Abbau übersteigen, was zu einer Akkumulation organischer Biomasse führt. Der unter diesen anaeroben Bedingungen abgebaute C entweicht verstärkt als CH₄. Die C-Flüsse sind stark abhängig von den lokal herrschenden Wasserregimes, von der Baumartenzusammensetzung und den chemischen Verbindungen der Streu. Daher reagieren Speicher auf veränderte Rahmenbedingungen wie Streuinput, Temperatur- oder Niederschlagsänderungen. Auch Erntemaßnahmen können das Wasserregime verändern, da sich Interzeption und Transpiration reduzieren.

3.2.3.4 Aufforstung, Wiederaufforstung oder Entwaldung

Durch Landnutzungsänderungen wie Aufforstung und Wiederaufforstung kann die Waldfläche zunehmen. Diese Flächen sind ebenfalls Gegenstand der Berichterstattung und müssen der jeweiligen Walddefinition des Landes entsprechen. Neuwaldflächen behalten diesen Status 20 Jahre lang bevor sie in die Kategorie ‚verbleibende Waldfläche‘ aufgenommen werden. Die Berechnung der Emissionsfaktoren entspricht den vorgestellten Berechnungen und Annahmen, muss aber für die Berichterstattung separat dargestellt werden.

Kapitel 4 beschreibt die Methoden und die gute fachliche Praxis von LULUCF-Aktivitäten in Bezug auf die Artikel 3.3 und 3.4 KP. Vertragsstaaten müssen während der VP jährlich auch über Veränderungen der Landnutzungen berichten, um sicher zu stellen, dass die eingegangenen Verpflichtungen eingehalten werden. In diesem Zusammenhang mussten Definitionen für bestimmte Termini vereinbart werden:

- Unter ‚Aufforstung‘ wird eine direkte, anthropogen verursachte Umwandlung⁴⁷ einer Fläche in Wald verstanden, die mehr als 50 Jahre lang nicht mit Forstpflanzen bestockt war.
- ‚Wiederaufforstung‘ ist im Gegensatz dazu die Wiederbestockung einer ehemaligen Waldfläche, die seit dem 31.12.1989 unbestockt ist.
- ‚Entwaldung‘ ist die direkte Umwandlung von Wald in eine andere Landnutzungsform.
- ‚Revegetation‘ ist eine direkte menschliche Aktivität, die das Ziel hat, auf Flächen mit einer Mindestgröße von 0,05 ha die C-Vorräte zu erhöhen, aber nicht unter die Definitionen von ‚Aufforstung‘ oder ‚Wiederaufforstung‘ fällt.
- ‚Waldbewirtschaftung‘ ist ein Maßnahmensystem für die Verwaltung und Nutzung von Wäldern, das zum Ziel hat, relevante ökologische, ökonomische und soziale Funktionen nachhaltig zu erfüllen.

⁴⁷ Diese Umwandlung kann durch Sähen, Pflanzen oder die Nutzung natürlicher Verjüngung stattfinden.

Gleichung 5: Jährliche Veränderung der C-Vorräte auf Neuwaldflächen

$$\Delta C_{LF} = \Delta C_{LF_{LB}} + \Delta C_{LF_{DOM}} + \Delta C_{LF_{Soils}}$$

ΔC_{LF} = Jährliche Veränderung der C-Vorräte auf Neuwaldflächen in t C

$\Delta C_{LF_{LB}}$ = Jährliche Veränderung der C-Vorräte der lebenden Biomasse in t C

$\Delta C_{LF_{DOM}}$ = Jährliche Veränderung der C-Vorräte der Nekromasse in t C

$\Delta C_{LF_{Soils}}$ = Jährliche Veränderung der C-Vorräte in Böden in t C

Die Schätzung der Veränderung der C-Vorräte durch Aufforstungs- und Wiederaufforstungsmaßnahmen müssen konsistent mit den in Kap. 3 vorgestellten Methoden und Gleichungen sein. Außerdem müssen sie vom Niveau mindestens demselben, besser einem höheren tier als der UNFCCC Berichterstattung entsprechen. Diese Anforderung wird durch das von alten Beständen divergierende Wachstumsverhalten junger Bäume verstärkt. Es müssen nur die Veränderungen der C-Vorräte während der VP geschätzt und berichtet werden. Auch hierfür gibt es verschiedene tiers. In *tier 1* wird die Biomassezunahme mit den Datenvorgaben aus Kap. 3.2.2. berechnet. In *tier 2* werden regionale oder nationale Wachstumsraten verwendet, die als Funktion des Bestandesalters, der Baumart und der Wuchsbedingungen vorliegen. Diese Funktionen können auch abgeleitet werden, wenn sie für junge Bäume nicht existieren. *Tier 3* benötigt direkt gemessene Daten, aus denen die Wachstumsfunktionen abgeleitet und validiert werden.

Aufforstungs- und Wiederaufforstungsaktivitäten in Kulturen benötigen häufig eine Vorbereitung der Fläche. Dazu zählen beispielsweise die Beseitigung bestehender Vegetation und Bodenbearbeitungsmaßnahmen, die einen negativen Einfluss auf andere C-Speicher wie Böden, Humus oder Totholz haben können. Die Marrakesch Accords verlangen eine Schätzung der Änderung der C-Vorräte in allen relevanten Speichern sofern nicht vom Vertragsstaat anhand transparenter und verifizierbarer Informationen gezeigt werden kann, dass der betreffende Speicher keine Quelle ist.

Die Regelungen definieren Entwaldung als direkte, durch menschliches Handeln verursachte Umwandlung von Wald in Nicht-Wald. Das sind hauptsächlich Landnutzungsänderungen für Siedlungsflächen, Industriestandorte und Infrastrukturflächen. Erntemaßnahmen, denen Wiederbewaldungen durch Saat, Pflanzung oder Naturverjüngung folgen, fallen nicht unter diesen Begriff. Auch der Verlust von Waldflächen durch Kalamitäten wie Feuer, Sturm oder biotische Kalamitäten wird nicht als direkte, menschlich verursachte Entwaldung gewertet, da sich diese Flächen in der Regeln alleine oder durch menschliches Zutun regenerieren. Als Entwaldung werden diese Flächen dann gewertet, wenn nach dem Auftreten einer Störung diese Regeneration verhindert wird – beispielsweise durch die Versiegelung der Fläche für bauliche Zwecke.

Eine detaillierte Form der Berichterstattung identifiziert sämtliche Entwaldungsflächen seit 1990 georeferentiell. Wichtig ist dabei die Trennung von den restlichen Entwaldungsflächen, die im

3 Treibhausgasberichterstattung

Zusammenhang der Entwaldung als Aktivitäten von Art. 3.4 KP angerechnet werden sollen. Zweck dieser Bestimmung ist eine Vermeidung von Doppelbuchungen durch Vermischung von Art. 3.3⁴⁸ und Art. 3.4⁴⁹. Die Wahl der Methode hängt von den nationalen Rahmenbedingungen ab.

⁴⁸ Entwaldung einer Fläche seit 1990

⁴⁹ anschließende Durchführung einer Senkenaktivität

4 Die Wälder Baden-Württembergs

4.1 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Das Bundesland Baden-Württemberg ist mit rd. 1,3 Mio. ha (38% der Landesfläche) eine walddreiche Region. Die Wälder sind durch ihre vielfältigen geologischen, geographischen und klimatischen Eigenschaften geprägt. Die unterschiedlichen Bedingungen sind die Grundlage für eine Einteilung in Naturräume, die sogenannten Wuchsgebiete. Ein Wuchsgebiet ist eine Landschaftseinheit, die sich von anderen durch andere makroklimatische Bedingungen und geomorphologische Struktur abgrenzt (WOLFF et al. 2003). Die jeweils vorherrschenden Bedingungen haben einen wichtigen Einfluss auf die Bestockung, die Zuwächse und damit auch auf die C-Speicherung in Biomasse und Böden. Will man Strategien für eine Anpassung an veränderte klimatische Rahmenbedingungen entwickeln, müssen diese Unterschiede berücksichtigt werden.

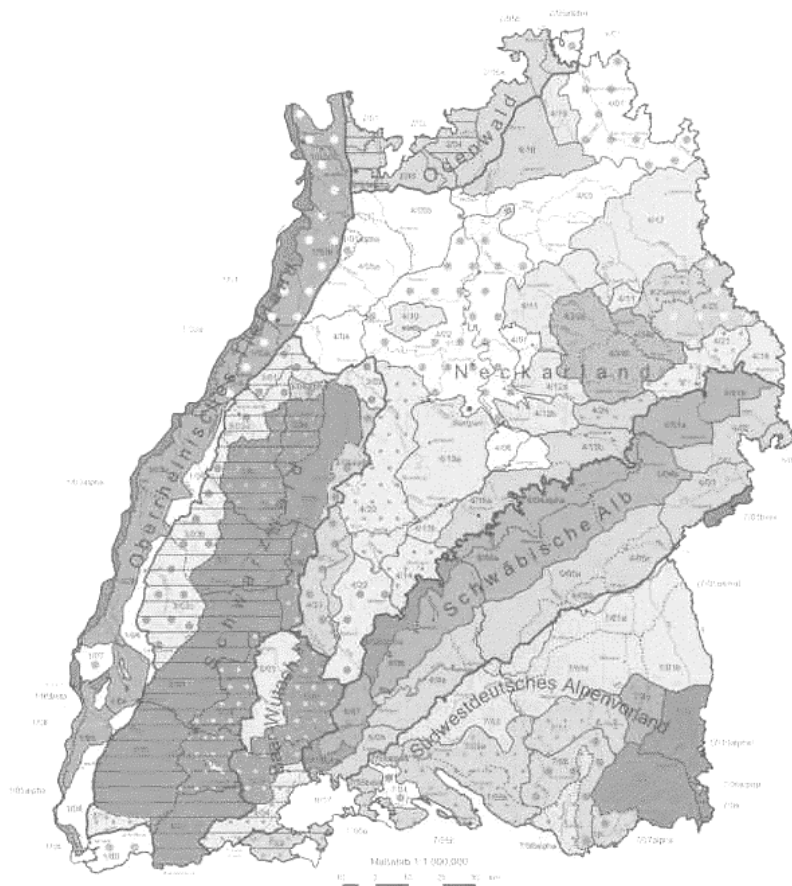


Abb. 11: Wuchsgebiete in Baden-Württemberg

4 Die Wälder Baden-Württembergs

Baden-Württemberg wird in sieben verschiedene Wuchsbezirke eingeteilt (Abb. 11), die sich in klimatischer, geologischer und topographischer Hinsicht unterscheiden. Die hier dargestellten Informationen zum Klima der Wuchsbezirke stammen aus WOLFF et al. (2003). Die klimatischen Informationen sind besonders interessant in Zusammenhang mit den Klimaszenarien für Baden-Württemberg. Waldbauliche Anpassungsentwicklungen an den Klimawandel sollten auf Basis der regionalen Ausgangsbedingungen statt finden. Besonders interessant sind dabei die Niederschlagsmengen während der Vegetationsperiode und die klimatische Wasserbilanz in dieser Zeit. Sie besagt, wie viel Wasser der Vegetation zur Verfügung steht und wird als Differenz zwischen der Niederschlagsmenge von Mai bis September und der potentiellen Verdunstung während dieser Zeit berechnet.

Das **Oberrheinische Tiefland** im Westen des Landes hat auf einer Länge von 250 km und einer Breite zwischen 10 und 30 km eine Gesamtwaldfläche von ca. 81.000 ha und wird durch den Rhein geprägt. Das Klima dieses Wuchsgebietes ist mit einer durchschnittlichen mittleren Lufttemperatur von über 10,5°C das wärmste Gebiet Deutschlands. Die Niederschlagshöhen steigen mit der Höhe ü. NN. von Westen (150 m ü. NN) nach Osten (bis 900 m ü. NN) an. Die mittlere Niederschlagshöhe während der Vegetationsperiode beträgt 350 mm (schwach regenarm), die klimatische Wasserbilanz zwischen Mai und September -103 mm (sehr gering). Innerhalb dieses Wuchsgebietes variieren die relevanten Parameter je nach Höhenstufe stark. Während in der Weichholzaue des Rheines hauptsächlich Weiden und Pappeln wachsen, dominieren in der Hartholzaue die langlebigen Laubholzarten Stieleiche, Esche, Ahorn und andere, die auf den nährstoffreichen Böden ein starkes Wachstum aufweisen. Zum Oberrheinischen Tiefland zählt auch das Rheinhügelland mit der Vorbergzone des Schwarzwaldes und dem Kaiserstuhl, deren Böden durch teilweise mächtige Lössmäntel charakterisiert sind. Ihre schattigeren Lagen werden von Eichen und Buchen bestockt. Nach Norden hin nimmt mit dem Sandanteil auch der Kiefernanteil zu.

Der **Schwarzwald** ist mit einer Gesamtwaldfläche von 365.000 ha die walddreichste Landschaft in Baden-Württemberg. Ein meist ozeanisches Klima mit hohen Niederschlägen im Winter⁵⁰, niedrigen Durchschnittstemperaturen⁵¹ und geringeren Temperaturschwankungen als im Tiefland bestimmen hier das Klima. Die mittlere Niederschlagshöhe während der Vegetationsperiode beträgt 577 mm (sehr regenreich), die klimatische Wasserbilanz zwischen Mai und September 185 mm (hoch). Auch innerhalb dieses Wuchsgebietes gibt es starke Unterschiede, die sowohl die klimatischen als auch die geologischen Eigenschaften betreffen. Während das Untergrundgestein im Westen und Süden aus Granit und Gneis besteht, dominiert im Osten und Norden der Bundsandstein. Die potentielle natürliche Waldvegetation des Schwarzwaldes bestünde zum großen Teil aus Buchen-Tannen-geprägten Bergmischwäldern, die nur auf extremeren Standorten durch Eichen, Kiefer und Fichtenwälder ersetzt würden. Historische Nutzungen wie die Streunutzung,

⁵⁰ zwischen 926 und 1636 mm im Jahresdurchschnitt, davon zwischen 50 und 70% im Winter

⁵¹ zwischen 5,3 und 9°C im Jahresmittel – je nach Höhe und Kontinentalität

Brandrodung, Holznutzung und Wiederaufforstung mit schnellwachsenden Nadelbaumarten haben die Zusammensetzung der Baumarten von einem Laub- zu einem Nadelbaum-dominierten Wald verändert: Die Buche wurde auf vielen Standorten durch die ertragreichere und schneller wachsende Fichte ersetzt.

Die **Schwäbische Alb** erstreckt sich von der Schweizer Grenze im Südwesten bis an die bayrische Grenze im Osten und hat eine Waldfläche von 211.000 ha. Sie beginnt auf einer Höhe von 450 m ü. NN und reicht mit Höhen bis 1200 m ü. NN bis in die montane Höhenstufe. Das Klima ist kontinentaler als im Schwarzwald. Die durchschnittliche Lufttemperatur beträgt im Jahresmittel 6,9°C, der Niederschlag pro Jahr 935 mm. Die mittlere Niederschlagshöhe während der Vegetationsperiode beträgt 463 mm (regenreich), die klimatische Wasserbilanz zwischen Mai und September 13 mm (gering). Der Nordwesten ist von hohen Niederschlägen und kalkreichen Böden geprägt. Hier wachsen meist Laubwälder, die je nach Exposition und Wasserversorgung von Buchen-, Eichen- oder Ahorn- und Eschenbeständen geprägt werden. Auf den produktiven Böden der Albhochfläche wurde die Buche durch die hier extrem wüchsige Fichte ersetzt.

Der **Odenwald** liegt im Norden des Landes und hat eine Gesamtwaldfläche von 65.000 ha. Der größte Teil liegt auf Buntsandstein; die Waldvegetation besteht je nach Höhenstufe (150 bis 900 m ü. NN) hauptsächlich aus den Baumarten Fichte, Buche, Kiefer und Eiche. Das Jahresmittel der Lufttemperatur beträgt 8,6°C, der durchschnittliche Jahresniederschlag 965 mm. Die mittlere Niederschlagshöhe während der Vegetationsperiode beträgt 408 mm (schwach regenreich), die klimatische Wasserbilanz zwischen Mai und September -76 mm (sehr gering).

Das **Neckarland** ist mit einer Waldfläche von 353.000 ha das zweite große Wuchsgebiet des Landes. Hier gibt es zwei Naturräume. Auf der einen Seite liegen die vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Ebenen der Gäulandschaften, in denen der Wald durch Rodungen auf die steileren Hanglagen zurückgedrängt wurde und die heute vorwiegend mit Buchen- und Eichenlaubwäldern bestockt sind. Auf der anderen Seite das Keuperbergland, das mit seinen Sand- und Kalkablagerungen eine geologische Formation des oberen Trias ist. Dort dominieren im Schwäbisch-Fränkischen Wald hohe Nadelwaldanteile, während der Naturpark Schönbuch aus Laub- und Mischwäldern besteht. Daher reichen die Höhenstufen von kollin (150 m ü. NN) bis in montane Höhenstufen von 1200 m ü. NN. Die Temperatur liegt im Jahresmittel bei 8,5 °C und der Niederschlag bei 864 mm, da das Klima hier deutlich kontinentaler geprägt ist als im benachbarten Schwarzwald. Die mittlere Niederschlagshöhe während der Vegetationsperiode beträgt 403 mm (schwach regenreich), die klimatische Wasserbilanz in dieser Zeit -46 mm (gering).

Das Wuchsgebiet **Baar-Wutach** mit einer Waldfläche von 45.000 ha ist das kleinste Wuchsgebiet des Landes. Das kontinentalere Klima ist von tiefe Wintertemperaturen, extremen Früh- und Spätfröste geprägt und hat einen besonders starken Einfluss auf die Baumartenzusammensetzung: Die Nadelbaume, insbesondere Fichte und Kiefer, nehmen 90 % der Fläche ein. Die jährliche Durchschnittstemperatur beträgt 7,0°C, der Jahresniederschlag 1049 mm. Die mittlere Nie-

4 Die Wälder Baden-Württembergs

erschlagshöhe während der Vegetationsperiode beträgt 449 mm (schwach regenreich), die klimatische Wasserbilanz zwischen Mai und September -3 mm (gering).

Das **Südwestdeutsche Alpenvorland** erstreckt sich im Süden Deutschlands entlang der Grenzen zur Schweiz und Österreich bis nach Bayern. Die Höhen reichen von 450 bis 900 m ü. NN. Die klimatischen Bedingungen sind ähnlich wie auf der schwäbischen Alb: Das Jahresmittel der Lufttemperatur beträgt 7,8°C, der jährliche Niederschlag 935 mm. Die mittlere Niederschlagshöhe während der Vegetationsperiode beträgt 514 mm (sehr regenreich), die klimatische Wasserbilanz zwischen Mai und September 94 mm (mittel). Der Anteil Baden-Württembergs hat eine Waldfläche von 154.000 ha, die zu mehr als zwei Dritteln aus Nadelbäumen (hauptsächlich Fichte 58%) bestehen.

4.2 Ergebnisse der Bundeswaldinventuren

4.2.1 Allgemeines

Die Daten der Bundeswaldinventuren (BWI) ermöglichen eine gute Charakterisierung der Wälder Baden-Württembergs. Gesetzliche Grundlage für die BWI ist §41a des Bundeswaldgesetzes (BWALDG 1975):

„Zur Erfüllung der Aufgaben dieses Gesetzes ist eine auf das gesamte Bundesgebiet bezogene forstliche Großrauminventur auf Stichprobenbasis (Bundeswaldinventur) durchzuführen. Sie soll einen Gesamtüberblick über die großräumigen Waldverhältnisse und forstlichen Produktionsmöglichkeiten liefern. Die hierzu erforderlichen Messungen und Beschreibungen des Waldzustandes (Grunddaten) sind nach einem einheitlichen Verfahren vorzunehmen. Bei Bedarf ist die Inventur zu wiederholen.“

Die BWI soll eine statistisch gesicherte Darstellung der großräumigen Waldverhältnisse und Informationen über die Produktionsmöglichkeiten für die Forstwirtschaft liefern. Waldinventuren werden nicht nur benötigt, um naturale Bestandsaufnahmen zu machen; die Ergebnisse sind auch wichtige Diskussions- und Informationsgrundlagen für ökologische, forstökonomische sowie nationale und internationale forstpolitische Themen. „Das von einer nationalen Waldinventur gelieferte Datenmaterial erlaubt eine Vielzahl von Analysen; als Großrauminventuren haben sie aber auch ihre Grenzen: Die gewonnenen Aussagen gelten nur für größere räumliche Einheiten. Selbst auf Landkreisebene werden – zumindest für differenzierte Auswertungen – oft noch nicht befriedigende Genauigkeiten erreicht (KÄNDLER et al. 2004).“ Das zwischen Bund und Ländern

abgestimmte Verfahren der Datenerhebung ist in der Aufnahmeanweisung für die Bundeswaldinventur II sowie auf der entsprechenden Internetseite⁵² detailliert beschrieben (BFH 2000).

Die BWI I wurde für die alten Bundesländer zwischen 1986 bis 1988 durchgeführt; Stichjahr ist daher 1987. Die 2001/2002 durchgeführte Wiederholungsinventur hat das Stichjahr 2002. Die Ergebnisse dieser beiden Inventuren beschreiben die Entwicklung und Veränderung des Waldes in einem Zeitraum von 15 Jahren. Sie bieten eine hervorragende Datengrundlage um Vorräte, Flächen, den Zuwachs und die Nutzung zu quantifizieren. Flächendeckende Daten von solcher Qualität standen bislang für das Untersuchungsgebiet nicht zur Verfügung. Neben den klassischen Daten einer Waldinventur wurden in der BWI II auch ökologisch relevante Themen berücksichtigt, wie zum Beispiel die Erfassung der Totholzvorräte und die Naturnähe der Wälder.

Wald im Sinne der BWI ist, unabhängig von den Angaben im Kataster oder ähnlichen Verzeichnissen, jede mit Forstpflanzen bestockte Grundfläche. Auch kahlgeschlagene oder verlichtete Grundflächen, Waldwege, Waldeinteilungs- und Sicherungstreifen, Waldblößen und Lichtungen, Waldwiesen, Wildäsungsplätze, Holzlagerplätze, im Wald gelegene Leitungsschneisen, weitere mit dem Wald verbundene und ihm dienende Flächen, einschließlich Flächen mit Erholungseinrichtungen, zugewachsene Heiden und Moore, zugewachsene ehemalige Weiden, Almflächen und Hutungen sowie Latschen- und Grünerlenflächen gelten als Wald. Heiden, Moore, Weiden, Almflächen und Hutungen gelten als zugewachsen, wenn die natürlich aufgekommene Bestockung ein durchschnittliches Alter von fünf Jahren erreicht hat und wenn mindestens 50% der Fläche bestockt sind. Wasserläufe bis 5 m Breite unterbrechen nicht den Zusammenhang einer Waldfläche. Weihnachtsbaum- und Schmuckreisigkulturen im Wald sind auch Wald im Sinne der BWI. In der Flur oder im bebauten Gebiet gelegene bestockte Flächen unter 1000 m², Gehölzstreifen unter 10 m Breite und Weihnachtsbaum- und Schmuckreisigkulturen sowie zum Wohnbereich gehörende Parkanlagen sind nicht Wald im Sinne der BWI. In der Aufnahmeanweisung der BWI werden folgende Wald-Unterkategorien unterschieden (BFH 2000):

- Produktiver Wald, Holzboden: Holzbodenfläche ist der Teil der Waldfläche, der mit Forstpflanzen bestockt ist und der Holzproduktion dient.
- Unproduktiver Wald, Holzboden (Latschen- und Grünerlenfelder, Strauchflächen und sonstige gering bestockte oder wenig produktive Waldflächen ($\leq 1 \text{ m}^3 \text{ dGZ/ha}$)).
- Wald, Blöße: Blößen sind vorübergehend unbestockte Holzbodenflächen.
- Wald, Nichtholzboden: Waldwege, Schneisen und Schutzstreifen ab 5 m Breite, Holzlagerplätze, Forstbaumschulen, Saat- und Pflanzkämme, Wildwiesen und Wildäcker, der forstlichen Nutzung dienende Hof- und Gebäudeflächen, mit dem Wald verbundene Erholungseinrichtungen sowie im Wald gelegene Felsen, Blockhalden, Kiesflächen und Gewässer.

⁵² www.bundeswaldinventur.de

4 Die Wälder Baden-Württembergs

4.2.2 Inventurmethode

Folgende Beschreibung der Inventurmethode ist der Aufnahmeanweisung der BWI II entnommen (BFH 2000). Ihre Darstellung ist insofern wichtig, als dass die BWI die Datengrundlagen für die Berechnung der C-Vorräte darstellen.

Die Stichprobenverteilung liegt in einem gleichmäßigen Gitternetz mit Abständen von 4 km x 4 km, das am Gauß-Krüger-Koordinatensystem orientiert ist. Der Ausgangspunkt des Gitternetzes hat dieselben Koordinaten wie die BWI I (R 3556,2; H 5566,2). Das Stichprobennetz in Baden-Württemberg wurde auf einen Quadratverband von 2 km x 2 km verdichtet. Das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten hat jedem Bundesland eine Liste mit den Koordinaten aller aufzunehmenden Gitternetzpunkte übermittelt (MLR 1993). Ein Inventurtrakt ist eine quadratische Fläche mit 150 m langen Seiten, die sich von Nord nach Süd bzw. von Ost nach West ausrichten und so die Traktlinie bilden. Die Koordinaten geben die Lage des Traktes im Südwesten an. An jeder der vier Traktecken werden die Parameter gemessen und aufgenommen. Um als Waldtrakt zu gelten, muss mindestens eine der Traktecke im Wald liegen. Da die Stichprobenpunkte mit in den Waldboden eingelassenen Metallplöcken markiert sind und diese in späteren Wiederholungsinventuren mit Detektoren wieder aufgespürt werden, spricht man von einem permanenten Stichprobenverfahren: Die Datenaufnahme erfolgt immer an denselben Punkten, wenn der Wald nicht in eine andere Landnutzungsform umgewandelt wird. Permanente Stichproben ermöglichen eine sehr genaue Erfassung der Veränderungen des Waldes mit geringen statistischen Fehlern.

An den Zentren der Traktecken wurden Winkelzählproben (WZP) mit dem Zählfaktor 4 durchgeführt. Die erfassten Probebäume waren alle lebend oder frisch abgestorben Bäume, die zum selben Bestand des Stichprobenmittelpunktes gehörten und einen Brusthöhendurchmesser (BHD) von mindestens 7 cm haben. An den Probebäumen wurden die Baumart bestimmt, der BHD und teilweise D7 und Höhe gemessen und andere Parameter erfasst, z.B. Stammschäden oder die Zugehörigkeit zu einer Bestandesschicht. Für die Beschreibung der Waldstruktur wurde zusätzlich eine WZP mit Zählfaktor 1 oder 2 durchgeführt. WZP an Waldrändern wurden gespiegelt, Bestandesgrenzen blieben unberücksichtigt. Im Zentrum jeder Waldtraktecke wurden verschiedene Probekreise aufgenommen (Abb. 12):

- Radius 1,75 m: Alle Bäume über 50 cm Höhe und unter 7 cm BHD
- Radius 1,00 m: Dieser Probekreis befindet sich 5 m entfernt von der Traktecke in nördlicher Richtung. In diesem Probekreis werden die Bäume von 20 cm bis 50 cm Höhe erfasst
- Radius 5 m: Totholzvorkommen, unterschieden nach Wurzelstöcken, liegendem und stehendem Totholz, Holzartengruppen sowie Zersetzungsgraden
- Radius 10 m: Bäume mit einer Höhe bis 4 m, Strauchschicht und Bodenvegetation.
- Radius 25 m: Ansprache der Geländemerkmale wie Exposition, Hangneigung, Waldränder.

In Baden-Württemberg treffen insgesamt 13.619 Traktecken auf Wald (Holzboden und Nicht-holzboden). Davon fallen 13.228 auf begehbaren Holzboden, auf welchem die oben genannten Aufnahmen durchgeführt werden konnten. Insgesamt wurden 96.719 Probebäume mit einem BHD > 7 cm m.R. erfasst, davon 57.162 zum zweiten Mal.

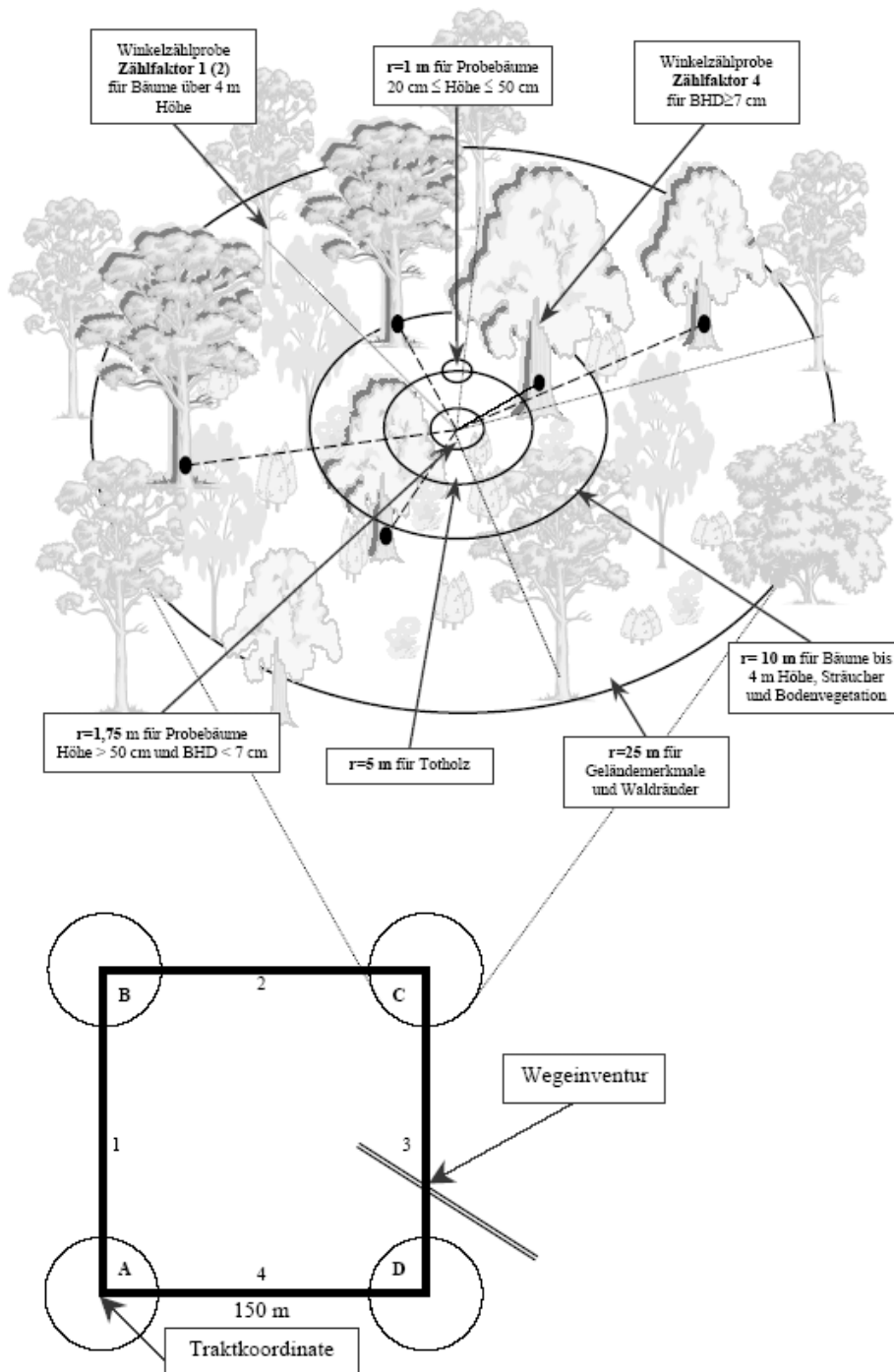


Abb. 12: Traktaufbau der BWI (aus: BFH 2000)

Bei Teilung eines Probekreises mit $r=1,75$ m oder $r=5$ m durch eine Bestandesgrenze wurde nur der Teil berücksichtigt, in dem die Traktecke liegt.

4 Die Wälder Baden-Württembergs

4.2.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse der BWI für Baden-Württemberg wurden von der Abteilung Biometrie und Informatik unter Leitung von Herrn Dr. G. Kändler berechnet und dargestellt. Das folgende Kapitel stellt eine Zusammenfassung dieser Auswertungen dar.

4.2.3.1 Flächen, Baumartenzusammensetzung und Altersklassenstruktur

Der Wald Baden-Württembergs besteht zu 96% aus Altersklassenwald, während Plenterwald nur einen Anteil von ca. 3,5% einnimmt. Ökologisch wertvolle Relikte historischer Waldbewirtschaftungsformen wie Nieder- und Mittelwälder kommen noch auf ca. 0,4% der Waldfläche vor. Es gibt verschiedene Quellen für die Gesamtwaldfläche in Baden-Württemberg.⁵³ Alle verzeichnen in den letzten Jahrzehnten eine Zunahme der Waldfläche mit vergleichbaren Größenordnungen. Dennoch differieren die Ergebnisse, da unterschiedliche Erhebungsverfahren und Walddefinitionen angewendet werden. Die Waldfläche hat nach den Ergebnissen der BWI zwischen 1987 und 2002 um 7.300 ha geringfügig zugenommen. So ist das Land mit einem Waldanteil von 38,1% an der Gesamtfläche eines der walddreichsten Bundesländer (KÄNDLER et al. 2004). Nach Bayern hat das Land mit rund 1,32 Mio. ha die zweitgrößte Waldfläche in Deutschland.

Die Baumartenzusammensetzung hat einen starken Einfluss auf die Vorräte, Zuwächse und Nutzungsmengen und damit auch auf die C-Speicherung. Sie wird von verschiedenen Einflussfaktoren bestimmt und unterliegt einem stetigen Wandel, der seit der intensiven Bewirtschaftung immer auch ein Spiegel der Bedürfnisse der Gesellschaft an den Wald ist. Während bis Anfang des 20. Jahrhunderts die ökonomische Dimension im Vordergrund stand – Wald war primär Rohstofflieferant – entstanden mit zunehmendem Fortschritt, Wohlstand der Bevölkerung und Umweltzerstörung wachsende Ansprüche an die ökologischen und sozialen Funktionen des Waldes. Diese Ansprüche manifestieren sich auch in den waldbaulichen Strategien, da über die Art der Bewirtschaftung diese Ziele in Einklang gebracht werden sollen.

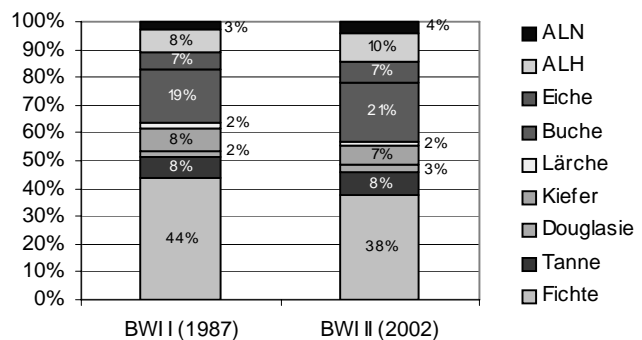
Die standörtlichen und klimatischen Rahmenbedingungen haben lange vor der intensiven Nutzung durch den Menschen eine Buchen-dominierte Waldvegetation (60% der Waldfläche) in Baden-Württemberg etabliert. Auf warmen und trockenen Standorten konnte sie nicht mit der Eiche (20%) konkurrieren aber auf montan geprägten Standorten stockte sie in Mischung mit Tanne (17%). Nur in den höchsten Lagen des Schwarzwaldes gab es Fichtenbestände (1,5%) und auf Sandböden im Norden des Landes Kiefernbestände (1,5%). Historische (Über-)Nutzungen haben die laubholzdominierte Waldzusammensetzung in Richtung Nadelwald verschoben. Ziel

⁵³ z.B. Daten der LFV, Flächenerhebungen des Statistischen Landesamtes und die BWI

des naturnahen Waldbaus ist es, wieder ein ausgewogeneres Verhältnis zwischen Nadel- und Laubholz herzustellen.

Die Baumartenzusammensetzung (Tab. 2) des Waldes hat sich zugunsten der Laubbäume entwickelt. Ihr Anteil an der Landeswaldfläche hat um 7% zugenommen. Wichtigste Laubbaumart ist die Buche mit einem landesweiten Anteil von 21% sowie die Gruppe der Hartlaubhölzer Esche, Ahorn und Hainbuche, welche zusammen 9% der Waldfläche einnehmen. Die Eichenarten haben ihren Anteil bei etwa 7% halten können. Mit 37,7% Flächenanteil ist die Fichte zwar nach wie vor die häufigste und wirtschaftlich bedeutendste Baumart, hat allerdings inzwischen deutlich an Fläche verloren (ca. 6%-Punkte). Ursache hierfür sind die Stürme von 1990 und 1999 und deren Folgeschäden (Borkenkäfer), aber auch gezielte waldbauliche Maßnahmen mit dem Ziel, Fichten auf ungeeigneten Standorten durch andere Baumarten, vor allem Laubbäume, zu ersetzen. Außer der Fichte ist auch die Kiefer von einem Flächenrückgang betroffen. Landesweit sank ihr Anteil von 8,2 auf 6,8%. Der Anteil der Tanne als prägende Baumart des Bergmischwalds und als Charakterbaumart des Schwarzwalds konnte bei 8% gehalten werden.

Baumarten- gruppe	BWI I (1987)	BWI II (2002)
Fichte	44%	38%
Tanne	8%	8%
Douglasie	2%	3%
Kiefer	8%	7%
Lärche	2%	2%
Buche	19%	21%
Eiche	7%	7%
ALH	8%	10%
ALN	3%	4%

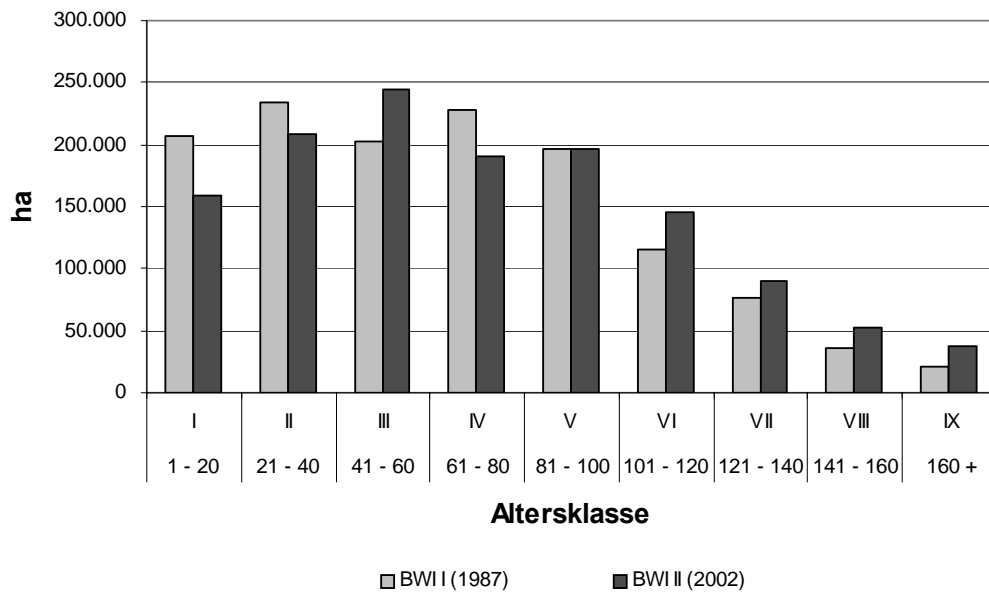


Tab. 2: Anteile der Baumartengruppen zu den Stichjahren der BWI (Flächenanteil)

Die Struktur der Altersklassen (AKL) ist für die Höhe der Vorräte und ihre künftige Entwicklung von entscheidender Bedeutung. Die Auswertung der BWI zeigt, dass die Bestände älter werden und sich die AKL-Struktur entsprechend verschiebt. Abb. 13 zeigt diese Entwicklung: 1987 gab es vor allem sehr viel mehr Flächen in der ersten und zweiten AKL. Zum Zeitpunkt der BWI II haben in den AKL VI bis IX die Flächen zugenommen. Dies ist nicht in den AKL IV und V zu beobachten, weil diese besonders von den Stürmen 1990 und 1999 betroffen waren. Die Flächen mit alten Beständen nehmen zu.

4 Die Wälder Baden-Württembergs

Abb. 13: AKL-Struktur in Baden-Württemberg 1987 und 2002



Die AKL-Struktur lässt sich genauer analysieren wenn man die Veränderungen in den Flächen der einzelnen Baumarten untersucht. Tab. 3 und 4 zeigen die ungleiche AKL-Struktur in den Jahren 1987 und 2002, in denen deutlich die jüngeren AKL dominieren. Auch bei den einzelnen Baumarten sind historisch bedingt unregelmäßige Flächenanteile zu verzeichnen.

Tab. 3: Flächenanteile der Baumarten je AKL in 1000 ha: BWI I (1987)

AKL / Baumartengruppe	1 - 20 I	21 - 40 II	41 - 60 III	61 - 80 IV	81 - 100 V	101 - 120 VI	121 - 140 VII	141 - 160 VIII	160 + IX	Gesamtfläche
Fichte	101,5	123,7	96,1	109,7	82,5	37,1	13,5	5,7	3,1	572,8
Tanne	9,9	6,8	10,3	18,0	21,0	17,9	10,7	5,0	3,9	103,6
Douglasie	11,9	11,3	2,4	2,7	1,3	0,2	0,0	0,0	0,0	29,8
Kiefer	5,9	17,3	14,4	17,9	20,7	15,5	10,0	3,9	2,7	108,4
Lärche	1,3	11,5	5,9	3,0	1,9	1,4	0,8	0,3	0,0	26,1
Buche	26,6	23,4	35,1	43,0	46,5	30,3	27,6	10,2	3,0	245,6
Eiche	6,7	7,9	10,4	13,9	12,7	9,4	10,8	10,1	7,5	89,4
sonstige HL	29,8	19,3	20,2	15,7	8,8	3,3	2,5	0,5	0,3	100,3
sonstige WL	14,2	12,6	7,5	3,9	1,2	0,3	0,1	0,0	0,0	39,8
alle BA	207,6	233,8	202,4	227,9	196,5	115,3	76,0	35,7	20,5	1.315,8

Tab. 4: Flächenanteile der Baumarten je AKL in 1000 ha: BWI II (2002)

AKL / Baumartengruppe	1 - 20 I	21 - 40 II	41 - 60 III	61 - 80 IV	81 - 100 V	101 - 120 VI	121 - 140 VII	141 - 160 VIII	160 + IX	Durchschnitt
Fi	55,3	108,0	111,1	75,2	75,9	44,1	20,2	5,6	3,7	499,2
Ta	10,7	10,2	9,7	12,5	17,2	17,3	14,5	7,1	5,2	104,5
Dgl	4,5	17,7	9,5	2,7	2,2	1,0	0,1	0,0	0,0	37,6
Kie	2,3	8,7	14,2	12,7	14,5	15,3	12,1	6,1	3,7	89,7
Lae	0,9	3,1	10,9	4,5	2,4	1,6	1,1	0,5	0,1	25,1
Bu	21,7	21,1	41,3	43,5	50,0	45,5	29,5	20,3	7,8	280,6
Ei	6,3	6,5	10,6	11,9	14,4	12,2	9,9	10,1	15,5	97,2
ALh	33,7	22,1	26,3	22,1	16,5	8,2	2,8	2,2	0,7	134,4
ALn	23,4	11,6	11,0	5,3	2,7	0,6	0,1	0,1	0,1	54,8
alle BA	158,7	208,9	244,5	190,4	195,8	145,8	90,2	51,9	36,8	1.323,1

Viele Faktoren haben Einfluss auf die Flächen- und AKL-Struktur genommen. Zu nennen sind neben den veränderten waldbaulichen Zielsetzungen auch die Jahrhundertstürme, die den geplan-

ten Waldumbau beschleunigt haben. Neben einer größeren Naturnähe⁵⁴ wird eine Anpassung an den umstrittenen Begriff der heutigen pNV durch veränderte waldbauliche Zielsetzungen gefördert. Dazu zählen insbesondere der Umbau von einschichtigen Nadelreinbeständen in naturnahe, strukturreiche Mischwälder, eine Erhöhung des Laubbaumanteils und der Stabilität, Bevorzugung von Naturverjüngung und die Pflege von Waldbiotopen.

Tab. 5 zeigt vor allem die Altersklasseneffekte: Während die Flächen der alten Bestände zunehmen, nehmen die der ersten beiden AKL bei den meisten Baumarten stark ab. Besonders stark ist dieser Rückgang bei der Fichte, deren Anteile bei der Kultur oder Naturverjüngung durch andere Laubbäume mit hoher Lebenserwartung oder durch die Tanne ersetzt werden.

Tab. 5: Veränderung der Flächenanteile der Baumarten zw. 1987 und 2002 in 1000 ha

AKL / Baumartengruppe	1 - 20 I	21 - 40 II	41 - 60 III	61 - 80 IV	81 - 100 V	101 - 120 VI	121 - 140 VII	141 - 160 VIII	160 + IX	Summe
Fi	-46,1	-15,7	14,9	-34,5	-6,6	7,1	6,7	-0,0	0,7	-73,6
Ta	0,8	3,4	-0,6	-5,4	-3,8	-0,6	3,8	2,0	1,2	0,9
Dgl	-7,4	6,4	7,1	-0,1	0,9	0,8	0,1	0,0	0,0	7,9
Kie	-3,6	-8,6	-0,2	-5,3	-6,2	-0,2	2,1	2,2	1,0	-18,7
Lae	-0,4	-8,3	5,0	1,5	0,5	0,2	0,3	0,2	0,1	-1,0
Bu	-4,9	-2,3	6,2	0,4	3,5	15,2	1,9	10,1	4,8	35,0
Ei	-0,4	-1,5	0,2	-2,0	1,7	2,8	-0,8	-0,1	8,0	7,8
ALh	3,9	2,7	6,1	6,4	7,8	4,9	0,3	1,7	0,4	34,1
ALn	9,2	-1,1	3,4	1,4	1,5	0,3	-0,1	0,1	0,1	14,9
alle BA	-48,9	-24,9	42,1	-37,5	-0,7	30,5	14,2	16,2	16,2	7,3

Diese Entwicklung wird noch deutlicher, wenn man die Baumarten nach Laub- und Nadelhölzern getrennt betrachtet.

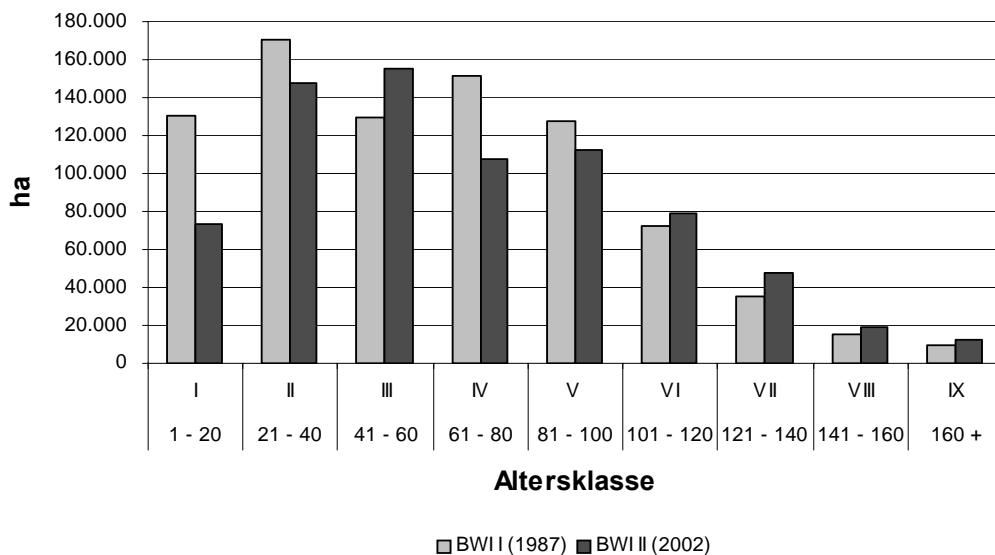


Abb. 14: Entwicklung der mit Nadelbäumen bestockten Flächen

⁵⁴ horizontale und vertikale Struktur der Bestände, Naturverjüngung

4 Die Wälder Baden-Württembergs

Die Nadelbaum-Flächen der ersten und zweiten AKL haben hauptsächlich aufgrund der Umbaubemühungen abgenommen, während die starke Abnahme in der vierten und fünften Altersklasse sturmbedingt ist. Bei den Laubbäumen haben die Bestände beinahe in allen AKL zugenommen. Die Zunahme in der ersten AKL ist auf das waldbauliche Ziel, den Laubholzanteil zu erhöhen, zurückzuführen. Die Zunahme in den alten AKL ist mit der geringen Nutzung zu begründen.

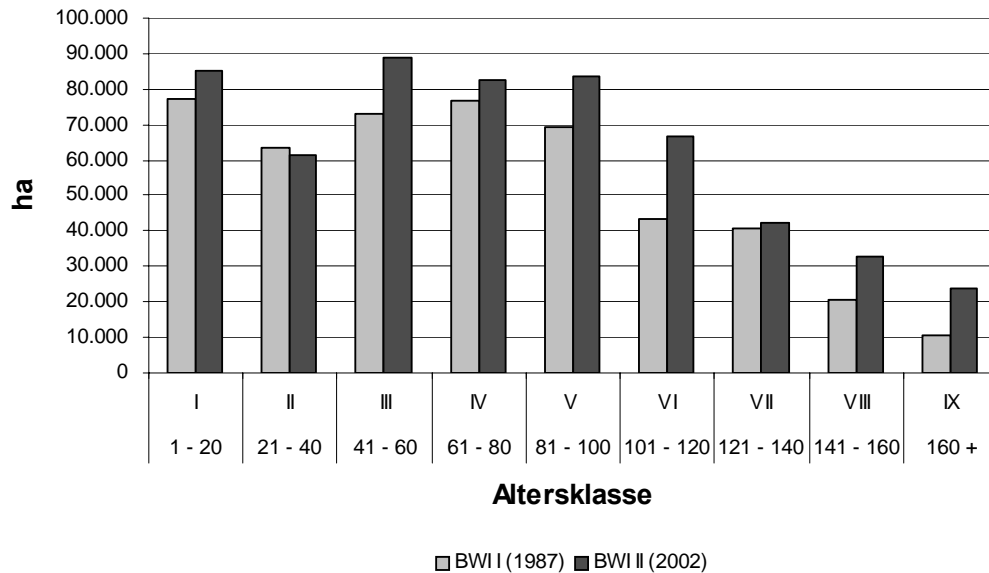


Abb. 15: Entwicklung der mit Laubböhlzern bestockten Flächen

Die Mischbestände haben deutlich an Fläche gewonnen. Im Jahr 2004 bestehen gut zwei Drittel des Waldes aus Mischbeständen mit mindestens drei Baumarten. Dementsprechend ist der Anteil der Reinbestände um 21% zurückgegangen. Auch die Waldverjüngung zeigt ein positives Bild: Auf 28% der Waldfläche kommen junge Bäume vor und bilden einen nennenswerten Verjüngungsvorrat. Rund 80% dieser jungen Waldgeneration wächst noch unter dem Schirm der älteren Bäume. Der Anteil der Naturverjüngung liegt bei 87%. Die junge Waldgeneration besteht zu 65% aus Laubbäumen (KÄNDLER et al. 2005).

4.2.3.2 Holzvorräte

Die Holzvorräte sind trotz erheblicher Verluste durch die Sturmkatastrophen von 1990 und 1999 landesweit angestiegen. Baden-Württemberg hat nach Bayern die höchsten Vorräte, sowohl absolut als auch flächenbezogen (KÄNDLER et al. 2005). Der Gesamtvorrat in den Wäldern des Landes erreichte 2002 den Wert von rund 486 Mio. Vorratsfestmeter mit Rinde (VFm). Dies entspricht einem durchschnittlichen Hektarvorrat von 367 VFm einschließlich Nebenbestand⁵⁵. Be-

⁵⁵ Überhalt, Unterstand

züglich der Vorratshöhen je Hektar bestehen zwischen den Waldeigentumsarten deutliche Unterschiede: Im Staatswald hat der mittlere Hektar-Vorrat von 350 auf 331 VFm abgenommen, im Körperschaftswald ist er von 336 auf 342 VFm gestiegen. Besonders interessant ist eine Differenzierung innerhalb des Privatwalds. Es werden drei Kategorien unterschieden: Der Kleinprivatwald mit Eigentumsgrößen bis 5 ha, der mittlere Privatwald mit Eigentumsgrößen von 5 bis 200 ha und der Großprivatwald, der Eigentumsgrößen über 200 ha umfasst. Enorme Vorratshöhen von 435 bzw. 462 VFm/ha werden im kleinen bzw. mittleren Privatwald erreicht, während im Großprivatwald der Vorrat von 384 VFm/ha im Jahr 1987 auf 350 VFm/ha im Jahr 2002 abgesunken ist (KÄNDLER et al. 2004). Im kleinen und mittleren Privatwald stocken auch die höchsten Fichtenvorräte mit einem relativ hohen Anteil an schwächeren bis mittelstarken Dimensionen, deren Vorrat im Öffentlichen Wald und Großprivatwald deutlich zurückgegangen ist. Damit bildet der Privatwald mit Eigentumsgrößen bis 200 ha eine wichtige Rohstoffreserve, deren Erschließung bislang nur unzureichend gelungen ist.

Die größten Vorräte über alle AKL hatte 1987 die Fichte mit rd. 231 Mio. VFm, gefolgt von der Buche mit rd. 83 Mio. VFm und der Tanne mit 45 Mio. VFm. Die anderen Hauptbaumarten wie die Kiefer und die Eiche wiesen Vorräte von 34 Mio. VFm, bzw. 26 Mio. VFm auf. Ihre Flächen- und Vorratsentwicklung ist unter Berücksichtigung der Klimaprognosen besonders interessant (Tab. 6 und 7).

Tab. 6: Vorräte der Baumarten je AKL in 1000 VFm: BWI I

AKL / Baumarten	1 - 20 I	21 - 40 II	41 - 60 III	61 - 80 IV	81 - 100 V	101 - 120 VI	121 - 140 VII	141 - 160 VIII	160 + IX	Summe
Fi	5.846	37.779	44.352	60.189	48.286	22.162	8.058	2.692	1.351	230.716
Ta	308	1.576	3.791	8.641	11.059	9.464	5.760	2.593	2.164	45.356
Dgl	657	2.799	935	1.246	776	87	0	0	0	6.500
Kie	477	3.665	4.109	5.820	7.628	6.210	3.818	1.583	1.016	34.327
Lae	110	2.734	1.819	1.199	773	606	448	105	16	7.809
Bu	1.099	5.314	10.346	15.849	18.720	13.023	12.187	4.768	1.445	82.752
Ei	160	1.505	2.474	3.891	3.955	3.186	3.846	4.044	3.282	26.345
ALh	882	4.206	5.685	5.335	3.334	1.338	923	240	120	22.062
ALn	510	2.742	2.085	1.121	324	82	62	2	0	6.928
alle BA	10.049	62.320	75.596	103.291	94.855	56.159	35.103	16.028	9.394	462.795

Im Jahr 2002 stellt man aus den genannten Gründen eine Vorratsreduktion bei der Fichte um ca. 9% auf 213 Mio. VFm fest. Die Vorräte der Buche sind auf fast 100 Mio. VFm angewachsen, die der Eiche auf 30 Mio. VFm, während sich die Vorräte der Kiefer auf 30 Mio. VFm reduzieren.

4 Die Wälder Baden-Württembergs

Tab. 7: Vorräte der Baumarten je AKL in 1000 VFm: BWI II

AKL / Baumarten	1 - 20 I	21 - 40 II	41 - 60 III	61 - 80 IV	81 - 100 V	101 - 120 VI	121 - 140 VII	141 - 160 VIII	160 + IX	Summe
Fi	1.259	31.620	48.482	40.261	45.483	26.685	13.520	3.665	2.105	213.080
Ta	138	2.442	3.689	6.402	10.434	10.928	8.989	4.459	3.235	50.716
Dgl	264	4.556	3.632	1.463	1.205	599	118	0	0	11.838
Kie	56	1.759	3.790	3.916	5.233	6.091	5.148	2.570	1.636	30.200
Lae	26	625	3.320	1.778	1.010	636	532	264	56	8.247
Bu	327	3.783	11.681	15.181	21.032	20.304	13.863	9.634	3.841	99.646
Ei	152	951	2.400	3.324	4.448	4.440	3.639	3.725	7.057	30.137
ALh	696	4.348	7.987	7.552	6.378	3.543	1.145	815	351	32.816
ALn	477	2.130	3.552	1.573	811	209	44	39	12	8.848
alle BA	3.393	52.213	88.534	81.451	96.037	73.436	47.000	25.171	18.293	485.527

Diese Vorratsentwicklung wird besonders deutlich, wenn man die Werte nach Baumarten und AKL getrennt betrachtet. Der Vorratsabnahme bei Fichte und Kiefer steht eine massive Vorratszunahme in fast allen anderen Baumarten gegenüber – trotz der Tatsache, dass die Vorräte bei allen Baumarten der AKL I und bei fast allen der AKL II stark abgenommen haben (Tab. 8).

Tab. 8: Vorratsänderung der Baumarten in 1000 VFm zw. 1987 und 2002

AKL / Baumarten	1 - 20 I	21 - 40 II	41 - 60 III	61 - 80 IV	81 - 100 V	101 - 120 VI	121 - 140 VII	141 - 160 VIII	160 + IX	Summe
Fi	-4.587	-6.159	4.130	-19.927	-2.803	4.522	5.463	972	754	-17.636
Ta	-170	866	-102	-2.239	-625	1.464	3.230	1.866	1.071	5.360
Dgl	-393	1.757	2.697	217	429	512	118	0	0	5.338
Kie	-421	-1.907	-318	-1.904	-2.395	-119	1.330	988	619	-4.127
Lae	-84	-2.109	1.501	580	237	30	84	158	40	438
Bu	-772	-1.531	1.335	-669	2.313	7.281	1.676	4.865	2.396	16.894
Ei	-8	-554	-74	-567	493	1.254	-207	-319	3.775	3.792
ALh	-186	143	2.302	2.217	3.045	2.205	222	575	231	10.754
ALn	-33	-612	1.467	452	488	127	-18	37	12	1.919
alle BA	-6.655	-10.107	12.939	-21.841	1.182	17.277	11.897	9.142	8.898	22.732

Die Zusammensetzung des Vorrats nach Stärkeklassen ist generell von einer erheblichen Zunahme des Starkholzes⁵⁶ geprägt: Über alle Baumarten hat der Starkholzvorrat um fast 60% auf 119 Mio. VFm zugenommen und macht damit knapp $\frac{1}{4}$ des Gesamtvorrats aus. Dagegen ist der Schwachholzvorrat um 23% zurückgegangen. Die Periode 1987 bis 2002 ist von den „säkularen“ Sturmkatastrophen 1990 und 1999 geprägt. Insbesondere der Sturm vom Dezember 1999 hat in den Wäldern Baden-Württembergs zu bisher nicht gekannten Schadholtzanfällen geführt. Die dadurch verursachten Vorratsverluste lassen sich anhand der Inventur auf 46,4 Mio. VFm beziffern. Diese Schadholtzmenge macht etwa 19% des gesamten in der Periode 1987 bis 2002 ausgeschiedenen Vorrats aus. Rund 29 Mio. VFm (= 62%) entfallen allein auf die Fichte (ODENTHAL-KAHABKA 2005).

Der Holzzuwachs liegt aktuell auf einem hohen Niveau. Die Auswertung der zweiten BWI übertraf alle Erwartungen: Im Durchschnitt der Periode 1987 bis 2002 lag der Zuwachs über alle Baumarten einschließlich Nebenbestand bei 13,8 VFm/ha und Jahr (KÄNDLER et al. 2005). Dieser Wert ist bundesweit am höchsten und liegt knapp über dem Zuwachs in Bayern. Zu beachten ist, dass es sich um einen periodischen laufenden Zuwachs handelt. Ob dieses Niveau des Zuwachses weiterhin beibehalten wird, ist eine offene Frage, weil sie von vielen Faktoren abhängt.

⁵⁶ Vorrat der Bäume mit BHD > 50 cm m.R

Besonders interessant ist die Gegenüberstellung von laufendem Zuwachs und Vorratsentnahme. Die jährliche Vorratsentnahme⁵⁷ lag im Mittel über alle Baumarten bei 13,1 Vfm/ha/Jahr. Im Landesdurchschnitt hat der ausscheidende Vorrat somit 95% des Zuwachses erreicht. Zwischen den Waldeigentumsarten bestehen jedoch Unterschiede: Im Staatswald und im Großprivatwald liegt die Vorratsentnahme deutlich über dem Zuwachs, im Körperschaftswald ist das Verhältnis nahezu ausgeglichen, im kleinen und mittleren Privatwald erreicht die Vorratsentnahme lediglich gut zwei Drittel des Zuwachses (KÄNDLER et al. 2004).

4.2.3.3 Totholzvorräte

Bei der BWI II wurde erstmalig Totholz erfasst. Die Auswertung der Totholzvorräte ergibt Werte, die deutlich über den bisherigen Schätzungen liegen: Der durchschnittliche Totholzvorrat je ha für den Gesamtwald in Baden-Württemberg beträgt über alle Totholzkategorien 19,1 m³/ha, während bisherige Schätzungen von Vorräten im Wirtschaftswald ausgingen, die unter 10 m³/ha liegen (KÄNDLER et al. 2004). Um die bei der BWI II ermittelten Werte mit den bisherigen Schätzungen aus Betriebsinventuren vergleichen zu können, sind daher folgende Differenzierungen vorzunehmen: Vergleichbar sind nur die Kategorien liegendes und stehendes Totholz (ganze Bäume und Bruchstücke); Wurzelstöcke, Abfuhrreste und liegendes Totholz unter 1m Länge sind bei den bisherigen Totholzinventuren meist nicht erfasst worden. Entscheidend ist jedoch, dass die Zahlen getrennt nach Waldflächen im Gebiet der Sturmkatastrophe von 1999⁵⁸ und solchen, die nicht vom Sturm getroffen waren, hergeleitet wurden. Wertet man die Totholzvorräte getrennt für Sturmgebiete und für vom Sturm nicht betroffene Waldflächen aus, ergeben sich für ‚Nicht-Sturm-Flächen‘ Werte in einem mit bisherigen Größenordnungen vergleichbaren Rahmen, z.B. für den Gesamtwald 8,5 m³/ha liegendes und stehendes Totholz. Auf Lothar-Sturmflächen liegt dieser Wert bei 35,8 m³/ha. Inklusive der Wurzelstöcke liegen im Durchschnitt ca. 13,6 m³/ha (zugänglicher Holzboden), auf den Sturmflächen sind es fast 50 m³, was einen Durchschnitt von 18,9 m³/ha ergibt (Tab. 9).

