

Thiele, Rainer

Book — Digitized Version

Wirtschaftspolitische Optionen zum Schutz tropischer Wälder: eine quantitative Analyse für Indonesien

Kieler Studien, No. 278

Provided in Cooperation with:

Kiel Institute for the World Economy – Leibniz Center for Research on Global Economic Challenges

Suggested Citation: Thiele, Rainer (1996) : Wirtschaftspolitische Optionen zum Schutz tropischer Wälder: eine quantitative Analyse für Indonesien, Kieler Studien, No. 278, ISBN 3161466632, Mohr, Tübingen

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/907>

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.

Kieler Studien

Institut für Weltwirtschaft an der Universität Kiel

Herausgegeben von Horst Siebert

278

Rainer Thiele

Wirtschaftspolitische Optionen zum Schutz tropischer Wälder

Eine quantitative Analyse für Indonesien

7A2358



J.C.B. MOHR (PAUL SIEBECK) TÜBINGEN

ISSN 0340-6989

Die Deutsche Bibliothek - CIP-Einheitsaufnahme

Thiele, Rainer:

Wirtschaftspolitische Optionen zum Schutz tropischer Wälder :
eine quantitative Analyse für Indonesien /

Rainer Thiele. - Tübingen : Mohr, 1996

(Kieler Studien ; 278)

ISBN 3-16-146663-2

NE: GT

Schriftleitung: Harmen Lehment

©

Institut für Weltwirtschaft an der Universität Kiel

J. C. B. Mohr (Paul Siebeck) Tübingen 1996

Alle Rechte vorbehalten

Ohne ausdrückliche Genehmigung des Verlages ist es auch nicht
gestattet, den Band oder Teile daraus
auf photomechanischem Wege (Photokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen
Printed in Germany
ISSN 0340-6989

Vorwort

Die Gefährdung der tropischen Wälder hat sich spätestens im Vorfeld des „Erdgipfels“ der Vereinten Nationen in Rio de Janeiro 1992 zu einem Schwerpunktthema der internationalen umweltpolitischen Diskussion entwickelt. Vor allem in den Industrieländern wird immer wieder auf die zentrale Bedeutung des Tropenwaldes für die Erhaltung der Artenvielfalt und den Klimaschutz hingewiesen. Die Tropenländer selbst betonen dagegen eher die Notwendigkeit, ihre Wälder als Ressourcen für die wirtschaftliche Entwicklung zu nutzen, obwohl auch sie wahrscheinlich langfristig von einem verstärkten Tropenwaldschutz profitieren würden, weil dadurch wichtige ökologische Funktionen — wie der Schutz vor Bodenerosion — aufrechterhalten werden könnten. Vor diesem Hintergrund untersucht die vorliegende Studie am Beispiel Indonesiens die alternativen in der Literatur vorgeschlagenen lokalen und globalen Maßnahmen zur Tropenwalderhaltung hinsichtlich ihrer ökonomischen und ökologischen Wirkungen. Damit wird das Ziel verfolgt, Strategien für ein effizientes Tropenwaldmanagement herauszuarbeiten, die geeignet sind, einen Zielkonflikt zwischen Umweltschutz und wirtschaftlicher Entwicklung zu vermeiden. Die Analyse erfolgt im Rahmen eines angewandten Modells des allgemeinen Gleichgewichts.

Bei der Anfertigung der Studie haben mich zahlreiche Personen unterstützt. Mein besonderer Dank gilt Prof. Dr. Horst Siebert, der die Arbeit mit Rat und konstruktiver Kritik wesentlich gefördert hat. Dank schulde ich auch Prof. Dr. Ulrich Koester. Für weiterführende Diskussionen möchte ich den Kollegen der Forschungsabteilung IV im Institut für Weltwirtschaft danken, namentlich Prof. Dr. Rolf J. Langhammer, Dr. Rainer Schweickert und Dr. Manfred Wiebelt. Kompetente Hilfestellung leisteten Michaela Rank, die die Schaubilder erstellte, sowie Christiane Yildiz und Ingrid Gleibs, die mit großer Sorgfalt zahlreiche Versionen des Manuskripts anfertigten. Die redaktionelle Betreuung lag bei Itta Schulte in sehr guten Händen. Dank gebührt schließlich der Volkswagenstiftung für die finanzielle Unterstützung der Projekte „Nationale und internationale wirtschaftspolitische Maßnahmen zur Verringerung der Treibhausgasemissionen durch Schutz der tropischen Regenwälder“ und „Die Bewertung natürlicher Ressourcen am Beispiel des indonesischen Tropenwaldes“, in deren Rahmen wichtige Vorarbeiten für die Studie durchgeführt wurden. Für alle verbleibenden Unvollkommenheiten trägt wie üblich der Autor die alleinige Verantwortung.

Inhalt

A. Die Tropenwaldnutzung als Allokationsproblem	1
B. Identifizierung des wirtschaftspolitischen Handlungsbedarfs	5
I. Umfang der Tropenwaldnutzung	5
1. Tropenwaldrodung	6
a. Rückgang der Tropenwaldfläche	6
b. Nutzerstrukturen auf gerodeten Tropenwaldflächen	12
2. Tropenwalddegradation.....	15
II. Nutzen und Kosten der Tropenwalderhaltung	18
1. Grundlagen der ökonomischen Bewertung tropischer Wälder	19
a. Ein konzeptioneller Rahmen zur Bewertung von Umweltgütern	19
b. Die Güter und Dienstleistungen des Tropenwaldes.....	22
2. Empirischer Befund für den Wert einzelner Güter und Dienstleistungen des Tropenwaldes	25
a. Tropenholz	25
b. Nichtholzprodukte und traditionelle Medizin	29
c. Ökotourismus	31
d. Lokale ökologische Dienstleistungen.....	33
e. Globale ökologische Dienstleistungen	35
3. Opportunitätskosten des Tropenwaldschutzes	39
a. Ökonomische Bedeutung der Holzwirtschaft	39
b. Ökonomische Bedeutung der Landwirtschaft auf gerodeten Flächen.....	44
III. Determinanten der Tropenwaldnutzung in Indonesien	45
1. Direkte Anreize für die Übernutzung des Tropenwaldes	46
a. Marktversagen	46
b. Politikversagen	49
2. Indirekte Wirkungen der allgemeinen Wirtschaftspolitik.....	55
3. Darstellung der zu analysierenden Politikmaßnahmen und Hypothesenbildung.....	60

C. Wirtschaftspolitische Maßnahmen zur Begrenzung der Tropenwaldnutzung in Indonesien	66
I. Der Modellrahmen für die Analyse.....	67
1. Das forstwirtschaftliche Teilmodell.....	69
a. Theorieüberblick.....	69
b. Der gewählte Modellansatz.....	78
2. Das volkswirtschaftliche Modell.....	82
a. Außenhandel	83
b. Güterangebot und Faktornachfrage	87
c. Güternachfrage	91
d. Einkommensverteilung	93
e. Gleichgewichtsbedingungen und makroökonomische Schließung	95
f. Dynamische Modellelemente	98
3. Numerische Spezifizierung des Modells	100
a. Erstellen einer mikroökonomisch konsistenten Datenbasis	100
b. Kalibrierung des Modells.....	106
II. Politiksimulationen.....	112
1. Korrektur lokalen Marktversagens	113
a. Auswahl und Implementierung der Instrumente.....	113
b. Ökologische Effekte.....	114
c. Sektorale und makroökonomische Effekte.....	119
2. Korrektur von Politikversagen im Tropenwaldmanagement	122
a. Liberalisierung der Holzwirtschaft.....	122
b. Reform des staatlichen Umsiedlungsprogramms	126
3. Reformen der allgemeinen Wirtschaftspolitik.....	131
a. Liberalisierung des Agrarsektors.....	131
b. Allgemeine Handelsliberalisierung	136
c. Wiederherstellung eines außenwirtschaftlichen Gleichgewichts	141
4. Korrektur globalen Marktversagens.....	145
a. Handelsrestriktionen für Tropenholz.....	146
b. Transferzahlungen zum Schutz tropischer Wälder	149
D. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen.....	154

Anhangtabellen	161
Literaturverzeichnis	175
Schlagwortregister	189

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1 — Bestand an tropischen Wäldern und durchschnittliche jährliche Rodungsraten in verschiedenen tropischen Regionen 1976–1990.....	8
Tabelle 2 — Rückgang des Tropenwaldbestandes und Artenverlust nach Tropenwaldtypen und Regionen 1980–1990.....	10
Tabelle 3 — Biomassendichte und Biomassenverlust durch Rodung in verschiedenen tropischen Regionen	11
Tabelle 4 — Anteil der seßhaften Landwirtschaft an der Tropenwaldrodung 1980–1988	12
Tabelle 5 — Anteil des Wanderfeldbaus an der Tropenwaldrodung 1981–1985	14
Tabelle 6 — Beitrag der Holzwirtschaft zur Tropenwaldnutzung 1981–1985	16
Tabelle 7 — Vorzeichen des Optionswertes bei unterschiedlicher Risikoeinstellung und Quelle der Unsicherheit	21
Tabelle 8 — Wert des Baumbestandes des indonesischen Tropenwaldes 1980 und 1990	27
Tabelle 9 — Holzeinschlag und biologisches Baumwachstum des indonesischen Tropenwaldes 1980 und 1990	29
Tabelle 10 — Exporterlöse für Nichtholzprodukte in Südostasien 1982–1987	31
Tabelle 11 — Der Einfluß der Tropenwaldrodung auf die landwirtschaftliche Produktivität in der Côte d'Ivoire 1965–1984	35
Tabelle 12 — Monetäre Bewertung der durch die Tropenwaldrodung verursachten CO ₂ -Emissionen 1989	37
Tabelle 13 — Rundholzproduktion und -export wichtiger Tropenländer 1980 und 1991	40
Tabelle 14 — Produktion und Export von Holzprodukten in wichtigen Tropenländern 1980 und 1991	41
Tabelle 15 — Exporterlöse, Wertschöpfung und Beschäftigung in der Holzwirtschaft in wichtigen Tropenländern.....	43

Tabelle 16 — Geschätzte Ressourcenrenten und deren Abschöpfung bei unterschiedlichen Baumarten und Einschlagsbedingungen in Indonesien 1989 und 1990	51
Tabelle 17 — Nominale und effektive Protektionsrate verschiedener Sektoren in Indonesien 1987	57
Tabelle 18 — Aggregierte „social accounting matrix“ für Indonesien 1985	101
Tabelle 19 — Strukturelle Merkmale der indonesischen Volkswirtschaft 1985	103
Tabelle 20 — Faktoreinsatz und Faktoreinkommen 1985	105
Tabelle 21 — Außenhandelselastizitäten des Indonesien-Modells	108
Tabelle 22 — Auswirkungen ressourcenpolitischer Maßnahmen auf die Tropenwaldnutzung	116
Tabelle 23 — Sektorale und makroökonomische Auswirkungen ressourcenpolitischer Maßnahmen	120
Tabelle 24 — Ökonomische und ökologische Auswirkungen einer Liberalisierung der Holzwirtschaft	123
Tabelle 25 — Ökonomische und ökologische Auswirkungen einer Reform der staatlichen Umsiedlungspolitik	129
Tabelle 26 — Ökonomische und ökologische Auswirkungen einer Liberalisierung des Agrarsektors	133
Tabelle 27 — Auswirkungen einer allgemeinen Handelsliberalisierung auf die sektorale Allokation der Ressourcen	137
Tabelle 28 — Auswirkungen einer allgemeinen Handelsliberalisierung auf die Gesamtwirtschaft und die sektorale Tropenwaldnutzung	139
Tabelle 29 — Auswirkungen eines Abbaus des Leistungsbilanzdefizits auf die Gesamtwirtschaft und die sektorale Tropenwaldnutzung	142
Tabelle 30 — Auswirkungen eines Abbaus des Leistungsbilanzdefizits auf die sektorale Allokation der Ressourcen	143
Tabelle 31 — Ökonomische und ökologische Auswirkungen eines Importverbotes für Holz und Holzprodukte aus Indonesien	147
Tabelle 32 — Ökonomische und ökologische Auswirkungen von Transfers zum Schutz tropischer Wälder	151

Tabelle 33 — Auswirkungen ausgewählter Instrumente auf das reale Bruttoinlandsprodukt, die gesamte Biomassenentnahme und den Holzeinschlag	160
Tabelle A1 — Tropenwaldbestand nach Ländern und Waldformationen	161
Tabelle A2 — Tropenwaldrodung nach Ländern und Waldformationen	163
Tabelle A3 — Fortschreibung des Baumbestandes des indonesischen Tropenwaldes 1980–1990.....	165
Tabelle A4 — Aggregationsschema des Indonesien-Modells.....	167
Tabelle A5 — Input-Output-Tabelle für Indonesien 1985.....	168
Tabelle A6 — Gleichungen, Variable und Parameter des Indonesien- Modells	170

Verzeichnis der Schaubilder und Übersichten

Schaubild	1 — Individuelle Nachfragekurve für Besuche in einem Erholungsgebiet.....	32
Schaubild	2 — Externe Kosten des Holzeinschlags.....	48
Schaubild	3 — Auswirkungen von Produktions- und Exportsteuern im Fall des kleinen Landes.....	54
Schaubild	4 — Reallokationseffekt einer realen Abwertung	59
Schaubild	5 — Bestimmung der Höhe der Transferzahlungen zur Erhaltung tropischer Wälder.....	65
Schaubild	6 — Erzielbare Erntemenge im Faustmann-Modell	71
Schaubild	7 — Optimale Rotationsperiode im Faustmann-Modell.....	73
Schaubild	8 — Vergleich der optimalen Rotationsperioden im Faustmann-Modell und im Modell nachhaltiger Forstwirtschaft.....	76
Schaubild	9 — Vergleich der Erntemengen in dem Faustmann-Modell und im Modell nachhaltiger Forstwirtschaft.....	78
Schaubild	10 — Erzielbare Erntemenge im modifizierten Faustmann-Modell.....	81
Übersicht	1 — Ökonomische Werte von Umweltgütern	20
Übersicht	2 — Verwendungswerte des Tropenwaldes.....	23
Übersicht	3 — Vorgehensweise bei der angewandten allgemeinen Gleichgewichtsanalyse.....	68
Übersicht	4 — Struktur der sektoralen Produktionsfunktionen.....	66

A. Die Tropenwaldnutzung als Allokationsproblem

Tropische Wälder zeichnen sich wie viele andere Umweltgüter durch ihre Multifunktionalität aus.¹ Sie liefern den Rohstoff Holz, lassen sich in Nutzflächen für unterschiedliche ökonomische Aktivitäten umwandeln, bieten Erholungsmöglichkeiten und Lebensraum und tragen zur Stabilisierung des lokalen und globalen Klimas bei. Der außerordentliche Wert der Tropenwälder wird unter anderem dadurch dokumentiert, daß sie über die Hälfte aller derzeit bekannten Tier- und Pflanzenarten beherbergen und als weltweit größtes Holzreservoir gelten. Da sich die einzelnen Funktionen des Tropenwaldes zum Teil gegenseitig ausschließen, stellt sich aus ökonomischer Perspektive die Frage nach der optimalen Allokation der Ressource zwischen den konkurrierenden Verwendungen. Bis in die siebziger Jahre hinein war dieses Allokationsproblem in den meisten Tropenwaldgebieten nicht besonders dringlich, weil die Degradation der Wälder durch den Holzeinschlag und deren Rodung zur Erschließung von Nutzflächen einen so geringen Umfang hatten, daß die Biomassenentnahmen noch weitgehend durch die Erneuerbarkeit der Baumbestände ausgeglichen wurden.² Dies änderte sich aber ab Ende der siebziger Jahre, als sowohl der Holzeinschlag als auch die Rodungen ein Ausmaß erreichten, das die übrigen Funktionen des Tropenwaldes gefährdete. Zugleich wurden neue Informationen über den möglichen Nutzen der Tropenwalderhaltung bekannt, insbesondere in bezug auf die globale Funktion für die Stabilisierung des Weltklimas (vgl. dazu EK 1990: Abschnitt H).

In Anbetracht der sich verschärfenden Verwendungskonkurrenz ist die Zukunft der tropischen Wälder zu einem Schwerpunktthema der internationalen umweltpolitischen Diskussion geworden. Dabei offenbaren sich immer wieder, so z.B. auf dem „Erdgipfel“ in Rio de Janeiro 1992, fundamentale Gegensätze in den Interessenlagen der Industrie- und Tropenländer. Während die Industrieländer einen verstärkten Tropenwaldschutz als Voraussetzung für die Aufrechterhaltung der globalen Dienstleistungen des Tropenwaldes fordern, setzen die Tropenländer auf eine intensive Nutzung ihrer Wälder zum Zweck der nationalen Wohlfahrtssteigerung. Bei dieser Konfrontation wird weitgehend außer acht gelassen, daß möglicherweise auch die Tropenländer langfristig von einer reduzierten Rodung und einer nachhaltigeren, stärker an der Regenerationsfähigkeit

¹ Zu den allgemeinen ökonomischen Funktionen der Umwelt vgl. z.B. Siebert (1995: 11) und Tietenberg (1992: 19).

² So wurde z.B. die Rodung von Tropenwaldflächen zumeist von Wanderfeldbauern vorgenommen. Diese Nutzungsform ist mit einer Regenerierung des Tropenwaldes kompatibel, solange ausreichende Brachezeiten eingehalten werden.

der Bäume orientierten Forstwirtschaft profitieren könnten, weil auch sie auf die Bereitstellung öffentlicher Güter durch den Tropenwald — wie z.B. den Schutz vor Bodenerosion — angewiesen sind. Träfe dies zu, wäre der in der politischen Diskussion aufgetretene Konflikt zwischen Industrie- und Tropenländern übertrieben, weil beide Seiten ein Interesse an Maßnahmen zum Schutz der Tropenwälder haben sollten.

Eine solche Betrachtungsweise findet Unterstützung in der ressourcenökonomischen Literatur (vgl. z.B. Repetto und Gillis 1988 sowie Sharma 1992). Dort herrscht die Hypothese vor, daß sowohl aus globaler als auch aus lokaler Sicht eine Übernutzung der tropischen Wälder stattfindet. Die Übernutzung wird von den Autoren nur zum Teil damit begründet, daß einzelne Funktionen des Tropenwaldes den Charakter öffentlicher Güter haben und damit Marktversagen vorliegt, weil Knappheiten nicht über den Preis angezeigt werden. Als weiterer wichtiger Grund werden zahlreiche, in fast allen Tropenländern verbreitete Staatseingriffe genannt, die die Divergenz zwischen den privaten und sozialen Kosten der Tropenwaldnutzung noch verstärken (Barbier et al. 1992). Diese Interventionen reichen von der Subventionierung der inländischen Holzindustrie über staatlich geförderte Umsiedlungen in Tropenwaldregionen bis zur Bereitstellung verbilligter Kredite für die Viehzucht auf gerodeten Tropenwaldflächen. Darüber hinaus kann auch die allgemeine Wirtschaftspolitik, wie z.B. die Wahl des Handelsregimes, eine signifikante indirekte Wirkung auf die Tropenwaldnutzung haben, wenn sie die sektorale Allokation der Produktionsfaktoren beeinflußt (Barbier et al. 1992). Insgesamt lassen sich also eine Reihe möglicher Ansatzpunkte für ein verbessertes Tropenwaldmanagement ableiten. Es wurden auch schon Hypothesen bezüglich der Effekte der einzelnen Politikalternativen aufgestellt, die bisher jedoch nur in den wenigsten Fällen einer empirischen Überprüfung unterzogen wurden.

Vor diesem Hintergrund ist es das Ziel der vorliegenden Arbeit, durch eine systematische Analyse der diskutierten Politikreformen zur Schließung der bestehenden empirischen Lücke beizutragen. Dazu wird zunächst genauer herausgearbeitet, inwieweit und aufgrund welcher spezifischen Einflußfaktoren die gegenwärtige Allokation der Tropenwälder zwischen den konkurrierenden Verwendungen verzerrt ist. Auf dieser Basis werden dann verschiedene wirtschaftspolitische Optionen für eine Verbesserung der Allokation abgeleitet und empirisch überprüft. Dabei werden einerseits die Auswirkungen auf die Tropenwaldnutzung und andererseits die Auswirkungen auf die sektorale Produktionsstruktur und die gesamte Volkswirtschaft betrachtet, so daß mögliche Komplementaritäten und Konflikte zwischen ökologischen und ökonomischen Zielen identifiziert werden können. Letztendlich soll die empirische Analyse dazu dienen, die relativen Vorteile einzelner Maßnahmen aufzuzeigen und damit Anhaltspunkte für die Wahl einer optimalen Strategie des Tropenwaldmanagements zu liefern.

Die empirische Untersuchung wird am Beispiel Indonesiens durchgeführt. Indonesien eignet sich aus mehreren Gründen besonders für eine Fallstudie. Erstens gehört es zu den wenigen Ländern, die noch große zusammenhängende Flächen geschlossener Tropenwälder aufweisen. Da der indonesische Tropenwald sich zudem durch eine weit überdurchschnittliche Artenvielfalt auszeichnet, wird sein Wert als besonders hoch eingeschätzt. Zweitens ist Indonesien ein typischer — und der weitaus wichtigste — Vertreter der südostasiatischen Tropenländer, in denen — im Gegensatz zu Afrika und Lateinamerika — die Forstwirtschaft eine zentrale Rolle bei der Tropenwaldnutzung spielt. Schließlich kann im Falle Indonesiens auf eine vergleichsweise gesicherte Datenbasis zurückgegriffen werden.

Der Aufbau der Arbeit ergibt sich aus den oben angedeuteten Analyseschritten. Kapitel B dient dazu, den wirtschaftspolitischen Handlungsbedarf zu ermitteln. Ausgehend von einer Bestandsaufnahme der gegenwärtigen Gefährdung des Tropenwaldbestandes durch Degradation und Rodung wird zunächst die Frage gestellt, inwieweit ein verstärkter Tropenwaldschutz generell geboten ist. Zu diesem Zweck werden die lokalen und globalen Nutzen der Tropenwalderhaltung den aus dem Holzeinschlag bzw. der Erschließung neuer Nutzflächen resultierenden Nutzen gegenübergestellt, wobei letztere als Opportunitätskosten der Tropenwalderhaltung zu interpretieren sind. Die Umsetzung des identifizierten generellen Handlungsbedarfs in konkrete wirtschaftspolitische Maßnahmen für das Fallbeispiel Indonesien erfolgt anschließend über eine Analyse der wichtigsten Determinanten der Tropenwaldnutzung.

Um die abgeleiteten Politikmaßnahmen empirisch überprüfen zu können, wird in Kapitel C zunächst ein Modellrahmen entwickelt. Es handelt sich dabei um ein berechenbares allgemeines Gleichgewichtsmodell, das die Volkswirtschaft Indonesiens als ein System interdependenter Märkte abbildet. Das Modell ist in mehrfacher Hinsicht an die gegebene Fragestellung angepaßt. So ist es um ein detailliertes forstwirtschaftliches Teilmodell erweitert und trägt damit der dominierenden Rolle der indonesischen Forstwirtschaft bei der Tropenwaldnutzung Rechnung. Außerdem erfolgt eine sektorale Disaggregation, die es erlaubt, sämtliche an der Tropenwaldnutzung direkt oder indirekt beteiligten Wirtschaftsbereiche zu identifizieren. Schließlich läßt sich im Modell verfolgen, wie die sektorale Allokation des Produktionsfaktors Tropenwaldboden auf veränderte Anreize reagiert. Dies ist der entscheidende Vorteil des gewählten Ansatzes gegenüber einem partialanalytischen Vorgehen, bei dem nur die Anpassung der Bodennutzung in dem betrachteten Sektor analysiert werden kann.

Mit Hilfe des berechenbaren allgemeinen Gleichgewichtsmodells werden die für Indonesien relevanten Politikmaßnahmen dann hinsichtlich ihrer ökonomischen und ökologischen Wirkungen untersucht. Die berücksichtigten Politiken erstrecken sich dabei auf die vier Bereiche Korrektur von Marktversagen auf na-

tionaler Ebene, Beseitigung ökologisch schädlicher Staatseingriffe in die Tropenwaldnutzung, Durchführung allgemeiner wirtschaftspolitischer Maßnahmen, die auf ökonomische Ziele ausgerichtet sind, aber die Tropenwaldnutzung möglicherweise indirekt beeinflussen, sowie Maßnahmen zur Erhaltung der globalen Funktionen der Tropenwälder.

Im abschließenden Kapitel D werden die Ergebnisse der Politikanalyse zusammengefaßt und bezüglich ihrer Übertragbarkeit auf andere Tropenländer bewertet, und es wird der Versuch unternommen, einzelne Maßnahmen zu einem konsistenten Programm für ein effizientes Tropenwaldmanagement zusammenzufügen.

B. Identifizierung des wirtschaftspolitischen Handlungsbedarfs

Ziel dieses Kapitels ist es herauszuarbeiten, inwieweit eine ökonomische Begründung für Staatseingriffe zum Schutz tropischer Wälder vorliegt und an welcher Stelle wirtschaftspolitische Maßnahmen gegebenenfalls ansetzen können. Basierend auf einer allgemeinen Darstellung für die Tropenländer wird bei der Analyse stets ein besonderes Augenmerk auf die Situation Indonesiens gerichtet. Das Kapitel dient damit der Vorbereitung der Simulationsexperimente in Kapitel C. Die Untersuchung beschränkt sich überwiegend auf die achtziger Jahre, weil zum einen die Tropenwaldproblematik erst in diesem Jahrzehnt größere Bedeutung erlangt hat und zum anderen für den Beginn der neunziger Jahre bisher nur eine sehr lückenhafte Datenbasis vorliegt.

Zunächst wird in Abschnitt B.I ein Überblick über den Umfang der Tropenwaldnutzung gegeben. Dabei wird nicht nur die aggregierte Inanspruchnahme des Tropenwaldes durch ökonomische Aktivitäten betrachtet, sondern es werden auch die einzelnen Wirtschaftsbereiche identifiziert, die an der Nutzung des Tropenwaldes beteiligt sind und deshalb als Zielgruppen für wirtschaftspolitische Maßnahmen in Frage kommen. Die rein physischen Angaben über die Tropenwaldnutzung lassen jedoch noch keinen Schluß darüber zu, ob ein verstärkter Schutz tropischer Wälder einen signifikanten ökonomischen Nutzen stiftet und damit eine Voraussetzung für die Durchführung von Politikreformen gegeben ist. Dieser Frage wird in Abschnitt B.II nachgegangen. Soweit dabei ein allgemeiner wirtschaftspolitischer Handlungsbedarf identifiziert wird, bedarf dieser noch einer Konkretisierung. Zu diesem Zweck erfolgt in Abschnitt B.III eine Darstellung der Determinanten der Tropenwaldnutzung für das Fallbeispiel Indonesien. Aus der Kenntnis der Nutzerstrukturen und ihrer Determinanten lassen sich schließlich die denkbaren Politikoptionen ableiten.

I. Umfang der Tropenwaldnutzung

In Übereinstimmung mit der Vorgehensweise der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (Food and Agriculture Organisati-

on, FAO), von der der Großteil der zur Tropenwaldnutzung³ verfügbaren Daten stammt, wird im folgenden eine Unterscheidung zwischen *Tropenwaldrodung* (deforestation) und *Tropenwalddegradation* (degradation) getroffen. Als Rodungen werden solche Eingriffe bezeichnet, die das Kronendach des Waldes auf weniger als 10 vH der Waldfläche reduzieren. Alle weniger gravierenden Schädigungen des Waldes, die überwiegend dem selektiven Holzeinschlag zuzurechnen sind, fallen unter den Begriff Degradation.

1. **Tropenwaldrodung**

Im folgenden wird zunächst auf aggregierter Ebene die Verringerung des Tropenwaldbestandes durch Rodungen für verschiedene Regionen beschrieben und dann analysiert, welche Wirtschaftssektoren zu dieser Verringerung beitragen.

a. Rückgang der Tropenwaldfläche

Wälder sind die dominierende Vegetationsform der Biosphäre. Folgt man der FAO-Definition,⁴ bedecken sie mit 3,2 Mrd. ha etwa ein Viertel der Landoberfläche (EK 1994: 354). Dabei sind grob drei große Waldökotypen voneinander zu unterscheiden:

- Die *borealen Wälder*, d.h. die überwiegend aus Nadelbäumen bestehenden Wälder der kaltgemäßigten nördlichen Breiten.
- Die *Wälder der gemäßigten Zone*, d.h. die im wesentlichen sommergrünen Laub- und Mischwälder im gemäßigten Klimabereich.
- Die *tropischen Wälder*, d.h. die immergrünen oder regengrünen Laubwälder im Bereich der Tropen.

Die tropischen Wälder weisen mit einer Gesamtwaldfläche von 1,75 Mrd. ha (Stand: 1990) die größte Ausdehnung unter den drei Waldökotypen auf. Sie erstrecken sich vom nördlichen bis zum südlichen Wendekreis und umfassen somit weite Teile Lateinamerikas, Afrikas sowie ganz Süd- und Südostasien. Auf Lateinamerika entfallen 918 Mill. ha, d.h. mehr als die Hälfte des gesamten

³ Hier werden unter dem Begriff *Tropenwaldnutzung* nur solche Aktivitäten subsumiert, die zu einer Verringerung des Baumbestandes führen. In Abschnitt B.II werden hingegen auch Nutzungen wie das Sammeln von Früchten berücksichtigt, die den Tropenwald intakt lassen.

⁴ Die FAO versteht unter einem Wald eine von Bäumen dominierte Vegetationsform. Die Bäume müssen dabei im Reifestadium eine Mindesthöhe von 7 Metern aufweisen und ihre Kronen mindestens 10 vH der Bodenoberfläche überschirmen.

Tropenwaldbestandes, auf Asien 311 Mill. ha und auf Afrika 528 Mill. ha (Tabelle 1). Das Ökosystem Tropenwald läßt sich wiederum in vier Subsysteme unterteilen (FAO 1993a), die sich vor allem hinsichtlich der Biomassendichte und der anzutreffenden Artenvielfalt deutlich unterscheiden:

- *Tieflandregenwälder* (41 vH der gesamten Tropenwaldfläche), d.h. immergrüne tropische Feuchtwälder, die sich in Höhen bis etwa 800 Meter über dem Meeresspiegel befinden. Ihr Verbreitungsgebiet umfaßt das Amazonas-Orinoko-Becken in Südamerika, den Golf von Guinea und das Kongo-Bekken in Afrika, die südostasiatischen Inseln Indonesien, Malaysia, Neuguinea und Philippinen sowie Indochina, Thailand, Sri Lanka und das westliche Indien.
- *Bergregenwälder* (12 vH), d.h. immergrüne tropische Feuchtwälder, die sich ab einer Höhe von 800 Metern über dem Meeresspiegel an die Tieflandregenwälder anschließen.
- *Regengrüne tropische Feuchtwälder* (34 vH), die während einer zwei- bis fünfmonatigen Trockenzeit zumindest Teile ihres Laubs abwerfen. Sie erstrecken sich im Anschluß an die immerfeuchten Regionen im Osten und Süden Afrikas, in Vorder- und Hinterindien sowie südlich und nördlich des Amazonasregenwaldes.
- *Regengrüne Trockenwälder* (13 vH), auch Trockensavannen genannt, die in einem Klima mit einer fünf- bis achtmonatigen Trockenzeit auftreten und ihr Laub während der Trockenzeit zumeist vollständig abwerfen. Tropische Trockenwaldformationen treten vor allem in Afrika südlich des Äquators und in Zentralamerika zwischen Costa Rica und Mexiko auf.

Die tropischen Tieflandregenwälder stellen weltweit das bei weitem artenreichste Ökosystem dar. Nach unterschiedlichen Schätzungen leben in den tropischen Feuchtwäldern insgesamt 50 bis 90 vH aller auf der Erde vorkommenden Tier- und Pflanzenarten, wovon wiederum über die Hälfte auf die Tieflandregenwälder konzentriert ist (Botkin und Talbot 1992). Ein typisches Merkmal für die tropische Tier- und Pflanzenwelt ist der sehr große Unterschied der Artenzusammensetzung an verschiedenen Standorten, verbunden mit einem hohen Grad von Endemismus, d.h. die Begrenzung des Verbreitungsgebietes einer Art auf einen sehr engen Raum, und einer geringen Zahl von Individuen einer Art pro Flächeneinheit.⁵

Neben der Artenvielfalt kennzeichnet die tropischen Tieflandregenwälder eine ausgesprochen hohe Biomassendichte, die nur von den temperierten Re-

⁵ Auf Madagaskar sind z.B. etwa 60 vH der rund 12 000 dort beheimateten Pflanzenarten endemisch. Auch Indonesien mit seinen 13 000 Inseln weist einen sehr hohen Endemismusgrad auf (EK 1994: 485).

genwäldern entlang der pazifischen Küste Nordamerikas übertroffen wird (EK 1994: 486). Bergregenwälder und regengrüne Feuchtwälder sind zwar im Durchschnitt weit weniger dicht und artenreich als Tieflandregenwälder, übertreffen jedoch bezüglich dieser beiden Kriterien noch die meisten borealen und gemäßigten Waldformationen. Dies trifft für die regengrünen Trockenwälder nicht zu. Aus diesem Grund, aber auch, weil in Trockenwaldregionen andere Probleme wie z.B. die Brennholzknappeit vorherrschend sind (Mercer und Soussan 1992), werden sie in der internationalen umweltpolitischen Diskussion über den Schutz tropischer Wälder meist ausgeklammert. Auch im weiteren Verlauf dieser Arbeit spielen Trockenwälder keine Rolle.

Tabelle 1 — Bestand an tropischen Wäldern und durchschnittliche jährliche Rodungsraten in verschiedenen tropischen Regionen 1976–1990 (Mill. Hektar)

Region	Tropenwaldbestand ^a		Durchschnittliche jährliche Rodung ^{a,b}			
	1980	1990	1976–1980		1981–1990	
Lateinamerika	992,1	918,1	5,4	(–0,6)	7,4	(–0,8)
Zentralamerika	79,2	68,1	1,0	(–1,5)	1,1	(–1,5)
Karibik	48,3	47,1	0,0	(–0,1)	0,1	(–0,3)
Südamerika	864,6	802,9	4,4	(–0,6)	6,2	(–0,7)
Asien	349,6	310,6	2,0	(–0,6)	3,9	(–1,2)
Südasien	69,4	63,9	0,3	(–0,5)	0,6	(–0,8)
Südostasien (kont.)	88,4	75,2	0,8	(–0,9)	1,3	(–1,6)
Südostasien (ins.)	191,8	171,4	0,9	(–0,5)	2,0	(–1,1)
davon:						
Indonesien	121,5	109,5	0,6	(–0,5)	1,2	(–1,0)
Afrika	568,6	527,6	3,7	(–0,6)	4,1	(–0,7)
Westliche Sahelzone	43,7	40,8	0,3	(–0,7)	0,3	(–0,7)
Östliche Sahelzone	71,4	65,5	0,8	(–0,9)	0,6	(–0,9)
Westafrika	61,5	55,6	1,3	(–2,2)	0,6	(–1,0)
Zentralafrika	215,5	204,1	0,6	(–0,2)	1,1	(–0,5)
trop. südl. Afrika	176,4	161,7	0,9	(–0,4)	1,5	(–0,9)
Alle Tropenländer	1 910,4	1 756,3	11,0	(–0,6)	15,4	(–0,8)

^aDie Zahlenangaben beziehen sich auf geschlossene und offene Waldflächen. Nicht enthalten sind Holzplantagen, Waldbrachen und Buschformationen. — ^bDie Zahlen in Klammern bezeichnen die durchschnittliche jährliche Abnahme der Tropenwaldfläche in vH des Anfangsbestandes.

Quelle: FAO/UNEP (1981), FAO (1993a), eigene Berechnungen.

Während die Ausdehnung der Waldflächen in den gemäßigten und nördlichen Breiten in der jüngsten Vergangenheit weitgehend unverändert geblieben ist, ist bei den Tropenwäldern eine signifikante Schrumpfung erkennbar (Tabelle 1). Nach den beiden von der FAO für 1980 und 1990 durchgeführten Forstinventuren hat sich die Tropenwaldfläche zwischen 1975 und 1990 um über 200 Mill. ha oder mehr als 10 vH, nämlich von 1967 Mill. ha auf 1756 Mill. ha verringert.⁶ Die durchschnittliche jährliche Rodung hat in den achtziger Jahren gegenüber der zweiten Hälfte der siebziger Jahre sogar noch leicht von 11 Mill. ha (0,6 vH) auf 15,4 Mill. ha (0,8 vH) zugenommen, wobei die Ergebnisse für Afrika, insbesondere diejenigen für Westafrika, mit großer Unsicherheit behaftet sind. Der von der FAO geschätzte beträchtliche Rückgang der Rodung in den westafrikanischen Ländern Nigeria und Côte d'Ivoire, der sich in einer Halbierung der Abholzung für ganz Westafrika in den achtziger gegenüber den siebziger Jahren niederschlägt, wird von anderen Autoren (z.B. Myers 1994) nicht bestätigt.

Hinter der insgesamt eher moderaten Erhöhung der Tropenwaldrodung von 0,6 auf 0,8 vH verbergen sich substantielle regionale Unterschiede. Während z.B. in Zentralamerika und in der Sahelzone kaum Veränderungen zu beobachten sind, hat sich in Südostasien und Zentralafrika die durchschnittliche jährliche Rodung im Zeitraum 1981–1990 gegenüber 1976–1980 etwa verdoppelt. Die Entwicklung in Südostasien wird dabei zu einem großen Teil von Indonesien bestimmt, dem Land mit der weltweit nach Brasilien und Zaire größten Tropenwaldfläche (Tabelle A1). Dort ist die durchschnittliche Rodung von jährlich knapp 600 000 ha auf 1,2 Mill. ha gestiegen.

Der Rückgang der Tropenwaldfläche allein erlaubt noch keine endgültige Aussage über das Ausmaß der Tropenwaldvernichtung an verschiedenen Standorten, weil die Zusammensetzung der Tropenwaldzonen regional stark variiert (Tabelle 2). Entsprechend konzentriert sich die Rodung auf unterschiedliche Waldformationen. Während in Asien, insbesondere in Südostasien, mehrheitlich Tieflandregenwald gerodet wird,⁷ dominiert in Afrika und Lateinamerika die Abholzung regengrüner Feuchtwälder. Dies impliziert, daß in Asien pro Hektar entferntem Tropenwald im Durchschnitt weit mehr Arten als in den beiden anderen Regionen gefährdet sind. Dieser Effekt wird noch dadurch verstärkt, daß aufgrund des überdurchschnittlich hohen Endemismusgrades in den südostasiatischen Regenwäldern die Wahrscheinlichkeit der Ausrottung erhöht

⁶ In diesen Zahlen sind die Aktivitäten der Forstwirtschaft nur zu einem geringen Teil enthalten, weil der mehrheitlich praktizierte selektive Holzeinschlag nicht zu einer Vernichtung des Waldes im Sinne der FAO-Definition führt. Zum Beitrag der Forstwirtschaft zur Tropenwaldnutzung vgl. Abschnitt B.I.2.

⁷ In Indonesien liegt der Anteil der gerodeten Tieflandregenwälder an der gesamten Rodung bei 85 vH, in Malaysia sogar bei 93 vH (Tabelle A2).

Tabelle 2 — Rückgang des Tropenwaldbestandes und Artenverlust nach Tropenwaldtypen und Regionen 1980–1990

Tropenwaldzone	Tropenwaldbestand		Kumulierte Rodung	Relativer Artenreichtum	Artenverlust
	1980	1990	1981–1990	1990	1981–1990
	Mill. ha			Anzahl der Arten	vH
Afrika					
Tieflandregenwald	91	87	4,7	30 700	2,0
Bergregenwald	38	35	2,9	12 300	2,5
Regengrüner Feuchtwald	274	251	22,5	13 000	2,5
Regengrüner Trockenwald	162	151	10,8	1 900	1,0
Asien					
Tieflandregenwald	199	177	21,6	40 400	4,3
Bergregenwald	53	47	5,8	13 500	3,8
Regengrüner Feuchtwald	48	42	6,6	7 600	4,3
Regengrüner Trockenwald	46	41	4,7	1 600	1,6
Lateinamerika					
Tieflandregenwald	474	454	19,4	57 900	1,6
Bergregenwald	138	122	16,2	18 400	4,0
Regengrüner Feuchtwald	326	294	31,8	13 700	3,0
Regengrüner Trockenwald	52	46	6,2	1 600	1,9

Quelle: FAO (1993a).

wird. Obwohl die gerodeten Flächen in den Tieflandregenwäldern Asiens und Lateinamerikas in den achtziger Jahren nur geringfügig voneinander abwichen, betrug der Artenverlust in Asien 4,3 vH gegenüber 1,6 vH in Lateinamerika.

Weiterhin weicht der Biomassenverlust in einigen Regionen signifikant vom Flächenverlust ab (Tabelle 3). Die regionale Biomassendichte schwankt zwischen unter 80 t/ha in afrikanischen Gebieten, in denen vorwiegend Trockenwald vorkommt, und 247 t/ha in der Karibik, wo Länder wie Surinam und Guyana noch überwiegend mit Tieflandregenwäldern bestockt sind (Tabelle A1). Die regionalen Unterschiede in der Biomassendichte haben z.B. zur Folge, daß Afrika bei Betrachtung des Biomassenverlustes eindeutig die Region mit der geringsten Tropenwaldvernichtung ist, obwohl es gemessen am Flächenverlust mehr Tropenwald als Asien eingebüßt hat.

Tabelle 3 — Biomassendichte und Biomassenverlust durch Rodung in verschiedenen tropischen Regionen

Region	Biomassendichte		Biomassenverlust durch Rodung		Flächenverlust durch Rodung
	1990		1981–1990		1981–1990
	t/ha	Mill. t	Mill. t	vH	vH
Lateinamerika	185,0	169 844	1 303	52	48
Zentralamerika	95,2	6 483	106	4	7
Karibik	247,0	113 638	30	1	1
Südamerika	189,0	151 723	1 167	46	40
Asien	180,8	56 170	732	29	25
Südasien	99,6	6 368	55	2	4
Südostasien (kont.)	187,1	14 075	246	10	8
Südostasien (ins.)	212,9	35 727	432	17	13
Afrika	133,0	70 144	479	19	27
Westliche Sahelzone	64,5	2 628	19	0	2
Östliche Sahelzone	80,3	5 254	48	2	4
Westafrika	97,3	5 409	58	2	4
Zentralafrika	227,1	46 349	259	10	7
trop. südl. Afrika	67,8	10 504	95	3	9
Alle Tropenländer	168,6	296 158	2 514	100	100

Quelle: FAO (1993a), eigene Berechnungen.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß der Bestand der Ressource Tropenwald in allen Tropenregionen seit 1975 stark abgenommen hat, daß sich eine signifikante Beschleunigung der Tropenwaldrodung aber nur für einige Regionen, z.B. für Südostasien, identifizieren läßt. An der Zunahme der Abholzung in Südostasien hat Indonesien den bei weitem größten Anteil. Dies ist ein Grund dafür, die Tropenwaldproblematik Indonesiens in den Mittelpunkt dieser Arbeit zu stellen. Als weiterer wichtiger Grund für die Auswahl Indonesiens kommt hinzu, daß das Land noch einen großen Bestand an dichten und artenreichen Tieflandregenwäldern aufweist⁸ und zudem bedingt durch den extrem hohen Endemismusgrad dort mehr Arten als in anderen Regionen gefährdet sind.

⁸ Eine größere Ausdehnung von Tieflandregenwäldern findet sich nur in Brasilien. Insgesamt sind 86 vH des indonesischen Tropenwaldes Tieflandregenwälder, 11 vH Bergregenwälder und 3 vH regengrüne Feuchtwälder (Tabelle A1).

b. Nutzerstrukturen auf gerodeten Tropenwaldflächen

Die Vernichtung tropischer Wälder ist vor allem auf den steigenden Bedarf an landwirtschaftlichen Nutzflächen zurückzuführen. In den achtziger Jahren war die Rodung zu über 90 vH der Ausweitung der Landwirtschaft zuzuschreiben, wobei dieser Anteil nach Schätzungen von Amelung und Diehl (1992: 73–75) zu etwa gleichen Teilen auf den Wanderfeldbau und die seßhafte Landwirtschaft entfiel, während die FAO den Beitrag des Wanderfeldbaus auf nur rund 35 vH veranschlagt (Singh 1993). Die seßhafte Landwirtschaft läßt sich wiederum in die drei Bereiche Ackerbau, Dauerkulturen (Kaffee, Kakao usw.) und Weidewirtschaft untergliedern. In welchem Maße diese drei Nutzungsformen für die Tropenwaldrodung verantwortlich sind, ist in Tabelle 4 wiedergegeben. Die Angaben in der Tabelle sind zwar mit großer Unsicherheit behaftet, weil sie

Tabelle 4 — Anteil der seßhaften Landwirtschaft an der Tropenwaldrodung 1980–1988 (vH)

Land	Ackerbau	Dauerkulturen	Weide- wirtschaft	Summe
Lateinamerika	18,5	2,5	39,4	60,3
Bolivien	4,1	14,5	0,0	18,6
Brasilien	31,6	4,1	40,0	75,7
Ecuador	7,1	1,2	42,2	50,5
Kolumbien	5,7	0,5	84,5	90,7
Peru	9,0	1,3	0,0	10,3
Venezuela	5,2	0,6	17,2	23,1
Asien	18,7	6,7	2,7	28,1
Indonesien	31,0	2,9	0,0	33,9
Laos	2,5	0,1	0,0	2,6
Malaysia	2,1	1,6	0,0	3,7
Neuguinea	8,1	5,6	0,0	13,6
Philippinen	4,4	6,3	13,1	23,8
Thailand	49,7	19,6	5,0	74,3
Vietnam	0,0	6,9	1,6	8,5
Afrika	15,6	2,1	0,6	18,4
Côte d'Ivoire	11,8	2,5	0,0	14,3
Kamerun	18,2	3,2	0,0	21,4
Madagaskar	3,9	2,2	0,0	6,1
Nigeria	39,6	0,0	3,8	43,3
Zaire	7,3	1,9	0,0	9,2
Alle Tropenländer	18,0	3,3	24,1	45,3

Quelle: Amelung und Diehl (1992), eigene Zusammenstellung.

auf nationalen Statistiken über Änderungen der Bodennutzung und nicht auf Waldinventuren basieren. Dennoch dürften sie zumindest einen Überblick über die Struktur der auf gerodeten Flächen seßhaft betriebenen Landwirtschaft ermöglichen. Im Zeitraum 1980–1988 entfielen von den etwa 45 vH der Rodungen, die auf die seßhafte Landwirtschaft zurückzuführen waren, 24 vH auf die Weidewirtschaft, 18 vH auf den Ackerbau und 3 vH auf Dauerkulturen.

Hinter dieser aggregierten Verteilung stehen erhebliche regionale Differenzen. In Lateinamerika werden Tropenwälder überwiegend für die Ausweitung extensiv bewirtschafteter Viehweiden gerodet,⁹ während diese Nutzungsform in Asien und Afrika bis auf wenige Ausnahmen praktisch ohne Bedeutung ist. In diesen beiden Kontinenten dominiert hingegen die Rodung für die Erschließung neuen Ackerlandes. Diese Dominanz ist in Indonesien besonders ausgeprägt. Dort finden die meisten Rodungen im Rahmen des Umsiedlungsprogramms Transmigrasi statt, das den Siedlern einen starken Anreiz zum Anbau von Nahrungsmitteln gibt (vgl. auch Abschnitt B.III). Dauerkulturen spielen in allen drei Kontinenten eine untergeordnete Rolle. Über alle Nutzungsformen addiert trägt die seßhafte Landwirtschaft in Lateinamerika mit 60 vH am meisten und in Afrika mit 18 vH am wenigsten zur Tropenwaldrodung bei.

Die Beteiligung des Wanderfeldbaus an der Tropenwaldvernichtung ist in Tabelle 5 für den Zeitraum 1981–1985 aufgeführt. Wanderfeldbau beschränkt sich dabei nicht auf die traditionelle Subsistenzwirtschaft indigener Völker, sondern wird auch in marktorientierter Form von Kleinbauern betrieben. Auch hier sind die Zahlen mit großer Vorsicht zu interpretieren, weil die meist auf Satellitenaufnahmen basierenden Schätzungen nicht zwischen Brandrodungen für den Wanderfeldbau und für seßhaft betriebene kleinbäuerliche Landwirtschaft diskriminieren können. Dies hat zur Folge, daß Rodungen, die nicht in den offiziellen Statistiken als Zunahme der landwirtschaftlichen Nutzfläche verbucht werden, oftmals einfach dem Wanderfeldbau zugerechnet werden. Die Angaben in Tabelle 5 sind somit als Obergrenzen zu verstehen. Unter diesem Vorbehalt ergibt sich im Aggregat ein Anteil des Wanderfeldbaus an der Tropenwaldrodung von 47 vH. Die meisten afrikanischen Länder liegen mit über 80 vH weit über diesem Durchschnitt, Thailand und einige lateinamerikanische Länder weit darunter. Indonesien weist einen Wert von 67 vH auf, der von Schätzungen der Weltbank, die einen Anteil von 59 vH ermittelt (World Bank 1990), in der Größenordnung bestätigt wird. Die indonesischen Wanderfeldbauern gehören in ihrer Mehrheit dem marktorientierten Segment an. Sie tragen z.B. mehr als die Hälfte zur gesamten indonesischen Kaffee-, Kokosnuß- und Kautschukproduktion bei (Pearce et al. 1990).

⁹ Ein vielzitiertes Beispiel hierfür ist die hochsubventionierte Viehwirtschaft im brasilianischen Teil des Amazonasregenwaldes (vgl. z.B. Browder 1988).

Tabelle 5 — Anteil des Wanderfeldbaus an der Tropenwaldrodung 1981–1985^a

Land	Für den Wanderfeldbau gerodete Fläche	
	1 000 ha	in vH der gesamten Rodung
Lateinamerika		
Bolivien	60	69,0
Brasilien	340	23,0
Ecuador	210	61,8
Kolumbien	300	36,6
Peru	114	42,2
Venezuela	26	20,8
Asien		
Indonesien	400	66,7
Laos	80	80,0
Malaysia	129	57,3
Thailand	40	16,3
Vietnam	65	100,0
Afrika		
Côte d'Ivoire	263	88,9
Kamerun	76	95,0
Nigeria	250	83,3
Zaire	150	83,3
Summe	3 170	46,5

^a Approximiert durch die Zunahme der Waldbrachen.

Quelle: Amelung und Diehl (1992).

Neben der Landwirtschaft lassen sich noch folgende Wirtschaftsbereiche identifizieren, die für die Rodung von Tropenwäldern verantwortlich sind: Der Bergbau, der Bau von Staudämmen und der Straßenbau (Amelung und Diehl 1992: Kapitel V). Größere Bergbauprojekte wurden in den achtziger Jahren nur in Brasilien innerhalb des Tropenwaldes durchgeführt. Die damit verbundenen Rodungen belaufen sich auf etwa 2,5 vH der gesamten brasilianischen Rodung, was hochgerechnet einem weltweiten Anteil von etwa 1 vH entspricht. Die Abholzung von Tropenwäldern für den Bau von Staudämmen konzentriert sich ebenfalls auf einzelne Länder. Signifikante Rodungsraten für diese Nutzungsform weisen nur Brasilien (3 vH), Venezuela (1 vH) und Mexiko (0,5 vH) auf. Der Straßenbau spielt schließlich in allen Tropenländern eine Rolle bei der Erschließung von Tropenwäldern, läßt sich aber bezüglich der Schädigung des Tropenwaldes nur schwer von den nachfolgenden ökonomischen Aktivitäten ab-

grenzen. Aggregiert über alle Tropenländer werden diesem Wirtschaftsbereich etwa 2 vH der Abholzung zugerechnet.

Insgesamt folgt aus dem empirischen Befund der Nutzerstrukturen, daß generell — vielleicht mit der Ausnahme Brasiliens — nur die Landwirtschaft signifikant zur Rodung tropischer Wälder beiträgt und somit als Zielgruppe für wirtschaftspolitische Maßnahmen zu berücksichtigen ist. Innerhalb dieses Sektors offenbaren sich jedoch bezüglich der Tropenwaldnutzung signifikante Unterschiede zwischen Ländern und Ländergruppen. In Südostasien hat die ackerbauliche Nutzung gerodeter Flächen ein hohes Gewicht, in Lateinamerika dominiert die Weidewirtschaft und in Afrika der Wanderfeldbau, wobei wiederum einzelne Länder von diesem regionalen Muster abweichen.

2. Tropenwalddegradation

Im Gegensatz zur vollständigen Vernichtung des Waldes durch Rodung läßt das mehrheitlich in der tropischen Forstwirtschaft praktizierte selektive Holzeinschlagsverfahren Teile des Baumbestandes intakt. In welchem Ausmaß der Tropenwald durch Holzeinschlag degradiert wird, hängt von der ursprünglichen Biomassendichte des Waldes, der Ernteintensität und dem Umfang der Ernteschäden ab. Tabelle 6 enthält Angaben über den Grad der Degradation in eingeschlagenen Primärwäldern für eine Reihe von Tropenländern. Der Grad der Degradation ist hier definiert als Quotient aus der durchschnittlich eingeschlagenen Holzmenge und dem durchschnittlichen Anfangsbestand in Primärwäldern,¹⁰ wobei die eingeschlagene Holzmenge mit dem Faktor zwei multipliziert wird, um Ernteschäden und Rodungen für die Konstruktion eines Wegenetzes zum Abtransport der geernteten Bäume in Rechnung zu stellen. Je geringer der Grad der Degradation ausfällt, desto eher ist von einer nachhaltigen Forstwirtschaft zu sprechen.

Im Durchschnitt aller Tropenländer errechnet sich eine durch Holzeinschlag bedingte Degradation in Höhe von 15 vH des Baumbestandes. Dabei reicht der Grad der Beeinträchtigung der Wälder von 5 vH im Kongo und in Kamerun, wo mit 6 bzw. 8 m³/ha nur eine sehr geringe Holzmenge eingeschlagen wird, bis zu 60 vH in Thailand und auf den Philippinen. Während der hohe Grad der Degradation in Thailand vornehmlich auf den geringen durchschnittlichen Baumbestand der dortigen Primärwälder zurückzuführen ist, ist die Ursache auf den Philippinen die mit 90 m³/ha weltweit höchste Intensität des Holzeinschlags. In

¹⁰ Die Berechnung des Grades der Degradation ausschließlich für Primärwälder ist gerechtfertigt, weil der Schwerpunkt des Tropenholzeinschlags mit weit über 80 vH in Primärwäldern liegt (EK 1994: 494).

Indonesien ist der Grad der Degradation zwar deutlich niedriger als in diesen beiden asiatischen Ländern, er liegt aber mit 20 vH noch über dem weltweiten Durchschnitt.

Will man den relativen Beitrag der Degradation zur gesamten Tropenwaldvernichtung ermitteln, so bieten sich grundsätzlich zwei Verfahren an (Amelung und Diehl 1992: 41–43): Zum einen kann man von der Annahme ausgehen, daß sich die durch Degradation und Rodung verursachten Schäden

Tabelle 6 — Beitrag der Holzwirtschaft zur Tropenwaldnutzung 1981–1985

Land ^a	Grad der Degradation durch Holzeinschlag ^b	Biomassenrückgang durch Holzeinschlag in vH des gesamten Biomassenrückgangs	Anteil der durch Holzeinschlag erschlossenen Primärwälder (vH)
Lateinamerika	0,15	6,8	62,1
Bolivien	0,20	20,8	75,5
Brasilien	0,10	6,4	100,0
Ecuador	0,25	6,8	33,2
Guyana	0,20	50,6	100,0
Kolumbien	0,30	3,2	11,8
Mexiko	0,30	2,6	12,6
Peru	0,15	9,3	79,6
Surinam	0,15	56,0	97,3
Venezuela	0,15	1,5	25,0
Asien	0,30	31,9	83,9
Indonesien	0,20	44,0	100,0
Laos	0,10	3,0	29,4
Malaysia	0,50	51,6	91,5
Myanmar	0,20	24,1	73,7
Neuguinea	0,50	50,7	79,7
Philippinen	0,60	49,2	100,0
Thailand	0,60	25,6	48,3
Afrika	0,10	6,5	74,2
Côte d'Ivoire	0,20	2,9	100,0
Gabun	0,10	45,0	100,0
Kamerun	0,05	10,0	98,5
Kongo	0,05	10,4	96,1
Nigeria	0,35	7,2	100,0
Zaire	0,15	2,2	17,6
Zentralafrik. Republik	0,10	29,9	95,5
Alle Tropenländer	0,15	10,4	71,2

^aEs werden nur solche Länder berücksichtigt, die mindestens 10 Mill. ha tropische Feuchtwälder besitzen. — ^bBerechnet als 2 × eingeschlagene Holzmenge (Primärwald)/Baumbestand (Primärwald).