⁵⁷ Nutzung zuzüglich im Wald verbliebener ausgeschiedener Vorrat

⁵⁸ rd. 192.000 ha in Baden-Württemberg

4 Die Wälder Baden-Württembergs

Tab. 9: Totholzvorräte in m³/ha nach Totholz-Kategorien, Waldbesitzart, Sturmflächen und nicht von Lothar betroffenen Flächen (KÄNDLER et al. 2004)

Totholz-Kategorie	Staatswald			Körperschaftswald			Privatwald			Gesamtwald		
	Nicht-Sturm	Sturm-flächen	Gesamt-fläche	Nicht-Sturm	Sturm-flächen	Gesamt-fläche	Nicht-Sturm	Sturm-flächen	Gesamt-fläche	Nicht-Sturm	Sturm-flächen	Gesamt-fläche
Liegendes Totholz ab 1 m Länge	7,9	30,4	12,3	7,0	29,5	10,4	4,5	23,0	6,4	6,3	28,2	9,4
Stehendes Totholz, ganze Bäume	0,8	1,4	0,9	0,8	0,9	0,8	1,6	1,1	1,6	1,1	1,1	1,1
Stehendes Totholz, Bruchstücke	1,4	6,7	2,5	1,3	7,0	2,2	0,8	4,6	1,2	1,1	6,5	1,9
Wurzelstöcke	4,7	13,6	6,4	4,8	10,6	5,7	4,4	12,6	5,3	4,6	12,1	5,7
Liegendes Totholz unter 1 m Länge	0,6	2,2	0,9	0,6	1,9	0,8	0,4	2,3	0,6	0,5	2,1	0,8
Summe	15,4	54,3	23,0	14,4	49,8	19,9	11,7	43,6	15,0	13,6	49,9	18,9

4.2.4 Zusammenfassung der BWI-Auswertungen

Die Steigerung der Laubbaumanteile und die Sicherung der Tanne bestätigen den Erfolg der von der Landesforstverwaltung verfolgten waldbaulichen Strategien im Rahmen der naturnahen Waldwirtschaft⁵⁹. Der Erfolg dieses Konzepts zeigt sich auch bei der Entwicklung der Verjüngungsvorräte: Auf 28% der Holzbodenfläche sind Verjüngungsvorräte vorhanden, die zu 65% aus Laubbäumen bestehen (KÄNDLER et al. 2005).

Der Rückgang von Fichte und Kiefer ist die Folge natürlicher Ereignisse, aber auch eines konsequent standortsbezogenen Waldumbaus und einer natürlichen Sukzessionsdynamik. Trotz hoher Vorratsverluste durch säkulare Sturmereignisse 1990 und 1999 ist der Vorrat im Gesamtwald leicht angestiegen. Vorratsabnahmen im Staatswald und Großprivatwald steht ein erheblicher Vorratsanstieg im kleinen und mittleren Privatwald gegenüber. Die Vorratsentwicklung ist zugleich von einer deutlichen Zunahme des Starkholzanteils geprägt. Vor allem bei Fichte, Tanne und Buche sind verstärkte Anstrengungen notwendig, das Starkholz zu mobilisieren. Im Privatwald stehen die größten Nutzungsreserven. Diese Rohstoffquelle dem Markt verfügbar zu machen, stellt eine forstpolitische und logistische Herausforderung dar. Die geringe Bewirtschaftungsintensität bedeutet gerade für die Fichte ein erhöhtes Kalamitätsrisiko: Die hohen Vorräte sind prinzipiell für Sturmschäden anfällig; außerdem drohen unter ungünstigen Bedingungen massive Borkenkäferschäden (KÄNDLER et al. 2004).

⁵⁹ Waldbauliches Sonderprogramm, Förderung des Privatwalds

Das Niveau von Zuwachs und Nutzung ist in den Wäldern Baden-Württembergs überdurchschnittlich hoch, besonders im Privatwald. Während im Staatswald und Großprivatwald die Nutzungen über dem Zuwachs lagen, wurde im kleinen und mittleren Privatwald der Zuwachs nur zu zwei Dritteln genutzt. Die Totholzvorräte sind sturmbedingt sehr hoch.

4.3 Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf den Wald

Will man langfristige Prognosen über die Entwicklung von C-Vorräten im Wald treffen, so spielt die Veränderung der klimatischen Rahmenbedingungen unter Berücksichtigung weiterer Standortparameter eine entscheidende Rolle. Zum einen hängt das Wachstum und die Baumartenzusammensetzung direkt von standörtlichen Faktoren wie der Wasserversorgung und Temperaturen während der Vegetationsperiode ab, zum anderen nimmt auch die höhere Konzentration von CO₂ einen Einfluss auf das Wachstum (WOLFF et al. 2003). Prognosen über die regionale Klimaentwicklung spielen daher bei der Entwicklung und Anpassung von waldbaulichen Strategien eine wichtige Rolle.

Das IPCC (2001) sagt eine globale Erwärmung von 1,4 bis 5,8° C bis 2100 voraus. Anhand der großen Spanne der Temperaturszenarien lassen sich die großen bestehenden Einflussfaktoren ablesen. Einerseits ist nicht klar, inwieweit Wechselwirkungen zwischen einzelnen Faktoren die Entwicklung abbremsen oder beschleunigen, andererseits ist auch die Entwicklung der Emissionen nicht abschätzbar. Sicher ist jedoch, dass sich die Lebensbedingungen gravierend verändern werden, jedoch mit unterschiedlicher Intensität in den verschiedenen Regionen. Das zeigen die langjährigen Messreihen klimarelevanter Variablen, die seit mehr als 100 Jahren an einer stetig wachsenden Anzahl von Messstationen gesammelt werden; dazu zählen Informationen über Temperatur, Niederschlag, Winde und Meeresströmungen, die in Kombination mit „Klimaarchiven“ wie Eisbohrkernen, Sedimenten und Baumringen ein Bild über die Klimaentwicklung der Vergangenheit liefern, aus dem bei entsprechender Veränderung der Parameter auf potentielle künftige Entwicklungen geschlossen werden kann. Zu berücksichtigen ist dabei, dass es aufgrund der Vielzahl von Einflussfaktoren bislang nicht möglich ist, einen allseits anerkannten wissenschaftlichen Beweis über den Zusammenhang von klimatischen Extremereignissen und den beobachteten Veränderungen des Klimas zu führen. Ihr gehäuftes Auftreten unterstützt jedoch die Vermutung, dass der Klimawandel mit der befürchteten Geschwindigkeit eintritt und dass ein signifikanter Zusammenhang zwischen den anthropogenen Emissionen und dem veränderten Klima besteht⁶⁰.

Was die Auswirkungen auf Waldökosysteme betrifft, beziehen sich Klimauntersuchungen in der Regel auf regionale Gebiete. Je nach Geschwindigkeit und Intensität der Veränderungen ist mit

⁶⁰ www.muenchner-rueck.de/

4 Die Wälder Baden-Württembergs

Änderungen in der Produktivität und Verschiebungen der Pflanzengesellschaften zu rechnen (BAIER 2002, BADECK et al. 2001, BADECK 2001). Wie sich diese Veränderungen auf die Wälder in Baden-Württemberg auswirken können, wird im Folgenden anhand ausgewählter Literatur dargestellt.

4.3.1 Klimaentwicklung und -prognosen für Baden-Württemberg

Das IPCC 2001 hat in seinem Bericht über die wissenschaftliche Basis des Klimawandels versucht, die Wahrscheinlichkeitslevel für verschiedene Veränderungen auf globaler Ebene zu bestimmen. Als sehr wahrscheinliche Auswirkungen des Klimawandels in fast allen Regionen werden in dem Bericht eingestuft:

- höhere Temperaturenmaxima und mehr heiße Tage,
- höhere Temperaturminima, weniger kalte Tage und Frosttage,
- geringere Temperaturunterschiede zw. Tagesmaxima und -minima in den meisten Gebieten,
- häufigere Starkniederschlagsereignisse über den meisten Gebieten,
- als wahrscheinlich wird die Zunahme kontinentaler Trockenheit und Dürreerisiken im Sommer über den meisten kontinentalen Gebieten der mittleren Breiten und eine Zunahme der Windgeschwindigkeitsspitzen von Stürmen angenommen.

Im Auftrag des UBA und in regionalen Projekten wurden die Klimaveränderungen in Deutschland untersucht. In den letzten 100 Jahren stieg die Durchschnittstemperatur um $0,8^{\circ}\text{C}$, in den Alpen sogar um $1,5^{\circ}\text{C}$. Eine Zunahme außergewöhnlich warmer Jahreszeiten, insbesondere heißer Sommer, tritt immer häufiger auf. In Süddeutschland konnte im Winter eine wachsende Zahl von Tagen mit extremen Temperaturmaxima beobachtet werden, wohingegen besonders kalte Tage seltener geworden sind. Eine Zunahme der Niederschläge im Westen Deutschlands konnte ebenso gezeigt werden wie das vermehrte Auftreten von Starkniederschlägen mit deutlich größeren Wassermengen (SCHÖNWIESE 2005). Diverse Studien bestätigen die Hypothese, dass sich der Klimawandel in Mitteleuropa besonders auf den Wasserhaushalt auswirken wird (KLIWA 2004).

Seit den 1980er Jahren konnte in Baden-Württemberg ein signifikanter Anstieg der durchschnittlichen Lufttemperatur registriert werden, gekoppelt mit einer Zunahme extremer Nässeperioden und Starkniederschläge im Winter seit den 1930er Jahren. Für Trockenperioden lässt sich keine signifikante Änderung feststellen (DOERK et al. 2005).

Das Verbundprojekt ‚Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft‘ (KLIWA 2000) in Baden-Württemberg rechnet ebenfalls mit:

- einer Zunahme der durchschnittlichen Lufttemperatur im Winter,
- einer Zunahme der Tagesmittelwerte der Lufttemperatur im Sommer,
- einer Zunahme der Niederschläge im Winter,
- und einer höheren Wahrscheinlichkeit von sommerlichen Trockenperioden.

Die Vorhersage künftiger Extremwetterereignisse ist bislang aufgrund großer Unsicherheiten noch nicht möglich, ist aber für die Entwicklung der Wälder und Waldbewirtschaftungsstrategien von großer Bedeutung. Dazu gehören neben Sturmereignissen auch Spätfröste, Nassschnee und sommerliche Trockenperioden. Die unmittelbaren Schadenspotentiale für Wälder durch extreme Wetterereignisse wie Hitzewellen, Starkniederschläge und Stürme sind häufig wesentlich größer als jene der schleichenden Klimaänderungen (UBA 2006).

Das Verbundforschungsprojekt KLARA⁶¹ geht von einem Temperaturanstieg von 1,2°C in den kommenden 50 Jahren in Baden-Württemberg aus. Eine Modellierung zeigt, dass in diesem Szenario im Jahresmittel nur geringe Unterschiede zwischen den Niederschlagsmengen entstehen werden, sich aber wie vermutet die regionale und jahreszeitliche Variabilität stark verändern wird.

Mit Hilfe immer besserer Modellierungen lassen sich die Entwicklungen abschätzen und prognostizieren. LEUSCHNER & SCHIPKA (2004) rechnen in Deutschland je nach Szenario mit einer Zunahme der Niederschläge im Winter um 10 bis 40% und einer Abnahme der Sommerniederschläge um 20 bis 50% bis zum Ende des 21. Jahrhunderts gegenüber der Referenzperiode 1961-1990. In der Jahressumme verändert sich der Niederschlag in diesem Szenario nur geringfügig; für die Vegetation ist jedoch die jahreszeitliche Verteilung entscheidend.

Die neueste und beste verfügbare Modellierung des Klimas heißt REMO (Regionalmodell) und wurde vom MPI für Meteorologie in Hamburg entwickelt (UBA 2006). Es simuliert auf Basis eines hoch auflösenden Rasters von 10 * 10 km die künftige Klimaentwicklung der Regionen in Deutschland unter Berücksichtigung der Entwicklung der letzten 100 Jahre und des Anstiegs der CO₂-Konzentration der Atmosphäre. Die Ergebnisse zeigen, dass das Klima und seine erwartete Veränderung deutliche jahreszeitliche Unterschiede und regionale Strukturen aufweisen. Die Ergebnisse lassen starke Veränderungen erwarten: Bis Ende dieses Jahrhunderts können die Temperaturen in Deutschland um mehr als 4°C im Vergleich zu den letzten 50 Jahren steigen, vor allem im Süden und im Südosten. Im Mittel wird eine Erwärmung von 2,5 bis 3,5°C erwartet (LATIF 2005). Während die Niederschläge im Sommer – also während der Vegetationsperiode – in großen Teilen Deutschlands bis zu 30% abnehmen, werden dem Modell zufolge im Winter im

⁶¹ Klimawandel, Auswirkungen, Risiken und Anpassung

4 Die Wälder Baden-Württembergs

Süden und Südosten größere Mengen in Form von Regen fallen. Der Schneefall reduziert sich in diesem Szenario um die Hälfte (UBA 2006). Neben den saisonalen Unterschieden kann das Modell aufgrund seiner hohen Auflösung auch differenzierte Aussagen treffen: Während die Niederschläge in der Summe an der Westseite des Schwarzwalds etwas abnehmen könnten, wird auf der Alb und der Ostseite wahrscheinlich mehr Niederschlag fallen.

Sowohl die globalen Prognosen des IPCC als auch die regionalen und nationalen Vorhersagen für die Entwicklung des Klimas decken sich. Über die Geschwindigkeit des Wandels kann man keine sichere Aussage treffen, aber es wird befürchtet, dass der Wandel sich analog zum CO₂-Anstieg der Atmosphäre verhält.

4.3.2 Auswirkungen des Klimawandels auf den Wald in Baden-Württemberg

Die Auswirkungen des Klimawandels beinhalten für die deutschen Wälder vielfältige Risiken. Auch wenn zur Zeit ein Düngeeffekt durch die erhöhte CO₂-Konzentration zu einer größeren Produktivität führt, muss langfristig mit großen ökonomischen und ökologischen Schäden für die Forstwirtschaft gerechnet werden. Nach Aussagen des Umweltbundesamtes besitzen Südwestdeutschland, die zentralen Teile Ostdeutschlands und die Alpen die höchste Anfälligkeit gegenüber dem Klimawandel (DOERK et al. 2005). Die Biodiversität wird ebenfalls durch den Klimawandel stark gefährdet. Eine Literaturstudie des BFN (1995) rechnet mit einem starken klimawandelbedingten Verlust von Arten und Lebensräumen, der je nach Untersuchung zwischen 15 und 40% liegt, LEUSCHNER & SCHIPKA (2004) mit einem Artenverlust zwischen 5 und 30%.

Da die Wasserverfügbarkeit während der Vegetationsperiode einer der Schlüsselfaktoren für die Waldstruktur und Artenzusammensetzung ist, entscheidet sie über die Anpassungsfähigkeit der Ökosysteme an den Klimawandel. Die klimatische Wasserbilanz zeigt diese Wasserverfügbarkeit auf, da Niederschlag nicht ohne Berücksichtigung der Temperaturen betrachtet werden kann. Steigen die Temperaturen, verdunstet mehr Wasser und die Transpiration steigt ebenfalls. Neben steigenden Temperaturen prognostiziert das MPI für Baden-Württemberg eine Verschiebung der jahreszeitlichen Niederschlagsverteilung von der Vegetationsperiode in den Winter um bis zu 30%. Das bedeutet für die Wuchsbezirke, die heute schon eine geringe klimatische Wasserbilanz während der Vegetationsperiode aufweisen (vgl. Kap. 4.1) – besonders das Oberrheinische Tiefland, der Odenwald, aber auch die Schwäbische Alb, das Neckarland und Baar-Wutach – dass die Vegetation häufiger Trockenperioden mit entsprechendem Stress ausgesetzt sein wird, falls sie nicht in der Lage ist, sich beispielsweise durch genetische Anpassungsmechanismen an diese neuen Bedingungen zu gewöhnen.

Die Geschwindigkeit der Veränderung von Standortseigenschaften spielt eine große Rolle bezüglich der Adaptionfähigkeit eines Ökosystems. Die ENQUETE KOMMISSION (2001) stellt fest, dass sich eine unbelastete Vegetation an einen Temperaturanstieg um 0,1°C pro Jahrzehnt anpas-

sen kann. Dieser Schwellenwert wurde in Baden-Württemberg in den letzten 50 Jahren überschritten (MAYER et al. 2005). PARRY (2000) vermutet, dass die große genetische Variabilität der Bäume auch stärkere Anstiege verkraften können. Andere Faktoren neben der Temperatur und Wasserverfügbarkeit sind die Zunahme der Wahrscheinlichkeit von Waldbränden, an welche die Vegetation in Deutschland nicht angepasst ist, die Zunahme von Massenvermehrungen von Schädlingen, die aufgrund der geschwächten Widerstandsfähigkeit ein größeres Nahrungsangebot vorfinden, und Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Faktoren. Letztere sind bislang aufgrund ihrer Komplexität wenig erforscht; das Wissen um sie ist jedoch eine wichtige Voraussetzung für die Anpassung waldbaulicher Strategien an die erwarteten klimatischen Veränderungen. Die CO₂-Konzentration der Atmosphäre hat einen Einfluss auf die Produktivität und die Respirationsraten der Bäume. Eine höhere Temperatur beschleunigt einerseits die Wachstumsrate von Bäumen und respektive die CO₂-Aufnahme und andererseits die Respirationsrate. Damit begrenzt ein höherer CO₂-Gehalt die Wachstumsstimulation (HIRSCHBERG 2003). In einem Modellversuch der WSL wurde vier Jahre lang die Entwicklung von Fichten und Buchen unter Bedingungen beobachtet, die man heute schon messen kann: Eine höhere CO₂-Konzentration und verstärkte Stickstoffeinträge. Das erhöhte CO₂-Angebot wirkte sich nur anfangs wachstumsstimulierend aus. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass die Entwicklung der Wälder stark von den Standorts- und Baumarteneigenschaften abhängt (HIRSCHBERG 2003). Dieser Bereich weist immer noch großen Forschungsbedarf auf. Zur Zeit wird allgemein ein erhöhtes Wachstum beobachtet, das zum Teil auch auf den sog. CO₂-Düngeeffekt zurückgeführt wird. Diesen Effekt von anderen abzugrenzen, wie beispielsweise von den hohen Stickstoffeinträgen und der Erholung der Waldböden durch die historischen Nutzungen, ist weiterhin eine Herausforderung für die Forschung. Auch stellt sich die Frage, ob der Düngeeffekt ab einer bestimmten Konzentration oder in Kombination mit höheren Temperaturen und verändertem Wasserangebot ins Gegenteil umschlägt und zu einer Verringerung der Photosyntheserate führt.

Zusammenfassend kann man sagen, dass der Klimawandel gravierende Auswirkungen auf die Ökosysteme in Deutschland haben wird, wenn sie mit der vorhergesagten Intensität eintreten. Die Auswirkungen werden je nach Anpassungsfähigkeit in Abhängigkeit von den standörtlichen Rahmenbedingungen unterschiedlich ausfallen (LEITGEB 2006). Sofern es die Geschwindigkeit des Wandels zulässt, werden sich die Waldgesellschaften verlagern: Die zonalen Höhenstufen werden sich bei einer Erwärmung von 1°C um 100 m in die Höhe verschieben, die Arealgrenzen der Gesellschaften werden zwischen 100 und 200 km nach Norden wandern (BADECK 2001; IRRGANG 2002 NICOLUSSI & PATZELT 2006). SCHERZINGER (1996) bezweifelt, dass die Baumarten bei der prognostizierten Geschwindigkeit des Wandels in der Lage sein werden, ihr Verbreitungsgebiet entsprechend zu verlagern. Im Gegensatz zu bekannten früheren Klimaveränderungen findet der Wandel zur Zeit schneller als je zuvor statt. Die lange Produktionsdauer in mitteleuropäischen Wäldern rechtfertigt damit eine Überprüfung der zur Zeit praktizierten waldbaulichen Strategien.

4 Die Wälder Baden-Württembergs

Wie stark das Ertragspotential der Wälder durch Trockenstress gefährdet sein kann, zeigen die Auswirkungen des Hitzesommers 2003. Hohe Temperaturen und Trockenheit führten dazu, dass die pflanzenverfügbaren Wasserreserven in vielen Waldböden nahezu aufgebraucht wurden. Der damit verbundene Wassermangel hatte zum Teil erhebliche Auswirkungen. Festzustellen waren vorzeitiger Blatt- bzw. Nadelabwurf, Sonnenbrand und ein allgemeiner Verlust an Vitalität der Waldbäume (DOERK et al. 2005).

Bei der Überprüfung der Eignung der Hauptbaumarten für veränderte klimatische Bedingungen muss man auch unterschiedliche Provenienzen berücksichtigen. Allgemein sind alle feuchtigkeitsliebenden Arten, also auch die Hauptbaumarten Fichte, Tanne und Buche in Deutschland besonders betroffen, wenn die beschriebenen Szenarien eintreten. Das natürliche Vorkommen der Fichte liegt in Deutschland in den Hochlagen der Mittelgebirge und benötigt eine jährliche Niederschlagssumme von über 600 mm, wovon 300 – 350 mm während der Vegetationsperiode fallen müssen. Dieser Wert wird bei Eintreffen der Szenarien in vielen Gebieten Baden-Württembergs zumindest in einzelnen Jahren unterschritten werden. LEXER et al. (2006) kommen zu den Ergebnissen, dass die Laubbaumarten unter den Klimaszenarien in Bezug auf den Zuwachs profitieren und die Produktivität der Fichte unter wärmeren und trockeneren Bedingungen abnimmt – insbesondere die Abnahme der Niederschläge während der Vegetationsperiode führt zu Wuchsdepressionen. Noch problematischer ist ihre extreme Anfälligkeit gegen Kalamitäten.

Die Fichte war lange Zeit der ‚Brotbaum‘ der deutschen Forstwirtschaft: Sie wurde aufgrund der vielseitigen Verwendbarkeit und wegen ihrer Wuchsleistung auch auf vielen nur bedingt geeigneten Standorten und oft in Monokultur angebaut (BELLMANN et al. 1994). Ihre künftige Existenzfähigkeit ist nicht nur unter dem Aspekt der Wasserversorgung und dem zunehmenden Trockenstress fraglich, sondern auch durch ihre Anfälligkeit gegenüber abiotischen und biotischen Kalamitäten, insbesondere Sturmereignissen und Borkenkäferkalamitäten. Auch die frische Verhältnisse liebende Buche ist auf Standorten gefährdet, an denen sie ihre Trockenheitsgrenze erreicht (OPITZ 2004). RENNENBERG et al. (2004) diskutieren angesichts dieser Problematik die Möglichkeit der Einbringung anderer Provenienzen, z.B. aus dem trockeneren Südtalien (LINDNER (1999, IRRGANG 2002); LINDNER (1999) plädiert generell für den Einsatz von angepassten und Trockenstress tolerierenden Laubbaumarten und der Douglasie. In Frage kommen je nach Standort diverse Eichenarten (*Quercus pubescens*, *Q. petraea*, *Q. rubra*), die Hainbuche, die Winterlinde, der Spitzahorn und die Robinie.

Der Klimawandel hat neben seinem Einfluss auf die standörtlichen Verhältnisse auch einen großen Einfluss auf die Intensität biotischer Kalamitäten. Hier ist eine stark differenzierte Betrachtung notwendig. Nicht alle Arten von schädlichen Insekten werden von veränderten Bedingungen profitieren, da sie sich an das herrschende Klima angepasst haben. Wärmere Winter bedeuten z.B. für im Boden überwintende Insekten eine höhere Mortalität durch Pilze; somit sinkt die Gefahr von Massenvermehrungen dieser Arten. Wärmeliebende Arten werden wahrscheinlich nicht häufiger Populationsgradationen erleben, da parallel auch die Zahl der Parasitoiden an-

steigt. Die heute als Schädlinge besonders bedeutsamen Borkenkäfer werden jedoch nach heutigem Wissen stark profitieren: Der frühere Vegetationsbeginn, die wärmeren und trockeneren Sommer sowie die Zunahme des Nahrungsangebots durch abiotische Kalamitäten begünstigt diese Arten (FEEMERS 2003). Außerdem ist zu berücksichtigen, dass Bäume anfälliger für Insekten und Pilzinfektionen sind, die bereits durch andere Stressfaktoren wie z.B. Trockenheit geschwächt sind.

Mayer et al. (2005) stellen fest, dass die heute verfügbaren Klimamodelle noch nicht hoch genug aufgelöst sind, um ausreichend genaue Hinweise auf die Abläufe regionaler Witterungsabläufe zu geben, die für langlebige Pflanzen entscheidend sind. Die Forstwirtschaft steckt ihnen zufolge in dem Dilemma, dass einerseits der Klimawandel mit seinen Erscheinungen bekannt ist, „aber andererseits die vorhandenen Aussagen zur regionalen Klimaentwicklung noch nicht die erforderliche Belastbarkeit für einen langfristig angelegten, klimaorientierten Waldumbau aufweisen.“ LATIF (2005) vergleicht den anthropogen verursachten Klimawandel mit einem gezinkten Würfel, bei dem mehr Sechser als bei einem normalen Würfel fallen: Dadurch dass der Mensch die THG-Konzentration der Atmosphäre verändert, zinkt er den Würfel, mit dem Ergebnis, dass mehr Extremereignisse auftreten. Das ist im Gegensatz zum tatsächlichen Eintrittstermin des Ereignisses vorhersagbar.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

5.1 Einführung und Verknüpfung der Modelle

Die UNFCCC und das KP verlangen für den Bereich Forstwirtschaft eine nationale THG-Berichterstattung. Dieses Kapitel im NIR (UBA 2005) wird gemäß den internationalen Richtlinien des IPCC⁶² (IPCC 2003) erstellt und berücksichtigt zur Zeit nur die Vorräte der lebenden Biomasse sowie mit Einschränkungen die Vorräte der toten Biomasse und der Böden. Das bedeutet, dass reduzierte Vorräte, beispielsweise durch Kalamitäten oder Nutzungen, wie eine Quelle für CO₂ behandelt werden (Abb. 16). Das träfe nach einer Vorratsabsenkung zu, die durch einen Waldbrand verursacht wurde. Durch die Nutzung von Holz für verschiedene Zwecke wird aber seine Speicherleistung verlängert (EGGERS 2002) und generiert durch seine positive Ökobilanz Substitutionseffekte, welche die zusätzliche anthropogene Belastung der Atmosphäre mit CO₂ reduzieren (BURSCHEL 2001).

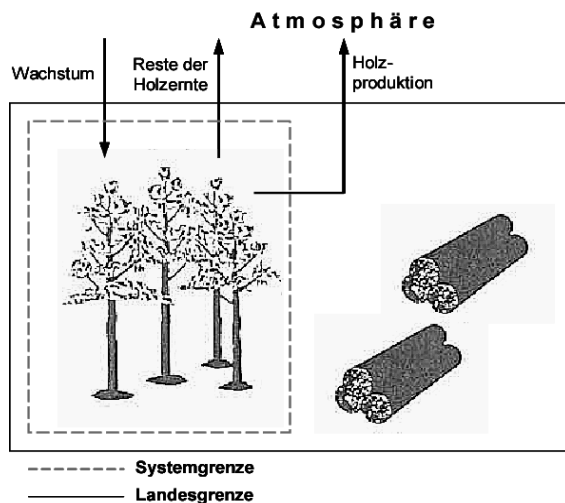


Abb. 16: Logik der LULUCF-Berichterstattung (nach BROWN et al. 1998)

Will man einen nachhaltig bewirtschafteten Produktionsstandort aus Sicht des Klimaschutzes bewerten, muss der Produktsektor in die Betrachtung einbezogen und es muss gezeigt werden, welche Dimension er einnimmt. Daher wird der Weg des in der Biomasse und im geernteten Holz gespeicherten C verfolgt und um die C-Vorräte in Waldböden, Auflageschicht und Totholz ergänzt, um aller relevanten Speicher und Flüsse vollständig zu bilanzieren.

⁶² Gute Fachliche Praxis, GPG LULUCF

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Für die Berechnungen müssen die besten verfügbaren Datengrundlagen und Modelle verwendet werden, die zur Verfügung stehen (Abb. 17). Hauptdatengrundlage bilden die Ergebnisse der BWI. Sie ermöglichen nicht nur die Berechnung der Biomassevorräte im Wald auf Basis der gemessenen Einzelbaumdaten, sondern liefern auch Informationen über die genutzten Holzmen- gen. Diese Daten werden mit Einschlagsstatistiken und TBN-Ergebnissen verglichen und in ein neu entwickeltes Holzproduktmodell (Wood Product Model, WPM) eingegeben, das in der Lage ist, die Veränderungen der Produktspeicher zu quantifizieren.

Das Programm WEHAM⁶³ modelliert mit Hilfe hinterlegter Wachstumsfunktionen auf Basis der Einzelbaumdaten der BWI II, wie sich die Vorräte im Wald in Perioden von fünf Jahren entwi- ckeln und welche Nutzungsmengen dabei anfallen. Nach Sortierung dieser Mengen und der Pro- grammierung eines Moduls, das die Vorräte in C-Einheiten umrechnet, konnten damit die weite- ren Entwicklungen der Produktspeicher und der Biomassevorräte im Wald dargestellt werden.

Bedeutende Anteile der terrestrischen C-Speicher im ‚Wald‘ sind in den Böden, der Auflage- schicht und dem Totholz fixiert. Daher wurde das am EFI entwickelte Programm YASSO (LISKI et al. 2004) für Baden-Württemberg programmiert und so parametrisiert, dass diese Vorräte für Baden-Württemberg quantifiziert und mit den Ergebnissen der Boden-Zustandserfassung (BZE) verglichen werden können.

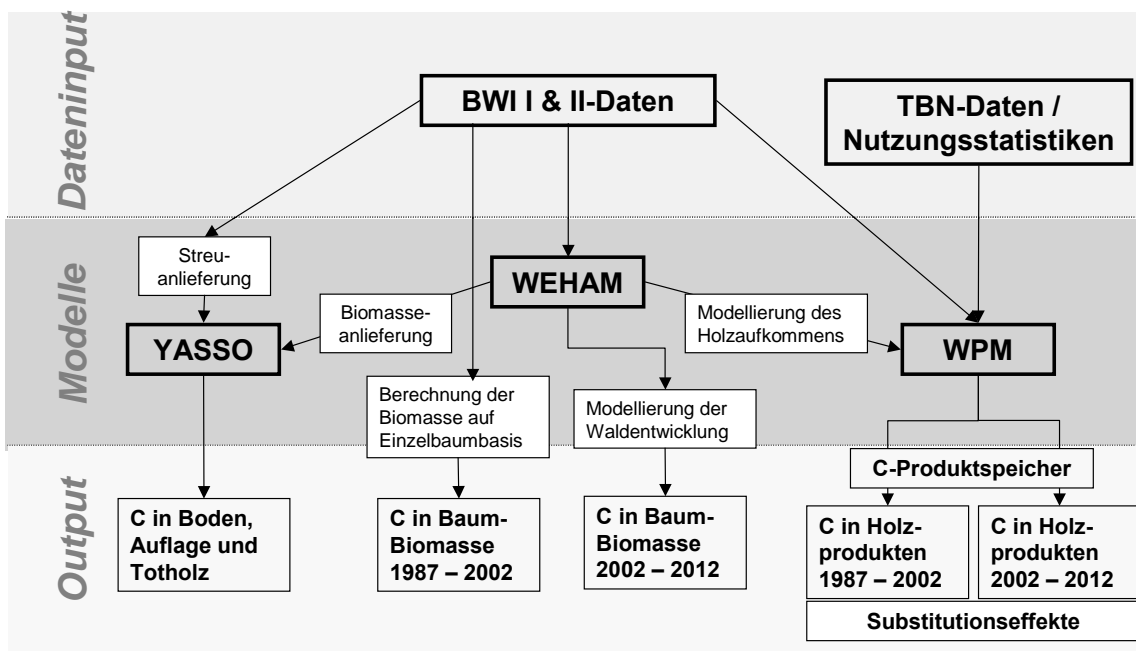


Abb. 17: Darstellung der Datengrundlagen, Modelle und Ergebnisse der inventurbasierten Quantifizierung der verschiedenen relevanten C-Speicher

⁶³ Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Substitutionseffekte, die durch die Nutzung von Holz entstehen, ermöglichen grundsätzliche Aussagen darüber, wie der Rohstoff Holz zur Reduktion der atmosphärischen Belastung mit CO₂ beitragen kann. Auf Basis dieser Berechnungen und Modellierungen können bestehende Zielkonflikte zwischen der Klimaschutzfunktion und anderen Waldfunktionen aufgezeigt und Strategien für eine Waldbewirtschaftung entwickelt werden, welche die C-Speicherung berücksichtigt. Ziel muss dabei eine Optimierung der Klimaschutzleistung unter Berücksichtigung der anderen forstlichen Funktionen sein.

5.2 C-Vorräte der Biomasse

5.2.1 Herleitung der Vorratsveränderungen nach der ‚Stock-Change method‘

Ziel der Biomasseberechnung ist die Bilanzierung des gesamten lebenden Biomassevorrates der Wälder Baden-Württembergs, d.h. neben der Derbh Holzmasse auch die Berechnung der Biomassevorräte von Wurzeln, Astwerk und Reisig. Die BWI bilden eine ideale Datengrundlage für die Berechnung der in der ober- und unterirdischen Baumbiomasse gespeicherten C-Vorräte, die nach den Vorgaben der GPG-LULUCF (IPCC 2003) so aufbereitet wurden, dass sie den höchsten Anforderungen an die internationale Berichterstattungspflicht über die Veränderungen der Biomassevorräte gerecht werden. Da mit der BWI II für Baden-Württemberg eine Wiederholungsinventur vorliegt, konnte die ‚Default method‘⁶⁴ durch die methodisch wesentlich genauere ‚Stock-change method‘⁶⁵ ersetzt werden (IPCC 2003). Nach dieser Methode werden die C-Vorräte der Biomasse zu zwei verschiedenen Zeitpunkten berechnet; die Differenz stellt ihre Veränderung dar. Die hier verwendete Methode der Volumenexpansion, mit der die C-Vorräte der Biomasse und ihre Veränderungen zwischen 1987 und 2002 für den NIR quantifiziert wurden, ist von J. Zell an der FVA Baden-Württemberg entwickelt worden.

5.2.2 Einzelbaum-Volumenexpansion: Berechnung der oberirdischen Biomasse

Biomasseexpansionsfaktoren (BEF) sind eine Möglichkeit um die C-Vorräte der Dendromasse zu berechnen. BURSCHEL et al. (1993) haben BEF aus den Massentafeln von GRUNDNER & SCHWAPPACH (1952) abgeleitet, die von WIRTH et al. (2004a) für die Fichte und die Buche weiterentwickelt und verbessert wurden. Diese Faktoren bestimmen den C-Vorrat bei bekannten Derbh Holzvorräten nach AKL und Baumartengruppen. Nachteil dieser Methode ist, dass keine

⁶⁴ eine inkrementale Berechnung der Vorratsveränderung

⁶⁵ Differenzmethode

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Schätzung des Fehlerrahmens möglich ist und die Faktoren selbst fehlerbehaftet sind: Sie tendieren zur Unterschätzung der Vorräte. BEF gelten außerdem nur für Reinbestände. Durch den wachsenden Anteil an strukturreichen Mischwäldern ist daher ihre Eignung in Frage zu stellen. In dieser Untersuchung wurde deswegen eine Berechnung der Vorräte auf Einzelbaumebene durchgeführt. Die Einzelbaumdaten werden erst nach der Berechnung der C-Vorräte aggregiert, was weitere Auswertungen mit unterschiedlichen Stratifikationen ermöglicht.

Eine sehr genaue Methode ist die direkte Berechnung der Trockenmasse anhand gemessener Parameter mit Hilfe von Biomassefunktionen. Die einzige allgemein gültige Biomassefunktion für Mitteleuropa von WIRTH et al. (2004b) für die Fichte beinhaltet zur Vorhersage des C-Vorrates neben dem BHD und der Höhe auch die Parameter Alter, Bonität und soziale Klasse. Die meisten Biomassestudien haben jedoch nur regionale Gültigkeit und basieren auf Untersuchungen mit wenigen Stichproben. Daher ist es fraglich, ob Studien, wie sie z.B. für die Buche von JOOSTEN et al. (2004) in Nordrhein-Westfalen durchgeführt wurden, auf die in Baden-Württemberg herrschenden Verhältnisse zutreffen. Der relative Vorhersagefehler auf die Daten von JOOSTEN et al. (2004) durch andere Biomassefunktionen ist durch Behandlung, klimatische und standörtliche Faktoren bedingt und beträgt zwischen 15,5% und 31,7%. Für mitteleuropäische Verhältnisse gibt es außer der genannten Funktion für die Fichte keine weiteren allgemein gültigen Biomassefunktionen, die man auf die Inventurdaten hätte anwenden können. Daher wurde ein Verfahren angewendet, bei dem das aus der Inventur ermittelte Derbholzvolumen in das oberirdische Baumvolumen umgerechnet wird. Da der Begriff ‚BEF‘ in der Literatur unterschiedlich Verwendung findet, wird an dieser Stelle der Begriff Volumenexpansionsfaktor (VEF) eingeführt, der das Verhältnis zwischen dem oberirdischen Volumen zum gesamten Derbholzvolumen bezeichnet. Zum oberirdischen Baumvolumen gehören neben den Ästen auch die Blattorgane der immergrünen Baumarten (Koniferen). Die Schätzung des Baumholzvolumens aus dem Derbholzvolumen erfolgt mithilfe von VEF.

Bei der Anwendung der ‚Stock-change method‘ wird zunächst die lebende Biomasse in Derbholzvolumen, Astvolumen und Wurzelmasse getrennt. Der Derbholzvorrat eines Einzelbaumes lässt sich über den BHD, die Höhe und den Durchmesser in 7 m Höhe berechnen (KUBLIN & SCHARNAGL 1998). Dieses Derbholzvolumen muss zum oberirdischen Baumvolumen expandiert werden, um auch die Äste und den Reisig zu erfassen. Danach werden die Massen durch Multiplikation der Volumina der oberirdischen Biomasse mit den baumartenspezifischen Raumdichten berechnet.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Gleichung 6: Berechnung der C-Vorräte nach VEF (PISTORIUS & ZELL 2005)

$$C = [V * D_D + V * D_A * (VEF - 1)] * (1 + R) * CF$$

C	=	Kohlenstoffvorrat
V	=	Derbholzvolumen
DD	=	Raumdichte Derbholz
DA	=	Raumdichte Äste
VEF	=	Volumenexpansionsfaktor
R	=	Wurzel/Spross-Verhältnis
CF	=	Kohlenstoffgehalt

Für die Berechnung der C-Vorräte auf Einzelbaumbasis wurden mittels linearer Regression Derbholzexpansionsfunktionen aus den Tafeln von GRUNDNER & SCHWAPPACH (1952) abgeleitet. Die Tabellen liefern mit den Eingangsgrößen BHD, Höhe und Baumart die Grundlagen für die Berechnung der Derbholzvorräte und entsprechenden oberirdischen Baumholzvolumina. Das Verhältnis zwischen Derbholz und Baumholz ist aufgrund der relativen Zunahme an Stammholz mit dem Alter („Allometrie“) für kleine Bäume besonders hoch (Abb. 18). Die Tafeln enthalten mit 71.051 Einzelbäumen eine sehr hohe Anzahl an Stichproben und haben Gültigkeit für mitteleuropäische (Hochwald)-Verhältnisse. Da sie jedoch aus Waldbausystemen der Vergangenheit abgeleitet wurden, ist im Gegensatz zu den BEF nach BURSCHEL et al. (1993) nicht das Verfahren der Volumenberechnung dieser Tafeln benutzt worden. Stattdessen wurden die Derbholzvolumina der Einzelbäume mit VEF auf die oberirdischen Biomassevolumina expandiert.

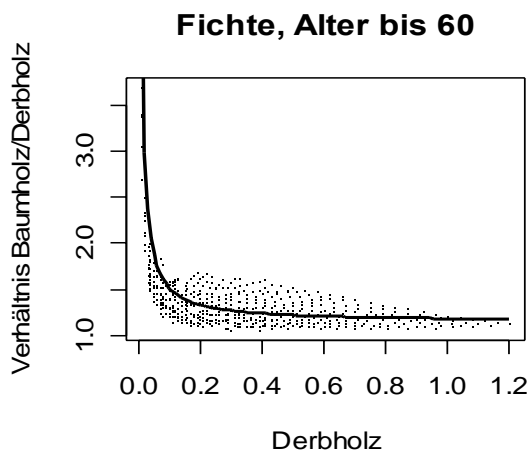


Abb. 18: Verhältnis zwischen Derbholz und Baumholz für Fichte (bis Alter 60)

Gleichung 7: Durch Regression hergeleitete Volumenexpansionsfunktion

$$VEF = \frac{B}{D} = \frac{a + bD}{D}$$

B = Baumholzvolumen

D = Derbholzvolumen

a, b = Regressionsparameter

VEF = Volumenexpansionsfunktion

Tab. 10: Konstanten der Derbholzexpansion

Baumart	a	b
Fichte Alter bis 60	0,036697	1,148143
Fichte Alter ab 61	0	1,177947
Tanne Alter bis 80	0,019457	1,168262
Tanne Alter 81 bis 120	0	1,228069
Tanne Alter ab 121	0	1,219492
Kiefer Alter bis 80	0,009946	1,156659
Kiefer Alter ab 81	0,036883	1,076103
Lärche	0,063265	1,057712
Buche Alter bis 60	0,011942	1,207371
Buche Alter 61 bis 100	0,008184	1,196184
Buche Alter ab 101	0,030255	1,128104
Eiche	0,101879	1,051529
Erle	0,004825	1,068903
Birke	0,017493	1,121933

Für Tanne und Fichte in höherem Alter konnte ein konstantes Verhältnis zwischen Derbholz und Baumholz gefunden werden (Tab. 10). Diese Gleichungen dürfen aber nicht überbewertet werden, da sie aufgrund der Regression bei kleineren Bäumen zu einer starken Verzerrung führen können. Die Tabellen von GRUNDNER & SCHWAPPACH (1952) geben keine Messwerte wieder, sondern enthalten bereits interpolierte Werte. Deswegen kann dieser Zusammenhang lediglich als Hilfsfunktion gesehen werden.

Die verwendeten Raumdichten⁶⁶ haben einen großen Einfluss auf die berechneten Vorräte in der Kohlenstoffbilanz. Aufgrund der Trennung in Derbholz und Baumholz konnten auch baumarten-spezifisch unterschiedliche Raumdichten zwischen Derbholz und Astholz für die Berechnung der oberirdischen Biomasse verwendet werden. Die Rohdichten nach KOLLMANN (1982) geben die Spannweiten der Rohdichten und deren Mittelwert für die wichtigsten Baumarten wieder. Diese Spannen wurden außerdem für die Fehlerrechnung genutzt. Die Raumdichten wurden mit dem Volumenschwundmaß aus den Rohdichten berechnet (Tab. 11).

⁶⁶ Verhältnis von Trockengewicht zu Frischholzvolumen

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Gleichung 8: Berechnung der Raumdichte

$$R = r_0 * \left(1 - \frac{\beta_V}{100}\right)$$

R = Raumdichte (g/cm³)
 r₀ = Rohdichte (g/cm³)
 β_V = Volumenschwundmaß

Tab. 11: Verwendete Raumdichten (nach KOLLMANN 1982)

Baumart t / m³	Fichte	Tanne	Douglasie	Kiefer	Lärche	Pappel
	0,3788	0,3629	0,4141	0,4307	0,4873	0,3538
Baumart t / m³	Buche	Eiche	Esche, ALH	Ahorn	Weide, ALN	Erle
	0,5583	0,5707	0,5642	0,5222	0,4618	0,4283

Astholz hat eine größere Raumdichte als Derbholz (BOSSHARD 1984; KNIGGE & SCHULZ 1966; KOLLMANN 1982). Ursache dafür ist die größere Belastung durch Druck und Zug und daraus resultierende Bildung von Reaktionsholz. HAKKILA (1972) gibt hierzu durchschnittliche Werte für physiologische Baumartengruppen an (Tab. 12).

Tab. 12: Mittelwerte von Stamm- und Astdichten und deren Verhältnis

	Raumdichte Stammholz	Raumdichte Astholz	Ast/Stamm- Dichte
Koniferen	0,363	0,488	1,3444
Zerstreutporige Laubhölzer	0,489	0,536	1,0961
Ringporige Laubhölzer	0,54	0,573	1,0611

Das Verhältnis Ast/Stamm-Dichte wurde benutzt, um die baumartenspezifischen Raumdichten für das Astholz entsprechend zu erhöhen. ‚Astholz‘ ist in dieser Arbeit die Differenz zwischen dem Baumholzvolumen und dem Derbholzvolumen.

5.2.3 Berechnung der lebenden unterirdischen Biomasse

Die Berechnung der Wurzelbiomasse wurde auf Bestandesebene durchgeführt. Aufgrund des hohen Aufwands von Wurzeluntersuchungen existieren nur wenige Wurzelbiomassefunktionen. Deswegen wurde der in einer Meta-Analyse abgeleitete Zusammenhang zwischen ober- und unterirdischer Biomasse verwendet: DIETER & ELSASSER (2002) haben Funktionen zur Schätzung der Wurzelbiomasse veröffentlicht, die auf Daten für temperierte Wälder von CAIRNS ET AL. (1997); KURZ et al. (1996) und VOGT et al. (1996) aufbauen. Der Stichprobenumfang ist mit 272 Untersuchungen über die Wurzelmassen ausreichend groß. Die abgeleitete Funktion gilt jedoch

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

nur für Bestandeswerte. Für ihre Ermittlung wurde die oberirdische Biomasse für jeden Stichprobenpunkt differenziert nach Baumartengruppen auf den Hektar hochgerechnet und anschließend die unterirdische Biomasse abgeleitet. Daher musste die zuvor einzelbaumweise berechnete Biomasse auf die oberirdischen Bestandeswerte aufsummiert werden und anschließend mit folgender Gleichung und den Koeffizienten aus Tab. 10 die unterirdische Biomasse berechnet werden.

Gleichung 9: Berechnung der lebenden unterirdischen Biomasse

$$\sqrt{rb} = \beta * \sqrt{ab} + \delta_{\text{Baumart}} + \varepsilon$$

rb = Wurzelbiomasse

ab = oberirdische Biomasse

Tab. 13: Koeffizienten der verwendeten Wurzelfunktionen

Baumarten- gruppe	β	δ	Freiheitsgrade
Ta	0,4259	1,8114	266
Fi		1,169	
ALn		0,691	
Dgl		0,4738	
Kie		0,2864	
Bu		0	
Ei		0	

Mit den in der Tabelle aufgeführten Koeffizienten der Wurzelfunktion wurde die unterirdische Biomasse der Bestände hergeleitet.

5.2.4 Fehlerschätzung

Grundlage für die Quantifizierung des statistischen Fehlers sind die Vorgaben des IPCC für die THG-Berichterstattung (IPCC 2004). Bei der Berechnung von C-Flüssen entstehen unterschiedliche Fehler, die größtenteils auf Unsicherheiten zurückzuführen sind. Fehlerquellen können ihre Ursache in Definitionsunterschieden, Annahmen, verwendeten Einheiten oder Durchschnittswerten haben (DE JONG 2001). Gemäß dem SBSTA wird den Unsicherheiten in THG-Inventaren große Bedeutung beigemessen. Deswegen sollen für alle Senken und Quellen, über die berichtet wird, Fehlerberechnungen durchgeführt werden. Erklärtes Ziel ist es, ein hohes Maß an Genauigkeit mit vertretbarem Aufwand zu erreichen (UBA 2003).

Die Herleitung des Fehlers ist ein pragmatischer Ansatz, der lediglich als Annäherung an den tatsächlichen Fehler verstanden werden darf. Aufgrund der Verwendung der Einzelbaumdaten der

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

BWI ist diese Fehlerrechnung für die Biomassevorräte eingeschränkt möglich. Es gibt viele mögliche Quellen für Fehler in der Berechnung der C-Vorräte. Da jedoch Daten- und Wissenslücken existieren, konnten nicht alle Faktoren in die Berechnung integriert werden. Es mussten Annahmen für eine Annäherung an die realistischen Fehlerwerte getroffen werden: Abweichungen in der Allometrie, Modellfehler bei der Berechnung des Derbholzes oder Messfehler konnten nicht berücksichtigt werden und auch Korrelationen wurden vernachlässigt. Für die Holzproduktspeicher und die C-Vorräte im Boden war eine Quantifizierung des Fehlers nicht möglich, da es sich nicht um gemessene, sondern um modellierte Daten handelt, die mit einer Vielzahl von Annahmen unterstützt werden mussten, um bestehende Wissenslücken zu kompensieren.

Für die Berechnung des statistischen Fehlers in der Biomasse mussten zunächst die Baumartengruppen der BWI stratifiziert und die Standardabweichungen aller Berechnungsgrößen⁶⁷ geschätzt oder berechnet werden. Diese relative Standardabweichung kann dann entweder über summarische Fehlerfortpflanzung oder über multiplikative Fehlerfortpflanzung (IPCC 2004) weitergeführt werden. Im Ergebnis erhält man eine Schätzung der doppelten relativen Standardabweichung des Gesamtvorrates (95%-Vertrauensintervall).

Die Stichprobenfehler der BWI für die berechneten Derbholzvorräte der Baumartengruppen sind bekannt. Für die anderen Laubhölzer mit hoher Lebensdauer (ALh) wurden die Werte für Esche, für die mit niedriger Lebenserwartung (ALn) die Werte der Pappel benutzt. Der relative Fehler der Raumdichten im Holz der einzelnen Baumartengruppen konnte über eine Dreiecksverteilung ermittelt werden, da KOLLMANN (1982) die Spanne der Rohdichten angegeben hat. Die Spannweiten der Rohdichten und deren Mittelwert wurden auch als Grundlage zur Fehlerrechnung genutzt. Aus den Rohdichten wurden über das Volumenschwundmaß die Raumdichten zurückgerechnet. Die Standardabweichung kann näherungsweise durch Teilung der Spanne durch den Wert 4,2 (SACHS 1984) bestimmt werden. Auch bei der Volumenexpansion entsteht ein Fehler. Dieser musste über die mittlere Abweichung der Residuen geschätzt werden weil die tatsächlichen Schwankungen der Verhältnisse zwischen Derbholz und Baumholz nicht bekannt sind. Die Tabellen von GRUNDNER & SCHWAPPACH (1952) beinhalten bereits interpolierte Werte, was zu einer Unterschätzung des Fehlers führt. Der relative Standardfehler des C-Gehaltes in Holz wird von BURSCHEL et al. (1993) mit 1-2% angegeben, WEISS et al. (2000) benutzten 2 %. WIRTH et al. (2004a) berichten, dass die Unterschiede zwischen den Kompartimenten innerhalb einer Baumart größer sind als die Unterschiede zwischen den Baumarten. Sie kommen auf eine Spanne von 0,5-0,56 gC/g in Nadelbäumen. Ein C-Gehalt von 0,5 gC/g scheint deswegen eine plausible Annahme als Durchschnittswert zu sein, mit einem relativen Standardfehler von $\pm 2\%$.

Ergebnis dieser Fehlerberechnung ist die relative Standardabweichung des Gesamt-C-Vorrates der Dendromasse. Insgesamt wurde bei der Fehlerberechnung unterstellt, dass keine Korrelationen auftreten und die Fehler der Funktionen über den Wertebereich gleich verteilt sind. Um den

⁶⁷ Derbholzvolumen, Raumdichte, oberirdische Biomasseexpansion, Wurzelbiomasse und Kohlenstoffgehalt

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Gesamtfehler der BWI für Baden-Württemberg schätzen zu können, mussten die Werte der Baumartengruppen für jeden einzelnen Faktor zusammengeführt werden. Für die oberirdische Fehlerfortpflanzung wurde die multiplikative Fehlerfortpflanzung verwendet.

Gleichung 10: Berechnung der multiplikativen Fehlerfortpflanzung

$$U_{ges} = \sqrt{\sum_i U_i^2}$$

U_i = Anzahl der Unsicherheiten

x_i = Quantität

Da die berechneten unterirdischen C-Vorräte zu den oberirdischen hinzuaddiert werden, musste eine Fehlerfortpflanzung nach Summen angenommen werden. Gleiches gilt für die Summierung über die Baumartengruppen.

Gleichung 11: Berechnung der summarischen Fehlerfortpflanzung

$$U_{ges} = \frac{\sqrt{\sum_i (u_i * x_i)^2}}{\sum_i x_i}$$

DIETER & ELSASSER (2002) konnten für die unterirdischen Biomassefunktionen keine Standardabweichungen angeben. Daher mussten die linearen Verhältnisse zwischen ober- und unterirdischer Biomasse (IPCC 2003) für diese Fehlerschätzung herangezogen werden. Anhand dieser Informationen konnte durch multiplikative Fehlerfortpflanzung der relative Fehler der oberirdischen C-Vorräte berechnet werden (Gleichung 10). Für die unterirdischen C-Vorräte geschah dies durch aufsummierte Fehlerfortpflanzung nach Gleichung 11 (IPCC 2000b).

Der Gesamtfehler oder Variationskoeffizient beträgt für die C-Vorräte der BWI I rund 8,2% und für die BWI II rund 7,5% (Tab. 14 und 15). Diese Größenordnungen liegen über den C-Vorratsveränderungen und zeigen keine signifikante Zunahme mehr an. Dies liegt an den teilweise recht hohen Beträgen der Fehler, besonders bei den Raumdichten und der konsequenten Fehlerfortpflanzung ohne Korrelation. Ein systematischer Fehler in dieser Fehlerrechnung besteht darin, dass die Verjüngung unterhalb der Derbholzschwelle nicht geschätzt werden konnte. Durch das Fehlen der Verjüngungsvorräte findet eine systematische Unterschätzung des Gesamtvorrates statt.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Tab. 14: Fehlerschätzung des C-Vorrats in %: BWI I

Baumarten- gruppe	CV Derbholz	CV Dichte	CV VEF	Ges. oberird.	Ges. unterird.	Ges. ober- und unterird.	CV C-Geh.	CV BaGr	CV Ges
Fi	1,0	18,8	5,1	19,5	25,3	8,7	2,0	8,9	8,2
Ta	1,6	22,7	4,5	23,1	25,3	11,1	2,0	11,2	
Dgl	5,4	20,8	8,6	23,1	25,3	10,9	2,0	11,1	
Ki	1,6	27,2	2,2	27,3	25,3	14,2	2,0	14,3	
Lä	2,4	18,2	2,2	18,5	25,3	7,8	2,0	8,0	
Ei	1,7	19,8	4,1	20,3	58,1	6,0	2,0	6,3	
Bu	1,2	13,7	2,1	13,9	19,3	5,8	2,0	6,2	
ALh	2,3	15,0	2,7	15,4	19,3	6,8	2,0	7,1	
ALn	4,6	8,7	4,1	10,7	19,3	4,1	2,0	4,5	

Tab. 15: Fehlerschätzung des C-Vorrats in %: BWI II

Baumarten- gruppe	CV Derbholz	CV Dichte	CV VEF	Ges. oberird.	Ges. unterird.	Ges. ober- und unterird.	CV C-Geh.	CV BaGr	CV Ges
Fi	1,0	18,8	5,2	19,6	25,4	8,7	2,0	8,9	7,5
Ta	1,8	22,7	4,7	23,2	25,4	11,1	2,0	11,3	
Dgl	3,6	20,8	9,0	22,9	25,4	10,9	2,0	11,1	
Ki	1,7	27,2	2,3	27,4	25,4	14,1	2,0	14,3	
Lä	2,7	18,2	2,2	18,5	25,4	7,8	2,0	8,0	
Ei	1,8	19,8	4,1	20,3	59,2	5,9	2,0	6,2	
Bu	1,2	13,7	2,1	13,9	19,1	5,9	2,0	6,2	
ALh	2,2	15,0	2,8	15,4	19,1	6,9	2,0	7,2	
ALn	5,0	8,7	4,3	10,9	19,1	4,2	2,0	4,6	

5.2.5 Entwicklung der C-Vorräte in der Dendromasse zwischen 1987 und 2002

Nach der beschriebenen Methode wurden die C-Vorräte auf Basis der BWI-Daten berechnet. Während die oberirdische Biomasse auf Einzelbaumebene quantifiziert wurde, mussten die unterirdischen C-Vorräte auf Bestandesebene quantifiziert werden. Zu diesem Zweck wurde für jede Traktecke die Hauptbaumart identifiziert und dann die Vorräte mit den Funktionen von DIETER & ELSASSER (2002) berechnet. Die Vorräte der Bodenvegetation wurden nicht quantifiziert. Wenn im Folgenden von Biomasse die Rede ist, sind nur die Biomassevorräte der Dendromasse, also die Biomasse der Bäume ohne Bodenvegetation, gemeint. Insgesamt waren nach dieser Berechnung 1987 rd. 163,3 Mio. t C in der Biomasse gespeichert (Tab. 16). Der unterirdische Anteil betrug 35,3 Mio. t C, was 21,6% des Gesamtspeichers entspricht.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Tab. 16: C-Vorräte der Waldbiomasse in Baden-Württemberg 1987 in t C

Baumarten- gruppe	oberirdischer C-Vorrat	unterirdischer C-Vorrat	C-Vorrat ges.
Fi	57,7	15,3	73,0
Ta	10,7	3,9	14,6
Dgl	1,9	0,4	2,3
Kie	8,8	1,8	10,6
Lä	2,3	0,4	2,8
Bu	28,0	7,8	35,8
Ei	9,2	2,7	11,9
ALh	7,8	2,6	10,3
ALn	1,8	0,4	2,1
Summe	128,0	35,3	163,3

In 15 Jahren hat sich der Speicher trotz der hohen Nutzungsrate von 95% auf 171,6 Mio. t C vergrößert (Tab. 17). Die Vorräte innerhalb der einzelnen Baumartengruppen haben sich sehr unterschiedlich entwickelt. Das Verhältnis von unter- zu oberirdischem Vorrat hat sich in den beiden Inventuren nur marginal verändert.

Tab. 17: C-Vorräte der Waldbiomasse in Baden-Württemberg 2002 in t C

Baumarten- gruppe	oberirdischer C-Vorrat	unterirdischer C-Vorrat	C-Vorrat ges.
Fi	52,1	13,8	66,0
Ta	12,0	4,2	16,2
Dgl	3,2	0,7	3,9
Kie	7,6	1,6	9,2
Lä	2,3	0,4	2,7
Bu	33,5	9,2	42,7
Ei	10,2	3,0	13,2
ALh	11,3	3,5	14,9
ALn	2,4	0,5	2,9
Summe	134,6	37,0	171,7

Die Entwicklung innerhalb der einzelnen Baumarten hat unterschiedliche Ursachen. Der Rückgang der Vorräte bei der Fichte ist vor allem auf die Stürme zurückzuführen, aber auch auf die veränderten waldbaulichen Konzepte. Diese sehen eine Erhöhung des Laubholzanteils vor: Insbesondere der Anteil der Buche soll durch eine Reduktion der Fichte auf labilen Standorten gesteigert werden. Auch die Kieferanteile werden sukzessive reduziert und durch Laubbäume ersetzt. Die Tanne als wichtiger Vertreter der pNV wird wieder verstärkt gefördert, weil sie Teil des Bergmischwaldkonzeptes ist und sie auf vielen geeigneten Standorten durch den Anbau von Fichte verdrängt wurde. Die Douglasie wird seit 100 Jahren in Baden-Württemberg angebaut und beginnt seit zwei Jahrzehnten sich massiv zu verjüngen. Durch ihre enorme Wuchsleistung von teilweise über 20 Vfm pro Jahr hat sich ihr Vorrat stark erhöht. Ebenfalls starke Vorratszunahmen verzeichnen die Buche und die ALh. Ursache ist aber weniger die konsequente waldbauliche Förderung: Junge Bestände der ersten Altersklasse (bis 20 Jahre) haben generell zunächst einen geringen laufenden Zuwachs und niedrige Vorräte. Die Vorratszunahmen finden statt, weil zur Zeit im Laubholz weit unter den Möglichkeiten einer nachhaltigen Nutzung geerntet wird.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Das liegt daran, dass nur für gute Qualitäten entsprechende Preise bezahlt werden, aber die Mengensortimente mit C und D-Qualität keine hohen Deckungsbeiträge erbringen.

Tab. 18: Veränderung der C-Vorräte nach der ‚Stock-change method‘ in Mio. t C

Baumarten- gruppe	BW I (1987)	BW II (2002)	Vorratsänderung
Fi	73,0	66,0	-7,0
Ta	14,6	16,2	1,6
Dgl	2,3	3,9	1,6
Kie	10,6	9,2	-1,4
Lä	2,8	2,7	-0,0
Bu	35,8	42,7	6,9
Ei	11,9	13,2	1,3
ALh	10,3	14,9	4,6
ALn	2,1	2,9	0,7
Summe	163,3	171,7	8,3

Die Ergebnisse zeigen, dass der Wald in Baden-Württemberg zwischen 1987 und 2002 eine Senke für 8,3 Mio. t C war (Tab. 18). Das ist interessant, da die beiden Jahrhundertstürme Vivian/Wiebke 1990 und Lothar 1999 zu starken Vorratsverlusten geführt haben. Es zeigt, dass der Wald trotz intensiver Bewirtschaftung noch immer ungenutzte Potentiale hat, mehr Holz nachhaltig geerntet werden könnte und Kalamitäten nicht automatisch zu einer Quellenwirkung nach der Definition des KP führen.

5.3 Veränderung der C-Vorräte durch Landnutzungsänderungen

Die internationale Berichterstattungspflicht sieht vor, dass über Landnutzungsänderungen in separaten Tabellen Buch geführt wird (IPCC 2003). Wald, der einer anderen Landnutzung zugeführt wird, fungiert nicht mehr als Speicher für C. Die dort stockenden Vorräte haben sich meist über einen langen Zeitraum aufgebaut und verschwinden im Zuge der Umwandlung. Obwohl die Waldflächen für die Berechnung der Biomassevorräte nach der ‚Stock-change method‘ nicht benötigt werden, muss dennoch in den CRF über sie berichtet werden (UBA 2005). Die Berechnung der C-Vorräte durch Landnutzungsänderungen ist im Rahmen der THG-Berichterstattung von Bedeutung, weil nach Art. 3.3 KP jeder Vertragsstaat Rechenschaft über diese Flächenveränderungen ablegen muss. Da nach der GPG-LULUCF (IPCC 2003) Neuwaldflächen 20 Jahre lang der Kategorie ‚Neuwald‘ zuzuordnen sind, nimmt die Kategorie ‚verbleibende Waldfläche‘ jährlich um die Fläche ab, die in andere Flächenkategorien umgewandelt worden ist.