Quelle: Amelung und Diehl (1992).

anhand der induzierten Biomassenverluste messen lassen, die bei Degradation durch die verdoppelte eingeschlagene Holzmenge approximiert werden können, während sie bei vollständiger Rodung dem Produkt aus gerodeter Fläche und dem entfernten Baumbestand entsprechen. Dabei wird zwischen Rodungen in Primär-, Sekundär- und unproduktiven Wäldern¹¹ differenziert, weil diese Waldtypen zum Teil erhebliche Unterschiede in den Baumbeständen aufweisen.

Zum anderen könnte man aus der Beobachtung, daß nahezu jeder einmal eingeschlagene Primärwald früher oder später vollständig gerodet wird, die Hypothese ableiten, daß diese Rodungen auf die Schaffung von Infrastruktur durch die Holzwirtschaft zurückzuführen sind. Dies würde wiederum implizieren, daß jener Sektor, der den Primärwald für die wirtschaftliche Aktivität öffnet, letztendlich für die vollständige Vernichtung der Tropenwälder verantwortlich ist, auch wenn er, wie die Holzwirtschaft, nur einzelne Bäume aus dem Wald entnimmt. Der relative Beitrag der Degradation zu dieser Öffnung von Primärwäldern ergibt sich dann einfach als Anteil der degradierten Primärwaldfläche an der Summe aus degradiertem und gerodetem Primärwald.

Der Anteil der Degradation an der Biomassenvernichtung beläuft sich, summiert über alle Tropenländer, auf 10,4 vH. In Lateinamerika und Afrika liegt der Anteil nur bei 6,8 bzw. 6,5 vH, d.h., die Forstwirtschaft spielt in diesen beiden Kontinenten im Aggregat bei der Vernichtung des Tropenwaldes eine untergeordnete Rolle. Nur einzelne Länder wie Guyana, Surinam und Gabun weichen signifikant von diesem Muster ab. In Asien hingegen ist die Degradation insgesamt zu nahezu einem Drittel an der Biomassenreduktion beteiligt. Noch höher als im asiatischen Durchschnitt ist der Anteil mit 44 bzw. 52 vH in den beiden weltweit größten Produzentenländern von Tropenholz, Indonesien und Malaysia (Abschnitt B.II.3.a).

Die Öffnung von Primärwäldern wird zu über 70 vH von der Holzwirtschaft vorgenommen. In einer Reihe von Ländern findet so gut wie keine Rodung auf Flächen statt, die nicht schon vorher eingeschlagen worden sind.¹² Aus diesem Befund könnte man schließen, daß die Kontrolle der forstwirtschaftlichen Aktivität in den meisten Fällen der Schlüssel zum Schutz des Tropenwaldes sei, da dann der Schrittmacher für die weitere Vernichtung des Tropenwaldes wegfiel.

¹¹ Als unproduktiv werden nach einer Definition der FAO solche Tropenwälder eingestuft, in denen wegen gesetzlicher Bestimmungen, Unzugänglichkeit der Terrains oder schlechter Holzqualität keine Holzernten möglich sind.

¹² Für Indonesien weist Tabelle 6 einen Wert von 100 vH aus, der impliziert, daß keinerlei Rodung in Primärwäldern stattfindet. Diesem Ergebnis widerspricht die Erkenntnis, daß im Rahmen des staatlichen Umsiedlungsprogramms Transmigrasi z.T. auch in Primärwäldern neue landwirtschaftliche Nutzflächen geschaffen wurden (Pearce et al. 1990). Insgesamt dürfte die Öffnung von Primärwäldern durch die Forstwirtschaft in Indonesien zwar hoch sein, aber unterhalb von 100 vH liegen.

In diesem Sinne läßt sich der Indikator jedoch nur bedingt interpretieren. Er besagt zwar, daß die Rodung von Flächen häufig erst nach der forstwirtschaftlichen Erschließung erfolgt, weil dadurch die Infrastrukturkosten gesenkt werden, läßt aber nicht den Umkehrschluß zu, daß in jedem Fall die Kosten des Zugangs zu Primärwäldern prohibitiv wären, wenn es keine vorherige Erschließung gäbe. Prohibitive Kosten sind vorwiegend für Kleinbauern zu vermuten, nicht aber z.B. für Besitzer ausgedehnter Weideflächen oder Minenbetreiber. Die Schrittmacherrolle der Holzwirtschaft hängt somit stark von den Nutzerstrukturen auf gerodeten Flächen ab, die im vorangegangenen Abschnitt diskutiert wurden. Sie dürfte in Südostasien und Afrika mit ihren im wesentlichen kleinbäuerlichen Strukturen von weit größerer Bedeutung sein als in Lateinamerika, wo die großflächige Weidewirtschaft dominiert.

Nimmt man den direkten Effekt der Degradation und den indirekten Effekt der Bereitstellung von Infrastruktur zusammen, so läßt sich feststellen, daß die Forstwirtschaft insgesamt ein bedeutender Faktor in der Tropenwaldnutzung und somit neben der Landwirtschaft zweiter potentieller Adressat wirtschaftspolitischer Maßnahmen zur Tropenwalderhaltung ist. Dies gilt am wenigsten für Lateinamerika, wo sowohl der direkte als auch der indirekte Effekt relativ gering ist, in stärkerem Maße für Afrika, wo dem geringen direkten Effekt ein starker indirekter Effekt gegenübersteht, und am meisten für Südostasien, wo beide Effekte stark sind. Indonesien ist mit einem hohen Anteil der Holzwirtschaft an der Biomassenvernichtung und einer Dominanz kleinbäuerlicher Landwirtschaft auf gerodeten Flächen ein typischer Vertreter Südasiens und kann somit als Fallbeispiel für diese Region gelten, in der die Rahmenbedingungen für die Forstwirtschaft für ein erfolgreiches Tropenwaldmanagement von zentraler Bedeutung sind.

II. Nutzen und Kosten der Tropenwalderhaltung

Nachdem im vorangegangenen Abschnitt die Bedeutung der Land- und Forstwirtschaft für die Rodung und Degradation tropischer Wälder herausgearbeitet wurde, soll jetzt der Frage nachgegangen werden, welchen Nutzen ein verbesserter Tropenwaldschutz stiften kann, der zu einem Rückgang von Rodung und Degradation führt, und mit welchen Opportunitätskosten er verbunden ist. Mit Hilfe dieser Informationen läßt sich eine Aussage darüber treffen, ob ein staatliches Eingreifen aus ökonomischer Sicht sinnvoll ist. Ausgangspunkt der Analyse ist die Feststellung, daß die exzessive Tropenwaldnutzung Kosten dergestalt verursacht, daß die Tropenwälder eine Reihe von Gütern und Dienstlei-

stungen nicht mehr bereitstellen können (Pearce 1992). Da diese Güter und Dienstleistungen nur zum Teil in die gängigen gesamtwirtschaftlichen Aggregate wie Bruttosozialprodukt und Exporte eingehen, halten Umweltökonomien (z.B. Fisher und Hanemann 1991; Kramer et al. 1992; Pearce 1992) ihre ökonomische Bewertung für notwendig, um den Nutzen eines verstärkten Tropenwaldschutzes zu demonstrieren. Basierend auf dieser Hypothese wird im folgenden zunächst dargestellt, wie eine möglichst umfassende Bewertung des Tropenwaldes aussehen könnte. Danach werden empirische Schätzungen für die einzelnen Werte des Tropenwaldes präsentiert, soweit entsprechende Informationen verfügbar sind. Schließlich wird auf die Opportunitätskosten der Tropenwalderhaltung eingegangen.

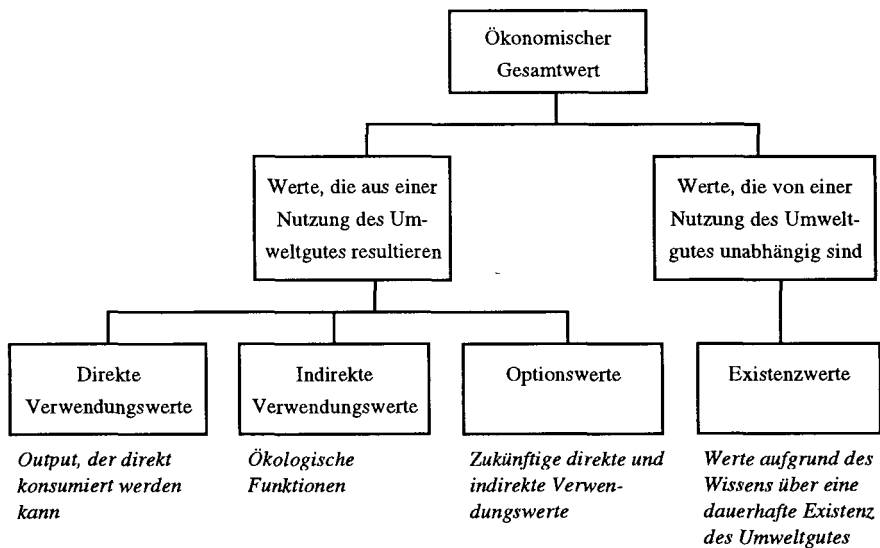
1. Grundlagen der ökonomischen Bewertung tropischer Wälder

a. *Ein konzeptioneller Rahmen zur Bewertung von Umweltgütern*

Umweltgüter haben die gemeinsame Eigenschaft, daß sie mehrere unterschiedliche Funktionen erfüllen, die jeweils einen Nutzen stiften (Siebert 1995: 10–14). Diese Funktionen reichen von der Rohstofflieferung über die ökologische Unterstützung ökonomischer Aktivitäten bis zur Bereitstellung von Landschaften für die menschliche Erholung. Als taxonomischer Rahmen für die Erfassung der verschiedenen Werte von Umweltgütern wird in der Umweltökonomie das Konzept des ökonomischen Gesamtwerts verwendet (Pearce und Turner 1990: Kapitel 9; Serageldin 1993). Der ökonomische Gesamtwert mißt den Nutzen, der durch die Erhaltung der Umwelt entsteht, bzw. den Schaden, der durch ihre Zerstörung verursacht wird.¹³ Das Konzept des ökonomischen Gesamtwerts unterscheidet zunächst einmal zwischen solchen Werten, die aus einer Nutzung der Umwelt resultieren, und solchen, die von jeglicher Nutzung unabhängig sind (Übersicht 1). Erstere lassen sich weiter in direkte und indirekte Verwendungswerte sowie in Optionswerte zerlegen. Direkte Verwendungswerte sind mit einer direkten Inanspruchnahme der Umwelt verbunden, wobei diese nicht in Form von Markttransaktionen erfolgen muß, sondern sich auch auf nicht über Märkte laufende Handlungen, wie z.B. das Betrachten einer Landschaft, erstrecken kann. Als indirekte Verwendungswerte werden ökologi-

¹³ Da die Opportunitätskosten des Umweltschutzes nicht berücksichtigt werden, handelt es sich um ein Bruttokonzept. Will man zu einer Entscheidung darüber kommen, ob es volkswirtschaftlich effizient ist, ein Umweltgut zu schützen, dann muß der ökonomische Gesamtwert dem Nettoertrag alternativer Nutzungsformen — z.B. der landwirtschaftlichen Bearbeitung von Tropenwaldflächen — gegenübergestellt werden.

Übersicht 1 — Ökonomische Werte von Umweltgütern



sche Funktionen der Umwelt bezeichnet, ohne die die ökonomische Aktivität beeinträchtigt wäre. Ein Beispiel hierfür ist der Schutz von Wassereinzugsgebieten durch Wälder. Ökologische Funktionen sind meist nicht auf den Standort des Umweltgutes beschränkt, d.h., es gehen positive externe Effekte von ihnen aus, die zum Teil auch grenzüberschreitend sind.

Wenn Unsicherheit herrscht, gibt der Verwendungswert, gemessen als erwarteter Zahlungsstrom aus der Nutzung der Ressource, die individuelle Zahlungsbereitschaft nicht korrekt wieder. In diesem Fall kommt der Optionswert als zusätzliche Wertkomponente hinzu (Bishop 1982).¹⁴ Der Optionswert kann als eine Art Versicherungsprämie dafür interpretiert werden, daß die Ressource für eine eventuelle Nutzung in der Zukunft auch tatsächlich zur Verfügung steht.

¹⁴ Dem Optionswert verwandt ist der sogenannte Quasi-Optionswert, der den Wert des zukünftigen Zuwachses an Informationen über ein Umweltaktivum mißt (Arrow und Fisher 1974). Wird z.B. ein Canyon überflutet, um einen Staudamm zu errichten, so besteht nicht mehr die Möglichkeit, in Zukunft wertvolle Rohstoffe zu entdecken, d.h., eine mögliche Wertsteigerung des unberührten Canyons wird durch den Staudammbau ausgeschlossen. Ein signifikanter Quasi-Optionswert ist dann zu erwarten, wenn die Veränderung der Umwelt irreversibel ist und zudem mit hoher Wahrscheinlichkeit in der Zukunft neue Erkenntnisse über den Wert der Umwelt gewonnen werden können. Der Quasi-Optionswert kann nicht zum Optionswert addiert werden, weil es sich um zwei verschiedene Konzepte zur Berücksichtigung von Unsicherheit handelt.

Das Vorzeichen des Optionswerts läßt sich nicht eindeutig bestimmen (Tabelle 7). Es hängt von der Risikoeinstellung der Individuen und der Quelle der Unsicherheit ab. Unsicherheit kann sowohl auf der Nachfrageseite bezüglich des zukünftigen Einkommens und der zukünftigen Präferenzen bezüglich des betrachteten Gutes als auch auf der Angebotsseite bezüglich der zukünftigen Verfügbarkeit und des Preises der Ressource entstehen. Geht man z.B. von der plausiblen Annahme aus, daß die meisten Menschen sich eher risikoavers verhalten, so läßt nur angebotsseitige Unsicherheit einen positiven Optionswert und damit eine höhere Zahlungsbereitschaft für den Umweltschutz im Vergleich zum reinen Verwendungswert erwarten.¹⁵ Einkommensunsicherheit veranlaßt die Individuen hingegen, einen Abschlag auf den Verwendungswert vorzunehmen, während die Auswirkungen von unsicheren Präferenzen indeterminiert sind (Pearce und Turner 1990: 133 f.).

Tabelle 7 — Vorzeichen des Optionswertes bei unterschiedlicher Risikoeinstellung und Quelle der Unsicherheit

	Risikofreude	Risikoneutralität	Risikoaversion
Nachfrageseitige Unsicherheit			
Einkommen ^a	+	0	–
Präferenzen	?	?	?
Angebotsseitige Unsicherheit			
Verfügbarkeit	–	0	+
Preise	–	0	+

^aDie Vorzeichen gelten nur für normale Güter.

Quelle: Eigene Zusammenstellung auf der Basis von Pearce und Turner (1990) und Bishop (1982).

Daß eine Wertschätzung für Umweltgüter auch unabhängig von einer beabsichtigten Nutzung vorhanden ist, äußert sich z.B. in Spenden an Umweltorganisationen wie den WWF. Eine positive Zahlungsbereitschaft ist besonders für Tierarten und Ökosysteme zu beobachten, die von den Individuen als auf verschiedene Motive zurückzuführen sein. Zum einen kann dem Individuum ein Nutzen daraus erwachsen, daß es um die Existenz einer seltenen Tierart oder einer schönen Landschaft weiß. Dieser Wert wird in der Umweltökonomie als

¹⁵ Auch bei angebotsseitiger Unsicherheit kann der Optionswert theoretisch negativ sein (vgl. z.B. Hartman und Plummer 1987). Die empirische Evidenz deutet jedoch darauf hin, daß positive Optionswerte eindeutig überwiegen (vgl. z.B. die Zusammenstellung in Kling 1993).

Existenzwert bezeichnet. Zum anderen ist auch denkbar, daß Individuen nicht-menschlichen Lebewesen Rechte zugestehen oder — z.B. aus religiösen Gründen — eine Verpflichtung zur Erhaltung der Umwelt sehen. Während eine auf solchen ethischen Prinzipien basierende Wertschätzung, die keine Nutzenabwägung zwischen Umweltschutz und anderen Nutzungsformen zuläßt, nicht mit dem in der neoklassischen Wohlfahrtstheorie verankerten Konzept des ökonomischen Gesamtwerts vereinbar ist, läßt sich der Existenzwert grundsätzlich integrieren, indem man ihn wie ein reines öffentliches Gut behandelt (Kopp 1992).

Prinzipiell sollten sich die oben angeführten Komponenten des ökonomischen Gesamtwerts auf einfache Weise aggregieren lassen, so daß gilt:

$$\begin{aligned}
 [1] \quad \text{Ökonomischer Gesamtwert} = & \quad \text{direkte Verwendungswerte} \\
 & + \text{indirekte Verwendungswerte} \\
 & + \text{Optionswerte} + \text{Existenzwerte.}
 \end{aligned}$$

Wie im folgenden noch gezeigt wird, kann es jedoch vorkommen, daß verschiedene Komponenten sich gegenseitig ausschließen oder doch zumindest beeinträchtigen. In diesem Fall ist das Konzept des ökonomischen Gesamtwerts nur noch eingeschränkt für Wohlfahrtsaussagen geeignet.

b. Die Güter und Dienstleistungen des Tropenwaldes

Wendet man das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes auf den Tropenwald an, so lassen sich eine Reihe von direkten und indirekten Verwendungswerten identifizieren (Übersicht 2). Unter den direkten Verwendungswerten hat der Holzeinschlag durch die Forstwirtschaft die größte ökonomische Bedeutung, wobei sich jedoch die Frage stellt, inwieweit der Holzeinschlag mit der Bereitstellung der übrigen Güter und Dienstleistungen des Tropenwaldes kompatibel ist. Eine weitgehende Bewahrung dieser übrigen Funktionen ist wohl nur dann zu erwarten, wenn die Forstwirtschaft dem Prinzip der Nachhaltigkeit genügt, d.h. wenn die Erntemenge zuzüglich der verursachten Ernteschäden das natürliche Baumwachstum nicht übertrifft. Obwohl diese Bewirtschaftungsform auch in Tropenländern möglich ist, wird sie im Gegensatz zur gemäßigten Zone nur äußerst selten praktiziert (Poore et al. 1989). Selbst eine nachhaltige Forstwirtschaft dürfte nicht ganz ohne ökologische Nebenwirkungen sein und z.B. zum Verlust einiger Arten führen. Zu beachten ist somit, daß bei Berücksichtigung der Forstwirtschaft die Komponenten des ökonomischen Gesamtwerts der Ressource Tropenwald nicht ohne weiteres — wie Gleichung [1] impliziert — aggregiert werden können (Pearce 1992).

Übersicht 2 — Verwendungswerte des Tropenwaldes

Direkte Verwendungswerte

- Tropenholz (aus nachhaltiger Forstwirtschaft)
- Nichtholzprodukte
- Medizinisches und genetisches Material
- Erholung

Indirekte Verwendungswerte

- Verhinderung von Bodenerosion und Nährstoffverlusten
- Verstetigung des Wasserstandes
- Stabilisierung des lokalen Klimas
- Stabilisierung des globalen Klimas

Außer Holz stellt der Tropenwald eine Vielzahl von Nichtholzprodukten bereit wie z.B. Rattan, Kautschuk, Nüsse, Früchte und Wildfleisch. Diese Produkte werden größtenteils direkt konsumiert bzw. auf lokalen Märkten gehandelt, teilweise aber auch in größerem Umfang exportiert wie in einigen südostasiatischen Ländern. In der vielfältigen Flora und Fauna des Tropenwaldes findet sich darüber hinaus medizinisches und genetisches Material, das für pharmazeutische Zwecke bzw. für die Entwicklung ertragreicherer oder resistenterer Getreidesorten verwendet werden kann. Es ist davon auszugehen, daß der überwiegende Teil dieses Verwendungswertes in Industrieländern entsteht, weil die Tropenländer im allgemeinen keine Eigentumsrechte an ihren medizinischen und genetischen Ressourcen haben (Sedjo 1992; von Braun 1995) und diese somit als freie Inputs für Pharmazieunternehmen und Saatgutproduzenten in Industrieländern zur Verfügung stehen. Für die Tropenländer selbst erhält die Artenvielfalt dadurch einen ökonomischen Wert, daß sie als Quelle für eine Vielzahl von traditionellen pflanzlichen Medikamenten dient, die eine lokale Verwendung finden. Schließlich gewinnt der Ökotourismus durch die Etablierung neuer Naturschutzgebiete immer mehr an Bedeutung. Auch diese Nutzungsform kann nicht uneingeschränkt zum ökonomischen Gesamtwert des Tropenwaldes addiert werden, weil z.B. der Aufbau einer touristischen Infrastruktur externe Kosten in Form einer Degradierung der Umwelt verursacht.

Zusätzlich zu den direkten Verwendungswerten geht vom Tropenwald ein positiver externer Effekt aus, indem er — sowohl lokal als auch global — bestimmte ökologische Funktionen erfüllt (EK 1990: Abschnitt H). Auf lokaler Ebene führt die Abholzung des Tropenwaldes zu einer Bodenerosion, mit der ein Verlust an Nährstoffen verbunden ist. Als Nebenwirkung der Bodenerosion beschleunigt sich der Oberflächenabfluß, und die Wasserspeicherkapazität des Bodens geht zurück. In der Folge steigen die Hochwassermarken der Wasserläufe während der Regenzeit, und der Wasserspiegel sinkt stärker während der

Trockenzeit, so daß die Wahrscheinlichkeit von Überschwemmungen und Dürren zunimmt. Weiterhin beeinflusst die Tropenwaldrodung das lokale Klima über Veränderungen des Wasserkreislaufs. Werden tropische Wälder vernichtet, so wird die Transpiration durch die Bäume unterbunden. Der Wasserdampf, der so der tropischen Troposphäre entzogen wird, kann durch eine erhöhte Verdunstung aus den Böden nicht kompensiert werden, so daß die Niederschlagsmengen abnehmen. Bei abnehmendem Niederschlag steigt zudem die mittlere Temperatur in Bodennähe, weil durch verringerte Verdunstung ein größerer Teil der Sonnenstrahlung an der Erdoberfläche in Wärme umgewandelt wird.

Auf globaler Ebene trägt die Abholzung des Tropenwaldes zum Treibhauseffekt bei. Projektionen besagen, daß sich bei einer Verdoppelung der vorindustriellen Werte der klimarelevanten Spurengase, die um das Jahr 2030 erwartet wird, eine Temperaturerhöhung um etwa 2,5° C einstellen wird (Cline 1992).¹⁶ Der Anteil der Tropenwaldnutzung am Treibhauseffekt — hauptsächlich in Form von CO₂-Emissionen, die bei der Verbrennung von Biomasse entstehen — wird in unterschiedlichen Schätzungen auf 15 vH (EK 1994: 11) bzw. 22–26 vH (Houghton 1993) veranschlagt.

Während zu erwarten ist, daß die Tropenwaldrodung auf lokaler Ebene in erster Linie zu einer Verringerung der landwirtschaftlichen Produktivität führt, sind die ökonomischen Wirkungen des Treibhauseffektes weitaus komplexer und weniger eindeutig. So hängt der Einfluß auf die Landwirtschaft von den Veränderungen der Temperaturen, der Niederschläge und der Bodenfeuchtigkeit ab und dürfte von Region zu Region unterschiedlich sein. Zu beachten ist ferner, daß ein höherer CO₂-Gehalt in der Atmosphäre auch eine Düngungsfunktion hat, wodurch das Pflanzenwachstum angeregt wird. Als weitere Folge des Treibhauseffekts wird ein Anstieg des Meeresspiegels um etwa 65 cm im Zeitraum 1990–2100 erwartet (IPCC 1990), der in einigen Regionen (z.B. in den Niederlanden und in Bangladesch) größeren ökonomischen Schaden zu verursachen droht. Weiterhin führt die Erderwärmung möglicherweise zu einer Zunahme tropischer Stürme, vermehrten Dürren und einer Ausrottung von Arten durch die Verschiebung von Vegetationszonen (Cline 1992).

Mögliche Options- und Existenzwerte des Tropenwaldes beziehen sich in erster Linie auf die Erhaltung des Lebensraumes für eine Vielzahl von Arten. Da aufgrund der zunehmenden Tropenwaldrodung eine erhebliche Unsicherheit über den zukünftigen Zustand der Wälder und der in ihnen existierenden Pflanzen- und Tierarten besteht, kann von einem positiven Optionswert als Versicherungsprämie für die zukünftige Verfügbarkeit medizinischer und genetischer

¹⁶ Cline (1992) geht davon aus, daß über einen längeren Zeitraum von 250 bis 300 Jahren eine globale Erwärmung um etwa 10° C zu erwarten ist, falls keine Politikänderungen erfolgen.

Ressourcen ausgegangen werden, auch wenn nachfrageseitig möglicherweise eine gegenläufige Wirkung ausgelöst wird, weil zu vermuten ist, daß die pharmazeutische Industrie in Zukunft aufgrund neuer biotechnologischer Möglichkeiten vermehrt synthetische anstelle von natürlichen Substanzen als Rohstoffe nutzen wird (Pearce 1992).¹⁷ Es ist ebenfalls mit einem positiven Existenzwert des Tropenwaldes zu rechnen, da es sich um ein einzigartiges Ökosystem mit der weltweit größten Artenvielfalt¹⁸ handelt. Diese Einschätzung wird empirisch gestützt durch die sich in Form von Spenden an Umweltorganisationen, die sich dem Tropenwaldschutz widmen, offenbarende Zahlungsbereitschaft für die Erhaltung des Tropenwaldes.

2. Empirischer Befund für den Wert einzelner Güter und Dienstleistungen des Tropenwaldes

Empirische Evidenz zu den einzelnen Nutzen der Tropenwalderhaltung ist nur in ziemlich geringem Umfang vorhanden. Die vorliegenden Studien, die im folgenden diskutiert werden sollen, beziehen sich auf verschiedene Tropenländer, wobei jedoch der Schwerpunkt auf Indonesien liegt. Bei der Präsentation erfolgt eine Trennung zwischen den verschiedenen lokalen Gütern und Dienstleistungen des Tropenwaldes, die sich auf die nationale Wohlfahrt auswirken, und den globalen Werten, die vornehmlich die Industrieländer betreffen.

a. Tropenholz

Die Bäume des Tropenwaldes haben deshalb einen Wert, weil sie potentiell als Tropenholz vermarktbare sind. Will man diesen Wert messen, so stellt sich zunächst die Frage, ob Informationen über den physischen Baumbestand als Grundlage für eine Bewertung vorhanden sind. Ist dies nicht der Fall, so muß auf die korrespondierenden Stromgrößen, d.h. auf die laufenden Holzernten, zurückgegriffen werden. Der Baumbestand von Tropenwäldern läßt sich jedoch auf der Basis der von der FAO für 1980 durchgeführten Forstinventur ermitteln

¹⁷ Ebenso ist der Quasi-Optionswert höchstwahrscheinlich positiv, weil das Wissen über den potentiellen Wert der im Tropenwald vorkommenden genetischen und medizinischen Ressourcen gegenwärtig noch sehr gering ist und eine Abholzung des Tropenwaldes zudem irreversibel wäre.

¹⁸ Nach unterschiedlichen Schätzungen leben zwischen 50 und 90 vH aller bekannten Arten im Tropenwald, obwohl der Tropenwald nur 7 vH der gesamten Erdoberfläche einnimmt (Botkin und Talbot 1992).

(Abschnitt B.I). Für die Bewertung des Baumbestandes stehen grundsätzlich drei verschiedene Meßkonzepte zur Verfügung (Repetto et al. 1989):

- der Marktwert der Ressource *in situ*,
- der Gegenwartswert aller zukünftigen Nettoerträge und
- der Nettopreis.

Die Anwendung des ersten Verfahrens setzt voraus, daß sich ein Markt für die noch nicht der Natur entnommene Ressource etabliert. Im Fall des Tropenwaldes, der sich in der Regel in Staatseigentum befindet, könnte dies z.B. durch eine Auktionierung von Holzeinschlagskonzessionen geschehen. Da Konzessionen in der Realität jedoch fast ausschließlich diskretionär und zu Preisen weit unterhalb der Marktpreise vergeben werden (Gillis 1992), sind keine geeigneten Daten über den Marktwert der Tropenwaldbäume verfügbar.

Unter den beiden verbleibenden Verfahren ist die Errechnung des Gegenwartswertes der Nettoerträge aus theoretischer Sicht vorzuziehen, da die Opportunitätskosten des Wartens in Form alternativer Anlagemöglichkeiten durch die Abdiskontierung zukünftiger Erträge explizit berücksichtigt werden. Dem steht gegenüber, daß für die Anwendung des Konzepts Informationen über zukünftig erwartete Preise, Kosten, Zinsen und Produktionsmengen benötigt werden. Die Nettopreismethode hingegen kommt mit Daten über laufende Kosten und Preise aus. Der Nettopreis entspricht der Ressourcenrente, d.h. dem Outputpreis abzüglich aller Faktorkosten einschließlich einer normalen Kapitalverzinsung, wobei die Outputpreise mit der Holzqualität und die Kosten mit der Zugänglichkeit des Terrains variieren. Die Wertermittlung für Bäume gleicher Qualität und Zugänglichkeit erfolgt in diesem Verfahren einfach durch Multiplikation des Nettopreises mit dem Baumbestand. Falls sich die Nettopreise wie in einem langfristigen Wettbewerbsgleichgewicht verhalten, d.h. mit der Ertragsrate alternativer Investitionen steigen, sind die Nettopreismethode und die Errechnung des Gegenwartswertes äquivalent. Da in der Realität Ungleichgewichtssituationen zumindest kurzfristig auftreten können, weil z.B. die der Kalkulation des Gegenwartswertes zugrundeliegende Annahme vollkommener Voraussicht nicht erfüllt ist (Landefeld und Hines 1985), ist mit voneinander abweichenden Ergebnissen zu rechnen.

Unter Verwendung der Nettopreismethode wurden Baumbestände und -bestandsveränderungen des indonesischen Tropenwaldes für den Zeitraum 1970–1990 ermittelt (Repetto et al. 1989; Tabelle A2). Tabelle 8 enthält mengen- und wertmäßige Angaben über die Baumbestände der Jahre 1980 und 1990. Für 1980 läßt sich der Bestand auf der Basis der für dieses Jahr von der FAO durchgeführten Forstinventur berechnen (vgl. Erläuterungen zu Tabelle A3). Es ergibt sich eine Menge von 24,2 Mrd. m³, wovon 10,3 Mrd. m³ auf Primärwälder,

Tabelle 8 — Wert des Baumbestandes des indonesischen Tropenwaldes 1980 und 1990

	1980	1990
Baumbestand (Mill. m ³)	24 248,00	21 730,20
davon: Primärwald	10 311,00	9 679,20
Holzpreis (\$/m ³)	106,93 ^a	68,00 ^b
Erntekosten (\$/m ³)	34,24	37,41
Primärrente (\$/m ³)	72,69	30,59
Sekundärrente (\$/m ³)	36,34	15,29
Baumbestand (Mill. \$)	1 256 046,90	480 361,80

^afob-Exportpreis. — ^bInländischer Outputpreis.

Quelle: Tabelle A2, eigene Berechnungen.

6,9 Mrd. m³ auf bereits eingeschlagene Sekundärwälder und 7,0 Mrd. m³ auf unproduktive Wälder entfallen. Bei der Bewertung des Baumbestandes wird berücksichtigt, daß nur in Primärwäldern durch Holzeinschlag die vollständige Ressourcenrente realisiert werden kann, während in den qualitativ weniger hochwertigen Sekundär- und unproduktiven Wäldern ein Abschlag vorgenommen werden muß, den Repetto et al. (1989) auf rund 50 vH des Nettopreises veranschlagen. Folglich wird der Bestand an Primärwäldern mit dem Nettopreis, der sogenannten Primärrente, und der übrige Bestand mit dem halbierten Nettopreis, der Sekundärrente, multipliziert.¹⁹

Für 1980 errechnet sich so ein Wert des Baumbestandes in Höhe von 1,25 Bill. Dollar, ein Betrag, der aufgrund eines in diesem Jahr auf dem Weltmarkt für Tropenholz herrschenden Preisbooms den absoluten Höchststand in der Periode 1970–1990 markiert. Der Baumbestand des Jahres 1990 wurde durch Fortschreibung des Baumbestandes von 1980 ermittelt (Tabelle A3). Der starke Wertverlust zwischen diesen beiden Jahren ist vornehmlich auf eine Depression der Ressourcenrente zurückzuführen, die wiederum in erster Linie von dem

¹⁹ Zu beachten ist, daß es sich bei dem verwendeten Nettopreis um eine Durchschnittsgröße für das in dem betrachteten Jahr verkaufte Tropenholz handelt. Dies bedeutet eine starke Vereinfachung, da in Indonesien aufgrund unterschiedlicher Holzqualitäten und unterschiedlicher Zugänglichkeit des Terrains erhebliche Preis- und Kostenunterschiede auftreten (Gray und Hadi 1990). Besonders in unproduktiven Wäldern kann es sogar vorkommen, daß Bäume eine negative Ressourcenrente und somit keinen potentiellen Wert als Tropenholz aufweisen. Insgesamt überschätzt somit der errechnete Wert den tatsächlichen Wert des Baumbestandes erheblich. Dies gilt jedoch weniger für die Baumbestandsveränderungen, die hier im Mittelpunkt des Interesses stehen, da diese zumeist in zugänglichen und hochwertigen Waldgebieten stattfinden.

1985 eingeführten Exportverbot für indonesisches Tropenholz herrührt, durch das der inländische Holzpreis weit unter den Weltmarktpreis gedrückt wurde. Bei Zugrundelegung des Weltmarktpreises für Tropenholz aus dem Nachbarland Malaysia hätte der Wert des indonesischen Baumbestandes 1990 immerhin bei etwa dem Doppelten der errechneten 480 Mrd. \$ gelegen (Gray und Hadi 1990). Der indonesische Tropenwald hat in den achtziger Jahren aber auch unabhängig von Schwankungen der Ressourcenrenten erheblich an Wert verloren. Insgesamt hat sich der Baumbestand um etwa 2,5 Mrd. m³, also um über 10 vH des Bestandes von 1980, verringert. Unterstellt man einen für die achtziger Jahre mittleren Nettopreis von 40 \$/m³, so bedeutet dies z.B. im Jahr 1988 eine Entwertung des Baumbestandes um 4,6 Mrd. \$ oder 5 vH des Bruttosozialprodukts dieses Jahres.

Daß zu diesem Wertverlust neben der Brandrodung auch der selektive Holzeinschlag beigetragen hat, verdeutlicht Tabelle 9. Zwar liegen die jährlichen Erntemengen beträchtlich unterhalb des natürlichen Wachstums der Bäume in Sekundärwäldern, jedoch kommt hinzu, daß beim Holzeinschlag je geerntetem Kubikmeter Holz etwa 1,98 m³ des im Wald verbleibenden Baumbestandes beschädigt werden (Repetto et al. 1989). Die addierten Verluste durch Ernte und Ernteschäden können durch das Baumwachstum nicht ausgeglichen werden, d.h., das Prinzip der Nachhaltigkeit ist nicht erfüllt. Dies wäre erst bei einer reduzierten Erntemenge von ca. 17,5 Mill. m³ der Fall.²⁰ Noch weiter öffnet sich die Schere zwischen der tatsächlich praktizierten und einer nachhaltigen Forstwirtschaft, wenn Nachhaltigkeit im Sinne eines im Zeitablauf *wertmäßig* konstanten Baumbestandes interpretiert wird. Da Holz vorzugsweise in Primärwäldern eingeschlagen wird und das Baumwachstum im qualitativ minderwertigeren Sekundärwald stattfindet, ist es angebracht, ersteres mit der Primärrente und letzteres mit der Sekundärrente zu bewerten. Nachhaltigkeit ist dann erst bei einer Erntemenge von etwa 13 Mill. m³ gewährleistet, d.h. bei der Hälfte des tatsächlich erzielten Volumens.²¹ Bei einem solchen Einschlagsregime hätte die indonesische Forstwirtschaft z.B. 1990 (ohne Holzverarbeitung) immer noch einen Nettoproduktionswert von knapp 400 Mill. Dollar (13 Mill. m³ (68 \$/m³–37,41 \$/m³)) oder etwa 0,4 vH des Bruttosozialprodukts erzielt, dem jedoch substantielle durch die drastische Ernteeinschränkung bedingte Opportunitätsko-

²⁰ Bei dieser Erntemenge ergäbe sich eine Biomassenentnahme aus dem Wald in Höhe von $17,5 \text{ m}^3 + 1,98 \cdot 17,5 \text{ m}^3 = 52,15 \text{ m}^3$, die in etwa dem Biomassenzuwachs dank des Baumwachstums entspräche.

²¹ Im Jahr 1980 z.B. impliziert eine Erntemenge von 13 Mill. m³, daß die Werte der Ernte und der Ernteschäden 945 bzw. 935 Mill. Dollar betragen. Die Summe beider Werte entspricht dann annähernd dem Wert des Baumwachstums in Höhe von 1886 Mill. Dollar.

Tabelle 9 — Holzeinschlag und biologisches Baumwachstum des indonesischen Tropenwaldes 1980 und 1990

	1980	1990
Mengen (Mill. m ³)		
Holzernte	25,2	27,8
Ernteschäden	49,8	55,0
Baumwachstum	51,9	51,9
Werte (Mill. \$)		
Holzernte ^a	1 831,8	850,4
Ernteschäden ^b	1 810,0	841,2
Baumwachstum ^b	1 886,1	793,5
^a Mit der Primärrente bewertet. — ^b Mit der Sekundärrente bewertet.		

Quelle: Tabelle A2, eigene Berechnungen.

sten gegenüberstünden, weil die Holzwirtschaft ein bedeutender Produktionsbereich in der indonesischen Volkswirtschaft ist (vgl. dazu Abschnitt B.II.3.a).

b. Nichtholzprodukte und traditionelle Medizin

Für die vom Tropenwald bereitgestellten Nichtholzprodukte einschließlich pflanzlicher und tierischer Ressourcen zur Herstellung traditioneller Medikamente stehen prinzipiell die gleichen Bewertungsfaktoren wie für Tropenholz zur Verfügung. Da sich der Bestand an Nichtholzprodukten jedoch nicht ermitteln läßt, verbleibt nur die Möglichkeit, die periodischen Nettoeinnahmen zu berechnen. Noch schwieriger als für Tropenholz ist es dabei, verlässliche Daten über Entnahmekosten zu erhalten. Bei den direkt konsumierten Nichtholzprodukten kommt als zusätzliches Problem hinzu, einen geeigneten Preis für die Bewertung zu finden. Eine Möglichkeit besteht darin, den Marktpreis eines engen Substituts des betrachteten Produktes anzusetzen (Kramer et al. 1992).

In Anbetracht der schwierigen Datenlage beschränken sich die vorliegenden empirischen Studien auf eng begrenzte Tropenwaldflächen. So untersuchen Peters et al. (1989) die Profitabilität von Nichtholzprodukten im Vergleich zur Holzexploitation durch Kahlschlag auf einer ein Hektar großen Tropenwaldfläche im peruanischen Teil des Amazonas. Sie kommen zu dem Ergebnis, daß der Gegenwartswert für Nichtholzprodukte wie Latex und Früchte mit über 6 000 Dollar erheblich größer ist als für Tropenholz mit etwa 1 000 Dollar. Dieses Resultat läßt sich jedoch nicht auf ganze Wälder übertragen (Pearce und Warford 1993: 121). Erstens sind die Märkte für die meisten Nichtholzprodukte

relativ begrenzt, so daß die Preise bei einer Produktionsausdehnung stark fallen würden. Zweitens bezieht sich die Analyse auf ein sehr nah am Markt gelegenes Gebiet, wohingegen die meisten Tropenwaldflächen marktfern sind und sich somit das Problem hoher und vielfach prohibitiver Transportkosten stellt. Die gleichen Argumente gelten für zwei weitere empirische Untersuchungen. In einer Kosten-Nutzen-Analyse für den Korup-Nationalpark in Kamerun, der etwas weniger als 1 vH der Tropenwaldfläche Kameruns einnimmt, ermittelt Ruitenbeek (1989), daß die durch die Errichtung des Parks entgangenen Erträge aus dem Verkauf von Tropenholz ungefähr den durch die Ernte von Nichtholzprodukten realisierbaren Einkommen entsprechen. Schließlich haben Mendelsohn und Balick (1992) für ein Waldgebiet in Belize den lokalen Verwendungswert der Artenvielfalt analysiert. Die Autoren veranschlagen die jährlichen Nettoerträge aus der Gewinnung pflanzlicher Medikamente auf eine Spanne von 19 bis 61 Dollar pro Hektar Tropenwald. Würde man dieses Resultat auf den gesamten Tropenwald Belizes hochrechnen, so ergäbe sich selbst für die Untergrenze von 19 Dollar pro Hektar ein Gesamtwert pflanzlicher Ressourcen von 37,9 Mill. Dollar oder knapp über 10 vH des Bruttosozialprodukts.

Allgemein läßt sich die Bedeutung von Nichtholzprodukten für die Volkswirtschaften der Tropenländer kaum systematisch beurteilen. Dies trifft in besonderem Maße auf Afrika und Lateinamerika zu, wo nahezu die gesamte Produktion Subsistenzzwecken dient. Vereinzelt Informationen liegen hingegen für Asien vor. So stieg der Outputwert der Nichtholzprodukte Indonesiens (ohne Verarbeitung von Rattan) in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre von 80 Mill. Dollar (1985) auf 133 Mill. Dollar (1990) und hatte damit stets einen Anteil von etwa 6 bis 7 vH am Produktionswert der Forstwirtschaft (ohne Holzverarbeitung) (Partowidagdo 1995). Signifikante Exporte von Nichtholzprodukten sind ausschließlich in Südostasien zu verzeichnen (Tabelle 10).²² Dabei nimmt Indonesien eine absolute Spitzenstellung ein. Zu den Exporterlösen indonesischer Nichtholzprodukte steuert allein Rattan, bei dem Indonesien einen zwischen 75 und 90 vH schwankenden Weltmarktanteil hat, etwa 80 vH bei (DeBeer und McDermott 1989). Daß Nichtholzprodukte als Devisenquelle in Indonesien von nennenswerter Bedeutung sind, zeigt sich daran, daß sie im Durchschnitt etwa 10 vH der Exporterlöse der Holzwirtschaft erzielen. Nach Indonesien ist Thailand der bedeutendste Exporteur von Nichtholzprodukten. Dort entfallen auf Nichtholzprodukte fast genauso hohe Exporterlöse wie auf Holzprodukte, weil der Bestand an marktfähigen Tropenhölzern nahezu erschöpft ist. Schließlich erwirtschaftet auch Malaysia jährlich einige Millionen

²² Nicht berücksichtigt werden hier Länder wie Japan, Hongkong, Singapur und Taiwan, die unverarbeitete Nichtholzprodukte, insbesondere Rattan, importieren und daraus Fertigwaren wie z.B. Möbel herstellen.

Tabelle 10 — Exporterlöse für Nichtholzprodukte in Südostasien 1982–1987

	Indonesien		Malaysia		Thailand	
	Exporterlöse für Nichtholz- produkte	Exporterlöse für Holz und Holzprodukte	Exporterlöse für Nichtholz- produkte	Exporterlöse für Holz und Holzprodukte	Exporterlöse für Nichtholz- produkte	Exporterlöse für Holz und Holzprodukte
	Mill. \$	vH	Mill. \$	vH	Mill. \$	vH
1982	–	–	17	0,8	–	–
1983	135	12,5	4	0,2	–	–
1984	134	12,0	3	0,1	–	–
1985	137	12,3	3	0,1	–	–
1986	127	8,8	2	0,1	–	–
1987	238	9,1	11	0,4	45	55,6

Quelle: DeBeer und McDermott (1989), FAO (1993b), eigene Berechnungen.

Dollar durch den Export von Nichtholzprodukten, die jedoch im Vergleich zur Holzwirtschaft nicht ins Gewicht fallen.

Insgesamt läßt sich trotz der Beschränktheit der empirischen Evidenz folgern, daß Nichtholzprodukte an einzelnen Standorten eine große ökonomische Bedeutung haben können, die möglicherweise sogar die der Holzwirtschaft übertrifft, daß dies jedoch auf die gesamtwirtschaftliche Ebene nicht übertragbar ist. Die gesamtwirtschaftliche Bedeutung von Nichtholzprodukten dürfte in keinem anderen Land ähnlich groß sein wie in Indonesien, wo deren Anteil am Bruttoinlandsprodukt knapp über 0,1 vH liegt.

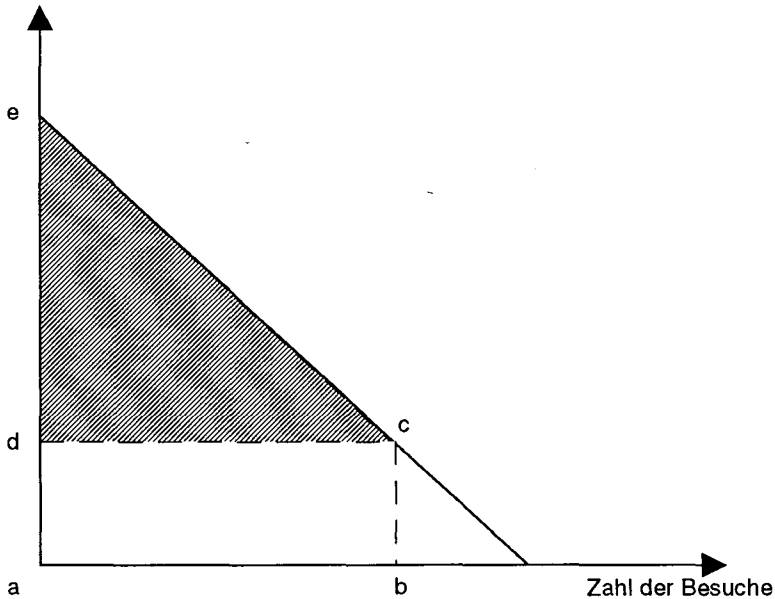
c. Ökotourismus

Zur mikroökonomischen Bewertung von Erholungsgebieten, wie z.B. einem Nationalpark im tropischen Regenwald, steht mit dem Reisekostenansatz ein bewährtes Instrumentarium zur Verfügung (Clawson und Knetsch 1966). Im Reisekostenansatz wird eine Nachfragekurve konstruiert, die beschreibt, wie häufig ein Besucher in Abhängigkeit der Reisekosten, die aus den Anfahrtskosten, eventuell anfallenden Eintrittspreisen sowie den Opportunitätskosten in Form entgangener Einkommen bestehen, ein bestimmtes Erholungsgebiet aufsucht (Schaubild 1). Die Fläche unterhalb der Nachfragekurve gibt die Zahlungsbereitschaft des Besuchers für das Reiseziel an.²³ Subtrahiert man davon die Reisekosten *abcd*, die anfallen, wenn insgesamt *b* Besuche getätigt werden,

²³ Zumeist werden neben den Kosten noch sozioökonomische Variable wie Einkommen, Alter und Bildungsstand berücksichtigt, die den Verlauf der Nachfragekurve und somit auch die Zahlungsbereitschaft beeinflussen können. So ist z.B. von einer mit höherem Bildungsniveau steigenden Nachfrage nach Erholung auszugehen.

Schaubild 1 — Individuelle Nachfragekurve für Besuche in einem Erholungsgebiet

Kosten pro Besuch



so ergibt sich die Konsumentenrente *cde*, die die Nutzeneinbuße des Individuums bei einem Verlust der Erholungsmöglichkeit mißt. Durch Aggregation der individuellen Konsumentenrenten läßt sich dann der Gesamtwert des Erholungsgebietes berechnen.

Auf den Tropenwald angewendet wurde der Reisekostenansatz bisher in Studien für das Monteverde Naturreservat in Costa Rica (Tobias und Mendelsohn 1991) und für den Gunung Gede Nationalpark in Westjava, Indonesien (Darusman 1991). Beide Analysen beschränken sich auf inländische Touristen und damit auf den lokalen Nutzen der Tropenwalderhaltung, obwohl insbesondere das Monteverde Naturreservat auch von zahlreichen Ausländern besucht wird. Die aggregierten Konsumentenrenten betragen insgesamt 116 000 Dollar bzw. 12 Dollar je Hektar für das Monteverde Naturreservat im Jahr 1988 sowie 272 800 Dollar bzw. 18 Dollar je Hektar für den Gunung Gede Nationalpark im Jahr 1990. Da der Verlust eines Naturschutzgebietes nicht nur in der laufenden, sondern auch in allen folgenden Perioden zum Wegfall von Erholungsmöglichkeiten führt, entspricht der Gesamtwert des Gebietes dem Gegenwartswert aller gegenwärtigen und zukünftigen Nutzen. Unter der Annahme im Zeitablauf kon-

stanter Nutzen²⁴ und bei einer Diskontrate von 5 vH²⁵ hat das Monteverde Naturreservat einen Gesamtwert von 2,3 Mill. Dollar (230 Dollar je Hektar), der Gunung Gede Nationalpark von 5,4 Mill. Dollar (360 Dollar je Hektar). Da beide Naturschutzgebiete hinsichtlich der Besucherzahl etwa den Durchschnitt ihrer Länder repräsentieren, läßt sich aus den Fallstudien zumindest approximativ auf den gesamtwirtschaftlichen Wert des Ökotourismus in Tropenwaldgebieten schließen. Bei geschützten Waldflächen von 5,4 Mill. ha in Indonesien (FAO 1991) und 320 000 ha in Costa Rica (Sharma 1992: 557) resultieren jährliche Konsumentenrenten von 97,2 Mill. Dollar (0,1 vH des Bruttoinlandsprodukts) bzw. 3,8 Mill. Dollar (0,6 vH des Bruttoinlandsprodukts). Die entsprechenden Gegenwartswerte betragen 1,9 Mrd. Dollar bzw. 73,6 Mill. Dollar.

Liegen die für den Reisekostenansatz benötigten Informationen nicht vor, so muß auf die Nettoeinnahmen aus den im Tropenwald gelegenen Naturschutzgebieten zurückgegriffen werden. Mit dieser Methode läßt sich jedoch nur eine Untergrenze für den tatsächlichen Erholungswert des Tropenwaldes festlegen, weil die Opportunitätskosten und die Anfahrtkosten der Besucher im Gegensatz zum Reisekostenansatz nicht erfaßt werden. Ruitenbeek (1989) hat für den Korup Nationalpark in Kamerun jährliche Nettoeinnahmen von 180 000 Dollar errechnet. Auf den Hektar umgerechnet sind dies lediglich zwischen 1 und 2 Dollar, d.h., die Nettoeinnahmen liegen weit unterhalb der durch Reisekostenschätzungen ermittelten Werte, obwohl der Korup Nationalpark, in dessen Grenzen der älteste Regenwald Afrikas steht, überdurchschnittlich besucht ist. Die Nettoeinnahmen aus Tourismus dürften also nur einen unzureichenden Näherungswert für den tatsächlichen Erholungswert des Nationalparks darstellen.

d. Lokale ökologische Dienstleistungen

In Abschnitt B.II.1.b wurde die Hypothese aufgestellt, daß von der Abholzung tropischer Wälder ein negativer Einfluß auf die landwirtschaftliche Produktivität in benachbarten Gebieten ausgeht. Ehui und Hertel (1989) haben einen Ansatz entwickelt, um diesen Zusammenhang empirisch zu überprüfen. Sie defi-

²⁴ In Anbetracht stetig steigender Besucherzahlen in den meisten Naturschutzgebieten der Tropenländer dürfte diese Annahme eine Unterschätzung des tatsächlichen Wertes implizieren.

²⁵ Hier wird die Diskontrate verwendet, die Darusman (1991) in seiner Studie unterstellt. In der Literatur ist die angemessene Höhe der Diskontrate für die Bewertung von Umweltgütern umstritten. Die Vorschläge reichen von einem völligen Verzicht auf die Diskontierung zukünftiger Erträge bis zu einem Vorgehen wie bei allen anderen Berechnungen, in denen in der Zukunft liegende Erträge und Kosten zu berücksichtigen sind. Einen guten Überblick über die in der Diskussion vorgebrachten Argumente liefert das Streitgespräch zwischen Cline (1993) und Birdsall und Steer (1993).

nieren eine Ertragsfunktion, in der die landwirtschaftlichen Erträge (LE) vom Einsatz physischer Inputs (PI) in der laufenden Periode, von der gegenwärtigen Rodung (GR) und den kumulativ in der Vergangenheit gerodeten Flächen (KR) abhängen:

$$[2] \quad LE = f(PI, GR, KR).$$

Die Erwartung bezüglich der Vorzeichen in Gleichung [2] ist, daß die Durchschnittserträge mit wachsendem Einsatz von Düngemitteln und anderen Sekundärintputs zunehmen, die kumulative Abholzung die landwirtschaftliche Produktivität über die in Abschnitt B.II.1.b beschriebenen ökologischen Wirkungen (Bodenerosion, Störung des Wasserkreislaufs, usw.) reduziert, die Rodung der laufenden Periode jedoch zu höheren Erträgen führt, weil in der Asche der verbrannten Biomasse Nährstoffe enthalten sind.

Als Schätzgleichung spezifizieren Ehui und Hertel (1989) eine Approximation 2. Ordnung an die in Gleichung [2] angegebene allgemeine Funktion, wobei als einziger Interaktionsterm die Beziehung zwischen Sekundärintputs und laufender Rodung berücksichtigt wird, weil beide Variablen einen gleichgerichteten Einfluß auf den Nährstoffgehalt des Bodens haben. Die resultierende quadratische Ertragsfunktion lautet:

$$[3] \quad \begin{aligned} LE(t) = & a_0 + a_1 PI(t) + a_2 GR(t) + a_3 [KR(t)] + a_4 TR \\ & + \frac{1}{2} a_{11} [PI(t)]^2 + \frac{1}{2} a_{22} [GR(t)]^2 \\ & + \frac{1}{2} a_{33} [KR(t)]^2 + a_{12} PI(t) GR(t). \end{aligned}$$

Dabei bezeichnet TR einen deterministischen Trend als Näherungsvariable für den technischen Fortschritt.

Ehui und Hertel (1989) haben Gleichung [3] mit der Methode der kleinsten Quadrate für die Côte d'Ivoire geschätzt. Die Regressionsergebnisse sind in Tabelle 11 angegeben. Der hohe Wert des Bestimmtheitsmaßes zeigt, daß das verwendete Modell die Entwicklung der landwirtschaftlichen Erträge in der Côte d'Ivoire gut beschreibt. Mit Ausnahme des Interaktionsterms zwischen Sekundärintputs und laufender Rodung sind alle Koeffizienten bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 vH statistisch signifikant.²⁶ Erwartungsgemäß

²⁶ Die quadratische kumulative Rodung wurde wegen Insignifikanz aus der Regression eliminiert. Außerdem wurde eine Dummyvariable eingeführt, die der Tatsache Rechnung trägt, daß im Jahr 1975 aufgrund außergewöhnlich guter Witterungsbedingungen die landwirtschaftlichen Erträge weit über dem Durchschnitt lagen.

Tabelle 11 — Der Einfluß der Tropenwaldrodung auf die landwirtschaftliche Produktivität in der Côte d'Ivoire 1965–1984

Konstante	$PI(t)$	$GR(t)$	$KR(t)$	$\langle PI(t) \rangle^2$	$\langle GR(t) \rangle^2$	$PI(t) \cdot GR(t)$	TR	DUM
109,71**	9,92**	0,36**	-0,03**	-0,32**	-0,00074**	-0,0037	9,12**	9,96*
(2,86)	(3,95)	(2,60)	(-3,20)	(-4,02)	(-2,83)	(-1,36)	(3,57)	(2,38)
$R^2 = 0,87$			$F = 9,19$			$DW = 1,06^a$		
^a Der Durbin-Watson-Test liegt im unschlüssigen Bereich, d.h., die Nullhypothese fehlender Autokorrelation kann nicht abgelehnt werden; t-Werte in Klammern; *statistisch signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 vH; **statistisch signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 vH.								

Quelle: Ehui und Hertel (1989).

steigen die Erträge bei einer Zunahme der laufenden Rodung oder bei vermehrtem Einsatz von Sekundärintputs, jedoch mit abnehmender Rate, wie die negativen Koeffizienten der jeweiligen quadratischen Terme zeigen. Die kumulative Abholzung hat ebenfalls den erwarteten negativen Effekt auf die landwirtschaftliche Produktivität. Insgesamt wird also die Vermutung bestätigt, daß die Tropenwaldrodung mit externen Kosten für die angrenzende Landwirtschaft verbunden ist, die jedoch erst in der langen Frist wirksam werden.

e. Globale ökologische Dienstleistungen

Einen globalen Nutzen stiften tropische Wälder dadurch, daß sie Kohlenstoff speichern und damit dem Treibhauseffekt entgegenwirken sowie Lebensraum für eine Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten bieten. Hinsichtlich der Artenvielfalt ist zwischen den bereits in Übersicht 1 vorgestellten Verwendungs-, Options- und Existenzwerte zu unterscheiden.

Empirische Studien zum Treibhauseffekt haben sich bisher überwiegend mit den Kosten einer Klimaschutzpolitik beschäftigt (z.B. Manne und Richels 1992; Jorgenson und Wilcoxon 1991; Michaelis 1993). Die Messung der durch vermehrte Treibhausgasemissionen bedingten ökonomischen Schäden stößt hingegen auf große Schwierigkeiten. Dennoch gibt es einige Versuche, die möglichen globalen Produktionsverluste infolge des Treibhauseffektes abzuschätzen. Unter der Annahme einer Temperaturerhöhung um 2,5° C bis Mitte des nächsten Jahrhunderts werden aggregierte Verluste in der Größenordnung von 1 bis 1,5 vH des Weltsozialproduktes erwartet (Cline 1992; Fankhauser 1992; Nordhaus 1993), deren regionale Verteilung sehr uneinheitlich sein dürfte. So ist z.B. hinsichtlich der Auswirkungen des Treibhauseffektes auf die Landwirtschaft davon auszugehen, daß einige Regionen vom Treibhauseffekt profitieren

werden (ehemalige Sowjetunion, die VR China, Japan, Nordeuropa, Brasilien, Argentinien), während andere Regionen (Vereinigte Staaten, Kanada, EU) einen Rückgang der landwirtschaftlichen Produktivität hinnehmen müssen (Tobey et al. 1992). Für die Entwicklungsländer ist die Evidenz weniger eindeutig, dennoch dürfte der Effekt per saldo in dem Maße negativ werden, wie die Gefahr von Dürren wächst.

Basierend auf den Schätzungen über die Auswirkungen des Treibhauseffektes auf das Weltsozialprodukt lassen sich die durch die Tropenwaldrodung bedingten Schäden monetär bewerten. Nordhaus (1991) und Fankhauser (1994) geben pro emittierter Tonne Kohlenstoff auf die Gegenwart abdiskontierte Kosten in Höhe von 13 bzw. 20 Dollar als mittlere Schätzung an. Wie aus Tabelle 12 hervorgeht, entwichen 1989 durch die Rodung von Tropenwäldern etwa 1,4 Mrd. Tonnen Kohlenstoff, so daß sich der Gegenwartswert der in diesem einen Jahr entstandenen Schäden auf 18 bzw. 28 Mrd. Dollar beläuft, wovon ungefähr ein Drittel auf Brasilien und ein Zehntel auf Indonesien entfallen. Der tatsächlich im Jahr 1989 verursachte Schaden dürfte noch höher sein, weil auch in den Folgejahren Kohlenstoff aus der verbrannten Biomasse in die Atmosphäre entweicht (Pearce und Warford 1993: 129 f.). Betrachtet man den Schaden pro gerodeten Hektar Tropenwald und vergleicht diesen mit dem Verkaufspreis für Tropenwaldboden, der bei funktionierenden Märkten die erwarteten zukünftigen Erträge aus einer landwirtschaftlichen Nutzung der Fläche mißt, so zeigt sich zumindest für Brasilien, daß allein der Wert des Tropenwaldes als Kohlenstoffspeicher, der zwischen 1200 und 1800 Dollar pro Hektar liegt, seinen Wert als landwirtschaftliche Nutzfläche — der Bodenpreis im Amazonasgebiet Brasiliens beträgt durchschnittlich 150 Dollar pro Hektar — um etwa das Zehnfache übersteigt (Schneider 1993).²⁷

Die Bewertung des Verwendungswertes der Artenvielfalt für Medizin und Landwirtschaft ist mit zahlreichen Schwierigkeiten behaftet.²⁸ Zunächst geht es darum, die Zahl der pflanzlichen Arten zu bestimmen, die z.B. bei einer Umwandlung von Tropenwäldern in agrarische Nutzflächen von der Ausrottung bedroht sind. Danach gilt es festzulegen, wie groß die Wahrscheinlichkeit ist,

²⁷ Für andere Tropenländer sind entsprechende Angaben über Bodenpreise nicht verfügbar.

²⁸ Neben der Höhe des globalen Nutzens aus der Artenvielfalt ist dessen Verteilung auf Tropen- und Industrieländer von großer Bedeutung. Ein verstärkter Schutz der Artenvielfalt ist wohl nur dann zu erwarten, wenn die Eigentumsrechte derart reformiert werden, daß die genetischen und medizinischen Ressourcen nicht länger als freie — und damit für die Tropenländer wertlose — Güter behandelt werden. Vorschläge für eine solche Reform diskutiert Cervigni (1993). Zur Etablierung von effizienten Allokationsmechanismen für genetische Ressourcen vgl. auch von Braun (1995) und Stähler (1994).

Tabelle 12 — Monetäre Bewertung der durch die Tropenwaldrodung verursachten CO₂-Emissionen 1989

Land	Rodung	Emission von Kohlenstoff		Monetärer Schaden durch die Emission von Kohlenstoff (Gegenwartswert)			
				Nordhaus (1991)		Fankhauser (1994)	
	Mill. ha	Mill. t	t/gerodeten ha Wald	Mill. \$	\$/ha	Mill. \$	\$/ha
Bolivien	0,15	14	93,3	182	1 213	280	1 866
Brasilien	5,00	454	90,8	5 902	1 180	9 080	1 816
Guyana	0,05	4	80,0	52	1 040	80	1 600
Indonesien	1,20	124	103,3	1 612	1 343	2 480	2 066
Vietnam	0,35	36	102,9	468	1 338	720	2 058
Alle wichtigen Tropenländer	13,86	1 398	100,9	18 174	1 312	7 960	2 018

Quelle: Pearce und Warford (1993), eigene Berechnungen.

unter diesen Arten solche zu finden, die für die Entwicklung neuer Medikamente oder besserer Getreidesorten von Bedeutung sind. Für das Beispiel der pharmazeutischen Industrie hat Principe (1991) diese Wahrscheinlichkeit auf 1:10 000 bis 1:1 000 beziffert. Schließlich muß entschieden werden, wie erfolgreiche Entdeckungen zu bewerten sind. Der Preis für pflanzliche Rohstoffe ist hierfür als Grundlage nur unzureichend geeignet, da die Rohstoffe oftmals frei oder gegen geringfügige Entschädigungen verfügbar sind. Der Marktpreis des Endprodukts hingegen überschätzt den tatsächlichen Wert der pflanzlichen Rohstoffe, da in ihm auch zahlreiche andere Kostenkomponenten enthalten sind. Dies wird teilweise dadurch ausgeglichen, daß die Zahlungsbereitschaft der Konsumenten zumindest bei schwer zu substituierenden Produkten — z.B. bei Medikamenten, die sich noch nicht synthetisch herstellen lassen — über dem Marktpreis liegen dürfte.²⁹ Als Alternative zu der Bewertung mit tatsächlichen Preisen besteht die Möglichkeit, einen „Schattenwert“ des Produktes zu berechnen. Bei pharmazeutischen Erzeugnissen könnte dies z.B. die mit dem statistischen Wert des Lebens gewichtete Anzahl der durch den Einsatz eines

²⁹ Der Grad der Verfügbarkeit von Substituten ist die dominierende Determinante der Zahlungsbereitschaft für genetische und medizinische Ressourcen des Tropenwaldes (Pearce 1992). Da in Zukunft mit weiteren Fortschritten in der Biotechnologie zu rechnen ist, die die synthetische Herstellung von immer mehr Medikamenten und Getreidesorten ermöglichen werden, könnte der Wert der natürlichen Rohstoffe sinken.

neuen Medikaments geretteten Menschenleben sein. Pearce und Puroshothaman (1992) demonstrieren, daß sich unter Zugrundelegung der verschiedenen Meßkonzepte der jährliche pharmazeutische Wert der Artenvielfalt bezogen auf einen repräsentativen Hektar Tropenwald zwischen 2 und 420 Dollar bewegt. Der korrespondierende Gegenwartswert schwankt bei einer Diskontrate von 5 vH zwischen 40 und 8 400 Dollar.³⁰ Ein derartiges Intervall ist natürlich bei weitem zu groß, um eine wirtschaftspolitische Entscheidungshilfe liefern zu können.

Zum Options- und Existenzwert des Tropenwaldes liegen bisher keine Schätzungen vor. Das einzige erprobte Meßkonzept, mit dem diese Werte, die sich vor allem auf die Artenvielfalt im Tropenwald beziehen, gemessen werden könnten, ist die Methode der kontingenten Bewertung, bei der die Zahlungsbereitschaft für die Erhaltung eines Umweltaktivums durch Befragungen ermittelt wird (Mitchell und Carson 1989).³¹ Angewendet wurde dieses Verfahren bisher, um den Options- und Existenzwert einzelner Tierarten oder besonderer Sehenswürdigkeiten abzuschätzen (Pearce 1993). Das Konzept der kontingenten Bewertung wirft eine Reihe von Problemen auf. Unter anderem droht das aus der Diskussion über die Offenbarung von Präferenzen für öffentliche Güter bekannte Freifahrerverhalten. Zudem erfordert das Konzept ein hohes Maß an Information seitens der Befragten über das zu bewertende Objekt.³² Dies stellt gerade bei einem so komplexen und — z.B. hinsichtlich der Artenvielfalt und der ökologischen Funktionen — noch weitgehend unerforschten Ökosystem wie dem Tropenwald eine erhebliche Restriktion dar. Zusätzlich zu den grundsätzlichen Problemen mit der kontingenten Bewertung sind weitere Schwierigkeiten in den Werten selbst begründet. Beim Optionswert handelt es sich zwar um ein theoretisch einwandfrei definiertes Konzept, doch die unterschiedlichen Quellen der Unsicherheit erschweren eine Schätzung. Beim Existenzwert liegt das Hauptproblem darin, die Motive der Befragten zu erkennen. Nicht berücksichtigt werden sollten ethische Motive, die den Axiomen der neoklassischen Wohlfahrtstheorie widersprechen. Vermutlich erklärt jedoch gerade das Vorliegen

³⁰ Eine ähnliche Schwankungsbreite zwischen 26 und 4 646 Dollar erhalten Adger et al. (1994) für die mexikanischen Wälder.

³¹ Eine auf Befragungen gestützte Messung von Options- und Existenzwerten ist deshalb vorherrschend, weil davon ausgegangen wird, daß diese Werte sich nicht indirekt aus dem Marktverhalten von Individuen ableiten lassen. Die Gültigkeit dieser Annahme wird in jüngster Zeit jedoch angezweifelt (Larson und Flacco 1992; Larson 1993), weil beispielsweise Budgetumschichtungen für die Unterstützung von Umweltkampagnen vorgenommen werden. Möglicherweise könnten somit in Zukunft auch auf Marktbeobachtung basierende Verfahren Anwendung finden.

³² Für eine ausführliche Diskussion der mit der kontingenten Bewertung verbundenen Probleme vgl. Pearce und Turner (1990: 149–153).

dieses Motivs einen großen Teil der oft sehr hohen geschätzten Existenzwerte (Diamond und Hausman 1993: 22). Die Ermittlung hoher Existenzwerte kann darüber hinaus auch darauf zurückzuführen sein, daß relevante Substitute des betrachteten Umweltaktivums oder die Budgetrestriktion des Befragten in einer Befragung nicht berücksichtigt wurden (Loomis et al. 1994).

Alles in allem scheint derzeit eine sinnvolle Messung des globalen Wertes der Artenvielfalt in Tropenwäldern nicht möglich. Für den Wert des Tropenwaldes als Kohlenstoffspeicher läßt sich hingegen trotz beträchtlicher Unsicherheiten zumindest eine grobe Richtgröße bestimmen. Diese zeigt an, daß die Erhaltung tropischer Wälder einen erheblichen globalen Nutzen stiften könnte, der zumindest für Brasilien weit über dem Nutzen der landwirtschaftlichen Bearbeitung von Tropenwaldflächen liegt.³³

3. Opportunitätskosten des Tropenwaldschutzes

Den bisher diskutierten Nutzen der Tropenwalderhaltung, die eine nachhaltige Forstwirtschaft einschließt, stehen Opportunitätskosten gegenüber, weil konkurrierende Nutzungen des Tropenwaldes, nämlich der intensive Holzeinschlag durch die Forstwirtschaft sowie die Umwandlung in agrarische Nutzflächen, ausgeschlossen werden. Im folgenden wird auf die ökonomische Bedeutung dieser konkurrierenden Nutzungen eingegangen, um dann eine vorläufige — in Kapitel B.III zu präzisierende — Aussage darüber treffen zu können, inwieweit Änderungen in der Allokation des Tropenwaldes zwischen den drei möglichen Verwendungen geboten sind.

a. *Ökonomische Bedeutung der Holzwirtschaft*

Beim Holzeinschlag ist zwischen Brennholz- und Nutzholzgewinnung zu unterscheiden. Von den etwa 1 600 Mill. m³ in den Tropenländern geernteten Holzes entfielen im Jahr 1991 allein 84 vH auf Brennholz (FAO 1993b). Da das Sammeln und Einschlagen von Brennholz vor allem in den trockenen Tropen dominiert und den Baumbestand der tropischen Feuchtwälder kaum beeinträchtigt, wird es hier nicht weiter betrachtet. Von der verbleibenden Nutzholzproduktion in Höhe von rund 260 Mill. m³ im Jahr 1991 stammten 46 Mill. m³ aus Nadelholzpflanzungen (vorwiegend aus Brasilien und Mexiko) und 25 Mill. m³ aus Laubholzplantagen (vorwiegend aus Brasilien). Nach Abzug dieser beiden Kategorien betrug die Rundholzproduktion aus tropischen Naturwäldern 188,7

³³ Zu den Nutzen der landwirtschaftlichen Bearbeitung von Tropenwaldflächen vgl. auch Abschnitt B.II.3.b.

Tabelle 13 — Rundholzproduktion und -export wichtiger Tropenländer 1980 und 1991 (Mill. m³)

Land	Produktion		Export	
	1980	1991	1980	1991
Indonesien	29,9	28,6	14,9	0,0
Malaysia	28,4	39,7	15,2	19,3
Brasilien	20,4	23,1	0,0	0,9
Indien	16,4	20,8	0,0	0,0
Philippinen	8,1	4,1	1,1	0,0
Nigeria	7,4	7,9	0,0	0,0
Côte d'Ivoire	5,4	2,9	3,1	0,4
Thailand	4,7	2,9	0,0	0,0
Vietnam	2,8	4,7	0,0	0,1
Kamerun	2,3	3,1	0,7	0,7
Alle Tropenländer	153,8	188,7	38,0	25,5

^a Die Zahlen beziehen sich auf Laubholz, das aus Tropenwäldern stammt. Nicht enthalten ist Nutzholz aus Nadelholzplantagen und Laubholz für die Papierherstellung, das vorwiegend aus Plantagen gewonnen wird.

Quelle: FAO (1993c).

Mill. m³. Dies entspricht einer Steigerung von über 30 Mill. m³ gegenüber dem Jahr 1980 (Tabelle 13).

Der Anteil von Tropenholz an der weltweit erzeugten Holzmenge lag zwischen 1980 und 1991 stets bei etwas mehr als 10 vH (FAO 1993c). Die Tropenholzproduktion konzentriert sich zu etwa 60 vH auf die vier Länder Indonesien, Malaysia, Brasilien und Indien. Nur ein geringer und rückläufiger Anteil der Tropenholzproduktion wird unverarbeitet als Rundholz exportiert. Malaysia und Indonesien nehmen dabei eine Ausnahmestellung ein. Beide Länder wiesen 1980 einen hohen Exportanteil an der Produktion auf und beherrschten den Markt mit einem Anteil von zusammen 79 vH. Diese Rolle fällt inzwischen Malaysia allein zu, weil Indonesien aufgrund des 1985 eingeführten Exportverbotes für Rundholz aus dem Weltmarkt ausgeschieden ist, Malaysia dagegen seinen hohen Exportanteil an der Produktion nahezu gehalten hat.³⁴

Im Gegensatz zu unverarbeitetem Rundholz haben die Ausfuhren tropischer Holzprodukte zugenommen (Tabelle 14). Zu unterscheiden ist hierbei zwischen

³⁴ Zu einer detaillierten Beschreibung des Weltmarktes für Tropenholz, die auch die Importseite beleuchtet, vgl. Amelung und Diehl (1992: Kapitel III).

Schnittholz und Furnier- bzw. Sperrholz.³⁵ Sowohl die produzierte als auch die exportierte Schnittholzmenge zeigt sich über die achtziger Jahre als relativ konstant. Wie bei Rundholz ist Malaysia ebenfalls der dominierende tropische Exporteur und hat diese Position bis 1991 noch ausgebaut. Indonesiens Schnittholzexporte sind dagegen nach Einführung einer Exportsteuer gesunken. Im Gegensatz zur Situation auf den Märkten für Schnittholz zeigt sich sowohl bei der Produktion als auch bei den Exporten von Furnier- und Sperrholz eine enorme Angebotsausweitung in den achtziger Jahren. Dabei ist die Ausweitung des Exportangebotes an Furnier- und Sperrholz von 2 auf 11 Mill. m³ fast ausschließlich auf die Entwicklung in Indonesien zurückzuführen. Damit wurde Indonesien zum Marktführer im dynamischsten der drei untersuchten Teilmärkte für Holz- und Holzprodukte.³⁶

Tabelle 14 — Produktion und Export von Holzprodukten in wichtigen Tropenländern 1980 und 1991 (Mill. m³)

Land	Schnittholz				Furnier- und Sperrholz			
	Produktion		Export		Produktion		Export	
	1980	1991	1980	1991	1980	1991	1980	1991
Indonesien	4,8	9,0	1,2	0,8	1,0	9,6	0,2	8,3
Malaysia	6,2	8,9	3,1	4,9	1,1	2,6	0,6	1,7
Brasilien	7,7	9,3	0,6	0,4	2,5	2,9	0,3	0,6
Indien	9,2	15,0	0,0	0,0	0,3	0,4	0,0	0,0
Philippinen	1,5	0,7	0,7	0,0	0,8	0,4	0,4	0,1
Nigeria	2,8	2,7	0,0	0,0	0,1	0,2	0,0	0,0
Côte d'Ivoire	0,7	0,8	0,3	0,6	0,2	0,3	0,1	0,1
Thailand	1,5	0,9	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0
Vietnam	0,5	0,8	—	—	0,0	0,0	—	—
Kamerun	0,4	0,6	0,1	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0
Alle Tropenländer	41,7	55,5	7,0	7,9	7,9	18,9	2,1	11,1

Quelle: FAO (1993b), eigene Berechnungen.

³⁵ Die aggregierten Tropenholzexporte lassen sich durch Umrechnung der Schnitt-, Furnier- und Sperrholzmengen in Rundholzüquivalente ermitteln. Die Umrechnungsfaktoren lauten (FAO 1993c): 1 m³ Schnittholz = 1,82 m³ Rundholz; 1 m³ Furnier = 1,90 m³ Rundholz; 1 m³ Sperrholz = 2,30 m³ Rundholz.

³⁶ Bei höherwertigen Holzprodukten wie Möbeln haben die Tropenländer bisher keine nennenswerten Weltmarktanteile erreicht.

Insgesamt beliefen sich die Exporte von tropischem Holz und Holzprodukten 1991 auf ein Drittel der Produktion, d.h., ein großer Teil wurde in den Erzeugerländern selbst verbraucht. Dabei sind erhebliche Unterschiede zwischen einzelnen Ländern feststellbar: Während in Indien und Nigeria ausschließlich für den heimischen Markt produziert wurde, verzeichnete die Holzwirtschaft in Indonesien und Malaysia 1991 einen Exportanteil an der Produktion von rund 60 bzw. 80 vH.

Um die Bedeutung der Holzwirtschaft für die Gesamtwirtschaft der Tropenländer bewerten zu können, wird auf drei verschiedene Indikatoren zurückgegriffen:

- den Anteil der Tropenholzexporte an den gesamten Exporterlösen;
- den Anteil des Holzsektors an der gesamten industriellen Wertschöpfung;
- den Anteil der Beschäftigten in der Holzverarbeitenden Industrie an der gesamten Industriebeschäftigung.

Tabelle 15 zeigt diese Indikatoren für ausgewählte Tropenländer. Unter den führenden tropischen Holzproduzenten befindet sich mit Indonesien nur ein Land, in dem der Anteil der Tropenholzexporte an den gesamten Exporten 10 vH übersteigt,³⁷ d.h., ein Verlust der Einnahmen aus dem Export von Tropenholz würde die Importkapazität Indonesiens vergleichsweise am stärksten beeinträchtigen. Die beiden übrigen Indikatoren geben einen Hinweis auf die Bedeutung der Holzverarbeitung für die Industrialisierung in den Tropenländern. Lediglich in Indonesien und im Kongo ist mehr als 10 vH der industriellen Wertschöpfung der Holzwirtschaft zuzurechnen. In der Mehrzahl der Tropenländer liegt dieser Anteil unter 5 vH, weil entweder — wie in Indien oder Brasilien — eine stark diversifizierte Industriestruktur vorliegt oder — wie in den meisten afrikanischen Tropenländern — die Holzwirtschaft sich weitgehend auf die Produktion und den Export von Rundholz beschränkt.

Bei der Beschäftigung stellt sich die Situation etwas anders dar. Da die Holzverarbeitung vergleichsweise arbeitsintensiv ist, sind in einer Reihe von Ländern mehr als 10 vH der industriellen Arbeitnehmer in diesem Sektor beschäftigt. An der Spitze stehen Ghana und Kongo, wo in den achtziger Jahren rund ein Viertel der in der Industrie Beschäftigten im Holzsektor tätig waren. Sieht

³⁷ Von noch größerer Bedeutung ist der Export von Holz und Holzprodukten in einigen kleinen und wenig industrialisierten Tropenländern. So war die Forst- und Holzwirtschaft trotz ihres insgesamt recht geringen Volumens im Jahr 1988 z.B. in Myanmar mit 30 vH und in Liberia mit 21,6 vH am Gesamtexport beteiligt (Amelung und Diehl 1992).

man von diesen beiden Ländern ab, so würde Indonesien die größten Beschäftigungs- und Wertschöpfungsverluste erleiden, wenn die Tropenholzproduktion eingeschränkt würde.

Insgesamt zeigen die Tabellen 13–15 die zentrale Bedeutung der indonesischen Holzwirtschaft für den Weltmarkt und für die heimische Wirtschaft. Daraus läßt sich mit Bestimmtheit folgern, daß der von radikalen Naturschützern geforderte vollständige Verzicht auf den Holzeinschlag für das Land keine gangbare Alternative darstellt. Selbst eine strenge Orientierung am Prinzip der Nachhaltigkeit wäre wahrscheinlich noch mit zu hohen Opportunitätskosten verbunden, denn dies würde immerhin etwa eine Halbierung der jährlichen Holzernte erfordern (Abschnitt B.II.2.a). Der optimale Grad der Annäherung an eine nachhaltige Forstwirtschaft ist nicht eindeutig bestimmbar, weil sich zum einen nicht alle Güter und Dienstleistungen des Tropenwaldes bewerten lassen und weil zum anderen nicht genau bekannt ist, in welchem Ausmaß der gegenwärtig praktizierte Holzeinschlag den Wert dieser Güter und Dienstleistungen beeinträchtigt.

Tabelle 15 — Exporterlöse, Wertschöpfung und Beschäftigung in der Holzwirtschaft in wichtigen Tropenländern

Land	Exportерlöse für Holz und Holzprodukte (1991)		Wertschöpfung in der Holzverarbeitung			Beschäftigte in der Holzverarbeitung		
	Mill. \$	vH der gesamten Exporterlöse	Jahr	Mill. \$	vH der Industrie	Jahr	1 000	vH der Industrie
Indonesien	3 601	12,4	1989	1 266,7	13,3	1989	344,1	15,2
Malaysia	3 120	9,1	1989	520,3	6,8	1989	87,8	12,7
Brasilien	1 472	4,6	1985	2 324,2	3,0	1988	386,0	6,7
Indien	23	0,2	1980	376,0	2,9	1980	79,0	1,2
Philippinen	94	1,1	1988	257,2	4,1	1988	97,6	11,4
Nigeria	11	0,1	1980	160,0	2,5	1980	20,0	6,8
Côte d'Ivoire	278	9,2	1983	47,1	5,1	1983	3,9	8,0
Thailand	136	0,5		–	–	1984	56,0	4,3
Kamerun	201	9,9		–	–	1990	6,7	13,3
Ghana	93	9,4	1983	125,3	7,8	1983	14,7	25,2
Kongo	129	8,8	1988	9,4	11,4	1988	3,3	26,5
Mexiko	133	0,5		–	–	1990	12,1	1,2

Quelle: FAO (1993c), ILO (1992), World Bank (lfd. Jgg.), UN (lfd. Jgg.), eigene Berechnungen.

b. *Ökonomische Bedeutung der Landwirtschaft auf gerodeten Flächen*

Die gesamtwirtschaftliche Bedeutung der landwirtschaftlichen Nutzung gerodeter Tropenwaldflächen ist schwer zu ermitteln, weil in den Statistiken die Produktion auf Tropenwaldflächen nicht extra ausgewiesen ist. Sie läßt sich nur indirekt mit Hilfe von Produktivitätsschätzungen für diese Böden errechnen, die dann mit den Angaben über gerodete Flächen multipliziert werden. Entsprechende Schätzungen der landwirtschaftlichen Erträge auf Tropenwaldböden liegen für Brasilien, Indonesien und Kamerun vor (Amelung und Diehl 1992: Kapitel IV). In allen drei Ländern war die Produktivität auf gerodeten Flächen in den achtziger Jahren signifikant niedriger als auf Böden außerhalb des Tropenwaldes. Am krassesten fiel der Unterschied in Indonesien aus. Dort betrug die Wertschöpfung je Hektar auf den mit Tropenwald bewachsenen äußeren Inseln (Sumatra, Kalimantan, Sulawesi, Maluku, Irian Jaya) im Durchschnitt nur 24 vH der auf Java erzielten Wertschöpfung je Hektar.³⁸ Geht man weiterhin davon aus, daß durch Tropenwaldrodung die verfügbare landwirtschaftliche Nutzfläche im Durchschnitt der achtziger Jahre jährlich um etwa 2 vH erweitert wurde, so bedeutet dies eine Erhöhung der Agrarwertschöpfung um lediglich 0,5 vH pro Jahr. Bei einem Beitrag der gesamten Landwirtschaft zum Bruttosozialprodukt von rund 25 vH ergibt sich für die Landwirtschaft auf gerodeten Böden ein Anteil am Bruttosozialprodukt von kaum mehr als 0,1 vH. Aufgrund des großen Produktivitätsgefälles ist die ökonomische Bedeutung der Landwirtschaft auf Tropenwaldböden in Indonesien also weit geringer als der Bodeneinsatz vermuten ließe. Dies gilt ebenfalls — wenn auch in abgeschwächter Form — für Kamerun und Brasilien und vermutlich auch für viele andere Tropenländer, weil in den feuchten Tropen die Nährstoffe größtenteils in den Pflanzen gebunden sind, während der überwiegende Teil der Böden extrem nährstoffarm ist (EK 1994: 486).³⁹

Die relativ geringe gesamtwirtschaftliche Bedeutung der Landwirtschaft auf gerodeten Flächen deutet darauf hin, daß die Umwandlung von Tropenwäldern in agrarische Nutzflächen in vielen Fällen erfolgt, obwohl sie einen niedrigeren

³⁸ In Kamerun und Brasilien betrugen die entsprechenden Anteile 75 bzw. 83 vH. Die weit größeren Produktivitätsunterschiede in Indonesien dürften u.a. darauf zurückzuführen sein, daß der auf Java dominierende Reisanbau stärker von der grünen Revolution und dem damit verbundenen massiven Einsatz von Sekundärintputs profitierte als die Landwirtschaft der äußeren Inseln.

³⁹ Über den Beitrag der Landwirtschaft auf gerodeten Flächen zu Exporterlösen und Beschäftigung sind keine Daten verfügbar. Es ist jedoch davon auszugehen, daß der Exportanteil in den meisten Tropenländern — u.a. wegen hoher Transportkosten — unterhalb des Produktionsanteils liegt, während der Beschäftigungsanteil zumindest in Ländern mit mehrheitlich kleinbäuerlichen Strukturen in Tropenwaldgebieten aufgrund hoher Arbeitsintensität den Produktionsanteil übersteigen dürfte.

Nutzen stiftet als die beiden konkurrierenden Verwendungen, Holzeinschlag und Tropenwalderhaltung, und damit eine Fehlallokation des Tropenwaldes stattfindet. So übertrifft z.B. in Indonesien allein der Nettoertrag aus dem Verkauf von Tropenholz aus nachhaltiger Forstwirtschaft, also eine einzelne Komponente des ökonomischen Gesamtwertes des Tropenwaldes, den Produktionswert der Landwirtschaft auf umgewandelten Tropenwaldböden (Abschnitt B.II.2.a). Selbst die gesamtwirtschaftlich unbedeutenderen Nichtholzprodukte erreichen noch etwa das gleiche Outputniveau wie die Landwirtschaft im Tropenwald (Abschnitt B.II.2.b). Obwohl sich nicht alle Komponenten des ökonomischen Gesamtwertes quantifizieren lassen, scheint also zumindest für Indonesien der Schluß zulässig, daß die Opportunitätskosten in Form entgangener landwirtschaftlicher Erträge verglichen mit den Nutzen der Tropenwalderhaltung, die bei einer Rodung — anders als beim Holzeinschlag — vollständig eingebüßt werden, wenig ins Gewicht fallen und damit eine Verringerung der Tropenwaldrodung wohlfahrtssteigernd wäre.

III. Determinanten der Tropenwaldnutzung in Indonesien

Abschnitt B.II. hat gezeigt, daß hinsichtlich der Tropenwaldnutzung ein genereller Reformbedarf besteht. Beispielhaft für Indonesien wurde insbesondere der Nutzen einer verringerten Tropenwaldrodung herausgestellt. Aber auch eine reduzierte Intensität des Holzeinschlags dürfte trotz der signifikanten Opportunitätskosten ökonomisch geboten sein. Insgesamt haben die Untersuchungen die These gestützt, daß eine Übernutzung des Tropenwaldes durch die Agrar- und Forstwirtschaft stattfindet.

Ziel dieses Abschnittes ist es nun zu bestimmen, wie die Nutzung des Tropenwaldes durch die in Indonesien gegebenen wirtschaftspolitischen Rahmenbedingungen beeinflusst wird. Es werden zum einen direkt auf die Nutzer bezogene Anreize untersucht, die zu einer Übernutzung des Tropenwaldes führen. Dabei ist sowohl Markt- als auch Politikversagen zu analysieren, weil beide zusammen einen Keil zwischen die privaten und sozialen Kosten der Tropenwaldnutzung treiben (Barbier et al. 1992). Zum anderen werden auch allgemeine wirtschaftspolitische Maßnahmen mit indirekten Wirkungen auf die Tropenwaldnutzung betrachtet. Das Wissen über die möglichen Determinanten der Tropenwaldnutzung bildet dann die Grundlage für die Ableitung konkreter Reformvorschläge, deren Wirkungen in Kapitel C ausführlich diskutiert werden sollen.

1. **Direkte Anreize für die Übernutzung des Tropenwaldes**

a. Marktversagen

Die Land- und Forstwirtschaft wurden in Abschnitt B.I. als dominierende Nutzer des Tropenwaldes identifiziert. Für diese beiden Sektoren muß also die These des Marktversagens im Sinne einer Divergenz zwischen privaten und sozialen Kosten der Tropenwaldnutzung überprüft werden. Auf den Holzeinschlag durch die Forstwirtschaft läßt sich die Theorie erneuerbarer Ressourcen anwenden, da sich der Baumbestand nach jeder Ernte regeneriert.⁴⁰ Zu lösen ist ein intertemporales Allokationsproblem, bei dem die optimale Nutzung der Ressource in der Zeit ermittelt wird. Die resultierende Optimalitätsbedingung hängt von der Spezifizierung der Nutzungsrechte ab. Solange eindeutig zugewiesene und sichere Nutzungsrechte gegeben sind, hat der Nutzer der Ressource einen Anreiz, die durch eine Ernte zum gegenwärtigen Zeitpunkt entstehenden Nutzungskosten in Form der abdiskontierten zukünftigen Nettoerträge, die aus einer Verzögerung der Ernte resultieren würden, in sein Kalkül einzubeziehen.⁴¹ Im Gleichgewicht entsprechen dann die Nutzungskosten gerade der Differenz aus Ressourcenpreis und marginalen Entnahmekosten.

Für den Tropenwald trifft die Annahme adäquater Nutzungsrechte jedoch nicht zu. Der Holzeinschlag wird in den meisten Tropenländern durch die Vergabe von Einschlagskonzessionen geregelt, die der Staat als Eigentümer an private Unternehmer vergibt. Problematisch dabei ist, daß die Dauer der Konzessionen in der Regel die Zeit, die der Baumbestand zur Regeneration benötigt, erheblich unterschreitet. Sie liegt zwischen 5 Jahren in einigen afrikanischen Ländern und 20 Jahren in Indonesien, Liberia, Gabun, Malaysia und den Philippinen. Dagegen wird von Forstwissenschaftlern der minimale zeitliche Abstand zwischen zwei Ernten auf einer bestimmten Fläche auf 35 Jahre veranschlagt (Gillis 1992). Unter diesen Bedingungen hat der Konzessionär kein Interesse an einer langfristigen Gewinnmaximierung und wird Nutzungskosten nur insoweit internalisieren, wie er zukünftig mögliche Ernteerträge auch tatsächlich realisieren kann. Seine Zeitpräferenzrate wird dadurch erheblich höher als bei Vergabe längerfristiger Konzessionen. In Indonesien z.B. ist häufig zu beobachten, daß Konzessionäre vor Ablauf ihrer Einschlagserlaubnis ein zwei-

⁴⁰ Zu einer formalen Darstellung der Theorie erneuerbarer Ressourcen vgl. z.B. Siebert (1983: Kapitel 5). Die exakte Spezifizierung der forstwirtschaftlichen Aktivität in dieser Arbeit erfolgt in Kapitel C.I.1.

⁴¹ Bezogen auf den Tropenwald erstrecken sich die Nutzungskosten nicht nur auf die Holzernte selbst, sondern auch auf die Schäden, die den nicht geernteten Bäumen durch den Einsatz schwerer Erntemaschinen zugefügt werden.

tes Mal auf der gleichen Fläche ernten, obwohl der Staat dies nicht gestattet, und dabei den restlichen Baumbestand derart beschädigen, daß eine Regeneration kaum noch möglich ist (Thiele 1994a).

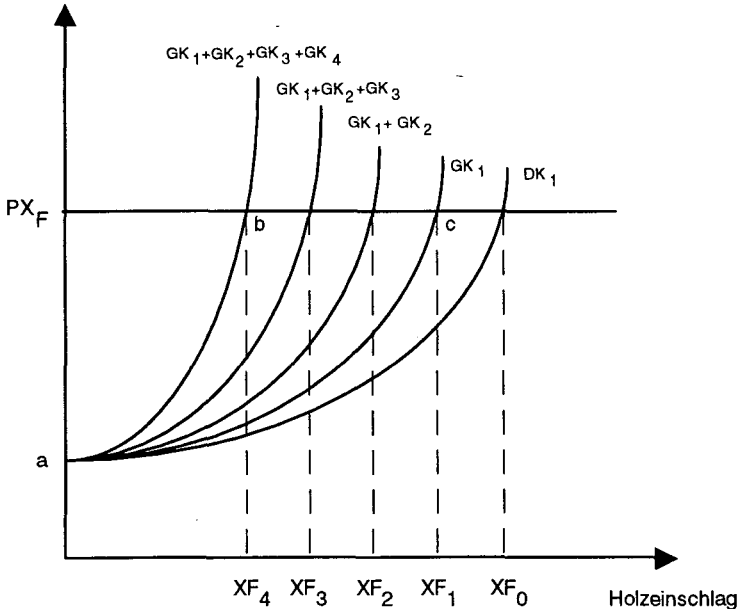
Die Implikationen unterschiedlicher Ausgestaltungen der Nutzungsrechte für den Holzeinschlag sind in Schaubild 2 illustriert. Zunächst wird angenommen, daß ein Konzessionssystem mit zu kurzen Fristen existiert. PX_F bezeichnet den Preis für Holz unter der Annahme vollständiger Konkurrenz, GK_1 die bei einer kurzen Konzessionsdauer für den Konzessionär relevanten kurzfristigen privaten Grenzkosten einschließlich des internalisierten Anteils der Nutzungskosten und GK_2 die nicht vom Konzessionär internalisierten Nutzungskosten. Die einzelwirtschaftlich optimale Erntemenge, bei der der erzielte Preis gleich den Grenzkosten der Entnahme ist, beträgt dann XF_1 bei kurzer und XF_2 bei langer Konzessionsdauer. Die derzeit übliche Praxis der Konzessionsvergabe führt also zu einem Holzeinschlag, der über dem Optimum bei langfristigen Konzessionen liegt. Eine noch größere Erntemenge als in Ländern wie Indonesien und Malaysia, die unzureichend spezifizierte Konzessionssysteme haben, stellt sich ein, wenn Holzfäller einen unkontrollierten Zugang zu Waldflächen haben, d.h. eine Situation des freien Zugangs (open access) vorliegt. Diesem Extremfall kommt das derzeitige Regime in Brasilien ziemlich nahe (Serôa da Motta 1993). Bei freiem Zugang treten solange zusätzliche Nutzer hinzu, bis der Holzpreis den durchschnittlichen privaten Erntekosten, DK_1 , entspricht und somit die Menge XF_0 geerntet wird. Nutzungskosten spielen bei freiem Zugang keine Rolle, weil der einzelne Unternehmer damit rechnen muß, daß eine heute nicht von ihm geerntete Fläche sofort von einem Konkurrenten besetzt wird.

Neben das intertemporale Allokationsproblem tritt im Fall der Tropenwaldnutzung in jeder Periode noch ein statisches Allokationsproblem in Form externer Umweltkosten. Der Holzeinschlag beeinträchtigt nämlich eine Reihe von ökologischen Funktionen des Tropenwaldes wie den Schutz des Bodens vor Erosion und die Stabilisierung des Wasserkreislaufs sowie alternative Nutzungsmöglichkeiten wie den Tourismus. Diese Dienstleistungen des Tropenwaldes haben den Charakter öffentlicher Güter und gehen deshalb nicht in das privatwirtschaftliche Entscheidungskalkül ein. XF_2 markiert also keine sozial optimale Lösung, sondern nur die langfristig optimale Entscheidung aus einzelwirtschaftlicher Sicht. Erst wenn neben den Nutzungskosten auch die lokalen externen Umweltkosten GK_3 berücksichtigt werden, ist das gesamtwirtschaftliche Optimum aus der Sicht des einzelnen Landes in XF_3 erreicht. Die indonesische Regierung versucht, durch ein selektives Holzeinschlagsregime, bei dem für jeden Konzessionär eine jährliche Obergrenze für die gesamte Holzernte sowie ein Mindestalter für einzuschlagende Bäume vorgeschrieben ist, die externen Umweltkosten in Grenzen zu halten (Thiele 1994a). Diese Bemühungen werden aber insbesondere durch die enormen Ernteschäden — bis zu 60 vH der

im Wald verbleibenden Bäume werden allein bei der ersten Ernte beschädigt (Gillis 1988a) — und dem erneuten Holzeinschlag vor Ende der Regenerationsperiode konterkariert.

Schaubild 2 — Externe Kosten des Holzeinschlags

Preis, Grenzkosten



Des weiteren weist die Tropenwaldproblematik eine globale Dimension auf. Globale externe Kosten entstehen durch den Beitrag der Tropenwaldzerstörung zum Treibhauseffekt und zur Gefährdung der Artenvielfalt (Abschnitt B.II.e). Die Aktivitäten der Forstwirtschaft dürften zur Ausrottung von Arten führen. Der Holzeinschlag konzentriert sich nämlich in der Regel auf wenige, ökonomisch wertvolle Baumarten und kann so, selbst bei schonender Durchführung, zum Verschwinden einzelner Baumarten und der in und von ihnen lebenden Tier- und Pflanzenarten führen, weil die Arten nur in geringer Individuenzahl vorhanden sind (Abschnitt B.I). Die durch den Holzeinschlag der Forstwirtschaft verursachten Treibhausgasemissionen, insbesondere die Emissionen von CO_2 , werden hingegen als relativ gering erachtet (Pearce 1992). Ein Großteil des in der Biomasse der Bäume gebundenen Kohlenstoffs wird nämlich in den verarbeiteten Holzprodukten weiterhin gespeichert. Der negative Effekt, der da-

durch eintritt, daß bei der Ernte Holz beschädigt wird, verrottet und dabei CO_2 an die Atmosphäre abgibt, wird durch das Biomassewachstum in Sekundärwäldern und die damit verbundene Aufnahme von CO_2 zum Teil kompensiert.⁴² Im Prinzip könnte der Holzeinschlag sogar eine in etwa ausgeglichene CO_2 -Bilanz aufweisen, dies wird jedoch durch die beträchtlichen Ernteschäden verhindert (Repetto 1990). Addiert man die globalen externen Kosten des Holzeinschlags, GK_4 , zu den nationalen Kosten hinzu, so ergibt sich die aus globaler Sicht optimale Erntemenge XF_4 . Auch nach Internalisierung aller Externalitäten ist es nicht ausgeschlossen, daß sich eine Situation als optimal erweist, in der durch Holzeinschlag der Baumbestand unter ein bestimmtes Mindestniveau abgesenkt wird, unterhalb dessen keine Regeneration mehr möglich ist. Dies ist ceteris paribus um so wahrscheinlicher, je höher die Holzpreise und je niedriger die Ernte- und Nutzungskosten sind.

Schaubild 2 und die für die Forstwirtschaft angeführten Argumente können grundsätzlich auch auf die landwirtschaftliche Nutzung des Tropenwaldes übertragen werden. Für die Landwirtschaft existiert allerdings kein intertemporales Allokationsproblem, weil durch Brandrodung der gesamte Baumbestand zu einem einzigen Zeitpunkt entfernt wird, d.h. GK_2 wäre in diesem Fall gleich Null und XF_1 würde mit XF_2 zusammenfallen. Die durch Konversion von Tropenwaldflächen für landwirtschaftliche Zwecke entstehenden externen Umweltkosten sind außerdem weit gravierender als im Fall der Forstwirtschaft. Dies gilt gleichermaßen auf lokaler und globaler Ebene. Lokal kann die Tropenwaldrodung u.a. langfristig zu einer signifikant verringerten landwirtschaftlichen Produktivität in angrenzenden Regionen führen (Abschnitt B.II.2.d). Global ist beispielsweise der Beitrag der Tropenwaldnutzung zum Treibhauseffekt weit überwiegend eine Folge von Brandrodungen.

b. Politikversagen

Selbst wenn sämtliche durch die Forstwirtschaft verursachten externen Kosten der Tropenwaldnutzung internalisiert sind und damit das Outputniveau XF_4 realisiert wird, verbleibt dem Holzkonzessionär bei kostenloser Vergabe der Konzession eine ökonomische Rente, die der Fläche $PX_F ab$ entspricht und als Outputpreis abzüglich aller Ernte-, Transport- und Verarbeitungskosten definiert ist. Ohne Internalisierung der externen Kosten ist die auf den einzelnen Konzessionär entfallende Ressourcenrente gleich der Fläche $PX_F ac$ und somit

⁴² Primärwälder befinden sich hingegen in einem „ CO_2 -Gleichgewicht“, d.h., sie geben etwa genausoviel CO_2 an die Atmosphäre ab, wie sie aufnehmen.

höher als nach Korrektur des Marktversagens.⁴³ Theoretisch kann der Staat diese Ressourcenrente abschöpfen, indem er beispielsweise Einschlagskonzessionen in einem wettbewerblich organisierten Bietverfahren versteigert. In der Praxis gelingt in den meisten Tropenländern die Abschöpfung der Renten jedoch nur zu einem geringen Teil, weil diskretionäre Zuteilungen von Konzessionen vorherrschen (Gillis 1992).⁴⁴

Wie Tabelle 16 zeigt, gilt dies auch für Indonesien.⁴⁵ Dort erzielen die Konzessionäre Gewinne, die erheblich über eine normale Kapitalverzinsung hinausgehen. Die Abschöpfung der Renten variiert in starkem Maße mit der Holzqualität und der Zugänglichkeit der Waldgebiete, weil die vom Konzessionär zu entrichtenden Abgaben uniform sind und somit den bestehenden Unterschieden im Wert der Baumbestände keinerlei Rechnung getragen wird (Thiele 1994a). Im Jahr 1989 wäre der Einschlag der hochwertigen Baumart Meranti auf relativ leicht zugänglichem Terrain auch dann noch profitabel gewesen, wenn die Abgaben vervierfacht worden wären. Aber selbst im ungünstigen Fall einer Ernte von gemischten Baumarten in sumpfigem Gelände konnte der Konzessionär mit „windfall profits“ rechnen.

Nun könnte man argumentieren, daß der Grad der Rentenabschöpfung ein reines Verteilungsproblem zwischen Staat und Konzessionären darstellt, das keine unmittelbare Auswirkung auf das optimale Outputniveau X^F hat (Hyde und Sedjo 1992). Dennoch tragen sowohl das niedrige Niveau als auch die ungleichmäßige Struktur der Rentenabschöpfung zur Gefährdung des Ziels eines nachhaltigen Tropenwaldmanagements bei. Niedrige Abgaben führen zu einer Unterbewertung von Holz und ermöglichen damit Ineffizienzen und Verschwendung bei der Holzernte und Holzverarbeitung. Zudem besteht für die Holzwirtschaft aufgrund extrem niedriger Konzessionsgebühren ein Anreiz, Einschlagsrechte für sehr große Waldflächen zu erwerben, die dann zu einem beachtlichen Teil nicht genutzt werden. Dies hat den Nachteil, daß die Konzessionäre nur ein geringes Interesse daran haben, Wanderfeldbauern vom Eindringen in ihr Konzessionsgebiet abzuhalten (Grut et al. 1991). Schließlich schaffen die hohen erwarteten „windfall profits“ starke Anreize für „rent seeking“-Aktivitäten zur Erlangung von Konzessionen und begünstigen Korruption, die die Durchsetzung von vertraglich vereinbarten Regelungen bezüglich

⁴³ Bei freiem Zugang hingegen reduziert sich die Ressourcenrente durch den Zugang immer neuer Nutzer bis auf null (Siebert 1983: 127).

⁴⁴ Eine Ausnahme bildet die malaysische Provinz Sabah, in der im Zeitraum 1979–1982 immerhin 81 vH der Ressourcenrente vom Staat abgeschöpft wurden (Gillis 1988b).

⁴⁵ Zu einer ausführlichen Beschreibung und Diskussion der einzelnen in der Forstwirtschaft Indonesiens erhobenen Steuern und Abgaben vgl. Thiele (1994a).

Tabelle 16 — Geschätzte Ressourcenrenten und deren Abschöpfung bei unterschiedlichen Baumarten und Einschlagsbedingungen in Indonesien 1989 und 1990 (\$/m³)

		Fall 1		Fall 2	
		Einschlag von Meranti auf leicht bis mittelschwer zugänglichem Terrain		Einschlag von gemischten Baumarten im Sumpfgelände	
		1989	1990	1989	1990
Durchschnittlicher Holzpreis ^a	(1)	75,00	75,00	50,00	50,00
Gesamte Erntekosten (einschl. Abschreibungen)	(2)	17,00	17,60	29,70	30,70
Kapitalverzinsung (20 vH pro Jahr)	(3)	4,45	4,60	2,00	2,10
Ressourcenrente (1)–(2)–(3)		53,55	52,80	18,30	17,20
Abgaben der Konzessionäre		12,00	15,20	9,60	13,00
Anteil der abgeschöpften Rente (vH)		22	29	52	75

^aHier dient der heimische Holzpreis als Referenzgröße für die Berechnung der Ressourcenrente. Damit wird implizit unterstellt, daß das Exportverbot für Tropenholz in Indonesien bestehen bleibt. Bei einer Aufhebung des Verbotes wäre der Weltmarktpreis für Holz der adäquate Bezugspunkt. In diesem Fall ergäbe sich eine signifikant höhere Ressourcenrente, weil das Exportverbot den inländischen Preis unter den Weltmarktpreis drückt.

Quelle: Gray und Hadi (1990).

des Managements der Konzession gefährden kann. Die Uniformität der Abgaben begünstigt das sogenannte „highgrading“, d.h. die Beschränkung der Ernte auf die hochwertigsten Baumarten, weil diese eine weit größere Rente als Baumarten geringerer Qualität versprechen (Tabelle 16). Dadurch nimmt die Wahrscheinlichkeit zu, daß vor Ende der Regenerationszeit auf derselben Fläche erneut eingeschlagen wird, um die beim ersten Mal stehengebliebenen Bäume zu ernten. Das Hauptproblem bei der so induzierten Erhöhung der Einschlagsfrequenz resultiert aus den beträchtlichen Schäden bei jeder einzelnen Ernte.

Die Unterbewertung von Holz wird weiter verschärft durch die massive Unterstützung, die die indonesische Regierung der einheimischen Holzverarbeitenden Industrie gewährt (Arnold 1990). Beginnend im Jahr 1980 wurde der Export von unverarbeitetem Rundholz zunehmend erschwert und schließlich 1985

ganz verboten.⁴⁶ Ebenso wurde ein Exportverbot für Rattan, Indonesiens bei weitem wichtigsten Nischholzprodukt, schrittweise 1986 (für unverarbeitetes Rattan) und 1988 (für halbverarbeitetes Rattan) eingeführt. Schließlich folgte 1989 eine nahezu prohibitive Besteuerung der Schnittholzeporte.

Die durch die Exportrestriktionen gesenkten Holzpreise hatten einen Investitionsboom in Sägemühlen zur Folge. Indonesien wurde daraufhin schnell ein bedeutender Schnittholz- und Sperrholzproduzent und ist heute der weltweit führende Sperrholzeporteur. Der rasche Aufbau der Holzindustrie war jedoch mit hohen ökonomischen Kosten verbunden. Zum ersten hat die hohe effektive Protektion in der Holzverarbeitung zu Ineffizienzen und damit zu einem Verlust an potentieller ökonomischer Rente geführt. Gillis (1988a) hat diesen Verlust für den Zeitraum 1979–1982 auf 545 Mill. Dollar oder knapp 1 vH des Brutto-sozialprodukts von 1982 beziffert. Die Ineffizienzen bei der Betreibung der Sägemühlen haben ebenfalls verhindert, daß durch die zusätzlichen Verarbeitungsstufen nennenswerte heimische Wertschöpfung erzielt wurde. In der Schnittholzproduktion war die Wertschöpfung zu Weltmarktpreisen in den achtziger Jahren teilweise sogar negativ (Gillis 1988a). Zum zweiten entstanden signifikante Kosten in Form von entgangenen Exporteinnahmen aus dem Verkauf von Tropenholz, besonders in der kurzen Frist bevor die verarbeiteten Holzprodukte sich auf dem Weltmarkt durchsetzen konnten. Für die Periode 1981–1986 werden diese Verluste auf eine kumulierte Größenordnung von 1,9–3,1 Mrd. Dollar geschätzt (Lindsay 1989), was immerhin einem Anteil von etwa 1,5–3 vH an den Gesamtexporten des betrachteten Zeitraums entspricht.

Außer auf die Unterstützung der heimischen Holzverarbeitung zielten die Exportrestriktionen für Tropenholz — zumindest laut offiziellen Angaben (Arnold 1990) — auch auf die Schonung des Tropenwaldes ab. Tatsächlich sank die Holzernte von einem Höchststand von 25 Mill. m³ im Jahr 1979 auf 14 Mill. m³ im Jahr 1982. Doch mit steigenden Sägemühlenkapazitäten erreichte die Holzernte schnell wieder das ursprüngliche Niveau. Zu dieser Steigerung trug auch die Verfügbarkeit des künstlich verbilligten Stammholzes bei, wodurch die Konversionsraten für Schnittholz (1,8 m³ Stammholz werden pro m³ Schnittholz verbraucht) und für Sperrholz (2,3 m³ Stammholz pro m³ Sperrholz) zu den höchsten in Asien gehören (Repetto 1988). Würden die indonesischen Sägemühlen gemäß den gängigen technischen Standards operieren, könnte eine gegebene Schnitt- und Sperrholzproduktion mit dem Einsatz von etwa 10 vH weniger Rundholz realisiert werden (Braga 1992). Insgesamt ist nicht auszuschließen, daß langfristig die politikinduzierten Ineffizienzen und die rapide expandierende Holzverarbeitungsindustrie zu einem stärkeren Holz-

⁴⁶ Ähnliche Anstrengungen unternehmen andere Tropenländer wie z.B. Ghana und Malaysia (Vincent und Binkley 1992).

einschlag als in der interventionsfreien Referenzsituation geführt haben. Für die kurze bis mittlere Frist ermitteln dagegen Barbier et al. (1995) mit Hilfe von Simulationen in einem Partialmodell der indonesischen Holzwirtschaft einen deutlich negativen Effekt des Exportverbotes für Tropenholz auf die geerntete Holzmenge.

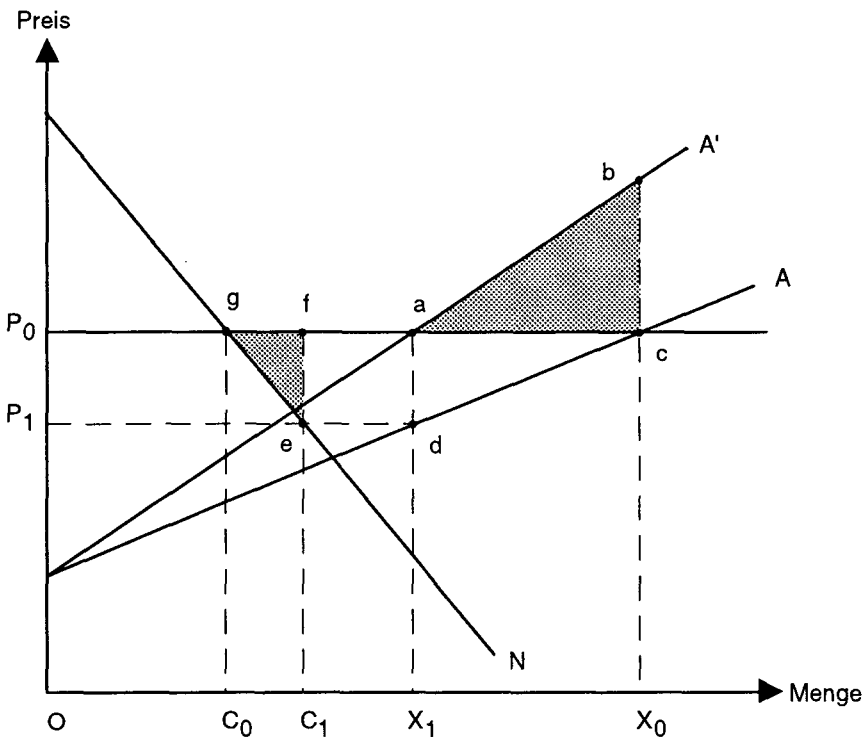
Selbst wenn man davon ausgeht, daß Exportrestriktionen für Tropenholz den Holzeinschlag reduzieren und damit ökologisch effektiv sind, stellen sie keine erstbeste Alternative zur Internalisierung der externen Kosten des Holzeinschlags dar. Dies läßt sich anhand von Schaubild 3 veranschaulichen. Bezeichnet N die Nachfrage nach Holz und A (A') die privaten (sozialen) Grenzkosten der Holzproduktion, so wird in der interventionsfreien Situation die Menge OX_0 zum herrschenden Weltmarktpreis OP_0 produziert, wobei OC_0 im Inland konsumiert und C_0X_0 exportiert wird. Wird jetzt eine Exportsteuer in Höhe von ad zur Internalisierung der externen Effekte erhoben, sinkt der Preis, den die heimischen Produzenten erzielen, auf OP_1 , woraufhin die Holzproduktion auf OX_1 zurückgeht. In diesem Punkt entsprechen die Grenznutzen des Holzeinschlags gerade den sozialen Grenzkosten und es wird ein Wohlfahrtsgewinn in Höhe der Fläche abc realisiert, der sich als Differenz aus den internalisierten Umweltkosten (Rechteck $abcd$) und dem Verlust an Produzentenrente (Dreieck acd) errechnet. Derselbe Wohlfahrtsgewinn auf der Produzenten Seite ließe sich auch mit Hilfe einer Produktionssteuer in gleicher Höhe erreichen. Im Unterschied zur Produktionssteuer führt die Exportsteuer zusätzlich zu Verzerrungen auf der Nachfrageseite. Indem der inländische Konsumentenpreis unter die durch den Weltmarktpreis gegebenen Opportunitätskosten gesenkt wird, weitet sich der inländische Konsum zu Lasten des Exports von OC_0 auf OC_1 aus, so daß es zu Wohlfahrtsverlusten (deadweight losses) in Höhe von efg kommt, die von den Wohlfahrtsgewinnen auf der Produktionsseite abzuziehen sind. Insgesamt erfolgt somit die Internalisierung der externen Effekte mit einer Exportsteuer zu höheren Kosten als mit einer Produktionssteuer.