Die Gesamtwaldfläche in Baden-Württemberg hat laut BWI I und II zwischen 1987 und 2002 von 1.315.817 ha um 7.302 ha auf 1.323.119 ha zugenommen. Der Flächenfehler liegt bei $\pm 1,2\%$. Detailliertere Daten liefern die statistischen Jahrbücher der LFV. Diese unterscheiden zwi-

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

schen einer dauerhaften Umwandlung von Waldflächen nach §9 LWaldG⁶⁸ zu Zwecken wie Wohnungsbau, industrielle Nutzung, Bau von Verkehrswegen, Ver- und Entsorgungseinrichtungen, Freizeiteinrichtungen sowie Sportanlagen und befristeten Umwandlungen gemäß §11 LWaldG. Dazu zählen beispielsweise Deponie- und Abbauf Flächen. Diesen Flächen stehen neue Waldflächen aus Erstaufforstungen sowie sonstige Waldflächenzugänge gegenüber. Hier wurden die Daten aus den Jahrbüchern der LFV Baden-Württemberg herangezogen, da diese detaillierte Flächenangaben machen. Eine einfache Kalkulation gibt einen Eindruck von der Größenordnung der durch die Waldflächendynamik entstandenen Vorratsveränderungen in Baden-Württemberg. Laut den Ergebnissen der beiden BWI hat die Waldfläche zwischen 1987 und 2002 um 7.302 ha zugenommen. Die statistischen Jahrbücher zeigen mit einer Zunahme von 14.668 ha zwischen 1990, dem Stichjahr für Berichterstattung, und 2002 ebenfalls eine positive Flächenbilanz, die größer ist als die der BWI. Die Differenz liegt jedoch innerhalb des statistischen Flächenfehlers der BWI. Für die Berechnung der C-Vorratsänderungen werden die Daten der LFV herangezogen, da sie eine größere Genauigkeit versprechen und zudem zeitlich aufgelöst sind. Auf eine Herausrechnung aus den Vorratsberechnungen der verbleibenden Waldfläche wurde verzichtet, da es sich um nicht relevante Größenordnungen handelt, die innerhalb des Flächenfehlers liegen.

Tab. 19: Waldflächenveränderungen in Baden-Württemberg zw. 1990 und 2002

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Erstaufforstung	618	363	489	448	494	467	388
Sonst. Flächenzugang	527	565	354	357	400	3.521	1.367
Umwandlung (§ 9 LWaldG)	97	52	55	129	79	151	83
Befr. Umwandlung (§11 LWaldG)	88	76	160	67	62	54	128
Flächenbilanz	960	800	628	609	753	3.783	1.544

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	Summe
Erstaufforstung	262	208	285	270	159	432	4.883
Sonst. Flächenzugang	1.327	114	503	1.061	1.185	848	12.129
Umwandlung (§ 9 LWaldG)	79	128	137	96	92	98	1.276
Befr. Umwandlung (§11 LWaldG)	80	84	106	49	32	82	1.068
Veränderung absolut	1.430	110	545	1.186	1.220	1.100	14.668

Die Waldflächen haben wie in ganz Deutschland zwischen 1987 und 2002 zugenommen (Tab. 19). Schwerpunkt liegt mit über 12.000 ha in der Kategorie ‚sonstiger Flächenzugang‘⁶⁹. Die Erstaufforstungen liegen bei ca. 5.000 ha. Diesen Flächenzugängen stehen Flächenverluste durch Umwandlung in andere Landnutzungsformen von ca. 2.300 ha gegenüber. Abb. 19 zeigt deutlich die positive Flächenbilanz der Wälder Baden-Württembergs. Aufgrund der asymmetrischen Speicherung von C in Wäldern bedeutet die Flächenzunahme nicht automatisch, dass dadurch eine positive C-Vorratsentwicklung statt gefunden hat.

⁶⁸ Landeswaldgesetz

⁶⁹ z.B. Sukzession auf nicht mehr bewirtschafteten landwirtschaftlichen Flächen

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

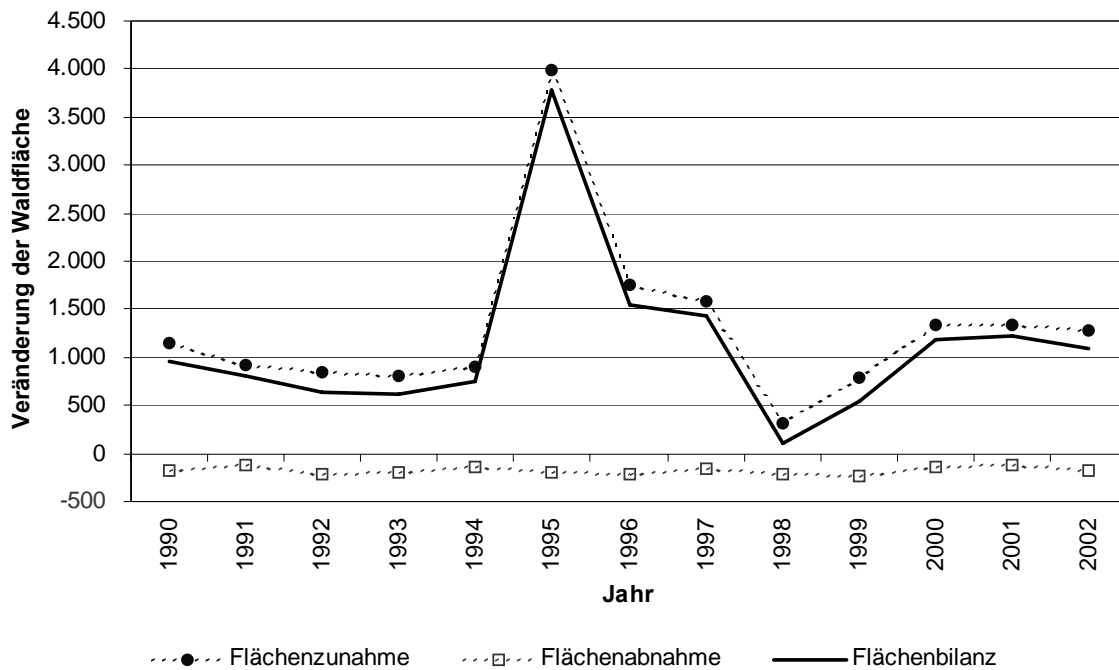


Abb. 19: Waldflächenveränderungen in Baden-Württemberg zwischen 1990 und 2002

Die für andere Nutzungen umgewandelten Waldflächen wurden mit den für das entsprechende Jahr interpolierten durchschnittlichen C-Vorratsmengen der beiden BWI⁷⁰ multipliziert. Diese Mengen beziehen sich sowohl auf die oberirdische als auch auf die unterirdische Biomasse. Über den Zeitraum von 1990 bis 2002 ergibt sich so ein Vorratsverlust von rund 299.000 t C (Tab. 20). Diesen Verlusten steht eine Zunahme der C-Vorräte auf den Flächen gegenüber, die aufgeforstet wurden, bzw. auf denen eine natürliche Sukzession statt gefunden hat.

Tab. 20: Vorratsverluste durch Waldflächenumwandlung in t C zw. 1990 und 2002

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Umwandlung (§ 9 LWaldG)	12.149	6.533	6.930	16.303	10.013	19.196	10.583
Befr. Umwandlung (§11 LWaldG)	11.022	9.548	20.160	8.467	7.859	6.865	16.320
Summe	23.172	16.080	27.090	24.770	17.872	26.061	26.903
	1997	1998	1999	2000	2001	2002	Summe
Umwandlung (§ 9 LWaldG)	10.102	16.416	17.622	12.384	11.903	12.716	162.850
Befr. Umwandlung (§11 LWaldG)	10.230	10.773	13.634	6.321	4.140	10.640	135.980
Summe	20.332	27.189	31.256	18.705	16.043	23.355	298.829

Für die neu hinzu gekommen Waldflächen wurde der durchschnittliche C-Vorrat der ersten Altersklasse mit den Flächenwerten multipliziert. Insgesamt wurden so rund 306.000 t C wieder gebunden (Tab. 21). Aus diesen Zahlen ergibt sich eine Nettosenke von 7.000 t C für Landnutzungsänderungen im Zeitraum 1987 bis 2002.

⁷⁰ 1987: 124,1 t C je ha; 2002: 129,8 t C je ha

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Tab. 21: C-Vorratzzunahme durch Neuwaldflächen zw. 1990 und 2002

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Erstaufforstung	11.130	6.538	8.807	8.068	8.897	8.411	6.988
Sonst. Flächenzugang	9.491	10.176	6.376	6.430	7.204	63.413	24.620
Summe	20.621	16.713	15.182	14.498	16.101	71.824	31.608

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	Summe
Erstaufforstung	4.719	3.746	5.133	4.863	2.864	7.780	87.943
Sonst. Flächenzugang	23.899	2.053	9.059	19.109	21.342	15.272	218.443
Summe	28.618	5.799	14.192	23.971	24.205	23.053	306.386

Diese Zahlen zeigen, dass die C-Vorräte trotz der Waldflächenzunahme nicht signifikant zugenommen haben. Das liegt daran, dass die Umwandlung von Waldflächen einen Speicherverlust bedeutet, der sich über einen langen Zeitraum aufgebaut hat und eine Asymmetrie bezüglich Vorratsauf- und -abbau besteht (WBGU 2003, WIRTH et al. 2004a). In Baden-Württemberg hat die positive Flächenbilanz des Waldes dazu geführt, dass die Verluste durch Umwandlung kompensiert werden konnten. Die durch Landnutzungsänderungen verursachten Vorratsveränderungen sind bereits von den BWI erfasst und berücksichtigt worden. In den CRF-Tabellen für die Berichterstattung muss jedoch über Flächen nach Art. 3.3 separat berichtet werden, was eine Herausrechnung der Vorräte dieser Flächen erforderlich macht um eine Doppelzählung zu vermeiden.

5.4 Modellierung der Produktspeicher

5.4.1 Theoretische Ansätze zur Quantifizierung der Produktspeicher

Das KP ermöglicht den Vertragsstaaten die eingegangenen Verpflichtungen teilweise dadurch zu erfüllen, dass sie mit LULUCF-Maßnahmen der Atmosphäre THG entziehen (DE JONG 2001). Im Bereich Forstwirtschaft handelt es sich in erster Linie um Aufforstung, Wiederaufforstung und spezielle Managementmaßnahmen. LULUCF ist ein Bereich, über den im NIR entsprechend berichtet werden muss, um die dargestellten Veränderungen überprüfbar zu machen. Obwohl das KP Holzprodukte nicht explizit erwähnt, wird die Möglichkeit für eine Einbeziehung „zusätzlicher Aktivitäten“ im LULUCF-Bereich eingeräumt; darunter könnten auch Erntemaßnahmen und Holzprodukte fallen (LIM et al. 1999). Definitionen, genaue Beschreibungen der verschiedenen Ansätze sowie ihrer Implikationen und Auswirkungen auf die THG-Inventare einzelner Länder sind ausführlich in einem technischen Bericht der UNFCCC (2003) dargestellt.

Der Ansatz des IPCC für die THG-Berichterstattung beschränkt sich bislang auf die Netto-Primärproduktion von Wäldern in den C-Speichern ‚Lebende Biomasse‘, ‚Totholz‘ sowie ‚Boden‘ (UNFCCC 2003, UBA 2005). Er ist die Grundlage für die geltenden Bilanzierungsregelungen. Produktspeicher sind bislang nicht Teil der nationalen Verpflichtung zur THG-

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Berichterstattung wie sie für terrestrische Speicher, Senken und Quellen von THG in der UNFCCC, im KP und im Folgeprozess vereinbart wurden. Der Ansatz geht davon aus, dass keine Änderungen in den C-Vorräten der Holzprodukte auftreten, da alte Produkte durch Neue ersetzt werden (EGGERS 2002, UNFCCC 2003). Nur die Aufnahme von CO₂ durch den photosynthetischen Aufbau der Waldbiomasse wird dokumentiert. Emissionen der Holzernte werden im selben Jahr und im produzierenden Land berechnet. Dadurch bleibt die Speicherung in langlebigen Holzprodukten unberücksichtigt, was zu einer Überschätzung der Emissionen führt. Die fehlende Berücksichtigung des Produktsektors trägt mit der vereinfachenden Annahme, dass sich diese nicht verändern, auch nicht dem Grundsatz des KP Rechnung, dass Emissionen dem Ort ihrer Entstehung zugerechnet werden sollen.

Die Bestimmung, dergestalt über C-Speicher zu berichten, trägt dem Problem Rechnung, dass heute noch in vielen Ländern keine nachhaltige Waldbewirtschaftung statt findet. Kahlschläge, illegale Holznutzungen, Brandrodungen, aber auch Feuerkalamitäten, die wertvolle terrestrische Speicher reduzieren, machen Wälder vor allem in den Tropen, Subtropen und im borealen Nadelwald zu einer THG-Quelle (UNFCCC 1999b). Auf eine Integration dieser bedeutenden Speicher wurde bislang verzichtet, auch weil nicht klar ist, auf welche Weise verifizierbar über Veränderungen der Produktspeicher Bericht erstattet werden kann. Sollen Möglichkeiten geschaffen werden, über Veränderungen der Produktspeicher zu berichten, muss zunächst festgelegt werden, in welchem Kontext dies geschehen soll. Das IPCC, der SBSTA und viele Wissenschaftler haben die Bedeutung der Produktspeicher erkannt und diskutieren seit 1998 über eine mögliche Einbindung. Dabei muss diese Einbindung den Grundsätzen des KP entsprechen, d.h. die Aktivitäten sollten genau definiert werden, durch Dritte verifizierbar sein und den Prinzipien des KP entsprechen (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003b).

Bedeutung erhalten die Produktspeicher insbesondere durch ihre leichte Beeinflussbarkeit durch den Menschen. Die Erfassung ist aufgrund der Handelsströme von Rundholz, Halb- und Fertigprodukten, unterschiedlichen Verwendungszwecken und Lebensdauern der Produkte komplizierter als die Bestimmung der vor Ort messbaren und verifizierbaren C-Vorräte in Biomasse und Böden. Die Ergebnisse sind besonders sensitiv was die zu Grunde gelegten Lebensdauern betrifft (POKER et al. 2002). Oft liegen nur mangelhafte und unvollständige Daten darüber vor, welche Holzsortimente geerntet bzw. wofür sie verwendet wurden (MUND & SCHULZE 2006). Die Veränderungen des in Produkten gespeicherten C sind also aufgrund mangelhafter Datenverfügbarkeit schwer zu erfassen und erfordern ein Modell, das auf Basis realistischer Annahmen die fehlenden Informationen simulieren kann.

Die Annahme, dass reduzierte Vorräte mit einer Quelle für CO₂ gleichzusetzen sind, trifft nur nach einer Vorratsabsenkung zu, die durch einen Waldbrand verursacht wurde. Selbst durch Sturm- oder Insektenkalamitäten reduzierte Vorräte der lebenden Waldbiomasse führen zu einer starken Anreicherung des C-Speichers ‚Totholz‘, wenn die angefallenen Holzmengen nicht zu Produkten verarbeitet werden. Die Zersetzung des Totholzes unter CO₂-Freisetzung erfolgt je

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

nach Baumart relativ langsam und eröffnet die Möglichkeit, über erhöhte Totholzvorräte im Wald einen zusätzlichen Speicher für C aufzubauen (NABUURS & SIKKEMA 2001, WIRTH et al. 2004a). Wird Holz im Zuge von Nutzungen oder nach Kalamitäten aufgearbeitet und genutzt, verlängert sich die Speicherleistung des Waldes um die Lebensdauer der Produkte. Außerdem generiert der Einsatz als Material und Energieträger durch die positive Energiebilanz von Holz Substitutionseffekte (BRANDL 1996, BEMMANN & HASENKAMP 2003), durch die zusätzliche anthropogene CO₂-Emissionen vermieden werden. Ebenso wie Wälder speichern auch die Produkte aus Holz C für einen begrenzten aber signifikanten Zeitraum. Das ist insofern wichtig, als dass diese Form der Speicherung als Instrument genutzt werden kann, um mehr Zeit für die Entwicklung emissionsärmerer Technologien und Anpassung an die Auswirkungen des Klimawandels zu gewinnen (POKER et al. 2002).

Die Erkenntnis, dass nur eine vollständige Betrachtung aller C-Flüsse und Speicher von Landnutzungssystemen sinnvoll ist, hat dazu geführt, dass verschiedene Ansätze diskutiert wurden, welche die Produktspeicher in die THG-Berichterstattung integrieren möchten. Vor diesem Hintergrund hat der SBSTA das IPCC beauftragt, unterschiedliche Ansätze zu beurteilen, die eine Betrachtung des Produktsektors ermöglichen. Im Mai 1998 wurden auf einem Expertentreffen des IPCC in Dakar (Senegal) drei verschiedene Ansätze erörtert – die sogenannten ‚Dakar Approches‘.

Die im Dakar-Meeting vorgeschlagenen Ansätze behandeln Veränderungen in der lebenden Waldbiomasse wie der IPCC-Ansatz, unterscheiden sich aber substantiell in der Frage, was mit dem geernteten Holz geschieht. In Abhängigkeit der verfügbaren Daten können unterschiedlich komplexe Berechnungsverfahren zur Quantifizierung der Vorräte in den Produktgruppen herangezogen werden. Sie sind wie bei der Quantifizierung der anderen relevanten THG-Speicher in hierarchische *tiers* gegliedert. Ein Hauptunterschied und Kritikpunkt der Ansätze ist das Problem, wem Veränderungen in den Produktspeichern zugerechnet werden – dem Erzeugerland oder dem konsumierenden Land. Dadurch entstehen unterschiedliche Anreize, Holz zu nutzen oder C in heimischen Wäldern zu speichern, Holz zu importieren und Altholz zu verwerten (LIM et al. 1999).

Der ‚Stock-change approach‘

Der methodische Ansatz der Vorratsänderung (‚Stock-change approach‘) schätzt die Nettoänderungen der C-Vorräte im Wald und im Holzproduktspeicher innerhalb nationaler Grenzen und wird von den meisten Mitgliedsstaaten der EU bevorzugt (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003b). Holzexporte des produzierenden Landes werden als Emissionen betrachtet, während Holzimporte als Senken angesehen und entsprechend kalkuliert werden. Vorratsänderungen in den Holzproduktspeichern werden dem Land zugerechnet, in dem die Produkte konsumiert werden. Der

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Ansatz honoriert die Nutzung von Holz ebenso wie nachhaltige Bewirtschaftung von Wäldern (Abb. 20).

Der Ansatz birgt jedoch auch problematische Aspekte. Holzimportierende Länder haben einen Vorteil, weil ihnen eine Senkenwirkung zugeschrieben wird, die sie nicht selber generiert haben. Dadurch entsteht auch ein Anreiz, nicht nachhaltig produziertes Holz zu importieren. Importe und Exporte sind konjunkturabhängig und variieren, was ein entsprechendes Monitoring erfordert. An der BFH wurde ein erweiterter und verbesserter Ansatz entwickelt, der die Handelströme durch eine Handelsbilanz erfasst. Er wird den Grundsätzen des KP gerecht und ist für eine Anrechnung im Rahmen der Berichterstattung besonders geeignet (POKER et al. 2002).

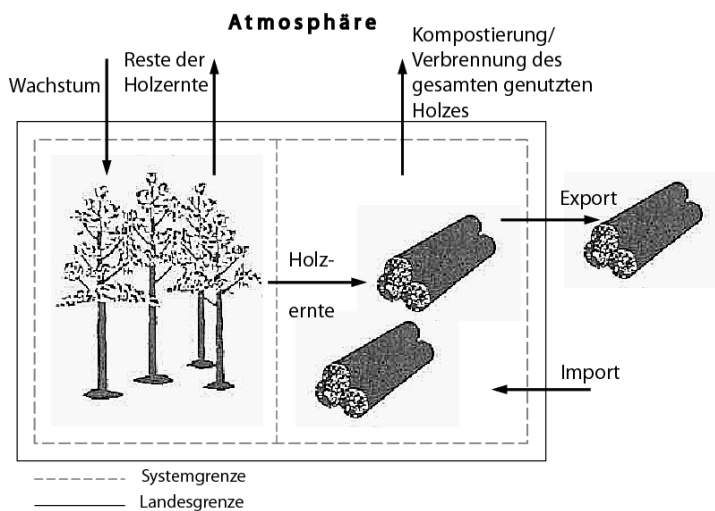


Abb. 20: Der ‚Stock-change approach‘ (nach: LIM et al. 1999)

Der ‚Atmospheric-flow approach‘

Der ‚Atmospheric-flow approach‘ analysiert die C-Flüsse in Form von CO₂ zwischen der Biosphäre und der Atmosphäre innerhalb der Landesgrenze. Er berücksichtigt, wann und wo sie auftreten. Der Fokus dieses Ansatzes liegt auf dem Holzverbrauch, Importe und Exporte werden berücksichtigt (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003b), d.h. C-Emissionen in die Atmosphäre durch Zersetzung oder Verbrennung, auch von importiertem Holz, werden dem Holz konsumierenden Land zugerechnet. Die Bindung von CO₂ durch das Waldwachstum wird dem produzierenden Land gutgeschrieben (Abb. 21).

Dieser Ansatz wird innerhalb der EU hauptsächlich von walddreichen Ländern mit geringem Inlandsverbrauch bevorzugt, wie z.B. Schweden und Finnland (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003b). Auch dieser Ansatz ist mit dem allgemeinen Kyotoprinzip konform, dass Senken und Quellen dort kalkuliert werden sollen, wo sie entstehen. Bei diesem Ansatz besteht die Gefahr einer dop-

pelten Zählung von Emissionen und dass Mengen nicht korrekt erfasst werden (POKER et al. 2003).

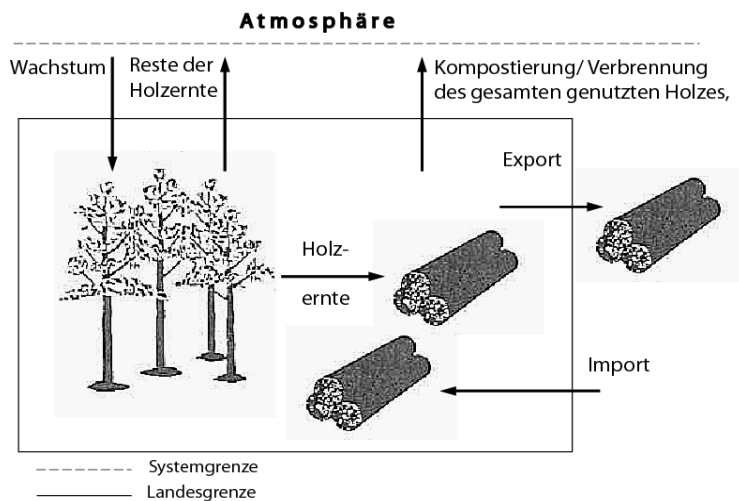


Abb. 21: Der ‚Atmospheric-flow approach‘ (nach LIM et al. 1999)

Der ‚Production Approach‘

Von den Ansätzen, die in Dakar entwickelt wurden (LIM et al. 1999), erwies sich im Rahmen der Untersuchung der ‚Production Approach‘ als geeignete Grundlage. Er entspricht bis auf die Tatsache, dass Handel ausgeblendet wird, weitgehend dem ‚Stock-change approach‘. Der ‚Production approach‘ berechnet wie die anderen Ansätze die Änderungen in den C-Vorräten im Wald und in den Holzprodukten – mit dem Unterschied, dass die Systemgrenze anders definiert wird: Exportiertes Holz wird dem Produktionsland zugerechnet, importiertes Holz und Produkte hingegen nicht betrachtet.

Der ‚Production Approach‘ wird stark kritisiert, weil er das Prinzip der Zuordnung von Emissionen an ihrem Entstehungsort nicht berücksichtigt. Daher lehnen ihn die meisten EU-Mitgliedsstaaten als ungeeignet für eine Anwendung innerhalb der THG-Berichterstattung ab. Diese Haltung ist nachvollziehbar, da hollexportierende Länder die Verantwortung für die Verwendung des Holzes und die Entwicklung der Speicher behielten. Dennoch wird er in dieser Untersuchung gewählt, weil für diesen Ansatz die meisten benötigten Informationen und Daten zeitlich aufgelöst vorliegen, bzw. durch entsprechende Annahmen vervollständigt werden konnten. Diese Art der Berechnung widerspricht der Forderung, dass sämtliche Emissionen dem Ort ihrer Entstehung zugeordnet werden sollen. Aus Sicht des Klimaschutzes ist es jedoch unwichtig, wo die Emissionen entstehen: Für den CO₂-Gehalt der Atmosphäre spielt der Ort der Verarbeitung keine Rolle, wohl aber für die Bewertung eines Produktionsstandortes – in dieser Studie das Land Baden-Württemberg. Deswegen ist es durchaus sinnvoll, Importe und Exporte auszublenden.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

den, wenn die Senken- und Klimaschutzleistungen eines Waldes unter Berücksichtigung der aus seinem Holz entstandenen Produkte bewertet werden sollen.

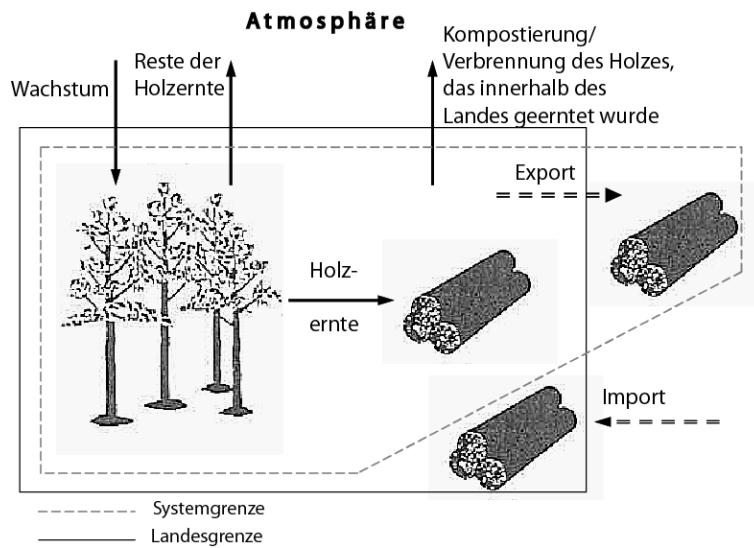


Abb. 22: Der ‚Production Approach‘ (nach LIM et al. 1999)

Der ‚Production Approach‘ hat das Ziel, die Holzproduktspeicher in die Betrachtung zu integrieren. Er kann Entscheidungsträgern als Hilfe dienen, die aus Sicht des Klimaschutzes beste Strategie für eine Waldbewirtschaftung zu wählen. Es ist umstritten, ob es sinnvoller ist, Wälder nachhaltig zu bewirtschaften, oder sie aus der Nutzung herauszunehmen, weil dadurch hohe Vorräte und somit große Speicher entstehen. Die Senkenleistung geht im Klimaxzustand stark zurück. Auf produktiven Standorten erhält man langfristig durch nachhaltige Nutzung eine größere Senkenleistung, da der durchschnittliche Gesamtwuchs größer ist. Die durch die Ernte entstehenden Produkte speichern für ihre Lebensdauer den im Wald gebundenen C. Außerdem entstehen Substitutionseffekte: Werden energieaufwändig zu produzierende Materialien wie Stahl und Beton durch Holz ersetzt, verlängert sich nicht nur die Speicherdauer, sondern aufgrund der positiven Energiebilanz von Holz bleiben der Atmosphäre Emissionen erspart. Am Ende des Lebenszyklus können Holzprodukte energetisch verwertet werden und reduzieren zusätzlich Emissionen, da vor allem in der Wärmeproduktion fossile Energieträger ersetzt werden können. Das bei der Verbrennung freigesetzte CO₂ entspricht dabei in seiner Menge dem, was in für Menschen relevanten Zeiträumen durch Photosynthese gebunden wurde – im Gegensatz zu fossilen Brennstoffen wie Erdöl, Kohle und Gas, deren Entstehung Millionen von Jahren benötigt hat.

Vergleich der Ansätze

POKER et al. (2002) haben die Veränderung der C-Speicher in Holzprodukten für Deutschland nach den vorgestellten Ansätzen berechnet. Sie betrug im Jahr 1991 zwischen 6,5 und 12,6 Mio. t. Die Werte in Tab. 22 zeigen, wie schwierig es ist, die Veränderungen der Produktspeicher zu quantifizieren, da sich die Ansätze stark unterscheiden. Auch innerhalb des Production Approach gibt es je nach verwendeten Daten große Unterschiede.

Tab. 22: C-Senke von Holzprodukten in Deutschland in Mio. t C (aus: POKER et al. 2002)

Quelle	Berechnungs- jahr	Atmospheric Flow Approach	Production Approach	Stock Change Approach
Poker et al (2002)	1991	6,5	9,4	11,6
UNFCCC (2003)	2000		6,7	12,6

Die Ergebnisse der beschriebenen Methoden unterscheiden sich im globalen Maßstab nicht, können aber regional bzw. auf Länderebene aufgrund unterschiedlicher Systemgrenzen andere Ergebnisse liefern (LIM et al. 1999). Die Unterschiede bestehen im Wesentlichen in den Fragen, wo und wann Änderungen im C-Vorrat und Emissionen auftreten, d.h. in welcher Weise im Inland erzeugtes Holz und der Holzhandel berücksichtigt werden. Unberücksichtigt bleiben bei diesen Methoden auch die Effekte der Material- und Energiesubstitution durch Holznutzung.

5.4.2 Das Holzproduktmodell WPM

Um den in Produkten gespeicherten C für Baden-Württemberg quantifizieren zu können, bedarf es eines Modells, das die jährlich hinzukommenden Holzmengen auf die verschiedenen Produktkategorien aufteilt. Dem Holzproduktmodell liegt die Annahme zu Grunde, dass anfallende Sortimente aufgrund ihrer Eigenschaften zu bestimmten Produkten verarbeitet werden. Wenn sich die Sortimentstruktur verschiebt, wirkt sich das auch auf die Produkte aus. Das bedeutet übertragen auf die Realität nicht, dass in der Region andere Produkte hergestellt werden, sondern dass unter Umständen mehr benötigte Sortimente importiert werden müssen.

Die Effekte durch Holznutzung wurden für den selben Zeitraum wie bei der Quantifizierung der Biomassevorräte (1987 bis 2002) modellhaft berechnet. Wie bereits dargestellt, sind Holzprodukte nicht Bestandteil der internationalen Senkenberichterstattung; die Veränderungen des in Holzprodukten gespeicherten C sind aber für den tatsächlichen CO₂-Fluss in die Atmosphäre entscheidend. Die bisherigen Bestimmungen zur Senkenberichterstattung gehen nur von Vorräten im Wald aus, was dazu führt, dass jede Vorratsabsenkung den Eindruck einer Quellenwir-

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

kung erweckt, weil der in den Produkten gespeicherte C nicht mehr in der C-Bilanz auftaucht. Das Modell soll zu folgenden Aspekten Aussagen machen:

- Welche Größenordnung haben die Produktspeicher im Vergleich zu den Biomassespeichern?
- In welchen Produktspeicher fließen die im Holz gespeicherten C-Mengen nach der Ernte?
- Wie dynamisch sind die Produktspeicher?
- Welche Größenordnung haben die Substitutionseffekte?

Durch die Aufbereitung verschiedener Datenquellen werden die Effekte der Nutzung von Holz in verschiedenen Produktkategorien quantifiziert. Die Berechnung der Produktspeicher erfolgt in drei Schritten. Zunächst musste ein Anfangszustand für die verschiedenen Produktkategorien geschätzt werden. Dafür wurde das Jahr 1986 gewählt. Dieser Anfangszustand der Produktspeicher für Produkte mit langer, mittlerer und kurzer Lebensdauer wurde nach der Methode von FRÜHWALD et al. 2001 für Baden-Württemberg bestimmt. Im zweiten Schritt wurde modelliert, wie sich die Produktspeicher zwischen 1987 und 2002 entwickelt haben. Dieser Zeitraum wurde gewählt, weil es sich um die Stichjahre der BWI handelt und dadurch ein direkter Vergleich der Entwicklung in der Waldbiomasse mit den Produktspeichern möglich ist. Darüber hinaus wurde die Entwicklung dieser Vorräte für den Zeitraum 2002 bis 2012 mit Hilfe des an der FVA Baden-Württemberg entwickelten Modells WEHAM modelliert, um die weitere Entwicklung prognostizieren zu können.

5.4.2.1 Stand der Wissenschaft: Andere Modelle

Es gibt verschiedene Modelle, die auf unterschiedlicher Ebene eine Quantifizierung und Veränderung von C-Speichern vornehmen. Sie weisen entsprechend ihrer Auflösung, Zielsetzung und Datenverfügbarkeit unterschiedliche Stärken und Schwächen auf. Im Folgenden werden die bekanntesten Modelle kurz vorgestellt.

Das Modell CO2FIX ist eines der ältesten Modelle und wurde bereits Ende der 80er Jahre entwickelt, um C-Vorräte in Senkenprojekten zu berechnen. Anfangs war es nur für gleichaltrige Bestände ausgelegt und hat eine Vielzahl vereinfachender Annahmen benutzt, um die Zielwerte zu quantifizieren. Durch seine kontinuierliche Weiterentwicklung kann es inzwischen auch für ungleichaltrige Bestände benutzt werden (NABUURS et al. 2003). Es besteht aus drei Modulen, mit denen die Vorräte in der Biomasse, im Boden und in den Produkten quantifiziert werden können (EMMER 2006). Das Programm ist Windowsbasiert, hat eine benutzerfreundliche Oberfläche und

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

bietet die Möglichkeit, verschiedene Annahmen zu treffen. Die aktuelle Version kann kostenlos aus dem Internet heruntergeladen werden.⁷¹

Das in Österreich entwickelte Modell GORCAM (Graz / Oak Ridge Carbon Accounting Model) basiert auf Excel Spreadsheets und dient der Berechnung von verschiedenen Landnutzungsszenarien. Außer den Veränderungen der Speicherung in der Biomasse werden auch in diesem Modell die Produktspeicher und die Substitutionseffekte quantifiziert. Für die Biomasse sind verschiedene Wachstumsfunktionen verfügbar, die je nach Szenario auf einen einzelnen Bestand oder einen Wald mit einer bestimmten AKL-Struktur angewendet werden können. Die Ergebnisse der C-Speicherung können außerdem diskontiert werden, um verschiedene Optionen miteinander vergleichen zu können.⁷²

Ein weiteres Modell ist das am EFI entwickelte EFISCEN (European Forest Information Scenario Model), das mit einem Holzproduktmodell (HWP, Harvested Wood Product model) kombiniert ist. EFISCEN ist ein Wachstumsmodell, das für große Gebiete einsetzbar ist und die Veränderungen in den Biomassevorräten kalkuliert. Es liefert die Daten für das HWP, das die Vorräte in den Holzprodukten nach dem ‚Stock-change approach‘ berechnet (EGGERS 2002).

Andere Modelle stammen aus Australien, Kanada und Neuseeland. Ihre Anwendbarkeit auf mitteleuropäische Baumarten und Verhältnisse ist fraglich, da Wachstumsfunktionen für einzelne Baumarten nur regionale Gültigkeit haben und stark von standörtlichen Parametern abhängen. Im Rahmen dieses Projektes wurde daher ein eigenes Excel Spreadsheet Modell entwickelt, das auf Basis der besten verfügbaren Informationen die Vorräte der Produktspeicher und der entstehenden Substitutionseffekte quantifiziert.

5.4.2.2 Anfangsvorräte der Produktspeicher im Jahr 1986

Der größte Anteil des C ist in Produkten mit langer Lebensdauer gespeichert. Die beiden anderen Kategorien mit kurzer und mittlerer Lebensdauer weisen ebenfalls signifikante Größenordnungen aus. Aufgrund fehlender Daten muss eine Abschätzung vorgenommen werden, um einen Anfangsvorrat für das Modell zu erhalten (Tab. 23). Die Daten für diese Berechnung – Anzahl von Wohnungen und Gebäuden, sowie Bevölkerung – stammen vom statistischen Landesamt Baden-Württemberg⁷³.

Die Zahl der 1986 in Baden-Württemberg existierenden Häuser wurde ermittelt und mit einem geschätzten Wert an verbautem Holz multipliziert. Dieser Wert beträgt für Ein- und Zweifamilienhäuser 15 t und für Mehrfamilienhäuser 30 t Holz. Da 50% dieser Menge C ist, müssen die C-Vorräte mit diesem Faktor berechnet werden. Ebenfalls in die Kategorie ‚Produkte mit langer

⁷¹ www.efi.fi/projects/casfor/

⁷² www.joanneum.at/GORCAM.htm

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Lebensdauer' wurde Holz in Außenanlagen, Schwellen, Masten sowie das in öffentlichen und Industriegebäuden verbaute Holz eingeordnet. Die Größen, die nicht direkt für Baden-Württemberg berechnet werden konnten, wurden über das Verhältnis des Bevölkerungsanteiles von Baden-Württemberg im Jahr 1986 zu den Werten von Gesamtdeutschland und den Schätzungen von FRÜHWALD et al. (2001) hergeleitet. Dazu zählen außerdem Halbfabrikate, die der Kategorie ‚Produkte mit mittlerer Lebensdauer‘ zugeordnet wurden sowie die kurzlebigen Produkte (Verpackungsmaterial, Papier). Diese Schätzungen sind zwar sehr grob, erfüllen aber den Zweck, dass ein Anfangszustand für die Produktspeicher definiert werden kann, dessen Plausibilität sich durch die folgenden Untersuchungen bestätigt. Der geschätzte Anfangsvorrat für die Produktspeicher im Jahr 1986 beträgt demzufolge insgesamt 34,9 Mio. t C. Der größte Teil davon ist der Kategorie ‚lange Lebensdauer‘ zugeordnet.

Tab. 23: Schätzung der Anfangsvorräte der Produktspeicher im Jahr 1986 (in Mio. t C)

	Kategorie	Menge	Menge je Einheit	Holzmasse in Mio. t	C in t	Mio. t C je Kategorie
Verbautes Holz in Ein- und Zweifamilienhäusern	lange Lebensdauer	1.527.000 Häuser	15 t je Haus	22,9	11,5	
Wohngebäude mit mehr als zwei Wohnungen	lange Lebensdauer	305.000 Häuser	30 t je Haus	9,2	4,6	
Holz in Außenanlagen, Schwellen und Masten	lange Lebensdauer			9,0	4,5	26,2
Holz als Baustoff & Einrichtungsmaterial in öffentlichen & Industriegebäuden	lange Lebensdauer			11,3	5,7	
Möbel und hölzerne Haushaltsgegenstände je	mittlere Lebensdauer	3.962.000 Haushalte	2 t je Haushalt	7,9	4,0	4,8
Halbfabrikate (Produkte & Lager)	mittlere Lebensdauer			1,7	0,9	
Verpackungsmaterial (Holz)	kurze Lebensdauer			2,0	1,0	3,9
Papier / Pappe	kurze Lebensdauer			5,7	2,9	
C-Vorrat in Produkten						34,9

Die geernteten Holzmengen werden in verschiedene Sortimenten aufgeteilt. Nach Umrechnung der Volumina in C und Aufteilung anhand des hergeleiteten Verwendungsschlüssels werden die Flüsse in die verschiedenen Speicher anhand der Zerfallsfunktionen quantifiziert (Abb. 23).

⁷³ www.statistik.baden-wuerttemberg.de

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

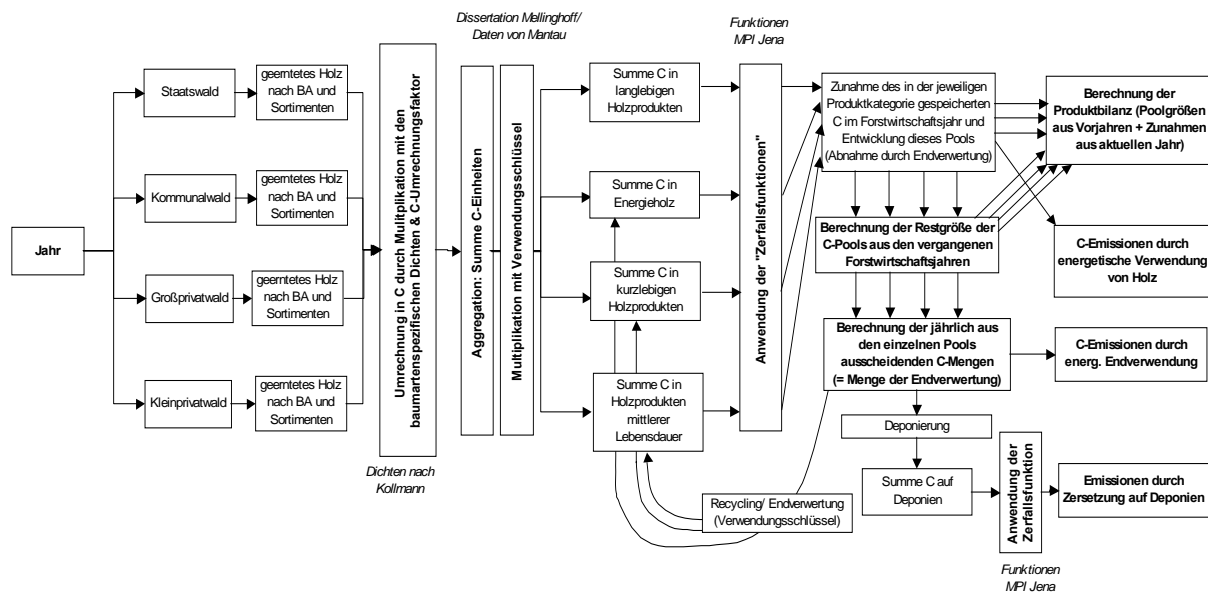


Abb. 23: Übersicht über die Datenflüsse und Informationsquellen im Holzproduktmodell

Die Trennung nach Baumarten ermöglicht durch Multiplikation mit den mittleren Raumdichten nach KOLLMANN (1982) eine genaue Bestimmung der Trockenmassen. Dieselben Dichten wurden auch in der Berechnung der C-Vorräte der Waldbiomasse verwendet. Das ist wichtig, da bereits geringe Abweichungen in der Holzdichte einen Einfluss auf die Gesamtvorräte haben. Die Trockenmasse besteht zu 50% aus C. Daher wurden diese Zahlen mit dem Konversionsfaktor 0,5 multipliziert und so die C-Vorräte bestimmt.

5.4.2.3 Holzverwendung

Die Lebensdauer der unterschiedlichen Holzprodukte variiert stark. Daher muss ein Verwendungsschlüssel entwickelt werden, der eine Aufteilung der geernteten, verkauften und abtransportierten Holzmengen in die Produktkategorien ‚lange Lebensdauer‘, ‚mittlere Lebensdauer‘, ‚kurze Lebensdauer‘ und ‚Energieholz‘ ermöglicht. Bei Holzprodukten mit langer Lebensdauer handelt es sich hauptsächlich um in Gebäuden verbautes Holz. Die Kategorie der Produkte mit mittlerer Lebensdauer besteht aus Holzwerkstoffen wie Span-, OSB-, MDF- und Tischlerplatten, Furnieren und Vollholzmöbeln. Zu den Produkten mit kurzer Lebensdauer gehören Papier, Pappe, Kartonagen und Verpackungen aus Holz.

Ausschlaggebend für den Verwendungszweck sind die spezifischen Holzeigenschaften der einzelnen Baumarten und deren Qualität (EGGERS 2002b). Nadelstammholz wird hauptsächlich zu Bauholz verarbeitet, ist aber auch für die Papierindustrie vor allem in schwachen Dimensionen ein interessanter Rohstoff. Gründe für die Verwendung im Bau sind die Dauerhaftigkeit, die Di-

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

mension, der Preis, die Verfügbarkeit und weitere positive Eigenschaften. Da die Ausbeute eines Nadelstammes im Durchschnitt ca. 61% beträgt und die Sägenebenprodukte (SNP) teilweise stofflich verwendet werden, geht ein Teil der Menge in die Holzwerkstoffindustrie. Der Stammholzanteil ist wesentlich größer als beim Laubholz, das seltener als Bauholz verwendet wird. Aufgrund seiner Eigenschaften wird es häufig zu Möbeln, Parkett oder Furnieren verarbeitet, sofern es sich um qualitativ hochwertige Stammholzsortimente handelt, die entsprechende Preise erzielen. Die Ausbeute beträgt hier 67% und die Nebenproduktstruktur variiert ebenfalls. Sägenebenprodukte wie Schwarten, Spreißel und Späne werden stofflich in Spanplatten und Palettenklötzchen verarbeitet oder für die Energieerzeugung genutzt. Industrieholz wird wie die SNP hauptsächlich thermisch verwertet, aber teilweise auch in der Holzschliff- und Spanplattenproduktion eingesetzt, wenn die Sortimente die nötigen Qualitätseigenschaften aufweisen (MANTAU 2004b).

Um einen solchen Verwendungsschlüssel entwickeln zu können, müssen die Daten der einzelnen Produkte in den genannten Kategorien aggregiert werden, importierte Holzmengen hinzugerechnet und exportierte Holzmengen abgezogen werden. Da nicht einmal für die gesamte Bundesrepublik Deutschland detaillierte Informationen über diese Stoffströme vorliegen, konnte die für das Land Baden-Württemberg spezifische Verwendung nicht dargestellt werden. Es ist schwierig, belastbares Datenmaterial dafür zu finden, wie die einzelnen Sortimente verwendet werden und welche Produkte daraus entstehen. Es gibt Vermischungen aufgrund von Exporten und Importen der gleichen Sortimente und sich verändernde Angebots- und Nachfragemuster. Daher wurde die Annahme getroffen, dass die Verwendung der anfallenden Holzsortimente in Baden-Württemberg der in Deutschland entspricht.

Als Datengrundlage für die Entwicklung des Verwendungsschlüssels dienten die Arbeiten von MELLINGHOFF (1997) über die Holzverwendung in Deutschland im Jahr 1995, ZMP-Marktbilanzen (ZMP 2005) und besonders die Arbeiten von MANTAU (2004a, 2004b) für das Jahr 2002. Diese Daten haben den Vorteil, dass sie einen vollständigen Verwendungsschlüssel ermöglichen – d.h. auch die mengenmäßig bedeutsamen Sägenebenprodukte werden berücksichtigt. Leider existiert keine ausreichende Datengrundlage, um einen solchen Schlüssel für andere Jahre zu erstellen. So ließen sich lediglich Trends in der Verwendung erfassen. Das Modell geht aber davon aus, dass sich bestimmte Sortimente für eine eingeschränkte Produktgruppe eignen und damit die Verwendung durch das geerntete Holz vorgegeben ist. Die verfügbaren Daten haben es auch nicht ermöglicht, eine Trennung von Laub- und Nadelindustrieholz vorzunehmen, da dies nicht getrennt erfasst wird. Das Holzproduktmodell ist jedoch so konzipiert, dass neue Erkenntnisse, wie beispielsweise veränderte Nutzungstrends oder genauere Informationen über die Holzverwendung, schnell integriert werden können.

5.4.2.4 Herleitung des Verwendungsschlüssels

Ein großer Teil der Daten für die Herleitung stammen von MANTAU (2004a, 2004b), sofern nicht anders angegeben, und gelten für das Jahr 2002. Sämtliche Einheiten beziehen sich auf EFm ohne Rinde. Diese wurden aus Gründen der Leserfreundlichkeit in Fm abgekürzt. In diesem Jahr wurden in Deutschland insgesamt ca. 29,9 Mio. Fm Stammholz eingeschritten. Davon entfielen rund 27,9 Mio. Fm auf Nadelholz und rund 2 Mio. Fm auf Laubholz.

Im Verwendungsschlüssel wurden gemäß der Modellvorgabe die Exporte berücksichtigt, während die Importe herausgerechnet wurden. Auch die Verwendung von Altholz, das seit 2005 nur noch thermisch oder stofflich verwertet werden darf⁷⁴, wurde ermittelt. Problematisch war hierbei, dass ein Teil des Altholzes weitervertrieben wird, während ein anderer Teil stofflich oder energetisch genutzt wird. MANTAU & WEIMAR (2003) haben in einer Analyse für das Jahr 2001 festgestellt, dass in Deutschland 52% des Altholzaufkommens energetisch und 27% stofflich verwertet wurden; knapp 18% wurden exportiert und ca. 1% wurde deponiert.

Im Folgenden werden die Herleitung des Verwendungsschlüssels beschrieben und die dabei getroffenen Annahmen erklärt. Um die wenig leserfreundliche Darstellung der Herleitung besser nachvollziehbar zu machen, wurden zusätzlich Grafiken für die Kategorien erstellt, welche die Aufteilung der Holzmengen verdeutlichen.

Verwendung von Nadelstammholz

Bei einer durchschnittlichen Ausbeute von 61% für Nadelholz ergeben sich 17 Mio. Fm Schnittholz, 10,6 Mio. Fm Sägenebenprodukte und etwa 0,3 Mio. Fm für andere Verwertungszwecke. 68% (11,6 Mio. Fm) des Nadelschnittholzes werden in der Bauwirtschaft, 8% (1,4 Mio. Fm) in der Möbelindustrie und 13% (2,2 Mio. Fm) in der Verpackungsindustrie verwendet (ZMP 2005). Zudem werden 1,2 Mio. Fm (7%) anderweitig verwertet und 0,7 Mio. Fm (4%) exportiert. Unter der Annahme, dass sich diese 1,9 Mio. Fm Nadelschnittholz im selben Verhältnis auf die oben genannten Branchen verteilen, ergeben sich daher zusätzliche 1,4 Mio. Fm Bauholz, 0,2 Mio. Fm Möbelholz und 0,3 Mio. Fm Holz, die für Verpackungen verwendet werden. Diese Mengen werden dem Schnittholz zugerechnet (Abb. 24).

Von den Sägenebenprodukten (SNP) werden 13% (1,4 Mio. Fm) intern genutzt, also von den Sägewerken selber verwendet. Die interne Nutzung von SNP teilt sich zu 75% (1,1 Mio. Fm) in thermische Nutzung und zu 25% (0,3 Mio. Fm) in ‚Reste zur Weiterverarbeitung‘ (Palettenklötzchen) auf. 87% (9,2 Mio. Fm) der SNP gelangen in die Holzwerkstoffindustrie (3 Mio. Fm), Energieunternehmen oder Pelletier-/Brikettieranlagen (0,3 Mio. Fm) und in die Zellstoff-/Holzschliffindustrie (2,6 Mio. Fm). Weitere 2,4 Mio. Fm gelangen in den SNP-Handel, 0,2 Mio.

⁷⁴ www.altholzverordnung.de

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Fm werden exportiert und 0,6 Mio. Fm werden anderweitig verwendet. Es wird angenommen, dass sich diese 3,2 Mio. Fm im selben Verhältnis auf die o.g. Branchen verteilen wie die übrigen SNP. Zusätzlich ergeben sich also 1,4 Mio. Fm für Holzwerkstoffe, 0,2 Mio. Fm für Energieholz und 1,6 Mio. Fm Zellstoff/Holzschliff. Für die anderweitig verwerteten 0,3 Mio. Fm wird angenommen, dass sie sich im selben Verhältnis auf Schnittholz und SNP verteilen: 0,2 Mio. Fm Schnittholz und 0,1 Mio. Fm SNP. Damit ergeben sich für das Schnittholz zusätzliche 130.000 Fm Bauholz, 15.000 Fm Möbelholz und 25.000 Fm Verpackung. Für die SNP ergeben sich zusätzliche 51.000 Fm Holzwerkstoffe, 15.000 Fm Energieholz sowie 41.000 Fm Zellstoff/Holzschliff.

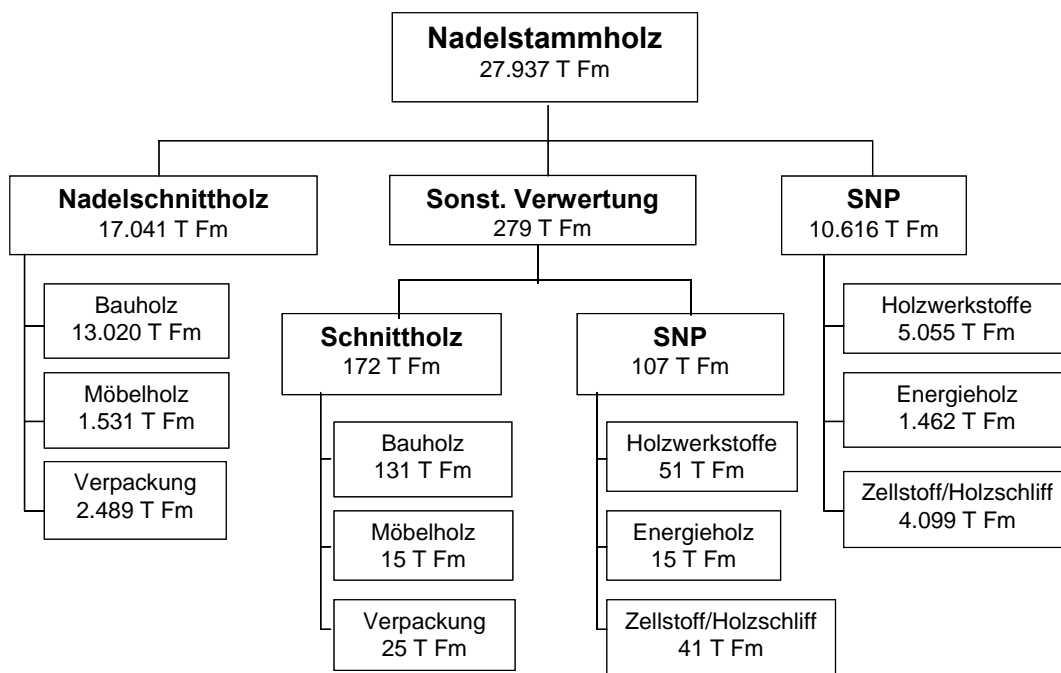


Abb. 24: Verwendung von Nadelstammholz in Deutschland im Jahr 2002

Aus diesen Zahlen lässt sich die Verwertung von Nadelstammholz für die verschiedenen Produktkategorien ableiten:

- 47% des Nadelstammholzes fließen in die Kategorie ‚Langlebige Produkte‘.
- 24% des Nadelstammholzes fließen in die Kategorie ‚Produkte mit mittlerer Lebensdauer‘.
- 24% werden zu Produkten mit kurzer Lebensdauer verarbeitet.
- 5% werden energetisch genutzt.

Verwendung von Laubholzstammholz

Bei einer Ausbeute von 67% für Laubstammholz ergeben sich für das Laubholz 1,3 Mio. Fm Schnittholz, 0,6 Mio. Fm Sägenebenprodukte und etwa 20.000 Fm für sonstige Verwertungszwecke. Auf Basis der ZMP-Daten (ZMP 2005) wird angenommen, dass sich die Verwendung des Laubstammholzes wie folgt gliedert:

- 15% (0,2 Mio. Fm) werden von der Bauwirtschaft verwendet,
- 41% (0,5 Mio. Fm) gehen in die Möbelindustrie,
- 16% (0,2 Mio. Fm) werden in der Verpackungsindustrie verwendet.

Zudem werden 0,2 Mio. Fm (14%) anderweitig verwertet und 0,2 Mio. Fm (14%) exportiert. Unter der Annahme, dass sich diese 0,4 Mio. Fm Laubschnittholz im selben Verhältnis auf die oben genannten Branchen verteilen, ergeben sich zusätzliche 77.000 Fm für Bauholz, 210.000 Mio. Fm für Möbelholz und 83.000 Fm für Verpackung.

Von den SNP werden 27% (170.000 Fm) intern genutzt. Es wird angenommen, dass die interne Verwertung zu 100% thermisch erfolgt. 73% (460.000 Fm) der SNP gelangen zum einen in die Holzwerkstoffindustrie (150.000 Fm), Energieunternehmen oder Pelletier-/Brikettieranlagen (14.000 Fm), Zellstoff-/Holzschliffindustrie (130.000 Fm), zum anderen gelangen weitere 120.000 Fm in den SNP-Handel, 9.000 Fm werden exportiert und 30.000 Fm werden sonstig verwendet. Es wird weiter angenommen, dass sich diese 460.000 Fm im selben Verhältnis auf die genannten Branchen verteilen wie die übrigen SNP. Zusätzlich ergeben sich also 83.000 Fm Holzwerkstoffe, 7.500 Fm Energieholz, 72.000 Fm Zellstoff/Holzschliff.

Für die anderweitig verwerteten 20.000 Fm wird angenommen, dass sie sich im selben Verhältnis auf Schnittholz und SNP verteilen: 14.000 Fm Schnittholz und 6.000 Fm SNP. Damit ergeben sich für das Schnittholz zusätzliche 3.000 Fm Bauholz, 8.000 Fm Möbelholz und 3.000 Fm Verpackung und für die SNP zusätzliche 2.000 Fm Holzwerkstoffe, 2.000 Fm Energieholz sowie 2.000 Fm Zellstoff/Holzschliff.

Laubstammholz wird zu großen Teilen von der Holzwerkstoffindustrie für die Herstellung von Möbeln sowie für Verpackungen verwendet. Auch die Zellstoffindustrie verwendet bestimmte Laubhölzer. Relativ wenig Holz fließt in die Kategorie ‚Bauholz‘, wobei sich dieser Anteil durch Leimbindeverfahren in Zukunft steigern kann (Abb. 25).

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

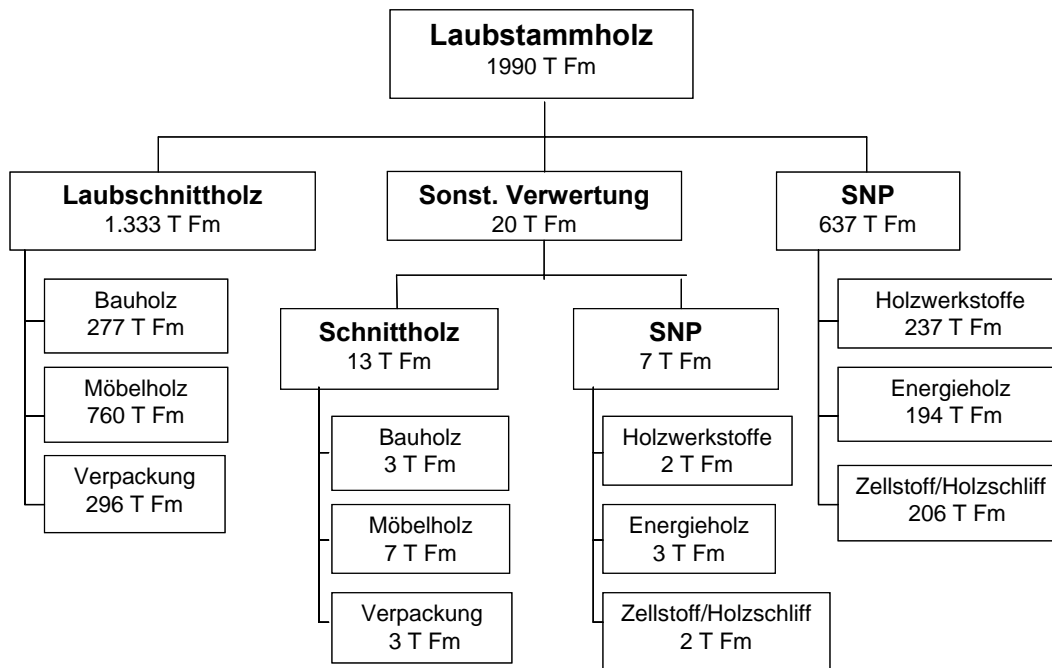


Abb. 25: Verwendung von Laubstammholz in Deutschland im Jahr 2002

Die Verwendung von Laubstammholz gliedert sich folgendermaßen auf die Produktkategorien:

- 14% werden für langlebige Produkte verwendet.
- 51% fließen in die Produktkategorie ‚mittlere Lebensdauer‘.
- 26% werden für kurzlebige Produkte verwendet.
- 10% des Laubstammholzes werden energetisch genutzt.

Verwendung von Industrieholz

Die Daten haben keine Trennung von Laub- und Nadelindustrieholz ermöglicht, auch weil die Ansprüche der Industrie an diese Sortimenten selten an die Baumart gekoppelt sind, wie z.B. bei der Herstellung von Spanplatten.

Es wurden 2002 etwa 17,2 Mio. Fm Industrieholz (IH) verwendet. Bei der Verarbeitung des IH fallen etwa 3,9 Mio. Fm Industrierestholz (IR) an. Folgende Mengen kommen aus den Branchen: Bauindustrie 0,6 Mio. Fm (16%), Möbelindustrie 1,5 Mio. Fm (38%), Verpackung 0,3 Mio. Fm (7%), Holzwerkstoffe 0,7 Mio. Fm (18%), Zellstoff/Holzschliff 0,2 Mio. Fm (4%) und nicht erfasste Branchen 0,6 Mio. Fm (16%). Es wird angenommen, dass sich IR aus nicht erfassten Branchen im selben Verhältnis auf die anderen Branchen verteilt. Es kommen also zusätzlich 130.000 Fm aus der Bauindustrie, 300.000 Fm aus der Möbelindustrie, 57.000 Fm aus der Verpackungsindustrie, 140.000 Fm aus der Holzwerkstoffindustrie und 32.000 Fm aus der Zellstoff-/Holzschliffindustrie.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Insgesamt fallen also an IR 0,7 Mio. Fm in der Bauindustrie, 1,8 Mio. Fm in der Möbelindustrie, 0,3 Mio. Fm in der Verpackungsindustrie, 0,9 Mio. Fm in der Holzwerkstoffindustrie und 0,2 Mio. Fm in der Zellstoff-/Holzschliffindustrie an. Diese IR-Menge muss nach Branchen getrennt von der IH-Menge abgezogen werden. Es ergeben sich also folgende IH-Mengen: 3,7 Mio. Fm Holzwerkstoffe, 5,5 Mio. Fm Energieholz und 3,9 Mio. Fm Zellstoff/Holzschliff.