Ebenso wie die forstwirtschaftliche Aktivität wird auch die landwirtschaftliche Nutzung des Tropenwaldes durch Staatseingriffe beeinflusst. Die stärksten Anreize für eine Umwandlung von Tropenwäldern in landwirtschaftliche Nutzflächen gehen von dem staatlich geförderten indonesischen Transmigrationsprogramm aus. Im Rahmen dieses Programms werden Kleinbauern von den dicht bevölkerten inneren Inseln Java und Bali auf die weit weniger dicht bevölkerten äußeren Inseln Sumatra, Kalimantan und Sulawesi umgesiedelt.⁴⁷ Sämtliche Kosten der Umsiedlung für Transport, Bereitstellung von Ackerflä-

⁴⁷ Eine vergleichbare, massiv vom Staat gelenkte Umsiedlung in Tropenwaldgebiete hat es außer in Indonesien nur bei der Kolonisierung des Amazonasgebietes in Brasilien gegeben (Mahar 1989).

chen, Unterbringung sowie eine Starthilfe in Form von Nahrungs- und Produktionsmitteln werden vom Staat übernommen. Insgesamt belaufen sich die Kosten pro umgesiedelter Familie auf etwa 6 000 Dollar (Fasbender und Erbe 1990). Die durch die vom Staat geschaffene Infrastruktur zusätzlich angezogenen spontanen Migranten erfahren dagegen keinerlei staatliche Unterstützung. Ihnen fehlt insbesondere die Möglichkeit, Boden für eine dauerhafte Bewirtschaftung zu erwerben, so daß sie häufig zur Brandrodung gedrängt werden.

Schaubild 3 — Auswirkungen von Produktions- und Exportsteuern im Fall des kleinen Landes



Die landwirtschaftliche Produktion der offiziellen Migranten hat sich traditionell auf Nahrungsgüter — vor allem Reis — beschränkt, weil die Suharto-Administration die Umsiedlung auch als Mittel zur Erreichung eines höheren Selbstversorgungsgrades mit Nahrungsmitteln ansah. Da die Produktion nahezu ohne Einsatz von Inputs erfolgt und die gerodeten Tropenwaldflächen zudem

sehr nährstoffarm sind, reichen die Erträge auf den durchschnittlich bereitgestellten 2 Hektar Land selten zum Überleben der Familien aus (World Bank 1990). Die meisten Transmigranten sind deshalb auf eine Zusatzbeschäftigung außerhalb der Landwirtschaft angewiesen, oder aber sie verlassen ihr Land und betreiben Wanderfeldbau. In den achtziger Jahren hat die indonesische Regierung damit begonnen, ihre Unterstützung auf Dauerkulturen wie Kautschuk, Palmöl und Kokosnüsse auszudehnen. Diese Initiative richtet sich nicht nur an Migranten, sondern auch an lokale Kleinbauern (World Bank 1988). Sie beinhaltet die Bereitstellung von Saatgut, Düngemitteln und Beratungsdienstleistungen, die über Kredite finanziert werden. Obwohl noch erhebliche Produktivitätsreserven vorhanden sind, sind die durchschnittlichen Nettoeinkommen der Kleinbauern aus Baumkulturen etwa doppelt so hoch wie bei Nahrungsgütern (World Bank 1990). Als ökologischer Vorteil kommt hinzu, daß Baumkulturen weniger Bodenerosion als der Anbau von Reis oder Kassava verursachen und zudem — wenn auch in weit geringerem Maße als der Tropenwald — Kohlenstoff binden. Die Artenvielfalt des Tropenwaldes geht hingegen bei beiden Nutzungsformen gleichermaßen verloren.

Auf die zweite große landwirtschaftliche Nutzergruppe des Tropenwaldes, die Wanderfeldbauern, übt der Staat keinen signifikanten direkten Einfluß aus. Wie bereits erwähnt, wird der Wanderfeldbau jedoch indirekt über die staatlichen Rahmenbedingungen für Transmigranten und Holzkonzessionäre forciert. So wechseln einige offizielle Migranten aufgrund der geringen Ertragschancen auf ihren Ackerflächen zum Wanderfeldbau, während ein Großteil der spontanen Migranten nur deshalb Wanderfeldbau betreibt, weil keine Möglichkeiten zum Landerwerb vorhanden sind. Durch die Holzwirtschaft wird der Wanderfeldbau begünstigt, weil die Konzessionäre einen Anreiz haben, überschüssige Waldflächen zu horten und deshalb Wanderfeldbauern nur unzureichend am Eindringen in ihr Konzessionsgebiet hindern.

2. Indirekte Wirkungen der allgemeinen Wirtschaftspolitik

Neben den bisher beschriebenen ökonomischen Verzerrungen als Folge von Markt- und Politikversagen im Tropenwaldmanagement können auch allgemeine Maßnahmen der Agrar-, Handels- und Makropolitik, die nicht direkt mit einer Tropenwaldnutzung verbunden sind, einen signifikanten indirekten Einfluß auf den Tropenwald ausüben, indem sie die sektorale Allokation der Res-

sourcen verändern (Thiele und Wiebelt 1993; Capistrano 1994; Kahn und McDonald 1995; Persson 1994; Persson und Munasinghe 1995).⁴⁸

Die indonesische Agrarpolitik weist drei wesentliche Staatseingriffe auf (Gonzalez et al. 1993): Zum ersten wird der Preis des bei weitem bedeutendsten Grundnahrungsmittels Reis stabilisiert, wobei sich die Preisfestsetzung weitgehend an den Weltmarktpreisen orientiert und somit primär kurzfristige Weltmarktpreisschwankungen geglättet werden.⁴⁹ Zum zweiten vergibt der Staat massive Subventionen für essentielle landwirtschaftliche Inputs. 1986 betrugen die Subventionsraten 35 vH für Düngemittel, 40–65 vH für verschiedene Arten von Pestiziden und 87 vH für Bewässerung. Wie Tabelle 17 zeigt, sind schließlich auch die Anreize im Agraraußenhandel verzerrt. Aus den nominalen Protektionsraten für 1987, die den Außenschutz auf der Outputseite messen, wird deutlich, daß die Produzenten von Nahrungsgütern begünstigt werden, indem sie Preise erhalten, die oberhalb des Weltmarktpreises liegen. Die Abkoppelung von den Weltmarktpreisen erfolgt dabei mit Hilfe eines Handelsmonopols seitens des Staates, durch das den Bauern der Verkauf ihrer landwirtschaftlichen Produkte zu festen Preisen garantiert wird (Gonzalez et al. 1993). Innerhalb der Gruppe der Nahrungsgüter ist eine erhebliche Streuung der Anreize vorhanden. Die Spannbreite der nominalen Protektionsraten reicht von 0 vH für Kassava über 10 vH für Reis bis zu 60 vH für Sojabohnen (Fane und Phillips 1991). Bei den meisten Agrarexportgütern griff der Staat 1987 nicht in die Preisbildung ein. Die einzigen Ausnahmen bildeten Pfeffer und Muskatnuß, auf die Exportsteuern in Höhe von 5 bzw. 19 vH erhoben wurden. Die effektive Protektion, die den Nettoeffekt aus Verzerrungen auf der Input- und Outputseite erfaßt, liegt auf-

⁴⁸ Darüber hinaus wird ein niedriger Entwicklungsstand, der sich u.a. in verbreiteter ländlicher Armut und einem hohen Bevölkerungswachstum manifestiert, als wichtige indirekte Ursache der Tropenwaldzerstörung angesehen (Rowe et al. 1992). Diese Hypothese wird durch ökonometrische Analysen bestätigt, in denen das Bruttosozialprodukt pro Kopf einen statistisch signifikant negativen Einfluß auf das Niveau der Tropenwaldnutzung hat (Burgess 1992), während das Bevölkerungswachstum bzw. die Bevölkerungsdichte einen signifikant positiven Einfluß haben (Allen und Barnes 1985; Burgess 1992; Deacon 1994; Palo et al. 1987; Rudel 1994; Southgate 1994). Ein solches Ergebnis wird auch von Constantino und Ingram (1990) in einer Fallstudie für Indonesien erzielt. Der Zusammenhang zwischen Wachstum des Sozialprodukts und Tropenwaldnutzung ist allerdings empirisch nicht eindeutig belegt. Es gibt auch Studien (Capistrano 1994; Rudel 1994), die eine positive Beziehung zwischen diesen beiden Variablen identifizieren und dies mit dem im Zuge der ökonomischen Entwicklung allgemein steigenden Ressourcenverbrauch begründen. Da die vorliegende Analyse auf die mittlere Frist ausgerichtet ist, während Maßnahmen zur Bekämpfung der Armut und des Bevölkerungswachstums langfristiger Natur sind, wird im Laufe der Arbeit auf diese Zusammenhänge nicht weiter eingegangen.

⁴⁹ Zur Preisbildung auf dem indonesischen Reismarkt vgl. auch Timmer (1989).

Tabelle 17 — Nominale und effektive Protektionsrate verschiedener Sektoren in Indonesien 1987 (vH)

Sektor ^a	Nominal	Effektiv
Reis	10	24
Sonstige Nahrungsgüter	21	42
Exportkulturen	-2	5
Sonstige Landwirtschaft	20	43
Forstwirtschaft	/ ^b	/ ^b
Bergbau	0	-1
Konsumgüterindustrie	26	77
Holzverarbeitung	5	/ ^b
Düngemittel und Pestizide	24	77
Importsubst. Industrien	34	84
Exportorientierte Industrien	1	1
Baugewerbe	/ ^c	/ ^c
Dienstleistungen	/ ^c	/ ^c
Durchschnitt	12	

^aDie Sektorgliederung ist mit derjenigen der BAG-Analyse in Kapitel C identisch und basiert auf der 66 Sektoren umfassenden Input-Output-Tabelle für 1985. Zum Aggregationsschema vgl. Tabelle A4. — ^bFür die Forstwirtschaft lassen sich aufgrund des Exportverbotes keine Protektionsraten errechnen. Gleiches gilt für die effektive Protektion der von dem Exportverbot profitierenden holzverarbeitenden Industrie. — ^cNicht berechnet, weil das Baugewerbe ausschließlich und der Dienstleistungssektor weit überwiegend für den Binnenmarkt produzieren.

Quelle: Fane und Phillips (1991), eigene Berechnungen.

grund der subventionierten Inputs in allen landwirtschaftlichen Produktionsbereichen höher als die nominale Protektion, ohne daß sich die Struktur der Protektion ändert. Insgesamt ergibt sich das für viele Entwicklungsländer typische Bild einer Diskriminierung der Agrarexportgüter relativ zu der mit Importen konkurrierenden Produktion von Nahrungsgütern (vgl. z.B. Krueger et al. 1992; Wiebelt et al. 1992), aber keine allgemeine Besteuerung des Agrarsektors, wie sie insbesondere in Afrika vorherrscht.

Das indonesische Handelsregime insgesamt ist seit Beginn der achtziger Jahre schrittweise liberalisiert worden (Balassa 1991). Ausgangspunkt war eine Importsubstitutionspolitik mit hohen Importzöllen sowie diversen mengenmäßigen Beschränkungen wie Quoten und Importlizenzen. Trotz der vorangegangenen Liberalisierungsschritte zeigt sich auch 1987 noch eine Protektionsstruktur, die exportorientierte Sektoren erheblich gegenüber importkonkurrierenden Sektoren benachteiligt. Besonders deutlich wird dieses Muster anhand der effek-

tiven Protektionsraten, die stärker als die nominalen Raten streuen, weil die importkonkurrierenden Branchen von einer Eskalation der Protektion profitieren, während für exportorientierte Branchen wie den Bergbau nominaler und effektiver Schutz nur marginal voneinander abweichen. Die Eskalation der Protektion in der Mehrzahl der Sektoren ist auch der Grund dafür, daß die effektive Protektion im gesamtwirtschaftlichen Durchschnitt höher als die nominale Protektion ist.

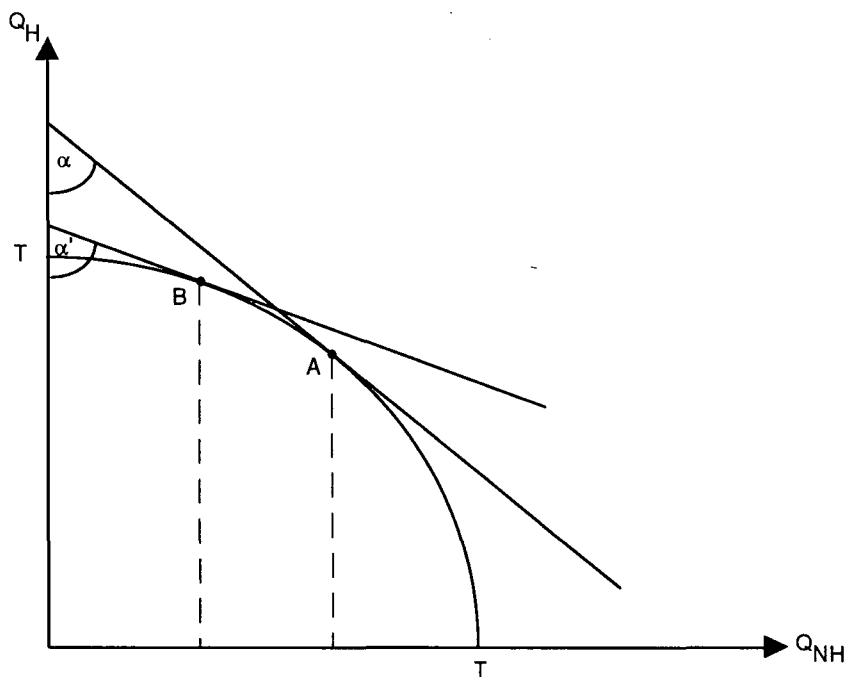
Unter den makroökonomischen Variablen werden der reale Wechselkurs, definiert als relativer Preis zwischen handelbaren und nichthandelbaren Gütern, und die Höhe der Auslandsverschuldung als mögliche Determinanten der Tropenwaldnutzung genannt. Die Auswirkungen veränderter realer Wechselkurse auf die Tropenwaldnutzung lassen sich anhand von Schaubild 4 verdeutlichen. Q_H bezeichnet die Menge der handelbaren Güter, Q_{NH} die Menge der nicht-handelbaren Güter und TT die Transformationskurve. In der Ausgangslage wird der Punkt *A* realisiert, in dem der reale Wechselkurs $tg\alpha = P_H / P_{NH}$ entspricht (vgl. z.B. Siebert 1994: 310). Erhöht sich der reale Wechselkurs auf $tg\alpha'$ (reale Abwertung), so findet eine Reallokation von nichthandelbaren Gütern hin zu handelbaren Gütern statt (Punkt *B*). Da in vielen Tropenländern sowohl die Holzwirtschaft als auch der Agrarsektor vergleichsweise außenorientiert sind und somit von dem durch eine Abwertung induzierten Preisanstieg für handelbare Güter profitieren, ist also eine verstärkte Tropenwaldnutzung infolge einer realen Abwertung zu erwarten. Bei steigenden Auslandschulden ist ebenfalls mit einer zunehmenden Tropenwaldnutzung zu rechnen, weil höhere Schulden einen höheren Schuldendienst implizieren und damit die Notwendigkeit zum Erwerb zusätzlicher Devisen durch die verstärkte Ausbeutung natürlicher Ressourcen gegeben ist.

Capistrano (1994) hat in einer empirischen Studie für einen Querschnitt von 45 Tropenländern für den Zeitraum 1976–1985 einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen realen Abwertungen und der Tropenwaldnutzung ermittelt und stützt damit die theoretischen Überlegungen. Eine positive Korrelation zwischen der Höhe der Auslandsschulden und der Tropenwaldrodung finden Kahn und McDonald (1995) in der Periode 1981–1985. Shafik (1994) kann hingegen keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Schuldenhöhe und Tropenwaldrodung für den Zeitraum 1962–1986 nachweisen.⁵⁰

Sowohl der reale Wechselkurs als auch die Verschuldung waren in Indonesien, wie auch in vielen anderen Entwicklungsländern, in den achtziger Jahren

⁵⁰ Zur Erklärung der widersprüchlichen empirischen Evidenz läßt sich anführen, daß eine eindeutig positive Beziehung zwischen Auslandsverschuldung und Ausbeutung natürlicher Ressourcen nur dann zu erwarten ist, wenn die Erfüllung der Schuldendienstverpflichtungen garantiert ist (Amelung 1991a).

Schaubild 4 — Reallokationseffekt einer realen Abwertung



starken Veränderungen unterworfen. Die indonesische Volkswirtschaft geriet Anfang der achtziger Jahre nach einer längeren Phase beträchtlichen Wachstums in ein makroökonomisches Ungleichgewicht mit steigenden Zahlungsbilanzdefiziten und Auslandsschulden (Thorbecke 1992). Hierfür gab es sowohl interne als auch externe Ursachen. Die erhebliche Rohstoffverteuerung in den siebziger Jahren, insbesondere der Boom für Indonesiens mit Abstand wichtigstes Exportgut Erdöl, führte zu steigenden verfügbaren Einkommen, die sowohl für handelbare als auch für nichthandelbare Güter ausgegeben wurden. Während die Preise für handelbare Güter vornehmlich auf dem Weltmarkt bestimmt sind, stiegen die Preise für nichthandelbare Güter angesichts der zunehmenden Nachfrage. Insgesamt sank also der relative Preis handelbarer Güter, d.h., es kam zu einer realen Aufwertung der Rupie. Zeitgleich ermöglichte die erhöhte internationale Kreditwürdigkeit Indonesiens eine steigende Verschuldung im Ausland, mit der zahlreiche Entwicklungsprojekte finanziert wurden, die in der Hoffnung auf weiterhin steigende Rohstoffeinnahmen im dritten indonesischen Entwicklungsplan vorgesehen waren.

Bis Anfang der achtziger Jahre finanzierte der Rohstoffboom die steil ansteigenden Importe und die wachsenden Schuldendienstverpflichtungen, und es verblieb 1980 immer noch ein Leistungsbilanzüberschuß in Höhe von 2,9 Mrd. Dollar. Zwei externe Schocks führten dann aber zu einer nachhaltigen Störung des außenwirtschaftlichen Gleichgewichts. Zum einen verschlechterten sich die Terms of trade für zahlreiche Primärgüter infolge der weltweiten Rezession. Besonders dramatisch wirkte sich dies auf Indonesiens Öl- und Gasexporte aus, deren Wert von 10,6 Mrd. Dollar 1981/82 auf 7,2 Mrd. Dollar im darauffolgenden Fiskaljahr fiel. Zum zweiten erhöhte sich Indonesiens Schuldendienst aufgrund des weltweiten Zinsanstiegs. Als Resultat dieser beiden Schocks, aber auch weil der Staat sein hohes Ausgabenniveau durch Kreditaufnahme im Ausland aufrechterhielt und somit den Aufwertungsdruck fortsetzte, wandelte sich der Leistungsbilanzüberschuß in ein Defizit, das im Fiskaljahr 1982/83 einen Spitzenwert von 8,4 vH des BSP erreichte (Thorbecke 1992) und dessen Finanzierung wegen des schwieriger werdenden Zugangs zu ausländischem Kapital nach Ausbruch der Schuldenkrise gefährdet war. Die indonesische Rupie war also zu diesem Zeitpunkt überbewertet mit der Begleiterscheinung eines starken Anstiegs der Auslandsverschuldung.

3. Darstellung der zu analysierenden Politikmaßnahmen und Hypothesenbildung

In diesem Kapitel wurde gezeigt, daß eine exzessive Nutzung des indonesischen Tropenwaldes durch die Land- und Forstwirtschaft stattfindet, die auf lokales und globales Marktversagen sowie auf Politikversagen im Tropenwaldmanagement zurückzuführen ist. Zusätzlich üben die Agrar-, Handels- und Makropolitik einen indirekten Einfluß auf die Nutzung des Tropenwaldes aus. Aus den Determinanten der Tropenwaldnutzung leiten sich eine Reihe von möglichen Optionen für Politikreformen ab, die sich den folgenden vier Bereichen zuordnen lassen:

- (i) Eine *Korrektur des lokalen Marktversagens* durch Internalisierung der Nutzungskosten in der Forstwirtschaft und Internalisierung der durch die Land- und Forstwirtschaft verursachten (lokalen) externen Umweltkosten der Tropenwaldnutzung. Erstere kann durch eine Verbesserung der Eigentumsrechte für Holzkonzessionäre und letztere durch preis- und mengenpolitische Eingriffe erreicht werden.
- (ii) Eine *Korrektur des Politikversagens* im Tropenwaldmanagement, die eine Liberalisierung der Holzwirtschaft, eine Reform des staatlichen indonesischen Umsiedlungsprogramms sowie eine höhere und gleichmäßigere Ab-

schöpfung der den Holzkonzessionären zufließenden Ressourcenrente beinhaltet. Eine signifikante Erhöhung der Rentenabschöpfung läßt sich über eine Versteigerung von Einschlagskonzessionen und dem damit einhergehenden Anstieg der Konzessionsabgaben herbeiführen.⁵¹ Dies trägt auch schon zu einer teilweisen Angleichung der Ressourcenrenten bei, weil die Gebote Informationen über Qualitätsunterschiede in den Baumbeständen widerspiegeln. Für eine darüber hinausgehende Nivellierung der Renten bieten sich Abgaben auf das geerntete Holzvolumen an, die nach Holzqualität und Zugänglichkeit der Waldgebiete differenziert sein sollten.⁵²

- (iii) *Reformen der allgemeinen Wirtschaftspolitik*, und zwar die Schaffung neutraler Anreize durch eine Reform der Agrarpolitik und eine allgemeine Handelsliberalisierung sowie die Wiederherstellung eines außenwirtschaftlichen Gleichgewichts durch eine reale Abwertung.
- (iv) Eine *Korrektur des globalen Marktversagens*, wobei zwischen Handelsrestriktionen für Tropenholz und Kompensationszahlungen für den Verzicht auf die Nutzung tropischer Wälder unterschieden wird.

Die angesprochenen Maßnahmen aus den vier Politikbereichen sollen im folgenden Kapitel hinsichtlich ihrer ökonomischen und ökologischen Wirkungen analysiert werden. Dabei ist zu erwarten, daß eine Verminderung der lokalen externen Kosten der Tropenwaldnutzung mit kurz- bis mittelfristigen Outputverlusten verbunden ist, weil ein Großteil der ökologischen Vorteile eines schonenden Tropenwaldmanagements sich erst langfristig einstellt. Die Liberalisierung der Holzwirtschaft und die Einschränkung der Umsiedlungsbeihilfen versprechen hingegen sofortige Effizienzgewinne. Über die ökologischen Effekte einer Liberalisierung der Holzwirtschaft läßt sich keine eindeutige Aussage hinsichtlich der Wirkungsrichtung treffen. Zwar deutet eine empirische Studie von Barbier et al. (1995) (Abschnitt B.III.1.b) darauf hin, daß der Holzeinschlag zumindest kurz- bis mittelfristig zunehmen dürfte. Bei dieser Partialanalyse wird jedoch vernachlässigt, daß aufgrund steigender Holzpreise mögli-

⁵¹ Die wesentlichen Voraussetzungen für eine erfolgreiche Versteigerung von Konzessionen, nämlich ein funktionierender Wettbewerb und ausreichende Informationen über den Wert der Konzessionen, dürften in Indonesien bei einer Anzahl von knapp 600 Konzessionären im Jahr 1990 (Ministry of Forestry 1991) und einer gerade beendeten Forstinventur erfüllt sein.

⁵² Ein solches System wird derzeit in der malaysischen Provinz Sabah praktiziert, wo 10 Baumklassen unterschieden werden, für die jeweils Abgaben in Höhe von 90 vH der Ressourcenrente, d.h. dem FOB-Exportpreis abzüglich Ernte- und Transportkosten sowie einer normalen Kapitalverzinsung, erhoben werden (Gillis 1988b). Probleme bereiten bei diesem Verfahren die Berechnung der Erntekosten und die intensive staatliche Überwachung, die notwendig ist, um bei der Festlegung der Abgaben zwischen Hölzern unterschiedlicher Qualität diskriminieren zu können.

cherweise ein Anreiz besteht, Tropenwaldflächen in der Forstwirtschaft zu halten und damit eine vollständige Rodung zu verhindern. Infolge der Beseitigung von Umsiedlungsbeihilfen ist mit einem Rückgang der Tropenwaldrodung zu rechnen.

Durch eine Anhebung der Konzessionsabgaben läßt sich sicherstellen, daß den Konzessionären die Knappheit des Bodens signalisiert wird. Sie werden deshalb weniger Boden nachfragen und zudem einen Anreiz haben, Wanderfeldbauern vom Eindringen in ihr Konzessionsgebiet abzuhalten, so daß insgesamt weniger Rodungen für landwirtschaftliche Zwecke stattfinden. Dieser ökologische Gewinn wäre nicht notwendigerweise mit einem Rückgang der Holzproduktion verbunden, weil die Abgabe nur den Erwerb überschüssiger Flächen verhindert, die dann brach liegengelassen werden. Eine Versteigerung von Einschlagslizenzen hätte gegenüber dem derzeit praktizierten diskretionären Verfahren zudem den Vorteil, daß Einschlagsrechte an diejenigen Bewerber gehen, die ihnen den größten Wert beimessen, und daß weniger gesamtwirtschaftlich unproduktive Investitionen in „rent seeking“-Aktivitäten zur Erlangung von Lizenzen stattfinden. Wenn es zusätzlich gelingt, mit einer Kombination aus Konzessions- und Ernteabgaben eine gleichmäßigere Struktur der Ressourcenrenten zu realisieren, zieht dies über ein vermindertes „highgrading“ eine Erhöhung der Ernteintensität bei gleichzeitiger Verringerung der Erntehäufigkeit nach sich. Dabei steht nicht fest, welche der beiden Veränderungen stärker ausfällt und wie sich demzufolge die laufende Holzproduktion anpaßt.

Unter den vorgeschlagenen Reformen der allgemeinen Wirtschaftspolitik dürfte ein Abbau der in der Landwirtschaft bestehenden Verzerrungen insgesamt eine geringere Nutzung des Tropenwaldes nach sich ziehen. Während die Nahrungsgüterproduktion sowohl durch die Importrestriktionen als auch durch die Inputsubventionen begünstigt wird, ist bei den Agrarexportgütern davon auszugehen, daß die leichte Besteuerung im Außenhandel durch den Schutz auf der Importseite überkompensiert wird. Von der Liberalisierung des Agrarsektors kann also erwartet werden, daß im Vergleich zum verzerrten Anreizregime weniger Produktionsfaktoren in die Landwirtschaft attrahiert werden und damit auch der Druck zur Konversion zusätzlicher Tropenwaldflächen abnimmt.

Wie sich eine Liberalisierung des indonesischen Außenhandels auf die Tropenwaldnutzung auswirkt, läßt sich a priori nicht bestimmen. Zum einen erhalten Industriesektoren wie die Konsumgüterindustrie und die importsubstituierenden Industrien die höchste Protektion und binden auf diese Weise Arbeitskräfte, wodurch der Druck auf den Tropenwald reduziert wird. Zum anderen zeigt eine empirische allgemeine Gleichgewichtsanalyse für Kamerun (Thiele und Wiebelt 1993), wo eine vergleichbare Protektionsstruktur wie in Indonesien vorliegt, daß eine Handelsliberalisierung zwar zu einer Ausdehnung der Agrarexportproduktion auf Tropenwaldböden führt, dies aber durch eine Schrump-

fung der Nahrungsgüterproduktion überkompensiert wird und somit der Tropenwald durch einen Protektionsabbau netto entlastet wird. Dieses Ergebnis läßt sich damit begründen, daß Protektion die inländischen Produktionskosten erhöht und dadurch vor allem die Exportindustrien indirekt besteuert werden. Eine Handelsliberalisierung hat dann eine Expansion des verarbeitenden Gewerbes und eine Kontraktion des Agrarsektors zur Folge.

Die Konsequenzen der realen Abwertung der Rupie für die Tropenwaldnutzung in Indonesien sind a priori ebenfalls unbestimmt. Zwar deutet eine empirische Studie für einen Querschnitt von Ländern auf einen eindeutigen Zusammenhang zwischen Veränderungen des realen Wechselkurses und der Tropenwaldnutzung hin (Abschnitt B.III.2). Die spezifischen Rahmenbedingungen in Indonesien schließen Abweichungen von diesem Querschnittsmuster jedoch nicht aus. So wird durch den relativen Preisanstieg für Handelsgüter zum einen die wenig außenorientierte Nahrungsgüterproduktion benachteiligt und zum anderen die Wettbewerbsfähigkeit der exportorientierten Agrarexportgüter erhöht, d.h., es kann per saldo zu einer Zu- oder Abnahme der Tropenwaldrodung kommen. Die Reaktion der Forstwirtschaft auf eine reale Abwertung ist ebenfalls nicht klar, weil es sich aufgrund des Exportverbotes für Tropenholz und geringer Importkonkurrenz zwar um einen direkt von der Abwertung benachteiligten Sektor handelt, der allerdings über eine starke Vorleistungsverflechtung mit der exportintensiven Holzverarbeitenden Industrie verbunden ist und damit indirekt durch die Abwertung begünstigt wird.

Von den beiden alternativen Strategien zur Erhaltung der globalen Funktionen des Tropenwaldes, Importrestriktionen und Kompensationszahlungen,⁵³ sind Importrestriktionen für Tropenholz seitens der Industrieländer nicht notwendigerweise ökologisch effektiv. Notwendige Bedingung für ihre Effektivität ist, daß — wie in Indonesien — ein signifikanter Anteil der Holzproduktion exportiert wird. Außerdem muß ein multilaterales Vorgehen aller wichtigen Importländer erfolgen, um eine Handelsumlenkung in andere Nachfrageländer zu verhindern. Selbst wenn diese beiden Voraussetzungen erfüllt sind, kann der Eingriff in den Handel immer noch ökologisch kontraproduktiv sein, weil er zu einer Holzpreissenkung führt und damit die inländische Verwendung von Tropenholz bzw. die Umwandlung von Wäldern in Nutzflächen attraktiver macht (Vincent 1990). Den unsicheren ökologischen Nutzen der Importrestriktionen stehen zu erwartende Anpassungskosten für Indonesien gegenüber.

Transferzahlungen an die Tropenländer verfolgen dagegen das Ziel, die mit nationalen Schutzmaßnahmen eventuell verbundenen ökonomischen Verluste auszugleichen, um die Tropenländer zur Durchführung solcher Maßnahmen zu

⁵³ Zu einer theoretischen Analyse dieser beiden Politikvarianten vgl. Barbier und Rauser (1994).

bewegen.⁵⁴ Theoretisch läßt sich auf diese Weise gemäß dem Coase-Theorem (Coase 1960) eine aus globaler Sicht paretooptimale Nutzung der Tropenwälder herbeiführen, solange Transaktionskosten keine Rolle spielen. In der Realität sind jedoch insbesondere bei multilateralen Verhandlungen aufgrund der Vielfalt der Interessenlagen und der Unsicherheit über den erzielbaren Nutzen hohe Transaktionskosten zu erwarten. Bei einer großen Teilnehmerzahl besteht zudem die Möglichkeit, daß sich einzelne Länder als Trittbrettfahrer verhalten, weil es sich bei den globalen Dienstleistungen des Tropenwaldes um öffentliche Güter handelt, von deren Konsum niemand ausgeschlossen werden kann (Siebert 1995: 205 f.). Die Chancen für eine umfassende Verhandlungslösung sind deshalb als gering einzuschätzen. Wahrscheinlicher sind indessen bilaterale Abkommen zwischen Ländern oder Regionen, so z.B. zwischen der EU und Indonesien.

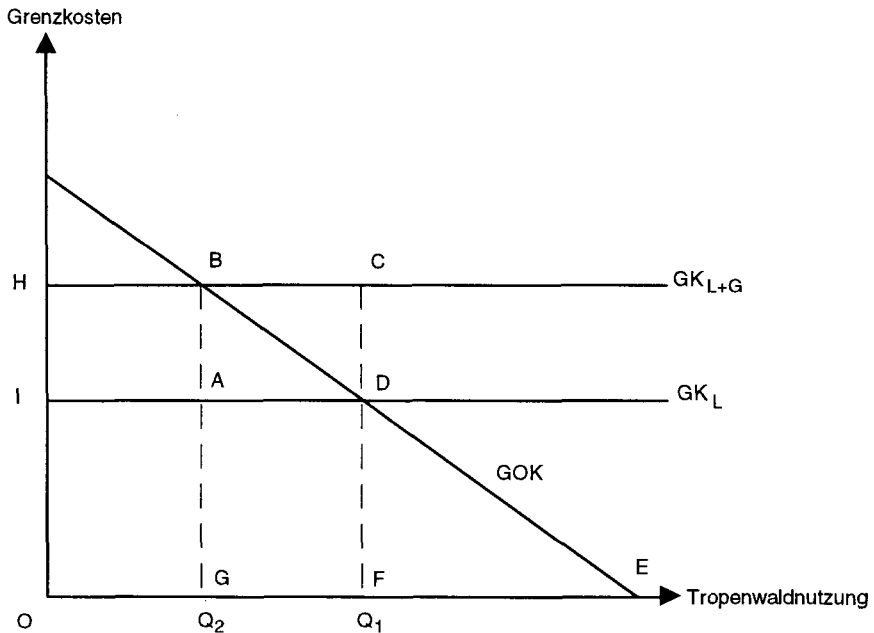
Des weiteren stellt sich die Frage, wie hoch die zu leistenden Transfers sein müssen, damit ein für beide Seiten vorteilhaftes Abkommen zustandekommt. Theoretisch wird die Transferhöhe durch die in Abschnitt B.II diskutierten Kosten und Nutzen der Tropenwaldnutzung determiniert. Dies läßt sich anhand von Schaubild 5 verdeutlichen, wo GOK die Grenzopportunitätskosten der Walderhaltung und GK_L bzw. GK_{L+G} die lokalen bzw. weltweiten ökologischen Grenzkosten der Waldnutzung bezeichnen. Die Grenzopportunitätskosten sind fallend, weil z.B. bei fortschreitender Rodung zunehmend Grenzböden mit niedrigerer Produktivität erschlossen werden. Die lokalen und globalen Grenzkosten werden als konstant angenommen, weil über ihren Verlauf keine gesicherten Informationen vorliegen. Der Schnittpunkt von GK_L und GOK (Punkt D) markiert dann das nationale Optimum, dem ein Niveau der Tropenwaldnutzung von Q_1 entspricht. In diesem Punkt entstehen dem Tropenland Opportunitätskosten in Höhe des Dreiecks DEF und Umweltkosten in Höhe des Rechtecks $OIDF$, während die internationalen Umweltkosten $HCDI$ betragen. Wird das Tropenland dazu bewegt, das globale Optimum (Punkt B) mit einem auf Q_2 verringerten Nutzungsniveau zu realisieren, so läßt dies die Opportunitätskosten auf BEG ansteigen und die lokalen Umweltkosten auf $OIAG$ fallen. Insgesamt entstehen dem Tropenland zusätzliche Kosten in Höhe von ABD , während die Industrieländer aufgrund gesunkener Umweltkosten einen Gewinn in Höhe von $ABCD$ erzielen. Aus diesem Gewinn müssen sie einen Transfer mindestens in Höhe von ABD entrichten, damit das Tropenland durch den Schutz seiner Wälder nicht schlechter gestellt wird. Die tatsächliche Transferhöhe kann zwischen

⁵⁴ Solche Transferzahlungen lassen sich als Anwendung des „victim pays principle“ zur Lösung von Umweltproblemen interpretieren, bei dem der Verursacher externer Kosten über die Eigentumsrechte an der Umwelt verfügt und durch Seitenzahlungen des Geschädigten zu einer geringeren Inanspruchnahme der Umwelt veranlaßt wird (Siebert 1995: 195).

ABD und $ABCD$ variieren und hängt von der Verhandlungsmacht der beteiligten Partner ab. Da der Tropenwaldbestand mit wachsender Rate abnimmt (Abschnitt B.I.1.a) und ein Großteil der globalen Nutzen der Tropenwalderhaltung in den Industrieländern anfällt, wird den Tropenländern eine starke Verhandlungsposition zugesprochen (Sandler 1993; Mohr 1993), so daß der Transfer durchaus die inkrementalen Kosten des Tropenwaldschutzes in Höhe von ABD übersteigen kann.

Insgesamt zeigt sich, daß in einer Reihe von Fällen die Vorzeichen der Effekte unbestimmt sind, so daß die folgende empirische Analyse für Indonesien nicht nur über die quantitative Bedeutung der von den diskutierten Maßnahmen ausgehenden Wirkungen, sondern auch über ihre Richtung zusätzliche Erkenntnisse liefern kann.

Schaubild 5 — Bestimmung der Höhe der Transferzahlungen zur Erhaltung tropischer Wälder



C. Wirtschaftspolitische Maßnahmen zur Begrenzung der Tropenwaldnutzung in Indonesien

Ziel dieses Kapitels ist es nun, die Wirkungsweise der Maßnahmen aus den vier als relevant identifizierten Politikbereichen — lokales und globales Marktversagen, Politikversagen und allgemeine Wirtschaftspolitik — auf die Volkswirtschaft und die Tropenwaldnutzung in Indonesien detailliert zu untersuchen und dabei mögliche Konflikte und Komplementaritäten zwischen ökonomischen und ökologischen Zielen aufzuzeigen. Die gewonnenen Informationen sollen letztendlich dazu dienen, die relativen Vorteile alternativer Strategien zum verbesserten Schutz des Tropenwaldes zu bewerten. Damit die einzelnen Ergebnisse vergleichbar sind, bedarf es eines einheitlichen methodischen Instrumentariums, mit dem möglichst alle relevanten Handlungsalternativen abgebildet werden können. Als Analyserahmen, der diese Anforderung weitgehend erfüllt, wird ein berechenbares allgemeines Gleichgewichtsmodell für Indonesien konstruiert,⁵⁵ das durch eine detaillierte Modellierung des Forstwirtschaftssektors an die in Indonesien vorherrschenden Rahmenbedingungen angepaßt ist.

Die Gliederung des Kapitels orientiert sich an der generellen Vorgehensweise einer angewandten allgemeinen Gleichgewichtsanalyse, wie sie im Flußdiagramm in Übersicht 3 illustriert ist. In Abschnitt C.I wird zunächst das Ausgangsmodell erstellt. Die Einführung und Erläuterung der theoretischen Struktur des Indonesien-Modells erfolgt in den Abschnitten C.I.1 (für den forstwirtschaftlichen Modellteil) und C.I.2 (für den Rest des Modells), wobei die Modellgleichungen in expliziter Schreibweise, d.h. unter Berücksichtigung der ausgewählten Funktionsformen, angegeben werden. Danach wird in Abschnitt C.I.3.a beschrieben, wie das theoretische Modell durch eine mikroökonomisch konsistente Datenbasis aufgefüllt wird, die den empirisch beobachteten Zustand der indonesischen Volkswirtschaft im Basisjahr 1985 widerspiegelt. Dieser Zustand bildet das Referenzgleichgewicht für die Analyse wirtschaftspolitischer Maßnahmen. Schließlich werden unter Verwendung der Daten aus dem Basisjahr sowie zusätzlicher externer Informationen über bestimmte Elastizitäten die Parameter des Modells so bestimmt, daß das Modell das empirisch beobachtete Referenzgleichgewicht reproduzieren kann. Dieser letzte Schritt zur Modellim-

⁵⁵ Das hier entwickelte Modell wird im folgenden als Indonesien-Modell bezeichnet, während die Bezeichnung berechenbare allgemeine Gleichgewichtsmodelle verwendet wird, wenn von dem Modelltyp im allgemeinen die Rede ist.

plementierung, der in Abschnitt C.I.3.b behandelt wird, wird als Kalibrierung bezeichnet.⁵⁶ In Abschnitt C.II erfolgt dann die Analyse der Wirkungen unterschiedlicher wirtschaftspolitischer Maßnahmen zum Schutz des indonesischen Tropenwaldes. Dazu werden Politiksimulationen durchgeführt. Dies geschieht dadurch, daß als exogen definierte Variable oder Modellparameter variiert werden und ein neuer Gleichgewichtszustand berechnet wird. Die Simulationsergebnisse werden anschließend über einen Vergleich des neuen Gleichgewichts mit dem Referenzgleichgewicht interpretiert.

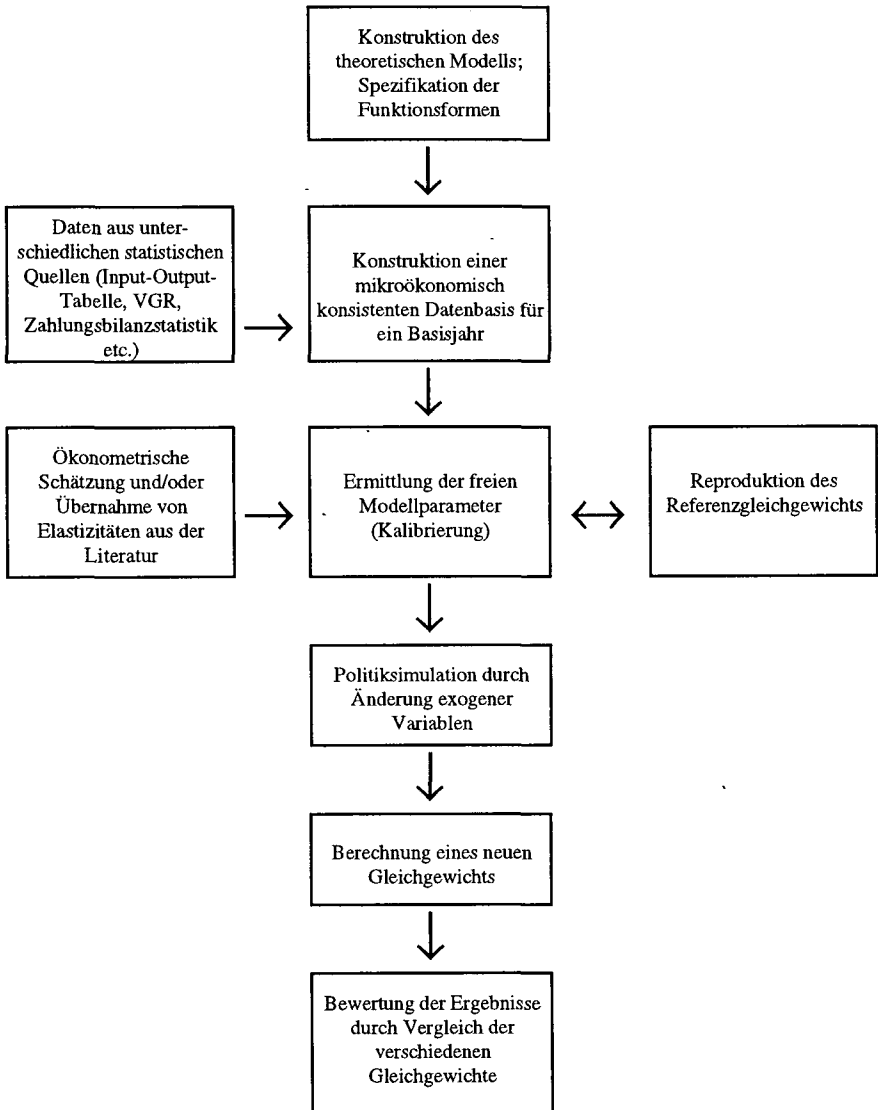
I. Der Modellrahmen für die Analyse

Bei dem in der Analyse verwendeten Modell handelt es sich um ein außenhandelsorientiertes berechenbares allgemeines Gleichgewichtsmodell in der Tradition von Dervis et al. (1982), das um ein Teilmodell zur Abbildung des Forstwirtschaftssektors erweitert ist (Dee 1991).⁵⁷ Ein wesentlicher Vorteil der Analyse im Indonesien-Modell im Vergleich zu Partialanalysen für die Holzwirtschaft oder den Agrarsektor liegt darin, daß die Auswirkungen unterschiedlicher Politikmaßnahmen auf die sektorale Bodennutzung erfaßt werden. Dies ist deshalb von großer Bedeutung, weil die Frage, ob bestimmte Tropenwälder eher eingeschlagen, in Agrarflächen umgewandelt oder unter Schutz gestellt werden sollen, in erster Linie eine Frage der Allokation des Faktors Boden zwischen konkurrierenden Verwendungen ist. Des weiteren lassen sich im Indonesien-Modell auch solche Maßnahmen analysieren, die — wie etwa eine Handelsliberalisierung — nur indirekt über die volkswirtschaftlichen Interdependenzen auf die Tropenwaldnutzung wirken. Die explizite Formulierung eines Teilmodells für die Forstwirtschaft macht es aber erst möglich, wichtige Instrumente zur Internalisierung der lokalen externen Effekte der Tropenwaldnutzung wie Ressourcensteuern, die Formulierung eines Mindesteinschlagsalters für Bäume, die

⁵⁶ Alternativ können die Parameter eines berechenbaren allgemeinen Gleichgewichtsmodells auch durch ökonometrische Schätzung ermittelt werden. Zu den Vor- und Nachteilen beider Verfahren vgl. Mansur und Whalley (1984) und den dazugehörigen Kommentar von Lau (1984).

⁵⁷ Die Gleichungen des Indonesien-Modells sind in Tabelle A6 vollständig aufgelistet. Implementiert wurde das Indonesien-Modell an der VAX/VMS des Instituts für Weltwirtschaft unter Verwendung des in der Weltbank entwickelten Softwarepakets GAMS (General Algebraic Modelling System). Zur Funktionsweise von GAMS vgl. Brooke et al. (1988).

Übersicht 3 — Vorgehensweise bei der angewandten allgemeinen Gleichgewichtsanalyse



Quelle: In Anlehnung an Shoven und Whalley (1984).

Ausgestaltung der Eigentumsrechte für Holzkonzessionäre und die Einrichtung von Naturschutzgebieten zu analysieren.

1. Das forstwirtschaftliche Teilmodell

Zunächst wird in diesem Abschnitt eine kurze Einführung in die forstökonomische Theorie gegeben, um den hier gewählten Modellansatz einordnen zu können. Daran anschließend werden die einzelnen Komponenten des forstwirtschaftlichen Teilmodells erläutert.

a. Theorieüberblick

Das traditionelle ökonomische Problem in der Forstwirtschaft, welches der deutsche Forstwissenschaftler Martin Faustmann bereits im Jahre 1849 erstmals formuliert hat, besteht darin, die sogenannte Rotationsperiode, d.h. den zeitlichen Abstand zwischen zwei Holzernten auf einer bestimmten Waldfläche und damit das Einschlagsalter T der Bäume,⁵⁸ so zu bestimmen, daß der Gegenwartswert der Nettoerträge aus der gegenwärtigen und allen zukünftigen Ernten (PV) bei gegebenen Holzpreisen (PX_F), Erntekosten (EK), Regenerationskosten (RK), Zinssätzen (r) und physischen Wachstumsbedingungen der Bäume maximiert wird.⁵⁹ Gesucht wird also ein Einschlagsalter, für das gilt:

$$[4] \quad PV = \max_T \left[\frac{(PNEM(T) - RK)e^{-rT}}{1 - e^{-rT}} \right].$$

PN bezeichnet dabei den um die Erntekosten bereinigten Holzpreis ($PX_F - EK$) und $EM(T)$ die Erntemenge pro Hektar pro Rotationsperiode. Die Erntemenge ist eine steigende Funktion des Einschlagsalters, solange der Baumbestand noch im Wachstum begriffen ist. Konkret wird hier von einer logistischen Wachstumskurve für den Baumbestand ausgegangen, so daß bei unrestrictiertem Holzeinschlag auch die realisierbare Erntemenge $EM(T)$ einen

⁵⁸ Im Faustmann-Modell fallen Rotationsperiode und Einschlagsalter zusammen, weil von einem Wald mit Bäumen gleichen Alters ausgegangen wird, die alle gleichzeitig im Alter von T Jahren geerntet werden, woraufhin ein neuer Wachstumszyklus beginnt, der ebenfalls nach T Jahren mit der Holzernte abgeschlossen wird usw. Diese Spezifizierung wird bei der in Abschnitt C.I.1.b eingeführten Modellvariante nicht aufrechterhalten.

⁵⁹ Zur formalen Darstellung des Faustmann-Modells vgl. auch Bowes und Krutilla (1989).

logistischen Verlauf aufweist (Schaubild 6).⁶⁰ Im frühen Stadium steigt die Erntemenge überproportional, später schwächt sich der Anstieg ab, bis schließlich der Klimaxzustand $\bar{K}$ erreicht ist, in dem das Baumwachstum zum Stillstand kommt und somit auch keine weiteren Zuwächse in der Erntemenge mehr möglich sind. Für die Regenerationskosten, bei denen es sich in erster Linie um Ausgaben für die Waldpflege handelt, wird ein konstanter Betrag in jeder Rotationsperiode unterstellt. e^{-rT} ist der Faktor, mit dem die zum Zeitpunkt T pro Hektar pro Rotation anfallenden Nettoernteerträge ($PNEM(T) - RK$) auf ihren Gegenwartswert abdiskontiert werden. Der Korrekturterm $1/(1 - e^{-rT})$ drückt aus, daß auch die Nettoerträge der zukünftigen Ernten in $2T, 3T \dots$ abzuzinsen sind.⁶¹

Differenziert man diesen Gegenwartswert unter Verwendung der Quotientenregel nach dem Einschlagsalter und setzt diesen Ausdruck gleich null, so erhält man nach einigen Umformungen als Bedingung erster Ordnung Gleichung [5]:

$$[5] \quad PNEM'(T) = r[(PNEM(T) - RK) + PV],$$

die bei der Wahl des Einschlagsalters erfüllt sein muß.⁶² Durch Substitution von PV in Gleichung [5] läßt sich die Bedingung erster Ordnung auch als

$$[6] \quad \begin{aligned} PNEM'(T) &= r(PNEM(T) - RK) + r(PNEM(T) - RK)e^{-rT} \\ &\quad + r(PNEM(T) - RK)(e^{-rT})^2 + \dots \\ &= \frac{r(PNEM(T) - RK)}{1 - e^{-rT}} \end{aligned}$$

darstellen. Diese Optimalitätsbedingung läßt sich wie folgt interpretieren: der Forstwirt sollte so lange mit der Ernte warten, bis der marginale Anstieg in den Nettoerträgen, der durch ein weiteres Wachstum des Baumbestandes erreicht werden kann, gerade gleich den Opportunitätskosten aus der Verzögerung der Ernte ist. Letztere bestehen aus den durch die verzögerte gegenwärtige Ernte ent-

⁶⁰ Die Annahme einer logistischen Wachstumskurve für erneuerbare Ressourcen wie Wälder und Fische ist in der Literatur weit verbreitet (vgl. z.B. Clark 1990; Tietenberg 1992: 281; Wilen 1985).

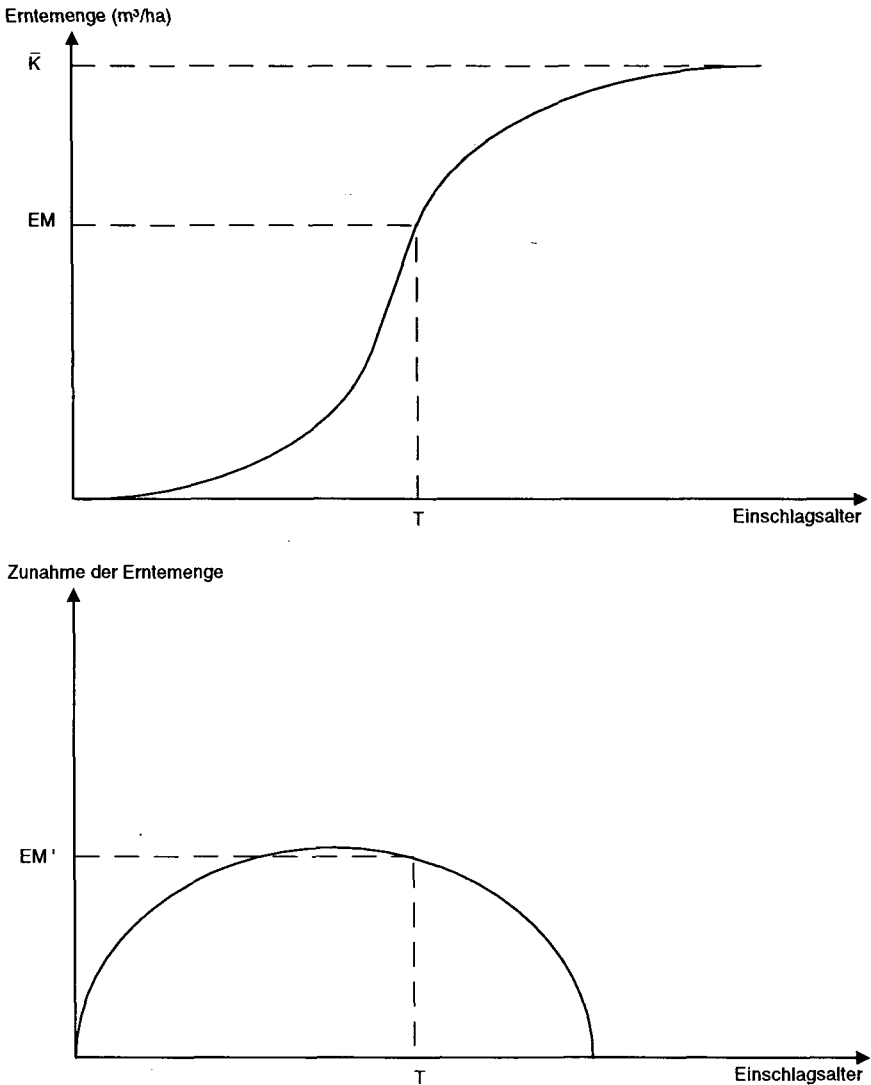
⁶¹ Es ist zu beachten, daß $1/(1 - e^{-rT})$ gleich der unendlichen Summe $1 + e^{-rT} + (e^{-rT})^2 + \dots$ ist, d.h., das Optimierungsproblem ist über einen unendlichen Zeithorizont formuliert.

⁶² Als Bedingung zweiter Ordnung für ein Maximum des Gegenwartswertes der Nettoernteerträge ergibt sich durch Differenzieren von Gleichung [5] nach T :

$$EM''(T) - rEM'(T) < 0.$$

Diese Bedingung ist für die meisten Baumarten unabhängig von der unterstellten Diskontrate erfüllt (Bowes und Krutilla 1989).

Schaubild 6 — Erzielbare Erntemenge im Faustmann-Modell



gangenen potentiellen Zinseinnahmen aus alternativer Anlage der Erlöse $[r(PNEM(T) - RK)]$ sowie den Zinskosten, die daraus resultieren, daß neben der gegenwärtigen auch alle zukünftigen Ernten verschoben werden müssen. Die in der Zukunft liegenden Opportunitätskosten einer Verschiebung der ge-

genwärtigen Ernte werden durch den Korrekturterm $1/(1 - e^{-rT})$ ausgedrückt. Diese Kosten ergeben sich zwingend aus dem Optimierungskalkül, weil bei im Zeitablauf unveränderten Preisen, Kosten, Zinsen und Wachstumscharakteristika der Bäume für die Konzessionäre kein Anreiz besteht, eine einmal durchgeführte Anpassung der Rotationsperiode in der Zukunft wieder rückgängig zu machen. Das Faustmann-Modell impliziert somit stets eine Folge gleich langer Rotationsperioden.

Formt man Gleichung [6] in

$$[7] \quad \frac{PN \cdot EM'(T)}{PN \cdot EM(T) - RK} = \frac{r}{1 - e^{-rT}}$$

um, so zeigt sich eine weitere Möglichkeit, die Optimalitätsbedingung für die Rotationsperiode zu interpretieren. Auf der linken Seite von Gleichung [7] steht der Quotient aus Anstieg und Niveau der Nettoernteerträge, d.h. deren Wachstumsrate, auf der rechten Seite die um den Korrekturterm für zukünftige Rotationsperioden bereinigte Diskontrate. Die Gleichung besagt, daß eine Ernteverzögerung so lange lohnend ist, wie die Wachstumsrate der Nettoernteerträge die durch den Diskontfaktor ausgedrückten Kosten des Wartens noch übersteigt. Dieser Zusammenhang läßt sich anhand von Schaubild 7 illustrieren. Das Wachstum der Nettoernteerträge ist bei der gegebenen Wachstumsfunktion der Bäume eine fallende Funktion in T . Für sehr große T nähert es sich dem Nullpunkt, weil nur noch sehr geringe Erntezuwächse realisierbar sind [$EM'(T) \rightarrow 0$]. Der Diskontfaktor ist ebenfalls fallend in T und konvergiert für $T \rightarrow \infty$ gegen die Diskontrate [$1 - e^{-rT} \rightarrow 1$]. Die optimale Rotationsperiode T_f ist erreicht, wenn die Wachstumsrate der Nettoernteerträge gerade dem Diskontfaktor entspricht, d.h. im Schnittpunkt der beiden Kurven.⁶³

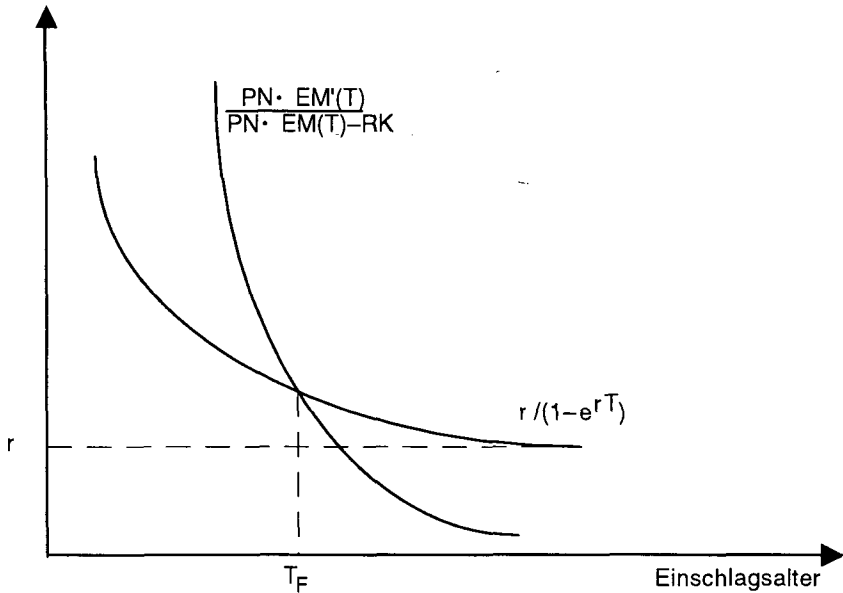
Die komparativ-statischen Eigenschaften des Faustmann-Modells können ebenfalls mit Hilfe von Schaubild 7 verdeutlicht werden.⁶⁴ Ein Anstieg des Holzpreises erhöht sowohl die Grenzerträge des Baumwachstums als auch das Niveau der Nettoernteerlöse. Solange jedoch positive Regenerationskosten zu verzeichnen sind, steigt $PN \cdot EM(T) - RK$ stärker als $PN \cdot EM'(T)$, was einer Verschiebung der Wachstumskurve nach unten und damit einer Verkürzung der Rotationsperiode entspricht. Eine Anhebung der Diskontrate — z.B. aufgrund

⁶³ Damit es sich um ein Maximum und kein Minimum der abdiskontierten Nettoernteerträge handelt, muß die Wachstumskurve die Zinskurve — wie in Schaubild 7 illustriert — von links oben schneiden, d.h., die Wachstumsrate der Nettoernteerträge muß vor Erreichung des optimalen Einschlagsalters höher als der Diskontfaktor sein (Bowes und Krutilla 1989).