Das anfallende IR wird nach den entsprechenden Branchen unterschiedlich weiterverwendet. Folgende Mengen an IR werden in den Branchen intern genutzt: 270.000 Fm in der Bauindustrie (34,75%), 1.010.000 Fm in der Möbelindustrie (56,5%), 86.000 Fm in der Verpackungsindustrie (25,0%), 830.000 Fm in der Holzwerkstoffindustrie (95,3%) und 130.000 Fm in der Zellstoff-/Holzschliffindustrie (66,5%)

Es wird angenommen, dass die interne Nutzung des IR im selben Verhältnis wie die Vertriebsstruktur von Altholz erfolgt. Damit ergeben sich 1 Mio. Fm Holzwerkstoffe, 1,2 Mio. Fm Energieholz und 14.000 Fm Abfälle/Müll. Die restliche Menge an IR gelangt in den Absatz. Die Vertriebsstruktur von IR ist folgendermaßen gegliedert: 0,6 Mio. Fm gelangen in den Altholzhandel (36%), 0,7 Mio. Fm gelangen in den Restholzhandel (40%), 0,2 Mio. Fm werden zu Holzwerkstoffen verarbeitet (13%), 50.000 Fm werden zu Energieholz (3%) und 130.000 Fm werden an private Abnehmer verkauft (8%). Dazu werden folgende Annahmen getroffen:

- Das in den Altholzhandel gelangende IR wird entsprechend der Vertriebsstruktur von Altholz von verschiedenen Branchen genutzt.
- Das in den Restholzhandel gelangende IR wird ebenfalls entsprechend der Vertriebsstruktur von Altholz von verschiedenen Branchen genutzt.
- Das an private Abnehmer verkaufte IR wird thermisch verwertet.

Es ergeben sich also aus dem Altholz zusätzliche 260.000 Fm Holzwerkstoffe, 330.000 Fm Energieholz und 5.000 Fm Abfälle/Müll. Aus dem Restholzhandel mit IR ergeben sich zusätzliche 290.000 Fm für Holzwerkstoffe, 370.000 Fm für Energieholz und 5.000 Fm Abfälle/Müll.

Industrieholz wird in Deutschland hauptsächlich in der Holzwerkstoffindustrie verwendet oder thermisch verwertet. Nadelindustrieholz ist wie schwaches Nadelstammholz ein stark nachgefragtes Sortiment für die Holzschliffproduktion, sofern es die nötigen Qualitätsvoraussetzungen erfüllt.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

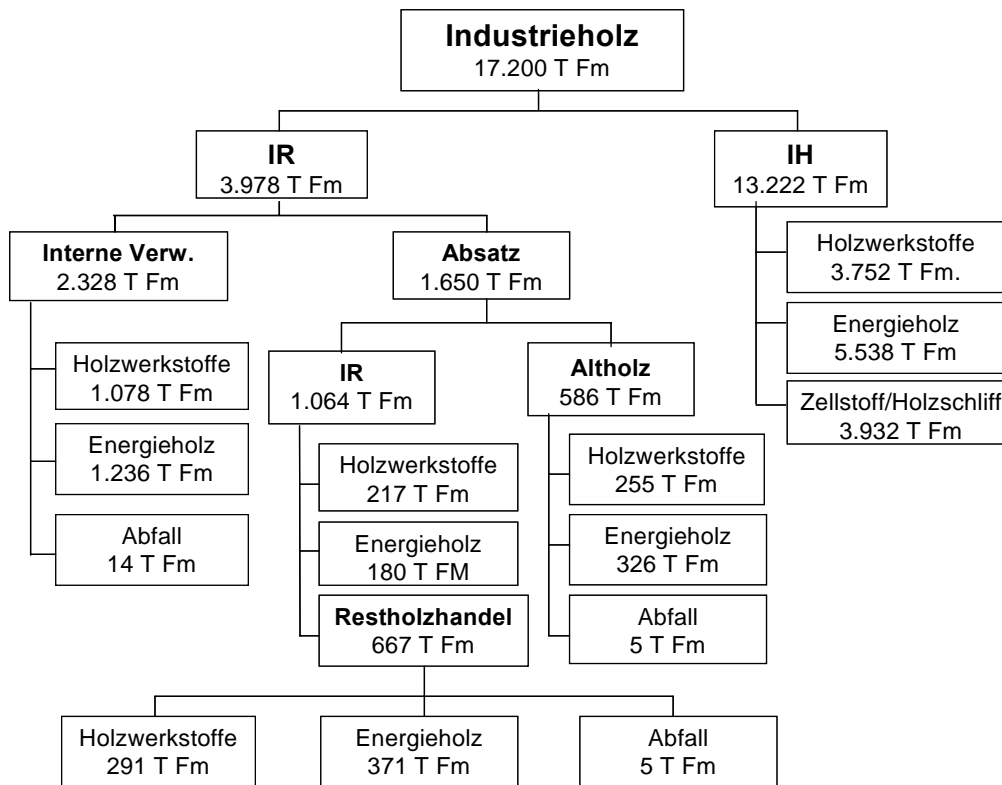


Abb. 26: Verwendung von Industrieholz in Deutschland im Jahr 2002

Die Verwendung des Industrieholzes verteilt sich also zu

- 44% auf die Kategorie ‚Produkte mit mittlerer Lebensdauer‘ (hauptsächlich Holzwerkstoffe),
- zu 32% auf die Kategorie ‚Energieholz‘,
- und zu 24% auf die Kategorie ‚Produkte mit kurzer Lebensdauer‘ (hauptsächlich Zellstoff/Holzschliff).

Ergebnis dieser Herleitung ist der im WPM angewendete Verwendungsschlüssel (Tab. 24) der, je nach Erntemenge und Sortiment, die Verteilung des Holzes auf die Produktkategorien steuert.

Tab. 24: Verwendungsschlüssel für die Sortimente im Jahr 2002 (Deutschland)

Holzverwendung in %		Langlebige Produkte	Prod. mit mittlerer Lebensdauer	kurzlebige Holzprodukte	Brennholz
Nadelholz	Stammholz	47,1	23,8	23,8	5,3
	Stangen & Grubenholz	61,0	19,0	15,0	5,0
	Industrieholz		32,6	22,9	44,5
	Brennholz				100,0
Laubholz	Stammholz	14,1	50,6	25,5	9,9
	Stangen & Grubenholz	67,0	12,0	11,0	10,0
	Industrieholz		32,6	22,9	44,5
	Brennholz				100,0

5.4.2.5 Lebensdauer von Holzprodukten

Ein weiterer wichtiger Baustein im Modell ist die Lebensdauer des Holzproduktes, die sich hauptsächlich nach der Art der Verwendung richtet und anzeigt, wie lange der C gebunden bleibt. In verschiedenen Quellen wird versucht, die Lebensdauern von Holzprodukten zu bestimmen (KARJALAINEN et al. 1994, PINGOUD & LEHTILA 2002). WIRTH ET AL. (2004a) haben in einer Meta-Analyse aus neun Quellen die durchschnittlichen Abbauraten für diese beschriebenen Kategorien sowie für Totholz ermittelt (Tab. 25). Durch sie kann berechnet werden, wie sich die jährlich hinzukommenden C-Mengen in den Produkten verändern. Für Energieholz wurde ein Faktor angenommen, bei dem die Hälfte des Holzes im ersten Jahr energetisch verwendet wird. Die Tabelle zeigt, dass der C am längsten gespeichert wird, wenn er auf Deponien unter anaeroben Bedingungen abgebaut wird. In diesem Fall entweicht der C unter Energiegewinn für die Destruenten direkt in die Atmosphäre.⁷⁵

Tab. 25: Mittlere Abbauraten (K), Halbwertszeiten (t_{50}) und Lebensdauern (t_{95}) (aus: WIRTH et al. 2004a)

Kategorie	K	t_{50}	t_{95}
Deponie	0,013	53	229
Bauholz	0,02	36	154
Totholz Nadel	0,029	24	103
Möbel	0,039	18	76
Totholz Laub	0,073	10	41
Papier	0,318	2	9
Energieholz	0,7	1	4

Unter den Produktkategorien ist Bauholz diejenige, welche die Speicherwirkung des Waldes am effektivsten verlängert. Wenig untersucht und sicher unterschätzt wurden bislang die Abbauraten von Totholz, für die hier Mittelwerte angegeben sind. Während BURSCHEL et al. (1993) von einer vollständigen Zersetzung binnen fünf Jahren ausgegangen sind, konnten WIRTH et al. (2004a) zeigen, dass dies eine starke Überschätzung der Abbauraten darstellt (Abb. 27). Die Grafik zeigt, welcher Anteil des gespeicherten C in der ursprünglichen Produktmenge nach einer bestimmten Zeit noch in dieser Form existiert. Am längsten dauert die Zersetzung unter anaeroben Bedingungen wie auf Deponien. In Produkten ist verbautes Holz am längsten gespeichert. Die Lebensdauer von Nadeltotholz ist kürzer als die von Bauholz und länger als die von Möbelholz.

⁷⁵ Die Rate für Energieholz ist eine Annahme des Verfassers.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

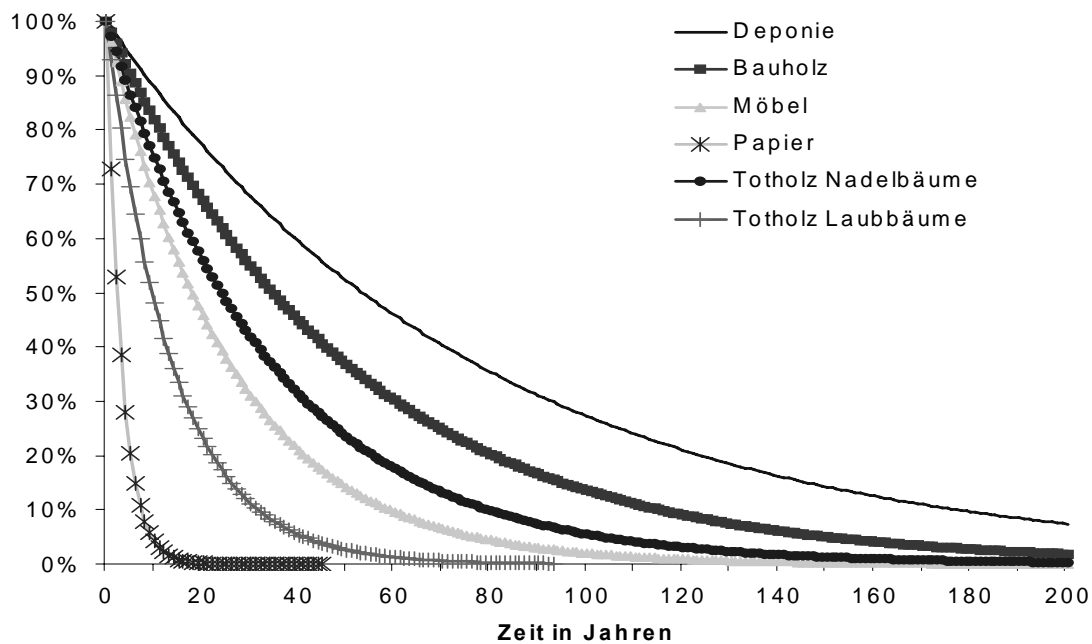


Abb. 27: Lebensdauer und Zerfallsfunktionen von Holzprodukten und Totholz (nach Wirth et al. 2004a)

Die Berechnung erfolgt für jedes Jahr und jede Kategorie. Auf diese Weise werden auch die aus den Speichern ausscheidenden C-Mengen quantifiziert. Sie werden entweder energetisch verwendet, wiederverwertet oder deponiert. Für diese Altholzmengen wurde ebenfalls ein Verwendungsschlüssel abgeleitet: Sie werden zu etwa gleichen Teilen energetisch bzw. stofflich in der Kategorie ‚Produkte mit mittlerer Lebensdauer‘ verwertet. Die Datenbasis hierfür war besonders mangelhaft, da nicht erfasst worden ist, welche Holzmengen jährlich deponiert wurden. Daher musste diese Annahme getroffen werden. Da aufgrund gestiegener Energiepreise und zunehmender thermischer Müllverwertung Altholz zu einem nachgefragten Rohstoff geworden ist, kann man davon ausgehen, dass die Zahlen für das Modell geeignet sind. Durch die Schließung der Deponien seit Anfang 2005⁷⁶ muss in Zukunft Holz gemäß der Altholzverordnung stofflich oder thermisch weiterverwertet werden.

Mit Hilfe des Verwendungsschlüssels lassen sich einerseits die Größen der neu in den Holzprodukten gespeicherten C-Vorräte bestimmen, andererseits auch die aus diesen Reservoiren ausscheidenden C-Mengen. Letztere werden entweder nach energetischer Nutzung wieder an die Atmosphäre abgeben oder kehren wieder in den Produktkreislauf zurück, wenn sie beispielsweise für die Produktion von Spanplatten recycelt werden.

⁷⁶ www.altholzverordnung.de

5.4.3 Vergleich der Datenquellen: Analyse der Holzerntedaten

Das Modell verwendet für den Zeitraum von 1987 bis 2002 als Eingangsgrößen die nach Baumartengruppen getrennten geernteten Holzmengen und Sortimente aus den verschiedenen Waldbesitzarten. Hierfür wurden zwei Datenquellen verwendet und miteinander verglichen:

- Variante 1: Nutzung nach den Auswertungen der BWI
- Variante 2: Nutzung gemäß den Statistiken der LFV Baden-Württemberg für den Staats- und Körperschaftswald und den Testbetriebsnetzergebnissen für den Privatwald. Für den Großprivatwald (> 200 ha) wurden die Ergebnisse des Testbetriebsnetzes des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (TBN BMELV) verwendet, für den flächenmäßig bedeutsamen Anteil des Kleinprivatwaldes (5 bis 200 ha) die Ergebnisse des Testbetriebsnetzes Kleinprivatwald (TBN KPW). Für Flächen von 0 bis 5 ha Waldfläche wurden ebenfalls die Ergebnisse des TBN KPW verwendet – diese überschätzen jedoch die tatsächliche Nutzung, weil viele Flächen nicht bewirtschaftet werden.

Die Berechnung der beiden Varianten ermöglicht, neben den im Folgenden beschriebenen Vorteilen auch eine Überprüfung der Plausibilität der verwendeten Nutzungsdaten. Die Vorteile der ersten Variante (BWI-Daten) liegen in der Datenkonsistenz mit den Berechnungen für die Vorratsänderungen der Biomasse. Außerdem werden für die Prognose der zukünftigen Waldentwicklung und des Holzaufkommens mit dem Modell WEHAM die Einzelbaumdaten der BWI II verwendet. Daher ist ihre Verwendung für eine datenkonsistente Betrachtung notwendig. Für die Nutzung im Privatwald kann man davon ausgehen, dass die nach Baumartengruppen getrennten Erntemengen eine bessere Datengrundlage darstellen als die TBN-Ergebnisse. Eine Teilnahme an diesen Netzen ist freiwillig. Die Zahl der Teilnehmer des TBN BMELV lässt repräsentative Aussagen zu, die jedoch einen nicht quantifizierten Fehler aufweisen. Für die Übertragung der Ergebnisse des TBN KPW auf die flächenmäßig bedeutsame Besitzklasse von 0 - 5 ha stellt sich die Frage, inwieweit die Ergebnisse repräsentativ sind. Sie wurden auf die Gesamtfläche dieser Besitzart hochgerechnet und es ist bekannt, dass viele der rd. 260.000 Privatwaldbesitzer in Baden-Württemberg ihren Wald aus verschiedenen Gründen gar nicht (mehr) bewirtschaften.

Den Vorteilen der BWI-Nutzungsdaten stehen aber auch gravierende Nachteile gegenüber. Zum einen fehlt die zeitliche Auflösung in dem Betrachtungszeitraum – d.h. man muss davon ausgehen, dass jedes Jahr dieselben Mengen und Sortimente geerntet werden. Das entspricht natürlich nicht der Realität. Insbesondere die Jahrhundertstürme Vivian/Wiebke (1990) und Lothar (1999) haben zu extremen Nutzungen und teilweise auch Übernutzungen geführt, die durch einen reduzierten Einschlag in den Folgejahren und durch eine Einschlagszurückhaltung beim Staatswald kompensiert wurden. Ein anderes großes Problem ist die Tatsache, dass die Sortierung im Nachhinein modelliert werden musste. Aus diesen Gründen wurden die Nutzungsdaten aus den statis-

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

tischen Jahrbüchern der LFV und den TBN-Auswertungen als zweite Datengrundlage herangezogen.

Die Daten der LFV und der TBN liegen zeitlich und nach Sortimenten aufgelöst vor. Dies ist ein entscheidender Vorteil, wenn man die Auswirkungen extremer Nutzungen einzelner Jahre untersuchen möchte, wie sie durch die Stürme 1990 und 1999 verursacht wurden. Insbesondere für den Staats- und Körperschaftswald liegen durch die Naturalbuchführung genaue Daten darüber vor, wie viel Holz tatsächlich geerntet wurde und welche Sortimente dabei entstanden sind. Das ist besonders im Bereich Brennholz wichtig, da dieses Sortiment nicht in der BWI-Sortierung vorgesehen ist. Fehler entstehen dadurch, dass die Baumartengruppen in den TBN-Erhebungen zusammengefasst werden und die Nutzungsmengen nachträglich anhand der Flächenanteile rekonstruiert werden müssen. Dennoch gibt es bislang keine bessere Datengrundlage um diese Kalkulation durchzuführen. Tab. 26 vergleicht die Nutzungsinformationen aus BWI und TBN für Baden-Württemberg für den Staatswald. Während bei einzelnen Baumarten die Übereinstimmung relativ gut ist, weicht sie bei anderen erklärungsbedürftig ab.

Tab. 26: Vergleich der jährlichen Holznutzung nach Baumartengruppen im Staats- und Bundeswald zw. 1987 und 2002 (in 1000 EFm o. Rinde)

Baumarten- gruppe	Nutzung nach BWI I und II	Nutzung nach Jahresberichten der LFV und TBN	Abweichung
Fi	2.069	1.925	93%
Ta	300	301	100%
Dgl	62	86	139%
Kie	218	187	85%
Lae	61	45	73%
Bu	494	527	107%
Ei	72	37	52%
ALh	58	11	19%
ALn	24	15	64%
Summe	3.359	3.134	93%

Im Staats- und Bundeswald unterschätzt die BWI den Anteil an geerntetem Douglasienholz. Eine mögliche Ursache dafür ist die im Vergleich zu den Hauptbaumarten schlechtere Erfassung durch das BWI-Raster⁷⁷. Bei den Baumarten Eiche, ALh und ALn kommt die BWI zu wesentlich höheren Ergebnissen. Bei diesen Baumartengruppen ist es wahrscheinlich, dass es durch die Aggregation innerhalb der TBN zu Unterschätzungen gekommen ist – insbesondere bei den Industrie- und Brennholzsortimenten.

Im Körperschaftswald sind die Abweichungen noch gravierender als im Staatswald (Tab. 27). Hier ist der Unterschied der Douglasienanteile an der Nutzung noch deutlicher, was für die mögliche Erklärung der geringen Stichprobenanzahl spricht. Auch hier zeigt sich, dass bei Eiche und sonstigen Laubbäumen die TBN-Ergebnisse unter den Daten der BWI liegen (Tab. 27).

⁷⁷ geringere Stichprobenzahl aufgrund des geringen Flächenanteils dieser Baumart

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Tab. 27: Vergleich der jährlichen Holznutzung nach Baumartengruppen im Körperschaftswald zw. 1987 und 2002 (in 1000 EFm o. Rinde)

Baumarten- gruppe	Nutzung nach BW I I und II	Nutzung nach Jahresberichten der LFV und TBN	Abweichung
Fi	2.460	2.346	95%
Ta	405	410	101%
Dgl	112	187	168%
Kie	346	277	80%
Lae	84	69	82%
Bu	892	996	112%
Ei	224	97	43%
ALh	187	32	17%
ALn	90	73	81%
Summe	4.801	4.488	93%

Am stärksten sind die Abweichungen im Privatwald. In der Summe ergeben sich aber gute Übereinstimmungen der beiden Datengrundlagen. Besonders auffällige Abweichungen im Privatwald finden sich bei Tanne und Buche. Die Ergebnisse der Douglasie stimmen in dieser Besitzart im Gegensatz zu den anderen relativ gut überein. Die Lärche, als flächenmäßig unbedeutende Baumart in Baden-Württemberg, wird hier mit starken Abweichungen angegeben. Dies fällt jedoch nicht ins Gewicht; viel gravierender sind in diesem Zusammenhang die Unterschiede der Quellen bei allen Laubholzarten (Tab. 28).

Tab. 28: Vergleich der jährlichen Holznutzung nach Baumartengruppen im Privatwald zw. 1987 und 2002 (in 1000 EFm o. Rinde)

Baumarten- gruppe	Nutzung nach BW I I und II	Nutzung nach Jahresberichten der LFV und TBN	Abweichung
Fi	2.913	2.730	94%
Ta	307	560	182%
Dgl	27	25	92%
Kie	157	218	139%
Lae	39	15	38%
Bu	416	556	134%
Ei	77	52	68%
ALh	84	38	45%
ALn	29	21	74%
Summe	4.048	4.075	101%

Die Werte in Tab. 29 zeigen, dass die Holzerntemengen in der Summe mit 97% gut übereinstimmen. Bei den einzelnen Baumarten gibt es jedoch erhebliche Abweichungen.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Tab. 29: Vergleich der jährlichen Holznutzung nach Baumartengruppen (in EFm o. Rinde) im Gesamtwald des Landes Baden-Württemberg zw. 1987 und 2002

Baumarten- gruppe	Nutzung nach BWI I und II	Nutzung nach Jahresberichten der LFV und TBN	Abweichung
Fi	7.442	7.001	94%
Ta	1.013	1.271	126%
Dgl	200	298	149%
Kie	721	682	94%
Lae	184	129	70%
Bu	1.802	2.080	115%
Ei	373	186	50%
ALh	330	81	25%
ALn	143	110	77%
Summe	12.207	11.836	97%

Betrachtet man die Ergebnisse der beiden Quellen für den gesamten Wald in Baden-Württemberg zeigen sich folgende Tendenzen:

- Es wurden laut Berichten der LFV und der TBN-Ergebnisse mehr Tanne und Douglasie genutzt, als durch die BWI belegt wird.
- Dieselbe Tendenz findet sich bei der Buche. Die prozentuale Abweichung ist zwar geringer, jedoch in Bezug auf die Gesamtmenge signifikant, weil die Buche in Baden-Württemberg eine Hauptbaumart ist.
- Bei den anderen Laubbaumarten hingegen, insbesondere der Eiche und den anderen Laubbäumen mit hoher Lebensdauer, stellt die BWI eine sehr viel stärkere Nutzung fest, als sie durch Berichte und TBN-Ergebnisse ausgewiesen wird.
- Diese gravierenden Unterschiede gleichen sich jedoch weitgehend aus, wenn man die aggregierten Werte für Nadel- und Laubstammholz betrachtet (Tab. 30).
- Dass die Gesamtmenge der jährlichen Nutzung um ca. 500.000 EFm o. Rinde pro Jahr unterhalb der BWI-Ergebnisse liegt (entspricht ca. 4%), lässt sich dadurch erklären, dass insbesondere Brennholz oft nicht erfasst wird, wenn es durch Selbstwerber aufgearbeitet worden ist.

Bei der Betrachtung der in Nadel- und Laubholz aggregierten Gesamtmengen zeigt sich eine gute Übereinstimmung der jährlichen Daten (Tab. 30). Die BWI weisen eine leicht höhere Gesamtnutzungsmenge aus. Auffällig ist die relativ gute Übereinstimmung beim Nadelholz und die deutliche Abweichung beim Laubholz.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Tab. 30: Aggregierte Werte der Nutzungsmengen zw. 1987 und 2002

Gesamtwald			
Baumarten- gruppe	Nutzung nach BWI I und II	Nutzung nach Jahresberichten der LFV und TBN	Abweichung
Nadelholz	9.559.644	9.380.020	98%
Laubholz	2.647.694	2.456.442	93%
Summe	12.207.339	11.836.462	97%

Da beide Datenquellen wichtige Vorteile aufweisen, wurden die Berechnungen der C-Vorräte für beide Varianten in diesem Zeitraum durchgeführt und miteinander verglichen. Um diesen Vergleich zu ermöglichen, mussten die Daten genauer analysiert und die Sortierung der BWI-Daten angepasst werden.

Die Sortierung des Holzes ist entscheidend für die Ergebnisse des Produktmodells, weil sie maßgeblich bestimmt, in welche Produktkategorien der C fließt. Summiert man die Werte der einzelnen Sortimente über alle Besitzklassen auf, erhält man die Eingangswerte wie sie in das Modell eingeflossen sind. Tab. 31 zeigt die jährlich genutzten Holzmengen zwischen 1987 und 2002. Auffällig ist der hohe Stammholzanteil im Nadelholz nach den Sturmjahren.

Tab. 31: Sortierung der Nutzungsdaten nach LFV/TBN-Daten

	Nadelholz			Laubholz		
	Stammholz	Industrieholz	Brennholz	Stammholz	Industrieholz	Brennholz
1987	4.384.337	1.164.400	426.693	834.285	669.396	806.735
1988	5.062.184	1.300.469	862.824	754.982	666.118	765.838
1989	6.186.140	1.218.173	530.604	781.377	686.692	690.211
1990	14.505.726	1.509.722	921.705	1.122.531	489.168	702.797
1991	4.994.698	1.203.452	670.951	678.265	1.259.156	691.899
1992	3.894.189	1.102.754	603.355	612.901	523.462	683.937
1993	4.165.054	1.120.022	616.901	724.179	592.035	745.975
1994	7.252.830	1.166.771	754.419	686.176	561.592	811.179
1995	6.815.110	1.349.334	711.097	846.921	795.991	708.853
1996	5.882.419	1.195.466	648.181	961.119	736.325	919.549
1997	7.431.133	1.093.243	751.557	780.165	436.233	1.065.959
1998	7.490.733	989.194	701.452	985.938	741.187	1.020.121
1999	7.058.756	912.973	698.629	1.187.134	842.818	962.757
2000	21.340.228	1.751.540	2.530.366	1.609.218	903.933	1.485.905
2001	6.503.294	972.369	1.385.780	790.817	522.709	1.272.918
2002	5.329.205	991.010	426.693	640.358	469.490	1.075.759
Summe	118.296.035	19.040.891	13.241.207	13.996.364	10.896.303	14.410.391
<i>Durchschnitt pro Jahr</i>	7.393.502	1.190.056	827.575	874.773	681.019	900.649

Die Sortierung der Nutzungsdaten aus den BWI ist modelliert. Da die tatsächlich angefallenen Sortimente von dieser Modellierung erheblich abweichen und das Holzproduktmodell sensitiv gegenüber der Sortierung ist, musste eine vergleichbare Datengrundlage geschaffen werden. Die ursprüngliche Sortierung liefert fünf Sortimente je Baumart und Besitzart: Stammholz, Gipfel-

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

stammholz, Industrieholz, nicht verwertbares Derbholz und X-Holz⁷⁸. Das Modell ist gegenüber der Sortierung, die mitbestimmt, in welche der Kategorien das geerntete Holz fließt, sehr sensitiv. Es benötigt eine Aufteilung in die Kategorien Stammholz, Industrieholz und Brennholz. Die Ergebnisse mussten erneut sortiert werden, um diese Aufteilung möglich zu machen. Nur so lassen sich die Ergebnisse des Modells miteinander vergleichen.

Die Sortierung orientiert sich an Funktionen, die nicht durch eine tatsächliche Qualitätsansprache belegt sind. Insbesondere Holz aus Kalamitäten (Sturmholz, Käferholz) führen zu Qualitätsveränderungen und damit zu veränderten Sortimenten. Man kann davon ausgehen, dass die Sortimente, die tatsächlich in diesem Zeitraum entstanden sind, eine ähnliche Struktur haben, wie sie die Daten der LFV und der TBN ausweisen. Bei der Sortierung wurden daher folgende Annahmen getroffen, um die Daten an die tatsächlich produzierten Sortimente anzunähern:

- 80% des Gipfelstammholzes der Nadelbäume fließen in das Sortiment ‚Stammholz‘.
- 20% des Gipfelstammholzes der Nadelbäume fließen in das Sortiment ‚Brennholz‘.
- das gesamte Gipfelstammholz der Laubbäume fließt in das Sortiment ‚Brennholz‘.
- 20% des Laubstammholzes und 20% des Laubindustrieholzes fließen in das Sortiment ‚Brennholz‘.

Tab. 32 zeigt, wie sich die jährlichen Nutzungsmengen der einzelnen Baumarten nach der Sortierung der BWI-Daten auf die verschiedenen Sortimente verteilen. Die Daten der TBN und LFV liegen bei allen Kategorien unter den Ergebnissen der BWI. Das ist plausibel, da die Nutzungsdaten für den Privatwald aus den TBN-Ergebnissen mit Unsicherheiten behaftet sind. Nach der Sortierung bestehen immer noch systematische Abweichungen zwischen den beiden Datenquellen. Diese sind aber geringer als in der ursprünglichen Sortierung und weichen hauptsächlich beim Nadel-Industrieholz signifikant ab.

Tab. 32: Vergleich der Nutzungsmengen nach Sortierung der BWI-Daten

	Nutzung nach BWI I und II	Nutzung nach Jahresberichten der LFV und TBN	Abweichung
Nadel-Stammholz	7.460.957	7.393.502	99%
Laub-Stammholz	914.058	874.773	96%
Nadel-Industrieholz	1.328.944	1.181.392	89%
Laub-Industrieholz	711.368	681.019	96%
Brennholz	1.792.013	1.705.775	95%
Summe	12.207.340	11.836.461	97%

⁷⁸ im Wald verbleibender Abschnitt vom Boden bis zur Trennstelle

5.4.3.1 C-Vorräte in den Produktspeichern (1987 bis 2002): BWI-Daten

Die Produktspeicher sind im Betrachtungszeitraum stark gestiegen (Abb. 28). Das liegt vor allem an der hohen Nutzung⁷⁹, die sturmbedingt bei 95% des möglichen Einschlags lag. Der Anstieg fällt in den einzelnen Kategorien unterschiedlich aus. Besonders die Menge der Produkte mit mittlerer Lebensdauer, zu denen die gesamten Holzwerkstoffe und Möbel zählen, sind stark angestiegen. Die Veränderung verläuft linear, weil die Messungen zu den Stichjahren 1987 und 2002 erfolgten und interpoliert wurde. Das dieses Nutzungsverhalten nicht der Realität entspricht, zeigt die Produktspeicherberechnung nach LFV/TBN-Daten.

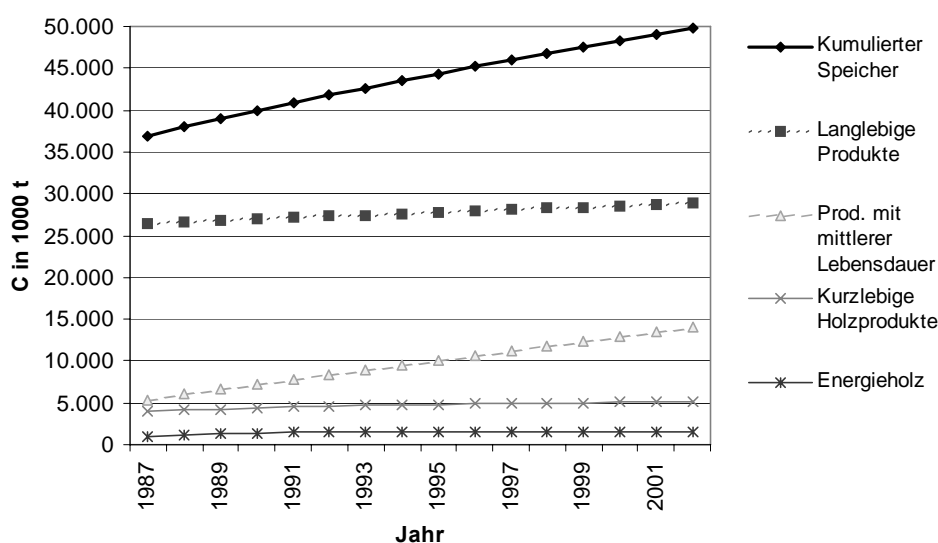


Abb. 28: Veränderung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2002

In diesem Zusammenhang muss noch einmal auf die Schätzung der Anfangsvorräte hingewiesen werden, die auf Basis einer Arbeit von FRÜHWALD et al. (2001) ermittelt wurden. Unterschätzt dieser Anfangsvorrat die tatsächlichen Vorräte, kommt es zu einem überproportionalen Anstieg. Außerdem liegen dem Modell Zerfallsfunktionen zu Grunde, die einer Metaanalyse entnommen wurden. Die meisten Quellen beziehen sich nicht auf Deutschland, und so kann auch hier ein nicht bestimmbarer Fehler liegen, der zu einem Anstieg der Speicher führt. Ziel ist jedoch das Verständnis der Wechselwirkungen zwischen den Speichern der Biosphäre und der Technosphäre und nicht eine genaue Quantifizierung der Vorräte, da diese mit den verfügbaren Daten nicht zu bewerkstelligen ist. Vielmehr geht es um Größenordnungen und die Einflussmöglichkeiten auf die Speicher. Diese Daten sind die Grundlage für die WEHAM-Prognosen, da diese auf der BWI aufbauen und nur so eine Datenkonsistenz gewährleistet wird.

⁷⁹ Zum Vergleich: In anderen Bundesländern schwankt diese Zahl zwischen 50 und 70%.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Die Veränderung der Produktspeicher im Betrachtungszeitraum zeigt Tab. 33: Absolut sind am stärksten die Speicher mit mittlerer und langer Lebensdauer, relativ sind die Speicher ‚Energieholz‘ und ‚Produkte mit mittlerer Lebensdauer‘ gestiegen. Die starke Nutzung hat zu einer Senke von 12,7 Mio. t C über alle Kategorien geführt.

Tab. 33: Entwicklung der Produktspeicher zw. 1987 und 2002 (BWI-Daten)

C-Speicher in Mio. t C	1987	2002	Veränderung
Energieholz	1,0	1,5	0,5
Kurze Lebensdauer	4,0	5,2	1,2
Mittlere Lebensdauer	5,4	14,0	8,6
Lange Lebensdauer	26,4	28,8	2,4
Summe	36,8	49,5	12,7

5.4.3.2 C-Vorräte in den Produktspeichern (1987 bis 2002): TBN-Daten

Die Betrachtung der zeitlich aufgelösten TBN-LFV-Daten ist besonders mit Hinblick auf die extremen Sturmereignisse Vivian/Wiebke und Lothar interessant, da durch sie der Einschlag stark erhöht wurde. Lothar hat 1999 in Baden-Württemberg eine zufällige Nutzungsmenge verursacht, die rd. 8,2 Mio. t C entspricht. Davon waren über 60% Fichte (ODENTHAL-KAHABKA 2005). Etwa 84% dieser Holzmenge wurde aufgearbeitet, der Rest hat zu einer Vorratszunahme im Totholz geführt (ZELL et al. 2006). Nach den Bilanzierungsregeln würden durch diese Vorratsabsenkungen große C-Quellen entstehen. Die Entwicklung der Produktspeicher zeigt jedoch, dass solche Ereignisse zu einem besonders starken Anstieg der Produktspeicher führen, weil eine Verschiebung dem Speicher ‚Biomasse‘ in den Speicher ‚Technosphäre‘ stattfindet.

Die direkte extreme Zunahme in Sturmjahren ist auf die Modellannahme zurückzuführen, dass geschlagenes Holz noch im gleichen Jahr verkauft und verarbeitet wird. Das entspricht zwar nicht ganz der Realität, weil viel Holz zunächst auf Nasslagern konserviert wird. Es zeigt jedoch, wie beeinflussbar die Produktspeicher sind. Außerdem erkennt man, dass eine z.B. durch starke zufällige Nutzungen verursachte Vorratsabsenkung nicht automatisch zu einer stärkeren Belastung der Atmosphäre mit CO₂ führt.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

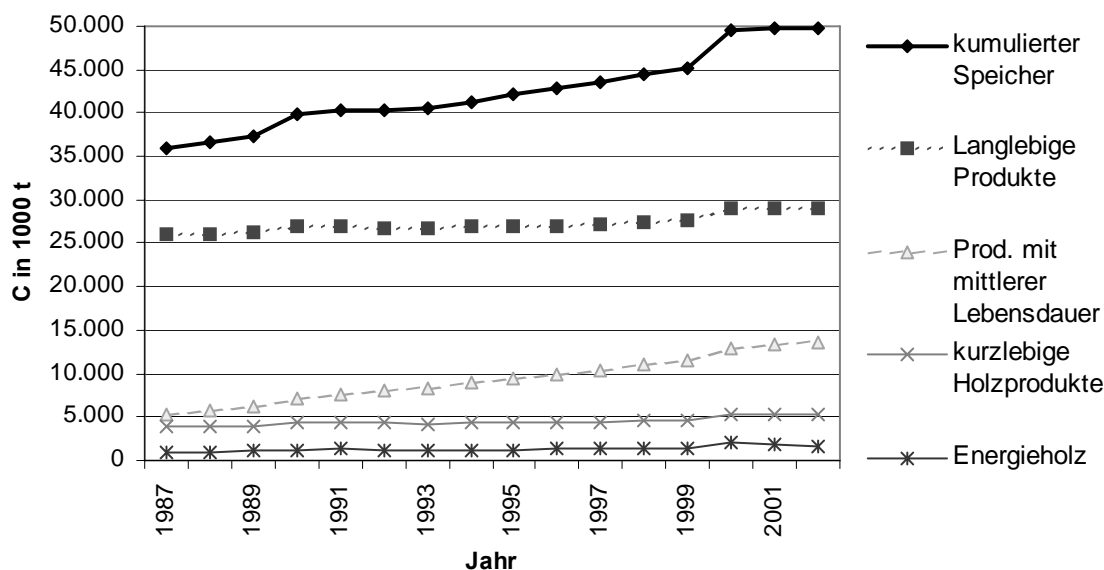


Abb. 29: Zeitlich aufgelöste Entwicklung der Produktspeicher zw. 1987 und 2002

Der Produktspeicher wächst im betrachteten Zeitraum wie in Variante 1 mit den Nutzungsinformationen der BWI (Abb. 29 und Tab. 34).

Tab. 34: Entwicklung der Produktspeicher zw. 1987 und 2002 (TBN-Daten)

C-Speicher in Mio. t C	1987	2002	Veränderung
Energieholz	1,0	1,6	0,6
Kurze Lebensdauer	4,0	5,2	1,2
Mittlere Lebensdauer	5,4	13,7	8,3
Lange Lebensdauer	26,4	29,0	2,6
Summe	36,8	49,5	12,7

In Sturmjahren wird zunächst das wertvollere Nadel-Stammholz aufgearbeitet, das hauptsächlich in langlebige Produkte fließt (Abb. 30). Eine verstärkte Aufarbeitung von Energieholz, das bislang weitaus schlechtere Preise erzielt und meist in Selbstwerbung aufgearbeitet wird, findet in den Folgejahren statt. In diesen Jahren gibt es eine Einschlagszurückhaltung beim Stammholz, um die Nachhaltigkeit nicht zu gefährden. Außerdem reagieren die Holzpreise negativ auf das Überangebot und reduzieren die Holzerträge erheblich. Diese Faktoren erklären die Stagnation der Produktspeicher nach dem überproportionalen Anstieg durch die zufälligen Nutzungen.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

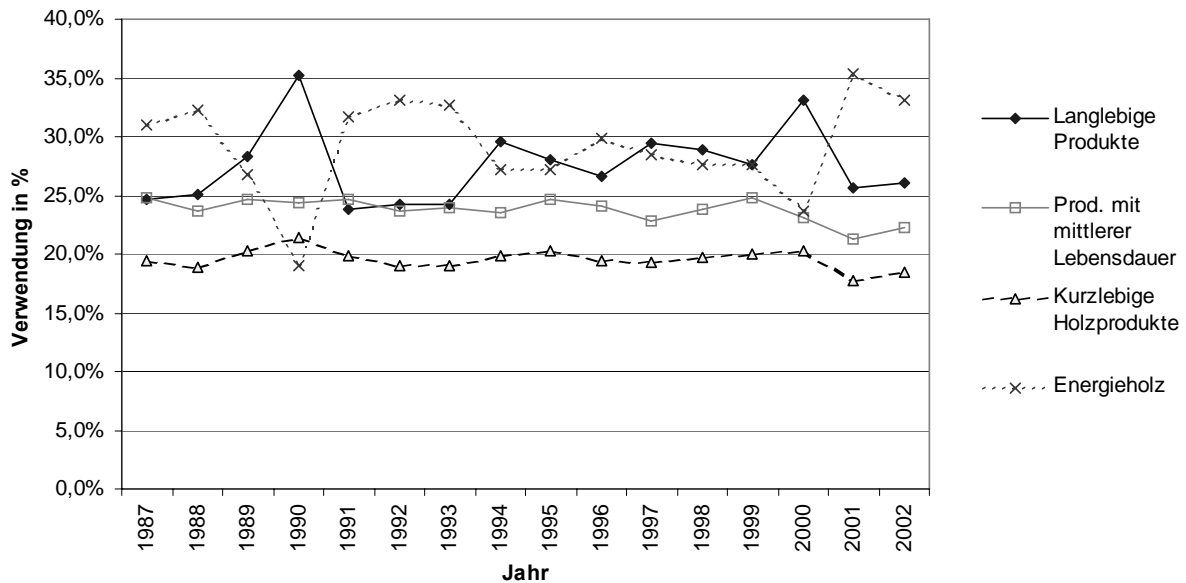


Abb. 30: Prozentuale Holzverwendung nach LFV/TBN-Daten zw. 1987 und 2002

5.5 Material- und Energiesubstitutionseffekte durch Holznutzung

Holz ist die älteste Energieform, die sich der Mensch zu Nutze gemacht hat und erlebt in einer Zeit knapper werdender Reserven an fossilen Brennstoffen eine Renaissance: Durch Preisanstieg von Öl und Gas werden holzbetriebene Heizungen nicht nur ökologisch, sondern auch ökonomisch wieder interessant. Holz kommt im Bereich der Wärmeversorgung eine herausragende Stellung zu (EUROPÄISCHE KOMMISSION 1997, STMLF 2003), aber mit dem Anstieg der Preise für fossile Energieträger werden auch die Bereiche der industriellen Erzeugung von Kraftstoffen (BTL) und die Verstromung holzhaltiger Biomasse rentabel. Durch die Nutzung von Holz als Energieträger bzw. als Material, das andere energieaufwändig zu produzierende Materialien ersetzt, entstehen Substitutionseffekte (KOLSHUS 2001), die im Gegensatz zur Senkenleistung des Waldes einen zeitlich unbegrenzten Beitrag zum Klimaschutz darstellen (SCHLAMADINGER & MARLAND 1996, WIRTH et al. 2004a). Dieser Beitrag wird nicht direkt von den Regelungen des KP erfasst.

Die Substitutionseffekte durch energetische Nutzung und als Material wurden ebenfalls für den Untersuchungszeitraum quantifiziert. Allerdings gibt es diesbezüglich immer wieder Missverständnisse. Die Effekte können nicht in die C-Bilanz miteinbezogen oder eingerechnet werden, da sonst eine unzulässige Doppelbuchung vorläge, die nicht der Realität entspricht. Sobald sich der C-Vorrat aus dem Wald durch Ernte reduziert, geht dieser in die Produktvorräte ein. Wird das Holz verbrannt, entstehen Emissionen aus einer ehemaligen Senke/Speicher, und es gelangt

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

als CO₂ wieder in die Atmosphäre. Beliebte man das Holz im Wald, würde der darin gespeicherte C der Atmosphäre bis zu seiner Zersetzung erspart bleiben. Durch die natürlichen Zersetzungsprozesse durch Destruenten gelangt er schließlich als CO₂ in die Atmosphäre – mit dem Unterschied, dass die gespeicherte Energie für den Menschen verloren geht.

Die Emissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger werden über die Emissionsinventare erfasst. Da Emissionen aus der Verbrennung von Holz, Altholz und Müll mit dem Emissionsfaktor „null“ bewertet werden, wird damit dem ökologischen Beitrag, den Holz in diesem Zusammenhang leistet, bereits Rechnung getragen. Dieser Beitrag wird jedoch nicht der Forstwirtschaft zugeschrieben, die den Rohstoff nachhaltig produziert, sondern den Unternehmen, die ihn für die Erzeugung von Energie nutzen.

Dennoch müssen diese Effekte separat berechnet und dargestellt werden, weil ohne sie das Bild von der Leistung, die nachhaltig genutztes Holz für den Klimaschutz erbringt, unvollständig wäre. Ökobilanzen ermöglichen eine ganzheitliche Betrachtung eines Rohstoffs in Form von Prozesskettenanalysen. Sie erfassen den gesamten Input und Output auf dem Lebensweg eines Produktes „von der Wiege bis zur Bahre“ – ihre Verbesserung wäre „ein wichtiger Schritt zur Anerkennung dieser CO₂-Minderungspotentiale im Rahmen der Klimapolitik (WEGENER & ZIMMER 2001b).“ Die methodischen Anforderungen an produktbezogene Ökobilanzen sind durch die Normen DIN EN ISO 14040 bis 14043 festgelegt. Am Anfang steht eine Festlegung des Zieles und des Untersuchungsrahmens. Dann werden in einer Sachbilanz alle umweltrelevanten Stoff- und Energieströme dargestellt und nach Input und Output getrennt. Nach einer Wirkungsabschätzung erfolgt abschließend eine Auswertung der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung. Problematisch ist die Bewertung, da sie stark durch gesellschafts-, wirtschafts- und umweltpolitische Ziele geprägt wird (WEGENER & ZIMMER 2001). Weitere Probleme entstehen dadurch, dass eigentlich alle Produktionsstufen betrachtet werden müssten – also auch die Energie, die für die Produktion von Anlagen verwendet wurde.

Der Vergleich von Holz mit anderen Energieträgern ist nicht so trivial, wie er auf den ersten Blick erscheint, da mit divergierender Effizienz sowohl Wärme als auch Strom gewonnen werden können. In diesem Zusammenhang spielt für die Bewertung der Ausnutzungsgrad des Energieträgers eine wichtige Rolle. Insbesondere bei der Verstromung hat Holz noch technische Nachteile gegenüber Öl, Kohle und Gas. Obwohl es bereits Kraftwerke gibt, die Holz verstromen, und weitere in Planung sind, haben diese bislang eher den Charakter von Prototypen, deren industrielle Nutzung mit dem Preisanstieg für fossile Energieträger immer wahrscheinlicher wird. Wesentlich einfacher und erfolgreicher ist die Produktion von Wärme aus Holz. Dies geschieht zum einen über den traditionellen Hausbrand und kleine Anlagen in Ein- und Mehrfamilienhäusern, zum anderen durch eine Zunahme von Blockheizkraftwerken, die mit Hackschnitzeln oder Holzpellets betrieben werden können.

Holz hat aufgrund seiner kurzen Transportwege und regionalen Verfügbarkeit eine bessere Energie- und Ökobilanz als fossile Energieträger und energieaufwändig zu produzierende Materialien

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

(MARCEA & LAU 1992; BURSCHEL et al. 1993, PETERSEN & SOLBERG 2005). Die Herstellung von Holzprodukten aus nachhaltig genutztem Holz erfordert weniger Energie, als wenn ein vergleichbares Produkt mit dem selben Zweck aus Stahl, Aluminium oder Kunststoff hergestellt wird (Abb. 31). PETERSEN & SOLBERG (2005) haben eine Literaturstudie zu zwölf Quellen verfasst, in denen eine vergleichende Lebenszyklusanalyse zwischen Holz und Alternativprodukten durchgeführt wurde. Neben den CO₂-Emissionen fallen bei Holzprodukten auch weniger SO₂-Emissionen und Abfälle an als bei der Produktion alternativer Materialien.

Da ein Großteil der Energie für die industriellen Fertigungsprozesse⁸⁰ mit fossilen Brennstoffen erzeugt wird, wird entsprechend weniger CO₂ emittiert wenn Holz an ihrer statt verwendet wird. Wenn argumentiert wird, Baustoffe wie Stahl und Aluminium ließen sich unbegrenzt wiederverwerten und seien damit überlegen, so wird unterschlagen, dass dieses Recycling ebenfalls große Energiemengen benötigt (SCHÜTZ 2002).

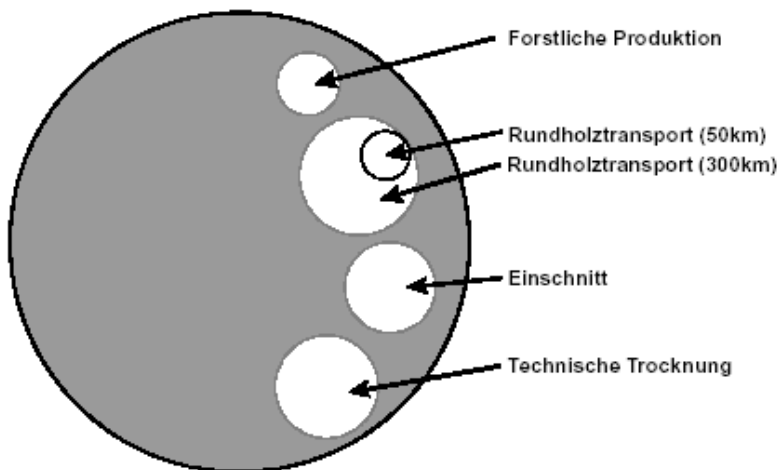


Abb. 31: Energiebilanz von Fichtenrundholz (aus: BMELF 2000)

Die Flächen der weißen Kreise stellen den Anteil fossiler Energie dar, der, in Relation zur im Holz gespeicherten Sonnenenergie, für Produktion und Transport aufgewendet werden muss.

Am Ende des Lebenszyklus eines Holzproduktes kann der Energiegehalt konsequent genutzt werden und stellt so eine Quelle erneuerbarer Energie dar, die eine Energiegewinnung über einen fossilen Energieträger und den damit verbundenen Emissionen ersetzen kann (BRANDL 2001). „Werden alle Reste der Holzbearbeitung und das Gebrauchtholz sowie nicht recyceltes Altpapier konsequent energetisch genutzt, liegt das Minderungspotential durch Energieträgersubstitution in Deutschland bei ca. 8 Mio. t C pro Jahr; hiervon wird bisher allerdings schon ein Teil energetisch genutzt (FRÜHWALD et al. 2002).“ Die Ergebnisse in dieser Studie stellen dar, wie viel mehr CO₂ emittiert worden wäre, wenn die durch Holz erzeugte Energie über fossile Energieträger produziert bzw. andere Materialien anstelle von Holz verbaut worden wären.

⁸⁰ z.B. die Verhüttung von Stahl

5.5.1 Materialsubstitution durch langlebige Holzprodukte

Ökobilanzen werden sowohl für Holz als auch für die potentiellen Substitutionsprodukte benötigt, um die Materialsubstitutionseffekte berechnen zu können und eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Diese müssen die beschriebenen Anforderungen erfüllen. Der Forschungsbedarf bezüglich dieser Bilanzen ist groß. BÖSWALD (1996) hat basierend auf zwei Studien von BEUDERT & WEGENER (1994) und WEGENER et al. (1994) den Energiebedarf dargestellt, der für die Weiterverarbeitung von Rundholz aufgewendet werden muss. Dabei wurden nur die unmittelbar verbrauchten Energieströme der forstlichen Produktion berücksichtigt. Eine Berücksichtigung vorgeschalteter Produktionsstufen, wie beispielsweise der Herstellung von Motorsägen, hat nicht stattgefunden. In diesen Studien zeigt sich, dass der Energiebedarf bei Holzwerkstoffen und Furnieren um ein vielfaches höher ist als bei Schnittholz (Tab. 35). Es gibt Unterschiede, die von der Produktionsart, dem spezifischen Produkt und der Größe des Unternehmens abhängen. Bei der Produktion der thermischen Energie werden häufig Sägenebenprodukte wie Schwarten, Spreißel und Rinde eingesetzt. Der Energieverbrauch für verschiedene Holzprodukte variiert stark. Aus diesem Grund wurde angenommen, dass Materialsubstitutionseffekte nur für langlebige Produkte (z.B. Bauholz) entstehen, die hauptsächlich aus Schnittholz hergestellt werden.

Tab. 35: Energieverbrauch je m³ produzierten Holzes (nach: BÖSWALD 1996)

	Stromverbrauch in kWh	therm. Energie- verbrauch in kWh	innerbetriebl. Transport in kWh	Gesamter Energie- verbrauch in kWh
Schnittholz	36	90	10	136
Spanplatte	137	451		588
Furnier- und Sperrholz	320	2750		3070

BURSCHEL et al. (1993) haben in einer Metaanalyse für langlebige Holzprodukte einen Durchschnittswert von 0,28 t vermiedener C-Emissionen je verwendete Tonne Holz (atro) ermittelt. Das für diese Zwecke verwendete Schnittholz ist im Vergleich zu Holzwerkstoffen und Furnieren, die hauptsächlich für Produkte mit mittlerer Lebensdauer verwendet werden, mit geringem Energieaufwand herzustellen. Substitutionseffekte werden daher nur für langlebige Produkte berechnet, da Bauholz meist in Form von Schnittholz verwendet wird. Zwischen 1987 und 2002 sind nach dem Modell jährlich rd. 1,4 t Holz (atro) als Bauholz verarbeitet worden und haben in diesem Zeitraum rd. 6,4 Mio. t C-Emissionen vermieden.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

5.5.2 Energiesubstitution durch energetische Nutzung von Holz und Altholz

Die Nutzung von Holz als Energieträger hat gegenüber fossilen Brennstoffen entscheidende Vorteile. Was ist aber der Unterschied zu Kohle, Erdöl und Erdgas? Diese fossilen Brennstoffe waren vor Millionen Jahren ebenfalls Wald und wurden durch erdgeschichtliche Prozesse zu unterirdischen dauerhaften C-Speichern. Seit Beginn der Industrialisierung vor etwa 150 Jahren, werden diese THG-Speicher vom Menschen für die Gewinnung von Energie und Materialien systematisch und mit exponentiell ansteigendem Verbrauch zerstört. Die Nutzung ist nicht nachhaltig, da sich ihre Entstehung über sehr lange erdgeschichtliche Zeiträume vollzogen hat und sie binnen weniger Jahrhunderte aufgebraucht werden. Holz hat zwar eine geringere Energiedichte als Kohle, Erdöl oder Erdgas (Tab. 36), kann aber in für die Menschheit relevanten Zeiträumen produziert werden. Bei der Ernte wird unwesentlich mehr CO₂ emittiert als zuvor der Atmosphäre entzogen wurde. Aus diesem Grund wird die Verbrennung von Holz bei der Berechnung der nationalen Emissionen mit dem Emissionsfaktor 0 bewertet – und damit CO₂-neutral behandelt.

Tab. 36: Vergleich von Heizwert und Energiewerten verschiedener Energieträger⁸¹

Brennstoff	Heizwert (MJ/kg)	Energiewert (MJ/kg)
Holz	19	15
Braunkohlebriketts	21	20
Heizöl	43 - 46	40 - 43
Erdgas	35 - 45	32 - 42

Kurzumtriebsplantagen haben in Mitteleuropa eine Umtriebszeit von fünf bis zehn Jahren, Umtriebszeiten für Waldholz liegen hier je nach Baumart zwischen 60 und 250 Jahren (BURSCHEL & HUSS 1997). Aus technischen Gründen ist bislang hauptsächlich die Erzeugung von Wärmeenergie ökonomisch interessant. In Leipzig und Güssing (Österreich) werden erste Kraftwerke mittlerer Leistung gebaut und betrieben, die Holz auch für die Stromerzeugung verwenden. Dies wird durch die steigenden Preise für fossile Energieträger, den Emissionszertifikathandel der EU und die Einspeisevergütung des EEG rentabel.

Es ist schwierig, die Dimension der Substitutionseffekte durch energetische Nutzung von Holz zu quantifizieren. Je nach dem alternativ zum emissionsneutralen Holz verwendeten fossilen Energieträger entstehen unterschiedlich hohe C-Emissionen: Bei der Verbrennung von Braunkohle je Energieeinheit emittiert mehr CO₂ als eine Ölheizung; Erdgas weist innerhalb der verglichenen Energieträger die besten Emissionswerte auf (KÜRSTEN & BURSCHEL 1991). Die hier berechneten Substitutionseffekte werden als Substitution von Erdöl berechnet. Heizöl ist in Deutschland immer noch der am weitesten verbreitete Energieträger für die private Wärmeerzeugung, gefolgt von Erdgas, das immer größere Anteile hinzugewinnt.

⁸¹ <http://de.wikipedia.org/wiki/Heizwert> 21.4.06

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

KÜRSTEN & BURSCHEL (1991) haben die Brennstoffe Holz und leichtes Heizöl miteinander verglichen und dabei die Qualität, den Heizwert, den Wirkungsgrad und die benötigte Energie für die Aufbereitung berücksichtigt – also Ernte/Förderung, Transport und Verarbeitung. Im Ergebnis verhindert die thermische Nutzung von Holz anstelle von Heizöl eine Freisetzung von 0,26 t C je Tonne Holz (atro). Die Verwendung von Alt- und Resthölzern ist energetisch noch günstiger, da der Energieaufwand für Ernte und Transport entfällt, der Feuchtigkeitsgehalt geringer und der Wirkungsgrad der Verbrennung höher ist. Der C-Minderungsfaktor je t eingesetztes Holz beträgt nach dieser Kalkulation 0,35 t C. Energieholzplantagen haben durch die Düngung und andere Maßnahmen einen höheren Energieaufwand. Für sie geben die Autoren einen Minderungsfaktor von 0,23 t C je t Holz an.

In der Summe wurden zwischen 1987 und 2002 rd. 21,6 Mio. t Waldholz und SNP⁸² direkt energetisch verwendet, weitere 31,8 Mio. t Altholz wurden thermisch verwertet. Dadurch wurden insgesamt 16,8 Mio. t C-Emissionen vermieden (Tab. 37).

Tab. 37: Substitutionseffekte durch energetische Nutzung von Holz und Altholz

Jahr	Trockenmasse Energieholz in 1000 t	Trockenmasse Endverwertung in 1000 t	Energiesubstitution		
			durch Energieholz	durch die energ. Endverwertung von Produkten	Substitution in 1000 t C
1987	537	1.751	140	613	752
1988	1.005	1.784	261	624	886
1989	1.237	1.818	322	636	958
1990	1.353	1.851	352	648	999
1991	1.410	1.883	367	659	1.026
1992	1.439	1.915	374	670	1.044
1993	1.453	1.947	378	681	1.059
1994	1.460	1.978	380	692	1.072
1995	1.463	2.008	380	703	1.083
1996	1.465	2.038	381	713	1.094
1997	1.466	2.068	381	724	1.105
1998	1.466	2.097	381	734	1.115
1999	1.467	2.125	381	744	1.125
2000	1.467	2.153	381	754	1.135
2001	1.467	2.181	381	763	1.145
2002	1.467	2.208	381	773	1.154
Summe	21.621	31.806	5.621	11.132	16.754

5.6 C-Vorräte im Totholz im Jahr 2002

Bei der Durchführung der BWI II wurde an den Stichprobenpunkten auch Totholz aufgenommen. Diese Aufnahmen dienen als Grundlage für die Berechnung der C-Vorräte im Totholz für Baden-Württemberg. Die Aufnahme der Totholzstücke wurde in einem Probekreis mit einem Radius von fünf m durchgeführt. Falls Totholzstücke über diesen Radius hinausragten, wurden

⁸² in den Tabellen als Energieholz zusammengefasst

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

nur solche Stücke aufgenommen, deren stärkeres Ende innerhalb des Probekreises lag. Grundsätzlich wurde nur Totholz mit einem Durchmesser ab 20 cm am dickeren Ende sowie Stöcke ab 50 cm Höhe oder 60 cm Schnittflächendurchmesser erfasst.⁸³

Neben einer Einteilung in die Baumartengruppen ‚Nadelbäume‘, ‚Laubbäume ohne Eiche‘ und ‚Eiche‘ wurde eine Typisierung in liegendes Totholz, stehendes Totholz, Wurzelstock und Abfuhrrest vorgenommen. Bei den liegenden Stücken wurde die Länge und der Mittendurchmesser aufgenommen. Diese Angaben dienen als Grundlage zur Ermittlung des Volumens des Totholzes. Außerdem wurden die Zersetzungsgrade des Totholzes bestimmt. Dabei wurden vier Grade unterschieden:

- frisch abgestorben
- beginnende Zersetzung
- fortgeschrittene Zersetzung
- stark vermodert.

Nach der Berechnung des Volumens wurden typische Raumdichten für den jeweiligen Zersetzungsgrad und die Baumartengruppe anhand der Veröffentlichung von FRAVER et al. (2002) benutzt, um das Trockengewicht aus dem Volumen ableiten zu können (Tab. 38). Es wurde unterstellt, dass der C-Gehalt der Trockenmasse in jeder Zersetzungsphase konstant bei 50% bleibt. Der C-Vorrat im Totholz hängt vom jeweiligen Zersetzungsgrad ab, da die Dichte abnimmt.

Tab. 38: Totholzraumdichten in verschiedenen Zersetzungsständen (nach FRAVER et al. 2002)

Baumartengruppe	Zersetzungsgrad	Raumdichte in [g/cm ³]
Nadelbäume	1	0,372
	2	0,308
	3	0,141
	4	0,123
Laubbäume	1	0,441
	2	0,331
	3	0,19
	4	0,121

Der so ermittelte landesweite Durchschnitt des C-Vorrates im Totholz beträgt 2,65 t C/ha oder 3,5 Mio. t C Gesamtvorrat. Da in der BWI I kein Totholz erfasst wurde, muss dieser Wert lediglich als einmalige Erhebung für das Land angesehen werden. Diese Schätzung liegt wahrscheinlich über dem langjährigen Mittelwert, da die Sturmwurfllächen von Lothar in den Berechnungen enthalten sind.

⁸³ Näheres unter: www.bundeswaldinventur.de

5.7 Modellierung der C-Vorräte im Boden und ihrer Dynamik mit YASSO

5.7.1 Einleitung

YASSO ist ein dynamisches Boden-C-Modell, das speziell auf forstliche Anwendungen zugeschnitten ist. Es wurde am EFI in Finnland von LISKI et al. (2005) entwickelt und hat aufgrund der allgemeinen Akzeptanz und flexiblen Anbindung an Waldwachstumsmodelle eine rasche Verbreitung und Anwendung (THÜRIG 2004, PALOSUO et al. 2005, SCHMID 2005) gefunden. YASSO ermöglicht die Prognose von Boden-C-Vorräten, deren Veränderungen und der Freisetzung von CO₂ durch Abbauprozesse. Eingangsgrößen in YASSO sind die Menge an Streufall, dessen chemische Zusammensetzung und leicht zu erhebende Klimadaten. YASSO ist recht einfach zu initialisieren, weil es keine Angaben zu bodenphysikalischen Parametern benötigt.

Die Modellierung der Prozesse, die zum Aufbau des Boden-C führen, erlauben ein besseres Verständnis für die Umwandlungsprozesse, deren Größenordnungen und Abhängigkeiten von der waldbaulichen Situation. YASSO modelliert die Veränderungen der Speicher ‚Totholz‘, ‚Streu‘ und ‚Boden-C‘ und ermöglicht einen direkten Vergleich mit den gemessenen Werten der BZE sowie den daraus abgeleiteten Modellen der multivariablen Regressionsansätze nach ZIRLEWAGEN & V. WILPERT (2004).

5.7.2 Modellansatz der multiplen Regression nach Zirlewagen

Dieser Modellansatz unterscheidet sich grundsätzlich von YASSO, da er auf den gemessenen Werten der BZE aufbaut. So haben ZIRLEWAGEN & V. WILPERT (2004) auf Grundlage der methodischen Entwicklungen von ZIRLEWAGEN (2003) ein multiples Regressionsmodell zur Vorhersage von C-Vorräten im Boden für stark morphologisch gegliederte Landschaften entwickelt. Dieser Ansatz basiert auf den Daten der BZE (BML 2000) und plausiblen Erklärungsvariablen wie der Höhe ü. NN, Fichtenanteil, Bestandesalter, Topex⁸⁴, Hangneigung, Hangrichtung und geologischem Ausgangsgestein.

Die erste BZE wurde 1993 durchgeführt. Die Inventur wird von 2006 bis 2008 auf 308 Stichprobenpunkten nach der methodischen Vorgehensweise der Erstinventur wiederholt, aber mit verstärkter Ausrichtung auf aktuelle Fragestellungen wie den Einflüssen von Stickstoffdepositionen und C-Speicherung. Dabei sollen vor allem die Defizite der ersten BZE durch aufwändigere Methoden, z.B. bei der Erfassung des Skelettanteils, behoben werden (SCHÄFFER 2006).

⁸⁴ Geländeindex, der Exponiertheit und Lage kombiniert

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Beide Modellansätze können an den BWI-Punkten miteinander verglichen werden. Es handelt sich bei beiden Ansätzen um modellierte Werte, da an diesen Punkten selbst keine Boden-C-Messungen durchgeführt wurden⁸⁵. Aufgrund ihrer strukturellen Unterschiede können die punktuellen Übereinstimmungen bei den beiden Modellen nicht hoch sein.

5.7.3 Initialisierung von YASSO

Die grundsätzlichen Modellannahmen, die im Rahmen der Anwendung für dieses Projekt für YASSO getroffen werden mussten, können wie folgt zusammengefasst werden:

- Der gesamte Streufall kann in drei chemische Gruppen mit eigenen Abbauraten zusammengefasst werden: Die akzessorischen Bestandteile, Cellulose und ligninartige Bestandteile.
- Die Abbauraten der akzessorischen Bestandteilen⁸⁶ sind am höchsten.
- Die Abbauraten der akzessorischen Bestandteile sind bei Nadelbäumen niedriger als bei Laubbäumen, da Nadelbäume abbauresistente Harze einlagern.
- Die Abbauraten der verholzten Kompartimente sind nicht nur von deren chemischer Zusammensetzung abhängig, sondern auch vom Verhältnis zwischen Angriffsfläche zu Menge. Die Abbauraten sind daher von Durchmesserklassen abhängig.
- Der Abbau verläuft mit konstanten Faktoren und kann daher als Differentialgleichung 1. Ordnung angegeben werden.

Die Verluste an C werden entweder als CO₂ an die Atmosphäre abgegeben⁸⁷ oder verlassen das System über das Sickerwasser. Akzessorische Bestandteile und Cellulose werden der Kategorie ligninartige Bestandteile zugeordnet⁸⁸. Diese werden in einen schnell abbauenden Humus umgewandelt, der dann zu einer sich langsam abbauenden Humusform verändert. Die mikrobiologische Aktivität ist abhängig von der Temperatur und der Feuchtigkeit vor Ort. Die Umwandlungen des Humus sind jedoch weniger stark temperaturabhängig. Abb. 32 zeigt den Input, seine Verteilung auf die verschiedenen Kategorien, deren Abbauraten sich je nach chemischer Zusammensetzung unterscheiden, und die Verteilung auf die Speicher ‚Auflage‘ und ‚organischer Boden-C‘.

⁸⁵ Das Messnetz der BWI stimmt nicht mit dem der BZE überein. Dies soll in Zukunft geändert werden.

⁸⁶ Zucker, wasserlösliche Phenole, Fette und Öle

⁸⁷ heterotrophe Respiration

⁸⁸ Es findet natürlich keine chemische Umwandlung statt sondern eine Zuordnung zu den langsam abbaubaren Bestandteilen.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

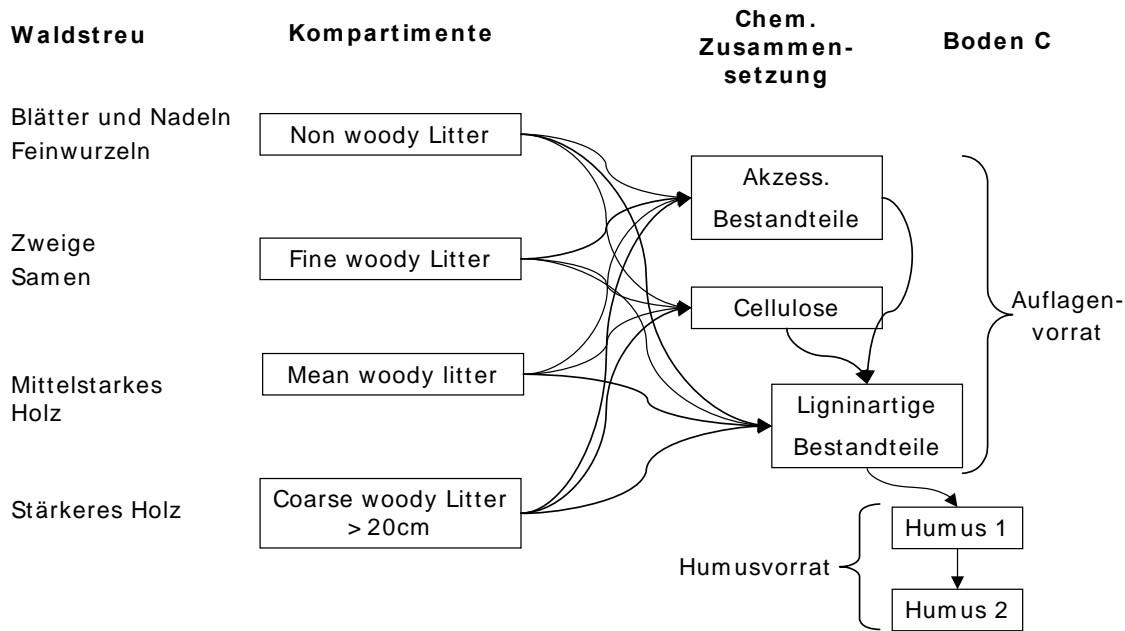


Abb. 32: Modellstruktur YASSO⁸⁹

Um das Modell auf die Waldflächen in Baden-Württemberg anzuwenden, braucht man Angaben zur Streulieferung auf der Fläche und die nötigen Klimawerte⁹⁰. Als Grundlage wurden die Stichprobenpunkte der BWI I und II verwendet. Mit Hilfsfunktionen und Auswertungen der BWI wurde die gesamte Anlieferung toter organischer Substanz jedes Stichprobenpunktes hergeleitet. Die Temperaturdaten entstammen aus einer Verschneidung der Jahrestemperaturwerte für die Fläche von Baden-Württemberg mit den Stichprobenpunkten der BWI. Die klimatische Wasserbilanz wurde gesondert hergeleitet (Kap. 5.7.3.1). Damit waren auch die klimatischen Einflussgrößen auf die Abbauraten für jeden Stichprobenpunkt bekannt, und es konnten standortsspezifische Abbauraten berechnet werden. Anschließend wurden die standortsspezifischen Abbauraten und die Streulieferungen in ein Fließgleichgewicht gesetzt, so dass Abbau und Nachlieferung einen gesättigten, konstanten C-Vorrat ergeben.

5.7.3.1 Klimadaten

Die Abbauraten sind in YASSO von der Jahrestemperatur (T) und der Sommertrockenheit (D) abhängig. Die Sommertrockenheit entspricht der klimatischen Wasserbilanz der Vegetationsperiode und kann als Differenz zwischen Niederschlag und potentieller Evaporation zwischen Mai und September berechnet werden. Grundlage für die Berechnung der klimatischen Wasserbilanz sind langjährige Beobachtungen von zwölf Klimastationen in Baden-Württemberg mit der Messung der täglichen Wasserdampfsättigung. Mit dem Haude-Verfahren wurde für diese Punkte die

⁸⁹ nach: www.efi.fi/projects/yasso/

⁹⁰ Temperatur und klimatische Wasserbilanz in der Vegetationsperiode

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

potentielle Evapotranspiration berechnet. Aus der Differenz des Niederschlags und der Evapotranspiration ergibt sich die klimatische Wasserbilanz. Trägt man die Wasserbilanz über der Höhe über NN ab, erkennt man einen linearen Zusammenhang, der genutzt wurde, um für alle BWI-Punkte die klimatische Wasserbilanz abzuschätzen (Abb. 33).

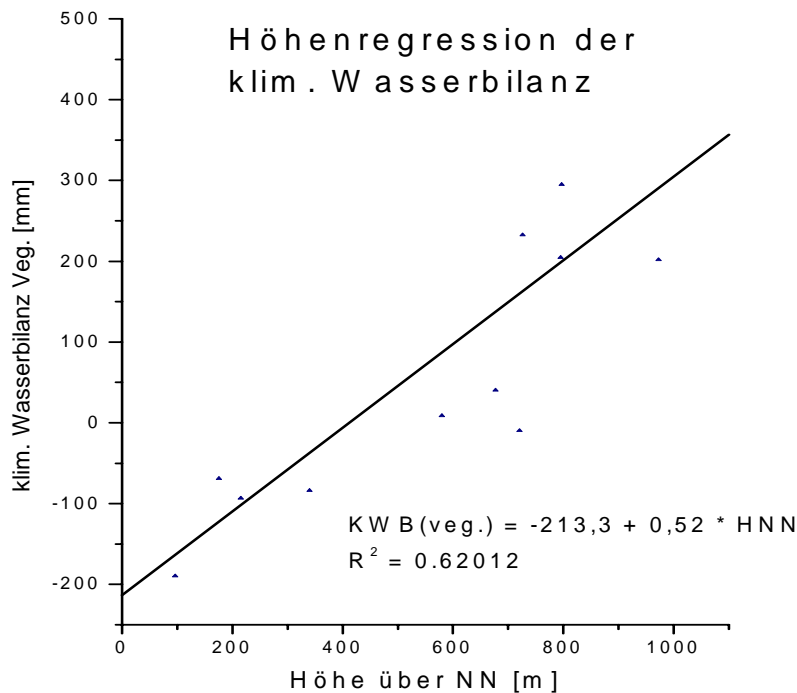


Abb. 33: Regression zur Herleitung der klimatischen Wasserbilanz

Damit sind die klimatischen Einflussgrößen bestimmt und können auf die Abbauraten nach Gleichung 12 und 13 angewandt werden. β und γ sind Konstanten, die sich auf die Temperatur- und Trockenheitswerte von Finnland beziehen, a_{i0} und k_{i0} stellen die Abbauraten für finnische Verhältnisse dar. Zu beachten ist, dass der Trockenheitseffekt nur dann zum Tragen kommt (entgegen LISKI et al. 2005), falls eine Sommertrockenheit ($D < 0$) vorliegt. Dieser Effekt tritt nur bei einem Viertel der Stichproben ein. Da der Humusabbau k_i weniger temperatursensitiv ist, wurde noch ein zusätzlicher Faktor s_j in Gleichung 13 eingeführt.

Gleichung 12:

$$a_i(T, D) = a_{i0} [1 + \beta(T - T_0) + \gamma(D - D_0)] \quad \forall D < 0$$

Gleichung 13:

$$k_i(T, D) = k_{i0} [1 + s_j \beta (T - T_0) + \gamma (D - D_0)] \quad \forall D < 0$$

a_i und k_i standortsspezifische Abbauraten

β und γ Parameter des Modells

5.7.3.2 Streulieferungen

Die Nachlieferung der Streu wurde in der Berechnung folgendermaßen gegliedert:

- Verbleib von Ernteresten: Grobwurzeln, Holz >20cm, Holz <20cm, Äste.
- Streulieferung durch Wachstumsprozesse: Feinwurzeln, Samen, Blüten, Fruchtkapseln, Zapfen, Äste, Rinde, Blätter und Nadeln.
- Gefällte, aber nicht entnommene und im Wald verbleibende Bäume.

Diese Nachlieferung wurde anschließend in unterschiedliche Kompartimente zur Modellierung des Abbaus eingeteilt, dargestellt mit sinkender Abbaugeschwindigkeit:

- ‚non woody litter‘ (nwl): Nichtholzige Streuanteile, also Blätter, Nadeln, Samen, Fruchtkapseln, Feinwurzeln.
- ‚fine woody litter‘ (fwl): Feine holzige Streuanteile, Äste und Grobwurzeln,
- ‚mean woody litter‘ (mwl): Mittelstarkes Totholz aus Ernteresten und verbleibenden Stammabschnitten mit einem Durchmesser < 20 cm,
- ‚coarse woody litter‘⁹¹ (cwl): Starkes Totholz aus Ernteresten und verbleibenden Stammabschnitten mit einem Durchmesser >20 cm.

Da Blatt- und Nadelstreu signifikante Mengen sind, wurde versucht, möglichst repräsentative baumartenspezifische Blatt- und Nadelfunktionen mit hohen Stichprobenzahlen auf die Einzelbaumdaten der BWI anzuwenden (BARTELINK 1996, HEINSDORF & KRAUß 1990, PERRUCHOUD et al. 1999, WIRTH et al. 2004a und b).

Zur Herleitung der Mengen von Samen, Blüten, Fruchtkapseln und Zapfen wurde die Arbeit von ROHMEDER (1972) herangezogen und mit Werten von ELLENBERG et al. (1986) ergänzt. Da jeder Baum der BWI ein zugeordnetes Alter besitzt, konnte ein Fruchtbarkeitsbeginn von Bestandes-

⁹¹ Im Englischen wird für starkes Totholz die Bezeichnung ‚coarse woody debris‘ gebraucht. In der hier verwendeten Modellierung werden die Speicher und Nachlieferungen nach dem Durchmesser unterschieden und deswegen als ‚coarse woody litter‘ und ‚mean woody litter‘ bezeichnet.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

bäumen beachtet werden. Danach wurden die Mastmengen, einschließlich der Fruchtbecher und Samenkapseln, mit dem durchschnittlichen jährlichen Auftreten einer Mast multipliziert. Dies ergibt die mittlere Samenproduktion für jede Baumart.

Der Astmassenumsatz ergibt sich aus der Astmenge und der mittleren Lebensdauer der Äste. Die Astmenge wurde mit Volumen-Expansions-Funktionen für die Baumarten (PISTORIUS & ZELL 2005) hergeleitet. Die mittlere Astlebensdauer der Laubbäume beträgt 40 Jahre, für Nadelbäume wurden 37 Jahre unterstellt (REICHLER 1981). Für die geernteten Bäume wurde die Grobwurzelmasse mithilfe der Funktion von DIETER & ELSASSER (2002) berechnet. Da in diese Funktion Bestandeswerte eingehen, wurde für jeden Stichprobenpunkt das mittlere Verhältnis zwischen ober- und unterirdischer Biomasse des Bestandes berechnet. Dem ausscheidenden Baum wurde die anteilige Bestandeswurzelmasse zugeordnet.

Die oberirdischen Erntereste wurden mit der Differenz zwischen dem Erntevolumen und dem Derbholzvolumen berechnet und anschließend in C-Einheiten umgerechnet. Hierzu wurde das Derbholzvolumen des Stammes mithilfe der Schaftkurvenfunktion nach KUBLIN (2003) quantifiziert. Weiterhin wurde bei der Integration der Schaftform in Durchmesserbereiche unter und über 20 cm differenziert. Es wurde ein tatsächlicher Aufarbeitungszopf nach der Stammholzernte und der Brennholzentnahme durch Selbstwerber von 8 cm für Nadelholz und 12 cm für Laubholz unterstellt. Bei einem Drittel aller geernteten Fichten wurde zusätzlich ein rotfaules Erdstammstück von drei m Länge unterstellt, das im Wald verbleibt. Die Umrechnung in C-Einheiten wurde mit den baumartenspezifischen Raumdichten nach KOLLMANN (1982) und einem C-Faktor von 50% durchgeführt.

5.7.3.3 Berechnung der Startwerte

Die Dynamik der einzelnen Speicher lässt sich am einfachsten mit dem Speicher ‚fine-woody-litter‘ darstellen, da der Input (u_{fwl}) und die Veratmung bzw. der Abbau ($a_{fwl}x_{fwl}$) einfache Größen darstellen:

Gleichung 15:

$$\frac{dx_{fwl}}{dt} = u_{fwl} - a_{fwl}x_{fwl}$$

Löst man diese Differentialgleichung, erhält man die folgende Form:

Gleichung 16:

$$x(t)_{fwl} = \frac{u_{fwl}}{a_{fwl}} [1 - \exp(-a_{fwl} \cdot t)]$$

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Um die Sättigungsmengen bei gegebener Abbaurate und konstanter Nachlieferung zu berechnen, fällt in obiger Gleichung der hintere Teil komplett weg ($t \rightarrow \infty$) und die Sättigungsmenge ist das Verhältnis zwischen Nachlieferung und Abbaurate. Mit dieser Vereinfachung wurden die Sättigungsmengen der einzelnen Speichern hergeleitet. Da die drei chemischen Bestandteile von allen holzigen und nichtholzigen Kompartimenten Input erhalten (vgl. Abb. 32), die ligninartigen Bestandteile auch Input der beiden anderen chemischen Bestandteile, verlängern sich die Gleichungen um die entsprechenden additiven Terme. Die Sättigungen der Speichern wurden für jeden Stichprobenpunkt der BWI berechnet, wohlwissend, dass sich die Verhältnisse zwischen BWI I und BWI II lediglich als ein Zeitfenster in einem Bestandesleben darstellen.

5.7.3.4 Vergleich und Diskussion des Modells

Die Sensitivitäten der in YASSO verwendeten Parameter sind in LISKI et al. (2005) als relative Änderung der Boden-C-Vorräte im Verhältnis zur Änderung eines Parameters angegeben (Tab. 39). In der Tabelle werden nur die besonders einflussreichen Parameter⁹² angegeben.

Tab. 39: Sensitivitäten der verwendeten Parameter im Modell YASSO

Parameter	Veränderung in %
Anteil Übergang Lignin zu Humus 1	0,77
Jahresmitteltemperatur	-0,7
Input Fine woody Litter	0,55
Anteil Übergang Humus 1 zu Humus 2	0,51
Abbaurrate Humus 2	-0,51
Input Non woody Litter	0,36

Die internen Parameter der Übergänge und der Abbauraten des Humus können nicht verändert werden; man erkennt aber deutlich die Wichtigkeit der Inputgrößen, allen voran des ‚fine woody litter‘, also der Menge an Zweigen. Die Annahmen über die Lebensdauer der Äste ist eine sehr vereinfachende und könnte deutlich verbessert werden. Mit der Anwendung von Modellen zur Astvolumenfunktionen und zu den Astabsterbeprozessen könnten sich sogar Behandlungseffekte in der Astproduktion abbilden lassen.

⁹² mindestens |0,35 %| Änderung

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Auch der Input ‚non woody litter‘ hat einen großen Einfluss. Die Schätzungen der Blatt- und Nadelproduktion kann über neu zu erhebende Nadel- und Blattfunktion für Bäume unterhalb der Derbholzgrenze verbessert werden. Die Funktionen, die hier verwendet wurden, haben fast alle als einzigen Prädiktor den BHD und sind in den unteren Bereich extrapoliert worden. Dies kann für Bestände mit großen Verjüngungsvorräten zu deutlich falschen Einschätzungen der Zufuhr in dem Bereich führen. Die Feinwurzelproduktion hat ebenfalls substantiellen Anteil an diesem Kompartiment und basiert auf sehr einfachen Annahmen (PERRUCHOUD et al. 1999). Es gibt nur wenige Untersuchungen, die flächige Feinwurzelproduktionsaussagen zulassen.

Vergleicht man das Modell YASSO im Fließgleichgewicht zum Zeitpunkt der BWI 2 mit den Modellergebnissen nach der Methode von ZIRLEWAGEN & v. WILPERT (2004), kann man sagen, dass die Mittelwerte relativ gut übereinstimmen, die Einzelwerte jedoch keinen Zusammenhang zeigen (Abb. 34). YASSO liefert eine deutlich breitere Streuung an möglichen Boden-C-Vorräten, während die Modellergebnisse nach Zirlewagen nach unten begrenzt sind: Der kleinste Wert beträgt 43,25 C t/ha. Gut zu erkennen sind die 83 BWI-Punkte in der Abbildung, die als Moorstandorte von Zirlewagen identifiziert wurden und einen Mittelwert von 302,90 C t/ha zugeordnet bekommen. Nach der Methode Zirlewagen ergibt sich ein landesweiter Durchschnitt auf den BWI-Punkten von 105,4 t C/ha im Bodenhumus, im Vergleich zu den YASSO-Ergebnissen in Höhe von rd. 108 t C /ha.

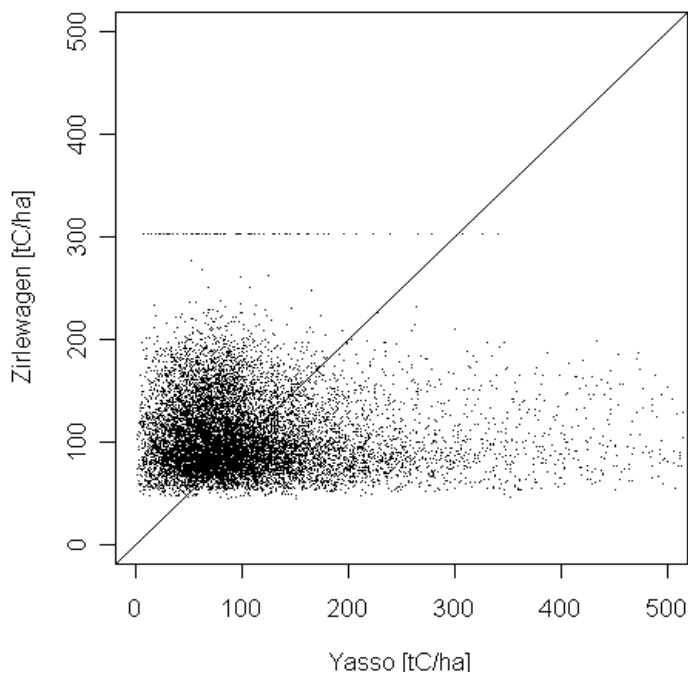


Abb. 34: Vergleich der Modellergebnisse: multiple Regression und YASSO

5.8 C-Bilanz für Baden-Württemberg im Jahr 2002

Ergebnis der verschiedenen Modelle ist eine C-Bilanz für das Land Baden-Württemberg im Jahr 2002. Obwohl es sich abgesehen von der Biomasse um modellierte Werte handelt, sind die Werte plausibel und geben realistische Größenordnungen für die Speichergroße an. Der Vorrat der Waldbiomasse bezieht sich ausschließlich auf die von der BWI II erfassten Bäume. Nicht erfasst sind die Verjüngungsvorräte und die Bodenvegetation, d.h. dass die Berechnung der Waldbiomasse bei Integration dieser beiden Speicher noch größer ausfallen würde.

Insgesamt waren 171,7 Mio. t C in der Waldbiomasse gespeichert. Das entspricht 129,8 t C je ha. Innerhalb der einzelnen Baumarten fällt die Speicherung unterschiedlich aus (Tab. 40). Ursache hierfür sind in erster Linie die von den AKL abhängige Vorratsstruktur, Umtriebszeit und Intensität der Bewirtschaftung. Buchenbestände z.B. haben eine längere Umtriebszeit als Fichtenbestände; sie wurden und werden zur Zeit aufgrund des großen Anteils schlechter Qualitäten und niedriger Preise weniger genutzt und sind weniger von Kalamitäten betroffen. Daher sind die Bestände im Durchschnitt älter und speichern in den älteren AKL mehr C als die Fichte.

Tab. 40: C-Speicher ‚Waldbiomasse‘ im Jahr 2002

C-Speicher in Mio. t C im Jahr 2002		
	absolut in Mio. t C	je ha Waldfläche
Fichte	66,0	132,1
Tanne	16,2	155,4
Douglasie	3,9	102,8
Kiefer	9,2	102,8
Lärche	2,7	109,5
Buche	42,7	152,2
Eiche	13,2	135,8
ALh	14,9	110,6
ALn	2,9	52,4
Summe	171,7	129,8

Zusätzlich zu der lebenden Biomasse kommt der C-Speicher Totholz. Dieser ist, bedingt durch die beiden Stürme von 1990 und 1999, im Vergleich zu anderen Bundesländern relativ hoch. Da die Zersetzungsraten wesentlich langsamer sind als bislang angenommen und Totholz wichtige ökologische Funktionen erfüllt, kommt diesem Speicher eine wachsende Bedeutung zu. In Baden-Württemberg waren im Jahr 2002 etwa 3,5 Mio. t C im Totholz gespeichert. Das entspricht etwa 2,7 t C je ha.

Der Boden und die Auflageschicht sind zwei weitere bedeutende Speicher für C in Wäldern. Sie wurden nach den zwei beschriebenen Verfahren berechnet: Zum einen wurden sie auf Basis der gemessenen BZE-Daten mit Hilfe einer multiplen Regression nach ZIRLEWAGEN (2003) hergeleitet, zum anderen anhand der modellierten Nachlieferungen und Klimadaten mit dem Modell YASSO berechnet. Die beiden Ansätze unterscheiden sich nicht nur in ihrer Datenbasis sondern

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

auch in der Methode grundlegend. Daher sind die Abweichungen in den Ergebnissen plausibel. Die BZE-Daten haben nur zersetzte Biomasse in der Auflageschicht berücksichtigt, YASSO berücksichtigt alles, was an Biomasse am Boden nachgeliefert wird. Daher ist es plausibel, dass die ha-Werte des Bodenhumus nur geringfügig abweichen, aber YASSO aber für die Auflage höhere Werte berechnet (vgl. Tab. 41).

Die Werte der Regressionsanalyse berechnen für die Auflage 15,4 t C je ha, YASSO hingegen 27,6 t C je ha. In der Summe liegen nach der Regressionsanalyse 120,8 t C auf dem ha, während YASSO auf einen Wert von 135,4 t je ha kommt. Nach der multiplen Regression waren im Jahr 2002 in Baden-Württemberg 159,8 Mio. t C im Boden gespeichert, wovon 139,5 Mio. t C auf den Bodenhumus und 20,4 Mio. t C auf die Auflage entfallen. YASSO berechnet insgesamt 179,2 Mio. t C, wovon 142,6 Mio. t C auf den Bodenhumus und 36,5 Mio. t C auf die Auflage entfallen.

Tab. 41: Vergleich der C-Vorräte im Boden im Jahr 2002 nach den beiden Ansätzen

	Multiple Regression nach Zirlewagen		YASSO Durchschnittswert	
	absolut in Mio. t C	je ha Waldfläche	absolut in Mio. t C	je ha Waldfläche
Auflage	20,4	15,4	36,5	27,6
Bodenhumus	139,5	105,4	142,6	107,8
Summe	159,8	120,8	179,2	135,4

In Holzprodukten waren ebenfalls relevante Mengen C gespeichert. Diese haben im Modell gegenüber der ersten BWI stark zugenommen (Tab. 42). Das liegt einerseits an der sturmbedingten starken Nachlieferung, kann aber auch durch eine Unterschätzung der Anfangsvorräte begünstigt worden sein. Nach der Modellierung mit dem WPM waren 2002 rd. 49,5 Mio. t C in Produkten gebunden, davon mehr als die Hälfte in langlebigen Produkten.

Tab. 42: C-Speicher ‚Holzprodukte‘ im Jahr 2002

C-Speicher in Mio. t C		2002
Holzprodukte	lange Lebensdauer	28,8
	mittlere Lebensdauer	14,0
	kurze Lebensdauer	5,2
	Energieholz	1,5
	Summe	49,5

Diese modellierten Werte ermöglichen eine C-Bilanz für die Wälder in Baden-Württemberg. Während in der Biomasse mit 43% am meisten C gebunden ist, bilden Boden und Humus einen Speicher, der zusammengenommen mit 44% des Gesamtbestands C in der gleichen Größenordnung speichert⁹³. Produkte erweitern die Speicherleistung des Waldes um 12% und Totholz um

⁹³ nach der Modellierung mit YASSO

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

1% des Gesamtvorrats. Insgesamt waren im Wald und in den Holzprodukten 400,3 Mio. t C gespeichert, auf den ha Waldfläche bezogen 302,5 t C je ha (Tab. 43). Die größten Mengen sind in der lebenden Biomasse und im Boden gespeichert.

Tab. 43: C-Bilanz für Wald und Technosphäre in Baden-Württemberg im Jahr 2002

C-Speicher Wald/Produkte im Jahr 2002			
	absolut in Mio. t C	je ha Waldfläche	in %
Waldbiomasse	171,7	129,8	43%
Holzprodukte	49,5	37,4	12%
Auflage	36,5	27,6	9%
Bodenhumus	142,6	107,8	36%
Summe	400,3	302,5	100%

Verglichen mit den C-Emissionen von Baden-Württemberg werden die Größenordnungen offensichtlich. Im Jahr 2002 wurden rd. 22 Mio. t C emittiert, im Durchschnitt seit 1987 jährlich rd. 21,1 Mio. t C.⁹⁴ Diese Menge unterlag während dieser Zeit nur geringen Schwankungen. Insgesamt haben sich die C-Vorräte in der lebenden Waldbiomasse zw. 1987 und 2002 um 0,55 Mio. t C pro Jahr und die Produktspeicher sogar um 0,85 Mio t C pro Jahr vergrößert. Das heißt, zusammen haben diese beiden Speicher durch ihre Senkenleistung mehr als 6,5% der Emissionen in diesem Zeitraum durch Bindung in Holz kompensiert. Die Substitutionseffekte durch energetische Nutzung von Altholz und Energieholz hat in diesem Zeitraum 16,8 Mio. t C-Emissionen verhindert – unter der Annahme, dass diese Energie durch Verbrennung von Öl erzeugt worden wäre. Dazu kommen weitere 6,4 Mio. t vermiedener C-Emissionen durch die Nutzung von Holz als langlebigem Produkt. Diese rd. 23,2 Mio. t vermiedener C-Emissionen haben einen hypothetischen Mehrausstoß von 7,3% vermieden.

5.9 Kritische Würdigung der Modelle und weiterführende Forschung

Die Berechnung der C-Speicher in Baden-Württemberg wurde anhand der besten verfügbaren Daten und Modelle durchgeführt. Während für die Biomasse mit den BWI eine besonders gute Datengrundlage zur Verfügung stand, gibt es für die Bereiche Produktspeicher und Boden-C nur sehr wenig belastbare Zahlen. Diesen Mängeln wurde mit einer Vielzahl von dargestellten plausiblen Annahmen begegnet, um eine vollständige Betrachtung aller relevanten Speicher zu ermöglichen. Dasselbe gilt für die in den Modellen verwendeten Funktionen. Auch hier ist weiteres Potential für Verbesserungen vorhanden.

⁹⁴ <http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de/Pressemitt/2005044.asp>

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Ziel des Projektes war es, die Speicher so gut wie möglich zu quantifizieren und dabei besonderen Wert auf die nicht berücksichtigten Produktspeicher und Substitutionseffekte zu legen. Um künftige Berechnungen auf ein höheres Niveau zu bringen, muss auf bestimmten Gebieten verstärkt Datenmonitoring und Grundlagenforschung betrieben werden. Im Folgenden werden die Bereiche aufgeführt, an denen die Modellergebnisse verbessert werden können, auch im Sinne einer Verifizierung der getroffenen Annahmen.

Bei der Quantifizierung der Biomassevorräte hat sich als besonders problematisch erwiesen, dass für junge Bäume unterhalb der Derbholzgrenze keine Biomassefunktionen vorliegen. Biomasseexpansionsfaktoren, ein einfaches Verfahren zur Berechnung von C-Vorräten in der Waldbiomasse, enthalten für die erste Altersklasse einen pauschalen Zuschlag für die Verjüngung, während in dem Einzelbaumverfahren Bäume unterhalb der Derbholzschwelle fehlen. Das gleiche Schwellenproblem ergibt sich für die Biomassefunktionen, die für einen bestimmten Durchmesserbereich parametrisiert sind. Zur Zeit werden Daten für die Berechnung der Verjüngungsvorräte erhoben. Ebenfalls problematisch ist die Quantifizierung der unterirdischen Vorräte, die im Gegensatz zur oberirdischen Biomasse auf Bestandesebene berechnet wurden. Dabei wurde für jede Traktecke die Hauptbaumart bestimmt, um dann die Funktionen von DIETER & ELSASSER (2002) anwenden zu können. Diese Funktionen sind das Ergebnis einer Metaanalyse von Untersuchungen zur unterirdischen Biomasse. Ihre Anwendbarkeit auf mitteleuropäische Verhältnisse ist bislang nicht überprüft worden, da Wurzeluntersuchungen mit angemessenen Stichprobenzahlen sehr aufwändig sind und selten im Mittelpunkt des forstlichen Interesses stehen. Dementsprechend groß ist der Forschungsbedarf in diesem Bereich.

Besonders große Datenlücken gibt es im Bereich Produktmodellierung (EGGERS 2002). Hier mussten für viele Bereiche Annahmen getroffen werden, um eine Quantifizierung überhaupt erst zu ermöglichen. Es beginnt mit der Berechnung der Anfangsvorräte auf Basis der Schätzung von FRÜHWALD et al. (2001). Die Anfangsvorräte waren notwendig, um das Modell initiieren zu können; die Werte sind aber nicht durch Datenerhebungen fundiert und es gibt keine Untersuchung zum tatsächlichen Bestand an Holzprodukten. Durch richtig erhobene Daten wäre dann auch eine Quantifizierung des Fehlers möglich, der hier für den Produktsektor nicht bestimmt werden konnte. Wenn der Produktspeicher auch zur Zeit noch nicht anrechenbar ist, so wird dennoch seine Integration in die nationalen THG-Inventare diskutiert. Eine Fehlerrechnung ist eine Voraussetzung der THG-Berichterstattung.

Dasselbe Problem ergibt sich aus den für das Modell essentiellen Zerfallsfunktionen der Holzprodukte, die den Lebenszyklus in Abhängigkeit der Holzverwendung beschreiben. Sie basieren auf einer detaillierten Metaanalyse von WIRTH et al. (2004a), die neun verschiedene Studien gefunden und daraus Funktionen entwickelt haben. Viele dieser Quellen beziehen sich jedoch auf Skandinavien oder Nordamerika und ihre Anwendbarkeit auf Deutschland kann durchaus hinterfragt werden. So wird beispielsweise in Nordamerika viel mehr Holz beim Bau von Häusern eingesetzt als in Deutschland; allerdings gibt es große Unterschiede in der Bauweise und damit auch

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

in der Lebensdauer der Häuser. Über die tatsächliche Verwendung von Holz in Deutschland ist wenig bekannt. Von großem Wert sind in diesem Zusammenhang die jährlich von der BFH erstellten Holzbilanzen, die aber für spezielle Fragestellungen wie in dieser Untersuchung aufbereitet und ergänzt werden müssen. Das WPM geht mangels Daten davon aus, dass das Holz in Baden-Württemberg im Jahr 2002 wie in ganz Deutschland verwendet wurde, und dass der Verwendungsschlüssel für den gesamten Zeitraum von 1987 bis einschließlich 2012 gilt. Die Größenordnungen werden sich nur langsam verändern, aber es gibt deutliche Hinweise auf Trends in der Verwendung, die durch das Modell nicht abgebildet werden. Durch den rapiden Preisanstieg für fossile Energieträger seit 2001 hat die Nachfrage nach Holz als Energierohstoff massiv zugenommen. Das hat zu einem Preisanstieg in den entsprechenden Sortimenten geführt und macht die Nutzung von Sortimenten mit schlechter Qualität für diesen Zweck interessant, die bislang hauptsächlich stofflich verwertet wurden. Auch der Anteil an Holzhäusern nimmt in Deutschland zu. Die Erforschung und das Monitoring von Verwendungstrends könnte das Modell entscheidend verbessern.

Die Erfassung der Totholzvorräte durch die BWI II ist eine Basis für eine Quantifizierung dieses C-Speichers. Allerdings sind nur große Totholzstücke erfasst worden. Auch die Klassifizierung ist problematisch: Es können nur Näherungswerte angegeben werden, die mit entsprechender Vorsicht betrachtet werden sollten. Auch die Zerfallsdauer von Totholz ist noch weitgehend unerforscht. Neue Erkenntnisse darüber, dass die tatsächlichen Abbauraten sehr viel langsamer sind als bislang angenommen, zeigen die vielbeachteten Arbeiten von WIRTH et al. (2004a) und MUND (2004). Spezielle Totholzinventuren können die Wissenslücken in diesem Bereich reduzieren. Sie sind auch deshalb von Bedeutung, weil über Veränderungen der C-Vorräte in der Nekromasse berichtet werden muss.

Die größten Probleme bereitet die Erfassung der Boden-C-Vorräte. In der Bodenzustandserfassung wurden auch C-Vorräte erhoben, allerdings nach einer Methode, die erhebliche Unsicherheiten erwarten lässt. Zum einen wird nur die bereits humifizierte Auflagenschicht berücksichtigt, zum anderen wird die C-Konzentration pro Stichprobenpunkt gemessen und mit dem Volumen des Bodens multipliziert. Das ist insofern problematisch, dass das Volumen durch eine grobe Schätzung des Skelettanteils ermittelt wurde. Generell kann man sagen, dass eine Vielzahl von Parametern die Höhe des Boden-C bestimmt und dass es viele kleinräumige Unterschiede gibt (ZIRLEWAGEN & v. WILPERT 2004). Um diese Vorräte besser zu erfassen, ist eine Verschneidung mit dem Stichprobennetz der BWI geplant. Diese Erweiterung der BZE um eine sog. Bestockungsinventur erfolgt zur Zeit an der FVA Baden-Württemberg durch die Abteilungen ‚Boden und Umwelt‘ und ‚Biometrie und Informatik‘. Die Datenaufnahme dafür wurde im Mai 2006 abgeschlossen und werden zur Zeit ausgewertet (KÄNDLER 2006). Dadurch lässt sich auch der waldbauliche Einfluss auf die Vorräte besser erforschen: Man erhält eine größere Zahl an Stichproben, die genauere Aussagen zulässt. Auch eine Verbesserung der Erhebung ist geplant, da dieser Speicher ebenfalls von Relevanz für die Berichterstattung ist.

5 Entwicklung der C-Vorräte in Baden-Württemberg (1987 bis 2002)

Das Modell WEHAM ist für die Modellierung der Waldentwicklung und des Holzaufkommens gut geeignet – vor allem, da der Benutzer die Möglichkeit hat, die zu Grunde gelegten waldbaulichen Parameter wie Umtriebszeit, Durchforstungsmodelle und Endnutzungsart im Modell einzustellen und damit Szenarien genau zu definieren. Problematisch wird der Blick in die Zukunft vor allem bei extremen Szenarien, da das Modell die veränderten Zuwachsbedingungen nicht berücksichtigen kann. Die hinterlegten Wachstumsfunktionen für die Einzelbäume sind nicht klimasensitiv, d.h. veränderte standörtliche Rahmenbedingungen und Kalamitäten können nicht berücksichtigt werden. Angesichts der Klimaprognosen ist das ein wichtiger Ansatzpunkt für die weitere Forschung: Kann man den Einfluss auf das Wachstum abbilden und veränderte Risikosituationen für bestimmte Standorte integrieren, so kann WEHAM auch für längerfristige Prognosen verwendet werden. Angesichts der hier herrschenden Bedingungen für Forstwirtschaft ist ein Prognosezeitraum von 50 Jahren das Minimum, wenn man auf dieser Basis Strategieanpassungen implementieren möchte. Diese Verbesserung würde auch eine ökonomische Bewertung der Leistung einzelner Waldbesitzer ermöglichen, die sich entscheiden, ihren Wald nach dem besten Wissen C-ökologisch zu bewirtschaften und damit eine zusätzliche, bislang nicht marktfähige Leistung für die Gesellschaft erbringen.

Trotz dieser beschriebenen Defizite haben die Modelle einen großen Wert. Sie zeigen die Dimension der C-Speicherung in Biosphäre und Technosphäre auf und in drei verschiedenen Szenarien die unterschiedlichen Auswirkungen auf die Klimaschutzleistung. Damit kann diese Untersuchung Basis für einen gesellschaftspolitischen Meinungsbildungs- und Aushandlungsprozess werden. Die Ergebnisse der Berechnung und Modellierung zeigen unterschiedliche Vor- und Nachteile auf und ermöglichen ein besseres Verständnis der Flüsse zwischen den einzelnen Speichern. Die Modelle stellen eine Basis für die Berechnung der Speicher dar, die durch Erforschung der offenen Fragen die Möglichkeit einer kontinuierlichen Verbesserung bietet.

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

Die Entwicklung der C-Vorräte in den verschiedenen Speichern ‚lebende Biomasse‘, ‚Holzprodukte‘, ‚Böden und Humus‘ sowie ‚Totholz‘ hängen von einer Vielzahl unterschiedlicher Faktoren ab. Die Art der Bewirtschaftung wird langfristig durch die AKL-Struktur, die Baumartenzusammensetzung und die Struktur der Wälder bestimmt und hat einen signifikanten Einfluss auf die Dynamik der C-Vorräte. Je nachdem, wie intensiv der Zuwachs genutzt wird, fließt ein Teil entweder in die anderen genannten Speicher oder verstärkt den Vorratsaufbau in der Biomasse. Diese Informationen sind wichtig für das Verständnis der C-Kreisläufe, weil sich daraus Trends ableiten lassen, welcher Nutzungsgrad in bewirtschafteten Wäldern aus Sicht des Klimaschutzes sinnvoll ist. Für politische Entscheider, die im Rahmen der internationalen Regelungen für die Anerkennung von Senkenleistungen auf die nationalen Emissionsreduktionsverpflichtungen verantwortlich sind, hat dieses Verständnis eine besondere Bedeutung: Anhand dieser Daten können sie die Vorratsentwicklung und damit auch die Chancen und Risiken abschätzen, die mit der Anerkennung der Senkenleistung von Wäldern nach Art. 3.4 KP verbunden sind.

Ziel ist es, durch die Entwicklung verschiedener Szenarien kurz- und mittelfristige Einflussmöglichkeiten der Bewirtschaftung auf die Vorräte zu identifizieren. Zu diesem Zweck werden mit dem Modell WEHAM, das im folgenden Kapitel detailliert beschrieben wird, drei Szenarien definiert:

- Szenario 1 (S1) beschreibt die potentielle Nutzung, d.h. es wird das gesamte Holz genutzt, das nach der gängigen waldbaulichen Praxis in Vor- und Endnutzungen anfällt.
- Szenario 2 (S2) beschreibt die wahrscheinliche Nutzung, die aus dem tatsächlichen Einschlagsverhalten der Jahre 2002 bis 2004 abgeleitet wurde.
- Szenario 3 (S3) geht zunächst von demselben, zur Zeit realisiertem Nutzungsniveau wie Szenario 2 aus. Ab 2007 werden jedoch sämtliche Vor- und Endnutzungen eingestellt.

Die Szenarien bergen eine große Anzahl von Unsicherheiten, die mit Sicherheit einen großen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Sie wurden bei der Beschreibung der gewählten Ansätze und verwendeten Modelle nach bestem Wissen dargestellt und bieten gleichzeitig Ansatzpunkte für weiterführende Forschungen. Das Potential für die Reduzierung der Fehler solcher Berechnungen und Prognosen ist groß, da die Modelle aufgrund ihrer Komplexität und teilweise mangelhaften Datengrundlagen mit vereinfachenden Annahmen arbeiten müssen.

6.1 Das Modell WEHAM

Das an der FVA Baden-Württemberg von der Abt. Biometrie und Informatik entwickelte Modell WEHAM steht für Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung (BÖSCH 1995). Es handelt sich um eine ACCESS 2000 Datenbank, in der die Inputdaten, Modellvorgaben, Wachstumsfunktionen, Steuerparameter und die Ergebnisse gespeichert werden. Es wurde in der Programmiersprache C++ für die Betriebssysteme Windows 95 bis 2000 geschrieben.

Ziel dieses Prognoseprogramms ist eine Abschätzung der Entwicklung der oberirdischen Derbholzvorräte und der potentiellen nachhaltig nutzbaren Holzermengungen für einen Zeitraum von bis zu 40 Jahren. WEHAM liefert in 5-Jahresperioden die Entwicklung von Vorrat und Zuwachs nach Baumartengruppen, den Gesamtzuwachs, berechnet nach Baumartengruppen getrennt die Mengen an Vor- und Endnutzungen und sortiert diese (BÖSCH 2005). Da die bislang für solche Zwecke benutzten Ertragstafeln zu ungenau sind und aufgrund veränderter standörtlicher Bedingungen teilweise nicht mehr stimmen, konnte auf Basis der BWI-Daten dieses Modell entwickelt werden. Sie bieten eine einheitliche, objektive Grundlage, die eine flächige Berechnung ermöglicht und vergleichbare Ergebnisse für verschiedene Regionen liefert.

„Jede Traktecke wird als virtuelle Probestfläche von einem Hektar interpretiert. Die Einzelbäume dieser Probestfläche wachsen entlang individuell zugewiesener Wachstumspfade (BÖSCH 2003).“ Das Wachstum von Bäumen aus Mischbeständen wird genau wie das Wachstum in Reinbeständen behandelt und berechnet. WEHAM geht von konstanten Bedingungen aus, d.h. klimatische Bedingungen, Behandlung und weitere Standortfaktoren bleiben während der Simulation unverändert. Entscheidende Größe für die Wachstumsprognosen ist die Zielgröße des Einzelbaumes und die Differenz seiner Wachstumsparameter zwischen BWI I und II, weil sie seine bisherige Wachstumsdynamik innerhalb der Bestandesstruktur widerspiegelt (BÖSCH 2003).

Das Modell basiert neben diesen gemessenen Input-Daten auf Wachstums- und Durchforstungsmodellen, die als Steuerungsparameter fungieren und nach Bedarf verändert werden können. So können die Parameter Durchforstungsart, Durchforstungsperiode und Durchforstungsstärke eingestellt werden. Als Möglichkeiten stehen die Nieder-, die Hoch-, die Gleich- und die Auslesedurchforstung zur Verfügung. Das Programm verwendet die Durchforstungsfunktion von ALDER (1979). Mischbestände werden nach den Baumarten durchforstet, deren Standflächenanteil an einem Stichprobenpunkt am größten ist. Dieser Anteil bleibt konstant. In Plenterwäldern finden nur Hochdurchforstungen statt. Zufällige Nutzungen können nicht modelliert werden, auf Flächen mit Nutzungseinschränkungen werden nur 50% genutzt (BÖSCH 2003). Flächen, die vollständig aus der Nutzung genommen sind, werden ebenso wie die Mortalität nicht von WEHAM modelliert. Das ist bei Hochrechnungen und Interpretationen zu berücksichtigen (BÖSCH 2003).

Auch die Art der Endnutzung ist variabel und kann entweder als Zielstärkennutzung, selektive Endnutzung oder als flächige Räumung durchgeführt werden. Bei der Zielstärkennutzung muss

ein Prozentsatz definiert werden, der bestimmt, wie viele Bäume einer Baumart mit einem ebenfalls festgelegten BHD geerntet. Sind nicht genügend Bäume mit diesem BHD vorhanden, werden auch schwächere Bäume gefällt, bis die Vorgabe erreicht ist. Die Standfläche der Hauptbaumart darf dabei den Wert von 20% nicht unterschreiten, da sonst eine flächige Endnutzung vorliegt wird. Bei der selektiven Endnutzung werden die stärksten Bäume genutzt; das Vorgehen gleicht dem einer Hochdurchforstung. Flächige Nutzungen entsprechen virtuellen Kahlschlägen (BÖSCH 2003).

Nach der Räumung eines Bestandes wird eine neue Kultur mit derselben Bonität und den selben Baumarten des vorherigen Bestandes begründet. Die im 10m-Probekreis der BWI erfassten Verjüngungsvorräte werden nicht modelliert. In diesem Bereich herrscht noch erheblicher Forschungsbedarf. Zur Zeit werden Biomassefunktionen für Verjüngungsbäume an der FVA Baden-Württemberg erarbeitet, die später in die Modelle integriert werden können.

WEHAM beschränkt sich in seiner Betrachtung auf den bewirtschafteten Wald. Die Ecken und Trakte, die von den BWI als unbewirtschafteter Wald erfasst und in den Berechnungen für die Jahre 1987 und 2002 mit berechnet wurden, werden von WEHAM nicht modelliert. Da es sich im Verhältnis um sehr kleine Flächen handelt, wurden die Ergebnisse der Auswertungen mit baumartenspezifischen Korrekturfaktoren erweitert (Tab. 44), die auf Basis der BWI-Auswertung für das Jahr 2002 und der entsprechenden WEHAM-Auswertung abgeleitet wurden.

Tab. 44: Korrekturfaktor für die WEHAM-Szenarien

AKL / Baumarten	Korrekturfaktor
Fi	1,0085
Ta	1,0068
Dgl	1,0039
Kie	1,0042
Lä	1,0031
Bu	1,0055
Ei	1,0088
ALh	1,0108
ALn	1,0062
alle BA	1,0074

Da WEHAM in 5-Jahresschritten arbeitet, bestimmen Zufallsfaktoren, in welchem Jahr innerhalb einer solchen Periode der Baum gefällt wird. So kommt es zu geringfügigen Abweichungen in den Ergebnissen der einzelnen Szenarien, die jedoch kleiner als 1% sind.

6.2 Szenario 1: Vollständige Nutzung

Das erste Szenario geht davon aus, dass vollständig genutzt wird, d.h. jeder Baum, der nach den gängigen waldbaulichen Strategien in Baden-Württemberg Hiebsreife erlangt, wird genutzt. Zufällige Nutzungen kennt WEHAM nicht. Die Auswertung der BWI für Baden-Württemberg hat gezeigt, dass aufgrund der beiden Jahrhundertstürme 1990 und 1999 ein Nutzungsniveau von rund 95% erreicht wurde. Daher kann dieses Szenario auch einen Eindruck vermitteln, was im Falle eines weiteren Kalamitätenereignisses von ähnlichem Ausmaß mit den verschiedenen Speichern geschieht. Tab. 45 beschreibt die Entwicklung der C-Vorräte in der Biomasse zwischen 1987 und 2012 für dieses Szenario.

Tab. 45: Veränderung der C-Vorräte in der lebenden Waldbiomasse in Mio. t C (S1)

Baumarten- gruppe	1987	2002	2007	2012
Fi	73,0	66,0	66,9	69,1
Ta	14,6	16,2	16,1	15,7
Dgl	2,3	3,9	4,4	5,0
Ki	10,6	9,2	8,7	8,3
Lä	2,8	2,7	2,7	2,7
Bu	35,8	42,7	41,3	39,3
Ei	11,9	13,2	12,7	12,2
ALh	10,3	14,9	14,1	14,1
ALn	2,1	2,9	2,4	2,6
Summe	163,3	171,7	169,3	168,8

Bei vollständiger Nutzung sinken die C-Vorräte in der Summe zwischen 2002 und 2012 leicht von rd. 171,7 Mio. t C auf 168,8 Mio. t C. Die einzelnen Baumarten müssen genauer betrachtet werden, um das zu verstehen. Vor allem die Vorräte bei den Nadelbaumarten Fichte und Douglasie steigen stark an, was hauptsächlich in der AKL-Struktur begründet liegt: Große Anteile dieser Baumarten sind in der 3. bis 5. AKL und haben in dieser Phase einen starken laufenden Zuwachs. Die Vorräte der Kiefer und der Tanne nehmen ab, da mehr Bestände in die Endnutzung kommen. Die Vorräte der Laubbaumarten sind zwischen 1987 und 2002 stark angestiegen, was aber auf die Unternutzung zurückzuführen ist. Zum einen gab es aufgrund der Stürme und folgenden Käferkalamitäten viel aufzuarbeitendes Nadelholz, so dass weniger Laubholz eingeschlagen wurde. Zum anderen sind die Sortimentsstruktur und die erzielbaren Preise für niedrigere Qualitäten dafür verantwortlich, weshalb im Laubholz weit unter den Möglichkeiten genutzt wurde. Wenn jetzt die Preise für diese Qualitäten stark steigen, weil beispielsweise die Nachfrage nach Energieholz wächst, könnte es zu einer verstärkten Nutzung kommen, die den Vorratsaufbau verlangsamt oder sogar stoppt. Viele Bestände im Laubholz haben Hiebsreife erreicht und entsprechend stark fällt der Vorratsrückgang bei diesen Baumarten aus. In der Summe kompensieren sich jedoch die Vorratsveränderungen zu einem großen Teil.

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

Es ist entscheidend wie sich die Vorräte zwischen 1990 und 2012 verändert haben, wenn die Bundesrepublik sich zu einer Anrechnung der Senkenleistung durch Management nach Art. 3.4 KP entschließt. Um die Vorratsentwicklung in diesem Zeitraum berechnen zu können, mussten die Ergebnisse der BWI interpoliert und so die Vorräte im Jahr 1990 ermittelt werden, wie dies auch im NIR (UBA 2005) geschehen ist. Auf dieser Basis können dann die jährlichen Veränderungen quantifiziert werden, die in der ersten VP bis zur Höchstgrenze anrechenbar sind. Sie beträgt für Deutschland laut Annex-Z des Bonn Agreements maximal 1,24 Mio. t C pro Jahr.

Die jährliche Senkenleistung würde in diesem Vollnutzungsszenario im relevanten Zeitraum von 1990 bis 2012 rd. 166.000 t C pro Jahr betragen (Tab. 46). Die Vorratsentwicklungen bei der Douglasie, der Buche und der Laubbäume mit langer Lebensdauer tragen am stärksten zu dieser Senkenleistung bei. Sie kompensieren die hauptsächlich sturmbedingte Vorratsentwicklung der Fichte und der Kiefer. Die Senkenleistung Baden-Württembergs beträgt in diesem Szenario 13,4% dessen, was für die Wälder Gesamtdeutschlands anrechenbar ist – trotz erheblich stärkerer Nutzung.

Tab. 46: C-Vorratsänderung in der lebenden Biomasse zw. 1990 und 2012 in Mio. t C (S1)

Baumarten- gruppe	1990 (interpoliert)	2012 (prognostiziert)	jährliche Veränderung
Fi	71,6	69,1	-0,110
Ta	14,9	15,7	0,032
Dgl	2,6	5,0	0,103
Ki	10,3	8,3	-0,086
Lä	2,8	2,7	-0,002
Bu	37,2	39,3	0,091
Ei	12,1	12,2	0,001
ALh	11,2	14,1	0,124
ALn	2,3	2,6	0,013
Summe	165,0	168,8	0,166

Die starke Nutzung führt dazu, dass das erreichte hohe Niveau der Holzproduktspeicher weitgehend erhalten bleibt. Diese Speicher sind stark von der Nachlieferung abhängig, vor allem die Speicher, deren Lebensdauer relativ gering ist, wie z.B. Papier, Verpackungen und Energieholz. In diesem Szenario verändern sich die beiden genannten Kategorien signifikant. Das liegt bei den kurzlebigen Produkten daran, dass im Vergleich zu der Periode 1987 und 2002 weniger Nadelholz geerntet wird (keine zufälligen Nutzungen). Die Vorratszunahme an Energieholz ist durch die Annahme bedingt, dass zukünftig mehr Erntereste energetisch verwendet werden.

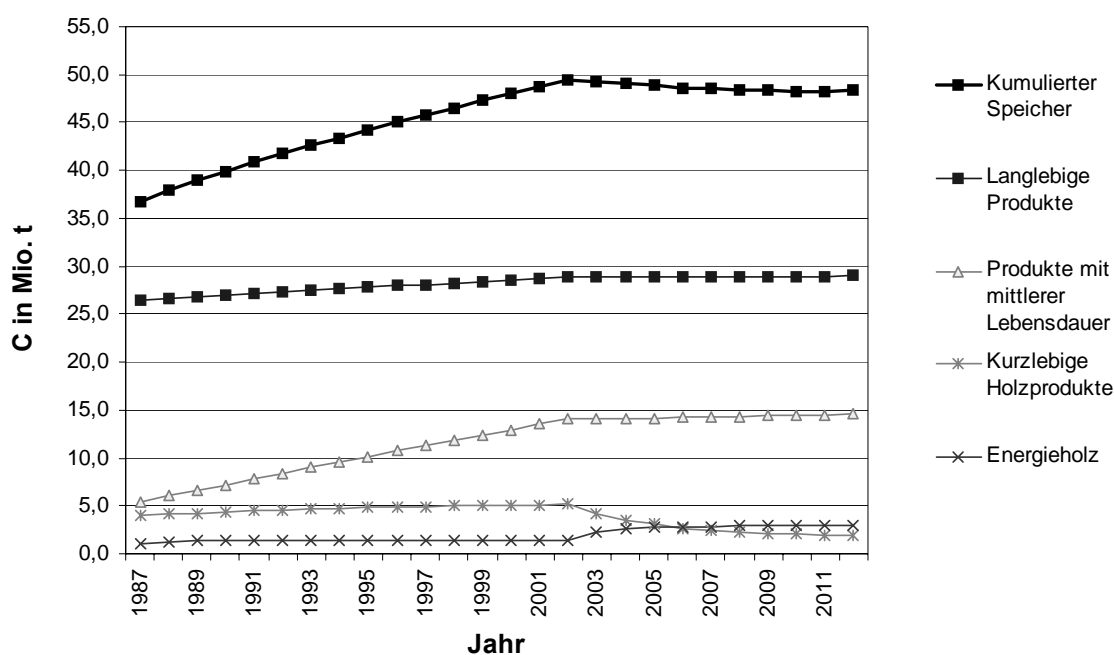
6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

Tab. 47: Entwicklung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2012 in Mio. t C(S1)

Produktkategorie	1987	2002	2007	2012
Langlebige Produkte	26,4	28,8	28,9	29,0
Produkte mit mittlerer Lebensdauer	5,4	14,0	14,3	14,6
Kurzlebige Holzprodukte	4,0	5,2	2,4	1,9
Energieholz	1,0	1,5	2,9	2,9
kumulierter Speicher	36,8	49,5	48,5	48,3

Die Speicher ‚langlebige Produkte‘ und ‚Produkte mit mittlerer Lebensdauer‘ wachsen nur noch leicht. Insgesamt sinkt der in der Technosphäre gespeicherte C leicht und pendelt sich auf hohem Niveau ein (Abb. 35). Starke Veränderungen finden hauptsächlich in den Kategorien der ‚Produkte mit kurzer Lebensdauer‘ und beim Energieholz statt.

Abb. 35: Entwicklung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2012 (S1)



Zu den Entwicklungen der Speicher kommen noch die Substitutionseffekte hinzu. Insgesamt werden in diesem Szenario durch energetische Nutzung von Holz und Altholz rund 13,6 Mio. t C-Emissionen vermieden. Weitere 3,3 Mio. t C-Emissionen bleiben der Atmosphäre dadurch erspart, dass Holz anstelle von Stahl oder Beton im Bauwesen verwendet wird (Tab. 48).

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

Tab. 48: Entwicklung der Substitutionseffekte zw. 2002 und 2012 (S1)

Jahr	Trockenmasse Energieholz in 1000 t	Trockenmasse Endverwertung in 1000 t	Energiesubstitution			Materialsstitution	
			durch Energieholz	durch die energ. Endverwertung von Produkten	Substitution in 1000 t C	Verwendung Langlebiger Produkte in m ³ (atro)	Substitution in 1000 t C
2003	2.196	2.235	571	782	1.353	1.175.716	329.200
2004	2.558	2.063	665	722	1.387	1.175.716	329.200
2005	2.738	1.972	712	690	1.402	1.175.716	329.200
2006	2.827	1.878	735	657	1.392	1.175.716	329.200
2007	2.872	1.810	747	634	1.380	1.175.716	329.200
2008	2.894	1.723	752	603	1.356	1.175.716	329.200
2009	2.894	1.725	752	604	1.356	1.175.716	329.200
2010	2.904	1.699	755	595	1.350	1.175.716	329.200
2011	2.910	1.680	757	588	1.345	1.175.716	329.200
2012	2.913	1.667	757	583	1.341	1.175.716	329.200
Summe	27.705	18.451	7.203	6.458	13.661	11.757.156	3.292.004

Die Substitutionseffekte werden hauptsächlich durch energetische Verwendung von Energie- und Altholz generiert. Auch die Materialsstitutionseffekte leisten einen kontinuierlichen Beitrag zur Reduktion industrieller Emissionen. Die Substitutionseffekte zeigen deutlich, dass dieses Modell mit Annahmen behaftet ist. So lässt der starke Anstieg beim Energieholz in den Jahren zwischen 1987 bis 1991 auf eine Unterschätzung der Anfangsvorräte schließen, die sich aber schnell einpendelt. Die Substitution von fossilen Brennstoffen durch die energetische Nutzung von Altholz steigt bis ins Jahr 2002 an (Abb. 36).