⁶⁴ Eine formale Ableitung der komparativ-statischen Eigenschaften des Faustmann-Modells findet sich z.B. in Chang (1983).

Schaubild 7 — Optimale Rotationsperiode im Faustmann-Modell

Wachstum der
Nettoernteerträge,
Diskontfaktor



einer gewachsenen Unsicherheit bezüglich der Eigentumsrechte — erhöht die Kosten des Wartens (die Zinskurve verschiebt sich nach oben) und veranlaßt damit die Holzkonzessionäre, früher einzuschlagen. Eine Kostenerhöhung schließlich führt über sinkende Nettoernteerlöse zu einer Verschiebung der Wachstumskurve nach oben, verlängert also die optimale Rotationsperiode.

Einer der Kritikpunkte am ursprünglichen Faustmann-Modell richtet sich gegen die Annahme eines langfristigen Gleichgewichts (steady state), weil in der Realität insbesondere die Holzpreise starken zeitlichen Schwankungen unterworfen sind. Werden Holzpreisänderungen in das Optimierungskalkül aufgenommen, so wird bei der Maximierung der Zielfunktion [4] zusätzlich der Nettopreis PN nach der Zeit abgeleitet. Dann ergibt sich anstelle von Gleichung [6]

$$[8] \quad PN(T_k)EM'(T_k) + PN'(T_k)EM(T_k) = r \frac{[PN(T_k)EM(T_k) - RK]}{1 - e^{-rT}}$$

als Bedingung erster Ordnung für ein Maximum der abdiskontierten Nettoerträge. Da bei variablen Preisen die Länge der Rotationsperioden sich im Zeitab-

lauf verändert, muß jede einzelne Rotationsperiode T_k (mit $k = 1, 2, \dots$) die Optimalitätsbedingung [8] erfüllen. Im Vergleich zum Faustmann-Modell wird die Wahl der jeweiligen Rotationsperiode hier von einem zusätzlichen Effekt beeinflusst, und zwar von der preisinduzierten Wertentwicklung der Holzbestände $[PN'(T_k) EM(T)]$. Die Preisänderungen in der Zeit sind für die Wahl der Rotationsperiode exogen vorgegeben. Sie werden in einer getrennten Gleichung abgebildet. Welche Folge von Rotationsperioden sich in diesem Modell einstellt, hängt von der konkreten Modellierung der Preisbewegung ab.⁶⁵

Ein weiterer gegen das Faustmann-Modell vorgebrachter Einwand stellt darauf ab, daß dort ausschließlich die Erträge aus der Holzernte maximiert werden und eventuell von den Wäldern bereitgestellte Umweltdienstleistungen keine Berücksichtigung finden. Hartman (1976) hat diese Kritik aufgenommen und Umweltdienstleistungen direkt in das Faustmann-Modell integriert. Er definiert den Gegenwartswert der aus Umweltdienstleistungen des Waldes resultierenden Nutzen als abdiskontierte Summe der über alle zukünftigen Rotationsperioden akkumulierten Nutzenströme:⁶⁶

$$[9] \quad \Psi(T) = \frac{\int_0^T [a(n)e^{-rn}] dn}{1 - e^{-rT}}.$$

Dabei hängt der vom Wald gestiftete Umweltnutzen a von der Länge der Rotationsperiode T ab. Gesucht wird dann die Rotationsperiode, die zu einem maximalen kombinierten Gegenwartswert aus Holzerträgen und Umweltnutzen des Waldes führt. Es gilt:

$$[10] \quad PV = \max_T \left[\frac{(PN EM(T) - RK)e^{-rT} + \int_0^T [a(n)e^{-rn}] dn}{1 - e^{-rT}} \right].$$

⁶⁵ In bisherigen Anwendungen des Faustmann-Modells mit variablen Preisen wurde z.B. unterstellt, daß die Holzpreise einer Exponentialverteilung (Newman et al. 1985) bzw. einer Lognormalverteilung (Thomson 1992) folgen. Newman et al. (1985) haben gezeigt, daß die Rotationsperiode bei exponentieller Preisentwicklung zunächst länger als im Faustmann-Modell mit konstanten Preisen ist, sich dann graduell verkürzt und schließlich gegen die Rotationsperiode des Faustmann-Modells ohne Regenerationskosten konvergiert.

⁶⁶ Die Umweltnutzen werden als Integral über die Rotationsperiode formuliert, weil sie, im Gegensatz zu den Ernteerträgen, stetig anfallen.

Die Lösung für die Rotationsperiode muß als Bedingung erster Ordnung erfüllen:

$$[11] \quad PNEM'(T) + a(T) = r \frac{[(PNEM(T) - RK)]}{1 - e^{-rT}}.$$

Der durch eine Verschiebung der Ernte erreichbare Grenznutzen des Wartens setzt sich jetzt aus dem schon aus dem Faustmann-Modell bekannten marginalen Wertzuwachs durch Holzwachstum und dem Strom der durch die Verzögerung erzielten Umweltnutzen des Waldes zusammen. Sofern die Umweltnutzen mit zunehmendem Einschlagsalter steigen, ist die Rotationsperiode im Hartman-Modell stets länger als im Faustmann-Modell, weil die Grenzerträge des Wartens höher sind. Bei hohen und mit T stark ansteigenden Umweltnutzen des Waldes kann es sogar optimal sein, überhaupt nicht zu ernten, weil kein T existiert, das die Bedingung erster Ordnung erfüllt. Nur wenn der Wert der Umweltdienstleistungen des Waldes unabhängig vom Einschlagsalter ist, stellen sich im Hartman- und Faustmann-Modell gleichlange Rotationsperioden ein. Um empirisch ermitteln zu können, ob bei Berücksichtigung von Umweltdienstleistungen eine signifikant längere Rotationsperiode als im unrestringierten Faustmann-Modell realisiert wird, sind genauere Informationen über den bisher weitgehend unbekannten Verlauf der Funktion $a(T)$ notwendig.

Eine weitere Möglichkeit, den Umweltaspekt in die Ernteentscheidung einzubeziehen, besteht darin, anstelle des Gegenwartswertes der Nettoerträge die dauerhaft erzielbaren Nettoernteerlöse zu maximieren und dadurch auf eine nachhaltige Forstwirtschaft abzustellen (Samuelson 1976).⁶⁷ In diesem Fall wird ein Einschlagsalter gesucht, für das gilt:

$$[12] \quad \max_T \left[\frac{PNEM(T) - RK}{T} \right].$$

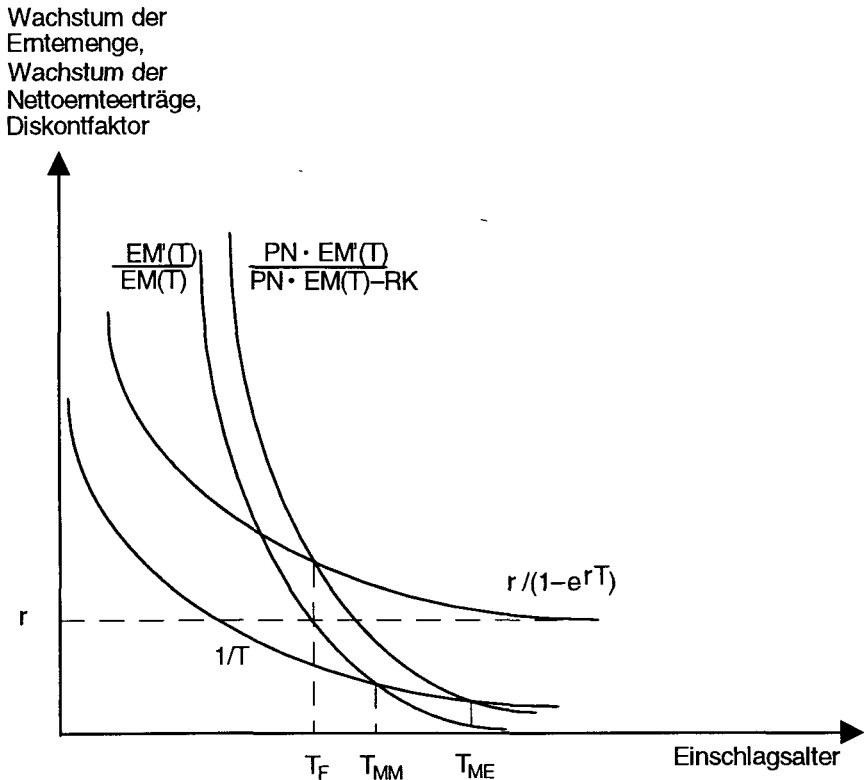
Daraus resultiert als Optimalitätsbedingung erster Ordnung

$$[13] \quad PNEM'(T) = \frac{PNEM(T) - RK}{T}.$$

Das Einschlagsalter wird also so gewählt, daß der Ertragszuwachs aus dem Baumwachstum gerade den jährlichen Durchschnittsernteerträgen entspricht. In diesem Modell ist die Rotationsperiode ebenfalls länger als im Faustmann-Modell.

⁶⁷ Zu einer vergleichbaren Definition der Nachhaltigkeit, die ebenfalls auf einen im Zeitablauf konstanten Wert des Baumbestandes abzielt, vgl. Abschnitt B.II.2.a.

Schaubild 8 — Vergleich der optimalen Rotationsperioden in dem Faustmann-Modell und im Modell nachhaltiger Forstwirtschaft



dell. Wie Schaubild 8 zeigt, liegt dies daran, daß bei identischer Wachstumskurve der Nettoernteerträge der Diskontfaktor des Faustmann-Modells stets größer als $1/T$ ist. Bei sinkender Diskontrate verschiebt sich die Zinskurve des Faustmann-Modells nach unten, d.h., die Rotationsperiode T_F nähert sich der bei der Maximierung der dauerhaft erzielbaren Nettoerlöse realisierten Rotationsperiode T_{ME} an.⁶⁸ Die längere Rotationsperiode T_{ME} ist ökonomisch damit zu erklären, daß zukünftige Erträge nicht abdiskontiert werden und damit die Opportunitätskosten der Ernteverzögerung völlig vernachlässigt werden. Dieser Effekt verliert wiederum mit sinkendem Zins an Bedeutung, was zur Annäherung der beiden Rotationsperioden führt.

⁶⁸ Für $r \rightarrow 0$ konvergiert $r/(1 - e^{-rT})$ gegen $1/T$, die beiden Kurven fallen also im Grenzfall zusammen, so daß $T_F = T_{ME}$ gilt.

Besonders von Forstwissenschaftlern wird häufig eingewendet, daß eine nachhaltige Forstwirtschaft nur dann zu realisieren ist, wenn anstelle der dauerhaft erzielbaren monetären Erträge die dauerhaft erzielbaren Erntemengen maximiert werden. Bei diesem Entscheidungsproblem lautet die Zielfunktion:

$$[14] \quad \max_T \left[\frac{EM(T)}{T} \right]$$

und die Bedingung erster Ordnung für ein Optimum

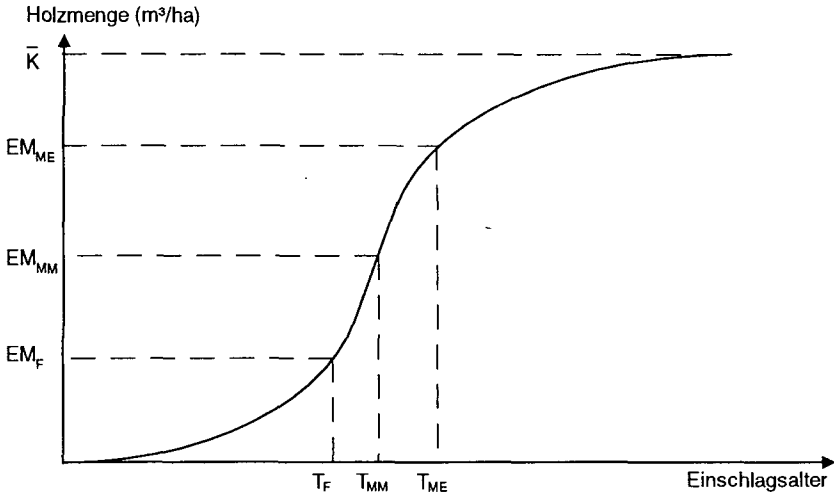
$$[15] \quad EM'(T) = \frac{EM(T)}{T},$$

d.h., es sollte dann eingeschlagen werden, wenn Grenz- und Durchschnittsertrag der Ernte physisch übereinstimmen. Gemäß Schaubild 8 ergibt sich eine optimale Rotationsperiode T_{MM} , die kürzer als die Rotationsperiode T_{ME} ist. Solange die Regenerationskosten positiv sind, liegt nämlich die Wachstumskurve der physischen Ernteerträge unterhalb der Wachstumskurve der monetären Erträge.⁶⁹ Der ökologische Einwand von Forstwissenschaftlern gegen die Maximierung der dauerhaft möglichen Nettoernteerträge ist also nicht gerechtfertigt, weil die Berücksichtigung von Kosten im Optimierungskalkül den Holzeinschlag im Vergleich zur reinen Mengenbetrachtung verzögert. Im Unterschied zum Faustmann-Modell wird bei der Maximierung der dauerhaft erzielbaren Erntemenge sowohl auf eine Diskontierung als auch auf Informationen über Preise und Kosten verzichtet. In den meisten empirisch relevanten Fällen ist T_{MM} , wie in Schaubild 8 illustriert, länger als T_F (Bowes und Krutilla 1989). Dieses Resultat muß sich jedoch aus theoretischer Sicht nicht zwingend einstellen (Binkley 1987). Ein umgekehrtes Ergebnis ist um so wahrscheinlicher, je niedriger die Diskontrate und die Nettoernteerlöse sind, d.h., je mehr sich das Warten im Faustmann-Modell lohnt.

Über die mit den gewählten Rotationsperioden korrespondierenden Erntemengen lassen sich folgende Aussagen treffen (Schaubild 9): Die dauerhaft erzielbaren Erntemengen sind genau dann maximal, wenn der Wendepunkt der logistischen Wachstumsfunktion realisiert wird, in dem die Zunahme der Holzmenge ihr Maximum erreicht. Im Vergleich dazu ist die Erntemenge des Faustmann-Modells im empirischen Normalfall geringer, während sie bei der Maximierung der dauerhaft erzielbaren Nettoernteerlöse höher ist.

⁶⁹ Für den Extremfall $RK = 0$ gilt $T_{MM} = T_{ME}$.

Schaubild 9 — Vergleich der Erntemengen in dem Faustmann-Modell und im Modell nachhaltiger Forstwirtschaft



b. Der gewählte Modellansatz

Vor dem Hintergrund der eben skizzierten forstökonomischen Theorie ist der gewählte Modellansatz als Kompromiß zwischen Realitätsnähe und Handhabbarkeit der empirischen Analyse zu interpretieren. Von den zwei wesentlichen am ursprünglichen Faustmann-Modell geäußerten Kritikpunkten wird hier der Einwand gegen die „steady-state“-Formulierung nicht berücksichtigt. Die „steady-state“-Formulierung des forstwirtschaftlichen Teilmodells hat nämlich den Vorteil, daß sie eine komparativ-statische Vorgehensweise bei der allgemeinen Gleichgewichtsanalyse ermöglicht. Dagegen werden Umweltdienstleistungen des Waldes explizit in das Modell integriert. Es werden jedoch nicht die im Theorieüberblick angesprochenen Verfahren gewählt, sondern es wird — ausgehend von einem Vorschlag von Nguyen (1979) — eine Restriktion in Form eines Mindesteinschlagsalters T^* für Bäume eingeführt, wodurch das maximal mögliche Erntevolumen begrenzt wird. Der Staat kann auf diese Weise sicherstellen, daß nach jeder Ernte ein bestimmter Bestand an jüngeren Bäumen erhalten bleibt, so daß auch ein Mindestniveau an Umweltdienstleistungen des Waldes gewährleistet ist. Für diese Modellvariante spricht, daß sie die für Tropenwälder typische gemischte Altersstruktur der Bäume sowie das in Indonesien praktizierte Regime eines selektiven Holzeinschlags abbilden kann.

Des weiteren wird hier bei der Modellierung der Kosten vom Faustmann-Modell abgewichen. Zum einen werden keine Regenerationskosten berücksichtigt,

weil die Waldpflege in Tropenwäldern generell nur eine marginale Rolle spielt. Zum anderen wird der Tatsache Rechnung getragen, daß die Höhe der Erntekosten in Indonesien weit stärker von der Zahl der eingeschlagenen Bäume als vom tatsächlich geernteten Holzvolumen EM abhängt (Dee 1991). Da Verzögerungen der Ernte in erster Linie dazu führen, daß die Baumgröße anstatt der Zahl der geernteten Bäume zunimmt, reduziert späteres Einschlagen die pro Kubikmeter Holz anfallenden Erntekosten, d.h., es kommt zu einer Art von Skalenerträgen. Im Modell schlagen sich diese Skalenerträge in der Annahme nieder, daß die Forstwirtschaft pro Hektar pro Rotation eine fixe — vom geernteten Holzvolumen unabhängige — Menge eines aus Arbeit, Kapital und Vorleistungen zusammengesetzten Inputbündels $\overline{IR}$ einsetzt und somit eine Ausdehnung der Rotationsperiode zu einer Verringerung der jährlich benötigten Inputmengen führt.⁷⁰ Gewichtet man das Inputbündel mit einem Preisindex PIR , so ergeben sich die Erntekosten

$$[16] \quad EK = \overline{IR} \cdot PIR.$$

Die Zielfunktion des so modifizierten Faustmann-Modells lautet:

$$[17] \quad PV = \frac{(1 - t_f)(P X_F EM(T) - EK) e^{-r(T - T^*)}}{1 - e^{-r(T - T^*)}}.$$

Im Gegensatz zum ursprünglichen Faustmann-Modell hat der Staat hier über Variationen des Mindesteinschlagsalters eine direkte Einflußmöglichkeit auf die Rotationsperiode, die als Differenz zwischen tatsächlichem und Mindesteinschlagsalter $(T - T^*)$ definiert ist. Der Konzessionär bestimmt bei gegebenem Mindesteinschlagsalter das tatsächliche Einschlagsalter so, daß der Gegenwartswert seiner Nettoernteerlöse maximiert wird. Als weiteren staatlichen Handlungsparameter enthält das Modell eine Steuer t_f auf die in Form der Nettoernteerträge in der Forstwirtschaft entstehende Bodenrendite. Schließlich läßt sich auch die Diskontrate als Politikvariable interpretieren. Da sie von den Konzessionären zur Abdiskontierung ihrer zukünftigen Erträge verwendet wird — es sich also um eine private und keine soziale Diskontrate handelt —, unterliegt

⁷⁰ Die Erntetechnologie in der Forstwirtschaft wird durch eine genestete Produktionsfunktion beschrieben, auf deren oberster Stufe das Inputbündel und Waldboden mittels einer Leontief-Funktion verknüpft werden, d.h., es bestehen keine Substitutionsmöglichkeiten zwischen Boden und den übrigen Produktionsfaktoren. Auf niedrigeren Hierarchieebenen der Produktionsfunktion werden Substitutionsbeziehungen zwischen importierten und heimischen Vorleistungen sowie zwischen Arbeit und Kapital zugelassen. Zur Spezifizierung der entsprechenden Funktionen vgl. Abschnitt C.1.2.

sie zwar nicht dem direkten Einfluß der Wirtschaftspolitik, wird jedoch indirekt über Veränderungen der nutzungsrechtlichen Rahmenbedingungen gesteuert.

Aus der Maximierung von Gleichung [17] ergibt sich als Bedingung erster Ordnung

$$[18] \quad PX_F EM'(T) = \frac{r(PX_F EM(T) - EK)}{1 - e^{-r(T-T^*)}}.$$

Gleichung [18] ist genauso wie die Optimalitätsbedingung des Faustmann-Modells zu interpretieren, nur daß hier die optimale Rotationsperiode zusätzlich vom Mindesteinschlagsalter abhängt. Bei einer Erhöhung des Mindesteinschlagsalters T^* ergibt sich als unmittelbare Konsequenz eine exogene Verkürzung der Rotationsperiode. Die kürzere Rotationsperiode ermöglicht frühere Ernten in der Zukunft und reduziert damit die Opportunitätskosten des Wartens. Die Konzessionäre reagieren darauf mit einer Erhöhung des tatsächlichen Einschlagsalters T , bis die Opportunitätskosten wieder den Grenzerträgen des Baumwachstums entsprechen. Ob sich die Rotationsperiode $T-T^*$ per saldo erhöht oder verkürzt, läßt sich nur empirisch bestimmen. Die komparativ-statischen Eigenschaften bei Veränderungen der übrigen exogenen Variablen (PX_F, EK, r) stimmen mit denen im Faustmann-Modell überein, d.h., Preis- und Diskontsatzserhöhungen verkürzen die Rotationsperiode, während Kostenerhöhungen den Holzeinschlag verzögern. Die Faktorsteuer taucht in Gleichung [15] nicht auf und beeinflußt die Wahl der Rotationsperiode somit nicht, weil sie sowohl den Grenznutzen des Baumwachstums als auch das mögliche Zins-einkommen aus alternativer Anlage schmälert, zwei Effekte, die sich gegenseitig neutralisieren.

Das physische Baumwachstum wird — wie im Faustmann-Modell — durch eine logistische Funktion beschrieben. Die zum Zeitpunkt der Ernte verfügbare Holzmenge pro Hektar (HM) ergibt sich in Abhängigkeit vom Einschlagsalter entsprechend der logistischen Wachstumsfunktion als

$$[19] \quad HM(T) = \frac{\bar{K}}{1 - [1 - \bar{K} / \overline{HM(0)}] e^{-gT}},$$

wobei $\overline{HM(0)}$ den durchschnittlichen gegenwärtigen Baumbestand pro Hektar und g die intrinsische Wachstumsrate der Bäume bezeichnet. Entlang der logistischen Wachstumskurve beträgt die Steigung

$$[20] \quad HM'(T) = g HM(T) \left[1 - \frac{HM(T)}{\bar{K}} \right].$$

Es zeigt sich, daß mit einer Annäherung an den Klimaxzustand das Wachstum des Holzvolumens und damit der Nutzen einer Ernteverchiebung immer geringer wird. Die intrinsische Wachstumsrate g determiniert allgemein, wie steil die Wachstumskurve verläuft.

Nutzt der Staat seine Möglichkeit, durch Festlegung eines Mindesteinschlagsalters die Holzernte zu restringieren, so verbleibt nach der Ernte im Wald ein Holzvolumen in Höhe von

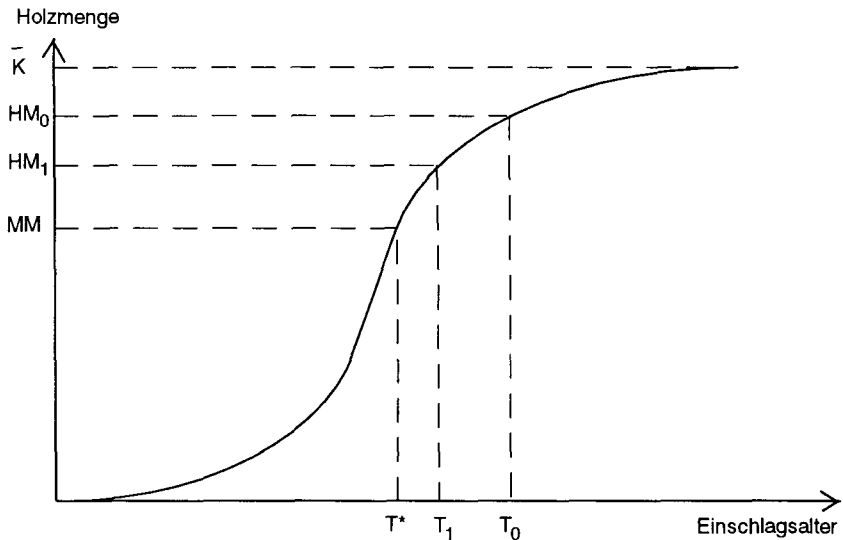
$$[21] \quad MM(T^*) = \frac{\bar{K}}{1 - [1 - \bar{K} / HM(0)] e^{-gT^*}}.$$

Die tatsächlich geerntete Holzmenge entspricht dann — anders als im unrestringierten Faustmann-Modell, in dem die gesamte verfügbare Holzmenge geerntet wird — der Differenz aus dem Baumbestand vor der Ernte und dem nach der Ernte verbleibenden Mindestbaumbestand:

$$[22] \quad EM(T) = HM(T) - MM(T^*).$$

Die erzielbare Erntemenge wird für jede einmal festgelegte Rotationsperiode allein durch die Wachstumseigenschaften der Bäume determiniert. Dies läßt sich anhand von Schaubild 10 veranschaulichen. Angenommen, die ursprüng-

Schaubild 10 — Erzielbare Erntemenge im modifizierten Faustmann-Modell



liche Rotationsperiode habe die Länge $T_0 - T^*$. Dem entspricht ein Erntevolumen in Höhe von $HM_0 - MM$. Weiterhin sei angenommen, daß der Forstwirtschaftssektor durch eine Änderung der Rahmenbedingungen dazu veranlaßt wird, die Rotationsperiode auf $T_1 - T^*$ zu verkürzen. In der Folge verringert sich die Erntemenge auf $HM_1 - MM$, d.h., häufigeres Ernten zieht eine Abnahme der Ernteintensität nach sich.

Damit das forstwirtschaftliche Teilmodell mit dem Rest des Indonesien-Modells kompatibel ist, müssen einige Variablen, die über die Rotationsperiode definiert sind, auf Jahresbasis umgerechnet werden. Die jährliche forstwirtschaftliche Produktion auf der gesamten bewirtschafteten Bodenfläche BF beträgt unter Annahme einer Gleichverteilung der Erntemenge über die Rotationsperiode

$$[23] \quad X_F = \frac{EM(T)BF}{T - T^*}.$$

Analog gilt für die jährlich eingesetzten Mengen des Inputbündels

$$[24] \quad IB = \frac{\overline{IR} \cdot BF}{T - T^*}$$

und für die jährliche Nettobodenrendite pro Hektar

$$[25] \quad NR = \frac{(1 - t_f)(PX_F EM(T) - EK)}{T - T^*}.$$

2. Das volkswirtschaftliche Modell

Das Indonesien-Modell ist in seiner Grundstruktur neoklassisch, und zwar in dem Sinne, daß in Anlehnung an die walrasianische Theorie von einem statischen Konkurrenzgleichgewicht mit flexiblen, markträumenden Preisen sowie einer Dichotomie zwischen realem und monetärem Sektor der Volkswirtschaft ausgegangen wird. Zugelassen werden zwar einige Marktunvollkommenheiten, wie z.B. begrenzte intersektorale Kapitalmobilität, jedoch grenzt sich das Indonesien-Modell von solchen Modelltypen ab, die erheblich vom walrasianischen Paradigma abweichen. Dazu gehören zum einen sogenannte makrostrukturalistische Modelle, die einen starken Einfluß makroökonomischer Variablen auf die Struktur und das Niveau von Produktion und Beschäftigung unterstellen (vgl. z.B. Taylor 1990). Zum anderen sind dies Modelle, die auf der Produktionsseite unvollständige Konkurrenz abbilden (vgl. z.B. Gasiorek und Smith 1992; Norman 1990). Schließlich enthält das Indonesien-Modell zwar eine dy-

namische Komponente, die aber nur eine Sequenz statischer Konkurrenzgleichgewichte generiert und von einer entscheidungstheoretisch fundierten „echten“ Dynamisierung zu unterscheiden ist (Klepper et al. 1994).

Das Indonesien-Modell läßt sich in vier Komponenten zerlegen, die im folgenden nacheinander eingeführt werden:

- Gleichungen, die das Angebots- und Nachfrageverhalten der ökonomischen Akteure in Abhängigkeit der relativen Preise beschreiben (Abschnitte C.I.2.a–c). Dabei wird der Außenhandel gesondert betrachtet, weil er in Modellen, die wie hier in der Tradition von Dervis et al. (1982) stehen, eine herausgehobene Stellung einnimmt.
- Gleichungen, die die Verteilung des Einkommens auf die Akteure abbilden und somit den Einkommenskreislauf schließen (Abschnitt C.I.2.d).
- Gleichgewichtsbedingungen für die Güter- und Faktormärkte sowie für wichtige makroökonomische Aggregate (Abschnitt C.I.2.e).
- Dynamische Modellelemente, die das Wachstum der Produktionsfaktoren im Zeitablauf beschreiben (Abschnitt C.I.2.f).

a. *Außenhandel*

Die klassische Außenhandelstheorie basiert auf zwei zentralen Annahmen:

- für ein kleines Land sind sowohl Importangebot als auch Exportnachfrage vollkommen elastisch; das Inland betrachtet die entsprechenden Weltmarktpreise folglich als Datum.
- Importe und im Inland hergestellte Güter derselben Produktkategorie sind ebenso wie Exporte und für den heimischen Markt bestimmte Güter vollkommene Substitute. Diese Spezifizierung impliziert, daß in Abwesenheit von Handelsrestriktionen die heimischen Preise nicht von den Weltmarktpreisen abweichen können.

Besonders die zweite Annahme liefert eine wenig realistische Vorgabe für die empirische Analyse. Zum einen dürften in einem Entwicklungsland wie Indonesien Qualitätsunterschiede zwischen Importen und Importsubstituten sowie zwischen binnenmarkt- und weltmarktorientierter Produktion eine Rolle spielen. Zum anderen ist das Aggregationsniveau in der empirischen allgemeinen Gleichgewichtsanalyse so hoch (im Indonesien-Modell werden 13 Produktionssektoren unterschieden), daß einzelne Sektoren ein Bündel unterschiedlicher Produkte herstellen, die keine vollkommenen Substitute darstellen. Aus diesem Grund wird hier sowohl auf der Import- als auch auf der Exportseite die Annahme (ii) gelockert. Auf der Importseite wird entsprechend der sogenannten

Armington-Annahme (Armington 1969) postuliert, daß Importe M_i und heimisch produzierte Güter D_i imperfekte Substitute sind und die heimischen Konsumenten ein zusammengesetztes Gut Q_i nachfragen, welches ein CES (constant elasticity of substitution)-Aggregat aus Importen und heimischen Erzeugnissen ist:

$$[26] \quad Q_i = A_i^Q \left[\gamma_i^Q M_i^{-\delta_i} + (1 - \gamma_i^Q) D_i^{-\delta_i} \right]^{-1/\delta_i},$$

wobei A_i^Q und γ_i^Q konstante Skalierungs- bzw. Distributionsparameter sind und der Index i den i -ten Wirtschaftssektor bezeichnet. Die Substitutionselastizität der CES-Funktion errechnet sich als $\sigma_i = 1 / (1 + \delta_i)$. Dabei wird angenommen, daß die Substitutionsmöglichkeiten zwischen importierten und heimisch produzierten Gütern in allen Verwendungen gleich sind, d.h., es ist gleichgültig, ob die Güter als Vorleistungen im Produktionsprozeß oder in der Endnachfrage verbraucht werden.⁷¹

Die Formulierung einer CES-Aggregationsfunktion hat zur Folge, daß eine Kombination aus Importen und Importsubstituten nachgefragt wird, deren Zusammensetzung von dem relativen Preis zwischen im Inland erzeugten und importierten Gütern (PD_i / PM_i) abhängt. Geht man davon aus, daß die Nachfrager eine gegebene Menge des zusammengesetzten Gutes zu minimalen Kosten erwerben wollen, so ergibt sich unter der Nebenbedingung [26] die Importnachfragefunktion

$$[27] \quad M_i = D_i \left(\frac{PD_i}{PM_i} \right)^{\sigma_i} \left(\frac{\gamma_i^Q}{1 - \gamma_i^Q} \right)^{\sigma_i}$$

als Bedingung erster Ordnung für ein Kostenminimum. Die Importnachfrage ist also ähnlich wie die Faktornachfrage in der Produktionstheorie eine abgeleitete Nachfrage. In der klassischen Außenhandelstheorie ist σ_i gleich unendlich und es gilt $PM_i = PD_i$, weil immer dann, wenn PD_i über PM_i hinausginge, die Nachfrage sofort vollständig auf importierte Güter umgelenkt würde. Imperfekte Substituierbarkeit hingegen garantiert einen gewissen Spielraum für das inländische Preissystem. Der heimische Preis PD_i kann vom Importpreis PM_i abweichen und wird endogen im Modell bestimmt, während der Importpreis in Dollar (PWM_i) exogen fixiert ist, d.h., die Annahme der Preisnehmerschaft wird auf der Importseite aufrechterhalten. Der Importpreis in inländischer Währung ist über folgende Beziehung an den Weltmarktpreis in Dollar gekoppelt:

⁷¹ Da die Substitutionselastizität in allen Verwendungen gleich ist, ist auch das Verhältnis von Importen zu heimisch produzierten Gütern in allen Verwendungen gleich.

$$[28] \quad PM_i = \overline{PWM_i} (1 + tm_i) R.$$

Dabei bezeichnet tm_i einen Wertzoll, der in Sektor i auf den cif-Importpreis aufgeschlagen wird, und R den Wechselkurs zwischen indonesischer Rupie und Dollar in Preisnotierung. Eine Senkung des Wertzolls führt aufgrund der begrenzten Substituierbarkeit zu einem Anstieg des Relativpreises PD_i / PM_i (PM_i sinkt stärker als PD_i) und damit zu einer teilweisen Verlagerung der Nachfrage von heimischen Produkten zu Importen, während eine Abwertung der Rupie (ein Anstieg von R) über eine Senkung von PD_i / PM_i die Nachfrage nach Importsubstituten anregt.

Der Konsumentenpreis des zusammengesetzten Gutes, PQ_i , bestimmt sich schließlich residual als

$$[29] \quad PQ_i = \frac{PD_i D_i + PM_i M_i}{Q_i}.$$

Diese Preisgleichung resultiert aus der linearen Homogenität der Importaggregationsfunktion. Bei linearer Homogenität gilt nämlich unter Anwendung des Euler-Theorems, daß der Wert des zusammengesetzten Gutes ($PQ_i \cdot Q_i$) unabhängig von der Funktionsform dem Wert seiner Komponenten entsprechen muß.⁷²

Im Gegensatz zu manchen früheren empirischen allgemeinen Gleichgewichtsanalysen, in denen begrenzte Substitutionsmöglichkeiten nur auf der Importseite eingeführt wurden, wird hier das Exportangebot symmetrisch zur Importnachfrage modelliert. Die heimischen Produzenten stellen qualitativ unterschiedliche Güter für den Binnen- und den Weltmarkt her, wobei die Aggregation der heimischen Verkäufe und der Exporte mittels einer CET (constant elasticity of transformation)-Funktion erfolgt (Powell und Gruen 1968):

$$[30] \quad X_i = A_i^T \left[\gamma_i^T E_i^{\omega_i} + (1 - \gamma_i^T) D_i^{\omega_i} \right]^{1/\omega_i}.$$

Wie in der Importaggregationsfunktion sind A_i^T und γ_i^T konstante Parameter. Die Transformationselastizität, die beschreibt, mit welcher Flexibilität die inländischen Unternehmen auf Veränderungen des relativen Preises zwischen exportierten und für den heimischen Markt bestimmten Gütern (PE_i / PD_i)

⁷² Alternativ könnte PQ_i auch aus der dualen Kostenfunktion der Importaggregationsfunktion abgeleitet werden. In diesem Fall gilt:

$$PQ_i = \frac{1}{A_i^Q} \left[(\gamma_i^Q)^{\sigma_i} PM_i^{1-\sigma_i} + (1 - \gamma_i^Q)^{\sigma_i} PD_i^{1-\sigma_i} \right]^{1/(1-\sigma_i)}$$

(Devarajan et al. 1990).

durch Umschichtungen zwischen Binnen- und Weltmarktproduktion reagieren können, beträgt $\tau_i = 1 / (\omega_i - 1)$. Es wird angenommen, daß die inländischen Erzeuger bei gegebenem Aktivitätsniveau den Output so zwischen Exporten und der Versorgung des Inlandsmarktes aufteilen, daß sie ihre Erlöse unter der Nebenbedingung der Transformationsfunktion [30] maximieren. Die Lösung dieses Maximierungsproblems führt zu der Exportangebotsfunktion

$$[31] \quad E_i = D_i \left(\frac{PE_i}{PD_i} \right)^{\tau_i} \left(\frac{1 - \gamma_i^T}{\gamma_i^T} \right)^{\tau_i}.$$

Je höher die Transformationselastizität ist, desto stärkere Verschiebungen zwischen E_i und D_i haben Änderungen des Relativpreises PE_i / PD_i zur Folge. Ist τ_i gleich unendlich, wie in der klassischen Außenhandelstheorie angenommen wird, sind bei Veränderungen der relativen Preise die Mengenanpassungen am größten.

Die Spezifikation von Importaggregations- und Exporttransformationsfunktionen impliziert ein Kontinuum an sektoralen Außenhandelsverflechtungen. Als Extreme sind sowohl Sektoren, die ausschließlich nichthandelbare Güter produzieren, als auch Sektoren mit vollständiger Außenorientierung denkbar. Damit stellt die Modellierung des Außenhandels eine Erweiterung des Salter-Swan-Modells (Salter 1959; Swan 1960) dar, in dem ausschließlich reine Handels- und Nichthandels Güter unterschieden werden. Des weiteren läßt sich mit der hier gewählten Formulierung der in der Realität beobachtbare intraindustrielle Handel, d.h. die gleichzeitige Existenz von Importen und Exporten in einem Sektor, abbilden.

Auf der Exportseite wird neben der Annahme der vollständigen Substituierbarkeit auch die Annahme einer vollkommenen elastischen Exportnachfrage gelockert. Diese Annahme ist deshalb nicht realistisch, weil Indonesien zwar bei den meisten Gütern den Weltmarktpreis nicht beeinflussen kann, es aber durchaus möglich ist, daß das Land Weltmarktanteile gewinnt (verliert), wenn die heimischen Produktionskosten im Vergleich zum Ausland sinken (steigen). Um diesem Phänomen Rechnung zu tragen, wird eine Exportnachfragefunktion mit konstanter Nachfrageelastizität η_i formuliert:

$$[32] \quad E_i = \bar{E}_i \left(\frac{PWE_i}{\overline{PWSE}_i} \right)^{-\eta_i}.$$

PWE_i ist der Weltmarktpreis, den Indonesiens Produkte aus dem Sektor i erzielen, $\overline{PWSE}_i$ der gewichtete Weltmarktpreis für Exporte des Sektors i aus anderen Ländern und $\bar{E}_i$ ist eine Konstante, die die ausländische Nachfrage nach indonesischen Gütern bei Gleichheit der Preise PWE_i und $\overline{PWSE}_i$ angibt.

Die Exportnachfrage ist eine im Relativpreis zwischen heimischen und ausländischen Exporten fallende Funktion.⁷³ Während der Preis ausländischer Substitute exogen gegeben ist, wird der Dollarpreis indonesischer Exporte durch Angebot und Nachfrage auf dem Weltmarkt endogen bestimmt. Durch diese Formulierung sind also modellendogene Veränderungen der externen Terms of trade ($PWE_i / P\bar{W}M_i$) möglich, die um so stärker ausfallen, je preisunelastischer die Exportnachfrage ist. Der Zusammenhang zwischen dem Weltmarktpreis und dem inländischen Preis indonesischer Exporte ergibt sich analog zur Importseite als

$$[33] \quad PE_i = PWE_i(1 - te_i)R,$$

wobei te_i eine Exportsteuer ist. Im Falle von Exportsubventionen würde te_i mit positivem Vorzeichen in Gleichung [29] eingehen.

Schließlich determiniert die Annahme einer linear-homogenen Exporttransformationsfunktion — ebenfalls analog zur Importseite — den Produzentenpreis für das Gut X_i :

$$[34] \quad PX_i = \frac{PD_i D_i + PE_i E_i}{X_i}.$$

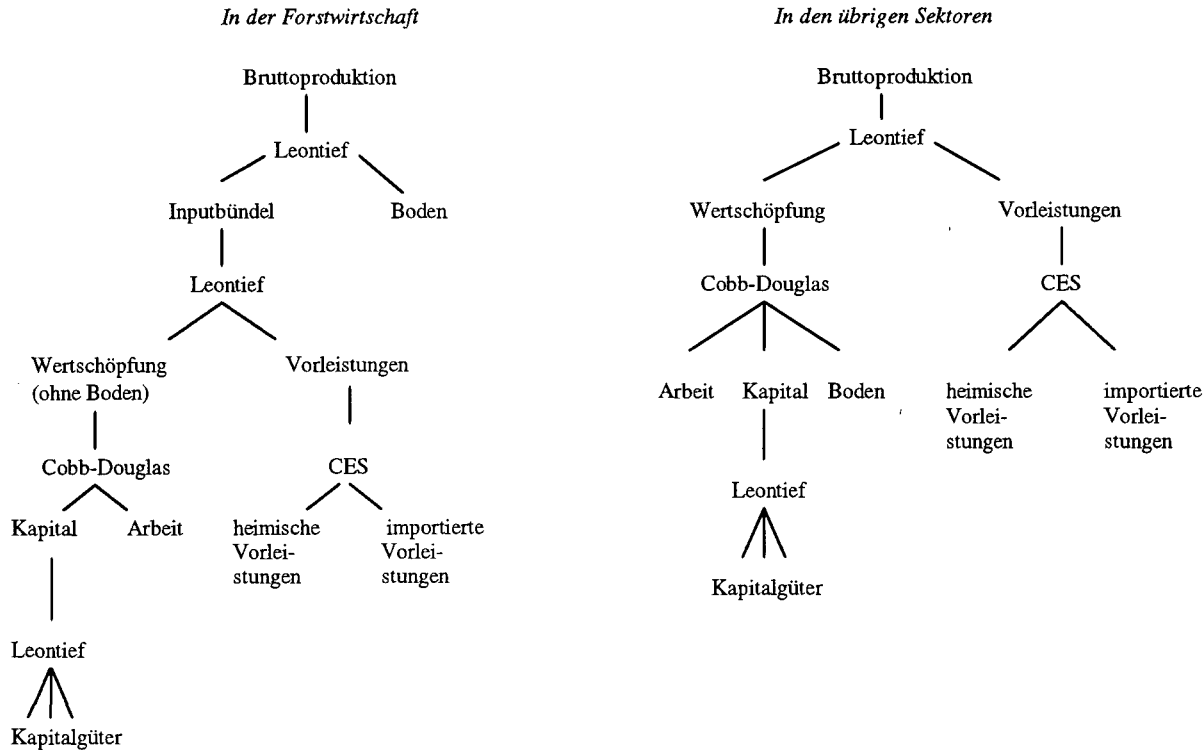
b. Güterangebot und Faktornachfrage

Die Angebotsseite der indonesischen Volkswirtschaft wird durch eine genestete Produktionsfunktion beschrieben (Übersicht 4). In allen Sektoren außer der Forstwirtschaft wird auf der obersten Stufe der sektorale Output determiniert, indem ein aus den Primärfaktoren Arbeit, Kapital und Boden bestehendes Werterschöpfungsaggregat mittels einer Leontief-Funktion mit Vorleistungen verknüpft wird. Die Vorleistungsnachfrage des Sektors i (V_i) ist in Form fixer Anteile an der Produktion des liefernden Sektors j festgelegt:⁷⁴

⁷³ Unter der Annahme vernachlässigbar kleiner Weltmarktanteile Indonesiens resultiert diese Exportnachfragefunktion daraus, daß die Konsumenten auf dem Weltmarkt ihre Nachfrage zwischen indonesischen Exporten und Exporten aus anderen Ländern so aufteilen, daß eine CES-Nutzenfunktion maximiert wird (Benjamin et al. 1989).

⁷⁴ Dies ist die konventionelle Vorgehensweise in der empirischen allgemeinen Gleichgewichtsanalyse. Es ist jedoch auch möglich, Substitutionsbeziehungen sowohl zwischen einzelnen intermediären Inputs als auch zwischen intermediären Inputs und Primärfaktoren zu spezifizieren (vgl. z.B. Harrison 1986). Die Schwierigkeit hierbei besteht darin, geeignete empirische Informationen über die entsprechenden Elastizitäten zu finden.

Übersicht 4 — Struktur der sektoralen Produktionsfunktionen



$$[35] \quad V_i = \sum_j a_{ij} X_j,$$

wobei der Input-Output-Koeffizient a_{ij} angibt, wieviele Vorleistungen der Sektor i aus dem Sektor j je produzierte Einheit X_i bezieht. Die nachgefragten Vorleistungen sind wiederum ein CES-Aggregat, das aus inländisch produzierten und importierten Gütern zusammengesetzt ist (Abschnitt C.I.2.a). Da der Vorleistungsverbrauch in einem festen Verhältnis zum Output steht, läßt sich die Zusammensetzung der Wertschöpfung isoliert von den Vorleistungen betrachten. Hier wird von einer Cobb-Douglas-Produktionsfunktion mit konstanten Skalenerträgen ausgegangen, die als Argumente nur die drei Primärfaktoren enthält:

$$[36] \quad X_i = a_i A^{\alpha_{1i}} B^{\alpha_{2i}} K^{\alpha_{3i}}.$$

a_i ist ein Skalierungsparameter, der nicht nur die übliche Technologiekonstante beinhaltet, sondern auch den in der Produktionsfunktion nicht explizit berücksichtigten Vorleistungsverbrauch auffängt. Die Parameter α_{li} ($l = 1, 2, 3$) bezeichnen die partiellen Produktionselastizitäten, die sich bei konstanten Skalenerträgen zu eins addieren müssen. Während Arbeit und Boden als homogene Produktionsfaktoren modelliert sind, weisen die sektoralen Kapitalstöcke eine jeweils spezifische Komposition aus verschiedenen Kapitalgütern auf (vgl. Abschnitt C.I.2.d zur Modellierung der sektoralen Allokation von Kapitalgütern).

Um die Nachfrage nach den einzelnen Primärfaktoren ableiten zu können, muß der Preis der aggregierten Wertschöpfung, PW_i , definiert werden. Er entspricht dem Outputpreis, der die indirekten Steuern einschließt, abzüglich der indirekten Steuern und Vorleistungskosten je erzeugter Produkteinheit:

$$[37] \quad PW_i = PX_i (1 - tx_i) - \sum_j PQ_j a_{ji},$$

wobei tx_i den vom Sektor i zu entrichtenden indirekten Steuersatz und PQ_j den Preis des aus Importen und heimischer Produktion zusammengesetzten Gutes des Sektors j bezeichnet. Das Produkt aus Wertschöpfungspreis und Output, $PW_i \cdot X_i$, ist die Wertschöpfung zu Faktorkosten, die an die Eigentümer der Produktionsfaktoren verteilt wird.

Unter der Annahme vollständiger Konkurrenz führt Gewinnmaximierung zu der Optimalitätsbedingung, daß der Preis eines Faktors in jedem Sektor gleich

seinem Wertgrenzprodukt sein muß:⁷⁵

$$[38] \quad DL_f ADL_{if} = PW_i \frac{\partial X_i}{\partial FN_{if}}.$$

FN_{if} ist die Nachfrage des Sektors i nach dem Primärfaktor f . Der Preis der Faktoren setzt sich hier aus einer Durchschnittsentlohnung DL und einem sektorspezifischen Parameter ADL zusammen, der für jeden Faktor das Ausmaß der Abweichung des sektoralen Wertgrenzprodukts vom gesamtwirtschaftlichen Durchschnitt mißt und damit bestehende Faktormarktverzerrungen abbildet. Falls keine Faktormarktverzerrungen vorliegen, wird ADL gleich eins gesetzt. Gleichung [38] definiert implizit die Faktornachfrage, für die ausformuliert gilt:

$$[39] \quad FN_{if} = \frac{\alpha_{if} PW_i X_i}{DL_f ADL_{if}}.$$

Die Faktornachfragegleichung verdeutlicht, daß bei einem Anstieg der Kosten eines Faktors relativ zum Wertschöpfungspreis, bei dem es sich um einen gewichteten Durchschnitt aus den Preisen der drei Faktoren handelt, eine Substitution dieses Faktors stattfindet. Dieser Relativpreis ist somit ein zentrales Signal für die Ressourcenallokation in der Volkswirtschaft.

In der Forstwirtschaft besteht der wesentliche Unterschied zu den übrigen Sektoren darin, daß der Produktionsfaktor Boden auf der obersten Stufe des Produktionsbaumes linear mit einem Bündel der anderen Inputs verknüpft wird (Abschnitt C.I.1.b). Ansonsten stimmen die Produktionsstrukturen weitgehend überein (Übersicht 4). Weil auch in der Forstwirtschaft Vorleistungen in einem festen Verhältnis zum Output nachgefragt werden, läßt sich die Zusammensetzung des Inputbündels ausschließlich als Funktion der Primärfaktoren Arbeit und Kapital darstellen. Unterstellt man eine Cobb-Douglas-Technologie, so gilt:

$$[40] \quad IB = a_F A^{\alpha_{1F}} K^{\alpha_{2F}},$$

⁷⁵ Würde alternativ die Vorleistungsnachfrage als Argument in die Produktionsfunktion aufgenommen, so lautete die Optimalitätsbedingung für die Faktornachfrage

$$DL_f ADL_{if} = (1 - \alpha_i) PX_i \frac{\partial X_i}{\partial FN_{if}},$$

wobei der Index f über Primärfaktoren und Vorleistungen laufe. Der genesteten Produktionsstruktur würde in diesem Fall durch Anwendung der Kettenregel bei der Ableitung der Faktornachfragefunktion Rechnung getragen.

wobei der Index F den Forstwirtschaftssektor bezeichnet. Die Nachfrage der Forstwirtschaft nach Arbeit und Kapital gleicht der Nachfragefunktion [39], nur daß hier die gesamte Wertschöpfung um das auf den im Verhältnis zum Output fixierten Faktor Boden entfallende Einkommen korrigiert werden muß:

$$[41] \quad FN_{Ff} = \frac{\alpha_{Ff} (PW_F X_F - DL_B ADL_{FB} FN_{FB})}{DL_F ADL_{Ff}}.$$

c. Güternachfrage

Da in dieser Arbeit Fragen der Allokation im Vordergrund stehen und Verteilungsaspekte nicht analysiert werden, ist die Nachfrageseite zur Vereinfachung der Interpretation der Simulationsergebnisse derart modelliert, daß von ihr keine Struktureffekte ausgehen. Bei der privaten Konsumnachfrage wird von einem repräsentativen Haushalt ausgegangen, der eine Cobb-Douglas-Nutzenfunktion maximiert.⁷⁶ Daraus leitet sich eine Konsumfunktion ab, in der das Gut i gemäß konstanten Budgetanteilen β_i^C an den gesamten Konsumausgaben C nachgefragt wird:

$$[42] \quad C_i = \frac{\beta_i^C C}{PQ_i}.$$

Die Wahl einer Cobb-Douglas-Nutzenfunktion impliziert Einkommens- und direkte Eigenpreiselastizitäten von eins sowie direkte Kreuzpreiselastizitäten von null. Es werden also keinerlei Substitutionsmöglichkeiten in der privaten Konsumnachfrage zugelassen.

Bezüglich der Staatsnachfrage wird angenommen, daß konstante Anteile β_i^G an den aggregierten realen Staatsausgaben GC für einzelne Güter ausgegeben werden:

$$[43] \quad G_i = \beta_i^G \cdot \overline{GC}.$$

Die gesamten in der Volkswirtschaft getätigten Investitionen I setzen sich aus Bruttoanlageinvestitionen, AI , und Lagerinvestitionen, LI , zusammen. Letztere werden proportional zum Output formuliert:

$$[44] \quad LI_i = \beta_i^{LI} X_i.$$

⁷⁶ Andere häufig in berechenbaren allgemeinen Gleichgewichtsanalysen verwendete Funktionstypen sind CES- und Stone-Geary-Nutzenfunktionen.

Die nominalen Bruttoanlageinvestitionen entsprechen der Differenz zwischen gesamten Investitionen und Lagerbestandsveränderungen:

$$[45] \quad AI = I - \sum_i PQ_i LI_i.$$

Die Allokation der aggregierten Bruttoanlageinvestitionen auf die einzelnen Sektoren erfolgt mittels fixer Koeffizienten s_i , die sich über alle Sektoren zu eins addieren müssen:⁷⁷

$$[46] \quad PK_i KN_i = s_i AI.$$

KN_i bezeichnet die realen Investitionen in den einzelnen Sektoren, und PK_i ist der Preis einer im Sektor i installierten Kapitaleinheit, der wie folgt definiert ist:

$$[47] \quad PK_i = \sum_j PQ_j b_{ji}.$$

b_{ji} ist die Kapitalkompositionsmatrix, die angibt, aus wievielen Kapitalgütern des Sektors j die Investitionen des Sektors i sich zusammensetzen. Da der Kapitalstock der Sektoren unterschiedlich zusammengesetzt ist, variiert auch der Preis einer Kapitaleinheit zwischen Sektoren. Mit Hilfe der Kapitalkompositionsmatrix läßt sich die Investition des Sektors j in die Nachfrage nach Kapitalgütern unterschiedlicher Herkunftssektoren i transformieren:

$$[48] \quad IN_i = \sum_j b_{ji} KN_j.$$

Im Spezialfall eines homogenen, sektoral nicht differenzierten Kapitalstocks wären alle Spalten der Kapitalkoeffizientenmatrix identisch. Im statischen Modell stellt die Investitionsgüternachfrage nur eine zusätzliche Nachfragekomponente dar. Erst wenn im Zuge einer Dynamisierung des Modells der Aufbau des Kapitalstocks explizit spezifiziert wird, entfaltet der Kapazitätseffekt von Investitionen seine Wirkung.

Die hier definierten Nachfragekomponenten sowie die Exportnachfrage bilden — über alle Sektoren summiert — die gesamtwirtschaftliche Endnachfrage. Bereinigt man diese um die reale Importnachfrage, ergibt sich das reale Bruttoinlandsprodukt zu Marktpreisen:

$$[49] \quad RBIP = \sum_i (C_i + G_i + IN_i + LI_i + E_i - \overline{PWM}_i \cdot RM_i).$$

⁷⁷ Im dynamischen Teil des Modells werden die Anteilsparameter s_i endogenisiert (Abschnitt C.I.2.f).

Dabei sind die Importe in Weltmarktpreisen ausgedrückt, d.h., Importzölle sind nicht eingerechnet. Während das reale Bruttoinlandsprodukt nachfrageseitig berechnet wird, bestimmt sich das korrespondierende nominale Bruttoinlandsprodukt von der Wertschöpfungsseite her. Ausgangspunkt ist die nominale Wertschöpfung zu Faktorkosten, $PW_i \cdot X_i$. Um von dort zum nominalen Bruttoinlandsprodukt zu gelangen, sind die indirekten Steuern TX sowie die in den Vorleistungen enthaltenen Importzölle TM , die bei der Berechnung des Wertschöpfungspreises subtrahiert wurden, wieder zu addieren und eventuell gewährte Exportsubventionen TE abzuziehen. Es gilt somit:

$$[50] \quad NBIP = \sum_i PW_i X_i + TX + TM - TE.$$

Als Quotient aus nominalem und realem Bruttoinlandsprodukt errechnet sich der Bruttosozialproduktsdeflator

$$[51] \quad \overline{PBIP} = \frac{NBIP}{RBIP},$$

der in dieser Analyse als Numéraire dient, zu dem alle anderen im Modell definierten Preise ins Verhältnis gesetzt werden (Abschnitt C.I.2.e).

d. Einkommensverteilung

Nachdem die Einkommensentstehung und die Einkommensverwendung spezifiziert worden sind, muß jetzt noch die Verteilung des Einkommens auf die verschiedenen Wirtschaftseinheiten festgelegt werden, um den Einkommenskreislauf zu schließen. Im Modell werden private Haushalte, der Staat und die Unternehmen als unterschiedliche Institutionen identifiziert.⁷⁸ Die gesamte in der Produktion erzielte nominale Wertschöpfung wird zunächst als Faktoreinkommen, YF_f , auf die Primärfaktoren Arbeit, Kapital und Boden verteilt:

$$[52] \quad YF_f = \sum_i DL_f ADL_{if} FN_{if}.$$

Ein Teil des Kapitaleinkommens verbleibt als finanzielle Abschreibung — mit konstanter sektoraler Abschreibungsrate Ω_i — im Unternehmenssektor:

$$[53] \quad ABS = \sum_i \Omega_i PK_i FN_{iK}.$$

⁷⁸ Die Institution private Haushalte wird häufig in Untergruppen aufgespalten, besonders dann, wenn Verteilungsfragen eine wichtige Rolle spielen. Eine gängige Aufteilung ist z.B. die zwischen Arbeitnehmerhaushalten und Kapitalbesitzern (z.B. Devarajan und Robinson 1991).

Ein weiterer Teil geht in Form repatriierter Gewinne ($R \cdot \overline{RG}$) an ausländische Unternehmen. Der Rest fließt den privaten Haushalten als Einkommen zu:

$$[54] \quad YH = YF_f - ABS - R \cdot \overline{RG}.$$

Die Haushalte müssen davon Einkommensteuern mit einem Steuersatz th entrichten und verwenden das verbleibende verfügbare Einkommen für Konsum

$$[55] \quad C = (1 - th)(1 - s)YH$$

und Ersparnisse

$$[56] \quad SH = (1 - th)sYH,$$

wobei s die marginale Sparquote angibt, die als konstant angenommen wird. Der Staat erzielt seine Einnahmen aus den Einkommensteuern der Haushalte, aus Faktorsteuern, indirekten Steuern und Importzöllen abzüglich Produktions- und Exportsubventionen:

$$[57] \quad YG = TH + TF + TX + TM - PS - TE.$$

Die einzelnen Steuerkategorien sind dabei wie folgt definiert:

$$[58] \quad TH = YHth,$$

$$[59] \quad TF = \sum_i DL_f ADL_{if} FN_{if} tf_f,$$

$$[60] \quad TX = \sum_i PX_i X_i tx_i,$$

$$[61] \quad TM = \sum_i \overline{P\overline{WM}}_i \cdot M_i Rtm_i,$$

$$[62] \quad PS = \sum_i PX_i X_i ps_i,$$

$$[63] \quad TE = \sum_i PWE_i E_i Rte_i,$$

wobei die kleingeschriebenen Variablen die Steuer- bzw. Subventionssätze bezeichnen, die in Politiksimulationen als Aktionsparameter des Staates variiert werden können. Die staatliche Ersparnis entspricht dem Budgetüberschuß der öffentlichen Haushalte, der sich als Differenz zwischen Steuereinnahmen und den Ausgaben für den Staatskonsum sowie für die Bedienung der Auslandsschulden ($R \cdot \overline{SD}$) ergibt:

$$[64] \quad SG = YG - \sum_i PQ_i G_i - R \cdot \overline{SD}.$$

Bei einem Budgetdefizit findet entsprechend ein Entsparen des Staates statt. Die gesamtwirtschaftliche Ersparnis S setzt sich schließlich aus den Ersparnissen der drei heimischen Wirtschaftseinheiten sowie den in inländischer Währung ausgedrückten Kapitalimporten KI zusammen:

$$[65] \quad S = SH + SG + ABS + R \cdot \overline{KI}.$$

e. Gleichgewichtsbedingungen und makroökonomische Schließung

Um die gleichgewichtigen Mengen und Preise auf den einzelnen Güter- und Faktormärkten ermitteln zu können, müssen Bedingungen formuliert werden, unter denen sich ein Gleichgewicht auf diesen Märkten etabliert. In einer Wettbewerbswirtschaft mit vollkommen flexiblen Güter- und Faktorpreisen sind im Gleichgewicht alle Märkte geräumt, d.h., es gibt keine Überschußnachfragen. Für die Gütermärkte besagt die Markträumungsbedingung, daß das sektorale Angebot des zusammengesetzten Gutes mit der sektoralen Nachfrage übereinstimmen muß:⁷⁹

$$[66] \quad Q_i = V_i + C_i + G_i + IN_i + LI_i.$$

Anpassungen der sektoralen Preise stellen sicher, daß Bedingung [66] stets erfüllt ist. Von den sieben im Modell enthaltenen sektoralen inländischen Preisen — PM , PE , PW , PX , PV , PD und PK — sind sechs durch Preisgleichungen determiniert, während der Preis für auf dem Binnenmarkt verkaufte inländisch produzierte Güter, PD , mit den Angebots- und Nachfragebedingungen auf dem Inlandsmarkt variiert.

Auf den Faktormärkten muß ebenfalls stets ein Ausgleich zwischen Angebot und Nachfrage stattfinden:

$$[67] \quad \sum_i FN_{if} = \overline{FA}_f.$$

⁷⁹ Eine eigene Gleichgewichtsbedingung für im Inland für den Inlandsmarkt produzierte Güter D_i ist nicht erforderlich. Da das Verhältnis von Importen zu heimischen Verkäufen in allen Verwendungen gleich ist, ergibt sich die Markträumungsbedingung für D_i durch Multiplikation beider Seiten von Gleichung [66] mit D_i / Q_i . Diese Bedingung ist folglich immer dann erfüllt, wenn auch Gleichung [66] erfüllt ist. Die gleiche Argumentation gilt für den Output X_i , für den die Gleichgewichtsbedingung sich durch Addition der Exporte auf beiden Seiten der Markträumungsbedingung für D_i ermitteln läßt.

Diese Formulierung impliziert eine Vollbeschäftigung der Produktionsfaktoren. Das Angebot aller Faktoren ist im statischen Modell exogen fixiert. In bezug auf den Faktor Boden läßt sich diese Annahme damit rechtfertigen, daß zum einen auf den kaum mit Tropenwald bewachsenen inneren Inseln Indonesiens, insbesondere auf Java, nahezu keine Bodenreserven für die landwirtschaftliche Produktion zur Verfügung stehen, und zum anderen die Hauptnutzer der Tropenwaldflächen auf den äußeren Inseln restringiert sind. Dies gilt sowohl für die Forstwirtschaft aufgrund der staatlichen Vergabe von Konzessionen als auch für Transmigranten und Wanderfeldbauern, die in der Regel ohne Bereitstellung der notwendigen Infrastruktur durch den Staat oder die Holzkonzessionäre nicht in der Lage sind, neue Waldflächen zu erschließen.

Hinsichtlich der intersektoralen Mobilität der Faktoren wird unterstellt, daß Arbeit über alle Sektoren und Boden zwischen der Forstwirtschaft und verschiedenen landwirtschaftlichen Sektoren wandern kann. Gleichgewicht auf dem Arbeitsmarkt stellt sich durch Anpassungen der Durchschnittslöhne DL_f ein, während die sektoralen Abweichungsparameter auf dem Niveau der Basisperiode festgehalten werden. Aufgrund der Arbeitsmobilität ist im Gleichgewicht der um Verzerrungen bereinigte Lohn in allen Sektoren gleich. Auf dem Bodenmarkt ist die Anpassung geringfügig anders: Die Reallokation des Faktors Boden kommt dann zum Stillstand, wenn die abdiskontierten Nettoerträge in der Forstwirtschaft (Gleichung [17]) der durchschnittlichen Bodenrendite in den landwirtschaftlichen Sektoren entsprechen. Die sektoralen Kapitalstöcke sind hier, wie in vielen Anwendungen für Entwicklungsländer (vgl. z.B. Benjamin et al. 1989), innerhalb einer Periode exogen fixiert. Folglich ist Kapitalangebot und -nachfrage automatisch im Gleichgewicht, so daß die Gleichgewichtsbedingung für Kapital in Gleichung [67] entfällt. Ohne intersektorale Kapitalmobilität ist die Angleichung der sektoralen Profitraten nicht garantiert. Um dieser Tatsache Rechnung zu tragen, werden die Abweichungsparameter ADF_K endogenisiert. Die Abweichungsparameter nehmen im Modell die Stelle der sektoralen Kapitalnachfrage als endogene Variable ein.

Weiterhin enthält das Indonesien-Modell drei Gleichgewichtsbedingungen für die makroökonomischen Aggregate in der Volkswirtschaft. Erstens müssen die Staatseinnahmen (einschließlich Neuverschuldung) die Staatsausgaben decken (Gleichung [64]). Zweitens müssen dem Leistungsbilanzdefizit, das sich aus dem Handelsbilanzsaldo, repatriierten Gewinnen und den Schuldendienstverpflichtungen des indonesischen Staates zusammensetzt, Kapitalimporte in gleicher Höhe gegenüberstehen.⁸⁰

⁸⁰ Das Zahlungsbilanzgleichgewicht ist hier in vereinfachter Form dargestellt, indem von einzelnen, weniger wichtigen Transaktionen der Dienstleistungs- und Übertra-

$$[68] \quad \overline{KI} = \overline{PWM}_i \cdot M_i - \overline{PWE}_i E_i + \overline{RG} + \overline{SD}.$$

Und schließlich muß die gesamtwirtschaftliche Ersparnis (einschließlich Kapitalimporten) gleich den gesamtwirtschaftlichen Investitionen sein:

$$[69] \quad S = I.$$

Um das Indonesien-Modell lösen zu können, bedarf es zusätzlich makroökonomischer Schließungsregeln, die die exogenen und endogenen Variablen dieser drei Gleichgewichtsbedingungen festlegen. Im Staatshaushalt kann entweder der Budgetsaldo oder, wie es hier geschieht, die reale Staatsnachfrage fixiert werden, während die Höhe des Schuldendienstes von vornherein als konstante, vertraglich festgelegte Größe betrachtet wird. Im Außenhandelsbereich determiniert das Modell bei gegebenen Schuldendienstverpflichtungen und repatriierten Gewinnen einen stabilen Zusammenhang zwischen Handelsbilanzsaldo und realem Wechselkurs. Ein außenwirtschaftliches Gleichgewicht kann prinzipiell durch Bewegungen des nominalen Wechselkurses, des absoluten Preisniveaus und des Handelsbilanzsaldos erreicht werden. Hier sind der Handelsbilanzsaldo und das inländische Preisniveau (der Numéraire) exogen gegeben, so daß Anpassungen des nominalen Wechselkurses zur Wiederherstellung eines einmal gestörten Gleichgewichts führen. Dies geschieht dadurch, daß Änderungen des nominalen Wechselkurses die Import- und Exportpreise (PM und PE) relativ zum Preis heimischer Güter (PD) beeinflussen und damit zu einer Änderung des realen Wechselkurses — definiert als Relativpreis zwischen gehandelten Gütern, d.h. den Exporten und Importen, und nichtgehandelten Gütern — führen. Ein Anstieg des nominalen Wechselkurses hat beispielsweise eine reale Abwertung zur Folge, woraufhin bei den gegebenen Importnachfrage- und Exportangebotsfunktionen die Importe sinken (weil PM relativ zu PD steigt) und die Exporte steigen (weil PE relativ zu PD steigt). Die am meisten diskutierte makroökonomische Schließungsregel ist schließlich diejenige, die die ex-post Identität zwischen Investition und Ersparnis herbeiführt (z.B. Bandara 1991). In diesem Modell wird die sogenannte „neoklassische“ Schließung gewählt, die die aggregierten Investitionen als endogene Summe aus privater, staatlicher und ausländischer Ersparnis definiert, ohne daß eine eigenständige Investitionsfunktion spezifiziert wird.⁸¹

gungsbilanz, wie z.B. Heimattransfers im Ausland lebender Indonesier, abstrahiert wird.

⁸¹ Andere häufig verwendete Schließungsregeln gehen von exogen gegebenen aggregierten Investitionen aus und sind somit keynesianischer Natur (Robinson 1991). Dabei passen sich Ersparnis und Produktion entweder über keynesianische Multiplikatoreffekte oder über Verteilungseffekte à la Kaldor an Veränderungen der aggregierten Investitionen an. Eine Alternative zu der Ad-hoc-Annahme exoge-

Nach der makroökonomischen Schließung weist das Indonesien-Modell eine Gleichung mehr auf, als endogene Variable zu bestimmen sind. Da das Modell das Gesetz von Walras erfüllt, d.h., die Summe der Überschußnachfragen über alle Märkte gleich null ist, sind nicht alle Gleichgewichtsbedingungen unabhängig voneinander, so daß sich die absoluten Preise des Modells nicht ermitteln lassen. Durch die Festlegung des Bruttosozialproduktsdeflators als Numéraire⁸² ist es aber möglich, alle relativen Preise sowie die gleichgewichtigen Mengen des Modells zu bestimmen. Die zahlenmäßige Gleichheit zwischen Gleichungen und endogenen Variablen wird dadurch hergestellt, daß aufgrund der Gültigkeit des Gesetzes von Walras eine Gleichgewichtsbedingung — hier ist es die Identität zwischen gesamtwirtschaftlicher Investition und Ersparnis, es könnte aber auch jede andere Bedingung sein — weggelassen werden kann. Damit ist die Voraussetzung für eine numerische Lösung des Modells geschaffen.

f. Dynamische Modellelemente

Trotz der intertemporalen Optimierung der Ernteentscheidung in der Forstwirtschaft läßt sich das Indonesien-Modell komparativ-statisch lösen, weil davon ausgegangen wird, daß der Forstwirtschaftssektor sich stets in einem langfristigen Gleichgewicht befindet. Während die komparativ-statische Vorgehensweise für die meisten durchgeführten Simulationsexperimente angemessen ist, erfordert die Analyse von Kompensationszahlungen für den Schutz tropischer Regenwälder, die als eine Möglichkeit zur Internalisierung der globalen externen Effekte der Tropenwaldrodung vorgeschlagen werden, eine dynamische Spezifizierung, um zwischen investiver und konsumtiver Verwendung der Transferzahlungen diskriminieren zu können. Im statischen Modell würde in beiden Fällen nur der Nachfrageeffekt des Mittelzuflusses wirksam werden, während bei einer Dynamisierung der Kapazitätseffekt einer investiven Mittelverwendung zusätzlich abgebildet werden kann. Die Dynamisierung des Modells erfolgt hier auf sehr einfache Weise, indem Gleichungen formuliert werden, die das Wachstum der Primärfaktoren im Zeitablauf beschreiben, wodurch eine Sequenz voneinander unabhängiger Gleichgewichte generiert wird. Dabei wird der Bestand der Produktionsfaktoren Arbeit und Boden exogen fortgeschrieben:

ner Investitionen besteht darin, den Finanzmarkt explizit zu modellieren (z.B. Bourguignon et al. 1989).

⁸² Im walrasianischen Modell mit flexiblen Preisen auf allen Märkten könnte auch jeder andere Preis als Numéraire dienen, ohne daß dies einen Einfluß auf die reale Seite der Volkswirtschaft hätte, da alle Angebots- und Nachfragefunktionen homogen vom Grade null in allen Preisen sind. Sobald jedoch Preisrigiditäten zugelassen werden, bleibt diese Homogenitätseigenschaft nur dann erhalten, wenn der entsprechende Preis relativ zum Numéraire fixiert ist.

$$[70] \quad FA_{A,t} = (1 + \lambda) FA_{A,t-1};$$

$$[71] \quad FA_{B,t} = (1 + v) FA_{B,t-1}.$$

λ und v bezeichnen die Wachstumsraten der beiden Faktoren. Der Aufbau der sektoralen Kapitalstöcke über die Zeit erfolgt gemäß einem einfachen Investitionsmodell, in dem sich die Anteilsparameter s_i , die im statischen Modell exogen gegeben waren, endogen als Funktion der sektoralen Profitrate PR_i relativ zur durchschnittlichen gesamtwirtschaftlichen Profitrate DPR anpassen, wobei die sektorale Profitrate als Anteil der sektoralen Kapitalwertschöpfung am sektoralen Kapitaleinsatz

$$[72] \quad PR_i = \frac{DL_K ADL_{iK} FN_{iK}}{FN_{iK} PK_i}$$

und die durchschnittliche Profitrate als Anteil der gesamtwirtschaftlichen Kapitalwertschöpfung am gesamtwirtschaftlichen Kapitaleinsatz

$$[73] \quad DPR = \frac{\sum_i DL_K ADL_{iK} FN_{iK}}{\sum_i FN_{iK} PK_i}$$

definiert ist. Sektoren mit überdurchschnittlich hohen Gewinnraten erhalten in diesem Modell einen größeren Anteil an den gesamtwirtschaftlichen Investitionsmitteln, als es ihrem Anteil PA_i an den gesamtwirtschaftlichen Gewinnen entspricht. Der Anteil der in der Periode t in den Sektor i fließenden Investitionsgüter beträgt

$$[74] \quad s_{i,t} = PA_{i,t-1} + \mu PA_{i,t-1} \left(\frac{PR_{i,t-1} - DPR_{t-1}}{DPR_{t-1}} \right),$$

wobei μ die Mobilität der investiven Mittel über Sektoren mißt. Ist μ gleich null, so stehen selbst außerordentlich profitablen Sektoren nur Eigenmittel zur Verfügung, d.h., sie haben keinen zusätzlichen Zugriff auf Ersparnisse der privaten Haushalte, des Staates und des Auslandes. Bei positivem μ findet hingegen eine Reallokation der Investitionen von weniger profitablen Sektoren in solche mit überdurchschnittlichen Profitraten statt.

3. Numerische Spezifizierung des Modells

Die Implementierung des oben beschriebenen theoretischen Modells erfolgt in zwei Schritten. Zunächst muß für ein Basisjahr ein Datensatz erstellt werden, der in konsistenter Weise alle nominalen und realen Ströme der Volkswirtschaft abbildet. Danach müssen die Parameter des Modells so kalibriert werden, daß sich der ermittelte Datensatz als Referenzgleichgewicht reproduzieren läßt.

a. Erstellen einer mikroökonomisch konsistenten Datenbasis⁸³

Die Erstellung einer mikroökonomisch konsistenten Datenbasis erfolgt auf der Grundlage einer „social accounting matrix“ (SAM).⁸⁴ Eine SAM erweitert das aus der Input-Output-Analyse bekannte Prinzip, nach dem Verkäufen eines Sektors stets Käufe eines anderen Sektors gegenüberstehen, auf den gesamten Einkommenskreislauf der Volkswirtschaft. Außerdem übernimmt sie als Grundregel aus der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, daß Einnahmen und Ausgaben sich bei allen Aktivitäten entsprechen müssen.

In Tabelle 18 ist eine aggregierte SAM für Indonesien dargestellt. Als Basisjahr wurde 1985 gewählt, weil für dieses Jahr der aktuellste umfassende Datensatz, insbesondere eine Input-Output-Tabelle, verfügbar ist. Die Input-Output-Tabelle liefert den Großteil der für die Konstruktion der SAM benötigten Informationen (Tabelle A5). Vervollständigt wird die Datenbasis durch Zahlen aus der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung und der Zahlungsbilanzstatistik. Bei Inkonsistenzen zwischen Daten aus unterschiedlichen Quellen erfolgt eine Anpassung an die Angaben der Input-Output-Tabelle.

Die Konten der SAM erfassen zeilenweise die Einnahmen und spaltenweise die korrespondierenden Ausgaben. Wie an der Gleichheit von Spalten- und Zeilensummen zu erkennen ist, sind alle Konten ausgeglichen, d.h., die Akteure befinden sich auf ihrer Budgetlinie.⁸⁵ Aus Zeile 1 geht hervor, daß die gesamten in der indonesischen Volkswirtschaft erzielten Produktionserlöse (166 423 Mrd.

⁸³ Um mikroökonomisch konsistent zu sein, muß die Datenbasis folgende Gleichgewichtsbedingungen erfüllen (St. Hillaire und Whalley 1983):

- angebotene und nachgefragte Mengen stimmen für alle Güter und Faktoren überein;
- die Unternehmen erzielen „keine übermäßigen“ Profite;
- alle inländischen Entscheidungseinheiten (einschließlich des Staates) planen auf der Basis ihrer Budgetrestriktionen;
- die Volkswirtschaft befindet sich im außenwirtschaftlichen Gleichgewicht.

⁸⁴ Zur Erstellung und Anwendung von SAMs vgl. Pyatt und Round (1985).

⁸⁵ Diese Restriktion gilt nicht nur auf der aggregierten Ebene, sondern auch für jede einzelne im Modell identifizierte Einheit, so z.B. für einzelne Wirtschaftssektoren.

Tabelle 18 — Aggregierte „social accounting matrix“ für Indonesien 1985 (Mrd. Rupien)

Einnahmen	Ausgaben								Zeilensumme
	Produktion		Faktoren	Institutionen					
	Sektoren (1)	Güter (2)	 (3)	Unternehmen (4)	Haushalte (5)	Staat (6)	Kapitalkonto (7)	Ausland (8)	
1 Sektoren	143 901							22 522	166 423
2 Güter	68 777				57 201	11 400	22 757		160 135
3 Faktoren	95 617								95 617
4 Unternehmen			68 540						68 540
5 Haushalte			27 077	56 482					83 559
6 Staat	2 029	761							2 790
7 Kapitalkonto				6 215	26 358	-11 944		2 128	22 757
8 Ausland		15 473		5 843		3 334			24 650
9 Spaltensumme	166 423	160 135	95 617	68 540	83 559	2 790	22 757	24 650	

Quelle: BPS (1989), BPS (*Statistical Yearbook of Indonesia*, lfd. Jgg.), eigene Berechnungen.

Rupien) sich aus heimischen Verkäufen (143 901 Mrd. Rupien) und Exporten (22 522 Mrd. Rupien) zusammensetzen. In den Exporten sind Exportsubventionen enthalten, die den inländischen Produzenten gewährt werden, deren Inzidenz sich aber bei einer elastischen Exportnachfrage zwischen inländischen Produzenten und ausländischen Käufern aufspaltet. Spalte 1 zeigt die Zusammensetzung der Produktionskosten aus Vorleistungskäufen (68 777 Mrd. Rupien), Faktorentlohnung (95 617 Mrd. Rupien) und indirekten Steuern (2 029 Mrd. Rupien). Letztere fallen zwar in der Produktion an, können jedoch in Form höherer Marktpreise voll auf die Konsumenten überwältzt werden. Das Güterkonto gibt zeilenweise an, wie das gesamtwirtschaftliche Angebot des zusammengesetzten Gutes (160 135 Mrd. Rupien) als Vorleistungen (68 777 Mrd. Rupien), privater Konsum (57 201 Mrd. Rupien), Staatskonsum (11 400 Mrd. Rupien) und Investition (22 756 Mrd. Rupien) nachgefragt wird. Spaltenweise addieren sich Käufe des heimisch produzierten Gutes (143 901 Mrd. Rupien), Importe (15 473 Mrd. Rupien) sowie die darauf entfallenden Zölle (761 Mrd. Rupien) zu den gesamten Ausgaben für das zusammengesetzte Gut. Aufgrund der Annahme des kleinen Landes werden die Zölle vollständig auf die inländischen Nachfrager überwältzt.

Im Faktorenkonto wird die Bruttowertschöpfung zu Faktorkosten mit insgesamt 95 617 Mrd. Rupien auf die Besitzer der Faktoren, Unternehmer einschließlich der selbständigen Landwirte (68 540 Mrd. Rupien) sowie Arbeitnehmer (27 077 Mrd. Rupien), verteilt. Ein Teil des Kapital- und Bodeneinkommens (6 215 Mrd. Rupien) verbleibt als einbehaltener Gewinn und finanzielle Abschreibung im Unternehmen, ein weiterer Teil wird in Form repatriierter Gewinne ins Ausland transferiert (5 843 Mrd. Rupien), der Rest (56 482 Mrd. Rupien) wird an die privaten Haushalte ausgeschüttet, die wiederum aus ihrem gesamten Einkommen (83 559 Mrd. Rupien) sparen (26 358 Mrd. Rupien) und konsumieren (57 201 Mrd. Rupien). Direkte Steuern der privaten Haushalte sind im Basisjahr nicht berücksichtigt. Die restlichen drei Konten bilden die makroökonomischen Gleichgewichtsbedingungen ab. Die SAM weist ein hohes Defizit für den indonesischen Staatshaushalt aus (11 944 Mrd. Rupien), das jedoch das tatsächliche Defizit erheblich überschätzt, weil die Einnahmen aus direkten Steuern vernachlässigt werden. Dem überschätzten staatlichen Entsparen entspricht in der SAM eine überschätzte Ersparnis der privaten Haushalte. Dadurch wird erreicht, daß die gesamtwirtschaftliche Ersparnis (22 756 Mrd. Rupien) gleich den aus der Input-Output-Tabelle gegebenen gesamtwirtschaftlichen Investitionen ist.⁸⁶ In der Leistungsbilanz ist ein Defizit zu verzeichnen

⁸⁶ Da sämtliche Ersparnisse in einen gemeinsamen „Pool“ zur Finanzierung von Investitionen eingehen, haben die verzerrten Angaben für einzelne Komponenten der Ersparnis auf die Modellanalyse keine nennenswerten Auswirkungen.

(2 128 Mrd. Rupien), weil der Handelsbilanzüberschuß (7 049 Mrd. Rupien) durch den Gewinntransfer ausländischer Unternehmen (5 843 Mrd. Rupien) und die Bedienung der Auslandsschulden (3 334 Mrd. Rupien) überkompensiert wird.

Hinter der aggregierten SAM verbirgt sich eine sektorale Disaggregation der Produktionsstruktur. Ausgangspunkt hierfür ist die Input-Output-Tabelle des Jahres 1985, die in 66 verschiedene Wirtschaftsbereiche untergliedert ist (BPS 1989). Da eine derart detaillierte Abbildung der Interaktionen zwischen Industrien für die Analyse der Tropenwaldrodung nicht notwendig ist, wird, entsprechend der Problemstellung, eine relativ starke Disaggregation im Bereich der Land- und Forstwirtschaft beibehalten, die Gesamtzahl der Sektoren jedoch auf 13 reduziert (Tabelle 19).⁸⁷ Darunter sind vier Sektoren — Reis, sonstige Nahrungsgüter, Exportkulturen und Forstwirtschaft —, die direkt an der Tropenwaldnutzung beteiligt sind (Abschnitt B.I), und drei weitere Sektoren — Konsumgüterindustrie (hauptsächlich Nahrungsmittelverarbeitung), Holzverarbeitung sowie Düngemittel und Pestizide —, die über eine starke Vorleistungsverflechtung mit der Land- bzw. Forstwirtschaft einen indirekten Einfluß auf den

Tabelle 19 — Strukturelle Merkmale der indonesischen Volkswirtschaft 1985 (vH)

Sektor	Anteil an der Produktion	Wertschöpfung pro Output-einheit	Exporte/ Bruttoproduktion	Importe/ Absorption	Anteil der importierten Vorleistungen an den gesamten Vorleistungen
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
1 Reis	4,4	0,88	1,1	—	6,6
2 Sonstige Nahrungsgüter	5,9	0,87	0,6	6,8	7,8
3 Exportkulturen	1,7	0,69	39,7	5,6	9,3
4 Sonstige Landwirtschaft	4,2	0,59	3,0	0,2	3,9
5 Forstwirtschaft	1,0	0,87	5,4	0,2	16,4
6 Bergbau	10,0	0,87	58,5	14,4	12,5
7 Konsumgüterindustrie	12,0	0,24	3,7	2,0	4,7
8 Holzverarbeitung	1,6	0,39	38,4	0,3	6,3
9 Düngemittel und Pestizide	0,7	0,34	7,1	9,2	27,5
10 Importsubst. Industrien	6,4	0,36	4,0	49,3	33,6
11 Exportorientierte Industrien	8,1	0,38	45,3	10,4	15,4
12 Baugewerbe	10,7	0,35	—	—	21,6
13 Dienstleistungen	33,3	0,71	5,3	5,5	9,2
Summe/Durchschnitt	100,0	0,59	13,5	10,1	13,5

Quelle: Berechnet auf Grundlage der Input-Output-Tabelle aus Tabelle A5.

⁸⁷ Das Schema, welches dieser Aggregation zugrundeliegt, wird in Tabelle A4 beschrieben.

Tropenwald ausüben. Des weiteren werden im Modell die verbleibenden Industriebranchen gemäß ihrer Handelsorientierung in importsubstituierende und exportorientierte Industrien unterteilt. Die restliche, nicht an der Tropenwaldrodung beteiligte Landwirtschaft (hauptsächlich Viehwirtschaft und Fischerei), der Bergbau, das Baugewerbe sowie ein Konglomerat aus privaten und öffentlichen Dienstleistungen vervollständigen die Modellstruktur.

Um die Auswirkungen der Transmigrationspolitik, die in Abschnitt B.III als eine der Hauptursachen der Tropenwaldzerstörung identifiziert wurde, analysieren zu können, wird darüber hinaus in drei landwirtschaftlichen Sektoren — Reis, sonstige Nahrungsgüter und Exportkulturen — unterschieden, ob die Produktion auf den inneren oder den äußeren Inseln Indonesiens stattfindet. Diese Disaggregation wird unter der Annahme identischer Input- und Nachfragestrukturen in beiden Regionen einfach dadurch erreicht, daß die regionale Aufteilung des Outputs berechnet wird. Nur bezüglich des Bodeneinsatzes wird von der Annahme identischer Inputnachfrage abgewichen und der Tatsache Rechnung getragen, daß die Bodenproduktivität auf den inneren Inseln weit höher als auf den äußeren Inseln ist (Abschnitt B.II.3.b). Es wird von zwei regional getrennten Bodenmärkten ausgegangen, zwischen denen es keine Mobilität gibt.

Die vollständige Input-Output-Tabelle mit 13 Sektoren ist in Tabelle A5 angegeben. Tabelle 19 faßt einige der in ihr enthaltenen strukturellen Merkmale der indonesischen Volkswirtschaft zusammen. Die Struktur der Produktion offenbart mit einem Beitrag des Primär- und Tertiärsektors zum Bruttosozialprodukt von über 60 vH ein für Entwicklungsländer typisches Profil. Wie in den meisten Volkswirtschaften weisen diese beiden Bereiche im Vergleich zu den Industriesektoren hohe Anteile der Wertschöpfung am Bruttoproduktionswert aus, was eine geringere Abhängigkeit von Vorleistungen anzeigt. Die letzten drei Spalten in Tabelle 19 dokumentieren die Handelsorientierung der einzelnen Sektoren. Exportkulturen, Bergbau, Holzverarbeitung und exportorientierte Industrien (hauptsächlich Öl- und Gasprodukte) sind die einzigen Sektoren, die einen nennenswerten Anteil ihres Outputs exportieren. Die Öl- und Gaswirtschaft allein trägt etwa 65 vH zu den gesamten indonesischen Exporten bei. Auf der Importseite sind sowohl die Anteile der Importe an der inländischen Absorption (die Importorientierung) als auch die Anteile der importierten Vorleistungen am gesamten Vorleistungsverbrauch (die Importabhängigkeit) zu betrachten, um ein vollständiges Bild zu erhalten. Eine starke Importorientierung ist nur bei den importsubstituierenden Industrien, insbesondere beim Maschinenbau, zu beobachten. Die Importabhängigkeit ist folglich in solchen Branchen — Düngemittel und Pestizide, importsubstituierende Industrien und Baugewerbe — am höchsten, deren Vorleistungsnachfrage zu einem großen Teil aus Maschinen besteht. Das Baugewerbe ist der einzige im Modell identifizierte reine Nichthandelssektor, doch gibt es darüber hinaus einige Sektoren, die äu-

Berst geringe Export- und Importanteile aufweisen und somit ähnlich wie Nicht-handelssektoren reagieren.

Die Input-Output-Tabelle liefert eine konsistente Abbildung der sektoralen Produktion und Wertschöpfung. Im nächsten Schritt muß diese Wertschöpfung auf die Produktionsfaktoren Arbeit, Kapital und Boden verteilt werden. Die Input-Output-Tabelle unterscheidet nur zwischen Einkommen aus Unternehmertätigkeit und aus unselbständiger Arbeit. Folglich ist für die Sektoren, in denen Boden als Produktionsfaktor eingesetzt wird, eine Aufspaltung des Einkommens aus Unternehmertätigkeit in Kapital- und Bodeneinkommen notwendig. Ein für das Jahr 1983 durchgeführter Agrarzensus (BPS 1986) enthält Informationen über die in der indonesischen Land- und Forstwirtschaft pro Hektar erzielten Bodenrenten. Kombiniert man diese Information mit der ebenfalls im Agrarzensus publizierten sektoralen Flächennutzung, so läßt sich die auf Boden entfallende Wertschöpfung berechnen. Tabelle 20 zeigt die Aufteilung der Wertschöpfung auf die drei Faktoren. Die korrespondierenden Faktoreinsatzmengen müssen für die Durchführung der BAG-Analyse ebenfalls ermittelt werden. Eine SAM für das Jahr 1985 (BPS 1991) dokumentiert die Nachfrage nach Arbeitskräften. Kapitalstöcke sind von Keuning (1991) für 22 Sektoren für die

Tabelle 20 — Faktoreinsatz und Faktoreinkommen 1985

Sektor	Verteilung des Faktoreinsatzes			Verteilung des Faktoreinkommens		
	Arbeit	Kapital	Boden	Arbeit	Kapital	Boden
	Mill. Mann-Jahre	Mrd. Rupien	1 000 ha	Mrd. Rupien		
1	6 406	8 420	9 902	1 336	3 942	1 069
2	7 567	12 723	5 394	1 399	5 957	1 112
3	1 138	3 173	3 774	630	727	584
4	2 243	6 833	— ^a	880	3 199	— ^a
5	622	1 062	5 800	244	497	652
6	502	34 807	— ^a	952	13 599	— ^a
7	2 091	8 318	—	1 109	2 976	—
8	668	1 100	—	236	748	—
9	70	2 283	—	92	1 106	—
10	1 491	9 891	—	1 015	2 620	—
11	278	11 817	—	528	4 617	—
12	3 854	3 964	—	3 223	2 742	—
13	21 395	178 174	—	16 713	21 102	—
Summe	48 343	282 565	24 870	27 077	65 123	3 417

^aIm Bergbau und in der sonstigen Landwirtschaft wird ebenfalls Boden eingesetzt, der Faktor wird im Modell jedoch nicht identifiziert, weil beide Sektoren nicht an der Tropenwaldrodung beteiligt sind.

Quelle: BPS (1986, 1989, 1991), Keuning (1991), eigene Berechnungen.

Jahre 1975, 1980 und 1985 geschätzt worden.⁸⁸ Da sich die dort gewählte Sektorklassifikation von der hier verwendeten unterscheidet, wurden Keunings Kapitalstockdaten in einigen Fällen gemäß den sektoralen Wertschöpfungsanteilen aufgeteilt. Die resultierende Verteilung der Faktoreinsatzmengen zeigt ein breites Spektrum zwischen arbeitsintensiven Branchen wie die Reisproduktion und das Baugewerbe und sehr kapitalintensiven Wirtschaftsbereichen wie den Bergbau und die Düngemittel- und Pestizidherstellung. Die Bodenintensität ist in der Forstwirtschaft weit größer als in der Landwirtschaft.

b. Kalibrierung des Modells

Bei der Kalibrierung werden sämtliche Parameter des Modells fixiert und dann für die Simulationen als exogen gegeben betrachtet. Ein Großteil der Parameter läßt sich direkt aus der Datenbasis der Referenzperiode berechnen, ohne daß auf externe Informationen zurückgegriffen werden muß. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß die Daten der SAM und der Input-Output-Tabelle als Wertgrößen angegeben sind. Um getrennte Informationen über Gleichgewichtspreise und -mengen zu erhalten, wird als Konvention eingeführt, daß im Basisjahr die inländischen Güterpreise PX , PD , PQ , PE und PM den Wert eins annehmen, d.h., die Wert- und Mengenangaben übereinstimmen. Damit sind die angebotenen und konsumierten Gütermengen bekannt. Bei gegebenem Wechselkurs und gegebenen Zoll- und Exportsubventionssätzen sind die Weltmarktpreise PWE und PWM ebenfalls determiniert. Zoll- und Exportsubventionssätze können — ebenso wie die übrigen Steuersätze des Modells und die marginale Sparquote der privaten Haushalte — unmittelbar aus der Input-Output-Tabelle errechnet werden.

Getrennte Informationen über Mengen- und Wertgrößen sind für die Faktormärkte vorhanden (Tabelle 20), aus denen sowohl die sektorspezifische Faktor-entlohnung als auch die Durchschnittsentlohnung DL eines Faktors bestimmt werden kann. Auf dem Arbeitsmarkt entspricht z.B. der sektorale Lohn dem Quotienten aus sektoraler Lohnsumme und der Zahl der eingesetzten Arbeitskräfte, während der gesamtwirtschaftliche Durchschnittslohn gleich der aggregierten Lohnsumme dividiert durch das aggregierte Arbeitsangebot ist. Als Relation der sektorspezifischen Lohnsätze zum Durchschnittslohn ergeben sich die Verzerrungsparameter ADL . Da die Verzerrungen in den Politiksimulationen als konstant angenommen werden, werden stets zweitbeste Zustände der Ökonomie miteinander verglichen. Schließlich lassen sich auch die sektoralen und

⁸⁸ Keuning (1991) hat ebenfalls die sektorale Zusammensetzung der Kapitalstöcke berechnet, womit die Grundlage für die Konstruktion einer Kapitalkompositionsmatrix geschaffen ist (Abschnitt C.1.3.b).

durchschnittlichen Profitraten als Quotient aus Kapitalwertschöpfung und Kapitaleinsatz berechnen.

Eine Reihe von Parametern determinieren die sektorale Zusammensetzung der verschiedenen Nachfragekomponenten. Dies sind die Input-Output-Koeffizienten (a_{ij}), die Koeffizienten zur Bestimmung der Zusammensetzung der sektoralen Kapitalstöcke (b_{ij}), die sektoralen Anteile an der privaten und staatlichen Konsumnachfrage (β_i^c und β_i^g) sowie die sektoralen Investitionsallokationsparameter (l_i). Da die Nachfrageseite hier sehr einfach modelliert ist, leiten sich alle diese Parameter aus der Ausgangsdatenbasis ab. Je nach Funktionsform beziehen sie sich auf reale oder nominale Größen. Die Input-Output-Koeffizienten sind real als physische Inputeinheiten des zusammengesetzten Gutes je Outputeinheit definiert. Die Elemente der Kapitalkompositionsmatrix sind ebenfalls real definiert und bezeichnen die Einheiten des zusammengesetzten Gutes, die aus dem Sektor i für die Schaffung einer Kapitaleinheit im Sektor j benötigt werden. Nach Keuning (1991) besteht der indonesische Kapitalstock zu etwas über 70 vH aus Gebäuden und zu knapp 30 vH aus Maschinen. Dahinter verbergen sich jedoch erhebliche sektorale Unterschiede. Zum Beispiel beläuft sich der Anteil der Gebäude in der Landwirtschaft auf etwa 90 vH, während er in der Holzverarbeitung nur bei 30 vH liegt. Die Nachfragen der privaten Haushalte nach verschiedenen Gütern sind in Übereinstimmung mit der Maximierung einer Cobb-Douglas-Nutzenfunktion als Ausgabenanteile spezifiziert. Die Staatsausgaben für jedes einzelne Gut sind real definiert, weil auch die aggregierte Staatsnachfrage real fixiert ist. Bei gegebenem realen Ausgabenniveau hängen die nominalen Staatsausgaben von den sektoralen Anteilen und den Preisen der im staatlichen Konsumbündel enthaltenen Güter ab. Schließlich wird die sektorale Allokation der Investitionen durch nominale Anteile bestimmt, die im statischen Modell als proportional zur sektoralen Kapitalwertschöpfung angenommen werden, während sie im dynamischen Modell vom Verhältnis zwischen sektoraler und durchschnittlicher Profitrate abhängen.

Auf der Produktionsseite sind bei der Wahl einer Cobb-Douglas-Produktionsfunktion zwei Gruppen von Parametern zu berechnen: die Produktionselastizitäten und die Technologieparameter. Erstere erhält man durch Umformung der Faktornachfragefunktion (Gleichung [39]):

$$[75] \quad \alpha_{if} = \frac{DL_f ADL_{if} FN_{if}}{X_i PW_i}.$$

Alle Größen auf der rechten Seite dieser Gleichung sind entweder aus dem Datensatz bekannt (X_i , FN_{if}) oder können daraus berechnet werden (DL_f , ADL_{if} , PW_i), so daß α_{if} als einzige Unbekannte übrigbleibt. Da die Produkti-

onsfunktion in allen Sektoren außer der Forstwirtschaft konstante Skalenerträge aufweist, müssen sich die Produktionselastizitäten zu eins addieren. In der Cobb-Douglas-Produktionsfunktion entsprechen die einzelnen Produktionselastizitäten den Faktoranteilen an der gesamten sektoralen Wertschöpfung. Für die Forstwirtschaft leiten sich analog zu den übrigen Sektoren die Parameter α_{Ff} aus der Faktornachfragegleichung [41] ab.

Sind die Produktionselastizitäten determiniert, so verbleiben die Technologieparameter als einzige zu bestimmende Größe der Produktionsfunktion. Für diese gilt:

$$[76] \quad a_i = \frac{X_i}{\prod_f FN_f^{\alpha_{Ff}}}.$$

Im Außenhandel sind die CES- und CET-Funktionen jeweils durch drei Parameter charakterisiert: einer Substitutions- bzw. Transformationselastizität, einem Distributions- und einem Lageparameter. Mit Hilfe der vorhandenen Modellgleichungen ist es nur möglich, zwei dieser drei Parameter für jeden Wirtschaftsbereich zu identifizieren. Üblicherweise werden die Importsubstitutions- und Exporttransformationselastizitäten außerhalb des Modells bestimmt. Hier werden entsprechende Schätzungen für Indonesien aus Devarajan und Lewis (1991) als Ausgangspunkt genommen (Tabelle 21). Mit wenigen Ausnahmen unterstellen Devarajan und Lewis (1991) ziemlich geringe Substitutionsmöglichkeiten, d.h. eine starke Produktdifferenzierung z.B. aufgrund von Qualitätsunterschieden. Da dies für stark disaggregierte Produktionsbereiche unplausibel er-

Tabelle 21 — Außenhandelselastizitäten des Indonesien-Modells

Sektor	Importsubstitutions-elastizität		Exporttransformations-elastizität		Exportnachfrage-elastizität	
	niedrig	hoch	niedrig	hoch	niedrig	hoch
1	1,5	4,5	1,5	4,5	2,0	4,0
2	0,6	1,8	0,6	1,8	2,0	4,0
3	1,7	5,1	0,5	1,5	2,0	4,0
4	0,6	1,8	0,6	1,8	2,0	4,0
5	0,6	1,8	0,6	1,8	2,0	4,0
6	0,9	2,7	0,6	1,8	2,0	4,0
7	0,9	2,7	1,2	3,6	2,0	4,0
8	1,5	4,5	1,5	4,5	2,0	4,0
9	1,5	4,5	1,5	4,5	2,0	4,0
10	0,6	1,8	0,6	1,8	2,0	4,0
11	0,9	2,7	0,6	1,8	2,0	4,0
12	—	—	—	—	—	—
13	0,4	1,2	0,4	1,2	2,0	4,0

Quelle: Devarajan und Lewis (1991), Rutström (1991).

scheint, werden hier die Substitutions- und Transformationselastizitäten für Reis, die holzverarbeitende Industrie sowie die Düngemittel- und Pestizidindustrie auf einen vergleichsweise hohen Wert von 1,5 gesetzt. Um die Sensitivität der Simulationsergebnisse bezüglich der Anpassungsflexibilität im Außenhandel zu überprüfen, wird zusätzlich ein alternatives Szenario mit verdreifachten Werten der Substitutions- und Transformationselastizitäten betrachtet.

Bei gegebenen Importsubstitutionselastizitäten σ_i ist die Importnachfragefunktion

$$[27] \quad M_i = D_i \left(\frac{PD_i}{PM_i} \right)^{\frac{1}{1-\delta_i}} \left(\frac{\gamma_i^Q}{1-\gamma_i^Q} \right)^{\frac{1}{1-\delta_i}}$$

Ausgangspunkt für die Berechnung der Distributionsparameter γ_i^Q . Zunächst gilt für das unbekannte δ_i :

$$[77] \quad \delta_i = \frac{1}{\sigma_i} - 1.$$

Da M_i, D_i, PD_i und PM_i aus der Datenbasis bekannt sind, läßt sich γ_i^Q dann durch Auflösung der Importnachfragefunktion errechnen. Es gilt:

$$[78] \quad \gamma_i^Q = \mu_i / (1 + \mu_i),$$

wobei

$$[79] \quad \mu_i = \frac{PM_i}{PD_i} \left(\frac{M_i}{D_i} \right)^{1+\delta_i}.$$

Der Lageparameter A_i^Q ergibt sich schließlich durch einfaches Auflösen der Importaggregationsfunktion als

$$[80] \quad A_i^Q = \frac{Q_i}{\left[\gamma_i^Q M_i^{-\delta_i} + (1 - \gamma_i^Q) D_i^{-\delta_i} \right]^{\frac{1}{\delta_i}}}.$$

Auf ähnliche Weise erfolgt die Kalibrierung der Parameter der Exporttransformationsfunktion. Zunächst werden die Distributionsparameter γ_i^T aus der Exportangebotsfunktion und dann die Lageparameter A_i^T aus der Exporttransformationsfunktion ermittelt. Ebenfalls extern vorgegeben sind die Preiselastizitäten der Exportnachfrage. Hier wird in Anlehnung an Rutström (1991) unterstellt, daß die ausländischen Nachfrager indonesische Exporte aus allen Sekto-

ren bei Preisänderungen gleich gut substituieren können. Auch die Exportnachfrageelastizitäten werden durch Verdoppelung von 2,0 auf 4,0 in die Sensitivitätsanalyse einbezogen. Da in der Basisperiode der Weltmarktpreis indonesischer Exporte (PWE_i) mit dem gewichteten Weltmarktpreis der Exporte aus anderen Ländern ($\overline{PWSE}_i$) gleichgesetzt wird, ist der Parameter $\bar{E}_i$ unabhängig von der Wahl der Preiselastizität der Exportnachfrage gleich den tatsächlichen Exporten E_i (Gleichung [32]).

Im forstwirtschaftlichen Teilmodell sind sowohl biologische als auch ökonomische Größen zu kalibrieren. Die Vorgehensweise bei der Kalibrierung der Wachstumscharakteristika der Bäume ist wie folgt: Extern gegeben sind der Baumbestand im Klimaxwald ($\bar{K}$), der durchschnittliche gegenwärtige Baumbestand ($\overline{HM(0)}$) sowie das jährliche Baumwachstum ($HM'(T)$). $\bar{K}$ beträgt 323 m³/ha (Amelung und Diehl 1992) und entspricht dem durchschnittlichen Baumbestand in Indonesiens Primärwäldern. Der durchschnittliche gegenwärtige Baumbestand, der als gewichteter Durchschnitt aus den Baumbeständen in Primär- und Sekundärwäldern berechnet wird, beläuft sich auf 200 m³/ha. Als Gewichte werden die in der für 1980 durchgeführten Forstinventur der FAO ermittelten Flächen für die beiden Waldtypen verwendet (FAO/UNEP 1981). Ebenfalls aus der Forstinventur für 1980 stammt die durchschnittliche jährliche Wachstumsrate des Baumbestandes in Höhe von 1,5 m³/ha. Diese Angaben reichen aus, um aus Gleichung [17] die intrinsische Wachstumsrate g zu berechnen:

$$[81] \quad g = \frac{HM'(T)}{\overline{HM(0)} \left[1 - \frac{HM(0)}{\bar{K}} \right]} = \frac{1,5}{200 \left[1 - \frac{200}{323} \right]} = 0,0197.$$

Die Biomasse des Waldes nimmt also pro Jahr um knapp 2 vH zu.

Weiterhin ist die Erntemenge $EM(T)$ pro Rotationsperiode mit 27 m³/ha gegeben (Amelung und Diehl 1992). Bei einem Durchschnitt von 13 m³/ha für alle Tropenländer zeigt dies eine hohe Ernteintensität in Indonesien. Für den Mindestbaumbestand $MM(T^*)$ wird in Anlehnung an Dee (1991) angenommen, daß nach der Ernte in den forstwirtschaftlich genutzten Wäldern noch 40 vH des in Primärwäldern vorhandenen Baumbestandes verbleiben sollen. Unter dieser Annahme ergibt sich ein Wert von 195 m³/ha. Für die zum Zeitpunkt des Holzeinschlags verfügbare Holzmenge $HM(T)$ folgt residual:

$$[82] \quad HM(T) = MM(T^*) + EM(T) = 195 + 27 = 222 \text{ m}^3/\text{ha}.$$

Die vorliegenden Informationen über $\overline{HM(0)}$, $HM(T)$, $MM(T^*)$, $\bar{K}$ und g ermöglichen die Berechnung der Rotationsperiode ($T - T^*$) aus den Gleichungen [19] und [21]:

$$\begin{aligned}
 [83] \quad T - T^* &= -\frac{1}{g} \ln \left[\left(\frac{\bar{K}}{HM(T)} - 1 \right) / \left(\frac{\bar{K}}{HM(0)} - 1 \right) \right] \\
 &\quad + \frac{1}{g} \ln \left[\left(\frac{\bar{K}}{MM(T^*)} - 1 \right) / \left(\frac{\bar{K}}{HM(0)} - 1 \right) \right] \\
 &= -\frac{1}{0,0197} \cdot \ln \left[\left(\frac{323}{222} - 1 \right) / \left(\frac{323}{200} - 1 \right) \right] \\
 &\quad + \frac{1}{0,0197} \cdot \ln \left[\left(\frac{323}{195} - 1 \right) / \left(\frac{323}{200} - 1 \right) \right] \\
 &\approx 19 \text{ Jahre.}
 \end{aligned}$$

Die Rotationsperiode weist also eine Dauer auf, die beträchtlich unterhalb des von Forstwissenschaftlern zur Erholung des Baumbestandes geforderten Zeitraums von 35 Jahren liegt.

Im ökonomischen Teil des Forstwirtschaftsmodells müssen die pro Rotationsperiode fixierte Einsatzmenge des Inputbündels $\bar{R}$ sowie die Diskontrate r kalibriert werden. Zunächst lassen sich die jährlichen Erntekosten aus den Inputdaten als Differenz zwischen Bruttoerlösen und der auf den Faktor Boden entfallenden Wertschöpfung berechnen. Bezogen auf den Hektar und die Rotationsperiode gilt dann:

$$[84] \quad EK = \frac{(X_F PX_F - DL_B ADL_{FB} FN_{FB})(T - T^*)}{FN_{FB}}.$$

Deflationiert man die Erntekosten mit dem Preisindex des eingesetzten Inputbündels aus Kapital, Arbeit und Vorleistungen, welcher als Outputpreis abzüglich des auf Boden entfallenden Anteils der Wertschöpfung definiert ist, so ergibt sich das gesuchte physische Inputbündel $\bar{R}$. Durch Einsetzen der Erntekosten können danach die Nettoernteerlöse (EE) ermittelt werden:

$$[85] \quad EE = (PX_F EM(T) - EK)(1 - tf_B).$$

Bei gegebenen Nettoernteerlösen ist schließlich auch die Diskontrate determiniert, da sie als einzige Unbekannte in der Optimalitätsbedingung [18] übrigbleibt. Die Diskontrate wird hier auf einen Wert von etwa 7,5 vH kalibriert.

Wenn das Modell vollständig kalibriert ist, kann man es für die gegebenen Parameter lösen und erhält als Ergebnis den Datensatz der Basisperiode, der als Referenzgleichgewicht für die im folgenden zu diskutierenden Politiksimulationen dient.

II. Politiksimulationen

Mit Hilfe des Indonesien-Modells sollen nun die in Abschnitt B.III.3 skizzierten wirtschaftspolitischen Handlungsalternativen analysiert werden. Im einzelnen sind dies Maßnahmen zur Korrektur von lokalem Markt- und Politikversagen, allgemeine wirtschaftspolitische Maßnahmen mit möglichen ökologischen Nebenwirkungen sowie internationale Ansätze zur Internalisierung der globalen externen Effekte der Tropenwaldnutzung. Es werden sowohl die gesamtwirtschaftlichen und sektoralen Wirkungen als auch die Implikationen für die Tropenwaldnutzung berücksichtigt, wobei letztere wiederum eng mit der sektoralen Allokation der Produktionsfaktoren zusammenhängen. Da sich die ökologischen Effekte aus dem Modell heraus nur physisch — ausgedrückt als Veränderung der dem Tropenwald entnommenen Biomasse gegenüber dem Referenzzustand — messen lassen, ist ein direkter Vergleich mit den ökonomischen Effekten nicht möglich. Um zumindest einen groben Anhaltspunkt für die monetäre Größe der ökologischen Wirkungen zu erhalten, wird hier trotz der in Abschnitt B.II aufgezeigten Meßprobleme eine Bewertung der Biomassenveränderungen vorgenommen, und zwar unter Verwendung des Nettopreises von Tropenholz (für nationale Maßnahmen) bzw. des Wertes des in den Bäumen gespeicherten Kohlendioxids (für internationale Maßnahmen).

Die vom Indonesien-Modell generierten Lösungen sind bei sektoral fixierten Kapitalstöcken und Mobilität von Arbeit und Boden als kurz- bis mittelfristig zu interpretieren. Um die langfristigen Effekte von Politikänderungen erfassen zu können, müßten nicht nur intersektorale Kapitalbewegungen zugelassen werden, sondern es wären auch einige Modellerweiterungen notwendig.⁸⁹ So müßten z.B. die in Abschnitt B.II.2.d identifizierten Auswirkungen der Tropenwaldnutzung auf die landwirtschaftliche Produktivität explizit abgebildet werden. Der Frage, wie robust die Simulationsergebnisse in bezug auf die Fristigkeit des Modells sind, wird nur insofern nachgegangen, als die Höhe der Außenhandelselastizitäten variiert wird, da sie im hier verwendeten außenhandelsorientierten Modelltyp einen starken Einfluß auf die Ergebnisse haben kann (vgl. z.B. Benjamin et al. 1989). Die Resultate dieser Sensitivitätsanalyse werden im folgenden nur dann angegeben, wenn sich — wie z.B. bei einer allgemeinen Handelsliberalisierung — substantielle Verschiebungen bei geänderten Elastizitäten ergeben. Ansonsten werden ausschließlich die mit höheren Außenhandelselastizitäten durchgeführten Simulationen diskutiert.

⁸⁹ Mögliche Modellerweiterungen für die langfristige Analyse von Umweltproblemen diskutiert Devarajan (1990).

1. Korrektur lokalen Marktversagens

a. Auswahl und Implementierung der Instrumente

In Abschnitt B.III.1.a wurde gezeigt, daß eine theoretische Unterteilung der lokalen externen Kosten der Tropenwaldnutzung in Nutzungskosten und externe Umweltkosten möglich ist und daß erstere durch die Schaffung geeigneter Eigentumsrechte in der Forstwirtschaft und letztere durch Preis- und Mengenpolitiken internalisiert werden können.

Verbesserte Eigentumsrechte für die Holzwirtschaft lassen sich auf mehrere Arten herstellen. Eine Möglichkeit besteht darin, die Laufzeit der Einschlagslizenzen von derzeit 20 Jahren mindestens auf die geschätzte Regenerationsdauer des Waldes von 35 Jahren zu erhöhen. Da eine derart langfristige Konzessionsvergabe die Gefahr in sich birgt, daß die Lizenznehmer vertraglich festgelegte Regelungen nicht befolgen, stellen kurzfristige Kontrakte, die automatisch verlängert werden, wenn die Konzessionäre bestimmte Auflagen erfüllen, eine Alternative dar. Schließlich ist auch der Fall denkbar, Tropenwaldflächen zu privatisieren und nur noch die Erntepraktiken zu regulieren. In jedem Fall sollten die Eigentumsrechte handelbar sein, um den Forstwirten einen Anreiz zu geben, den Wert der Bäume zu erhalten. Alle diese Maßnahmen schlagen sich im Indonesien-Modell in einer Senkung der Diskontrate r nieder, weil die Konzessionäre (bzw. die Eigentümer im Falle einer Privatisierung) eher damit rechnen können, zukünftig anfallende Holzerträge auch tatsächlich zu realisieren, so daß deren Gewicht in der Kalkulation zunimmt.