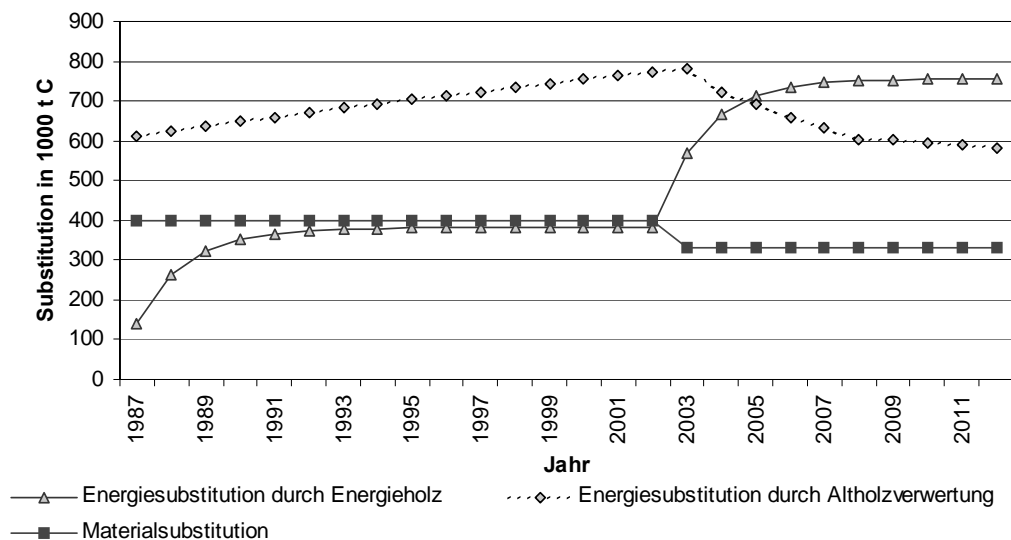


Abb. 36: Entwicklung der Substitutionseffekte zw. 1987 und 2012 (S1)

Dass dieser Anstieg bis 2002 linear verläuft, liegt daran, dass die Nutzungsmengen in diesem Zeitraum wie in den 5-Jahres-Perioden von WEHAM als Durchschnittswerte in das Modell eingespeist werden. Danach sinkt die Kurve, vor allem da die Vorräte der kurzlebigen Produkte zu-

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

rückgehen, was auf eine reduzierte Nadelholznachlieferung zurückzuführen ist. Die Werte des Modells beziehen sich nur auf das in Baden-Württemberg produzierte Holz. In der Realität würde wahrscheinlich mehr Papierholz, Zellstoff oder fertiges Papier importiert, um den Bedarf zu decken. Ähnlich wie die gestiegenen Vorräte an Energieholz, steigen auch die Substitutionseffekte aus der energetischen Nutzung stark an, was neben einer viel stärkeren Laubholznutzung gegenüber 1987 und 2002 auf eine Modellannahme zurückzuführen ist: In den Szenarien wird das Astderbholz, das bei der Ernte anfällt, energetisch verwendet. Durch die reduzierte Nachlieferung an Bauholz, was zum großen Teil aus Nadelholz hergestellt wird (vgl. Kap.5.2.4.2), sinken auch die Materialsubstitutionseffekte leicht. Das die betreffenden Produktspeicher trotzdem noch leicht steigen, mutet wie ein Widerspruch an, lässt sich aber dadurch erklären, dass sich der Speicher aufgrund der langen Lebensdauer erst langsam abbaut, wohingegen die Effekte nur einmalig im Jahr der Nutzung auftreten.

6.3 Szenario 2: Realistische Nutzung

Das zweite Szenario heißt „Realistische Nutzung“ und geht von den Erntemengen der Jahre 2002 bis 2004 in Baden-Württemberg aus (HARTEBRODT & FILLBRANDT 2006). Hier zeichnet sich ab, dass der Schwerpunkt der Nutzung ähnlich wie in der Vergangenheit auf den „Brotbäumen“ der Forstwirtschaft liegt; dazu zählen vor allem die Nadelbaumarten Fichte und Douglasie. Sie werden in dem Szenario wie bei der potentiellen Nutzung (S1) zu 100% genutzt und deshalb als Brotbäume bezeichnet, weil sie einen hohen Stammholzanteil aufweisen, ein großer Teil der Sortimente eine gute durchschnittliche Qualität hat und in vielen Lagen maschinell und damit rationell zu ernten sind. Ihre Umtriebszeit ist kürzer und ihre Produktivität höher als die der meisten Laubbaumarten. Eine Umrechnung in C relativiert die Aussage über die Produktivität, da das Holz der Laubbäume meist wesentlich dichter ist und so trotz langsameren Wachstums vergleichbar viel C gespeichert wird.

Laubbäume haben häufig nur einen sehr geringen Wertholzanteil, für den sehr gute Preise erzielt werden. Die Massensortimente bringen nur geringe positive Deckungsbeiträge, was die Nutzung unter den Möglichkeiten erklärt. In den Jahren 2002 bis 2004 wurden nur rd. 50% der potentiellen Erntemenge (Vor- und Endnutzung) der Buche genutzt; bei der Eiche und den anderen Laubhölzern mit langer und kurzer Lebensdauer waren es sogar nur rd. 30% (HARTEBRODT & FILLBRANDT 2006). Diese Annahmen wurden in WEHAM implementiert und als Szenario berechnet.

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

Insgesamt steigt die Senkenleistung in diesem realistischen Szenario trotz der ohnehin schon sehr hohen Vorräte stark an, von 171,7 Mio. t C im Jahr 2002 bis auf 185 Mio. t C zehn Jahre später (Tab. 49). Die Vorräte der Nadelbäume entwickeln sich ähnlich wie in S1 und steigen bei Fichte und Douglasie, während sie bei Kiefer, Tanne und Lärche leicht sinken. Abweichungen werden bedingt durch die Zufallszahlen, die WEHAM nutzt um das tatsächliche Jahr der Ernte zu bestimmen. Die Vorräte der Laubholzarten steigen alle stark an

Tab. 49: Veränderung der C-Vorräte in der lebenden Waldbiomasse in Mio t. C (S2)

Baumarten- gruppe	1987	2002	2007	2012
Fi	73,0	66,0	66,9	69,6
Ta	14,6	16,2	16,1	15,8
Dgl	2,3	3,9	4,5	5,0
Ki	10,6	9,2	8,8	8,5
Lä	2,8	2,7	2,7	2,7
Bu	35,8	42,7	44,9	46,8
Ei	11,9	13,2	13,9	14,8
ALh	10,3	14,9	16,6	19,0
ALn	2,1	2,9	3,0	3,6
Summe	163,3	171,7	177,5	185,8

Bezieht man die Vorratswerte wieder auf den für das KP relevanten Zeitraum, ergibt sich hier eine jährliche Senkenwirkung von rd. 905.000 t C. Das entspricht bereits mehr als 76% dessen, was sich Deutschland für seine gesamte Waldflächen anrechnen lassen kann. Auf das Jahr 1990 bezogen, sinken die Vorräte bei der Fichte und Kiefer, weil sie noch nicht wieder ihr Vorsturniveau erreicht haben. Besonders die Vorratsveränderungen bei der Buche, der ALh, der Eiche und der Douglasie generieren die starke Senke (Tab. 50).

Tab. 50: C-Vorratsänderung in der lebenden Biomasse zw. 1990 und 2012 in Mio. t C (S2)

Baumarten- gruppe	1990 (interpoliert)	2012 (prognostiziert)	jährliche Veränderung
Fi	71,6	69,6	-0,087
Ta	14,9	15,8	0,036
Dgl	2,6	5,0	0,104
Ki	10,3	8,5	-0,077
Lä	2,8	2,7	-0,001
Bu	37,2	46,8	0,418
Ei	12,1	14,8	0,116
ALh	11,2	19,0	0,340
ALn	2,3	3,6	0,057
Summe	165,0	185,8	0,905

Die Produktspeicher nehmen stärker ab als im Vollnutzungsszenario S1. Das ist logisch, da die Nachlieferung reduziert wird und betrifft vor allem die Kategorien ‚Produkte mit mittlerer Lebensdauer‘ und das Energieholz. Auch die anderen Kategorien nehmen gegenüber den Vorräten im Jahr 2002 ab (Tab. 51).

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

Tab. 51: Entwicklung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2012 in Mio. t C (S2)

Produktkategorie	1987	2002	2007	2012
Langlebige Produkte	26,4	28,8	28,7	28,5
Prod. mit mittlerer Lebensdauer	5,4	14,0	13,5	13,1
Kurzlebige Holzprodukte	4,0	5,2	2,1	1,5
Energieholz	1,0	1,5	1,8	1,8
Kumulierter Speicher	36,8	49,5	46,1	44,9

Diese Entwicklung zeigt sich auch deutlich im grafischen Verlauf. Interessant ist die schnelle Reaktion der Kurven auf einen verminderten Einschlag: Die Produktspeicher nehmen deutlich ab (Abb. 37). Das ist ein Indiz dafür, wie wichtig für den Erhalt großer Produktspeicher eine nachhaltige Nachlieferung ist.

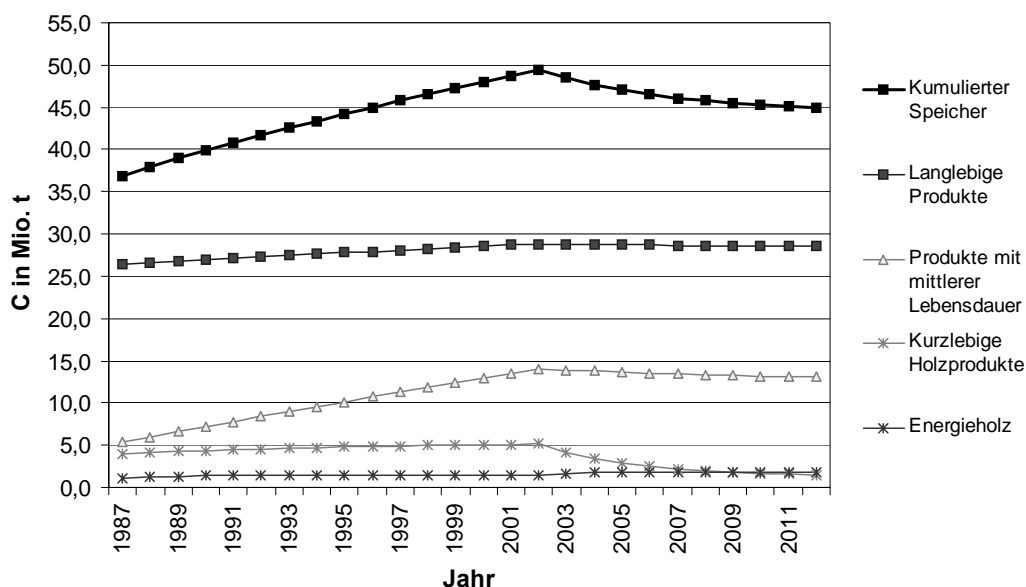


Abb. 37: Entwicklung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2012 (S2)

In diesem Szenario macht sich die reduzierte Nutzung sowohl bei der Entwicklung der Produktspeicher als auch bei den Substitutionseffekten bemerkbar. Alle Kategorien gehen zurück, wobei der Rückgang der Kategorien ‚Produkte mit mittlerer Lebensdauer‘ und ‚Produkte mit kurzer Lebensdauer‘ besonders hervorstechen. Die Abnahme der kurzlebigen Produkte fällt noch stärker aus in S1 und der Energieholzvorrat stagniert trotz der Modellannahme, dass ab 2003 auch Astderbholz und Zöpfe bis zum Durchmesser von 7 cm energetisch genutzt werden.

Die energetische Nutzung von Altholz geht zwischen 2003 und 2012 zurück und reduziert die Substitutionseffekte auf rd. 6,2 Mio. t, weil weniger in die Produktspeicher hineinfließt: Da die Lebensdauerfunktionen degressiv verlaufen, ist die Abnahme der neu hinzugekommenen Pro-

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

dukte am Anfang besonders hoch. Die Materialsubstitutionseffekte nehmen ebenfalls ab, auf rd. 3,0 Mio. t. Besonders gravierend ist aber die reduzierte direkte energetische Verwendung: Die Nichtnutzung der Potentiale führt zu einem starken Rückgang der Substitutionseffekte auf 4,6 Mio. t (Tab. 52).

Tab. 52: Entwicklung der Substitutionseffekte zw. 2002 und 2012 (S2)

Jahr	Trockenmasse Energieholz in 1000 t	Trockenmasse Endverwertung in 1000 t	Energiesubstitution			Materialsubstitution	
			durch Energieholz	durch die energ. Endverwertung von Produkten	Substitution in 1000 t C	Verwendung Langlebiger Produkte in m ³	Substitution in 1000 t C
2003	1.582	2.154	432	782	1.214	1.067	299
2004	1.682	1.996	457	713	1.170	1.067	299
2005	1.731	1.914	470	673	1.142	1.067	299
2006	1.756	1.828	476	634	1.109	1.067	299
2007	1.768	1.766	479	604	1.083	1.067	299
2008	1.774	1.685	480	570	1.050	1.067	299
2009	1.774	1.689	480	566	1.047	1.067	299
2010	1.777	1.665	481	554	1.035	1.067	299
2011	1.778	1.649	482	544	1.025	1.067	299
2012	1.779	1.637	482	536	1.018	1.067	299
Summe	17.400	17.983	4.719	6.175	10.894	10.674	2.989

Der Verlauf der beschriebenen Entwicklungen wird besonders in folgender Grafik deutlich (Abb. 38). Die Substitutionseffekte aus der energetischen Nutzung von Altholz und aus der Nutzung als Baumaterial nehmen stärker ab als im ersten Szenario. Die Effekte aus direkter energetischen Verwendung nehmen nicht so stark zu wie in S1.

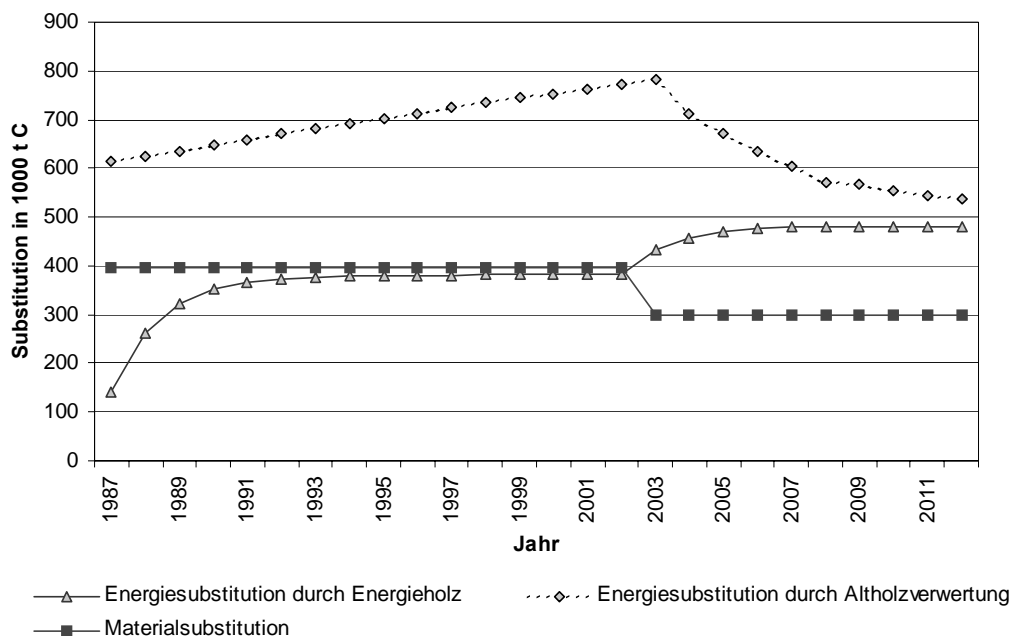


Abb. 38: Entwicklung der Substitutionseffekte zw. 1987 und 2012 (S2)

6.4 Szenario 3: Wie S2, aber Einstellung aller Nutzungen ab 2007

Das dritte Szenario ist rein theoretischer Natur und orientiert sich an der tatsächlichen Nutzung (S2) – mit dem Unterschied, dass ab dem Jahr 2007 sämtliche Vor- und Endnutzungen eingestellt werden. Wie zu erwarten war, steigen die Vorräte bei kompletter Nutzungseinstellung stark an, vor allem in der Periode zwischen 2007 und 2012. Dieser Vorratsanstieg zieht sich durch alle Baumartengruppen hindurch, wobei der Anstieg bezogen auf die Fläche besonders stark bei der Fichte und der Douglasie ausfällt, was auf die AKL-Struktur dieser Baumarten zurückzuführen ist (Tab. 53).

Tab. 53: Veränderung der C-Vorräte in der lebenden Waldbiomasse in Mio. t C (S3)

Baumarten- gruppe	1987	2002	2007	2012
Fi	73,0	66,0	66,9	79,6
Ta	14,6	16,2	16,0	18,7
Dgl	2,3	3,9	4,4	5,9
Ki	10,6	9,2	8,8	9,7
Lä	2,8	2,7	2,7	3,1
Bu	35,8	42,7	44,8	51,3
Ei	11,9	13,2	13,8	15,5
ALh	10,3	14,9	16,6	20,3
ALn	2,1	2,9	3,0	4,0
Summe	163,3	171,7	177,1	208,1

Bezieht man die Vorratsveränderungen wieder auf das Jahr 1990, so zeigt sich, dass die starke Zunahme der Vorräte die anrechenbare Senkenleistung von 1,24 Mio. t C übersteigt. In der Summe werden pro Jahr 1,88 Mio. t C gebunden. Nur die Kiefer weist einen geringen Vorratsrückgang aus. Besonders die Vorratszunahmen der Buche, der ALh und der Fichte haben zu der modellierten Senkenwirkung in diesem Zeitraum beigetragen. Auch die Vorräte der Baumarten Tanne, Douglasie und Eiche nehmen deutlich zu (Tab. 54)

Tab. 54: Vorratsänderung der in der lebenden Biomasse zw. 1990 und 2012 in Mio. t C (S3)

Baumarten- gruppe	1990 (interpoliert)	2012 (prognostiziert)	jährliche Veränderung
Fi	71,6	79,6	0,349
Ta	14,9	18,7	0,164
Dgl	2,6	5,9	0,143
Ki	10,3	9,7	-0,027
Lä	2,8	3,1	0,015
Bu	37,2	51,3	0,616
Ei	12,1	15,5	0,147
ALh	11,2	20,3	0,394
ALn	2,3	4,0	0,074
Summe	165,0	208,1	1,876

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

Während die Produktspeicher wie in S2 in der ersten WEHAM-Periode bis 2007 relativ moderat zurückgehen, beginnt ein massiver Vorratsabbau in allen Produktspeicherkategorien, der durch die fehlende Nachlieferung ab dem Jahr 2008 bedingt ist. Am schnellsten reduzieren sich aufgrund der kurzen Lebenszyklen die Produktspeicher von Energieholz und kurzlebigen Produkten. Auch die Kategorien der Produkte mit mittlerer und langer Lebensdauer nehmen stark ab.

Tab. 55: Entwicklung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2012 (S3)

C-Speicher in Mio. t C	1987	2002	2007	2012
Langlebige Produkte	26,4	28,8	28,6	25,9
Produkte mit mittlerer Lebensdauer	5,4	14,0	13,5	11,0
Kurzlebige Holzprodukte	4,0	5,2	2,1	0,4
Energieholz	1,0	1,5	1,9	0,1
Kumulierter Speicher	36,8	49,5	46,1	37,3

Dieser Verlauf wird besonders in folgender Grafik deutlich: Alle Kategorien nehmen ab 2008 deutlich ab. Der Vorratsabbau im Wald kompensiert zwar diesen Rückgang, lässt jedoch die Substitutionseffekte außer acht. Außerdem steigen mit den Vorräten auch die Risiken, wie z.B. das Sturmwurfisiko. Dies wird in den Simulationen nicht berücksichtigt (Abb. 39).

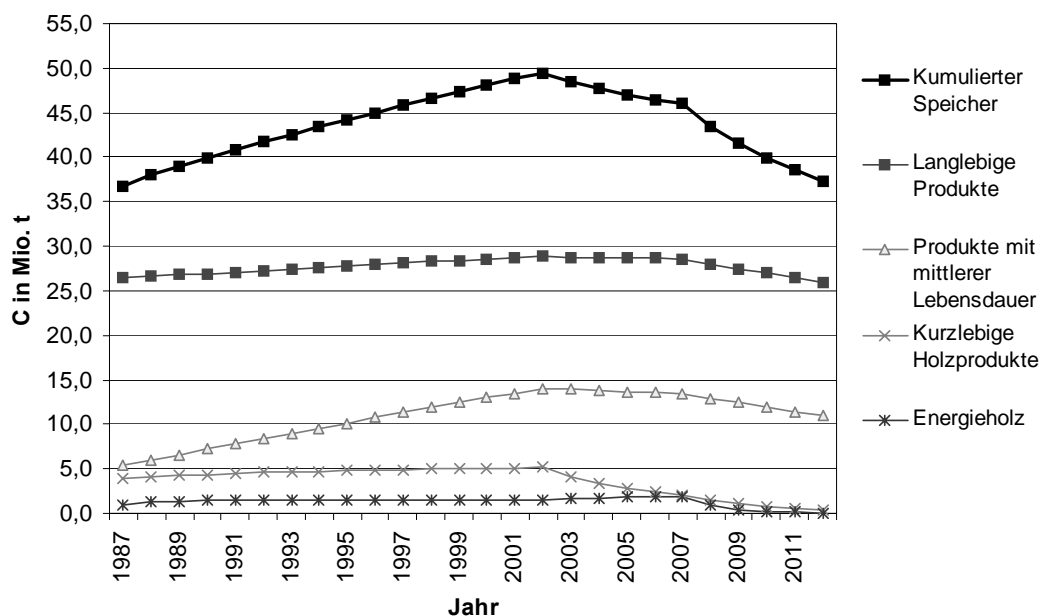


Abb. 39: Entwicklung der Holzproduktspeicher zw. 1987 und 2012 (S3)

Der Vorratsanstieg in der Biomasse kompensiert und übertrifft den Rückgang der Produktspeicher. Allerdings gehen die Substitutionseffekte ebenfalls sehr stark zurück (Tab. 56): Energieholz- und Materialsubstitution sinken binnen weniger Jahre auf null. Die energetische Substitution durch Nutzung von Altholz sinkt langsamer, da aus den Produktspeichern weiter Produkte

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

ausscheiden, die das Ende ihres Lebenszyklus erreicht haben. Während die Substitutionseffekte durch energetische Altholznutzung auf 5,7 Mio. t C zurückgehen, reduzieren sich die Effekte aus direkter energetischer Holznutzung und Materialsubstitutionseffekte in nur 5 Jahren fast vollständig; in der Summe vermeiden sie noch 3 Mio. t durch Energieholz und weitere 1,4 Mio. t C-Emissionen durch Materialsubstitution. Abb. 40 verdeutlicht den Verlauf dieser Entwicklung.

Tab. 56: Entwicklung der Substitutionseffekte zw. 2002 und 2012 (S3)

Jahr	Trockenmasse Energieholz in 1000 t	Trockenmasse Endverwertung in 1000 t	Energiesubstitution			Materialsubstitution	
			durch Energieholz	durch die energ. Endverwertung von Produkten	Substitution in 1000 t C	Verwendung Langlebiger Produkte in m ³ (atro)	Substitution in 1000 t C
2003	1.635	2.154	425	754	1.179	1.051	294
2004	1.760	1.969	458	689	1.147	1.051	294
2005	1.823	1.864	474	652	1.126	1.051	294
2006	1.854	1.760	482	616	1.098	1.051	294
2007	1.869	1.683	486	589	1.075	1.051	294
2008	928	1.590	241	556	798	0	0
2009	928	1.481	241	518	760	0	0
2010	461	1.366	120	478	598	0	0
2011	229	1.275	60	446	506	0	0
2012	114	1.199	30	420	449	0	0
Summe	11.601	16.341	3.016	5.719	8.736	5.256	1.472

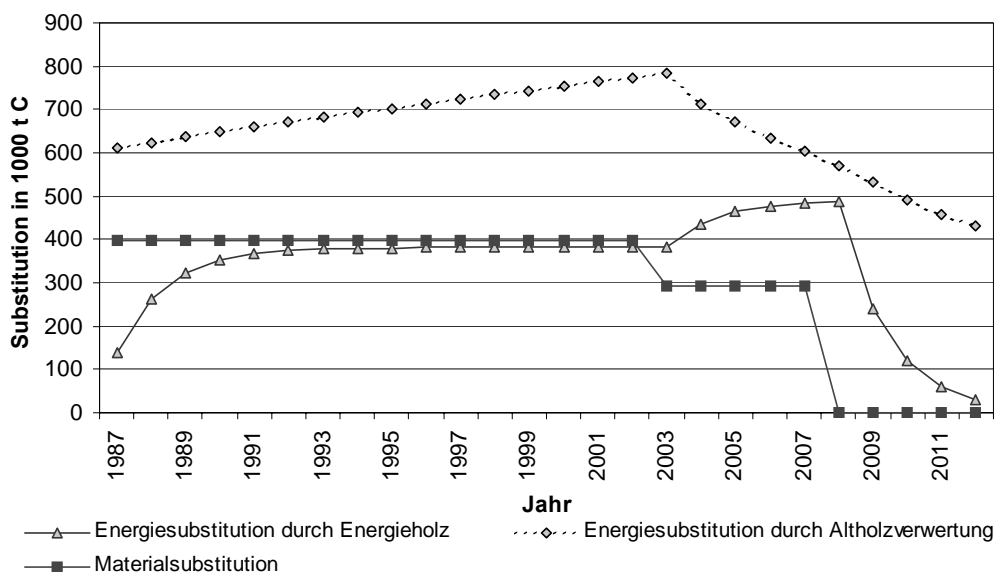


Abb. 40: Entwicklung der Substitutionseffekte zw. 1987 und 2012 (S3)

6.5 Anwendung von YASSO auf die WEHAM-Szenarien

Die in Kap.6.2 bis 6.4 beschriebenen Szenarien wirken sich auch auf die Nachlieferungen in YASSO aus und verändern damit das zuvor berechnete Fließgleichgewicht zwischen Abbau und Nachlieferung. Dieses Gleichgewicht ist ein wichtiger Faktor für die Entwicklung der Speicherleistung. In den folgenden Abbildungen werden die Nachlieferungen für die verschiedenen Kompartimente in den drei WEHAM-Szenarien dargestellt.

Die Entwicklungen im Speicher ‚non woody litter‘ unterscheiden sich nicht wesentlich voneinander. Alle steigen leicht an. Dies ist auf die wachstumsbedingten Dimensionszunahmen zurückzuführen, die eine höhere Blatt- und Feinwurzelproduktion unterstellen (Abb. 41).

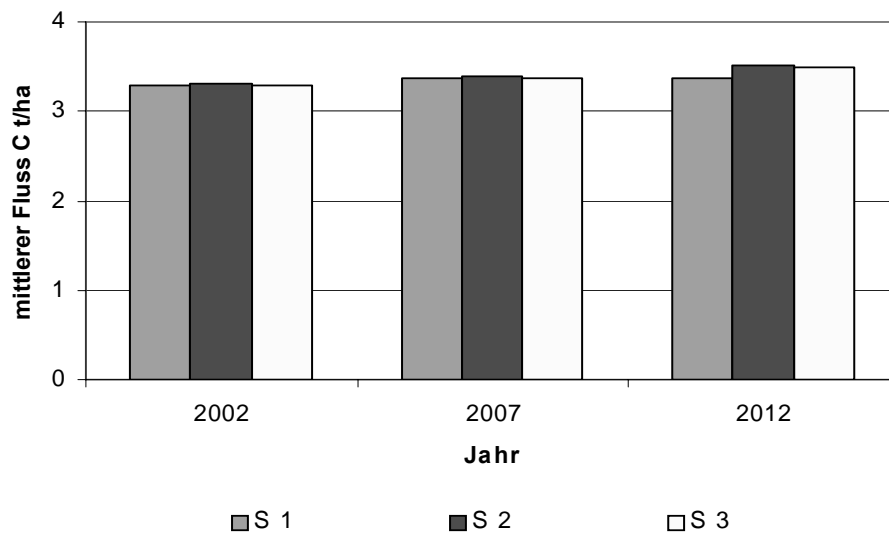


Abb. 41: Jährliche Nachlieferung in den Speicher ‚non woody litter‘ (S1 bis S3)

Deutlich unterschiedlich zeigen sich die Szenarien in der Nachlieferung des ‚fine woody litter‘. Die stärkeren Eingriffe in S1 verursachen eine Zunahme der Astmengen, die bei der Ernte zurückbleiben und erhöhen damit die Nachlieferung in diesen Speicher. S3 verzeichnet aufgrund der Nutzungseinstellung nach 2007 einen deutlichen Rückgang auf das Niveau der wachstumsbedingten Nachlieferung (Abb. 42).

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

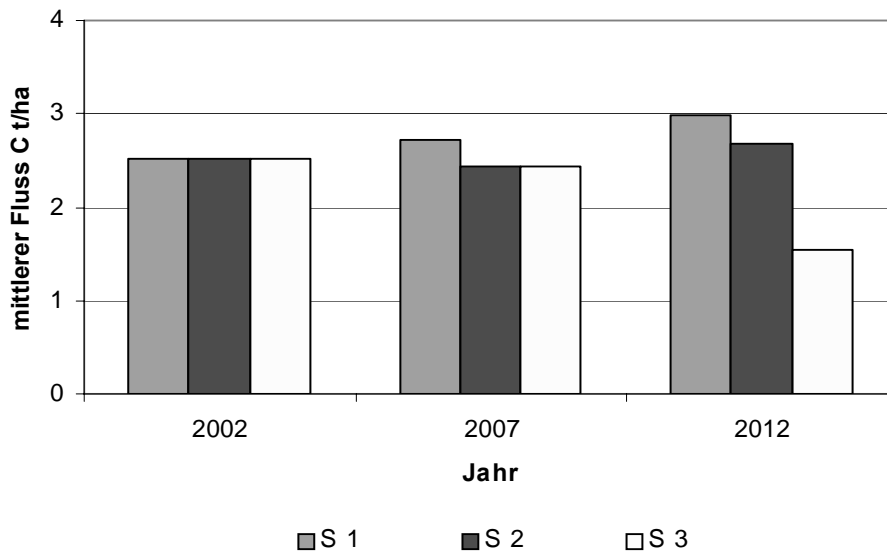


Abb. 42: Jährliche Nachlieferung in den Speicher ‚fine woody litter‘ (S1 bis S3)

Die größeren Holzdimensionen werden in die Speicher ‚mean woody litter‘ und ‚coarse woody litter‘ getrennt, ihre Unterscheidung wird anhand des Durchmessers vorgenommen. Die Größenordnungen, die in diese Speicher fließen (Abb. 43 und 44), sind deutlich kleiner als die Nachlieferung an Feinmaterial (Abb. 41 und 42). Dennoch bilden sich aufgrund der langsameren Zersetzung und Mineralisierung höhere Vorräte. S1 zeigt hier ebenfalls erntebedingte Zunahmen, besonders im stärkeren Holz, während die Nachlieferungen in S3 vollständig zurückgehen.

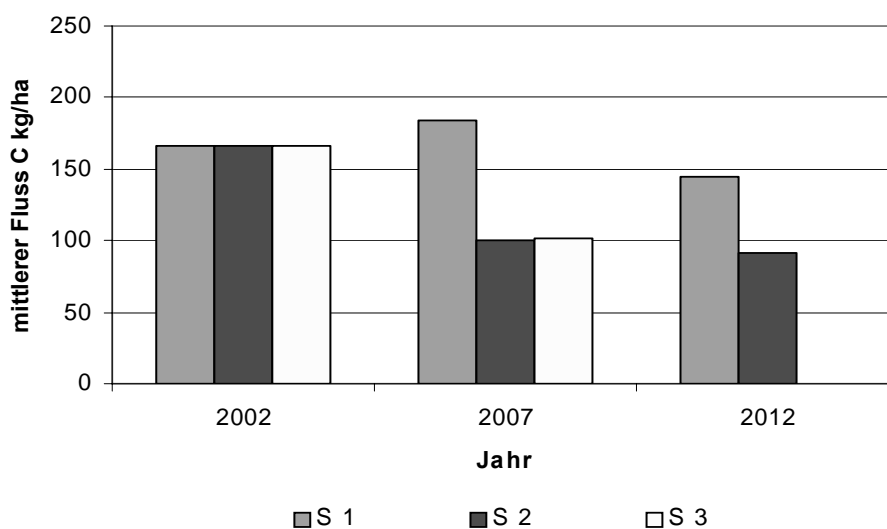


Abb. 43: Jährliche Nachlieferung in den Speicher ‚mean woody litter‘ (S1 bis S3)

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

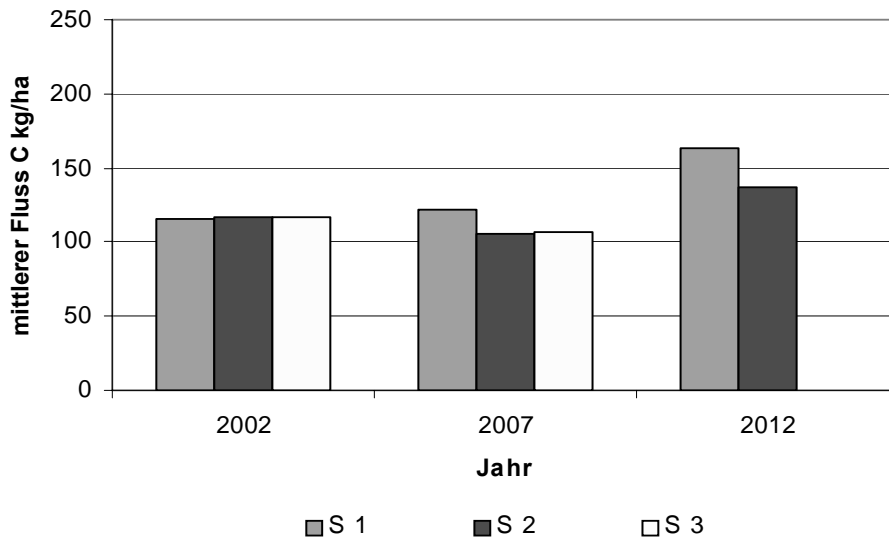


Abb. 44: Nachlieferung in den Speicher ‚coarse woody litter ($\varnothing > 20$ cm)‘ (S1 bis S3)

Interessant ist die Betrachtung der Vorratsentwicklung in den Speichern ‚litter‘ (Abb. 45) und ‚in Zersetzung‘ (Abb. 46). Als ‚litter‘ wird hier die Summe der Vorräte eines Zeitpunktes bestehend aus dem ‚non woody litter‘, ‚fine woody litter‘, ‚mean woody litter‘ und ‚coarse woody litter‘ verstanden. Man erkennt, dass eine Intensivierung der Bewirtschaftung diesen Vorrat ansteigen lässt. Ein Beibehalten des Ernteverhaltens lässt diesen Vorrat entsprechend unverändert. Das Extremszenario, die Einstellung der Ernte, führt zu einem deutlichen Vorratsverlust in diesem Speicher.

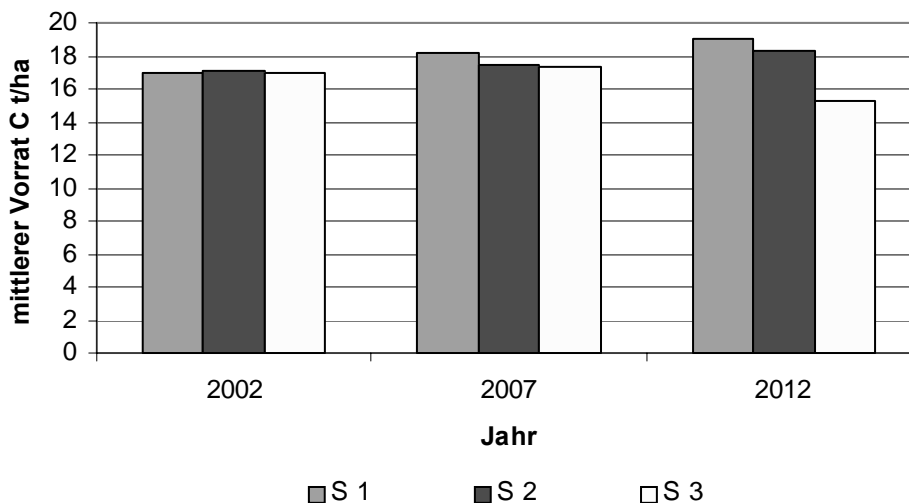


Abb. 45: Vorratsentwicklung der unzersetzten Auflage ‚litter‘ (S1 bis S3)

Der Vorrat im Speicher ‚in Zersetzung‘ entwickelt sich in die gleiche Richtung, aber deutlich sensibler. Er stellt die Summe der Vorräte aus den chemischen Speichern in schneller Zersetzung, mittelschneller Zersetzung und langsamer Zersetzung dar. Unbeeinflusst von der Bewirt-

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

schaffung zeigt sich für diesen Zeitraum der Bodenumus, den man als stationäre Größe bezeichnen kann. Veränderungen lassen sich erst nach deutlich längeren Zeiträumen nachweisen.

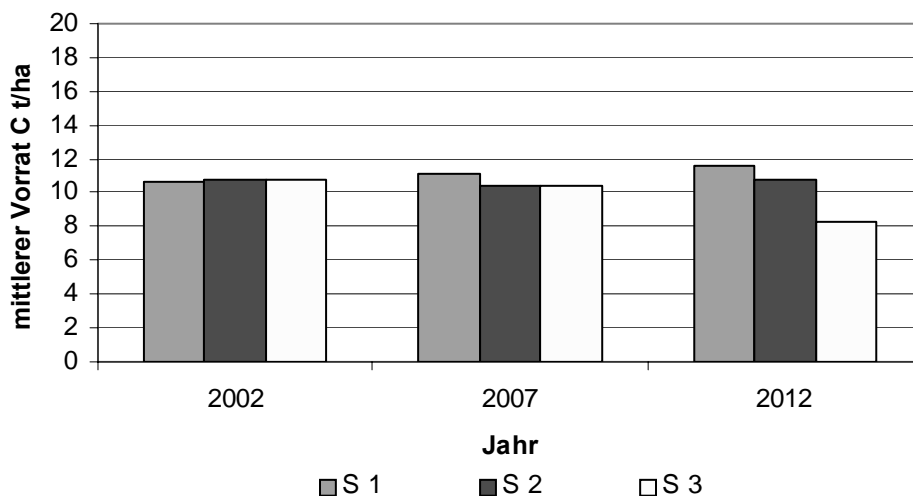


Abb. 46: Vorratsentwicklung der Auflage ‚in Zersetzung‘ (S1 bis S3)

Der Mittelwert der Bodenumusvorräte wird für jedes Szenario an den BWI-Stichprobenpunkten berechnet, die zu allen Zeitpunkten im Modelllauf nach WEHAM vorhanden sind (Abb. 47). Die Szenarien entsprechen sich daher am Anfangszeitpunkt 2002 nicht exakt. In dem betrachteten Zeitraum sind die Veränderungen marginal.

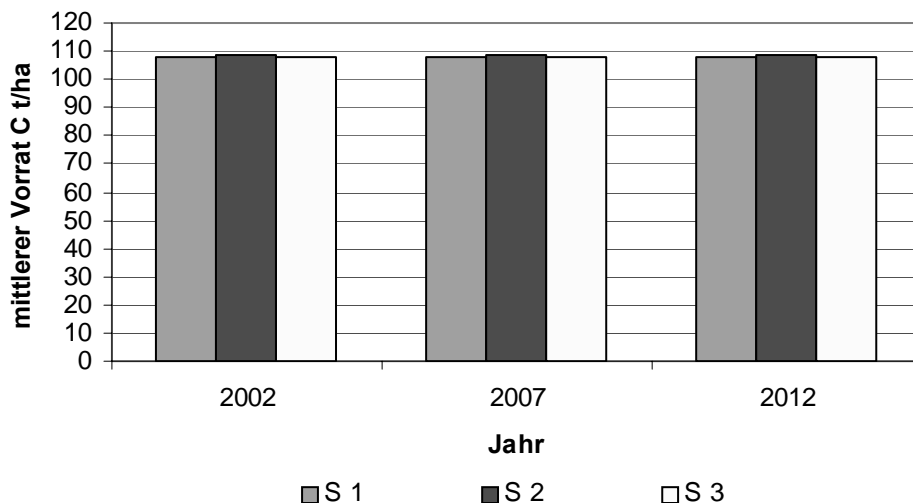


Abb. 47: Mittelwerte für die im Bodenumus gespeicherten C-Vorräte (S1 bis S3)⁹⁵

Die Grundannahmen der ‚Multiplen Regression‘ und YASSO unterscheiden sich grundlegend, was sich in den Ergebnissen bemerkbar macht. Die Regression basiert auf den BZE-Daten, bei deren Erhebung aus der Auflage sämtliches frisch nachgelieferte Material entfernt und nur die

⁹⁵ Die Anzahl der Stichprobenpunkte variiert geringfügig, da das Modell zu unterschiedlichen Zeitpunkten Stichprobenpunkte total aus der Bewirtschaftung nimmt. Damit schwanken auch die Mittelwerte für die einzelnen Szenarien.

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

bereits in der Zersetzung befindliche Nekromasse mit aufgenommen wurde. YASSO berechnet die Auflagevorräte hauptsächlich anhand der Nachlieferung, die vollständig erfasst wird. Daher sind hier in der Auflage auch die Totholzvorräte erfasst. Insgesamt kommt die YASSO-Auswertung zu höheren Auflagewerten, während die Vorräte im Bodenhumus weitgehend gleich sind. In der Gesamtwirkung auf den Boden-C zeigt sich daher nur eine Relevanz für das Extrem-szenario S3, bei dem die Bewirtschaftung ab 2007 komplett eingestellt wird. Die Boden-C-Vorräte bleiben in den Szenarien gleich, lediglich die Auflage wird durch die Bewirtschaftung beeinflusst (Tab. 57, Abb. 47). In der Regressionsanalyse sind im Gegensatz zu YASSO keine Totholzvorräte enthalten. YASSO berechnet generell höhere Werte für die Auflage.

Tab. 57: Landesweite Durchschnittswerte für C-Vorräte in Bodenhumus und in der Auflage mit der Methode nach Zirlewagen („Z“) und YASSO (S1 bis S3)

	Z	2002			2007			2012		
		S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
Auflage	15,4	27,6	27,8	27,7	29,3	27,9	27,8	30,7	29,1	23,6
Bodenhumus	105,4	107,8	108,7	108	107,9	108,6	108	108	108,7	107,7
Summe	120,8	135,4	136,5	135,7	137,2	136,5	135,8	138,7	137,8	131,3
Auflage	20,4	36,5	36,8	36,7	38,8	36,9	36,8	40,6	38,5	31,2
Bodenhumus	139,5	142,6	143,8	142,9	142,8	143,7	142,9	142,9	143,8	142,5
Summe	159,8	179,2	180,6	179,5	181,5	180,6	179,7	183,5	182,3	173,7

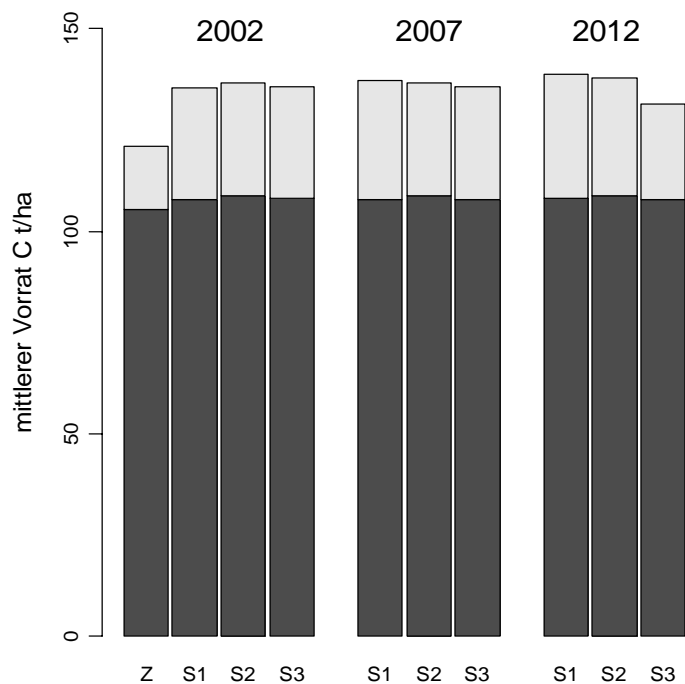


Abb. 48: Vergleich der landesweiten Durchschnittswerte für C-Vorräte in Boden und Auflage nach der Methode von Zirlewagen (Z) und YASSO (S1 bis S3)

6.6 Vergleich der Szenarien

Die Speicher nehmen in den einzelnen Szenarien eine unterschiedliche Entwicklung. Sie zeigen, dass trotz der für Wirtschaftswälder bereits extrem hohen Vorräte ein weiterer Anstieg zu erwarten ist, wenn die Einschlagspotentiale nicht ausgeschöpft werden. Dieser Vorratsanstieg bringt eine steigende Anfälligkeit für Kalamitäten mit sich und birgt damit auch zunehmende Risiken für nach Art. 3.4 angerechnete Flächen: Die anrechenbare Senkenwirkung ist in der ersten VP stark begrenzt. Eine Übererfüllung bringt keine zusätzlichen Emissionsberechtigungen. Kommt es dann in einer späteren Periode zu einer mit Lothar vergleichbaren Kalamität, wäre die ‚Quellenwirkung‘, für welche die Bundesregierung in Form von zusätzlichen Berechtigungen aufkommen müsste, wahrscheinlich wesentlich größer, weil das Sturmwurfisiko der einzelnen Bestände mit dem Vorrat ansteigt. Selbst in Szenario 2, das unterstellt, dass sich das Nutzungsniveau in den nächsten Jahren nicht ändern wird und weniger eingeschlagen wird, als nachwächst, wird ein signifikanter Anstieg der C-Vorräte im Wald stattfinden. Dieses Ergebnis wird durch Auswertungen von POLLEY et al. (2005) unterstützt. Nur wenn alle hiebsreifen Bestände genutzt und auch entsprechende Durchforstungen konsequent durchgeführt werden, pendelt sich der C-Vorrat in der lebenden Biomasse auf relativ hohem Niveau ein (Abb. 49). Ansonsten ist mit einem weiteren Vorratsaufbau zu rechnen.

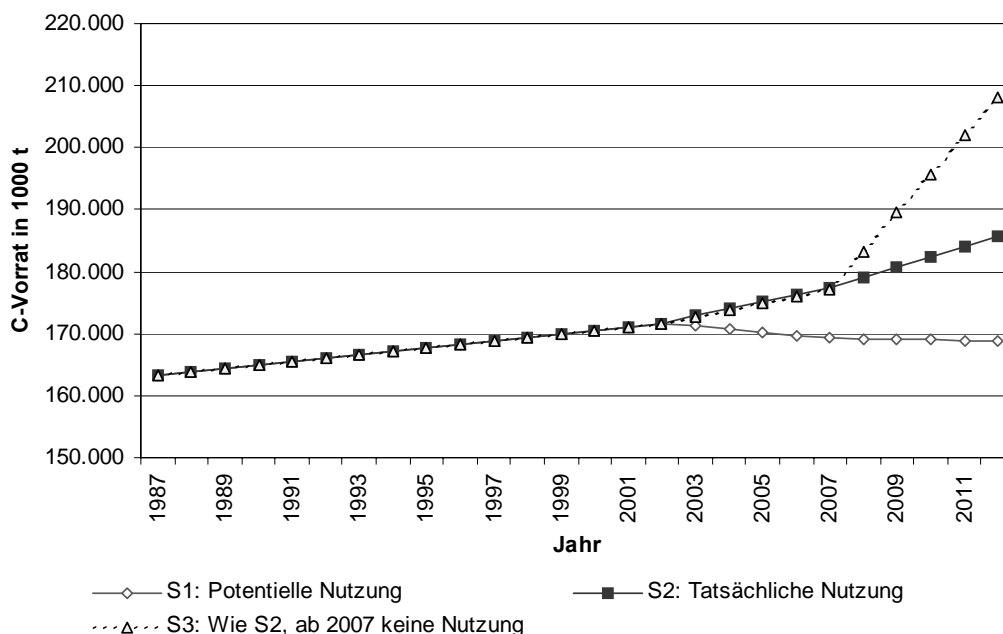


Abb. 49: Dynamik der C-Vorräte in der lebenden Biomasse zw. 1987 und 2012 (S1 bis S3)

Eine Nutzung unterhalb des Einschlagspotentials führt zu einer Abnahme der Produktspeicher, die aufgrund des hohen Nutzungsniveaus zwischen 1987 und 2002 stark angestiegen sind. Wird weniger genutzt, wie dies im Moment der Fall ist, sinken die Vorräte der Produktspeicher. Bei einer Einstellung der Nutzung kommt es zu einem rapiden Abbau dieser Vorräte (Abb. 50).

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

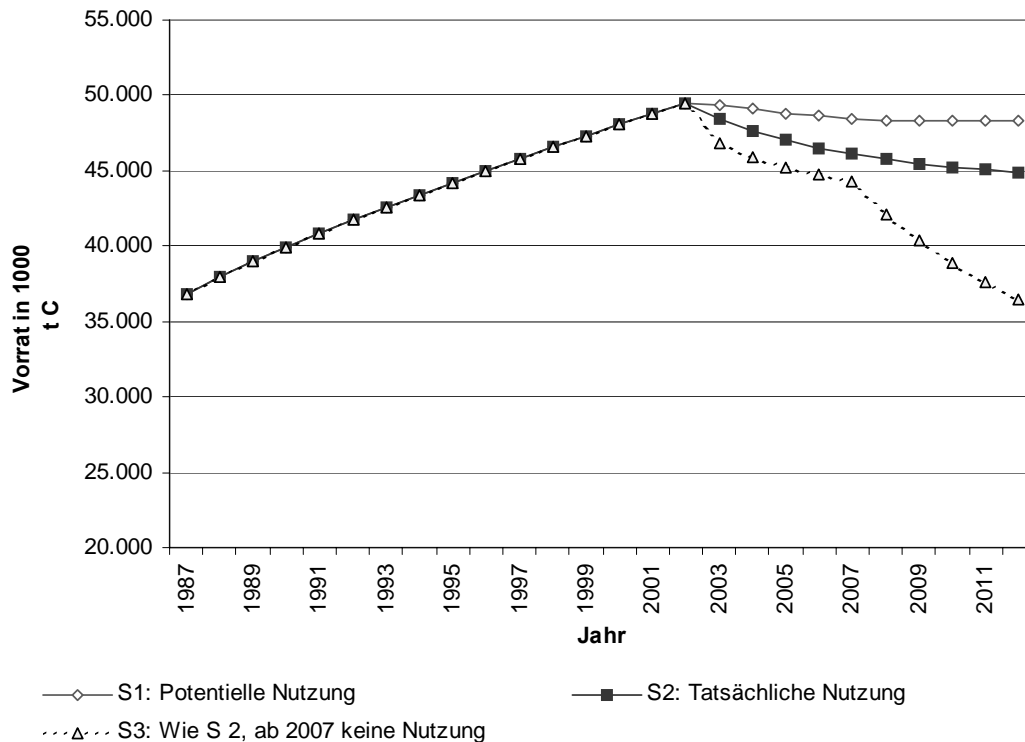


Abb. 50: Dynamik der C-Vorräte in den Produktspeichern zw. 1987 und 2012 (S1 bis S3)

Die Substitutionseffekte sind wie die Produktspeicher stark abhängig von der Nachlieferung. Sie tragen zur Vermeidung von CO₂-Emissionen in anderen Industriesektoren bei. Wird die Nutzung reduziert oder sogar ganz eingestellt, schlägt sich dies unmittelbar und stark auf die Substitutionseffekte nieder (Abb. 51). Das bedeutet, dass andere Produkte oder Energieträger Holz ersetzen müssen und mehr Emissionen in die Atmosphäre gelangen. Wird das fehlende Holz importiert, stellt sich zudem die Frage, ob es aus nachhaltiger Bewirtschaftung stammt und wie viel Energie (=Emissionen) für den Transport aufgewendet werden musste.

Die Substitutionseffekte werden aus den genannten Gründen nicht in der THG-Berichterstattung berücksichtigt, können aber innerhalb einer Klimaschutzstrategie als wertvoller Beitrag zur Reduktion von CO₂-Emissionen gesehen werden. Indirekt wird die Nutzung von Holz als Energieträger in Deutschland dadurch gewürdigt, dass Betreiber von entsprechenden Anlagen keine Emissionsberechtigungen für das ausgestoßene CO₂ erwerben müssen.

6 Prognose der Vorratsentwicklung (2003 bis 2012)

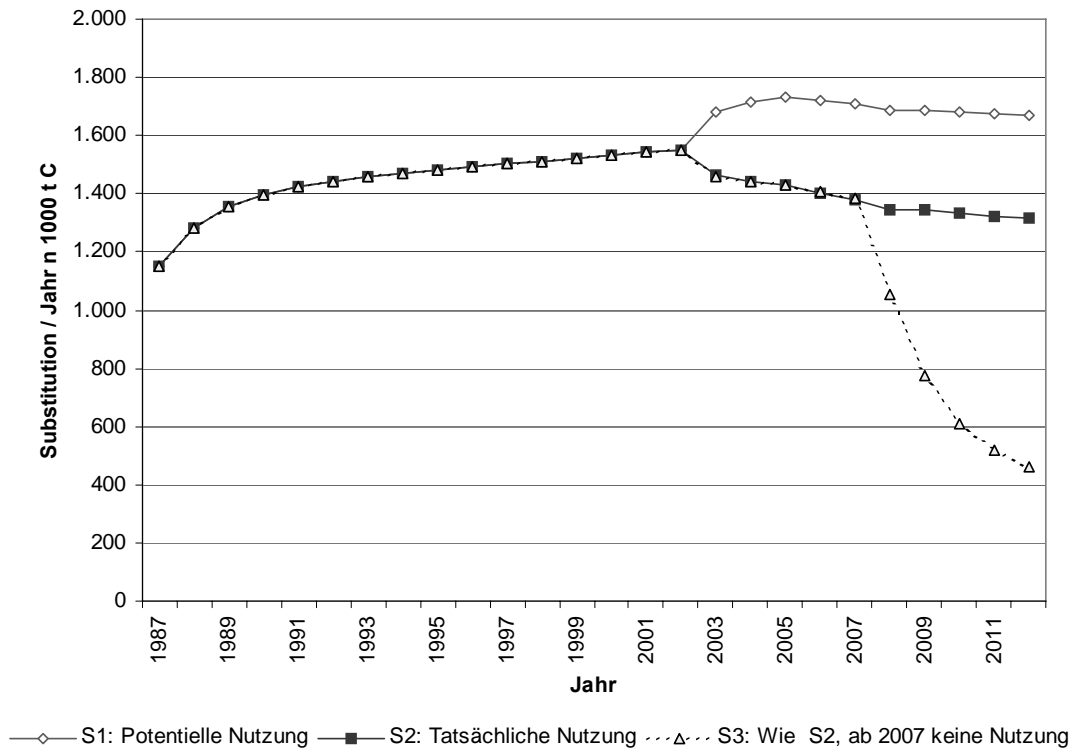


Abb. 51: Höhe der Substitutionseffekte / Jahr zw. 1987 und 2012 in 1000 t C pro Jahr (S1 bis S3)

Der Vergleich der Szenarien zeigt, dass in den Wäldern Baden-Württembergs ein weiterer Vorratsaufbau im Wald auf Kosten der Entwicklung der Produktspeicher und der Substitutionseffekte möglich ist. Mit diesem Anstieg steigt auch das Sturmwurfisiko und damit das Potential für biotische Folgekalamitäten wie z.B. die Ausbreitung des Buchdruckers als Folge des Nahrungsangebots. Welches Ausmaß das haben kann hat die Kombination der für die Borkenkäfer optimalen Witterungsverhältnisse im extremen Trockenjahr 2003 mit dem sturmbedingten Nahrungsangebot gezeigt. Aus Sicht des Klimaschutzes ist die Stabilität von Wäldern ein wichtiges Kriterium, auch in Hinblick auf die geltenden Bestimmungen zur Bilanzierung von THG-Vorräten in terrestrischen Speichern.

Würde man sich in Baden-Württemberg für einen weiteren Vorratsaufbau entscheiden, muss man sich darüber im klaren sein, dass bei mäßiger Nutzung der beschriebene Altersklasseneffekt trotzdem einsetzen wird und in ca. 30 bis 40 Jahren zu einem Vorratsabbau führen wird. Würde die Nutzung völlig eingestellt, würden sich ohne Störungen Vorräte wie in einem Primärwald auf hohem Niveau einstellen. Diese Variante ist allerdings für den Wirtschaftswald in Deutschland keine ernstzunehmende Option, da zum einen mit der Holzverarbeitenden Industrie ein großer Wirtschaftszweig mit sehr vielen direkt und indirekt Beschäftigten von der Forstwirtschaft abhängt und zum anderen die Waldbesitzstrukturen diese Variante zu einer hypothetischen Überle-

gung machen. Über 37% der Waldfläche ist in privatem Besitz⁹⁶. Ein Viertel dieser Fläche ist Großprivatwald, deren Besitzer von der Bewirtschaftung des Waldes leben; 69% ist Kleinprivatwald, der häufig eine wichtige Säule in Einkommensstruktur von bäuerlichem Waldbesitzern ist. Sie ist für das Verständnis dennoch sehr aufschlussreich, weil das Szenario zeigt, wie leicht die Vorratsentwicklung zu beeinflussen ist – auch wenn WEHAM die veränderten Zuwachsverhältnisse noch nicht berücksichtigt.

⁹⁶ www.mlr.baden-wuerttemberg.de/cgi/styleguide/content.pl?ARTIKEL_ID=506

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

Seit den Beschlüssen von Bonn und Marrakesch, die eine begrenzte Einbeziehung von LU-LUCF-Aktivitäten zur Kompensation von THG-Emissionen ermöglichen, bestehen Erwartungen seitens der Forstwirtschaft für ihre Klimaschutzleistungen belohnt zu werden (DIETER & ELSASSER 2005). Dies wird auch damit begründet, dass auf der einen Seite eine umweltpolitische Leistung für die Gesellschaft erbracht wird, auf der anderen Seite der Wald und seine Eigentümer in besonderem Maße die Konsequenzen des Umweltproblems Klimawandel internalisieren. Es gibt mehrere Möglichkeiten für eine Inwertsetzung und Honorierung dieser Leistungen, die in diesem Kapitel vorgestellt und bewertet werden.

7.1 Bewertung der Option ‚Teilnahme am Zertifikatehandel‘

Studien von MISSFELDT & HAITES (2001) und MACCRACKEN et al. (1999) zeigen, dass die Nutzung des Potentials von terrestrischen Senken die Kosten für die Erfüllung der Emissionsreduktionen durch die Vertragsstaaten reduzieren kann. Die deutsche Forstwirtschaft sieht darin eine Chance für die Inwertsetzung ihres Beitrages zum Klimaschutz. SCHULTE et al. (2001) gehen für die Forstwirtschaft von Nordrhein-Westfalen davon aus, dass der Erwerb von CO₂-Zertifikaten für Erstaufforstungen eine interessante Nebeneinnahme in der Größenordnung einer Jagdpachteinnahme sein könnte. Laut WIRTH et al. (2004a) assimiliert der europäische Wald im Mittel etwa 20% der Emissionen im selben Gebiet, was dem dreifachen der europäischen Reduktionsverpflichtung entspricht (JANSSENS et al. 2003).

Im Rahmen des KP gibt es für die Forstwirtschaft zwei theoretische Möglichkeiten, am Handel mit Zertifikaten teilzunehmen. Zum einen können Akteure aus anderen Annex-B-Staaten in Deutschland ein JI-Projekt durchführen – z.B. ein Aufforstungsprojekt, bei dem der deutsche Betrieb quasi als Dienstleister auftritt – zum anderen können RMU-Zertifikate an Deutschland für seine Aktivitäten aus dem Art. 3.4 KP vergeben werden. Jeder Vertragsstaat, der das KP ratifiziert hat, kann sich die Senkenleistung einzelner oder aller Landnutzungskategorien auf seine Emissionsreduktionsverpflichtung anrechnen lassen. Voraussetzung ist die optionale Anwendung des Art. 3.4 KP, die bis Ende des Jahres 2006 beschlossen und das Sekretariat der UNFCCC gemeldet werden muss. Die maximale Obergrenze der anrechenbaren Senkenleistung aus JI-Projekten und/oder Art. 3.4 beträgt 1,24 Mio. t C pro Jahr für die erste VP. Diese Entscheidung ist die Basis für eine Inwertsetzung der forstlichen Klimaschutzleistung im internationalen Zertifikatehandel und ist getrennt vom Europäischen Zertifikatehandel zu betrachten.

Will man beurteilen, ob sich eine hypothetische Teilnahme am Zertifikathandel für Waldbesitzer finanziell lohnen würde, müssen alle entstehenden Kosten, auch die Transaktions- und Opportunitätskosten, quantifiziert sowie die Vor- und Nachteile für die verschiedenen Varianten abgewogen werden.

7.1.1 Anrechnung der Senkenleistung von Waldflächen nach Art. 3.4 KP

Entscheidet sich ein Vertragsstaat, Landnutzungen anzurechnen, müssen die gewählten Kategorien auch in allen folgenden VP weiter bilanziert werden. Daher kann diese Entscheidung nur unter Berücksichtigung der erwarteten Entwicklung der C-Vorräte getroffen werden. Außerdem muss jährlich über die Entwicklung der Vorräte dieser Flächen Bericht erstattet werden. Die Berichterstattungspflichten des KP decken sich zu großen Teilen mit denen der UNFCCC, sind aber teilweise anspruchsvoller, was die Methoden der Quantifizierung und die Berechnung der Unsicherheiten betrifft. Die Anforderungen an die Berichterstattung wurden im Kap. 3 detailliert dargestellt. Ein geeignetes Monitoring und Berichterstattungswesen muss installiert werden, das mit den besten verfügbaren Methoden die Vorratsveränderungen erfasst.

Im Folgenden wird nur die Landnutzungskategorie Wald betrachtet – zum einen, weil sie den größten terrestrischen C-Speicher darstellt, und zum anderen, weil dieser im Gegensatz zu anderen Speichern relativ leicht zu beeinflussen ist. Für eine Anrechnung kommen bislang nur die Speicher ‚lebende Biomasse‘, ‚Nekromasse‘ und ‚Boden-C‘ in Betracht. Wenn mit anerkannten wissenschaftlichen Methoden gezeigt werden kann, dass ein Speicher im Untersuchungszeitraum keine Quelle war, muss über diesen nicht Bericht erstattet werden. Unberücksichtigt bleiben die Veränderungen des Holzproduktspeichers, da dieser nicht Teil der Berichterstattung ist.

Um tatsächlich bewerten zu können, ob Deutschland die Option des Art. 3.4 nutzen sollte, muss geprüft werden, wie sich aller Voraussicht nach die C-Vorräte der Biomasse in Zukunft entwickeln werden. Dabei ist zu berücksichtigen,

- dass die Wälder Deutschlands zu mehr als 95% bewirtschaftet und nachhaltig genutzt werden, d.h. dass ein Vorratsentzug in der Biomasse stattfindet, der nach der Berichterstattungslogik wie eine Quelle gewertet wird,
- dass Kalamitäten wie die Stürme Vivian/Wiebke 1990 und Lothar 1999 statt finden können, die einen direkten – und durch biotische Folgekalamitäten zusätzlich einen indirekten – Einfluss auf Vorratsniveau und AKL-Struktur haben,
- dass sich die klimatischen Bedingungen wahrscheinlich verändern werden. Das wird einen Einfluss auf das Wachstum der einzelnen Baumarten, die Baumartenzusammensetzung und damit auch auf die C-Speicherung haben.

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

Für eine genauere Prognose, die Zeiträume von 40 bis 50 Jahren berücksichtigt, muss das Modell WEHAM entsprechend parametrisiert und existierende Wissenslücken geschlossen werden. Betrachtet man jedoch die drei beschriebenen Szenarien für Baden-Württemberg, die bis zum Ende der ersten VP reichen, lassen sich interessante Erkenntnisse gewinnen. Da 1990 das Basisjahr für die Veränderungen ist, wurden zu diesem Zweck zwischen den Ergebnissen der BWI I und II interpoliert. Danach wurde die Entwicklung der Einzelbaumdaten der BWI II bis 2012 mit WEHAM modelliert und die Vorräte der unter- und oberirdischen Baumbiomasse berechnet.

In S1 wird der Zuwachs aller Baumarten konsequent abgeschöpft. Zum Vergleich: Zwischen 1987 und 2002 lag die Nutzung in Baden-Württemberg sturmbedingt bei ca. 95% und damit höher als in allen anderen Bundesländern (KÄNDLER 2004). Wenn man die Ergebnisse mit den detaillierten Berechnungen vergleicht, stellt man fest, dass innerhalb der einzelnen Baumarten starke Schwankungen stattgefunden haben – wie z.B. bei der Fichte, deren Vorräte durch die Jahrhundertstürme stark reduziert wurden. Aus Sicht des KP interessieren diese Schwankungen jedoch nicht, sondern nur die durchschnittliche jährliche Nettobindung aller Baumarten.

Was diese Leistung auf dem Zertifikatmarkt wert ist, hängt von mehreren Faktoren ab. Entscheidend für den Preis für eine t eingespartes CO₂ wird sein, wie sich die Nachfrage nach den Zertifikaten entwickelt. Das hängt unmittelbar mit der konjunkturellen Entwicklung zusammen, da bei steigender Produktion mehr Energie verbraucht wird und damit auch die Emissionen steigen. Zur Zeit sieht es so aus, als ob die wenigsten Vertragsstaaten in der Lage sein werden, ihre Verpflichtungen zur Emissionsreduktion aus eigener Kraft zu erfüllen. Das bedeutet, sie müssen Zertifikate zukaufen. Durch die erhöhte Nachfrage kann mit steigenden Preisen gegen Ende der ersten VP gerechnet werden, da die Vertragsstaaten dann für ihre Emissionen der vergangenen fünf Jahre mit Zertifikaten bezahlen müssen. Ebenfalls spielt die Erwartung der Marktteilnehmer über eine Weiterentwicklung des KP und das künftige Bestehen des internationalen Klimaregimes eine wichtige Rolle bei der Preisentwicklung. Zerbricht das Regime an den Fragen der Teilnahme der Entwicklungsländer, den aufstrebenden und bevölkerungsreichen Staaten wie China, Indien und Brasilien und dem Hauptemittenten USA, wird sich dies negativ auf den Preis für Emissionsrechte auswirken. Kommt es zu weiteren VP mit stärkeren Reduktionsauflagen, ist mit dem Gegenteil zu rechnen.

RMU-Zertifikate sind im Gegensatz zu den anderen Zertifikatstypen nicht in künftige VP übertragbar. Daher rechnet man damit, dass diese Zertifikate einen geringeren Preis auf dem Markt erzielen werden. Die Preisentwicklung für forstliche Senkenzertifikate ist schwer vorhersehbar. Da sie mit Nachteilen gegenüber den anderen Zertifikatstypen bezüglich Ihrer Gültigkeitsdauer und Akzeptanz behaftet sind, gehen manche Autoren von niedrigeren Preisen aus. Auf der anderen Seite haben alle Zertifikatstypen die gleiche ‚Währung‘: eine Tonne CO₂. Diese Regelung kann jedoch leicht durch das sog. ‚swapping‘ umgangen werden: RMU-Zertifikate mit Verfallsdatum werden als erstes für die Erfüllung der Verpflichtungen aufgebraucht, überschüssige übertragbare Zertifikate (AAU, ERU, CER) werden übertragen oder verkauft. Hier ist die Vermutung

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

berechtigt, dass es zu einem Ausgleich der Zertifikatspreise kommen wird, da jeder Staat seinen Klimaschutz so günstig wie möglich betreiben möchte. Anhaltspunkte für die Preisentwicklung liefert der Zertifikatspreis des Europäischen Handelssystems (Abb. 52). Zu Beginn des Handels Ende 2004 wurden Preise erzielt, die bei ca. 8 € je t CO₂ lagen. Ein vorläufiger Peak wurde im Sommer 2005 bei 25,80 € erreicht. Seit Beginn des Jahres 2006 pendelt der Preis zwischen 25 und 30 €. Eine Obergrenze, die er in der ersten Phase zwischen 2005 und 2007 nicht überschreiten wird, liegt bei 40 € je t CO₂. Dieser Preis muss bezahlt werden, wenn ein Unternehmen für eine emittierte Tonne am Ende dieser Phase nicht mit einem entsprechenden Zertifikat ‚bezahlen‘ kann. Wenn der Preis über diese Marke steigen würde, wäre es also für das Unternehmen billiger, die Strafe zu bezahlen, als Zertifikate zu kaufen.

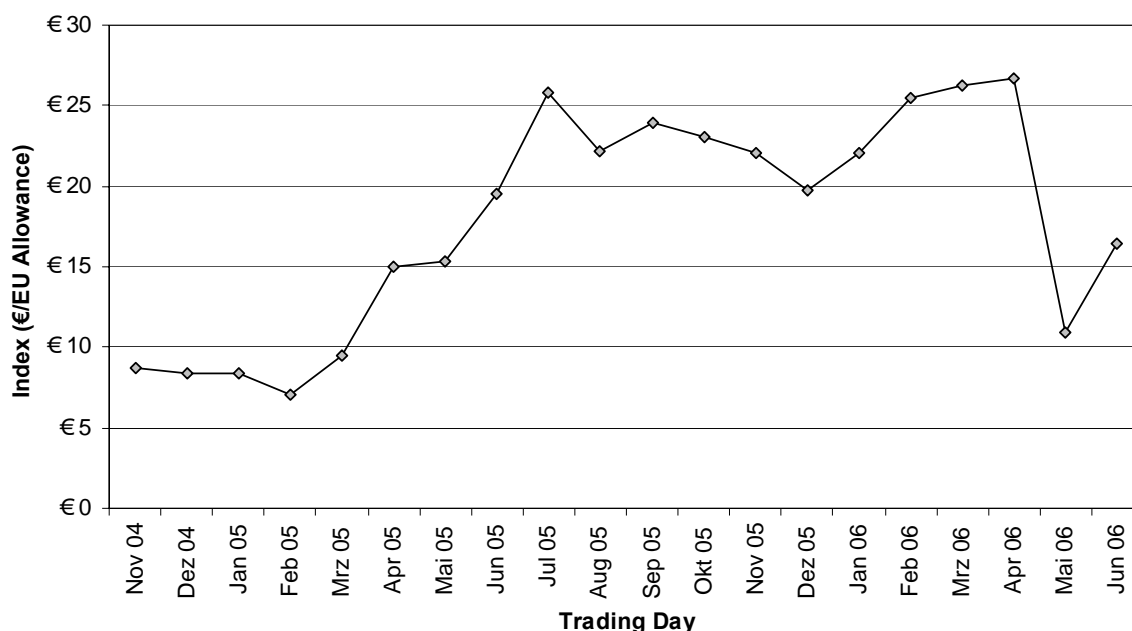


Abb. 52: Preisentwicklung für eine t CO₂ des Europäischen Handelssystems⁹⁷

Der Handel mit CO₂-Zertifikaten im europäischen Handelssystem startete Ende 2004. Der Preis stieg bis Mitte 2005 auf ein hohes Niveau, weil ein weltweiter konjunktureller Aufschwung verzeichnet wurde, der auch die Rezession in Deutschland beendet hat. Dadurch wurde mit einer steigenden Nachfrage nach Emissionsrechten gerechnet. Als im April 2006 bekannt wurde, dass die teilnehmenden Unternehmen im ersten nationalen Allokationsplan viel größere Zertifikatsmengen für ihre Anlagen ausgehandelt hatten, als sie eigentlich benötigen, kam es zu einem massiven Kurseinbruch. Statt mit einem Nachfrageüberhang wurde für den ersten Abrechnungs-

⁹⁷ Quelle: www.eex.de

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

zeitraum mit einem Überangebot gerechnet. Von diesem Einbruch hat sich der Preis jedoch wieder erholt.

Um den Wert der Speicherleistung zu quantifizieren wurden die Ergebnisse der drei Szenarien mit Preisen von 5 €, 10 € und 20 € je t CO₂ bewertet. Diese Preise berücksichtigen einen Abschlag für die Eigenschaft als ‚Senkenzertifikate‘ und dienen dazu, eine Vorstellung von der Größenordnung des Wertes der Senkenleistung in der ersten VP zu bekommen. Beim dritten Szenario übertrifft die Senkenleistung des Waldes die maximal mögliche Anrechnungsmenge für ganz Deutschland. Daher wird in diesem Szenario die im Annex Z des Bonn Agreements festgehaltene Menge von 1,24 Mio. t C, bzw. 4,5 Mio. t CO₂ / Jahr als Berechnungswert herangezogen. Der Wert der Speicherleistung hängt stark vom gewählten Szenario und dem unterstellten Zertifikatspreis ab. Wenn man das zweite Szenario betrachtet, das die aktuelle Nutzungssituation widerspiegelt, sieht man, dass der jährliche Wert der Speicherleistung der Wälder Baden-Württembergs für den Zeitraum 2008 bis 2012 zwischen 16,7 Mio. € bei einem angenommenen niedrigen (5 €), und 66,8 Mio. € bei einem angenommenen hohen Zertifikatspreis (20 €) liegt. (Tab. 58).

Tab. 58: Quantifizierung des Wertes der Senkenleistung der Wälder Baden-Württembergs auf Basis der drei Szenarien

	C-Speicherung in Mio. t C / Jahr	Umrechnung in Mio. t CO ₂ / Jahr	Jährl. Wert der anrechenbaren Zertifikate in Mio. €		
			€ 5 je t CO ₂	€ 10 je t CO ₂	€ 20 je t CO ₂
S1 Vollständige Nutzung	0,17	0,62	3,12	6,24	12,48
S2 realistische Nutzung	0,91	3,34	16,70	33,40	66,79
S3 wie S2, ab 2007 keine Nutzung	1,88 (1,24 anrechenbar)	8,074 (4,55 anrechenbar)	22,75	45,50	91,00

Die Transaktionskosten liegen hauptsächlich im Bereich Monitoring. Die Kosten für eine BWI betragen je nach Bundesland zwischen € 1,30 und € 1,50 je ha⁹⁸. Das beinhaltet sowohl die Erhebung der Felddaten als auch die ‚overhead‘-Kosten für die Einweisung und Schulung der Aufnahmeteams, die Datenaggregation und ihre Auswertung. Da die Inventur nur ca. alle 10 Jahre durchgeführt werden muss, ergeben sich jährliche Kosten von 13 bis 15 Cent je ha. Für Deutschlands Waldfläche ergeben sich damit Monitoringkosten von ca. 1,3 bis 1,5 Mio. € pro Jahr, die auch ohne Anrechnung anfallen würden, da die BWI unabhängig von der Anerkennung der Senkenleistung durchgeführt werden und Deutschland die Berichterstattungspflichten der UNFCCC erfüllen muss. Dazu werden die Daten von Wiederholungsinventuren dringend benötigt, da ohne sie die methodischen Voraussetzungen für eine Berichterstattung auf hohem Niveau (tier 3)

⁹⁸ mdl. Information von G.Kändler (FVA Freiburg)

nicht erfüllt werden können. Weitere potentielle Kosten sind Vermarktungskosten, falls die Bundesregierung diese Zertifikate nicht verbrauchen, sondern veräußern möchte.

7.1.2 Anerkennung des Art. 3.4 KP & Durchführung von forstlichen JI-Projekten

Für eine Analyse der finanziellen Auswirkungen von LULUCF-Projekten gibt es bislang keine anerkannte Methode. Es müssen nicht nur die unterschiedlichen Kosten wie Transaktionskosten, Investitionskosten, Betriebs- und Opportunitätskosten, sondern auch die Erträge berücksichtigt werden. Dennoch werden an dieser Stelle Überlegungen zu diesem Thema angestellt, um zu bewerten, ob diese Option für deutsche Forstbetriebe finanziell interessant sein könnte.

Die Möglichkeit, forstliche JI-Projekte im internationalen Handel mit Partnern aus anderen Annex-B-Staaten durchzuführen, wurde in Art. 6 KP geschaffen. Die Rahmenbedingungen für solche Projekte sind definiert, wenn auch noch wichtige Fragen bezüglich des Anerkennungsverfahrens offen sind. Zunächst müssten aber die politischen Voraussetzungen für den JI-Mechanismus geschaffen werden, bevor solche Projekte initiiert werden können und damit für Investoren interessant werden. Für den CDM-Mechanismus wurden diese Beschlüsse auf COP 9 in Mailand gefasst: Hier wurde festgelegt, dass in der ersten VP nur Aufforstung und Wiederaufforstung als CDM-Projekte genehmigungsfähig sind. Außerdem wurden spezielle Zertifikate – tCER und ICER – eingeführt, die sich in ihrer Laufzeit, den Berichtspflichten und damit auch in den Transaktionskosten unterscheiden. Vergleicht man die Option der JI-Senkenprojekte mit der Möglichkeit des Art. 3.4, ergibt sich eine völlig andere Sicht mit anderen Kosten. Hier ist es nicht der Staat, der die Verantwortung für die Senkenleistung übernimmt, sondern diejenigen, die das Projekt durchführen.

Neben den Transaktionskosten müssen auch Opportunitätskosten bzw. Opportunitätsenerträge berücksichtigt werden. Sie entstehen dadurch, dass sich ein Wirtschaftssubjekt für eine Geldanlage entscheidet, deren Nettoertrag unter bzw. über einer Alternative liegt. Im Fall eines Senkenprojektes muss sich der Projektbetreiber die Frage stellen, ob andere Formen der Landnutzung ihm aus finanzieller Sicht Vorteile bringen würden. Um die Opportunitätskosten zu quantifizieren bedarf es einer detaillierten Berücksichtigung vieler betriebs- und volkswirtschaftlicher Faktoren, die im Rahmen dieser Arbeit nicht geleistet werden kann und Teil einer weiterführenden Forschung sein sollte. Im Folgenden werden nur die Transaktionskosten betrachtet, die bei der Planung, Durchführung und Vermarktung von Senkenprojekten anfallen. DIETER & ELSÄSSER (2004) haben in einer Studie diese Frage detailliert beleuchtet. Ihre Ergebnisse und Argumentationslinie, die zum großen Teil auf einem Gutachten der GFA (KAPP & SCHNURR 2004) basieren, werden im folgenden dargestellt.

Zunächst muss ein forstliches JI-Projekt detailliert geplant werden. Es besteht das Risiko, dass eine Anerkennung nicht stattfindet, wenn es die Anforderungen nicht erfüllt bzw. berechnete

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

Einwände gegen das Projekt vorgebracht werden, welche die Nachhaltigkeit in Frage stellen oder die verwendeten Methoden zur Berechnung der Baseline und der geplanten Sequestrierung Mängel aufweisen. Um dieses Risiko zu minimieren, kann der Projektbetreiber eine Vorprüfung durchführen, die schätzungsweise zwischen € 3.000 und € 20.000 kostet. Das PDD inklusive aller Begleitdokumente kostet zwischen € 50.000 und € 70.000, die Prüfung desselben durch einen unabhängigen akkreditierten Zertifizierer (AIE, Accredited Independent Entity) für große Aufforstungsprojekte weitere € 20.000 bis 25.000 (KAPP & SCHNURR 2004). Erst wenn das PDD unter Berücksichtigung der öffentlichen Einwände dem zuständigen Überwachungsgremium vorgestellt wird und dieses das Projekt genehmigt, werden die Zertifikate ausgestellt. Ist ein Projekt anerkannt und wurde initiiert, muss der Projektbetreiber parallel zum Ablauf einer jeden VP ein Monitoring mit den festgelegten Prüfverfahren durchführen. Diese Kosten hierfür sind schwer abzuschätzen und hängen sowohl vom spezifischen Projekt als auch vom Überprüfungsverfahren ab. Da in forstlichen Projekten der C hauptsächlich in der Biomasse gespeichert wird, werden Inventuren oder Stichproben benötigt. Die Monitoringkosten für größere Projekte werden auf € 30.000 geschätzt. Die Prüfung dieses Monitorings durch eine unabhängige Stelle kostet noch einmal € 20.000 bis € 25.000. Da bislang keine Erfahrungen mit Senkenprojekten vorliegen, sind diese Schätzungen mit Unsicherheiten behaftet. Es ergibt sich einschließlich der Monitoringkosten eine relativ große Kostenspanne zwischen € 100.000 und € 250.000; hinzu kommen noch die Vermarktungskosten für die Zertifikate (KAPP & SCHNURR 2004).

Die starke Fixkostenbelastung zeigt, dass die Kosten je ha abhängig von der Größe und der Laufzeit des Projektes sind (Dieter & Elsasser 2004b). Für Projekte mit einer Größe < 500 ha und einer Laufzeit von 20 Jahren würden die Nachweiskosten rd. € 30 je ha/a betragen. Diese hohen Fixkosten werden viele Projekte verhindern; daher sind für kleine Projekte vereinfachte Anerkennungsverfahren, die sog. Track-1-Verfahren, geplant (Dieter & Elsasser 2004b). Vorerst sind nur Aufforstungen und Wiederaufforstungen als CDM-Projekte zulässig. Die jährliche Senkenleistung muss weniger als 8000 t CO₂-Äquivalente betragen und von Gemeinden bzw. Personen mit geringem Einkommen durchgeführt werden.

Die Anwendbarkeit des Track-1-Verfahren richtet sich nach den Anerkennungsverfahren, welche die Partnerländer gewählt haben. Wenn beide Länder die Zulässigkeitskriterien erfüllen, dürfen sie dieses Verfahren nutzen, das die Nachweisanforderungen an Projekte und die damit verbundenen Kosten reduziert. Wird das Track-1-Verfahren angewendet, kann auf die Prüfung des PDD verzichtet werden. Deutschland erfüllt diese Voraussetzungen durch das ProMechG, womit von dieser Option Gebrauch gemacht werden könnte. MICHAELOWA et al. (2003) schätzen, dass die Transaktionskosten eines Track-1-Projektes ca. 60% der Kosten eines Track-2-Projektes betragen. Allgemeine Voraussetzungen für Länder sind:

- Systematische und regelmäßige Erfassung der nationalen Emissionsdaten.
- Führung eines THG-Registers.

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

- Rechtzeitige und nachvollziehbare Berichterstattung über THG-Emissionen und Zertifikate.

Zusätzlich zu den beschriebenen Transaktionskosten entstehen außerdem noch die eigentlichen Projektdurchführungskosten. Diese hängen stark von den örtlichen Gegebenheiten, der Flächengröße und den Arbeitskosten ab. Sie bestehen aus:

- Kosten für Pacht oder Kauf der Fläche,
- Kosten für Vorbereitung und Durchführung (Bodenbereitung, Pflanzung etc),
- Materialkosten für Saatgut oder Pflanzen,
- Pflege- und Managementkosten (Personal),
- Monitoring und Auswertung.

Diese Kosten variieren nach einer Studie von BROWN et al. (2000) für verschiedene Senkenprojekte aus der Testphase für LULUCF-Projekte zwischen 0,1 und 28 \$ pro t C – je nachdem, wo das Projekt durchgeführt wird, welche Maßnahmen es beinhaltet und welche Laufzeit zugrunde gelegt wird. Diese Betrachtungen der verschiedenen Kosten zeigen, dass die Anerkennung von CO₂-Projekten mit großem Aufwand verbunden sind und nicht nur hohe Transaktionskosten mit sich bringen. Eventuelle Opportunitätskosten, die z.B. durch Nutzungseinschränkungen entstehen, wurden bei dieser Betrachtung noch nicht berücksichtigt. Eine Genehmigung der Projekte ist aufgrund des halb-öffentlichen Anerkennungsverfahrens nicht gesichert und birgt daher große finanzielle Risiken. Die für ein solches Projekt benötigten Flächen müssen eine Mindestgröße von mehreren hundert ha haben, damit sich die Transaktionskosten amortisieren können. Die genaue Größe hängt vom Biomassezuwachs der gewählten Baumarten, der Laufzeit des Projektes und der tatsächlichen Kosten ab. Wenn für forstliche JI-Zertifikate eine ähnliche Regelung getroffen wird wie für forstliche CDM-Zertifikate, müssen sich die Projektbetreiber für einen Projekttyp entscheiden (tCER oder ICER). Es besteht das Risiko, dass die Senkeneffekte durch Katastrophen reduziert werden und nicht die Menge an Zertifikaten erreicht wird, die ursprünglich geplant war. Dieses Risiko kann durch Versicherungslösungen kompensiert werden, führt aber zu zusätzlichen Kosten. Über deren Höhe kann keine Aussage getroffen werden, da keine Erfahrungswerte vorliegen.

7.1.3 JI-Projekte im Rahmen des Europäischen Zertifikatehandelsystems

Gemäß der EU-Richtlinie werden in der ersten Phase des ETS keine Projekt-Gutschriften anerkannt, die durch LULUCF-Maßnahmen entstanden sind. Derartige Maßnahmen seien nur kurzfristig in der Lage, C zu speichern und stünden nicht in Einklang mit dem Konzept der EU, die Emissionen über technische Maßnahmen zu reduzieren (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003). In den

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

geltenden Regelungen ist eine Zulassung von Emissionsgutschriften aus forstlichen Senkenprojekten zum EU-Handel nicht möglich; laut dem Berichtersteller im Umweltausschuss des Europäischen Parlamentes für die geplante EU-Ergänzungsrichtlinie, Alexander de Roo, möchten sowohl Umweltausschuss als auch die Europäische Kommission Senkenprojekte generell aus dem EU-Emissionshandel ausschließen; eine Sperrminorität des Rates ist jedoch gegen diesen Ausschluss (DIETER & ELSASSER 2004).

Obwohl dieses Instrument zur Zeit für Deutschland aufgrund der hier herrschenden Knappheit an verfügbaren großen Flächen nicht geeignet scheint, liegen die Kosten für Forstprojekte wahrscheinlich trotzdem noch unter denen für technische Emissionsreduktionsprojekte. Hier fallen zwar dieselben Transaktionskosten für die Projektinitiierung und Prüfung an aber die Monitoringkosten sind geringer und technische Projekte sind meistens mit sehr großen Investitionen verbunden.

Im Zuge einer Überprüfung der Richtlinie, die auch die Einführung nationaler Projekte zum Gegenstand hat, könnten forstliche Senkenprojekte im ETS möglich werden. Da die Akteure in diesem Handelssystem mehrere tausend Industrieunternehmen sind, die ein Interesse daran haben, ihre Klimaschutzaufgaben so günstig wie möglich zu erfüllen, würde der Marktpreis regeln, ob Senkenprojekte gegenüber technischen eine Chance haben. Das ProMechG würde eine Anerkennung nach dem beschriebenen Track-I-Verfahren ermöglichen, das von seinen Transaktionskosten her wesentlich günstiger ist und damit geringere Mindestflächen erforderlich macht (DIETER & ELSASSER 2005).

7.2 Alternative Optionen für eine Klimaschutz-Honorierung

Der Zertifikathandel ist eine Möglichkeit, die Klimaschutzleistung der Forstwirtschaft in Wert zu setzen. Durch Projekte generierte Zertifikate haben den Vorteil, dass z.B. die Handelbarkeit und die Zertifikatsmengen variabel und abhängig von der erbrachten Leistung sind. Nachteile sind die bislang extrem komplexen Anerkennungsverfahren und die intensiven Transaktionskosten, die bei der Projektplanung, Anerkennung und Vermarktung entstehen. Die Generierung von RMU-Zertifikaten hat diese Nachteile nicht, erfordert aber ein erweitertes Monitoring und bedeutet zusätzlichen Forschungsaufwand zur Schließung der bestehenden Wissenslücken.

Der Zertifikathandel ist als ökonomisches Steuerungsinstrument konstruiert und installiert worden, um die Verursacher von Emissionen in ihrem Handeln zu steuern. Aufgrund der Neuheit dieses Instruments und dem damit verbundenen Mangel an Erfahrungen ist es schwierig, alle Akteure von Anfang an gleichermaßen und gerecht zu berücksichtigen. Das hat sich sehr deutlich gezeigt, als innerhalb des ETS über die Zuteilung der Emissionsrechte mit den betroffenen Unternehmen verhandelt wurde. Über die nationalen Allokationspläne (NAP), die diese Zuteilung regeln, wurde in Deutschland lange diskutiert, bis ein Kompromiss gefunden werden konn-

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

te. Streitpunkte waren unter anderem die Gesamtmenge der zu verteilenden AAU-Zertifikate, welche Menge einzelne Marktteilnehmer bekommen, ob und wie bereits erbrachte Vorleistungen berücksichtigt werden und welche Reserven für neue Marktteilnehmer bereit gehalten werden.

Für die Forstwirtschaft stellt sich die Frage, ob bzw. wie sie in ihrer Eigenschaft als Helfer im Kampf gegen den Klimawandel und als Betroffener an diesem primär für Verursacher ausgelegten Instrument teilnehmen kann. Der internationale Handel bietet dafür zumindest theoretische Möglichkeiten. Für den Fall, dass sich Deutschland die Senkenleistung nach Art. 3.4 KP auf seine Verpflichtung anrechnen lässt, muss außerdem die Verteilung des Erlöses aus dem Verbrauch oder dem Verkauf der generierten Zertifikate geregelt werden. Da der Staat die Verantwortung für das Monitoring und die Berichterstattung hat und er in künftigen Perioden für eventuelle C-Verluste in der Biomasse haften muss, wird es wahrscheinlich keine Aufteilung an einzelne Waldbesitzer geben. Dadurch entsteht auch kein Anreiz für den einzelnen Waldbesitzer, das Ziel einer optimalen C-Speicherung in seine Zielhierarchie zu integrieren.

Ein anderer Ansatz für die Integration der Klimaschutzleistung des Waldes durch eine Honorierung der C-Speicherung im Wald ist eine Anpassung der forstlichen Förderung (DIETER & ELSASSER 2005), z.B. im Rahmen der Novellierung des Bundeswaldgesetzes. Durch eine Anpassung der bestehenden Förderrichtlinien könnten klar definierte Leistungen in Wert gesetzt werden. Das nationale Waldprogramm (NWP 2003) schlägt einen dreistufigen Förderansatz vor (DIETER & ELSASSER 2005), der in seiner Konzeption Möglichkeiten für eine Förderung einzelner Waldbesitzer und forstlicher Betriebsgemeinschaften in Abhängigkeit ihrer Leistungen ermöglichen würde. Dazu müsste das bestehende Fördersystem um den Tatbestand der ‚Senken- und Speicherleistung für C‘ erweitert werden.

Will man private Waldbesitzer dazu bringen, durch konkrete Waldbewirtschaftungsmaßnahmen die Klimaschutzleistung zu erhöhen, muss eine Motivation durch finanzielle Anreize geschaffen werden. Potentielle Maßnahmen zur Erhöhung der Speicherleistung verursachen Kosten und reduzieren unter Umständen die Erträge erheblich. Daher kann man davon ausgehen, dass solche Maßnahmen ohne entsprechende Honorierung dieser umweltpolitischen Leistung nicht stattfinden. Die in der Forstwirtschaft geweckten Erwartungen bezüglich einer Teilnahme am Handel mit Emissionszertifikaten sind unrealistisch, weil das Anerkennungsverfahren für Projekte zu kompliziert ist, die Transaktionskosten hoch, die Regelungen noch nicht klar definiert sind und der erwartete Nutzen gering ist. Außerdem gehen die Möglichkeiten für eine verbesserte Speicherleistung in Wald und Holz über die international vereinbarten und anrechenbaren Maßnahmen hinaus.

Gegenstand der Förderung darf nicht eine kurzzeitige Maximierung von C-Vorräten sein. Vielmehr sollten eine Waldbewirtschaftung, die langfristig die C-Vorräte in Wirtschaftswäldern sichert, Ökosysteme mit besonders hohen C-Vorräten schützt und erhält (z.B. Moorstandorte) sowie die Vergrößerung der Waldfläche durch Auf- und Wiederaufforstung gefördert werden.

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

Potentielle Maßnahmen sind nach DIETER & ELSASSER (2004):

- Aufforstung von landwirtschaftlichen Flächen
- Überführung von Altersklassenwäldern in stabilere und strukturreichere Mischwälder
- Nutzungsverzichte und Flächenstillegungen
- Totholzanreicherung
- Umtriebszeitverlängerungen
- Verzicht auf Bodenbearbeitung
- Wiedervernässung und Schutz von Feuchtgebieten.

Durch die Definition konkreter Maßnahmen für die jeweiligen Landnutzungsarten, die Bestimmung ihrer Kosten und Möglichkeiten mit Hilfe von Kosten-Nutzen-Analysen und andere Instrumenten können Maßstäbe geschaffen werden, an denen sich eine solche Förderung orientieren sollte. Bezüglich ihrer Speicherleistung besitzen die genannten Maßnahmen sehr unterschiedliche Potentiale und müssen daher differenziert betrachtet werden. Insbesondere Nutzungsverzichte und Umtriebszeitverlängerungen führen zu reduzierten Nutzungen und damit zu weniger Holzprodukten und Energieholz. Wichtig ist die Festlegung eines Systems zur Überprüfung der geförderten Maßnahmen.

Die Vorteile dieser Honorierung sind offensichtlich: Die Transaktionskosten für den Waldbesitzer, der seinen Wald im Sinne des Klimaschutzes bewirtschaften will, sind gering. Er kann aus einem Maßnahmenkatalog die für ihn in Frage kommende Landnutzungsstrategie wählen. Eine Berücksichtigung nachhaltiger Holznutzung und der damit verbundenen positiven Effekte wird ebenfalls möglich. Dadurch werden für den einzelnen Waldbesitzer Anreize geschaffen, sein Bewirtschaftungsverhalten zu verändern. Außerdem trägt er in seiner Eigenschaft als von den Auswirkungen des Klimawandels potentiell besonders betroffener Akteur kein Haftungsrisiko für erhaltene Zertifikate. Eine Voraussetzung für die Förderung C-ökologischer Maßnahmen ist ihre wissenschaftliche Bewertung hinsichtlich der veränderten Aufwendungen und Erträge unter Berücksichtigung ihrer zusätzlichen Speicherleistung. Im folgenden Kapitel wird eine Methodik vorgeschlagen, mit der diese Bewertung durchgeführt werden kann.

7.3 Potentielle Methodik für eine Bewertung der C-Speicherung

Ziel einer ökonomischen Bewertung der C-Speicherung verschiedener Waldbewirtschaftungs- und Landnutzungsstrategien ist es, eine im Sinne des Klimaschutzes optimale Landnutzung für eine Region zu konzipieren, die man mit Bezug auf den Wald als ‚C-ökologische Waldbewirtschaftung‘ bezeichnen kann. Neben den betriebs- und volkswirtschaftlichen Auswirkungen ver-

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

schiedener Bewirtschaftungsszenarien von diversen Landnutzungsformen müssen auch sozio-ökonomische Faktoren berücksichtigt werden.

Bislang existiert keine hinreichend verallgemeinerbare ökosystembezogene Untersuchung über potenzielle C-ökologische Effekte verschiedener Bewirtschaftungsszenarien, die auf Echtdaten beruht. Die Effekte verschiedener Bewirtschaftungsszenarien sind umstritten und basieren häufig auf reinen Modellierungen. Es wurden zwar verschiedene forstbetriebliche, holzwirtschaftliche und C-ökologische Fragestellungen auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen untersucht – eine quantifizierende und integrierende Bewertung einer größeren Region (Bundeslandebene) wurde bislang noch nicht vorgenommen. Damit ist auch die Frage nach den Opportunitätseffekten einer potenziellen C-orientierten Bewirtschaftung offen. Diese kann mit dem nachfolgend beschriebenen Ansatz beantwortet werden.

Der einzelne Waldbesitzer ist bisher nicht in der Lage, die Wirkungen bestimmter waldbaulicher Maßnahmen auf die C-Speicherung einzuschätzen. Dieses Defizit kann durch eine kombinierte Nutzung von Modellen und EDV-Programme behoben werden, indem verschiedene Bewirtschaftungsstrategien in Abhängigkeit von den standörtlichen Rahmenbedingungen und der Veränderung der Risikodisposition von Waldökosystemen analysiert werden – unter Berücksichtigung aller relevanten Speichergrößen und mit Bezug auf die zu erwartende C-Sequestrierung. Die Auswirkungen alternativer C-orientierter Landnutzungsstrategien auf Vermögen, Ertrag und Aufwand ermöglichen eine Bewertung der umweltpolitischen Leistung für die Gesellschaft.

Auf dieser Basis kann ein Anreizsystem geschaffen werden, mit dem Waldbesitzer und Entscheider in die Lage versetzt werden sollen, im Sinne des Klimaschutzes unter Berücksichtigung lokaler Verhältnisse optimal zu handeln. Darüber hinaus kann ein Abwägungsprozess initiiert werden, der C-ökologische, betriebswirtschaftliche, volkswirtschaftliche und in gewissem Umfang sozioökonomische Aspekte in die Bewertung und Entscheidungsfindung einbezieht. Die nachfolgend dargestellten Schritte sollen auf regionaler und bestandestypenbezogener Basis die Auswirkungen von grundlegend unterschiedlichen Bewirtschaftungsszenarien aufzeigen – unter Berücksichtigung der sich ändernden klimatischen Bedingungen und Risikoeinfluss. Von besonderer Relevanz sind folgende Fragestellungen:

- Welche langfristigen betriebswirtschaftlichen Auswirkungen für verschiedene Waldbesitzarten verbinden sich mit den einzelnen Szenarien unter den prognostizierten Veränderungen?
- Welche Auswirkungen und Anpassungsnotwendigkeiten müssen Forst- und Holzindustrie bei einer langfristigen Strategiebildung antizipieren, wenn aus Gründen des Klimaschutzes Szenarien realisiert würden, die zu deutlichen Veränderungen im Rundholzangebot führen?
- Wie wirken sich unterschiedliche Bewirtschaftungskonzepte und Klimaszenarien unter Berücksichtigung aller relevanten Speicher auf die C-Bilanz in einer Modellregion aus?

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

- Welche waldbaulichen Anpassungsstrategien sind erforderlich, um unter veränderten Risikoszenarien die Sicherung der Anforderungen an die ökonomischen, ökologischen und sozialen Aspekte Nachhaltigkeit zu gewährleisten?
- Mit welchen Änderungen von Speicher- und Mobilisierungsraten ist bei einem Wechsel der Bewirtschaftungsform zu rechnen (z.B. vom Nadeldominierten AKL-Wald zu strukturreichem Mischwald)?

Um die Effekte einer C-ökologischen Bewirtschaftung der Wälder darstellen und bewerten zu können, müssen alle relevanten C-Flüsse zwischen dem Wald und den angrenzenden Sphären quantifiziert werden. Die Bewirtschaftung hat, wie die Ergebnisse der Szenarien gezeigt haben, nicht nur C-ökologische Auswirkungen auf Atmosphäre und Biosphäre sondern auch auf die Technosphäre – z.B. durch die Herstellung von Holzprodukten und Energieerzeugung aus Wald- und Altholz. Die Zusammenhänge verschiedener Maßnahmen bilden ein komplexes System mit Wechselwirkungen, das nur mit Hilfe von Modellen abgebildet und verstanden werden kann (Abb. 53).

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

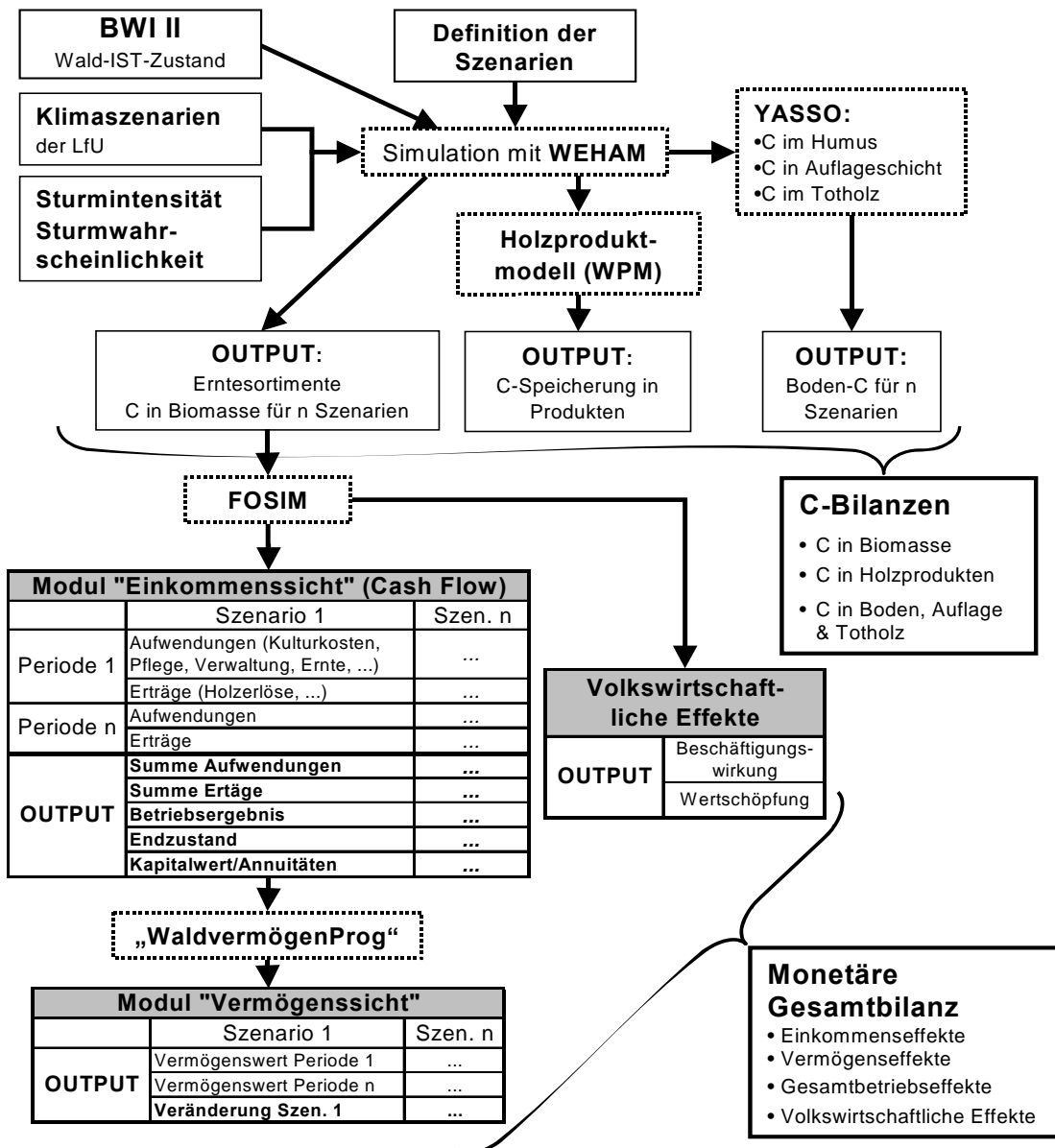


Abb. 53: Modellansatz CoFOM (Carbon-oriented Forest Mangement)

Die Modelle können die benötigten Größen für eine ökonomische Bewertung liefern. Da die forstliche Planung auf Langfristigkeit ausgelegt ist, sollte ein Vorhersagezeitraum mindestens 50 Jahre umfassen. Regionale und großflächige Klimaszenarien gehen davon aus, dass es in den nächsten Jahrzehnten auch in Deutschland zu veränderten Temperatur- und Niederschlagsregimes kommen wird. Der lange Prognosezeitraum macht es erforderlich, dass neben einem klimatischen Basisszenario auch andere Klimaszenarien betrachtet werden, um deren Auswirkungen auf das Waldwachstum zu untersuchen. Der Einfluss von Kalamitäten muss ebenfalls in das Modell integriert werden. Starke Sturmereignisse führen beispielsweise zwangsläufig zu einem erhöhten Entzug von C aus dem Wald und reichern den Vorrat an Totholz an. Hierfür stehen für Baden-Württemberg hervorragende Daten zur Verfügung, da im Staatswald direkt vor dem

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

Sturm 1999 eine Inventur auf den Stichprobenpunkten der BWI durchgeführt wurde. Damit liegen Prä-Post-Messungen für rund 680 Stichprobenpunkte im Sturmgebiet vor. An der Abteilung Biometrie und Informatik der FVA Baden-Württemberg wurde ein stochastisches Modell zur Vorhersage der Wahrscheinlichkeit des Sturmwurfes entwickelt. Prädiktoren für die Vorhersage sind dendrometrische Größen und Baumart sowie regionale Variablen wie Relief, Exposition und geographische Lage. Die Häufigkeiten extremer Sturmereignisse lassen sich durch die Entwicklung eines Modells an vorhandenen Daten herleiten.

Das zentrale Modellierungsinstrument für die Prognosen ist das bereits vorgestellte empirische Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodell WEHAM (BÖSCH 1995). Die waldbauliche Behandlung kann mit verschiedenen Steuerungsparametern wie z.B. Vorgaben für Grundflächen-, Vorrats- oder Stammzahlhaltungen, Umtriebszeiten und Zieldurchmessern simuliert werden. Das Modell lehnt noch an AKL-Wald an, kann aber auch die waldbauliche Praxis der naturnahen Waldbewirtschaftung simulieren, da die Berechnungen auf dem Wachstum von Einzelbäumen basieren und der Stichprobenumfang ausreichend groß ist. WEHAM liefert Holznutzungen für zukünftige Waldentwicklungen auf Basis der Stichprobenpunkte der BWI (BÖSCH 2004). Der Einfluss des Klimas auf das Wachstum der Bäume ist in seiner komplexen Wirkung mit den verfügbaren Daten bislang nur schwer zu quantifizieren. Aus diesem Grund müssen mit einem vereinfachten Ansatz die Effekte eines Klimawandels auf das Waldwachstum abgeschätzt werden. Basis hierfür können die regionalen Klimaszenarien der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) sein. Die veränderten Zuwachsfunktionen können dann in WEHAM integriert werden.

Holzernte und Sturmereignisse verändern die Nachlieferung toter organischer Substanz im Wald. Die Größen ‚Waldresthölzer‘, ‚Totholz‘, ‚Reisig‘ und ‚Streu‘ stellen die gesamte tote organische Substanz im Wald dar und unterliegen Zersetzungsprozessen. Der durch die heterotrophe Atmung freigesetzte C kann mit dem Modell YASSO (LISKI et al. 2004) berechnet werden. YASSO benötigt als Eingangsgrößen die gesamte in ihre chemische Komponenten zerlegte Streuproduktion und prognostiziert dann in Abhängigkeit von Temperatur und klimatischer Wasserbilanz die Veränderung der Humus- und Totholzvorräte.

Die C-Speicherleistung des Waldes kann auch durch Aufbau von Totholzvorräten erhöht werden (WIRTH et al. 2004). Diese Option steht in Konkurrenz zur klassischen Holznutzung, durch die dem Wald C entzogen wird, der in die Speicher der Technosphäre überführt wird. Abhängig von Distribution und Verweildauer sowie anschließender energetischer Nutzung kann die C-ökologische Wirkung mit Hilfe des vorhandenen WPM dargestellt und mit den Abbauraten der Holzersetzung verglichen werden.

Aus verschiedenen Untersuchungen ist erkennbar, dass unterschiedliche forstbetriebliche Strategien zu stark schwankenden Zahlungsströmen in der Zeitachse führen. In der ökonomischen Bewertung werden zunächst die Cash-Flows für die einzelnen Szenarien unter Berücksichtigung der Aufwendungen und Erträge dargestellt. Anschließend werden wesentliche betriebswirtschaft-

7 Bewertung der Klimaschutzleistung von Wald und Forstwirtschaft

liche Kenngrößen in ihrer zeitlichen Entwicklung und im Gesamtergebnis berechnet. Von besonderer Bedeutung sind Liquidität, Gesamtaufwand und -ertrag, Betriebsüberschuss, Kapitalwert sowie die Annuität. Im Hinblick auf die Sensitivität der Modelle auf den Verzinsungsfaktor sind die Kennwerte unter Verwendung verschiedener Zinssätze zu bestimmen. Ein Vergleich der verschiedenen Bewirtschaftungsstrategien resultiert in unterschiedlichen Betriebsergebnissen für die gewählten Varianten. Diese können im Vergleich mit einer C-orientierten Bewirtschaftung als Opportunitätskosten bzw. Opportunitätserträge betrachtet werden.

Diese Sicht der Ergebnisse der betrieblichen Tätigkeit wird um eine Bewertung der Vermögenswerte der stehenden Bestände ergänzt, da in Abhängigkeit der Szenarien mit beträchtlichen Vorratseffekten gerechnet werden muss. Eine Gesamtbetrachtung muss daher sowohl die Betriebstätigkeit als auch die Entwicklung der Vermögenssphäre berücksichtigen. Eine zusätzliche Bewertung volkswirtschaftlicher Aspekte, wie z.B. Gesamtwertschöpfung und Beschäftigungseffekte, führt zu einem Gesamtüberblick über die monetären Implikationen verschiedener Bewirtschaftungs- und Risikoszenarien. Die naturalen Grundlagen wie die Entwicklung des Sortenanfalls und die Struktur des stehenden Holzvorrats können ebenfalls dargestellt werden.

Inwieweit Umsetzungschancen für entsprechende Waldbaustrategien bestehen, hängt insbesondere beim Privatwald von einer realistischen Einschätzung der betriebswirtschaftlichen Konsequenzen ab. Durch eine Quantifizierung der monetären Auswirkungen alternativer Landnutzungsstrategien auf die Ertragssituation wird die C-Sequestrierung als umweltpolitische Leistung für die Gesellschaft bewertet. Wird auf dieser Grundlage ein Anreizsystem geschaffen, werden die Akteure nutzenmaximierend entscheiden. So könnten auch private Akteure in ihrem Handeln zum Nutzen der Gesellschaft gesteuert werden.

8 Diskussion

Die Forstwirtschaft hat mit Bezug auf die Bekämpfung des Klimawandels konfligierende Interessen. In erster Linie sind Waldbesitzer von den Auswirkungen des Klimawandel betroffen, da ihre wirtschaftliche Existenz bedroht ist. Sie internalisieren mit den entstehenden zusätzlichen Kosten und Vermögensverlusten die negativen externen Effekte der anderen Wirtschaftssubjekte. Gleichzeitig haben Waldbesitzer auch Helferinteressen, da sie einen Einfluss auf die Speicherleistung in ihren Wäldern haben. Werden zusätzliche THG gespeichert, helfen sie den anthropogenen Effekt auf das Klima zu reduzieren. Diese Leistung wird bislang kostenlos erbracht. Die internationalen Vereinbarungen zum Klimaschutz sehen Möglichkeiten für eine Inwertsetzung vor, von der bislang keine nennenswerten Impulse für eine verstärkte Nutzung der Senken ausgegangen sind.

8.1 Größenordnung der Klimaschutzleistung

Der Wald in Baden-Württemberg war zwischen 1987 und 2002 eine Senke für 8,3 Mio. t C. in der Baumbiomasse. Die Produktspeicher haben sich aufgrund der intensiven, teilweise sturmbedingten Nutzung von ca. 95% des möglichen Einschlags ebenfalls stark vergrößert und übertreffen mit 12,7 Mio. t C sogar die Senkenleistung in diesem Zeitraum. Dadurch wurden mehr als 6,5% der Emissionen des Landes wieder gebunden. Substitutionseffekte durch energetische Nutzung von Holz und Altholzprodukten haben ca. 23,2 Mio. t C-Emissionen vermieden. Wäre diese Energie durch Verbrennung von Öl generiert worden, hätte Baden-Württemberg 7,3% höhere Emissionsmengen ausgestoßen. Diese Zahlen zeigen, welche Dimension der Wald im Klimaschutz einnimmt. Sie unterstreichen, dass die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder in Baden-Württemberg diese Leistung nicht verhindert, sondern auf verschiedene Art dazu beiträgt: Vereinfacht gesagt wird der Wald durch regelmäßige Abschöpfung des Zuwachses in einem Aufbaustadium gehalten. Dadurch erhöht sich die Gesamtwuchsleistung. Die Produkte speichern den C für die Dauer ihres Lebenszyklus und generieren dabei in beachtlicher Größenordnung Substitutionseffekte, die zusätzliche Emissionen der Industrie vermeiden.

Auch der in Baden-Württemberg praktizierte Waldumbau ist ein Beitrag zum Klimaschutz: Durch die Erhöhung des Laubholzanteils und den Umbau von Nadelreinbeständen, insbesondere auf labilen Standorten, wird der Wald stabiler und somit weniger anfällig gegenüber Kalamitäten. Die verheerenden Sturmereignisse haben z.B. bei den Nadelbaumarten Fichte und Kiefer zu einer Vorratsabsenkung geführt. Diese Senkenleistung zwischen 1987 und 2002 wurde hauptsächlich durch die Vorratszunahmen bei den Laubbaumarten generiert. Die Vorräte für Totholz,

Boden und Auflageschicht konnten für das Jahr 2002 quantifiziert werden, nicht jedoch ihre Veränderungen seit 1987. Durch die enormen Nachlieferungen kann man jedoch davon ausgehen, dass sie ebenfalls eine Senke für C waren.

Viele Faktoren bestimmen die C-Vorratsentwicklung in den verschiedenen Speichern. Deswegen ist es für Waldbesitzer, politische Entscheidungsträger und andere relevante Stakeholder interessant, wie sich die Speicher in Zukunft verändern werden. Da prognostizierte klimatische Veränderungen und ihre Auswirkungen bislang nicht berücksichtigt werden können, erlauben die entwickelten Modelle zur Zeit nur kurzfristige Prognosen. Die Sensitivität des Wachstums unter veränderten standörtlichen Bedingungen sollte ein Aspekt für die weiterführende Forschung sein. Die Ergebnisse der Szenarien in dieser Arbeit zeigen deutlich, in welchem Spannungsfeld sich Wald und Forstwirtschaft in der Klimapolitik befinden (Tab. 58). Wird wie in S1 das gesamte Holz genutzt, können die C-Vorräte in der Biomasse auf bereits hohem Niveau stabil gehalten werden. Durch die Nachlieferung durch intensive Nutzung, die sich über die Zeit durch AKL-Verschiebungen verändert, sinkt der in Produkten gespeicherte Vorrat nur leicht und auch die Substitutionseffekte vermeiden weiterhin große Emissionsmengen.

Wird der Wald wie bisher, nämlich signifikant unter dem Einschlagspotential genutzt, sinkt der Produktspeicher deutlich, weil mehr Produkte ausscheiden als nachfließen. Entsprechend wird auch die Größenordnung der Substitutionseffekte reduziert. Dafür steigen die Biomassevorräte noch weiter an, was die Risikoanfälligkeit gegenüber Kalamitäten erhöht. Veränderungen in Boden und Totholz finden in den beiden modellierten Szenarien kaum statt.

Bei einer Einstellung der Nutzung werden in der Biomasse große Vorräte aufgebaut. Auch wenn die Vorräte für Wirtschaftswälder in Baden-Württemberg bereits sehr hoch sind, weisen sie im Vergleich zu Primärwäldern noch großes Potential auf. Da sich die Struktur nur langsam ändern wird, bedeutet das ein großes Anfälligkeitpotential für künftige Sturmkatastrophen und biotische Folgekalamitäten. Die Produktspeicher gehen stark zurück, und mit ihnen auch die Substitutionseffekte.

Tab. 58: Entwicklung der Speicher und Substitutionseffekte in Mio. t C (S1 bis S3)

		2002 bis 2012		
		S1	S2	S3
Speicherentwicklung	Biomasse	-3,9	13,4	35,7
	Produktspeicher	-1,2	-4,6	-13
	Auflage/Totholz	4,1	1,7	-5,4
	Bodenumus	0,3	0,0	-0,4
	Summe	-0,7	10,5	16,9
Substitutionseffekte	Energetische Holznutzung	7,2	4,6	3,2
	Energetische Altholznutzung	6,5	6,2	5,9
	Materialsubstitution	3,3	3,0	1,5
	Summe	17,0	13,8	10,6

8 Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass keine eindeutige Antwort auf die Frage gegeben werden kann, ob ein Wald aus Sicht des Klimaschutzes besser intensiv oder extensiv genutzt werden soll. Auch wenn dieses Ergebnis auf den ersten Blick unbefriedigend wirkt, zeigt es Folgendes: Die Integration der nachhaltigen Forstwirtschaft in die Klimaschutzstrategie ist sinnvoll, da Wälder einen wertvollen Beitrag zum Klimaschutz leisten können. Es bedarf weiterer Forschung und einer Verbesserung der Modelle, um konkrete Leistungen von Waldbesitzern fordern und fördern zu können. Die in Tab. 58 dargestellten Zahlen geben lediglich einen kleinen Zeitausschnitt wieder. Bei einer längerfristigen Betrachtung unter gleichbleibenden Bedingungen würden sich die Biomassevorräte im Fall einer Nichtnutzung auf einem hohen Niveau einpendeln, während sich die Produktspeicher unter den Modellannahmen eines geschlossenen Systems genau wie die Substitutionseffekte auf null reduzieren.

Vielen nationale und internationale Programme sowie politische Beschlüsse fordern die Integration der Klimaschutzleistung in die forstlichen Zielhierarchien. Die Wälder in stark besiedelten Gebieten wie in Deutschland haben aber neben ihrer Eigenschaft als C-Speicher und Senke auch wichtige Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktionen. Will man die Klimaschutzleistung optimieren, sollte dies in Abhängigkeit der jeweiligen Funktionsschwerpunkte lokaler Wälder unter Berücksichtigung der ökonomischen Auswirkungen geschehen. Oft bestehen dabei Kongruenzen in der Zielsetzung. Stehen zum Beispiel ökologische Funktionen im Vordergrund, kann es sinnvoll sein, die Bewirtschaftung zu extensivieren, was zu höheren Biomassevorräten führt. In anderen Regionen, in denen viele Menschen und Unternehmen von den Erträgen der Forstwirtschaft abhängen und produktive Wirtschaftswälder stocken, sollte die nachhaltige konsequente Abschöpfung der Vorräte im Vordergrund stehen. MROSEK et al. (2005) haben in einer Clusterstudie für die Forst- und Holzwirtschaft berechnet, dass es in Deutschland im Jahr 2005 nach der Definition der EU rd. 2 Mio. Waldbesitzer und 185.000 Betriebe mit mehr als 1,3 mio. direkt oder indirekt Beschäftigten gibt, die einen Umsatz von mehr als 180 Milliarden € erwirtschaftet haben. Diese Zahlen zeigen, dass eine starke Reduzierung der Bewirtschaftung ökonomisch nicht vertretbare Konsequenzen hätte. Außerdem besteht die Gefahr, dass die Versorgungslücke durch Importe aus weniger bis gar nicht nachhaltig bewirtschafteten Waldregionen⁹⁹ gedeckt wird. Letztendlich obliegt den Waldbesitzern weitgehend die Art der Bewirtschaftung ihrer Flächen. Sollen sie durch einen gesellschaftlichen Konsens dazu bewegt werden, ihre Bewirtschaftungsstrategie zugunsten der Allgemeinheit zu ändern, müssen dafür Anreize geschaffen werden, die in Abhängigkeit der erbrachten Leistung Kosten, reduzierte Erträge und Vermögensänderungen kompensieren.

⁹⁹ z.B. illegaler Holzeinschlag in Russland

8.2 Inwertsetzung der Klimaschutzleistung

Die Hauptemittenten und Verursacher von THG-Emissionen in Deutschland können mit ‚Verschmutzungsrechten‘ auf den entsprechenden Märkten für Zertifikate handeln; sie bekommen dazu ein Kontingent an solchen Rechten als Erstausrüstung kostenlos zugeteilt, was sich an der Höhe früherer Emissionsmengen bemisst. Angesichts dieser Fakten stellt sich die Frage, ob der Zertifikathandel auch für die Forstwirtschaft eine Möglichkeit bietet, erbrachte Beiträge zum Klimaschutz in Wert zu setzen.

Es existieren drei theoretische Möglichkeiten für die deutsche Forstwirtschaft, am Instrument Zertifikatehandel teilzunehmen, von denen zur Zeit allerdings keine genutzt werden kann:

- Eine Anrechnung der Senkenleistung der Waldflächen Deutschlands nach Art. 3.4 KP.
- Die Anerkennung des Art. 3.4 KP und Durchführung von forstlichen JI-Projekten.
- Eine Durchführung von JI-Projekten im Rahmen des Europäischen Zertifikathandels, wenn die entsprechenden Rahmenbedingungen hierfür geschaffen werden.

Deutschland könnte sich die gesamte anrechenbare Senkenleistung seiner Wälder nach Art. 3.4 KP anerkennen lassen (erste Option). Davon würde die Forstwirtschaft zunächst nur indirekt profitieren, weil der Erlös der Zertifikate am Ende der ersten VP nicht an die Waldbesitzer verteilt wird. Das KP regelt Rechtsverhältnisse zwischen den Vertragsstaaten, die es ratifiziert haben und nicht zwischen einzelnen Wirtschaftssubjekten (DIETER & ELSASSER 2005).

Da Deutschland das in Kyoto vereinbarte Reduktionsziel von 21% wahrscheinlich nicht erreicht, kann es im Falle einer Anerkennung von Art. 3.4 RMU-Zertifikate für 4,54 Mio. t CO₂ pro Jahr der ersten VP erhalten.¹⁰⁰ Dadurch würde das Reduktionsziel auf rd. 19% gegenüber der Gesamtemissionsmenge von 1990 sinken. Bis 2004 hat Deutschland seine Emissionen gegenüber 1990 um rund 18% gesenkt; durch einen Konjunkturaufschwung, dessen zyklisches Eintreten nach einer Rezession wahrscheinlich ist, steigen die Emissionen wieder an. Das bedeutet, dass wahrscheinlich keine zusätzlichen überzähligen Zertifikate zur Erstausrüstung (AAU-Zertifikate) hinzukommen, die veräußert werden können. Die zusätzlichen Zertifikate werden für die Erfüllung der nationalen Reduktionsverpflichtung verwendet. Damit kommen die Waldbesitzer direkt für einen Teil der Kosten auf, die dem Staat entstehen würden, wenn er die zusätzlichen benötigten Zertifikate für die Emissionen aus Industrie, Verkehr und Haushalten anderweitig erwerben müsste. Allein die erwartbare Senkenwirkung in Baden-Württemberg wird in der ersten VP beim derzeitigen Nutzung rd. 73% (S2) des nach Kyoto anrechenbaren C in der Biomasse binden.

Der Wert dieser Leistung ist quantifizierbar und hängt von der Preisentwicklung für Zertifikate im internationalen Handel ab. Dass dieser junge Markt sehr volatil ist, zeigt sich an der Preis-

¹⁰⁰ entspricht den im Annex Z des Bonn Agreements für Deutschland festgelegten 1,24 Mio. t C

8 Diskussion

entwicklung der EU-Allowances. Wollte man das Geld der Forstwirtschaft für ihre Leistung zukommen lassen, müssten folgende Aspekte Beachtung finden:

- Zunächst müsste ein Teil des Geldes für die Erfüllung der resultierenden Berichterstattungspflichten verwendet werden, wie z.B. für Wiederholungen der BWI, BZE und Totholzinventuren. Eine BWI kostet inklusive Aufnahme und Auswertung der Daten zwischen € 1,3 und € 1,5 pro ha. Da sie nur einmal in 10 Jahren durchgeführt werden muss, kann man für Deutschlands Waldfläche mit Kosten von ca. 1,5 Mio. € pro Jahr rechnen. Hinzu kommen die Kosten für weitere terrestrische Inventuren.
- Zusätzliche Mittel müssten für die Erforschung und Reduzierung der bestehenden wissenschaftlichen Unsicherheiten sowie für methodische Verbesserungen der Berechnungen bereit gestellt werden, um den Qualitätsanforderungen der Berichterstattung gerecht zu werden.

Trotz dieser hohen Transaktionskosten bliebe ein beträchtlicher Betrag von mehreren Mio. € übrig. Dieser könnte in einem Fonds als Reserve angelegt werden, mit dem gezielt C-ökologische Waldbewirtschaftungsmaßnahmen gefördert oder Waldbesitzer finanziell unterstützt werden, die nach extremen Kalamitäten in ihrer wirtschaftlichen Existenz bedroht sind. Durch dieses alternative umweltpolitische Steuerungsinstrument, den Einsatz eines nationalen Anreiz- und Fördersystems, könnte die Klimaschutzleistung der Forstwirtschaft verbessert werden. Die notwendige Basis hierfür ist jedoch eine fundierte ökonomische Bewertung der potentiellen Maßnahmen. Um diese vornehmen zu können, müssen monetär bewertbare Indikatoren der C-Speicherung entwickelt werden, die auch Aussagen über volkswirtschaftliche Effekte wie Beschäftigung und Wertschöpfung erlauben.