Wenn sichere Eigentumsrechte gewährleistet sind, bietet sich für die Internalisierung der verbleibenden externen Umweltkosten eine Steuerlösung an. Unter den zahlreichen Möglichkeiten⁹⁰ wird hier eine Steuer auf das Einkommen aus der Nutzung des Faktors Tropenwaldboden gewählt, bei der es sich um eine erstbeste Variante handelt, weil sie — wie von der Theorie heimischer Verzerrungen (Bhagwati und Ramaswani 1963; Corden 1974; Johnson 1965) gefordert — genau dort ansetzt, wo die Externalität auftritt. Da der Holzeinschlag ökologisch weniger schädlich ist als die Konversion von Tropenwaldflächen für landwirtschaftliche Zwecke und da innerhalb der Landwirtschaft die Kultivierung von Baumkulturen wie Kaffee und Kautschuk weniger Schaden, z.B. in Form von Bodenerosion, verursacht als die Kultivierung von Nahrungs-

⁹⁰ Gray (1983) unterscheidet allein für die Holzwirtschaft 17 mögliche Steuern und Abgaben, die von Konzessionsabgaben über die Besteuerung des geernteten Holzvolumens bis zu Gewinnsteuern reichen.

gütern wie Reis und Kassava (Repetto 1989), lassen sich sektoral differenzierte Steuersätze rechtfertigen. Eine Angleichung der privaten an die sozialen Kosten der Tropenwaldnutzung kann außerdem erreicht werden, indem Obergrenzen für die Nutzung festgeschrieben werden. Hier werden zwei Beispiele solcher mengenpolitischer Eingriffe betrachtet: Erstens kann der Staat das schon bestehende selektive Holzeinschlagsregime durch eine Erhöhung des Mindesteinschlagsalters T^* verschärfen, und zweitens kann er durch die Einrichtung neuer Naturschutzgebiete direkt Flächen aus der ökonomischen Nutzung herausnehmen. Letzteres wird im Modell als Reduktion des Bodenangebots für die Land- und Forstwirtschaft auf den äußeren Inseln Indonesiens abgebildet.

Theoretisch ist mit Hilfe der eben skizzierten ressourcenpolitischen Instrumente eine vollständige Internalisierung der lokalen externen Kosten der Tropenwaldnutzung erreichbar. Da jedoch, wie in Abschnitt B.II verdeutlicht wurde, die ökologischen Kosten der Abholzung nur mit großer Unsicherheit geschätzt werden können und zudem irreversible Schäden drohen, so daß das ökonomische Optimum sich kaum bestimmen läßt, ist in der Praxis eher davon auszugehen, daß die Regierung ein im politischen Prozeß oder auf der Basis naturwissenschaftlicher Erkenntnisse festgelegtes ökologisches Ziel anstrebt. Hier wird als Zielvorgabe formuliert, den durch die Tropenwaldnutzung bedingten Biomassenverlust gegenüber der Referenzsituation um 50 Mill. m³ oder etwa ein Viertel jährlich zu reduzieren. Dieses Ziel ist mit dem Einsatz jedes der vier erwähnten Instrumente erreichbar, und zwar bei folgender Dosierung:

- Eine Reduktion der Diskontrate in der Forstwirtschaft von 7,5 auf 4,7 vH;
- eine Erhöhung des Mindesteinschlagsalters um 19 Jahre;
- eine Verminderung der auf den äußeren Inseln für die Land- und Forstwirtschaft zur Verfügung stehenden Bodenfläche um 3,6 Mill. ha;
- eine Steuer auf das Einkommen des Faktors Boden auf den äußeren Inseln in Höhe von 10 vH für die Forstwirtschaft, 15 vH für Agrarexportgüter und 25 vH für Nahrungsgüter.

Auf welche Weise die einzelnen Maßnahmen zum gewünschten ökologischen Ziel führen und welche ökonomischen Nebenwirkungen damit verbunden sind, wird im folgenden erläutert.

b. Ökologische Effekte

Die Auswirkungen der einzelnen ressourcenpolitischen Maßnahmen auf die Tropenwaldnutzung der Land- und Forstwirtschaft sind in Tabelle 22 aufgeführt. In allen vier Fällen verändern sich die Rahmenbedingungen für die Forstwirtschaft. Um in Erfahrung zu bringen, ob der Sektor in Reaktion auf die

staatlichen Eingriffe die Biomassenentnahme aus dem Tropenwald einschränkt, sind diejenigen Variablen in ihrer Entwicklung zu verfolgen, welche das jährlich geerntete Holzvolumen determinieren (Gleichung [23]):

- die Rotationsperiode;
- die Erntemenge pro Hektar über die gesamte Rotationsperiode;
- der Bodeneinsatz in der Forstwirtschaft.

Diese Größen passen sich je nach durchgeführter wirtschaftspolitischer Maßnahme auf unterschiedliche Weise an.

Eine Senkung der Diskontrate (Simulation 1) bewirkt, daß die Optimalitätsbedingung für die Wahl der Rotationsperiode (Gleichung [18]) nicht mehr erfüllt ist, weil die Opportunitätskosten einer Verzögerung der Holzernte bei zunächst noch konstanten Grenzerträgen des Baumwachstums zurückgehen. Die Konzessionäre haben daraufhin einen Anreiz, mehr Zeit als zuvor zwischen zwei Ernten vergehen zu lassen, erhöhen infolge der verlängerten Rotationsperiode bei den gegebenen Wachstumsbedingungen der Bäume aber auch das Erntevolumen je Hektar je Rotation (Schaubild 10). Welcher dieser beiden gegenläufigen Effekte dominiert, steht a priori nicht fest. Im Falle Indonesiens ist es die Ausdehnung der Rotationsperiode, was u.a. daran liegt, daß die Bäume des indonesischen Tropenwaldes mit durchschnittlich $1,5 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{Jahr}$ relativ langsam wachsen und somit auch die Menge an Holz, die geerntet werden kann, nur langsam zunimmt. Als Zwischenergebnis stellt sich also eine verringerte jährliche Holzproduktion ein, die wiederum einen Preisanstieg nach sich zieht.⁹¹ Da der Preisanstieg prozentual stärker als der Produktionsrückgang ausfällt, erhöhen sich die jährlichen Bruttoernteerlöse. Gleichzeitig werden aufgrund der verlängerten Rotationsperiode Skalenerträge in Form abnehmender jährlicher Erntekosten realisiert. Beide Effekte führen zu einer Erhöhung der Nettobodenrendite in der Forstwirtschaft und setzen damit eine Reallokation des Faktors Boden von der Landwirtschaft in die Forstwirtschaft in Gang, d.h. es werden im Vergleich zur Referenzsituation weniger Tropenwälder in landwirtschaftliche Nutzflächen umgewandelt. Dieser Rückgang der Rodung trägt zu 90 vH dazu bei, das gesetzte ökologische Ziel einer Verringerung der Biomassenentnahme um 50 Mill. m^3 zu erreichen (Tabelle 22). In der Forstwirtschaft dämpft der vermehrte Bodeneinsatz den ursprünglichen Rückgang des geernteten Holzvolumens. Insgesamt schlagen die Konzessionäre 9,6 vH weni-

⁹¹ Die Tatsache, daß ein Rückgang des inländischen Holzangebots einen Auftrieb des inländischen Holzpreises verursacht, ist eine Folge der Annahme unvollständiger Substitutionsmöglichkeiten im Außenhandel, durch die das inländische Preissystem eine gewisse Autonomie erhält, sowie der geringen Handelsorientierung des Forstwirtschaftssektors und dem deshalb fehlenden Wettbewerbsdruck aus dem Ausland.

ger Holz als im Referenzgleichgewicht ein und haben damit ebenfalls einen — wenn auch im Vergleich zur Landwirtschaft eringen — Anteil am Erreichen der ökologischen Vorgabe.⁹²

Tabelle 22 — Auswirkungen ressourcenpolitischer Maßnahmen auf die Tropenwaldnutzung (prozentuale Abweichungen vom Basislauf)^a

Maßnahmen	Senkung der Diskontrate von 7,5 auf 4,7 vH	Erhöhung des Mindesteinschlagsalters um 19 Jahre	Verminderung des Angebots an Boden auf den äußeren Inseln um 3,6 Mill. ha	Steuer auf das Einkommen des Faktors Boden auf den äußeren Inseln
Indikatoren	Simulation 1	Simulation 2	Simulation 3	Simulation 4
Holzpreis	19,4	25,4	13,1	9,0
Jährlicher Holzeinschlag	-9,6	-8,5	-3,6	-9,8
Rotationsperiode	20,1	2,8	-8,1	-0,5
Erntemenge pro Rotationsperiode	5,4	-14,7	-7,3	-0,7
Einsatz von Boden auf den äußeren Inseln				
(i) in der Landwirtschaft				
Reis	-18,6	-20,4	-23,7	-26,1
Sonst. Nahrungsgüter	-35,2	-30,4	-35,0	-28,0
Exportkulturen	-31,1	-32,0	-36,7	-17,2
(ii) in der Forstwirtschaft	5,1	9,0	-4,4	-10,0
Beitrag zur Erreichung des ökologischen Ziels (vH)				
Landwirtschaft ^b (Rückgang der Rodung)	90	91	96	90
Forstwirtschaft ^c (Rückgang der Degradation)	10	9	4	10

^aAlle Maßnahmen sind so dosiert, daß im Vergleich zur Referenzsituation insgesamt ungefähr 50 Mill. m³ weniger Biomasse durch die Land- und Forstwirtschaft aus dem Tropenwald entnommen wird. — ^bDie Veränderung der Biomassenentnahme durch die Landwirtschaft ist berechnet als Produkt aus der Veränderung des Bodeneinsatzes und dem durchschnittlichen Baumbestand der Referenzsituation in Höhe von 200 m³/ha. — ^cDie Veränderung der Biomassenentnahme durch die Forstwirtschaft setzt sich aus der Veränderung des jährlichen Holzeinschlags und der daran gekoppelten Veränderung der Ernteschäden zusammen. Wie in Abschnitt B.II.2.a wird angenommen, daß die Ernteschäden je geernteten Kubikmeter Holz 1,98 m³ betragen.

Quelle: Eigene Berechnungen auf der Basis des Indonesien-Modells.

⁹² Der Rückgang der laufenden Holzproduktion um 9,6 vH ist das Nettoresultat aus einer Ausdehnung der Rotationsperiode um 20,1 vH, einer Zunahme der Erntemenge pro Hektar pro Rotation um 5,4 vH und einer Erhöhung des Bodeneinsatzes um 5,1 vH (Tabelle 22). Als Summe der Veränderungen ergibt sich $-20,1 + 5,4 + 5,1 = -9,6$.

Setzt die Forstbehörde alternativ das Mindesteinschlagsalter für Bäume herauf (Simulation 2), so ergibt sich als unmittelbare Konsequenz eine exogene Verkürzung der Rotationsperiode (T^* steigt bei konstantem T , so daß $T - T^*$ sinkt (Gleichung [17])). Dies bedeutet eine Störung des Gleichgewichts, denn eine kürzere Rotationsperiode ermöglicht frühere Ernten in der Zukunft und reduziert damit die Opportunitätskosten des Wartens. Die Konzessionäre reagieren darauf, indem sie das tatsächliche Einschlagsalter erhöhen, bis die Opportunitätskosten wieder den Grenzerträgen des Baumwachstums entsprechen und ein neues *steady state* erreicht ist. Hier ist es so, daß die Veränderung des tatsächlichen Einschlagsalters über die Veränderung des Mindesteinschlagsalters hinausgeht, die Rotationsperiode also insgesamt länger wird. Die Anpassung der Erntemenge an die neue Rotationsperiode ist das Ergebnis zweier gegenläufiger Effekte. Zum einen führt, wie bereits erwähnt, ein Anstieg im tatsächlichen Einschlagsalter bei gegebenem Mindesteinschlagsalter stets zu einer höheren Erntemenge. Zum anderen impliziert ein verschärftes Holzeinschlagsregime, daß nach jeder Ernte ein größerer Mindestbaumbestand im Wald verbleiben muß und somit weniger Tropenholz zum Einschlagen zur Verfügung steht. In Indonesien dominiert der zweite Effekt, d.h., das geerntete Holzvolumen pro Hektar über die gesamte Rotationsperiode geht zurück. Sowohl die geringeren als auch die weniger häufigen Ernten schlagen sich in einer verminderten jährlichen Holzproduktion und steigenden Holzpreisen nieder. Auf ähnliche Weise wie bei einer Senkung der Diskontrate wird schließlich die Allokation des Faktors Boden beeinflusst. Die Bruttobodenrendite in der Forstwirtschaft erhöht sich, weil der starke Preisanstieg den Rückgang des geernteten Holzvolumens überkompensiert (Tabelle 22), und die jährlichen Erntekosten nehmen ab, so daß ein Anreiz besteht, gegenüber der Referenzsituation mehr Boden in der Forstwirtschaft zu belassen und weniger in landwirtschaftliche Nutzflächen umzuwandeln. Auch hier bewirkt dieser Reallokationseffekt eine Dämpfung, jedoch keinen Ausgleich der ursprünglichen Produktionseinbußen in der Forstwirtschaft.

Durch die Einrichtung zusätzlicher Naturschutzgebiete (Simulation 3) wird zunächst die für land- und forstwirtschaftliche Aktivitäten vorhandene Bodenfläche eingeschränkt. In der Forstwirtschaft kann als Folge nicht mehr so viel Holz wie vorher produziert werden,⁹³ woraufhin die inländischen Holzpreise steigen. Der Preisanstieg veranlaßt die Konzessionäre, häufiger Holz einzuschlagen, weil er die Opportunitätskosten einer Ernteverzögerung in stärkerem Umfang anwachsen läßt als den marginalen Anstieg der Nettoerträge aus dem

⁹³ Da im Indonesien-Modell keine Substitutionsmöglichkeiten zwischen Boden und den anderen Primärfaktoren sowie den Sekundärinputs zugelassen werden, ist der Rückgang der Holzproduktion bei reduziertem Bodenangebot unvermeidlich.

Wachstum der Bäume (Abschnitt C.I.1.b). Der nachfolgende Rückgang der Erntemenge fällt prozentual etwas geringer aus als die Verkürzung der Rotationsperiode, so daß sich die jährlichen Produktionsverluste und der Preisauftrieb abschwächen. Die Nettoentlohnung des Faktors Boden in der Forstwirtschaft nimmt auch bei dieser Maßnahme zu, weil erstens die Preiserhöhung die Einschränkung der Produktion deutlich übertrifft und damit die Bruttoerlöse steigen und weil zweitens dieser positive Effekt durch die bei verkürzter Rotationsperiode höheren Erntekosten pro Jahr nicht vollständig kompensiert wird. Die anschließende Reallokation von Boden aus der Landwirtschaft in die Forstwirtschaft sorgt dafür, daß im Endeffekt zwar beide Sektoren weniger Boden als in der Ausgangslage einsetzen können, die Hauptlast der Anpassung jedoch von der Landwirtschaft getragen wird.

Eine Steuer auf das Einkommen des Faktors Boden auf den äußeren Inseln (Simulation 4) hat, wie in Abschnitt C.I.1.b erläutert wurde, keinen Einfluß auf die Wahl der Rotationsperiode, weil sie die Opportunitätskosten und die Grenzerträge des Baumwachstums in gleicher Weise schmälert und damit die Optimalitätsbedingung unverändert läßt. Da durch die Besteuerung die Kosten des Bodeneinsatzes steigen, geht die Nachfrage nach Boden in der Land- und Forstwirtschaft zurück, aufgrund der Steuerstruktur erwartungsgemäß am stärksten bei der Produktion von Nahrungsgütern und am schwächsten in der Forstwirtschaft.⁹⁴ Infolge der geringeren Bodennutzung in der Forstwirtschaft läuft danach als Sekundäreffekt die gleiche Wirkungskette wie in Simulation 3 ab, jedoch mit quantitativ unbedeutenden Ergebnissen. So gehen z.B. die Rotationsperiode und die Erntemenge pro Rotation um jeweils weniger als 1 vH zurück. Der Gesamteffekt der Steuerlösung wird also im wesentlichen durch den verringerten Bodeneinsatz auf den äußeren Inseln bestimmt.

Insgesamt zeigt sich trotz unterschiedlicher Anpassungsprozesse ein ziemlich stabiles Muster hinsichtlich der Wirkungen der analysierten ressourcenpolitischen Maßnahmen. Alle vier Instrumente sind dazu geeignet, die formulierte ökologische Vorgabe zu realisieren. Es kommt darüber hinaus in allen Fällen zu einem signifikanten Rückgang der Umwandlung von Tropenwäldern in landwirtschaftliche Nutzflächen, der sich darin niederschlägt, daß die Landwirtschaft jeweils einen Anteil von mindestens 90 vH an der Erreichung des ökologischen Ziels hat, sowie zu einer moderaten Einschränkung der jährlichen Biomassenentnahme durch die Forstwirtschaft.

⁹⁴ In dieser Simulation wird von der Annahme eines vollkommen unelastischen Bodenangebots auf den äußeren Inseln abgewichen und ein elastisches Angebot unterstellt, weil es unrealistisch erscheint, daß die Höhe des Bodeneinsatzes auch nach unten limitiert ist. Aus diesem Grund sind die Ergebnisse aus Simulation 4 nicht voll mit denen der übrigen Simulationen vergleichbar.

Um eine Aussage über den unter ökologischen Aspekten optimalen Instrumenteneinsatz treffen zu können, ist in Rechnung zu stellen, daß in Indonesien sowohl die zu kurze Rotationsperiode als auch die überdurchschnittlich hohe Ernteintensität das Erreichen einer nachhaltigen Forstwirtschaft behindern.⁹⁵ Vor diesem Hintergrund scheint auf den ersten Blick die Erhöhung des Mindesteinschlagsalters die beste Lösung zu sein, weil sie über eine Ausdehnung der Rotationsperiode und eine Reduktion der Erntemenge beide Probleme angeht. Berücksichtigt man jedoch die nicht in den Modellergebnissen enthaltene Tatsache, daß insgesamt um so mehr Ernteschäden entstehen, je häufiger unter dem Einsatz schwerer Maschinen eingeschlagen wird, sind verbesserte Nutzungsrechte in der Forstwirtschaft möglicherweise ökologisch effektiver, weil sie eine wesentlich stärkere Annäherung an die von Forstwissenschaftlern geforderte Rotationslänge von 35 Jahren und damit geringere Ernteschäden zur Folge haben. Verbesserte Nutzungsrechte haben darüber hinaus den Vorteil, daß sie einen Anreiz für Konzessionäre bieten, auch die Schäden bei jeder einzelnen Ernte zu minimieren, um den Wert des Tropenwaldes für zukünftige Ernten aufrechtzuerhalten.⁹⁶ Eine signifikante Ausdehnung der Rotationsperiode bei gleichzeitiger Abnahme der Ernteintensität wäre schließlich durch eine Kombination von verbesserten Nutzungsrechten mit einem verschärften Holzeinschlagsregime erreichbar.

c. *Sektorale und makroökonomische Effekte*

Tabelle 23 enthält die Simulationsergebnisse für die sektorale Produktion und verschiedene gesamtwirtschaftliche Indikatoren. Wie bereits gezeigt, lösen die ressourcenpolitischen Maßnahmen Anpassungsprozesse aus, die letztendlich zu einem Rückgang der jährlichen Holzproduktion führen. Außerdem bewirkt die Reallokation des Faktors Boden aus der Landwirtschaft in die Forstwirtschaft eine Abnahme der Agrarerzeugung auf den äußeren Inseln.⁹⁷ Über diese beiden Sektoren hinausreichende Anpassungen sind auf allgemeine Gleichgewichtseffekte zurückzuführen, die aus Veränderungen der Vorleistungskosten, des rea-

⁹⁵ Von der Länge der Rotationsperiode und der Ernteintensität hängt es ab, wie hoch die durchschnittliche jährliche Biomassenentnahme der Forstwirtschaft auf einer bestimmten Fläche ist. Eine Verlängerung der Rotationsperiode oder eine Verringerung der Ernteintensität erhöht c.p. die Nachhaltigkeit der Forstwirtschaft auf der betrachteten Fläche.

⁹⁶ Whitmore (1984) geht davon aus, daß in den Tropenwäldern Indonesiens eine Reduzierung der Ernteschäden pro Ernte um mindestens 50 vH technisch möglich ist.

⁹⁷ Die Landwirtschaft auf den inneren Inseln ist von der Reallokation nicht betroffen, weil unterstellt wird, daß Boden zwar zwischen Sektoren innerhalb einer Region, nicht aber zwischen Regionen mobil ist.

len Wechselkurses, des gesamtwirtschaftlichen Lohnsatzes oder des Einkommens resultieren können. Da es sowohl in der Forstwirtschaft als auch in der Landwirtschaft der äußeren Inseln infolge der Produktionseinschränkungen zu Preissteigerungen kommt, erhöhen sich die Vorleistungskosten für Sektoren, die diesen beiden Wirtschaftsbereichen nachgelagert sind. Dies betrifft insbesondere die holzverarbeitende Industrie, die aufgrund ihrer engen Verflechtung mit der Forstwirtschaft signifikante Outputverluste hinnehmen muß. Nennenswerte Vorleistungen gehen im Zuge der Nahrungsmittelverarbeitung auch von der Landwirtschaft an die Konsumgüterindustrie. Schließlich wird die Düngemittel- und Pestizidindustrie als vorgelagerter Sektor negativ von der Kontraktion der Landwirtschaft auf den äußeren Inseln betroffen.

Tabelle 23 — Sektorale und makroökonomische Auswirkungen ressourcenpolitischer Maßnahmen (prozentuale Abweichungen vom Basislauf)

Maßnahmen	Senkung der Diskontrate von 7,5 auf 4,7 vH	Erhöhung des Mindesteinschlagsalters um 19 Jahre	Verminderung des Angebots an Boden auf den äußeren Inseln um 3,6 Mill. ha	Steuer auf das Einkommen des Faktors Boden auf den äußeren Inseln
Indikatoren	Simulation 1	Simulation 2	Simulation 3	Simulation 4
<i>Sektorale Produktion</i>				
Reis				
äußere Inseln	-1,8	-2,7	-3,3	-4,1
innere Inseln	-0,1	-0,2	-0,1	-0,4
Sonstige Nahrungsgüter				
äußere Inseln	-4,2	-3,5	-5,5	-6,3
innere Inseln	-0,1	-0,1	-0,1	-0,2
Exportkulturen				
äußere Inseln	-3,9	-4,3	-5,1	-1,8
innere Inseln	0,1	0,1	0,2	0,5
Sonstige Landwirtschaft	0,0	-0,1	-0,1	-0,3
Forstwirtschaft	-9,6	-8,5	-3,6	-9,8
Bergbau	0,1	0,0	0,1	0,3
Konsumgüterindustrie	-0,8	-1,3	-1,5	-0,9
Holzverarbeitung	-4,3	-3,6	-1,2	-2,0
Düngemittel und Pestizide	-0,5	-0,7	-1,0	-0,5
Importsubst. Industrien	0,2	0,3	0,2	0,0
Exportorientierte Industrien	0,1	0,1	0,1	0,3
Baugewerbe	-0,1	-0,1	-0,1	-0,4
Dienstleistungen	0,0	0,1	0,0	0,0
<i>Makroökonomische Größen</i>				
Reales BIP	-0,4	-0,4	-0,4	-0,5
Export Erlöse	-0,3	-0,3	-0,1	-0,2
Importausgaben	0,0	0,1	0,1	-0,3
Realer Wechselkurs ^a	-0,2	-0,4	-0,2	0,6
Lohnsatz	-0,8	-1,3	-1,1	-0,9

^aEin Anstieg (Rückgang) des realen Wechselkurses impliziert eine reale Abwertung (Aufwertung).

Quelle: Eigene Berechnungen auf der Basis des Indonesien-Modells.

Sonstige allgemeine Gleichgewichtseffekte treten hier nur in geringem Umfang auf. So schlagen sich die eben erwähnten Produktionsverluste einiger Sektoren in einem leichten Rückgang des gesamtwirtschaftlichen Lohnsatzes und des in der Volkswirtschaft erzielten Einkommens nieder. Die Lohnsenkung begünstigt solche Wirtschaftsbereiche, die, wie z.B. der Bergbau und die import-substituierenden Industrien, der Weltmarktkonkurrenz ausgesetzt sind und ihre internationale Wettbewerbsfähigkeit durch niedrigere Lohnkosten steigern können. Der negative Einkommenseffekt wirkt sich um so stärker aus, je mehr die sektorale Produktion auf den Binnenmarkt ausgerichtet ist. Die Entwicklung des realen Wechselkurses hängt schließlich davon ab, wie sich die relative Profitabilität handelbarer und nichthandelbarer Güter infolge der ergriffenen ressourcenpolitischen Maßnahmen verändert. In den ersten drei Simulationen wird eine geringfügige Reallokation von handelbaren zu nichthandelbaren Gütern induziert, woraufhin es zu einer realen Aufwertung kommt. Bei der Steuerlösung ist es umgekehrt so, daß Sektoren mit sehr geringer Außenorientierung (Reis, Sonstige Nahrungsgüter) am stärksten belastet werden und folglich die indonesische Rupie real abwertet. Die reale Aufwertung (Abwertung) sorgt wiederum dafür, daß zusätzliche mobile Faktoren für die Produktion nichthandelbarer (handelbarer) Güter attrahiert werden. In der Summe ist die quantitative Bedeutung dieser drei allgemeinen Gleichgewichtseffekte bei der Steuerlösung noch am größten, weil dort alle Effekte gleichgerichtet sind, und zwar zugunsten der Exportwirtschaft und zuungunsten der Erzeugung nichthandelbarer Güter.

Als makroökonomisches Ergebnis sämtlicher sektoraler Anpassungsvorgänge stellt sich ein Rückgang des realen Bruttoinlandsprodukts um 0,4 bis 0,5 vH ein. Setzt man diese kurz- bis mittelfristigen ökonomischen Verluste zu den mit der Nettopreismethode bewerteten ökologischen Gewinnen in Beziehung, so zeigt sich, daß beide Effekte sich etwa in derselben Größenordnung von rund 1 Mrd. Dollar bewegen.⁹⁸ Da die Nettopreismethode nur den Wert des Holzes, nicht aber die übrigen Erträge der Tropenwalderhaltung mißt (Abschnitt B.II.2.a), kann dieses Ergebnis dahingehend interpretiert werden, daß alle vier diskutierten ressourcenpolitischen Maßnahmen bei längerfristiger Betrachtung, d.h. unter Berücksichtigung der ökologischen Funktionen des Tropenwaldes, wohlfahrtssteigernd sein dürften.

⁹⁸ Der ökologische Gewinn wird hier als Summe aus der mit der Primärrente des Basisjahres bewerteten Biomassensparnis der Forstwirtschaft und der mit der Sekundärrente des Basisjahres bewerteten Biomassensparnis der Landwirtschaft berechnet (auch Abschnitt B.II.2.a). Für den Fall einer Senkung der Diskontrate ergibt sich z.B. näherungsweise:

$$5 \text{ Mill. m}^3 \cdot 38 \text{ \$/m}^3 + 45 \text{ Mill. m}^3 \cdot 19 \text{ \$/m}^3 = 1,045 \text{ Mrd. \$}.$$

2. Korrektur von Politikversagen im Tropenwaldmanagement

Mit der niedrigen und ungleichmäßigen Abschöpfung der den Holzkonzessionären zufließenden Ressourcenrenten, den Handelsrestriktionen für Tropenholz sowie der Umsiedlung von Landwirten auf die äußeren Inseln im Rahmen des Transmigrasi-Programms wurden in Abschnitt B.III.1.b drei wesentliche Staatseingriffe identifiziert, von denen direkte Anreize für eine Übernutzung der tropischen Wälder Indonesiens zu erwarten sind. Da ein Rückgriff auf Modellsimulationen nur für die Liberalisierung der Holzwirtschaft und die Reform des Transmigrasi-Programms möglich ist, werden im folgenden nur diese beiden Reformbereiche diskutiert. Das Problem der Rentenabschöpfung läßt sich hier hingegen nicht empirisch analysieren, weil im Indonesien-Modell zum einen keine „übermäßigen“ Profite zugelassen werden und zum anderen von Unterschieden in der Holzqualität abstrahiert wird, so daß weder das Niveau noch die Struktur der Ressourcenrenten abgebildet werden können.⁹⁹

a. Liberalisierung der Holzwirtschaft

Bei der Schaffung neutraler Anreizstrukturen in der indonesischen Holzwirtschaft steht die Aufhebung des Exportverbotes für unverarbeitetes Tropenholz. Im Simulationsexperiment wird die Exportsteuer ebenso wie der in der Holzverarbeitenden Industrie erhobene Importzoll auf null gesetzt.¹⁰⁰ Da beide Maßnahmen am Außenhandel ansetzen, erfolgt eine Sensitivitätsanalyse mit hohen und niedrigen Handelselastizitäten (Tabelle 21). Wichtige sektorale, makroökonomische und ökologische Ergebnisse des Experiments sind in Tabelle 24 enthalten.

Der Abbau der Exportrestriktionen in der Forstwirtschaft führt zu einem steilen Anstieg des Exportpreises in heimischer Währung relativ zum inländischen Holzpreis. Dies veranlaßt die Konzessionäre, einen Teil ihrer Holzverkäufe vom Binnen- auf den Weltmarkt umzuschichten, woraufhin sich auch die Preise auf

⁹⁹ Eine qualitative Betrachtung (Abschnitt B.III.3; Thiele 1994a) läßt den Schluß zu, daß eine höhere Rentenabschöpfung über eine Anhebung der Konzessionsabgaben nicht notwendigerweise zu einer verringerten Holzproduktion führen würde, weil nur der Erwerb überschüssiger Flächen verhindert würde, daß aber Wanderfeldbauern vermehrt vom Eindringen in die Konzessionsgebiete abgehalten würden, so daß weniger Rodungen stattfänden. Eine gleichmäßigere Abschöpfung der Ressourcenrenten hätte eine Erhöhung der Ernteintensität bei gleichzeitiger Ausdehnung der Rotationsperiode zur Folge.

¹⁰⁰ Die 1989 eingeführte Exportsteuer auf Schnittholz, mit der die indonesische Regierung das Ziel verfolgte, die inländische Sperrholz- und Möbelindustrie anzukurbeln, kann hier nicht analysiert werden, weil die indonesische Input-Output-Tabelle die verschiedenen Stufen der Holzverarbeitung nicht getrennt ausweist.

Tabelle 24 — Ökonomische und ökologische Auswirkungen einer Liberalisierung der Holzwirtschaft (prozentuale Abweichungen vom Basislauf)

Maßnahmen Indikatoren	Abbau von Handelsrestriktionen in der Holzwirtschaft Simulation 5	
	niedrige Handelselastizitäten	hohe Handelselastizitäten
<i>Sektorale Produktion^a</i>		
Reis ^b	-0,8	-1,8
Sonstige Nahrungsgüter ^b	-2,2	-4,0
Exportkulturen ^b	-0,5	-0,9
Forstwirtschaft	5,4	9,6
Konsumgüterindustrie	-0,4	-0,6
Holzverarbeitung	-3,0	-5,6
Düngemittel und Pestizide	-0,2	-0,3
<i>Makroökonomische Größen</i>		
Reales BIP	0,15	0,23
Exporterlöse	1,0	1,4
Importausgaben	0,3	0,4
Realer Wechselkurs	1,1	0,8
Lohnsatz	0,1	0,2
<i>Tropenwaldnutzung</i>		
Produzentenpreis für Holz	13,4	21,8
Rotationsperiode	-6,4	-11,0
Erntemenge pro Rotation	-5,6	-9,7
Einsatz von Boden auf den äußeren Inseln		
(i) in der Landwirtschaft:		
Reis	-10,8	-15,9
Sonstige Nahrungsgüter	-12,2	-19,7
Exportkulturen	-6,7	-14,9
(ii) in der Forstwirtschaft:	3,7	6,5
Baumbestand (absolute Veränderungen in Mill. m ³)	14,4	24,7
^a Es werden nur solche Sektoren aufgelistet, in denen die Veränderungen mehr als 0,2 vH betragen. — ^b Die Angaben beziehen sich auf die äußeren Inseln.		

Quelle: Eigene Berechnungen auf der Basis des Indonesien-Modells.

dem Inlandsmarkt erhöhen. Das Ausmaß der Mengen- und Preisanpassungen infolge der Relativpreisänderung hängt von mehreren Einflußgrößen ab. Erstens sind die Möglichkeiten, auf den Preisanreiz zu reagieren, *ceteris paribus* um so besser, je weniger Kosten der Wechsel des Absatzmarktes verursacht, d.h., je höher die Transformationselastizität zwischen der Produktion für den heimischen Markt und für den Export ist. Zweitens ist die Ausdehnung der Exporte um so stärker, je leichter das zusätzliche Exportangebot vom Weltmarkt absorbiert wird, d.h., je höher die Preiselastizität der Exportnachfrage ist. Als begrenzender Faktor für die Mengenanpassung im Inland erweist sich der wegen des Exportverbotes für Tropenholz nur geringe Exportanteil in der Referenzperiode,¹⁰¹ infolgedessen sich die starke prozentuale Erhöhung der Exporte nur in einem moderaten Nachfrageüberschuß auf dem weit größeren Binnenmarkt niederschlägt. Die Entwicklung des inländischen Holzpreises hängt schließlich davon ab, wie flexibel Angebot und Nachfrage auf Preisänderungen reagieren können. Da in der Forstwirtschaft allein die Verfügbarkeit des Faktors Boden die Angebotsmöglichkeiten determiniert, weil Boden nicht durch den anderen mobilen Faktor Arbeit substituiert werden kann, und da Holz im Inland überwiegend (vollkommen preisunelastisch) als Vorleistung nachgefragt wird, sind sowohl die Angebots- als auch die Nachfrageelastizität gering, so daß relativ starke Preisänderungen notwendig sind, um den Nachfrageüberschuß auf dem inländischen Holzmarkt zu beseitigen.¹⁰²

Der Umstand, daß dem steilen Anstieg des Exportpreises ein signifikanter, wenn auch weit geringerer Anstieg des inländischen Holzpreises folgt, impliziert eine deutliche Erhöhung des Produzentenpreises P_X , der als gewichteter Durchschnitt aus beiden definiert ist (Gleichung [34]). Dies gilt insbesondere im Fall hoher Handelselastizitäten (Tabelle 24). Der höhere Produzentenpreis liefert das Signal für einen verstärkten jährlichen Holzeinschlag, wobei die Anpassung der Produktion an die Holzpreise über die aus Abschnitt C.II.1 bekannten Mechanismen verläuft. Es lohnt sich für die Konzessionäre, häufiger zu ernten, woraufhin die Erntemenge pro Rotationsperiode zurückgeht. Die Verkürzung der Rotationsperiode läßt zwar die jährlichen Erntekosten ansteigen,¹⁰³

¹⁰¹ Da das Exportverbot für Tropenholz erst im Laufe des Jahres 1985 wirksam wurde, gab es in diesem Jahr insgesamt noch Exporte in Höhe von 5,4 vH der Bruttoproduktion (Tabelle 19).

¹⁰² Mögliche Rückwirkungen von der Importseite aufgrund des relativ zum Importpreis gestiegenen inländischen Holzpreises müssen hier nicht berücksichtigt werden, weil Indonesien praktisch kein Tropenholz importiert. Zu den durch handelspolitische Maßnahmen auf der Importseite ausgelösten Anpassungsvorgängen und ihren Determinanten vgl. Abschnitt C.II.3.

¹⁰³ Sonstige Effekte spielen hier bei der Bestimmung der Erntekosten keine bedeutende Rolle. Während Vorleistungen in der Forstwirtschaft nur in geringem Umfang ein-

dies wird aber durch die Preiserhöhung und die damit verbundene Zunahme der Bruttoernteerlöse überkompensiert, so daß aufgrund einer verbesserten Bodenrentabilität mehr Boden als in der Referenzsituation forstwirtschaftlich benutzt wird. Da weniger Flächen vollständig gerodet werden, bedeutet dies gleichzeitig eine Zunahme des im Wald verbleibenden Baumbestandes.

Durch die Lockerung der Exportrestriktionen für Tropenholz wird also ein ökologischer Gewinn erzielt, obwohl die Forstwirtschaft ihre ökonomische Aktivität ausweitet.¹⁰⁴ Daraus folgt im Umkehrschluß, daß ein Exportverbot — abgesehen davon, daß es keine erstbeste Lösung darstellt (Abschnitt B.III.1.b) — als umweltpolitisches Instrument kontraproduktiv ist, weil es den Wert der Bäume für die Forstwirtschaft reduziert und dadurch die Rodung für landwirtschaftliche Zwecke zu einer attraktiveren Option werden läßt. Ökologisch nachteilig an der Liberalisierung des Tropenholzhandels ist vor allem die Verkürzung der Rotationsperiode, die die Nachhaltigkeit der Forstwirtschaft trotz einer gleichzeitigen Verringerung der Ernteintensität gefährdet, weil sie zu größeren Ernteschäden führt. Dieses Problem ließe sich lösen, wenn die Liberalisierung mit einer erhöhten Sicherheit der Nutzungsrechte für Konzessionäre einherginge.

In der Holzverarbeitenden Industrie erhöht die Eliminierung des Importschutzes den Inlandspreis relativ zum Importpreis, so daß die heimischen Nachfrager inländische Holzprodukte teilweise durch Importe ersetzen. Da jedoch die nominale Protektionsrate in diesem Sektor nur 5 vH beträgt (Tabelle 17) und außerdem der Importanteil an der heimischen Absorption sehr gering ist, fällt der Nachfragerückgang nach inländischen Holzprodukten kaum ins Gewicht. Wesentlich bedeutender als dieser direkte Effekt ist der Kostenanstieg für den wichtigsten Sekundärintput Tropenholz, der eine Senkung der effektiven Protektion für die Holzverarbeitung impliziert und sich in signifikanten Produktionseinbußen niederschlägt. Nicht in den Modellergebnissen berücksichtigt ist aufgrund der Annahme einer vollkommen preisunelastischen Nachfrage nach Vorleistungen, daß die Holzverarbeitende Industrie auf die höheren Vorleistungskosten außer mit Kapazitätseinschränkungen auch mit Effizienzverbesserungen bei der Umwandlung von Holz in Holzprodukte reagieren könnte (Abschnitt B.III.1.b). Wenn dies zutrifft, überschätzen die vom Indonesien-Modell generierten Lösungen die tatsächlichen Veränderungen des Holzeinschlags, weil

gesetzt werden (Tabelle A5) und somit keinen wichtigen Kostenfaktor darstellen, bleibt die Entlohnung von Arbeit und Kapital in diesem Simulationsexperiment nahezu konstant, d.h., der Preis des Inputbündels aus Arbeit, Kapital und Vorleistungen ändert sich kaum.

¹⁰⁴ Dieses Ergebnis demonstriert, daß Partialanalysen wie die in Abschnitt B.III.1.b zitierte Simulationsstudie von Barbier et al. (1995) für die Holzwirtschaft Indonesiens zu falschen Schlußfolgerungen kommen können, weil bedeutende allgemeine Gleichgewichtseffekte vernachlässigt werden.

für ein gegebenes Outputniveau in der holzverarbeitenden Industrie weniger Stammholz benötigt wird.

Wie bei den ressourcenpolitischen Maßnahmen schränkt die Reallokation des Faktors Boden von der Land- in die Forstwirtschaft die Produktionsmöglichkeiten in der Landwirtschaft der äußeren Inseln ein, was dort zu einem Preisanstieg führt. Dadurch verteuern sich die in der Konsumgüterindustrie eingesetzten Vorleistungen geringfügig, während die Düngemittel- und Pestizidindustrie negativ von den Outputverlusten in der Landwirtschaft betroffen sind. Sonstige allgemeine Gleichgewichtseffekte sind nur von marginaler quantitativer Bedeutung. Am stärksten fällt noch die reale Abwertung aus, die zustande kommt, weil die Liberalisierung der Holzwirtschaft eine Reallokation von nichthandelbaren zu handelbaren Gütern bewirkt. Obwohl in der Forstwirtschaft durch den Abbau der Exportrestriktionen — insbesondere bei niedriger Preiselastizität der Exportnachfrage — erhebliche Verschlechterungen der Terms of trade hingenommen werden müssen, ist dieser sektoral begrenzte negative Einkommenseffekt gesamtwirtschaftlich zu unerheblich, um Rückwirkungen auf andere Sektoren auszulösen. Der Lohnsatz bleibt schließlich in dieser Simulation nahezu unverändert.

Auf makroökonomischer Ebene werden durch die Liberalisierung der Holzwirtschaft u.a. höhere Exporterlöse und leichte Effizienzgewinne erzielt. Die Maßnahme ist also sowohl ökonomisch als auch ökologisch vorteilhaft. Wie die Sensitivitätsanalyse zeigt, sind beide Effekte bei hohen Außenhandelselastizitäten stärker ausgeprägt. Während dies beim ökonomischen Effekt auf die größere Anpassungsflexibilität der Volkswirtschaft zurückzuführen ist, liegt es beim ökologischen Effekt am stärkeren Anstieg des Produzentenpreises für Holz. Kombiniert man eine Liberalisierung der Holzwirtschaft mit verbesserten Nutzungsrechten in der Forstwirtschaft, um eine Verkürzung der Rotationsperiode zu vermeiden, so entstehen nur noch geringe kurz- bis mittelfristige ökonomische Verluste (das reale BIP sinkt um etwa 0,2 vH), die durch die ökologischen Gewinne (rund 75 Mill. m³ bzw. 0,6 vH des BIP bei hohen Handelselastizitäten) bei weitem aufgewogen werden.

b. Reform des staatlichen Umsiedlungsprogramms

Bevor eine Analyse der staatlichen Umsiedlungspolitik im Indonesien-Modell erfolgen kann, sind zwei Probleme zu lösen. Erstens ist es bei einer disaggregierten Abbildung des Agrarsektors wegen fehlender Daten nicht möglich, eine Unterscheidung zu treffen zwischen der Produktion offizieller Transmigranten, die eine direkte staatliche Unterstützung erfahren, und der Produktion spontaner Migranten sowie von Wanderfeldbauern, die nur von der vom Staat geschaffenen Infrastruktur profitieren. Eine solche Differenzierung wäre nur für die

Landwirtschaft als Aggregat realisierbar. Hier wird allerdings die sektorale Disaggregation des Agrarsektors beibehalten und angenommen, daß alle drei Gruppen in gleichem Maße begünstigt werden und damit gemeinsam betrachtet werden können.¹⁰⁵ Zweitens läßt sich die Vielzahl der Vergünstigungen für Transmigranten (Faßbender und Erbe 1990) nicht mit der in der Analyse verwendeten Datenbasis in Einklang bringen. Im Modell werden die gesamten Anreize durch eine Produktionssubvention in Höhe von 50 vH für die Landwirtschaft der äußeren Inseln approximiert. In Anbetracht dieser starken Vereinfachungen sind die Simulationsergebnisse nur als grobe Annäherungen an die tatsächlichen Wirkungen zu verstehen.

Insgesamt werden drei verschiedene Experimente durchgeführt. Als erstes wird ein Totalabbau aller Subventionen für die Landwirtschaft der äußeren Inseln betrachtet. Das zweite Experiment trägt der Tatsache Rechnung, daß wegen des starken Bevölkerungsdrucks auf den inneren Inseln ein vollständiger Verzicht auf Umsiedlungsbeihilfen unrealistisch erscheint. Da Exportkulturen auf den äußeren Inseln ein größeres ökonomisches Potential als Nahrungsgütern bescheinigt wird (World Bank 1990), beschränkt sich der Subventionsabbau in dieser Simulation auf letztere. Im dritten Experiment wird davon ausgegangen, daß bei Exportkulturen auf den äußeren Inseln eine Ausschöpfung der von der Weltbank (World Bank 1988) auf 30 vH geschätzten Produktivitätsreserven gelingt. Diese Produktivitätssteigerung wird in Verbindung mit dem Abbau der Subventionen für Nahrungsgüter untersucht.

Die Auswirkungen der Politikmaßnahmen auf die Tropenwaldnutzung, die sektorale Produktion und einige makroökonomische Variablen sind in Tabelle 25 zusammengefaßt. Bei einem generellen Abbau der Subventionen für die Landwirtschaft der äußeren Inseln (Simulation 6) schränken alle landwirtschaftlichen Sektoren ihre Produktion deutlich ein. Sie fragen folglich auch weniger Boden nach, d.h., es kommt zu einer Reallokation von Boden von der Landwirtschaft in die Forstwirtschaft und dadurch zu einer Erhöhung der im Wald verbleibenden Biomasse gegenüber der Referenzsituation.¹⁰⁶ Gleichzeitig

¹⁰⁵ Ihre Berechtigung erhält diese Annahme dadurch, daß die drei Gruppen mit hoher Wahrscheinlichkeit gleichgerichtet auf staatliche Anreize reagieren. Hätte z.B. ein Teil der offiziellen Transmigration aufgrund geringerer Subventionen gar nicht erst stattgefunden, so wären die spontane Migration und der Wanderfeldbau ebenfalls geringer ausgefallen, weil beide Aktivitäten auf die Bereitstellung von Infrastruktur angewiesen sind.

¹⁰⁶ Da die Erschließung landwirtschaftlicher Flächen für Transmigranten mehrheitlich in bereits eingeschlagenen Wäldern stattfindet, wird hier angenommen, daß Flächen, die nicht landwirtschaftlich genutzt werden, in der Forstwirtschaft verbleiben, d.h., das aggregierte Bodenangebot auf den äußeren Inseln wird konstant gehalten. Würden hingegen durch eine verminderte Migration in größerem Umfang

expandiert die Forstwirtschaft, weil ihr mehr Boden zur Verfügung steht. Der darauf folgende Fall des Holzpreises veranlaßt die Konzessionäre, ein neues „steady state“ mit einer verlängerten Rotationsperiode zu realisieren, was wiederum zu einem höheren Erntevolumen pro Rotation führt. Da die Zunahme der Ernteintensität dem durch die Ausdehnung der Rotationsperiode erreichten Ziel einer nachhaltigeren Forstwirtschaft entgegenwirkt, erscheint eine Ergänzung des Subventionsabbaus für die Landwirtschaft der äußeren Inseln durch ein verschärftes selektives Holzeinschlagsregime, welches die Erntemenge pro Rotation verringert (Simulation 2 in Tabelle 23), aus ökologischer Sicht sinnvoll.

Analog zu den bisherigen Simulationen wirken sich die Anpassungen in der Land- und Forstwirtschaft über die Vorleistungsverflechtung auf andere Sektoren aus. Der Produktionseinbruch für die Landwirtschaft der äußeren Inseln schränkt die Absatzmöglichkeiten für Düngemittel und Pestizide ein, während der auf den Produktionseinbruch folgende Preisanstieg die Produktionskosten in der Konsumgüterindustrie erhöht. Die Holzverarbeitende Industrie muß dagegen weniger für Stammholz zahlen und kann deshalb expandieren. Des weiteren übt der Subventionsabbau einen Einfluß auf den gesamtwirtschaftlichen Lohnsatz und den realen Wechselkurs aus. Um bei gegebenem Arbeitsangebot die Vollbeschäftigung aufrechtzuerhalten, müssen die Löhne sinken, wenn Subventionen wegfallen und damit das Wertgrenzprodukt der Arbeit abnimmt. Die indonesische Rupie wertet ab, weil infolge verringerter Produktionstätigkeit in der inländischen Landwirtschaft die heimischen Nachfrager teilweise auf Importe ausweichen, es also zu einer Reallokation von nichthandelbaren zu handelbaren Gütern kommt. Beide Effekte erhöhen die Wettbewerbsfähigkeit der exportorientierten Sektoren (Exportkulturen, Bergbau, Holzverarbeitung, exportorientierte Industrien), die mobile Faktoren aus Wirtschaftsbereichen mit geringer Außenorientierung anziehen. Nicht in dieses Bild paßt die Expansion der importsubstituierenden Industrien und des Baugewerbes. Diese beiden Sektoren profitieren davon, daß der Subventionsabbau das Budgetdefizit reduziert und damit die für Investitionen zur Verfügung stehenden gesamtwirtschaftlichen Ersparnisse erhöht (Gleichung [65]). Die gesteigerte Investitionstätigkeit schlägt sich wiederum in einer Nachfrageerhöhung nach Kapitalgütern nieder, die im wesentlichen aus der importsubstituierenden Industrie (Maschinen) und aus dem Baugewerbe (Gebäude) stammen.

Die mit dem Subventionsabbau für die Landwirtschaft der äußeren Inseln verbundenen Effizienzgewinne bewegen sich in der gleichen Größenordnung wie bei der Liberalisierung der Holzwirtschaft. Auch in diesem Fall gilt, daß bei einer Verknüpfung der Beseitigung des ökologisch und ökonomisch nachteiligen

Primärwälder vor der Rodung bewahrt, wäre dies als Rückgang des aggregierten Bodenangebotes zu modellieren.

Tabelle 25 — Ökonomische und ökologische Auswirkungen einer Reform der staatlichen Umsiedlungspolitik (prozentuale Abweichungen vom Basislauf)

Maßnahmen	Totalabbau der Subventionen für die Landwirtschaft auf den äußeren Inseln	Abbau der Subventionen für Nahrungsgüter auf den äußeren Inseln	Abbau der Subventionen für Nahrungsgüter auf den äußeren Inseln und Produktivitätssteigerung bei Exportkulturen
Indikatoren	Simulation 6	Simulation 7	Simulation 8
<i>Sektorale Produktion</i>			
Reis			
äußere Inseln	-0,3	-0,3	-0,1
innere Inseln	-12,8	-13,1	-12,9
Sonstige Nahrungsgüter			
äußere Inseln	-0,5	-0,4	0,0
innere Inseln	-14,3	-15,2	-15,1
Exportkulturen			
äußere Inseln	0,8	0,6	0,1
innere Inseln	-11,4	0,5	31,0
Sonstige Landwirtschaft	-0,2	-0,2	0,0
Forstwirtschaft	7,4	5,0	4,8
Bergbau	0,4	0,2	0,0
Konsumgüterindustrie	-1,9	-1,4	-0,8
Holzverarbeitung	4,8	3,0	2,4
Düngemittel und Pestizide	-0,8	-0,5	0,0
Importsubst. Industrien	0,7	0,5	0,5
Exportorientierte Industrien	0,5	0,3	0,0
Baugewerbe	2,0	1,3	1,4
Dienstleistungen	0,0	0,0	0,1
<i>Makroökonomische Größen</i>			
Reales BIP	0,2	0,1	0,4
Landwirtschaftliche Produktion	-1,8	-1,3	0,1
Nahrungsmittelerzeugung	-1,2	-1,3	-1,3
Landwirtschaftliche Beschäftigung auf den äußeren Inseln	-33,6	-19,5	-19,1
Realer Wechselkurs	1,7	1,0	-0,2
Lohnsatz	-1,7	-1,1	-0,3
<i>Tropenwaldnutzung</i>			
Einsatz von Boden auf den äußeren Inseln			
(i) in der Landwirtschaft			
Reis	-25,9	-27,5	-24,1
Sonst. Nahrungsgüter	-31,7	-36,2	-36,0
Exportkulturen	-21,1	11,1	11,5
(ii) in der Forstwirtschaft			
Holzpreis	-13,5	-9,4	-8,9
Rotationsperiode	8,8	6,3	6,0
Erntemenge pro Rotation	7,9	5,7	5,4
Baumbestand (absolute Veränderungen in Mill. m³)	36,5	25,1	24,1

Quelle: Eigene Berechnungen auf der Basis des Indonesien-Modells.

Staatseingriffs mit einer geeigneten ressourcenpolitischen Maßnahme (hier der Erhöhung des Mindesteinschlagsalters) eindeutige Verbesserungen der nationalen Wohlfahrt möglich sind.¹⁰⁷ Wenn die indonesische Regierung dennoch kaum zu einer radikalen Reform der staatlichen Umsiedlungspolitik bereit sein wird, so dürfte dies u.a. daran liegen, daß sie zwei wesentliche Ziele der Umsiedlungspolitik, nämlich die Erhöhung der Agrarproduktion, insbesondere die Sicherung eines hohen Selbstversorgungsgrades mit Nahrungsmitteln, und die Entlastung der Arbeitsmärkte der inneren Inseln, gefährdet sieht. Während der Rückgang der gesamten landwirtschaftlichen Produktion sowie der Nahrungsmittelerzeugung infolge des Subventionsabbaus nicht dramatisch ist, fällt die landwirtschaftliche Beschäftigung auf den äußeren Inseln immerhin um ein Drittel. Hier wird zwar angenommen, daß der Arbeitsmarkt vollkommen flexibel ist und somit die entlassenen Arbeitskräfte aufzunehmen vermag. In Anbetracht der geringen Qualifikation der meisten Transmigranten ist jedoch nicht auszuschließen, daß es in der Realität in signifikantem Ausmaß zu Arbeitslosigkeit kommt.

Beschränkt sich der Subventionsabbau auf Nahrungsgüter (Simulation 7), so werden zwar etwa 40 vH weniger Arbeitskräfte in der Landwirtschaft der äußeren Inseln freigesetzt, dafür bleibt aber auch etwa 30 vH weniger Biomasse erhalten. Die Anpassungsprozesse verlaufen in diesem Experiment genauso wie bei einem Totalabbau der Subventionen. Wird zusätzlich ein Produktivitätszuwachs um 30 vH bei Exportkulturen realisiert (Simulation 8), muß die indonesische Landwirtschaft keine Produktionseinbußen gegenüber der Referenzsituation mehr hinnehmen. Es findet nur eine Reallokation von Nahrungs- zu Agrarexportgütern statt. Von der starken Expansion der Exportkulturen auf den äußeren Inseln profitiert vor allem die Düngemittel- und Pestizidindustrie als vorgelagerter Sektor. Die Berücksichtigung des Produktivitätszuwachses bei Exportkulturen führt außerdem dazu, daß allgemeine Gleichgewichtseffekte über Löhne und den realen Wechselkurs kaum noch eine Rolle spielen, weil Lohnerhöhungsspielräume sowie ein Aufwertungsdruck entstehen, die den aus dem Subventionsabbau resultierenden Lohn- und Wechselkursveränderungen entgegenwirken. Insgesamt reichen in diesem Experiment die Produktivitäts- und Effizienzgewinne in Höhe von 0,4 vH aus, um die durch eine begleitende Heraufsetzung des Mindesteinschlagsalters entstehenden ökonomischen Verluste zu kompensieren.

¹⁰⁷ Durch diese Maßnahmenkombination sinkt das BIP um etwa 0,2 vH, während die Erhaltung von rund 85 Mill. m³ Biomasse, mit der Nettopreismethode berechnet, einem Anstieg des BIP um etwas mehr als 0,6 vH entspricht.

3. Reformen der allgemeinen Wirtschaftspolitik

In diesem Abschnitt werden Maßnahmen analysiert, die aus ökonomischer Sicht geboten sind und in keinem direkten Zusammenhang mit der Tropenwaldnutzung stehen, von denen aber ein indirekter Einfluß auf den Tropenwald zu erwarten ist, weil sie die sektorale Allokation der Ressourcen zwischen der Landwirtschaft i.w.S. (d.h. inklusive der Forstwirtschaft) und den übrigen Sektoren sowie innerhalb der Landwirtschaft i.w.S. zwischen einzelnen landwirtschaftlichen Aktivitäten und der Forstwirtschaft verändern. Im einzelnen werden die Schaffung neutraler Anreize innerhalb der Landwirtschaft i.e.S. (d.h. ohne Forstwirtschaft), eine allgemeine Handelsliberalisierung sowie eine reale Abwertung diskutiert.

a. Liberalisierung des Agrarsektors

Der indonesische Staat greift in der Landwirtschaft sowohl in die Input- als auch in die Outputpreisbildung ein (Abschnitt B.III.2). Im folgenden wird zunächst eine Liberalisierung des Agraraußenhandels in Form einer Angleichung der heimischen Importpreise an die Weltmarktpreise betrachtet, wobei die nominalen Protektionsraten des Jahres 1987 als Referenzgrößen dienen. Diese betrugen 21 vH für Nahrungsgüter und -2 vH für Exportkulturen (Tabelle 17).¹⁰⁸ Als zweites Experiment folgt die Beseitigung der Subventionen für die wichtigsten landwirtschaftlichen Sekundärinputs, Düngemittel und Pestizide. Für diese beiden Güter ergibt sich aus der Input-Output-Tabelle des Jahres 1985 ein Subventionssatz in Höhe von 67 vH (Tabelle A5). Schließlich werden beide Reformen kombiniert, um den Gesamteffekt einer Liberalisierung des Agrarsektors zu demonstrieren. Die wichtigsten Ergebnisse der entsprechenden Simulationen sind in Tabelle 26 angegeben.