Die Bestimmungen des KP zu Senkenprojekten (zweite Option) haben ein sehr kompliziertes Anerkennungsverfahren. Dies verursacht große Transaktions- und Projektdurchführungskosten. Die Regelungen für forstliche JI-Projekte sind im Gegensatz zum CDM-Mechanismus noch nicht beschlossen. Wenn das Anerkennungsverfahren und die Projektanforderungen ähnlich streng wie bei CDM-Projekten gehandhabt werden, wird diese Option für die meisten Waldbesitzer uninteressant. Zunächst stellt sich die Frage, ob nur Aufforstungs- und Wiederaufforstungsprojekte zugelassen werden. Die hohe Fixkostenbelastung macht ein Projekt erst bei größeren zusammenhängenden Flächen von mind. 1.000 ha rentabel (KAPP & SCHNURR 2004). Es ist aufgrund der dichten Besiedlung in Deutschland, hohen Grundstückspreisen und Nutzungsrivalitäten zwischen Erholung, Naturschutz und Flächenbedarf für die Infrastruktur schwierig, geeignete große Flächen zu finden, die eine rentable Projektdurchführung ermöglichen. In Betracht kommen z.B. Grenzertragsböden der Landwirtschaft oder Tageabbauflächen, die Gegenstand von Rekultivierungsmaßnahmen sind.

Unter dem Aspekt der hohen Transaktionskosten erscheint es zur Zeit sinnvoller, freie Flächen als Kurzumtriebsplantagen zu bewirtschaften statt in Projekten aufzuforsten, und die produzierte

Biomasse der Strom- und Wärmeproduktion zuzuführen. Die energetische Verwendung von Holz wird bei der Berechnung der Emissionsinventare mit dem Emissionsfaktor ‚null‘ bewertet und kann dadurch auch von Energieproduzenten zur Minderung ihrer Emissionen verwendet werden. Zusätzlich wird die Verstromung holzhaltiger Biomasse finanziell durch die garantierte Einspeisevergütung des EEG gefördert. Die Flächen müssen nicht zusammenhängen und haben aufgrund stark reduzierter Transaktionskosten geringere Mindestgrößen. Es bestehen geringere Risiken und angesichts der steigenden Energiepreise gute Ertragschancen. Diese Option ist aus betriebswirtschaftlicher Sicht beim gegenwärtigen Stand der Regelungen gegenüber dem JI-Mechanismus vorzuziehen. Die projektbasierten Mechanismen stellen momentan keine Option für deutsche Waldbesitzer dar.

Im ETS mit Zertifikaten (dritte Option) sind Senkenprojekte vorerst völlig ausgeschlossen. Wird eine Teilnahme in Zukunft möglich, muss Folgendes bedacht werden: Kehrt sich die Senkenwirkung eines Waldes in eine Quelle um, werden die (Forst)Unternehmen zu (Mit-)Verursachern des Umweltproblems. Würden sie wie die am ETS teilnehmenden Industrieunternehmen behandelt, müssten sie Zertifikate für die entstehenden Emissionen erwerben – vor allem da sie im Gegensatz zu den reinen Emittenten der Industrie keine Anfangsausstattung mit kostenlosen Zertifikaten (AAU) erhalten. Außerdem ist mit hohen Transaktions-, Projektdurchführungs- und Vermarktungskosten zu rechnen. Es bestehen Risiken bezüglich der allgemeinen Preisentwicklung für Zertifikate und Haftungsrisiken, falls Kalamitäten erbrachte Senkenleistungen zerstören.

8.3 Bedeutung des Klimawandels für Wald und Forstwirtschaft

Die Forstwirtschaft in Deutschland wird in Zukunft sehr wahrscheinlich noch stärker von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen sein. Zwar gibt es noch keine sicheren Prognosen für forstlich relevante Zeiträume über die regionale Klimaentwicklung, jedoch werden die Modelle immer besser und zeigen in dieselbe Richtung: Es wird signifikant mehr Niederschlag im Winter und weniger während der Vegetationsperiode fallen. Es muss mit mehr Starkniederschlägen und einem starken Temperaturanstieg gerechnet werden.

Eine bewusste Anpassung der Forstwirtschaft an diese Veränderungen hat bislang nicht stattgefunden. Die Hauptgründe dafür sind die großen Unsicherheiten bezüglich der Anpassungsfähigkeit der Ökosysteme, der Geschwindigkeit des Klimawandels und der regionalen Auswirkungen. Eine Anpassung der waldbaulichen Strategien benötigt mehrere Jahrzehnte und kann nicht binnen weniger Jahre implementiert werden. Angesichts der sich abzeichnenden Geschwindigkeit des Wandels sollte deshalb schon heute ein Prozess initiiert werden, der die Erhaltung der vielfältigen Funktionen von Waldökosystemen zum Ziel haben muss.

Ein Problem bei der Bestimmung der ökonomischen Auswirkungen des Klimawandels auf Wald und Forstwirtschaft liegt in der Notwendigkeit, aufgrund der in Deutschland üblichen Umtriebs-

8 Diskussion

zeiten einen relativ langen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten betrachten zu müssen. Es ist anzunehmen, dass sich die standörtlichen Rahmenbedingungen währenddessen entscheidend verändern werden. Der Prognosehorizont hat einen signifikanten Einfluss auf die Ergebnisse, da sich bestehende Fehler und Unsicherheiten mit Zunahme der Zeit vergrößern. Die Eintrittswahrscheinlichkeit der Prognosen sinkt daher umso stärker, je weiter diese in die Zukunft reichen. Dieses Dilemma erfordert einen Mittelweg, der ein bestimmtes Maß an Unsicherheiten in Kauf nimmt und trotzdem einen Zeitraum betrachtet, der die lange Produktionsdauer von Holz in Deutschland berücksichtigt. Deswegen erscheint eine Prognose für die nächsten 50 Jahre geeignet. Kürzere Zeiträume werden dem Anspruch der Forstwirtschaft, langfristig und für kommende Generationen zu denken, nicht gerecht. Einen längeren Zeitraum zu betrachten erscheint angesichts der erwarteten Veränderungen nicht sinnvoll, da mit der regionalen Entwicklung des Klimas auch die heutigen Erkenntnisse über den Zusammenhang von Waldwachstum und klimatischen Bedingungen an Gültigkeit verlieren können. Die Abhängigkeit des Waldwachstums von vielen Variablen zeigen Vergleiche von Inventurergebnissen mit Forsteinrichtungsdaten, die oft mit Hilfe von alten, ohnehin nur regional gültigen Ertragstafeln für Reinbestände fortgeschrieben werden. Die Unterschiede in den Ergebnissen sind häufig so gravierend, dass den Ertragstafeln heute nur noch ein eingeschränkter Nutzen zugestanden werden kann.

Unklar ist auch, inwieweit extreme Kalamitäten, die einen signifikanten Einfluss auf die Entwicklung aller Speicher haben, verstärkt auftreten werden. Außerdem können parallel verlaufende Entwicklungen, wie der Preisanstieg für fossile Brennstoffe, zu einer wachsenden Nachfrage nach dem Rohstoff Holz als Energieträger führen. Auch die anfallenden Sortimente und ihre Verwendung spielen im Zusammenhang mit dem Produktspeicher eine wichtige Rolle. Es müssen also Modelle entwickelt werden, die auf einer Vielzahl von Annahmen beruhen.

Angesichts der Unsicherheit scheint eine Reduktion der Risiken die oberste Maxime zu sein (WAGNER 2004). Bei waldbaulichen Empfehlungen muss nach den standörtlichen Bedingungen differenziert werden. Solche Empfehlungen wurden z.B. von IRRGANG (2002) für Sachsen entwickelt, der nach Tiefland und Mittelgebirgsstandorten getrennt Empfehlungen für eine Stabilisierung und Diversifizierung der Bestände gegeben hat. Eine Vielzahl von Maßnahmen steht zur Verfügung. Durch eine kleinräumliche Bewirtschaftung kann die Struktur der Bestände verbessert werden. Struktureiche, mehrschichtige Bestände sind gegenüber den wahrscheinlich zunehmenden Kalamitäten weniger anfällig (BÜRGI & BRANG 2001). In den Folgejahren von Sturmereignissen kommt es aufgrund des großen Nahrungsangebots häufig zu Massenvermehrungen, z.B. von Borkenkäfern wie Buchdrucker und Kupferstecher, deren Schäden in ihrem Ausmaß in diversifizierten Beständen geringer ausfallen. Der Durchforstung kommt bei der Stabilisierung ebenfalls eine wichtige Rolle zu. Zu starke Eingriffe erhöhen ebenso wie Durchforstungsrückstände das Sturmrisiko.

Besonders im Tiefland sollten wärmeliebende und trockenstresstolerante Baumarten und Provenienzen gefördert werden. Bewirtschaftungskonzepte sollten neben der Wirtschaftlichkeit die

Stabilität der Bestände zum obersten Ziel haben. Für die Wälder in Mittelgebirgen gilt es, den auf vielen Standorten begonnenen Waldumbau voranzutreiben. Dazu zählen eine standortsabhängige Einbringung anderer Baumarten, der Umbau von Reinbeständen in Bergmischwälder und eine Erhöhung des Laubholzanteils. Mischbestände vergrößern das Reaktionsspektrum der Ökosysteme; die natürliche Anpassungsfähigkeit von Waldökosystemen kann durch die Erhaltung von Pionierbaumarten gefördert werden (FLAIG 2003).

Ein wesentlicher Aspekt, der direkt die Höhe der gespeicherten C-Vorräte betrifft, ist der Zusammenhang zwischen der Sturmwurfwahrscheinlichkeit und der Vorratshöhe (LEXER et al. 2006). Deshalb sollten die Vorräte in Wäldern, in denen die Produktionsfunktion im Vordergrund steht, konsequent genutzt werden, um das Risiko zu minimieren (BÜRGI & BRANG 2001). Der stärkere Zuwachs, wie ihn die Ergebnisse der BWI aufzeigen, erfordert eine Anpassung und Intensivierung der Nutzung – sowohl bei der Durchforstung als auch bei der Endnutzung. Eine undifferenzierte Forderung nach Verlängerung der Umtriebszeiten führt zu höheren Vorräten und entsprechend steigendem Risiko. Die Zunahme der Wintertemperaturen und die Abnahme der Frosttage stellen ein besonderes Problem dar. Traditionell findet die Holzernte und Bringung in den kalten Wintermonaten statt, um Bodenverdichtung zu vermeiden. Bei Eintritt der prognostizierten Klimaszenarien für Deutschland mit einer starken Erwärmung im Winter wird daher eine Veränderung der Erntemethoden notwendig.

Der Verjüngung als genetischem Speicher für den künftigen Wald kommt eine besondere Bedeutung zu. Für bereits heute besonders trockene Standorte sollte heute schon über ein Verjüngungskonzept nachgedacht werden, da sie wahrscheinlich besonders betroffen sein werden. Man sollte überlegen und diskutieren, ob besonders stresstolerante Provenienzen angebaut werden sollen oder ob man verstärkt auf Naturverjüngung setzt. In jedem Fall muss eine konsequente Regulierung der Schalenwildichten statt finden, damit beim Auftreten von Kalamitäten ausreichende Verjüngungsvorräte zur Verfügung stehen.

Die Wahl der richtigen Baumart für einen bestimmten Standort hängt von vielen Faktoren ab. Eine ausschließliche Betrachtung der C-Speicherung ist nicht zielführend, da der Wald auch andere wichtige Funktionen erfüllen muss. Setzt man z.B. nur auf einzelne Baumarten wie Fichte oder Douglasie im AKL-Wald, die durch ihre hohe Wuchsleistung sehr viel C binden, nimmt man ein höheres Risiko in Kauf. Da die Dichte des Holzes bei den meisten Laubbaumarten höher ist, kompensiert dies auch einen Teil der geringeren Wuchsleistung.

Aus Sicht des Klimaschutzes weisen die Baumarten unterschiedliche Qualitäten und Schwächen auf. Generell kann man sagen dass in Bezug auf den Zuwachs unter den Klimaänderungsszenarios die meisten Laubbaumarten zunächst profitieren. Wird es wärmer und trockener, sinkt beispielsweise die Produktivität der Fichte; vor allem Niederschlagsreduktionen stellen eine Gefährdung dar (LEXER et al. 2006).

Aus den genannten Gründen muss Stabilität das Hauptkriterium der Bewirtschaftung sein. Das erfordert eine Anpassung der Baumartenzusammensetzung an die heutigen und künftigen stand-

8 Diskussion

örtlichen Bedingungen. Durchforstungskonzepte und Waldrandgestaltung haben ebenfalls einen signifikanten Einfluss auf die Stabilität. Liegt der Schwerpunkt auf der Bewirtschaftung und Rohstoffproduktion, sollte der Wald anders bewirtschaftet werden als in Gebieten mit starken sozioökonomischen Funktionen wie z.B. in der Nähe von Ballungsräumen oder in ökologisch besonders wertvollen Lebensräumen.

9 Fazit

Der Wald in Baden-Württemberg trägt zum Klimaschutz in beachtlicher Größenordnung bei. Er ist ein sehr großer Speicher für C: Im Jahr 2002 waren auf rd. 1,3 Mio. ha Waldfläche 171,7 Mio. t C in der Dendromasse, 142,6 Mio. t C im Bodenumus und 36,5 Mio. t C in der Auflage inkl. Totholz gespeichert. Zu diesen Speichern kommt ein modellierter Vorrat von 49,5 Mio. t C für die Produktspeicher hinzu. Damit sind in den Wäldern Baden-Württembergs und in der Technosphäre rd. 400 mio. t C gespeichert, was dem 19fachen der jährlichen Emissionen im Land entspricht.

Neben den absoluten Größen dieser Speicher sind vor allem deren Veränderungen interessant, da sie besagen, ob der Wald bzw. einzelne Speicher eine Senke oder eine Quelle für THG sind. Zwischen 1987 und 2002 war der Wald in Baden-Württemberg eine Senke für 8,3 Mio. t C, was etwa 2,6% der Emissionen des Landes im selben Zeitraum entspricht. Durch die Zunahme der Produktspeicher um 12,7 Mio. t C wurde diese Leistung noch bedeutend erweitert – auch wenn dieser Speicher nach den internationalen Regelungen zur THG-Berichterstattung nicht berücksichtigt wird. Diese Zunahme hat weitere 4% gebunden, so dass insgesamt 6,6% Emissionen von Industrie, Verkehr und Haushalten durch die Forst- und Holzwirtschaft kompensiert wurden. Zusätzlich wurden 16,8 Mio. t C-Emissionen durch energetische Verwendung und 6,4 Mio. t C-Emissionen durch Nutzung von Holz als Baumaterial vermieden.

Obwohl die deutsche Forstwirtschaft in der Diskussion um den Klimawandel hauptsächlich Helfer- und Betroffeneninteressen hat, ist es bislang nicht gelungen, erbrachte Klimaschutzbeiträge in Wert zu setzen. Die C-Speicherung konnte noch nicht in die forstlichen Zielsysteme integriert werden und es wurden keine Anreize für eine diesbezüglich optimierte Waldbewirtschaftung geschaffen. Die kurzfristigen Prognosen der vorliegenden Untersuchung haben gezeigt, dass die Bewirtschaftung einen starken Einfluss auf die Dynamik der verschiedenen Speicher hat. Da es sich um Modellierungen mit vielen Annahmen handelt, sind die Ergebnisse mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Dennoch lässt sich anhand der Szenarien zeigen, dass aus C-ökologischer Sicht eine standortsabhängige Beurteilung und Strategieveränderung statt finden muss, da Klimaschutz nur eine von vielen Waldfunktionen ist. Es muss also zunächst ein Diskussionsprozess statt finden, der die Ziele der Waldbewirtschaftung auf kleinräumiger Ebene definiert. Diese Priorisierung wird innerhalb der Waldbesitzarten unterschiedlich ausfallen. Privatwaldbetriebe verfolgen mit der Bewirtschaftung ihrer Wälder in erster Linie ökonomische Interessen. Da aber auch sie vom Klimawandel betroffen sein werden, ist eine Anpassung ihrer Waldbewirtschaftungsstrategien an erwartbare standörtliche Veränderungen notwendig – zum einen, damit sie weiter erfolgreich wirtschaften können und zum anderen zur Erfüllung der anderen wichtigen Waldfunktionen. Diese Anpassungsprozesse bedürfen erheblicher weiterer Forschungsanstrengungen, um sagen zu können, welche Maßnahmen an bestimmten Orten sinnvoll sind und wel-

9 Fazit

che ökonomischen Auswirkungen diese auf die Ertrags- und Vermögenssituation der Betriebe haben. Da Klimaschutz eine Infrastrukturleistung für die Gesellschaft ist, müssen Anreize für Waldbesitzer geschaffen werden, wenn sie diese Leistung optimieren sollen. Der internationale und der europäische Zertifikathandel bieten in ihrer jetzigen Form dazu keine Möglichkeit.

Die Untersuchung hat gezeigt, dass es nach Bewirtschaftungsintensität zu einem Trade-Off zwischen der Speicherung in der Dendromasse auf der einen Seite und den Produktspeichern und Substitutionseffekten auf der anderen Seite kommt. Während bei intensiver Bewirtschaftung hauptsächlich die Senke abgeschöpft wird, viel Holz in die Produktspeicher fließt und dabei Substitutionseffekte generiert werden, bauen sich bei extensiver Nutzung hohe Vorräte in der Biomasse auf. Mit der Vorratshöhe steigt aber auch das Sturmrisiko für die Bestände, während die Gesamtwuchsleistung zurück geht.

Eine Verknüpfung regionaler Klimaszenarien mit georeferentiellen Waldwachstumsmodellen ermöglicht eine Bestimmung der aus Klimaschutzgesichtspunkten optimalen Bewirtschaftung. Dabei müssen alle relevanten Aspekte berücksichtigt werden, also auch die Böden, das Totholz, die Produktspeicher und die Substitutionseffekte. Somit lassen sich dann ökonomische Bewertungen durchführen, auf deren Grundlage Anreizsysteme für Waldbesitzer geschaffen werden können, die ihren Wald in Bezug auf die C-Speicherung besser bewirtschaften wollen.

Wie soll mit der terrestrischen Speicher ‚Wald‘ in Hinblick auf das Ziel einer optimierten C-Speicherung umgegangen werden? Allgemein kann man sagen, dass der Begriff ‚Wald-Holz-Option‘ eine richtige Richtung vorgibt (BURSCHEL & WEBER 2001; BEMMANN & HASENKAMP 2003):

- Der Erhalt von Wäldern und den darin gespeicherten THG-Vorräten ist ein großer Beitrag zum Klimaschutz. In Regionen, in denen Wälder degradiert oder zerstört werden, um die Flächen in andere Landnutzungen zu überführen, werden große C-Speicher zu Lasten der Atmosphäre vernichtet. In Deutschland spielt dieser Aspekt nur eine sehr untergeordnete Rolle, da hier die Waldfläche sogar zunimmt.
- Wünschenswert ist eine C-ökologische Waldbewirtschaftung – dieses Schlagwort muss jedoch in Abhängigkeit der vorherrschenden standörtlichen Bedingungen und in Abstimmung mit den sozioökonomischen Ansprüchen an den Wald mit Inhalten gefüllt werden. Hier besteht erheblicher Forschungsbedarf, weil alle relevanten Speicher für THG berücksichtigt werden müssen.
- Die Schaffung neuer Senken und Speicher ist ebenfalls ein großer Beitrag zum Klimaschutz. Da in dichtbesiedelten Ländern wie Deutschland wenig geeignete große Flächen vorhanden sind, ist dieses Potential hier gering. In anderen Ländern, in denen zur Zeit große Waldflächen zerstört werden, sollte dieses Instrument zum Wiederaufbau genutzt und gefördert werden.

- Die Nutzung von Holz als Energieträger und als Produkt ersetzt energieaufwändig zu produzierende Materialien und fossile Brennstoffe. Eine verstärkte Nutzung hilft signifikant bei der Senkung der Emissionen aus Industrie und Haushalten.

Auch wenn die Möglichkeiten der ‚Wald-Holz-Option‘ angesichts der Dimension des Klimawandelproblems begrenzt sind, darf man sie nicht vernachlässigen: Klimaschutz kann nur gelingen, wenn alle Mittel ausgeschöpft werden. Nachhaltige Forstwirtschaft mit intensiver Holznutzung (DIXON ET AL. 1994) stellt in Kombination mit dem Schutz bestehender hoher C-Vorräte in Primärwäldern und großflächiger Wiederaufforstung zerstörter und degradierter Waldflächen (BURSCHEL & WEBER 2001) ein effizientes Instrument dar, um die Belastung der Atmosphäre mit CO₂ zu reduzieren. Der Klimawandel wird durch die Förderung der Senkenleistung und durch den verbesserten Schutz hoher THG-Vorräte verlangsamt. Dadurch wird Zeit für die Einführung alternativer Energiequellen und Produktionsmethoden gewonnen. Die Vegetation hat ebenfalls mehr Zeit, sich an veränderte Bedingungen anzupassen. Es entstehen außerdem eine Reihe positiver externer Effekte, wie z.B. Schutz von Boden und Trinkwasser, Erhaltung der Artenvielfalt, Erosionsschutz und Förderung ländlicher Strukturen. Ein Verzicht auf dieses Instrument schlägt sich nicht nur in naturalen ‚Mehr-Emissionen‘ nieder, sondern führt auch zu monetären Belastungen der Volkswirtschaft in beachtlichen Größenordnungen (BRANDL 1996).

10 Zusammenfassung

In dem Projekt ‚Untersuchungen zum Kohlenstoffhaushalt der Wälder Baden-Württembergs‘ wurde ein ‚Full Carbon Accounting‘-Ansatz entwickelt und mit verschiedenen Modellen berechnet. Anhand der vollständigen Bilanzierung aller relevanten C-Speicher im Wald auf Basis der IPCC-Vorgaben zur internationalen THG-Berichterstattung konnte gezeigt werden, dass der Wald in Baden-Württemberg zur Zeit eine bedeutende Senke für C ist. Die Veränderungen der C-Vorräte im Wald wurden nach der ‚Stock-change method‘ mit den Einzelbaumdaten der BWI quantifiziert. Es wurde das im NIR verwendete Verfahren der Volumenexpansion der Einzelbäume angewendet und dafür ein Gesamtfehler von rd. 8% berechnet.

Zusätzlich wurde ein Holzproduktmodell entwickelt, um die Veränderungen der Holzproduktspeicher in die Betrachtung zu integrieren. Auf dieser Basis konnten außerdem die Substitutionseffekte quantifiziert werden, die entstehen, wenn Holz als Material oder Energieträger eingesetzt wird. Ziel einer vollständigen Betrachtung des Forst- und Holzsektors durch die zusätzliche Berücksichtigung der Technosphäre ist die Beantwortung der Frage, ob es aus Sicht des Klimaschutzes sinnvoller ist, einen Wald nachhaltig und intensiv zu bewirtschaften oder durch Extensivierung der Bewirtschaftung höhere Vorräte in der Biomasse aufzubauen. Dazu wurde der sog. ‚Production approach‘ gewählt, der im Gegensatz zur geltenden Berichterstattungslogik die Produktspeicher mit einbezieht, aber den Handel ausblendet. Der Ansatz wird dafür kritisiert, dass er das Kyotoprinzip der Zurechnung von Emissionen an den Ort ihrer Entstehung verletzt. Deswegen kann er nicht für eine Anrechnung innerhalb der Berichterstattung verwendet werden. Für eine Bewertung der Klimaschutzleistung eines nachhaltig bewirtschafteten Waldes ist er jedoch geeignet, weil das dort produzierte Holz berücksichtigt wird und Importe ausgeblendet werden.

Im Zeitraum von 1987 bis 2002 hat der Gesamtvorrat an C trotz der Jahrhundertstürme von 1990 und 1999 um 8,3 Mio. t C auf 171,7 Mio. t C zugenommen. Die Produktspeicher haben um 12,7 Mio. t C auf 49,5 Mio. t C zugenommen. Die Zunahme der Vorräte der Waldbiomasse und der Produktspeicher haben zusammen ca. 6,6% der Emissionen Baden-Württembergs in diesem Zeitraum wieder eingebunden. Die Substitutionseffekte durch energetische Nutzung von Altholz, SNP und Waldholz haben in diesem Zeitraum 16,8 Mio. t C-Emissionen verhindert – unter der Annahme, dass diese Energie durch Verbrennung von Öl erzeugt worden wäre. Dazu kommen weitere 6,4 Mio. t vermiedener C-Emissionen durch die Nutzung von Holz als langlebigem Produkt. Diese rd. 23,2 Mio. t vermiedenen C-Emissionen haben einen hypothetischen Mehrausstoß von 7,3% vermieden. Außerdem wurden die Totholzvorräte, der C der Auflage und der Böden mit dem Modell YASSO und einer multiplen Regression auf Basis der BZE-Daten für das Jahr 2002 quantifiziert, um eine vollständige Bilanzierung zu ermöglichen.

Das Modell WEHAM wurde um ein Modul zur Berechnung von C-Vorräten erweitert, um Aussagen zu treffen, wie sich die C-Vorräte in den Speichern unter drei verschiedenen Szenarien bis zum Ende der ersten VP entwickeln. Sie unterscheiden sich im Grad der Nutzung und führen zu stark differierenden Ergebnissen in den einzelnen Speichern und Substitutionseffekten. Die Ergebnisse der drei Szenarien unterstreichen die Bedeutung des Waldes als C-Speicher. Der für die Gesellschaft erbrachte Beitrag zum Klimaschutz lässt sich jedoch zur Zeit nicht in Wert setzen. Gleichzeitig internalisieren Waldbesitzer durch klimawandelbedingte Kalamitäten und reduzierte Produktivität die negativen externen Effekte aller Wirtschaftssubjekte. Die bestehenden Instrumente der Klimapolitik sind nicht geeignet, um diesen umweltpolitischen Interessenskonflikt auszugleichen. Eine Honorierung für Waldbesitzer, die eine aus Sicht des Klimaschutzes optimale Waldbewirtschaftung umsetzen und dafür ökonomische Konsequenzen in Kauf nehmen, könnte die Betroffenen- und Helferinteressen der Forstwirtschaft angemessen berücksichtigen. Daher wird eine Methodik vorgeschlagen, wie ein Anreizsystem entwickelt und C-Speicherleistungen als Fördertatbestand abgegolten werden können.

Oberstes Ziel jeder Waldbewirtschaftungsstrategie muss unter Antizipation der zu erwartenden Veränderungen der klimatischen Bedingungen eine Stabilisierung der Bestände und eine schonende, nachhaltige Nutzung sein. Während genutzte Wälder im Unterschied zu ungenutzten Wäldern nicht so hohe Vorräte in der Biomasse aufbauen, führt die Verwertung des geernteten Holzes in Produkte und Energie zu einem leicht steuerbaren Speicher außerhalb des Ökosystems und zu Substitutionseffekten. Es handelt sich um einen Abwägungsprozess, welcher Bewirtschaftungsgrad gewählt werden sollte. Dieser sollte auf möglichst kleinräumlicher Ebene stattfinden, damit die anderen Ziele der Bewirtschaftung und Ansprüche der Gesellschaft an den Wald berücksichtigt werden können. Dabei ist zu bedenken, dass ab einem bestimmten Vorratsniveau das Sturmrisiko ebenfalls signifikant steigt.

Nachhaltige Forstwirtschaft mit intensiver Holznutzung stellt zusammen mit dem Schutz bestehender hoher C-Vorräte in Primärwäldern und großflächiger Wiederaufforstung zerstörter und degradierter Waldflächen ein effizientes Instrument dar, um die Atmosphäre zu entlasten. Der Klimawandel wird durch die Verbesserung der Senkenleistung verlangsamt. Damit wird Zeit für die Einführung alternativer Energiequellen und Produktionsmethoden gewonnen. Die Vegetation hat ebenfalls mehr Zeit, sich an veränderte Bedingungen anzupassen und es entstehen eine Reihe positiver externer Effekte. Nachhaltig produziertes Energieholz ist fast CO₂-neutral und kann fossile Energieträger ersetzen, deren ungehemmte Verbrennung neben der Waldzerstörung die Hauptursache für den Klimawandels ist. Ein Verzicht auf dieses Instrument schlägt sich nicht nur in naturalen ‚Mehr-Emissionen‘ nieder, sondern führt auch zu monetären Belastungen der Volkswirtschaft in beachtlichen Größenordnungen.

11 Literatur

- ALDER, D. (1979): A distance independent tree model for exotic plantations in East Africa. *Forest Science*, Vol. 25, Nr.1, pp. 59-71
- BADECK, F.W. (2001): Sollte die Forstwirtschaft mit dem Klimawandel rechnen? *AFZ-DerWald*, Nr. 26, S. 1401-1402
- BADECK, F.W.; LISCHKE, H.; BUGMANN, H.; HICKLER, T.; HONNINGER, K.; LASCH, P.; LEXER, M.J.; MOUILLOT, F.; SCHABER, J.; SMITH, B.; REYNOLDS, J.F.; PITELKA, L.F. (2001): Tree species composition in European pristine forests: comparison of stand data to model predictions. In: How much physiology is needed in forest gap models for simulating long term vegetation response to global change? Pingree Park / Co. (USA), July 1999, *Climatic Change*, Vol. 51 (3/4), pp. 307-347
- BAIER, R. (2002): Mögliche Folgen einer Klimaveränderung auf Waldgesellschaften der Alpen. *AFZ-DerWald* Nr.20, S. 1071-1074
- BARTELINK, H.H. (1996): Allometric relationships on biomass and needle area of Douglas-fir. *Forest Ecology and Management*, Vol. 86 (1/3), pp. 193-203
- BEERLING, D.J.; LOMAX, B.H.; ROYER, D.L.; UPCHURCH JR., G.R.; KUMP, L.R. (2002): An atmospheric CO₂ reconstruction across the Cretaceous-Tertiary boundary from leaf megafossils. *pnas*, vol. 99 (12), pp. 7836-7840
- BEHRENS, H. (1980): Politische Entscheidungsprozesse. Westdeutscher Verlag, Opladen
- BELLMANN, K.; GRABL, H.; KAISER, M.; KÜRZINGER, J.; LINDNER, M.; MÜLLER-KRAENNER, S.; SCHMIDT, R.; SCHÜTT, P.; SPERBER, G. (1994): *Waldökosysteme im globalen Klimawandel*. V.W.F., Bonn
- BEMMANN, A.; HASENKAMP, K.P. (2003): Die Wald-Holz-Option, eine Brücke zwischen Klimapolitik und Wirtschaft - zehn Thesen. *Schweiz. Z. Forstw.*, Nr. 12, S. 480-488
- BEUDERT, M.; WEGENER, G. (1994): Bewertung des Energieeinsatzes in der Forstwirtschaft Deutschlands. *AFZ-DerWald*, Nr.16, S. 884-886
- BFH (2000): *Aufnahmeanweisung für die Bundeswaldinventur II*.
<http://www.bundeswaldinventur.de/media/archive/214.pdf> [24.04.06]
- BFN (1995): *Klimaänderungen und Naturschutz – Klimabedingte Vegetations- und Faunenänderungen und Konsequenzen für den praktischen Naturschutz*. Bonn-Bad Godesberg
- BMELF (2000): *Nationales Waldprogramm Deutschland*.
http://www.verbraucherministerium.de/wald_forst/nfp/nfp-lang.pdf [19.09.2003]

- BML (Hrsg.) (2000): Bundes/Länderarbeitsgruppe BZE: Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE, Arbeitsanleitung), 147 S.
- BMLF ÖSTERREICH (1998): Beschlüsse und Resolutionen der dritten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa. Druckerei Starzengruber, Wien
- BMU (2000): Nationales Klimaschutzprogramm. Berlin, 421 S.
- BMVEL (2001): Gesamtwaldbericht der Bundesregierung. Bonn, 141 S.
- BÖSCH, B. (1995): Ein Informationssystem zur Prognose des künftigen Nutzungspotentials. Forst u. Holz, JG 50, S. 587-593
- BÖSCH, B. (2003): WEHAM II – Fachkonzept. FVA Baden-Württemberg, Freiburg, 48 S.
- BÖSCH, B. (2005): Benutzeranleitung WEHAM (Version 1.14). FVA Baden-Württemberg, Freiburg, 37 S.
- BOSSHARD, H.H. (1984): Holzkunde. Bd. 2. Aufl., Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Stuttgart, 301 S.
- BÖSWALD, K. (1996): Zur Bedeutung des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt, eine Analyse am Beispiel des Bundeslandes Bayern. Forstliche Forschungsberichte München, Forstwissenschaftliche Fakultät d. Universität München u. Bayrische Landesanstalt f. Wald u. Forstwirtschaft, Freising, 147 S.
- BÖSWALD, K., MARTINI, S., MARTIN SCHRÖDER (2001): Das Bonn Agreement und die Rolle der Wälder. AFZ-DerWald, Nr.23, S. 1246-1248
- BRANDL, H. (1996): Die Bedeutung der Holznutzung für den CO₂-Haushalt. AFZ-DerWald, Nr.10, S. 573-576
- BRANDL, H. (2001): CO₂-Handel - Eine Option für die Deutsche Forstwirtschaft? In: FVA (Hrsg.), FVA Forschungstage. Freiburg,
- BRAUN, D. (1999): Theorien rationalen Handelns in der Politikwissenschaft. Leske & Budrich, Opladen
- BROWN, S.; LIM, B.; SCHLAMADINGER, B. (1998): Evaluating approaches for estimating net emissions of carbon dioxide from harvesting and wood products. IPCC/OECD/IEA Programme on National Greenhouse Gas Inventories, Dakar /Senegal, 40 pp.
- BROWN, S.; MASERA, O.; SATHAYE, J. (2000): Project-Based Activities. In: WATSON, R.T.E.A.E. (Hrsg.): Land Use, Land-Use Change, and Forestry. A Special Report of the IPCC
- BÜRGI, A.; BRANG, P. (2001): Das Klima ändert sich - Wie kann sich der Waldbau anpassen? Wald Holz, JG 82, Nr.3, S. 43-46

11 Literatur

- BURSCHEL, P.; HUSS, J. (1997): Grundriss des Waldbaus, 2. Aufl., Parey Buchverlag, Berlin
- BURSCHEL, P.; KÜRSTEN, E.; LARSON, B.C. (1993): Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt - eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. Forstliche Forschungsberichte München, Forstwissenschaftliche Fakultät d. Universität München u. Bayrische Landesanstalt f. Wald u. Forstwirtschaft, Freising, 135 S.
- BURSCHEL, P.; WEBER, M. (2001): Wald - Forstwirtschaft - Holzindustrie, Zentrale Größen der Klimapolitik. Forstarchiv, JG 72, S. 75-85
- BWALDG (1975): Gesetz zur Erhaltung des Waldes und zur Förderung der Forstwirtschaft. www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bwaldg/gesamt.pdf [25.04.06]
- CAIRNS, M.A.; BROWN, S.; HELMER, E.H.; BAUMGARDNER, G.A. (1997): Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, Vol. 111 (1), pp. 1-11
- DE JONG, B. (2001) : Uncertainties in estimating the potential for carbon mitigation of forest management. *Forest Ecology & management*, Vol. 154, pp. 85-104
- DIETER, M.; ELSASSER, P. (2002): Carbon stocks and carbon stock changes in the tree biomass of Germany's forests. *Forstwissenschaftl. Centralblatt*, JG 121 (4), 195-210
- DIETER, M.; ELSASSER, P. (2004): Wirtschaftlichkeit und Wettbewerbschancen von Wald-Senkenprojekten in Deutschland. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie / BFH, Nr.11, Hamburg, 40 S.
- DIETER, M.; ELSASSER, P. (2005): Staatliche Fördermöglichkeiten für eine verstärkte Kohlenstoffspeicherung. Kongressbericht. 62. Jahrestagung des DFV, Weimar, 15. - 18.9.05, S. 294-306
- DIXON, R.K.; BROWN, S.; HOUGHTON, R.A.; SOLOMON, A.M.; TREXLER, M.C.; WISNIEWSKI, J. (1994): Carbon Pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, Washington, Vol. 263 (5144), S.185-190
- DOERK, S.; HÖCHTL, F.; BIELING, C. (2005): Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Wälder in Mitteleuropa. Institut für Landespflege Freiburg, 29 S.
- EGGERS, T. (2002): The impacts of manufacturing and utilisation of wood products on the European Carbon budget. EFI Internal Report 9, 90 S.
- ELLENBERG, H.; MAYER, R.; SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojekts. Ulmer Verlag, Stuttgart
- EMMER, I.M. (2006): An introduction to CO2FIX - a model for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems and wood products. <http://cd4cdm.org> [15.7.06]

- EUROPÄISCHE KOMMISSION (1997): Energie für die Zukunft: Erneuerbare Energieträger - Weißbuch für eine Gemeinschaftsstrategie und Aktionsplan.
http://europa.eu.int/comm/energy/library/599fi_de.pdf [21.4.06]
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2001): Europäisches Klimaschutzprogramm (ECCP).
www.europa.eu.int/comm/environment/climat/eccp.htm [24.3.03]
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2002): ECCP - Working Group on Forest Sinks. FINAL REPORT Conclusions and recommendations regarding forest related sinks & climate change mitigation. http://ec.europa.eu/environment/climat/pdf/forest_sinks_final_report.pdf [21.7.06]
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2003a): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Gemeinschaft im Sinne der projektbezogenen Mechanismen des Kyoto Protokolls. KOM (2003)403 endgültig
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2003b): Comprehensive report 2002 – 2003 regarding the role of Forest products for Climate change mitigation.
www.ec.europa.eu/enterprise/forest_based/ccmreport.pdf [16.5.06]
- ROSENBAUM, K.L.; SCHOENE, D.; MEKOUAR, A. (2004): Climate change and the forest sector. FAO Forestry Paper 144, Rome, 58 pp.
- FEEMERS, M.B., M.; SKATULLA, U.; GULDER, H-J. (2003): Klimaveränderungen und Biotische Schäden im Wald. LWFaktuell, Nr. 37), S. 19-22
- FEES, E. (1998): Umweltökonomie und Umweltpolitik. 2. Aufl., Vahlen, 359 S.
- FLAIG, H., ARETZ, A., ELSNER, D., WEIMER-JEHLE, W. (2003): Klimaentwicklung und Wald - ein Beitrag zum Waldprogramm Baden-Württemberg 2003. Arbeitsberichte Akademie für Technikfolgenabschätzung Baden-Württemberg, 59 S.
- FRAVER, S.; WAGNER, R.G.; DAY, M. (2002): Dynamics of coarse woody debris following gap harvesting in the Acadian forest of central Main, USA. Can. J. For. Res.; Nr. 32, pp. 2094-2105
- FRÜHWALD, A.; POHLMANN, C.M.; WEGENER, G. (2001): Holz - Rohstoff der Zukunft, nachhaltig verfügbar und umweltgerecht. Informationsdienst Holz DGFH, Deutsche Gesellschaft für Holzforschung e.V., Holzabsatzfond, München, Bonn, 31 S.
- FRÜHWALD, A.; HEUVELDOP, J.; THOROE, C. (2002): Stellenwert der Forst- und Holzwirtschaft in der Klimapolitik. www.bfafh.de/bibl/frp/frp_1-02_bfh.pdf [10.5.2004]
- GRUNDNER, SCHWAPPACH (1952): Massentafeln zur Bestimmung des Holzgehaltes stehender Waldbäume und Waldbestände. 10. Aufl., Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg, 216 S.

11 Literatur

- HAKKILA, P. (1972): Utilisation of residual forest biomass. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 568 S.
- HARTEBRODT, C., FILLBRANDT, T. (2006): Wirtschaftliche Risiken der Baumartenverschiebung. Holz-Zentralblatt, Nr. 3, S. 88-89
- HEINSDORF, D.; KRAUß, H.-H. (1990): Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung, 18, Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, 76 S.
- HIRSCHBERG, M.-M.K., M.; MENZEL, A.; RASPE, S. (2003): Klimaänderungen unter forstlichem Aspekt. LWF aktuell, Nr. 37), S. 8-13
- HOFMANN, G., JENSSEN, M. & ANDERS, S. (2002): Kohlenstoffpotenziale mitteleuropäischer Wälder. AFZ-DerWald, Nr. 12, S. 605-607
- IPCC (1995): IPCC Second Assessment Report: Climate Change 1995. IPCC, Geneva (CH), 517 pp.
- IPCC (2000a): GPG and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. UNEP/WMO, www.grida.no/climate/gpg/index.htm [25.6.06]
- IPCC (2000b): Special Report on Land Use, Land-Use Change and Forestry. Geneva / Switzerland, www.grida.no/climate/ipcc/land_use/index.htm [13.4.2005]
- IPCC (2001): Climate Change 2001: The Scientific Basis - Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the IPCC. Houghton, J.T.; Ding, Y.; Griggs, D.J.; Noguer, M.; van der Linden, J.; Xiaosu, D., Cambridge University Press, UK., pp 944 S.
- IPCC (2003): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry, 307 p., www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf.htm [10.12.2004]
- IRRGANG, S. (2002): Klimafolgenabschätzung für den Wald in Sachsen. AFZ-DerWald, Nr. 20, S. 1075-1078
- ISI (2003): Grundlagen. www.isi.fraunhofer.de/n/flexmex/druck052003/grundlagen.pdf [10.11.2003]
- JÄNICKE, M. (2002): No Withering Away of the Nation State: Ten Theses on Environmental Policy. In: (Hrsg.): Berlin Conference on the Human Dimensions of Global Environmental Change. Potsdam, pp. 134-138
- JÄNICKE, M.; KUNIG, P.; STITZEL, M. (2002): Lern- und Arbeitsbuch Umweltpolitik. 2. Aufl. Aufl. Dietz, Bonn, 432 S.
- JANSSENS, I.A.; FREIBAUER, A.; CIAIS, P.; SMITH, P.; NABUURS, G.J.; FOLBERTH, G.; SCHLAMADINGER, B.; HUTJES, R.W.A.; CEULEMANS, R.; SCHULZE, E.D.; VALENTINI, R.; DOLMAN,

- A.J. (2003): Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12 % of European anthropogenic CO₂ emissions. *Science*, Vol. 300, pp. 1538-1542
- JOOSTEN, R.; SCHUMACHER, J.; WIRTH, C.; SCHULTE, A. (2004): Evaluating tree carbon predictions for beech in western Germany. *For. Ecol. & Man.*, Vol. 189, pp. 87-96
- KÄNDLER, G.; SCHMIDT, M.; BREIDENBACH, J. (2004): Die wichtigsten Ergebnisse der zweiten Bundeswaldinventur. *FVA-Einblick* (4/2004)
- KÄNDLER, G., BÖSCH, B., SCHMIDT, M. (2005): Wesentliche Ergebnisse der 2. Bundeswaldinventur in Baden-Württemberg – Rückblick und Ausblick, *Forst und Holz*, JG 60 (2), S. 45-49
- KÄNDLER, G. (2006): Bestockungsinventur auf den Stichproben der Bodenzustandserhebung 2006. *FVA-Einblick*, Nr. 2/06, S. 11-12
- KAPP, G.; SCHNURR, J. (2004): Lohnen sich Wald-Klima-Projekte in Deutschland? Studie der GFA Terra Systems untersucht Rentabilität verschiedener forstlicher Kohlenstoffsenkenprojekte. *Holz-Zentralblatt*, Nr. 88, S. 1208-1209
- KARJALAINEN, T.; KELLOMÄKI, S.; PUSSINEN, A. (1994): Role of wood-based products in absorbing atmospheric carbon. *Silva Fennica*, Vol. 28(2), pp. 67-80
- KLIWA (2000): Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft. In: KLIWA, A. (Hrsg.): *KLIWA-Symposium*. Karlsruhe
- KLIWA (2004): Klimaänderungen und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft. *KLIWA Berichte*, www.lfu.baden-wuerttemberg.de/lfu/abt2/umweltdaten2003/kap_d2/kap_d2.html [13.6.2006]
- KNIGGE, W.; SCHULZ, H. (1966): *Grundriss der Forstbenutzung*. Paul Parey Verlag, Hamburg und Berlin, 584 S.
- KOHLMAIER, G.H.; WEBER, M.; HOUGHTON, R.A. (eds.) (1998): *Carbon dioxide mitigation in forestry and wood industry*. Springer Verlag, Berlin, 375 pp.
- KOLLMANN, F. (1982): *Technologie des Holzes und der Holzwerkstoffe*. Bd. 1, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1050 S.
- KOLSHUS, H.H. (2001): Carbon sequestration in sinks: An overview of potential and costs. *CICERO Working paper*, Nr.11, University of Oslo, 22 S.
- KUBLIN, E. (2003): Einheitliche Beschreibung der Schaftform - Methoden und Programme - BDATPro. *Forstwissenschaftl. Centralblatt*, JG 122 (3), S. 183-200
- KUBLIN, E.; SCHARNAGL, G. (1998): *Verfahrens- und Programmbeschreibung zum BWI-Unterprogramm BDAT*. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg Freiburg

11 Literatur

- KÜRSTEN, E.; BURSCHEL, P. (1991): Forstliche Energieplantagen und Treibhauseffekt. AFZ /Der Wald, Nr.6, S. 230-234
- KURZ, W.A.; BEUKEMA, S.J.; APPS, M.J. (1996): Estimation of root biomass and dynamics for the carbon budget model of the Canadian forest sector, Can. J. For. Res., Nr. 26 (11), pp.1973-1979
- LATIF, M. (2005): Verändert der Mensch das Klima? Forst und Holz, JG 60 Nr.11, S. 443-446
- LEITGEB, E.E., M. (2006): Klimawandel - standörtliche Rahmenbedingungen für die Forstwirtschaft. BFW-Praxisinformation Wien (10, April 2006,), S. 9-11
- LEUSCHNER, C.; SCHIPKA, F. (2004): Klimawandel und Naturschutz in Deutschland. BfN-Skripte, BFN, Bonn
- LEXER, M.; SEIDL, R.; RAMMER, W.; JÄGER, D. (2006): Waldbaukonzepte im Klimawandel - ein simulationsgestützter Vergleich. BFW-Praxisinformation (10.4.2006), S. 25-27
- LIM, B.; BROWN, S.; SCHLAMADINGER, B. (1999): Carbon Accounting for harvesting and wood products:review and evaluation of different approaches. Environ. Sc. & Pol., Nr. 2, pp. 207-216
- LINDNER, M. (1999): Waldbaustrategien im Kontext möglicher Klimaänderungen. Forstwissenschaftl. Centralbl., Nr. 118, S.1-13
- LISKI, J.; PALOSUO, T.; PELTONIEMI, M.; SIEVÄNEN, R. (2005): Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. Ecological Modelling, Vol. 189 (1-2), pp. 168-182
- MACCRACKEN, C.N.; EDMONDS, J.A.; KIM, S.H.; SANDS, R.H. (1999): The Economics of the Kyoto Protocol. In: (ED.), J.P.W. (Hrsg.): The Costs of the Kyoto Protocol: a Multi-Model Evaluation. A Special Issue of The Energy Journal, pp. 25-71
- MANTAU, U.; WEIMAR, H. (2003): Standorte der Holzwirtschaft – Aufkommens- und Vermarktungsstruktur von Altholz. Abschlussbericht, Universität Hamburg, 18 S.
- MANTAU, U. (2004a): Holzrohstoffbilanz - Überschuss oder Knappheit. In: BUNDESVERBAND BIOENERGIE E.V. (Hrsg.): HolzEnergie 2004 - Internationaler Fachkongress für Holzenergie. Augsburg, S. 107-126
- MANTAU, U. (2004b): Holzrohstoffbilanz für Deutschland - Holzrohstoffaufkommen und dessen Verwendung im Jahr 2002. Holz-Zentralblatt, JG 76, S. 1026-1028
- MARCEA, R.L.; LAU, K.K. (1992): Carbon dioxide implications of building materials. Journal of Forest Engineering, Vol. 43, pp. 37-43
- MAYER, H.; HOLST, T.; BRUGGER, U.; KIRCHGÄSSNER, A. (2005): Trends der forstlich relevanten Klimavariablen Lufttemperatur und Niederschlag im Südwesten Deutschlands von 1950 bis 2000. AFJZ, JG 176 Nr.2/3, S. 45-56

- MELLINGHOFF, S. (1997): Distribution des Holzes in Deutschland 1995. Institut für Forstpolitik, Arbeitsbereich Markt und Marketing, Universität Freiburg, 124 S.
- MICHAELOWA, A.; STRONZIK, M.; ECKERMANN, F.; HUNT, A. (2003): Transaction Costs of the Kyoto Mechanisms. *Climate Policy*, Vol. 3, S. 261 - 278
- MISSFELDT, F.; HAITES, E. (2001): The Potential Contribution of Sinks to Meeting Kyoto Protocol. Commitments. *Environmental Science and Policy*, Vol. 4 (6), pp. 269-292.
- MLR (1993): Der Wald in Baden-Württemberg im Spiegel der BWI. FVA, Freiburg
- Mrosek, T, Kies, U., Schulte, A. (2005): Clusterstudie Forst und Holz Deutschland. *Holzzentralblatt*, Nr. 84. S. 1113-1117
- MUND, M. (2004): Carbon Pools of European beech forests under different silvicultural Management. Göttingen, Universität Göttingen, Dissertation, 255 S.
- MUND, M.; SCHULZE, E.D. (2006): Impacts of forest management on the carbon budget of European beech (*fagus sylvatica*) forests, *AFJZ*, JG 177 Nr. 3/4, S. 47 - 63
- MURACH, D. (2002): Kohlenstoffspeicherung in Wäldern - Holz als Energieträger. *AFZ-DerWald*, Nr. 20, S. 1079-1082
- MYNENI, R.B. et al. (2001): A large carbon sink in the woody biomass of Northern Forests. *PNAS*, Vol.98 Nr.26, pp.14784-14789
- NABUURS, G.; SIKKEMA, R. (2001): International trade in wood products: its role in the land use change and forestry cycle. *Climatic Change*, Vol. 49, pp. 377-395
- NABUURS, G.J.; GARZA-CALIGARIS, J.F.; KANNINEN, M.; KARJALAINEN, T.; LAPVETELAINEN, T.; LISKI, J.; MASERA, O.; MOHREN, G.M.J.; PUSSINEN, A.; SCHELHAAS, M.J. (2003): Modelling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological modelling*, Vol.164, pp .177-199
- NEWIG, J. (2002): Akteurbezogene Analyse im Umweltpolitischen Kontext. Vorlesungsskript WS 02/03. Universität Osnabrück
- NICOLUSSI, K.; PATZELT, G. (2006): Klimawandel und Veränderungen an der alpinen Waldgrenze - aktuelle Entwicklungen im Vergleich zur Nacheiszeit. *BFW-Praxisinformation Wien* (10), S. 3-5
- NWP (2003): Nationales Waldprogramm. BMELV, www.nwp-online.de/index1.htm [10.4.2006]
- OBERTHÜR, S.; OTT, H.E. (2000): Das Kyoto-Protokoll - Int. Klimapolitik für das 21. Jahrhundert. Leske & Budrich, Opladen
- ODENTHAL-KAHABKA, J. (2005): Handreichung Sturmschadensbewältigung. FVA, Freiburg

11 Literatur

- OHL J., SCHÄFER A. (2001): Schutz durch Nutzung – Energieholz durch die Wiederaufnahme einer historischen Waldwirtschaftsform. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, Nr 40, S. 207-231.
- OPITZ, E. (2004): Den Buchen im Südwesten wird es langsam zu heiß. Badische Zeitung, 14.07.04
- OTT, H.E. (1996): Völkerrechtliche Aspekte der Klimarahmenkonvention. In: BRAUCH, H.G. (Hrsg.): Klimapolitik. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg,
- OTT, H.E. (2002): Climate Policy after the Marrakech Accords - from Legislation to Implementation. www.wupperinst.org/download/Ott-after-marrakesh.pdf [12.10.2004]
- PALOSUO, T.; LISKI, J.; TROFYMOW, J.A.; TITUS, B.D. (2005): Litter decomposition affected by climate and litter quality - Testing the Yasso model with litterbag data from the Canadian intersite decomposition experiment. Ecological Modelling, Vol. 189 (1-2), S. 183-198
- PARRY, M.L. (2000): Assessment of potential effects and adaptations for climate change in Europe: The Europe ACACIA Project. University East Anglia, Jackson Environment Institute
- PERRUCHOUD, D.; KIENAST, F.; KAUFMANN, E.; BRÄKER, O.U. (1999): 20th Century Carbon Budget of Forest Soils in the Alps. Ecosystems, Vol.2, S. 320-337
- PETERSEN, A.K.; SOLBERG, B. (2005): Environmental and economic impacts of substitution between wood products and alternative materials: a review of micro-level analyses from Norway and Sweden. For. Pol. & Economics, Vol. 7, S. 249-259
- PFISTER, C. (1999): Wetternachhersage. 500 Jahre Klimavariationen und Naturkatastrophen (1496-1995). Verlag P. Haupt, Bern, 304 S.
- PINGOUD, K.; LEHTILA, A. (2002): Fossil carbon emissions associated with carbon flows of wood products. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, Vol. 7 (1), pp. 63-83
- PISTORIUS, T. (2003): Die Möglichkeiten der deutschen Forstwirtschaft im Rahmen des Kyoto Protokolls. Freiburg, Univ., Diplomarbeit, 120 S.
- PISTORIUS, T. (2004): Die fehlende Integration des Forstsektors in die europäische Klimaschutzstrategie und Handlungsoptionen für die Forstwirtschaft. Forst u. Holz, JG 59 Nr.4, S. 183-189
- PISTORIUS, T.; ZELL, J. (2005): Die Dynamik der Kohlenstoffvorräte in Baden-Württemberg zwischen 1987 und 2002. Veränderungen der Waldbiomasse und Modellierung der Holzproduktspeicher. AFJZ. JG 176, S. 111-119

- POKER, J.; DIETER, M.; THOROE, C. (2002): Integration of harvested wood products into accounting approaches of the carbon dioxide cycle in the forestry sector. Working Paper 2002/3, BFH, Hamburg, 21 S.
- POLLEY, H.; HENNIG, P.; SCHWITZGEBEL, F. (2005): Holzvorrat, Holzzuwachs und Holznutzung. AFZ-DerWald, Nr.3, S.111-113
- REICHLER, D.E. (Hrsg.) (1981): Dynamic properties of forest ecosystems. International Biological Programme, Bd. 23, Cambridge Univ. Pr., Cambridge, 683 S.
- RENNENBERG, H.; SEILER, W.; MATYSSEK, A.; GESSLER, A.; KREUZWIESER, J. (2004): Die Buche (*Fagus sylvatica* L.) - ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteleuropa? AFJZ, JG 175 Nr10/11, S. 210-224
- ROGALL, H. (2000): Bausteine einer zukunftsfähigen Umwelt- und Wirtschaftspolitik. Duncker & Humboldt, Berlin
- ROHMEDER, E. (1972): Das Saatgut in der Forstwirtschaft. Blackwell Wissensch., Berlin
- ROHNER M., BÖSWALD K. (2001): Forestry development scenarios: timber production, carbon dynamics in tree biomass and forest values in Germany. *Silva Fennica*, Vol. 35(3), pp. 277-297
- SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik. Bd. 6. Aufl., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo
- SCHÄFFER, J. (2006): Erste Wiederholung der Bodenzustandserfassung im Wald angelaufen. FVA-Einblick, Nr. 2/06, S. 5-7
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Ulmer Verlag, Stuttgart
- SCHLAMADINGER, B.; MARLAND, G. (1996): The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 10 (5/6), S. 275-300
- SCHMID, S. (2005): Carbon budget of Swiss forests: Evaluation and application of process models for assessing the future impact of management and environmental change. Zürich
- SCHÖNWIESE, C.-D. (2002): Klima in der Diskussion. AFZ-Der Wald, S. 386-389
- SCHÖNWIESE, C.-D. (2005a): Globaler und regionaler Klimawandel. Indizien der Vergangenheit, Modelle der Zukunft. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox., Nr 17, S. 171-175
- SCHÖNWIESE, C.-D. (2005b): Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten von klimatologischen Extremereignissen. UBA, Berlin
- SCHULTE, A., BÖSWALD, K. & JOOSTEN (2001): Weltforstwirtschaft nach Kyoto: Wald und Holz als Kohlenstoffspeicher und regenerative Energieträger. In: S.O. (Hrsg.): Weltforstwirtschaft nach Kyoto. Paderborn

11 Literatur

- SCHÜTZ, C. (2002): Schweigen im Walde. Süddeutsche Zeitung (20.8.02), S.18
- SEEL, A. (1993): Zur Effizienz der Umweltpolitik: die Sicht der Ökonomischen Theorie der Politik. TU München, Dissertation
- SHACKLETON, N.J. (2000): The 100,000-Year Ice-Age Cycle Identified and Found to Lag Temperature, Carbon Dioxide, and Orbital Eccentricity. Science 15, Vol. 289 Nr. 5486, pp. 1897-1902
- SIMONIS, U.E. (2001): Stichwort Umweltpolitik.
www.bibliothek.wz-berlin.de/pdf/2001/ii01-403.pdf [20.4.2001]
- SIMONIS, U.E. (2004): Energieoption und Waldoption - der technische und der natürliche Weg zum Internationalen Klimaschutz. In: WZB - DISKUSSION PAPERS (Hrsg.): Festrede auf der Deutschen Forstwissenschaftlichen Tagung. München-Weihenstephan, 33 S.
- STEHLING (1999): Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik zur Reduzierung stofflicher Emissionen.
www.elib.unistuttgart.de/opus/volltexte/2004/1816/pdf/oekonomischeinstrumente.pdf
[12.2.2005]
- STMLF (2003): Gesamtkonzept Nachwachsende Rohstoffe.
www.stmlf-design2.bayern.de/tfz/dow/pdf/gesamtkonzept_nawaro.pdf [14.04.2005]
- THÜRIG, E. (2004): Carbon budget of Swiss forests: evaluation and application of empirical models for assessing future management impacts. Zürich, ETH, Diss., 123 S.
- UBA (2003): Anleitung zur Durchführung eines Expert Judgement zur Unsicherheitsbestimmung. Stand 30.12.2003
- UBA (2005): Deutsches Treibhausgasinventar 1990 - 2003. Berlin, 504 S.
- UBA (2006): Künftige Klimaänderungen in Deutschland – Regionale Projektionen für das 21. Jahrhundert. www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/Klimaaenderungsworkshop.pdf [3.5.06]
- UNEP (2002): An emerging market for the environment: A guide to Emission Trading.
www.uneptie.org/energy/publications/pdfs/EmissionsTrading-Feb03.pdf [15.5.2005]
- UNFCCC (1992): Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen.
<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/convger.pdf> [2.12.02]
- UNFCCC (1997): Kyoto Protokoll. www.unfccc.int/resource/docs/convkp/kpger.pdf [15.6.2003]
- UNFCCC (1999): Klimaveränderungen besser verstehen - ein Leitfaden für Anfänger zur Klimakonvention der Vereinten Nationen und zum Kyoto Protokoll.
http://unfccc.int/resource/docs/publications/beginner_ge.pdf [12.4.05]

- UNFCCC (2002): Decision 11/CP.7: Land use, land-use change and forestry. http://unfccc.int/files/meetings/workshops/other_meetings/application/pdf/11cp7.pdf [21.5.04]
- UNFCCC (2003): Estimation, reporting and accounting of harvested wood products. Technical paper, FCCC/TP/2003/7, 44 pp.
- UNFCCC (2004): Decision 19/CP.9: Modalities and procedures for afforestation and reforestation project activities under the clean development mechanism in the first commitment period of the Kyoto Protocol. <http://unfccc.int/resource/docs/cop9/06a02.pdf> [21.7.06]
- VOGT, K.A.; VOGT, D.J.; PALMIOTTO, P.A.; OON, P.; OHARA, J.; ASBJORNSEN, H. (1996): Review of root dynamics in forest ecosystems grouped by climate, climatic forest type and species. *Plant and Soil*, Vol. 187 Nr.2, pp. 159-219
- VON PRITTWITZ, V. (1990): *Das Katastrophenparadox*. Leske & Budrich, Opladen,
- WAGNER, S. (2004): Klimawandel - einige Überlegungen zu waldbaulichen Strategien. *Forst u. Holz*, JG 59, S. 394-398
- WBGU (1998): *Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken: Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz?* WBGU, Bremerhaven, 52 S.
- WBGU (2003): *Über Kioto hinaus denken - Klimaschutzstrategien für das 21. Jahrhundert. Sondergutachten d. Wiss. Beirates für Globale Umweltfragen*, Berlin, 87 S.
- WEGENER, G.; AL., E. (1994): *Bewertung von Holz im Vergleich mit anderen Rohstoffen unter dem Aspekt der CO₂-Bilanz*. München,
- WEGENER, G.; ZIMMER, B. (2001a): Holz als Rohstoff - Holz und seine Bedeutung als zukunftsfähiger Rohstoff, Energieträger und Kohlenstoffspeicher. In: Baden-Württemberg , L.F.P.B. (Hrsg.): *Der Deutsche Wald*, JG 51 Nr. 1, Stuttgart, 84 S.
- WEGENER, G.; ZIMMER, B. (2001b): Wald und Holz als Kohlenstoffspeicher und Energieträger. In: SCHULTE, A., BÖSWALD, K. & JOOSTEN, R. (Hrsg.): *Weltforstwirtschaft nach Kyoto: Wald und Holz als Kohlenstoffspeicher und regenerative Energieträger*. Paderborn
- WEISS, P.; SCHIELER, K.; SCHADAUER, K.; RADUNSKY, K.; ENGLISCH, M. (2000): *Die Kohlenstoffbilanz des Österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto Protokoll*. 106, Umweltbundesamt GmbH, Wien, 94 S.
- WICKE, L. (1993): *Umweltökonomie*. 4. Auflage. Aufl. Vahlen, München
- WIRTH, C.; SCHULZE, E.-D.; SCHWALBE, G.; TOMCZYK, S.; WEBER, G.; WELLER, E. (2004a): *Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens*. Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, Jena, 308 S.

11 Literatur

- WIRTH, C.; SCHUMACHER, J.; SCHULZE, E.-D. (2004b): Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta-analysis approach towards prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology*, Vol. 24, S. 121-139
- WOLFF, B.; ERHARD, M.; HOLZHAUSEN, M.; KUHLOW, T. (2003): Das Klima in den forstlichen Wuchsgebieten und Wuchsbezirken Deutschlands. *Mitteilungen der BFH, Hamburg*
- ZELL, J.; HANEWINKEL, M.; NEEFF, T. (2006): Influence on catastrophic storm events on carbon storage – the “Lothar” case study. *Europ. Journal of For. Res.* (eingereicht)
- ZIMMERMANN, K. (2005): Wälder als Kohlenstoffsinken unter "Kyoto"-Artikel 3.4. Freiburg, Albert-Ludwigs-Universität, Diplomarbeit, 75 S.
- ZIRLEWAGEN, D. (2003): Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in topographisch stark gegliederten Waldlandschaften. *Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg Freiburg*, 149 S.
- ZIRLEWAGEN, D.; v. WILPERT, K. (2004): Using model scenarios to predict and evaluate forest-management impacts on soil base saturation at landscape level. *European Journal of Forest Research*, Vol. 123, S. 269-282
- ZMP (2005): Forst und Holz Marktbilanz. Bonn