Zunächst gilt es, die direkten Effekte zu analysieren, die den Outputpreis in den vormals regulierten Märkten beeinflussen. Wird die nominale Importprotektion für ein bestimmtes Gut aufgehoben, so senkt dies c.p. den Importpreis relativ zum Preis für das inländisch produzierte Importsubstitut und veranlaßt die kostenminimierenden Nachfrager, ihren Verbrauch zugunsten (zu Lasten) des Importgutes (heimischen Gutes) umzustrukturieren. Die Höhe des Nachfragerückgangs im Inland wird dabei durch die Kreuzpreiselastizität der Nachfrage

¹⁰⁸ Der Reismarkt wird hier nicht betrachtet, weil im Basisjahr 1985 keine Importe zu verzeichnen waren. In den Jahren vor und nach 1985 wurde zwar Reis importiert, dies geschah jedoch nur in sehr geringem Umfang (FAO 1993b). Da zudem die nominale Protektion in den achtziger Jahren durchweg unter 10 vH lag (Gonzalez et al. 1993), hätte eine Liberalisierung des Reishandels auch bei der Wahl eines anderen Basisjahres keine nennenswerten Effekte gehabt.

nach dem heimischen Gut determiniert, die wiederum von der Preiselastizität der Nachfrage nach dem (aus Importgut und heimischem Substitut) zusammengesetzten Gut, der Substitutionselastizität zwischen Importgut und heimischem Gut sowie dem Importanteil in der Referenzsituation abhängt. Der Nachfragerückgang infolge des Protektionsabbaus wird c.p. um so stärker ausfallen

- je höher die Substitutionselastizität ist, d.h., je homogener und damit um so leichter substituierbar Importgut und heimisches Gut sind;
- je höher der Importanteil ist, weil bei hohem Importanteil bereits eine geringe Ausweitung der Importnachfrage einen beträchtlichen Nachfragerückgang für das heimische Gut impliziert;
- je geringer die Preiselastizität der inländischen Nachfrage nach dem zusammengesetzten Gut ist, weil dies dessen Bedeutung als Vorleistung in der heimischen Produktion zum Ausdruck bringt (Dervis et al. 1982: 268).

Im Fall der Nahrungsgüter folgt aus der vergleichsweise niedrigen Substitutionselastizität, dem geringen Importanteil sowie dem hohen Anteil der Endnachfrage an der gesamten Binnennachfrage, daß es trotz des deutlichen Preissignals nur zu schwachen Mengenreaktionen kommt. Da also der Nachfragerückgang nach inländisch produzierten Nahrungsgütern gering ausfällt und zudem das sektorale Angebot wegen des hohen Anteils mobiler Faktoren am gesamten Faktoreinsatz flexibel auf Preisänderungen reagieren kann, ist nur eine marginale Preissenkung notwendig, um den Angebotsüberschuß auf dem Binnenmarkt für Nahrungsgüter zu beseitigen. Rückwirkungen über die Exportseite infolge des relativ zum Exportpreis gesunkenen Inlandspreises fallen kaum ins Gewicht, weil in der Basisperiode nur wenig Nahrungsgüter exportiert wurden. Insgesamt fällt der Produzentenpreis für Nahrungsgüter in so geringem Maße, daß keine signifikante Abwanderung von mobilen Faktoren in andere Sektoren ausgelöst wird.

Bei den Exportkulturen geht von der Aufhebung der Exportbesteuerung in Höhe von 2 vH nur ein schwacher direkter Anreiz für die Ausdehnung der Exporte zu Lasten des Binnenmarktes aus. Daß dennoch stärkere Mengen- und Preisanpassungen als im Fall der Nahrungsgüter stattfinden, liegt vor allem an dem mit über einem Drittel vergleichsweise hohen Exportanteil des Sektors, aber auch an der aufgrund eines hohen Vorleistungsanteils an der Binnennachfrage nach Agrarexportgütern (Tabelle A5) ziemlich geringen Preiselastizität der Nachfrage, die den heimischen Produzenten die Preisüberwälzung erleichtert. Die Produzentenpreise für Exportkulturen steigen insgesamt so stark, daß mehr Faktoren in den Sektor attrahiert werden als aus der Nahrungsgüterproduktion abwandern.

Tabelle 26 — Ökonomische und ökologische Wirkungen einer Liberalisierung des Agrarsektors (prozentuale Abweichungen vom Basislauf)

Maßnahmen	Liberalisierung des Agraraußenhandels	Abbau der Subventionen für Düngemittel und Pestizide	Liberalisierung des Agraraußenhandels und Abbau der Subventionen für Düngemittel und Pestizide
Indikatoren	Simulation 9	Simulation 10	Simulation 11
<i>Sektorale Produktion</i>			
Reis			
äußere Inseln	0,3	-0,7	-0,4
innere Inseln	0,3	-0,9	-0,5
Sonstige Nahrungsgüter			
äußere Inseln	-0,7	-0,5	-1,3
innere Inseln	-0,7	-0,7	-1,6
Exportkulturen			
äußere Inseln	1,4	-0,3	1,0
innere Inseln	1,4	-0,6	0,9
Sonstige Landwirtschaft	-0,1	0,0	0,0
Forstwirtschaft	-0,1	0,6	0,6
Bergbau	0,1	0,1	0,1
Konsumgüterindustrie	0,0	-0,4	-0,5
Holzverarbeitung	0,2	0,8	0,9
Düngemittel und Pestizide	0,0	-5,5	-5,5
Importsubstituierende Industrien	-0,1	0,2	0,1
Exportorientierte Industrien	0,2	0,1	0,3
Baugewerbe	-0,2	0,4	0,3
Dienstleistungen	0,0	-0,1	-0,1
<i>Makroökonomische Größen</i>			
Reales BIP	0,04	0,11	0,15
Export Erlöse	1,6	0,5	2,1
Importausgaben	0,6	0,3	0,8
Realer Wechselkurs	0,9	0,5	1,3
Lohnsatz	0,0	-0,3	-0,2
<i>Tropenwaldnutzung</i>			
Einsatz von Boden auf den äußeren Inseln			
(i) in der Landwirtschaft:			
Reis	0,5	-1,6	-1,2
Sonst. Nahrungsgüter	-1,5	-1,2	-2,7
Exportkulturen	3,0	-1,3	1,8
(ii) in der Forstwirtschaft:	-0,1	0,6	0,5
Holzpreis	0,0	-0,2	-0,1
Rotationsperiode	0,0	0,1	0,1
Erntemenge pro Rotation	0,0	0,1	0,1
Baumbestand (absolute Veränderungen in Millionen m ³)	-0,4	2,4	2,0

Quelle: Eigene Berechnungen auf der Basis des Indonesien-Modells.

Auf dem Bodenmarkt der äußeren Inseln schlagen sich diese Anpassungen der Landwirtschaft an die geänderten Rahmenbedingungen in einer minimalen Zunahme der Konversion von Tropenwaldflächen im Vergleich zur Referenzsituation und damit in einer Verringerung des Baumbestandes nieder. In der Hauptsache findet jedoch eine Reallokation von Boden zwischen den landwirtschaftlichen Sektoren statt. Der Bodeneinsatz in der Forstwirtschaft ändert sich so geringfügig, daß überhaupt keine Reaktion des Holzpreises erfolgt. Die Forstwirtschaft verbleibt somit im alten „steady state“, d.h., es besteht für die Konzessionäre kein Anlaß, Anpassungen in der Rotationsperiode und der Erntemenge vorzunehmen.

Da schon die direkten Effekte in den deregulierten Märkten quantitativ ziemlich unbedeutend sind, können auch keine starken allgemeinen Gleichgewichtseffekte auftreten. Allenfalls die reale Abwertung, die auf die mit dem Wegfall der Außenhandelsrestriktionen verbundene Verschiebung zugunsten handelbarer Güter zurückzuführen ist, bewirkt eine leichte Expansion der exportorientierten Industrien und der Holzverarbeitung. Die aus der Agrarmarkliberalisierung resultierenden Effizienzgewinne bewegen sich entsprechend der geringen induzierten Faktorreallokation auf niedrigem Niveau.

Die Effekte einer Liberalisierung des Agrarsektors dürften auch dann nicht wesentlich stärker sein, wenn neben den nationalen auch die Weltagrarmärkte berücksichtigt würden, weil Indonesien auf den meisten von der Protektion der Industrieländer betroffenen Agrarmärkten, insbesondere auf den am stärksten regulierten Märkten für Fleisch und Milchprodukte (Tyers und Anderson 1992), weder als Anbieter noch als Nachfrager in nennenswertem Umfang vertreten ist. Am stärksten fallen noch die Weizenimporte ins Gewicht (FAO 1993b), die bei einer Liberalisierung des internationalen Agrarhandels teilweise durch heimische Produktion substituiert werden könnten.¹⁰⁹ Denkbar ist auch, daß die Aufhebung der Beschränkungen auf dem Reismarkt Indonesien zusätzliche Exportmöglichkeiten eröffnen würde — allerdings ausgehend von einem sehr niedrigen Anfangswert. Insgesamt wären bei einer weltweiten Liberalisierung der Agrarmärkte nur marginal höhere Effizienzgewinne und — wegen der Ausdehnung der inländischen Reis- und Weizenproduktion — etwas stärkere ökologische Verluste für Indonesien zu erwarten als bei einer ausschließlich unilateralen Liberalisierung.

¹⁰⁹ Tyers und Anderson (1992) schätzen, daß aufgrund der Agrarprotektion der Industrieländer die Weltmarktpreise für Weizen im Zeitraum 1980–1982 um 9 vH unterhalb des bei Freihandel möglichen Niveaus lagen. Stellt man dem die in Indonesien herrschende durchschnittliche nominale Protektion für alle Nahrungsgüter in Höhe von 21 vH gegenüber, so scheint der Schluß zulässig, daß ein internationaler Protektionsabbau bei Weizen geringere Effekte als die nationale Liberalisierung des Nahrungsgütersektors hätte.

Werden die massiven Subventionen für Düngemittel und Pestizide abgebaut (Simulation 10), so erhöht dies c.p. den Preis für diese Güter um 67 vH und verschlechtert damit die Rentabilität in den landwirtschaftlichen Sektoren, deren Produktion stark vom Düngemittel- und Pestizideinsatz abhängt. In abnehmender Reihenfolge gilt dies für die Produktion von Reis, Exportkulturen und sonstigen Nahrungsgütern. Dennoch fällt die Produktion in allen Agrarsektoren um weniger als 1 vH, weil Düngemittel und Pestizide zwar die mit Abstand wichtigsten landwirtschaftlichen Sekundärintputs sind, jedoch nur zwischen 4 vH (bei den sonstigen Nahrungsgütern) und 7 vH (bei Reis) der gesamten Produktionskosten ausmachen. Da inländisch produzierte Düngemittel und Pestizide wegen begrenzter Substitutionsmöglichkeiten in der landwirtschaftlichen Produktion — nicht vollständig durch billigere Importe ersetzt werden können, fällt der Nachfragerückgang vergleichsweise gering aus. Da der Sektor zudem sehr kapitalintensiv produziert (Tabelle 20) und deshalb kurz- bis mittelfristig bei einem fixierten Kapitalstock eine sehr niedrige Angebotselastizität aufweist, geht der Output nur um 5,5 vH zurück, während der inländische Preis um mehr als 25 vH steigt. Diese Preiserhöhung ist jedoch deutlich niedriger als aufgrund der 67prozentigen Subvention zu vermuten wäre.

Der Produktionsrückgang in der Landwirtschaft geht mit einem verminderten Bodeneinsatz auf den äußeren Inseln einher. Es entstehen also Biomassengewinne, weil im Vergleich zur Referenzsituation mehr Boden forstwirtschaftlich genutzt wird. Die auf den äußeren Inseln stattfindende Reallokation von Boden aus der Landwirtschaft in die Forstwirtschaft bewirkt zudem, daß dort die Agrarerzeugung etwas stärker als auf den inneren Inseln eingeschränkt wird. In der Forstwirtschaft führt die durch die Flächenausdehnung bedingte Expansion zu einer Holzpreissenkung, die aber nicht stark genug ist, um merkliche Anpassungen der Rotationsperiode und der Erntemenge pro Rotation hervorzurufen.

Über die Land- und Forstwirtschaft hinausgehende Anpassungsprozesse verlaufen — in abgeschwächter Form — wie bei der oben diskutierten Reform der Umsiedlungspolitik. Erstens begünstigt die Ausdehnung der forstwirtschaftlichen Aktivität die nachgelagerte Holzverarbeitende Industrie, während die Kontraktion der Landwirtschaft und der dadurch ausgelöste Preisanstieg eine gegenteilige Wirkung auf die Konsumgüterindustrie hat. Zweitens kommt es zu einer Lohnsenkung in Verbindung mit einer realen Abwertung, wodurch Faktoren in außenorientierte Sektoren wandern. Schließlich steigt aufgrund des Subventionsabbaus die gesamtwirtschaftliche Ersparnis und damit die Nachfrage nach Kapitalgütern aus dem Baugewerbe und der importsostituierenden Industrie. In der Summe resultieren aus den durch den Subventionsabbau für Düngemittel und Pestizide ausgelösten Strukturveränderungen in der Volkswirtschaft Effizienzgewinne in Höhe von 0,1 vH.

Der Gesamteffekt einer gemeinsamen Liberalisierung der landwirtschaftlichen Input- und Outputmärkte (Simulation 11) ist nicht nur ökonomisch, sondern auch ökologisch positiv.¹¹⁰ Es kommt zwar entgegen der in Abschnitt B.III.3 aufgestellten Hypothese zu einem vermehrten Bodeneinsatz für Exportkulturen, weil der Wegfall der Exportsteuern stärkere Reaktionen als der Subventionsabbau für Düngemittel und Pestizide auslöst. Dies wird jedoch durch Einschränkungen bei den Nahrungsgütern überkompensiert. Letzteres dürfte auch dann noch gelten, wenn die Weltagrarmärkte in die Liberalisierung einbezogen würden. Verglichen mit den direkt an die Tropenwaldnutzung anknüpfenden Maßnahmen sind die ökologischen Wirkungen einer Agrarmarkliberalisierung jedoch sehr gering. Der für den Tropenwald nachteilige Abbau der Exportbesteuerung im Agrarsektor ist deshalb aus ökologischer Sicht unproblematisch, weil weit effektivere Instrumente zum Tropenwaldschutz zur Verfügung stehen.

b. *Allgemeine Handelsliberalisierung*

Bei der im folgenden zu diskutierenden Beseitigung der in der indonesischen Volkswirtschaft bestehenden Außenhandelsrestriktionen wird zunächst davon ausgegangen, daß das Exportverbot für Tropenholz unangetastet bleibt. In einem entsprechenden Simulationsexperiment werden die nominalen Protektionsraten auf Null gesetzt. Tabelle 27 zeigt exemplarisch für das Szenario mit hohen Außenhandelselastizitäten, wie der Protektionsabbau die sektorale Produktionsstruktur beeinflusst und welche Preissignale dabei eine Rolle spielen.¹¹¹ Bei der Interpretation der Ergebnisse wird den Anpassungen in der Land- und Forstwirtschaft besondere Aufmerksamkeit gewidmet, weil sie die Veränderung der Tropenwaldnutzung determinieren.

Als unmittelbare Folge der Handelsliberalisierung findet in jenen Sektoren, die ihren Importschutz verlieren, eine Verlagerung der Nachfrage vom heimischen auf den Importmarkt und daraufhin ein Rückgang des Inlandspreises statt. Umgekehrt steigt der Inlandspreis für Exportkulturen, dem einzigen in der Ausgangssituation besteuerten Wirtschaftsbereich, weil die Erzeugung für den Binnenmarkt zugunsten von Exporten eingeschränkt wird. Das Ausmaß dieses

¹¹⁰ Eine empirische Analyse für Kamerun (Thiele und Wiebelt 1993) kommt dagegen zu dem Ergebnis, daß eine nationale Liberalisierung des Agrarsektors die Tropenwaldnutzung erhöhen würde, weil die in Kamerun stark diskriminierte Agrarexportproduktion erheblich zunehmen würde.

¹¹¹ Die sektoralen Effekte im Szenario mit niedrigen Außenhandelselastizitäten werden hier nicht diskutiert, weil die Struktur der Ergebnisse in beiden Fällen identisch ist. Es ist lediglich so, daß die einzelnen Preis- und Mengenänderungen bei niedrigen Elastizitäten durchweg geringer ausfallen.

direkten Effekts der Handelsliberalisierung ist sektoral sehr unterschiedlich. Weitaus am stärksten ausgeprägt ist er in der importsubstituierenden Industrie, insbesondere aufgrund der hohen Protektion in der Basisperiode und des im Vergleich zu den übrigen Produktionsbereichen sehr hohen Importanteils (Tabelle 19). Erhebliche Veränderungen sind außerdem bei Düngemitteln und Pestiziden zu beobachten. Dort begünstigen das hohe ursprüngliche Protektionsniveau, relativ gute Substitutionsmöglichkeiten zwischen importierten und heimisch produzierten Gütern sowie die unelastische Nachfrage nach dem zusammengesetzten Gut ein Ausweichen auf Importe, während die sehr niedrige Angebotselastizität eine deutliche Preissenkung im-Inland impliziert. Es sind im wesentlichen diese beiden Sektoren, aus denen — bedingt durch die sinkenden Erzeugerpreise — mobile Produktionsfaktoren abwandern. Die Preis- und Mengenanpassungen bei sonstigen Nahrungsgütern und Exportkulturen sind, wie in

Tabelle 27 — Auswirkungen einer allgemeinen Handelsliberalisierung auf die sektorale Allokation der Ressourcen (prozentuale Abweichungen vom Basislauf)

Indikatoren Sektoren	Nominale Protektion in der Referenzsi- tuation (vH) ^a	Produktion	Produzen- tenpreis	Wertschöp- fungspreis	Wert- schöpfungs- preis/Lohnsatz
Reis					
äußere Inseln	—	0,4	-2,3	-1,8	0,2
innere Inseln	—	0,3	-2,3	-1,8	0,2
Sonstige Nahrungsgüter					
äußere Inseln	21	-1,9	-3,9	-3,6	-1,6
innere Inseln	21	-2,0	-3,9	-3,7	-1,7
Exportkulturen					
äußere Inseln	-2	8,4	4,1	4,3	6,3
innere Inseln	-2	8,3	3,9	4,1	6,4
Sonstige Landwirtschaft	20	0,1	-1,8	-1,7	0,3
Forstwirtschaft	—	-0,4	-2,8	-2,7	-0,3 ^b
Bergbau	—	0,6	5,5	5,1	7,1
Konsumgüterindustrie	26	0,3	-2,0	-1,5	1,1
Holzverarbeitung	5	2,1	1,9	2,2	4,2
Düngemittel und Pestizide	24	-0,4	-9,9	-5,8	-3,8
Importsubst. Industrien	34	-3,3	-12,5	-7,1	-5,1
Exportorientierte Industrien	1	0,3	4,1	0,6	2,6
Baugewerbe	—	-9,9	-10,2	-11,5	-9,5
Dienstleistungen	—	0,5	-1,6	-1,3	0,7

^aTabelle 17 entnommen. — ^bVeränderung der Nettobodenrendite.

Quelle: Eigene Berechnungen auf der Basis des Indonesien-Modells.

Abschnitt C.II.2.a gezeigt, relativ gering. Schließlich gibt es auch Sektoren wie die sonstige Landwirtschaft, die Konsumgüterindustrie und die Holzverarbeitung, die trotz zum Teil signifikanter Importbarrieren kaum auf den Protektionsabbau reagieren, weil die sektoralen Importe nur einen Bruchteil der inländischen Absorption ausmachen.

Die aus den direkten Effekten der Handelsliberalisierung resultierende Ressourcenreallokation wird durch allgemeine Gleichgewichtseffekte noch wesentlich korrigiert. Quantitativ bedeutend ist vor allem die Verschiebung von nicht-handelbaren zu handelbaren Gütern, die sich in einer realen Abwertung in Höhe von knapp 10 vH niederschlägt (Tabelle 28). Von dem damit verbundenen relativen Preisanstieg für Importe und Exporte profitieren in erster Linie die importsubstituierende Industrie, die gegenüber der Importkonkurrenz an Wettbewerbsfähigkeit gewinnt und für die dadurch der negative direkte Effekt gedämpft wird, und die vier exportorientierten Sektoren. Unter letzteren befinden sich auf der einen Seite mit dem Bergbau und der exportorientierten Industrie zwei sehr kapitalintensive Bereiche, die auf den Preisanreiz kurz- bis mittelfristig nur mit einer geringfügigen Angebotsausweitung reagieren können.

Auf der anderen Seite weisen die Exportkulturen eine überdurchschnittliche Angebotselastizität auf und dehnen deshalb ihre Produktion beträchtlich aus. Am stärksten negativ von der realen Abwertung getroffen wird das Baugewerbe als einziger reiner Nichthandelssektor. Aber auch die sonstigen Nahrungsgüter z.B. erleiden bei geringer Außenorientierung und einer vergleichsweise hohen Preiselastizität des Angebots und der Nachfrage signifikante Produktionsverluste durch die Abwertung. Aus dem Reis- und Forstwirtschaftssektor wandern hingegen abwertungsbedingt trotz des geringen Anteils handelbarer Güter nur wenige Faktoren ab, weil die Produkte dieser beiden Sektoren weit überwiegend preisunelastisch als Vorleistungen nachgefragt werden. Auf die Forstwirtschaft übt die Abwertung jedoch einen erheblichen indirekten Einfluß aus, indem sie die Profitabilität der beiden wichtigsten Abnehmer verändert. Während die Holzverarbeitung, die etwa die Hälfte des Outputs aus der Forstwirtschaft aufnimmt, expandiert und damit mehr Holz nachfragt, schrumpft das Baugewerbe, wohin ein weiteres Viertel der Holzproduktion geht.

Die für die Forstwirtschaft nachteilige Schrumpfung des Baugewerbes wird noch dadurch verstärkt, daß der Protektionsabbau eine Umverteilung vom Staat zu den privaten Haushalten auslöst. Der staatliche Einnahmeverlust führt nämlich zu einem wachsenden Budgetdefizit und damit bei annahmegemäß konstanten realen Staatsausgaben zu einer Verringerung der gesamtwirtschaftlichen Ersparnis, woraufhin die Nachfrage nach Kapitalgütern aus dem Baugewerbe und der importsubstituierenden Industrie zurückgeht. Die Umverteilung zwischen Staat und Privaten bedeutet gleichzeitig, daß das verfügbare Einkommen

Tabelle 28 — Auswirkungen einer allgemeinen Handelsliberalisierung auf die Gesamtwirtschaft und die sektorale Tropenwaldnutzung (prozentuale Abweichungen vom Basislauf)

Maßnahmen	Handelsliberalisierung (ohne Aufhebung des Exportverbotes für Tropenholz)		Handelsliberalisierung (mit Aufhebung des Exportverbotes für Tropenholz)	
	Simulation 12		Simulation 13	
	niedrige	hohe	niedrige	hohe
Indikatoren	Handelsselastizitäten			
<i>Makroökonomische Größen</i>				
Reales Bruttoinlandsprodukt	0,4	0,7	0,5	0,9
Exporterlöse	5,9	8,5	6,9	9,9
Importausgaben	2,4	5,2	2,7	5,6
Terms of trade	-2,9	-1,5	-3,0	-1,5
Realer Wechselkurs	11,9	9,6	12,8	9,4
Lohnsatz	-1,3	-2,0	-1,3	-2,2
<i>Tropenwaldnutzung</i>				
Einsatz von Boden auf den äußeren Inseln				
(i) in der Landwirtschaft				
Reis	-0,1	-0,3	-10,7	-15,6
Sonst. Nahrungsgüter	-3,0	-4,4	-15,5	-24,0
Exportkulturen	7,4	15,3	0,7	0,4
(ii) in der Forstwirtschaft	-0,2	-0,5	3,7	5,7
Produzentenpreis für Holz	-1,7	-2,8	11,6	19,1
Rotationsperiode	0,9	1,7	-5,4	-9,0
Erntemenge pro Rotation	1,0	1,8	-4,6	-7,8
Baumbestand (absolute Ver- änderungen in Mill. m³)	-0,9	-2,1	13,6	22,7

Quelle: Eigene Berechnungen auf der Basis des Indonesien-Modells.

der privaten Haushalte steigt und damit mehr Nachfrage in den Sektoren entsteht, die hauptsächlich für den privaten Konsum produzieren. Dem steht eine Verschlechterung der Terms of trade gegenüber (Tabelle 28), die bei einer fallenden Exportnachfragefunktion aus der Zunahme der aggregierten Exporte folgt.¹¹² Zusammengenommen sind diese beiden Einkommenseffekte jedoch von geringer quantitativer Bedeutung.

Des weiteren spielen Veränderungen der Produktionskosten eine Rolle. Dies zeigt sich daran, daß in fünf Sektoren trotz abnehmender Produzentenpreise eine Ausdehnung der Produktion stattfindet. Bei den Kosten für Sekundärin-

¹¹² Die sektorale Zusammensetzung des privaten Konsums ändert sich durch diese Einkommenseffekte nicht, weil in allen Sektoren die gleiche Einkommenselastizität der Nachfrage in Höhe von eins gilt (Abschnitt C.I.2.c.).

puts, die im verarbeitenden Gewerbe und in der Bauwirtschaft einen Großteil der Gesamtkosten ausmachen, sind zwei gegenläufige Effekte zu unterscheiden. Zum einen führt der Protektionsabbau zu einer Preissenkung insbesondere für Düngemittel und Pestizide sowie für die Erzeugnisse der importsubstituierenden Industrie, wodurch nachgelagerten Wirtschaftsbereichen Kostenvorteile entstehen. Zum anderen verteuert die reale Abwertung den Import von Vorleistungen. Hier ist es so, daß die am meisten von importierten Vorleistungen abhängigen Sektoren — Düngemittel und Pestizide, die importsubstituierenden Industrien und das Baugewerbe (Tabellè 19) — zugleich in erheblichem Umfang von den genannten Preissenkungen profitieren. Wie sich an der Veränderung des Wertschöpfungspreises im Vergleich zum Produzentenpreis ablesen läßt, dominiert im Baugewerbe der kostensteigernde Effekt, während die beiden anderen Sektoren per saldo Kostenerleichterungen erfahren, und zwar Düngemittel und Pestizide aufgrund der starken Rückwärtsverflechtung zur importsubstituierenden Industrie und diese wiederum aufgrund starker intrasektoraler Vorleistungsströme. Ein weiterer von Kostensteigerungen betroffener Sektor ist die exportorientierte Industrie, die abwertungsbedingt höhere Preise für Öl und Gas, ihre wichtigsten Sekundärintputs, zahlen muß. In der Land- und Forstwirtschaft fallen Vorleistungskosten weit weniger ins Gewicht als in der Industrie. Dennoch können die landwirtschaftlichen Produktionsbereiche, insbesondere Reis, ihre Profitabilität leicht erhöhen, weil der Düngemittel- und Pestizidpreis fällt.

Auch die Veränderung der sektoralen Wertschöpfungspreise stimmt noch nicht mit der Richtung der Faktorreallokation überein. Dies kann durch die Existenz von Faktorpreiseffekten erklärt werden. Der Protektionsabbau impliziert, daß bei einer Entlohnung zum Wertgrenzprodukt zunächst der Lohn in den deregulierten Bereichen sinkt, woraufhin Arbeitskräfte in Sektoren mit besseren Verdienstmöglichkeiten abwandern und auch dort einen Lohndruck erzeugen. Am Ende des Anpassungsprozesses stellt sich im hier betrachteten Fall eines vollkommen mobilen, homogenen Faktors Arbeit in allen Sektoren ein gegenüber der Referenzsituation um 2 vH niedrigeres Lohnniveau ein (Tabelle 28). Bereinigt man die Veränderungen des Wertschöpfungspreises um diese Lohnsatzänderungen, ergibt sich als Residuum die Entwicklung der Kapitalverzinsung bzw. in der Land- und Forstwirtschaft die kombinierte Entwicklung der Kapital- und Bodenrendite.¹¹³ Dieses Preissignal weist in sämtlichen Sektoren in die gleiche Richtung wie die Produktion, d.h., mobile Faktoren werden vermehrt dort eingesetzt, wo höhere Gewinn- und Bodeneinkommen erzielt werden können.

¹¹³ In der Forstwirtschaft muß die Veränderung des Wertschöpfungspreises zusätzlich um die Veränderung der Kapitalverzinsung bereinigt werden, weil dort anstelle des Gewinns die Bodenrendite maximiert wird (Abschnitt C.I.1.b).

In der Summe aller durch die Handelsliberalisierung ausgelösten Wirkungen wird die Profitabilität der Bauwirtschaft am meisten eingeschränkt, obwohl sie nicht direkt vom Protektionsabbau betroffen ist. Dagegen fällt die Kontraktion der importsubstituierenden Industrie weit geringer aus als es der Primäreffekt vermuten ließe, weil u.a. die Vorleistungskosten signifikant abnehmen. Die mit Abstand stärkste Expansion erfahren die Exportkulturen, die sowohl direkt als auch indirekt vom Protektionsabbau begünstigt werden. Unter den übrigen an der Tropenwaldnutzung beteiligten Sektoren verzeichnet auch Reis einen leichten Produktionszuwachs, weil der negative Wechselkurseffekt durch die Senkung der Produktionskosten aufgewogen wird. Bei den sonstigen Nahrungsgütern führen der Verlust des Importschutzes und die reale Abwertung zu einer Einschränkung der Produktion. Schließlich reichen in der Forstwirtschaft die Nachfrageerhöhung von seiten der Holzverarbeitenden Industrie und die Lohnsenkung nicht ganz aus, um den Nachfrageeinbruch aus dem Baugewerbe und den negativen Wechselkurseffekt auszugleichen. Für die Bodennutzung auf den äußeren Inseln implizieren diese Anpassungen, daß eine beträchtliche Reallokation hin zu den Exportkulturen induziert wird, und zwar hauptsächlich aus der Nahrungsgüterproduktion, aber auch aus der Forstwirtschaft und sogar aus dem expandierenden Reissektor. Insgesamt ergibt sich ein Biomassenverlust in Höhe von etwa 2 Mill. m³. Die Rotationsperiode dehnt sich bei erhöhter Erntintensität aus, weil der Holzpreis infolge der Anpassungen in der Forstwirtschaft sinkt.

Verglichen mit den erzielbaren Effizienzgewinnen sind die ökologischen Verluste marginal. Sie betragen etwa 40 Mill. Dollar und entsprechen damit einem Rückgang des BIP um weniger als 0,05 vH. Diese Schlußfolgerung hat auch im Fall niedriger Außenhandelselastizitäten Bestand. Es zeigt sich jedoch, daß beide Effekte bei geringer Anpassungsflexibilität im Außenhandel erheblich kleiner sind, d.h., das Niveau der Faktorreallokation hängt im Gegensatz zu ihrer Richtung stark von der Wahl der Elastizitäten ab. Daß die ökologischen Implikationen der allgemeinen Handelsliberalisierung nur von geringer Bedeutung sind, wird deutlich, wenn zusätzlich das Exportverbot für Tropenholz beseitigt wird (Simulation 13). In diesem Experiment wird das ökologische Ergebnis eindeutig durch die direkt auf die Tropenwaldnutzung abzielende Maßnahme bestimmt, d.h., es kommt wie in Simulation 5 zu einer klaren Erhöhung des im Tropenwald verbleibenden Baumbestandes, einer Verkürzung der Rotationsperiode und einer Verringerung der Erntemenge pro Rotation.

c. *Wiederherstellung eines außenwirtschaftlichen Gleichgewichts*

Das in Abschnitt B.III.2 beschriebene externe Ungleichgewicht der indonesischen Volkswirtschaft schlug sich im Basisjahr 1985 in einem Leistungsbilanz-

defizit in Höhe von 2 vH des BIP nieder. Im folgenden wird ein vollständiger Abbau des Defizits simuliert, indem die ausländischen Kapitalzuflüsse exogen auf Null reduziert werden. Mit Hilfe einer solchen Spezifizierung läßt sich zeigen, in welchem Umfang sich der nominale Wechselkurs anpassen muß, um über eine reale Abwertung den Ausgleich der Leistungsbilanz zu erreichen.¹¹⁴ Bei diesem Experiment wird unterstellt, daß die indonesische Zentralbank mittels einer restriktiven Geldpolitik das gesamtwirtschaftliche absolute Preisniveau konstant hält, so daß eine nominale Abwertung auch tatsächlich zu einer realen Abwertung führt. Tabelle 29 zeigt die Simulationsergebnisse für verschiedene makroökonomische Größen und die Tropenwaldnutzung. Die Veränderungen in der sektoralen Allokation der Ressourcen sind in Tabelle 30 dargestellt.

Tabelle 29 — Auswirkungen eines Abbaus des Leistungsbilanzdefizits auf die Gesamtwirtschaft und die sektorale Tropenwaldnutzung (prozentuale Abweichungen vom Basislauf)

Maßnahmen Indikatoren	Ausgleich der Leistungsbilanz Simulation 14	
	niedrige Handelselastizitäten	hohe Handelselastizitäten
<i>Makroökonomische Größen</i>		
Reales BIP	-0,4	-0,2
Reale Absorption	-2,3	-1,6
Export Erlöse	5,1	5,3
Importausgaben	-10,7	-7,0
Terms of trade	-4,1	-1,0
Realer Wechselkurs	18,2	7,6
Lohnsatz	-4,5	-2,3
<i>Tropenwaldnutzung</i>		
Einsatz von Boden auf den äußeren Inseln		
(i) in der Landwirtschaft		
Reis	-2,0	-1,5
Sonst. Nahrungsgüter	-2,8	-2,1
Exportkulturen	10,4	8,7
(ii) in der Forstwirtschaft	0,3	0,2
Produzentenpreis für Holz	-2,9	-2,6
Rotationsperiode	1,7	1,4
Erntemenge pro Rotation	1,6	1,4
Baumbestand (absolute Ver- änderungen in Mill. m ³)	1,4	0,9

Quelle: Eigene Berechnungen auf der Basis des Indonesien-Modells.

¹¹⁴ Andere Mechanismen zur Beseitigung von Leistungsbilanzdefiziten, wie z.B. die Importkontingentierung, werden hier nicht diskutiert. Zu einem Vergleich der Anpassung durch Abwertung und Importkontingentierung für das Beispiel Malaysia vgl. Wiebelt (1990).

Tabelle 30 — Auswirkungen eines Abbaus des Leistungsbilanzdefizits auf die sektorale Allokation der Ressourcen (prozentuale Abweichungen vom Basislauf)

Indikatoren	Produktion	Produzentenpreis	Wertschöpfungspreis	Wertschöpfungspreis/Lohnsatz
Sektoren				
Reis				
äußere Inseln	-0,2	-1,7	-2,3	0,0
innere Inseln	-0,2	-1,7	-2,3	0,0
Sonstige Nahrungsgüter				
äußere Inseln	-0,8	-2,3	-2,7	-0,4
innere Inseln	-0,8	-2,3	-2,6	-0,3
Exportkulturen				
äußere Inseln	4,9	2,2	1,8	4,1
innere Inseln	5,0	2,2	1,8	4,1
Sonstige Landwirtschaft	-0,3	-2,4	-2,8	-0,5
Forstwirtschaft	0,2	-2,6	-2,7	0,0 ^a
Bergbau	0,9	7,3	7,0	9,3
Konsumgüterindustrie	0,0	-1,8	-2,2	0,1
Holzverarbeitung	2,6	3,2	3,1	5,4
Düngemittel und Pestizide	0,2	2,7	0,4	2,7
Importsbst. Industrien	1,5	4,1	1,7	4,0
Exportorientierte Industrien	0,8	6,1	4,2	6,4
Baugewerbe	-6,9	-4,5	-8,6	-6,3
Dienstleistungen	0,0	-1,3	-2,2	0,1

^aVeränderung der Nettobodenrendite.

Quelle: Eigene Berechnungen auf der Basis des Indonesien-Modells.

Der Abbau des Leistungsbilanzdefizits erfolgt über steigende Exporte und sinkende Importe. Das Ausmaß der dafür erforderlichen realen Abwertung hängt stark von der Anpassungsflexibilität im Außenhandel ab. Hohe Handelselastizitäten garantieren, daß auf der Nachfrageseite leicht von Importen auf heimische Substitute und auf der Angebotsseite leicht von der Bedienung des Inlandsmarktes auf die Exportproduktion ausgewichen werden kann. Es ist folglich nur ein vergleichsweise geringer Anstieg des relativen Preises handelbarer Güter notwendig, um die gewünschten Mengenreaktionen auszulösen. Hinzu kommt, daß bei hoher Preiselastizität der Exportnachfrage der Rückgang des Exportpreises in Auslandswährung, der dem Leistungsbilanzausgleich entgegenwirkt, bei steigenden Exportvolumina nur schwach ausgeprägt ist.¹¹⁵

Die durch die Exportpreissenkung bei konstantem Importpreis implizierte Verschlechterung der externen Terms of trade verringert das im Inland verfügbare

¹¹⁵ Auf der Importseite gibt es keinen vergleichbaren Preiseffekt, weil der Importpreis in ausländischer Währung aufgrund der Annahme des kleinen Landes fixiert ist.

bare Einkommen und damit die gesamtwirtschaftliche Nachfrage, woraufhin sich auf der Angebotsseite der Ökonomie — bei durch den gegebenen Faktorbestand festgelegten Produktionsmöglichkeiten — die Wertschöpfungspreise tendenziell nach unten anpassen müssen (Gleichung [50]). Diese Tendenz wird noch durch die abwertungsbedingte Verteuerung importierter Vorleistungen verstärkt. Als Resultat der beiden Effekte sinken der gesamtwirtschaftliche Lohnsatz und das reale BIP, und zwar um so mehr, je weniger flexibel der Außenhandel reagiert. Erheblich stärker als das reale BIP schrumpft die reale inländische Absorption. Diese wird nämlich durch den Ausfall der ausländischen Kapitalzuflüsse direkt vermindert, während die Veränderung des realen BIP nur die Kosten der Anpassung an das neue Gleichgewicht mißt (Dervis et al. 1982: 312).

Wie sich der Abbau des Leistungsbilanzdefizits auf die sektorale Produktionsstruktur auswirkt, hängt wesentlich von der Außenorientierung und dem Grad der Importabhängigkeit der einzelnen Wirtschaftsbereiche ab.¹¹⁶ Die reale Abwertung erhöht zum einen den Preis importsubstituierender und exportorientierter Sektoren relativ zum Preis eher binnenorientierter Sektoren. Im Unterschied zur allgemeinen Handelsliberalisierung bedeutet dies, daß neben den Exportkulturen, dem Bergbau, der Holzverarbeitenden Industrie und der exportorientierten Industrie auch die importsubstituierenden Industrien sowie die Düngemittel- und Pestizidindustrie höhere Erzeugerpreise als in der Referenzsituation erzielen. Zum anderen läßt die reale Abwertung die Kosten für importierte Vorleistungen ansteigen. Dies zeigt sich in allen Sektoren daran, daß der Wertschöpfungspreis weniger stark (stärker) als der Erzeugerpreis steigt (sinkt), wobei die Abweichungen erwartungsgemäß in den überdurchschnittlich von importierten Vorleistungen abhängigen Bereichen (importsostituierende Industrien, Düngemittel und Pestizide, Baugewerbe) am größten sind. Insgesamt expandieren — wie bei der allgemeinen Handelsliberalisierung — die exportorientierten und wenig importabhängigen Exportkulturen am stärksten, während die Produktion im Baugewerbe am meisten eingeschränkt wird, weil die Güter dieses Sektors am wenigsten handelbar sind, ihre Produktion aber stark von importierten Vorleistungen abhängt. Die importsubstituierenden Industrien und, in geringerem Maße, die Düngemittel- und Pestizidindustrie können trotz erheblich gestiegener Vorleistungskosten Faktoren attrahieren. Da diese beiden Sektoren bereits einen hohen Importschutz aufweisen, wirkt die reale Abwer-

¹¹⁶ Auch hier wird nur auf das Szenario mit hohen Außenhandelselastizitäten eingegangen, weil beide Szenarien qualitativ identische Ergebnisse liefern. Im Unterschied zur Handelsliberalisierung sind in diesem Fall die sektoralen Mengen- und Preisanpassungen bei niedrigen Elastizitäten aufgrund der geringeren Anpassungsflexibilität der Volkswirtschaft durchweg stärker.

tung kaum auf eine effizientere Ressourcenallokation hin, obwohl die durch das Handelsregime diskriminierten exportorientierten Sektoren von ihr profitieren.

Im Hinblick auf die Veränderung der Tropenwaldnutzung sind zum Teil die gleichen Einflußfaktoren wie im Fall des Protektionsabbaus von Bedeutung. So wird die Forstwirtschaft negativ von der realen Abwertung und der Kontraktion der Bauwirtschaft und positiv von der Expansion der Holzverarbeitenden Industrie betroffen. Als Folge der Anpassungsprozesse sinkt der Holzpreis, so daß die Konzessionäre weniger häufig einschlagen, dafür aber die Ernteintensität erhöhen. Weiterhin nimmt die Profitabilität der Exportkulturen zu und die der sonstigen Nahrungsgüter ab. Daß trotz dieser Parallelen der Ausgleich der Leistungsbilanz zu einem anderen ökologischen Ergebnis als der Protektionsabbau führt, liegt an zwei wesentlichen Unterschieden zwischen den beiden Maßnahmen: Erstens tritt bei der realen Abwertung der direkte Effekt einer Eliminierung der Handelsrestriktionen nicht auf, weshalb insbesondere die am stärksten diskriminierten Exportkulturen weniger zusätzliche Produktionsfaktoren attrahieren können. Zweitens erhöhen sich die Vorleistungskosten für die Landwirtschaft, weil der Preis für Düngemittel und Pestizide steigt. Dies ist die Hauptursache für die leichte Schrumpfung des Reissektors. Beide Faktoren zusammen sind dafür verantwortlich, daß im Gegensatz zur Handelsliberalisierung etwas weniger Boden als in der Referenzsituation in landwirtschaftliche Nutzflächen umgewandelt wird. Die häufig anzutreffende Aussage, wonach eine Abwertung zu einer verstärkten Ausbeutung natürlicher Ressourcen führt (vgl. z.B. Muzondo et al. 1990), die im Fall des Tropenwaldes für einen Querschnitt von Ländern (Capistrano 1994) sowie für das Beispiel Brasilien (Wiebelt 1995) auch empirisch gestützt wird, läßt sich also mit Hilfe der Simulation für Indonesien nicht bestätigen. Wie bei den bisher angesprochenen Maßnahmen der allgemeinen Wirtschaftspolitik ist auch hier die Veränderung der Biomassentnahme verglichen mit den direkt zur Korrektur von Markt- und Politikversagen eingesetzten Instrumenten ziemlich unbedeutend. Gemessen mit der Nettopreismethode entspricht der ökologische Gewinn einer Zunahme des realen BIP um etwa 0,02 vH bei hohen bzw. etwa 0,03 vH bei niedrigen Handelselastizitäten.

4. Korrektur globalen Marktversagens

Zur Eindämmung der globalen externen Kosten der Tropenwaldnutzung lassen sich eine nichtkooperative und eine kooperative Strategie unterscheiden. Bei der nichtkooperativen Lösung versuchen die Industrieländer, über Eingriffe in den Tropenholzhandel das Niveau der Tropenwaldnutzung zu verringern, während

die kooperative Lösung darauf abzielt, mit Hilfe von Transferzahlungen Naturschutzmaßnahmen in den Tropenländern zu unterstützen.

a. Handelsrestriktionen für Tropenholz

Importbeschränkungen für Tropenholz und Tropenholzprodukte sind mit unterschiedlichem Grad der Restriktivität denkbar. Die diskutierten Varianten reichen vom sogenannten „eco-labeling“, d.h. der Beschränkung der Importe auf Holz, das laut Kennzeichnung aus nachhaltiger Forstwirtschaft stammt (vgl. dazu Varangis et al. 1993), über Importsteuern bis hin zu einem generellen Importverbot (Barbier et al. 1995). Die Idee des „eco-labeling“ dürfte sich bisher nicht umsetzen lassen, weil keine Klarheit über die Definition der Nachhaltigkeit tropischer Forstwirtschaft herrscht. Zudem würde ein solches System enorme Überwachungskosten verursachen. Die Attraktivität der beiden letztgenannten Handelsmaßnahmen beruht im wesentlichen darauf, daß sie ohne vorherige Verhandlungen mit den Tropenländern unmittelbar von seiten der Industrieländer ergriffen werden können. Dem stehen eine Reihe von Nachteilen gegenüber. Wie schon in Abschnitt B.III.1.b für den Fall von Exportrestriktionen dargestellt, sind Handelseingriffe erstens gegenüber nationalen umweltpolitischen Maßnahmen paretoinferior, weil sie zusätzliche „deadweight losses“ durch die Verzerrung des Konsums verursachen. Zweitens ist die ökologische Effektivität von Handelsbeschränkungen nicht garantiert (Abschnitt B.III.3). Schließlich sind protektionistische Maßnahmen im Hinblick auf die Verteilungsgerechtigkeit fragwürdig, weil den Tropenländern ein Großteil der Kosten für die Aufrechterhaltung der globalen Funktionen der Tropenwälder aufgebürdet wird (Amelung 1989), während die Nicht-Tropenländer sich als Trittbrettfahrer verhalten.

Inwieweit Importbeschränkungen für Tropenholz ökologisch effektiv sind und welche Anpassungskosten dadurch im Tropenland entstehen, wird im folgenden für das Beispiel Indonesien untersucht. Es wird davon ausgegangen, daß die wichtigsten Importländer ein Importverbot für indonesisches Tropenholz durchgesetzt haben und sich auch daran halten, woraufhin Indonesien nur noch 10 vH seiner ursprünglichen Holzexporte an Außenseiter, die den Boykott nicht befolgen, liefern kann. Die wichtigsten ökologischen und ökonomischen Ergebnisse dieses Experiments sind in Tabelle 31 aufgeführt.

Als direkte Folge des Importboykotts geht für die holzverarbeitende Industrie, die immerhin knapp 40 vH ihres Outputs exportiert, ein beträchtlicher Teil der Absatzmöglichkeiten verloren. Da durch den Rückgang der Exportnachfrage der Exportpreis relativ zum Inlandspreis fällt, haben die heimischen

Tabelle 31 — Ökonomische und ökologische Auswirkungen eines Importverbotes für Holz und Holzprodukte aus Indonesien (prozentuale Abweichungen vom Basislauf)

Maßnahmen	Rückgang der Holzexporte um 90 vH	
	Simulation 15	
	niedrige Handelsselastizitäten	hohe Handelsselastizitäten
<i>Sektorale Produktion</i>		
Reis		
äußere Inseln	-0,1	-0,1
innere Inseln	-0,1	0,0
Sonstige Nahrungsgüter		
äußere Inseln	-0,4	-0,3
innere Inseln	-0,1	-0,1
Exportkulturen		
äußere Inseln	3,2	2,9
innere Inseln	4,1	3,5
Sonstige Landwirtschaft	-0,5	-0,2
Forstwirtschaft	-19,0	-14,1
Bergbau	0,3	0,3
Konsumgüterindustrie	-0,2	-0,2
Holzverarbeitung	-23,2	-15,5
Düngemittel und Pestizide	0,2	0,2
Importsubst. Industrien	0,9	0,7
Exportorientierte Industrien	0,4	0,3
Baugewerbe	-0,7	-0,4
Dienstleistungen	0,1	0,1
<i>Makroökonomische Größen</i>		
Reales Bruttoinlandsprodukt	-0,6	-0,5
Export Erlöse	-0,6	-0,3
Importausgaben	-0,5	-0,4
Realer Wechselkurs	4,2	2,7
Lohnsatz	-1,6	-1,0
<i>Tropenwaldnutzung</i>		
Einsatz von Boden auf den äußeren Inseln		
(i) in der Landwirtschaft		
Reis	0,2	0,4
Sonst. Nahrungsgüter	0,3	0,5
Exportkulturen	7,8	5,6
(ii) in der Forstwirtschaft	-18,2	-13,5
Holzpreis	-12,5	-8,4
Rotationsperiode	8,4	6,9
Erntemenge pro Rotation	7,6	6,3
Baumbestand (absolute Veränderungen in Mill. m³)	4,9	4,0

Quelle: Eigene Berechnungen auf der Basis des Indonesien-Modells.

Produzenten einen Anreiz, Holzprodukte vermehrt auf dem Inlandsmarkt zu verkaufen. Die Möglichkeiten dazu sind jedoch trotz einer relativ hohen Transformationselastizität begrenzt, weil die Binnennachfrage nach den Produkten der Holzverarbeitenden Industrie überwiegend auf preisunelastische Vorleistungskäufe und nur zu etwas mehr als 10 vH auf den preiselastischen privaten Konsum entfällt (Tabelle A5). Das zusätzliche Angebot auf dem Binnenmarkt führt deshalb zu einer starken Preissenkung, ohne daß der aus dem Wegfall der Exportmärkte resultierende Produktionseinbruch auch nur annähernd ausgeglichen werden kann. Für die Forstwirtschaft fällt der Primäreffekt des Importboykotts aufgrund des geringen Exportanteils kaum ins Gewicht. Die sinkende Nachfrage aus der Holzverarbeitenden Industrie bewirkt jedoch, daß auch die Forstwirtschaft bei fallenden Holzpreisen beträchtlich schrumpft. Die Konzessionäre setzen wesentlich weniger Boden als in der Referenzsituation ein und reagieren auf das Preissignal mit einer Ausdehnung der Rotationsperiode und höheren Erntemengen pro Rotation. Insgesamt ergeben sich bei einer Partialbetrachtung der Holzwirtschaft signifikante ökologische Gewinne.¹¹⁷

Inwieweit dieses Ergebnis durch eine Zunahme des inländischen Holzverbrauchs und eine gesteigerte Bodennutzung in der Landwirtschaft relativiert oder gar umgekehrt wird, hängt von allgemeinen Gleichgewichtseffekten ab. Hinsichtlich der Binnennachfrage nach Holz und Holzprodukten ist die Vorleistungsverflechtung zum Baugewerbe von zentraler Bedeutung. Die Forstwirtschaft und die Holzverarbeitende Industrie liefern nämlich etwa ein Viertel bzw. ein Drittel ihrer Produktion an die Bauwirtschaft (Tabelle A5) und werden deshalb von Outputveränderungen in diesem Sektor stark betroffen. Für die Bauwirtschaft machen hingegen Holz und Holzprodukte nur rund 6 vH der gesamten Produktionskosten aus, so daß die Verbilligung der beiden Sekundärinputs die Profitabilität des Sektors nur mäßig erhöht. Dem steht die für das Baugewerbe nachteilige Tatsache gegenüber, daß nach dem Rückgang der Exportnachfrage eine reale Abwertung erforderlich ist, um den Leistungsbilanzsaldo wieder auf sein ursprüngliches Niveau zurückzuführen. Per saldo erfolgt im Baugewerbe als Folge der realen Abwertung eine leichte Kontraktion und damit eine Verringerung des Holzverbrauchs, die die durch den Preisverfall bedingte Zunahme der Endnachfrage nach Holz und Holzprodukten nahezu ausgleicht. Die Hypo-

¹¹⁷ Dieses Resultat wird von Barbier et al. (1995) gestützt, die in einer Partialanalyse für die indonesische Holzwirtschaft errechnen, daß ein totaler Importboykott die inländische Holzproduktion um 28 vH reduziert. In einer allgemeinen Gleichgewichtsanalyse für Kamerun kommen Thiele und Wiebelt (1993) zu dem Ergebnis, daß infolge eines Importboykotts die Holzproduktion gar um mehr als 50 vH abnimmt, was auf die außerordentlich starke Außenorientierung der Kameruner Holzwirtschaft zurückzuführen ist.

these einer signifikanten Verlagerung der Holzverkäufe vom Weltmarkt auf den heimischen Markt kann also für Indonesien nicht bestätigt werden. Die erwartete Reallokation von Boden in die Landwirtschaft läßt sich hingegen beobachten. Insbesondere die von der realen Abwertung begünstigten Exportkulturen erhöhen ihren Bodeneinsatz deutlich gegenüber der Referenzsituation.

Insgesamt ist der direkte Effekt in der Holzwirtschaft etwas stärker als die allgemeinen Gleichgewichtseffekte, d.h., der Importboykott erhöht den im Wald verbleibenden Baumbestand. Die ökologische Effektivität der Maßnahme ist aber im Vergleich zu den für die indonesische Volkswirtschaft entstehenden Kosten sehr gering.¹¹⁸ Legt man den in Abschnitt B.II.2.e angegebenen Wert des im indonesischen Tropenwald gebundenen Kohlendioxids zugrunde, so verzeichnen die Industrieländer im Fall hoher Handelselastizitäten einen ökologischen Gewinn in Höhe von rund 40 Mill. Dollar,¹¹⁹ dem ein Rückgang des realen BIP Indonesiens um etwas über 400 Mill. Dollar gegenübersteht. Mit Hilfe eines der oben analysierten nationalen ressourcenpolitischen Instrumente ließe sich dagegen ein mehr als zehnmal so hoher Biomassengewinn bei geringeren ökonomischen Verlusten erreichen. Wie eine solche Lösung durch internationale Transferzahlungen unterstützt werden könnte, wird im folgenden Abschnitt diskutiert.

b. Transferzahlungen zum Schutz tropischer Wälder

Zur Kompensation der Tropenländer für die durch Naturschutzmaßnahmen entstehenden Produktionseinbußen sind im wesentlichen zwei Konzepte vorgeschlagen worden, und zwar die sogenannten „debt-for-nature swaps“, die eine Reduzierung der Auslandsschulden als Gegenleistung für eine Schonung der Tropenwälder vorsehen, sowie *direkte Transferzahlungen*, die nicht an bestimmte Voraussetzungen wie einen hohen Verschuldungsgrad gebunden sind (vgl. z.B. Amelung 1989). „Debt-for-nature swaps“ basieren auf der Annahme, daß es eine kausale Beziehung zwischen hoher Auslandsverschuldung und übermäßiger Ausbeutung der Tropenwälder gibt, weil durch den Export von Tropenholz und auf gerodeten Flächen angebauten Agrarprodukten Devisen für den

¹¹⁸ In Kamerun wäre die ökologische Effektivität eines Tropenholzboykotts aufgrund des sehr starken Rückgangs der forstwirtschaftlichen Aktivität höher als in Indonesien; dies wäre aber auch mit höheren Anpassungskosten für Kamerun verbunden (Thiele und Wiebelt 1993).

¹¹⁹ Dieser Betrag errechnet sich als Produkt aus dem Wert der CO₂-Speicherung pro Kubikmeter Biomasse und dem gesamten Biomassengewinn:

$$\frac{2066 \text{ \$ / ha}}{200 \text{ m}^3 / \text{ha}} \cdot 4,0 \text{ Mill. m}^3 = 41,32 \text{ Mill. \$}.$$

Schuldendienst erwirtschaftet werden müssen.¹²⁰ In Abschnitt B.III.3 wurde jedoch gezeigt, daß sich ein derartiger positiver Zusammenhang zwischen Verschuldung und Tropenwaldnutzung weder theoretisch noch empirisch eindeutig belegen läßt. Da zudem geringer verschuldete Länder, wie z.B. Malaysia und Indonesien, bei einer einseitigen Ausrichtung der Transfers auf die Reduzierung der Auslandsverschuldung nur unzureichend berücksichtigt würden, sind direkte Transferzahlungen „debt-for-nature swaps“ vorzuziehen.

Kommt eine solche Transferlösung zustande, muß die Höhe der zu zahlenden Transfers festgelegt werden. Theoretisch wird sie durch die Kosten und Nutzen der Tropenwalderhaltung determiniert (Abschnitt B.III.3). Bei der praktischen Umsetzung der Transferlösung für das Beispiel Indonesien ist jedoch zu beachten, daß sich die lokalen und globalen Nutzen der Tropenwalderhaltung und damit auch ein globales Optimum empirisch kaum ermitteln lassen (Abschnitt B.II.). Im folgenden wird deshalb vereinfachend unterstellt, daß Indonesien sich bereit erklärt, mit Hilfe einer nationalen Politikmaßnahme die Biomassenentnahme auf ein bestimmtes Maß zu reduzieren, und es dafür einen Transfer erhält, der gerade die aus der Schutzmaßnahme resultierenden Outputverluste ausgleicht, ohne daß die lokalen Nutzen der Tropenwalderhaltung angerechnet werden.¹²¹ Konkret wird davon ausgegangen, daß Indonesien (wie in Simulation 3) durch die Einrichtung von Naturschutzgebieten einen Biomassengewinn von 50 Mill. m³ realisieren soll. Bezüglich der Verwendung der Transfers werden zwei Varianten unterschieden, und zwar eine Variante, bei der die Mittel ausschließlich investiv verwendet werden, sowie eine Variante, die den indonesischen Wirtschaftssubjekten die Aufteilung auf Investition und Konsum offenläßt. Durch diese Unterscheidung soll überprüft werden, inwieweit eine Konditionalität bezüglich der Mittelverwendung erforderlich ist, um eine effektive Kompensation für die durch den Tropenwaldschutz entstehenden Verluste und damit eine eindeutige Wohlfahrtsverbesserung für Indonesien zu erreichen. Um die unterschiedlichen Effekte der konsumtiven und investiven Mittelverwendung analysieren zu können, wird hier die in Abschnitt C.I.2.f beschriebene dynamische Modellvariante verwendet, bei der der Kapazitätseffekt von Investitionen erfaßt wird. Wichtige Ergebnisse der entsprechenden Experimente sind in Tabelle 32 enthalten.

¹²⁰ Zur institutionellen Ausgestaltung von „debt-for-nature swaps“ vgl. beispielsweise Nunnenkamp (1993). Einen Überblick über die bis 1990 durchgeführten „debt-for-nature swaps“ gibt Amelung (1991a).

¹²¹ Von Prinzipal-Agent-Problemen, d.h. der Möglichkeit, daß Indonesien (der Agent) nach Empfang des Transfers seine Umweltauflagen gegenüber den Industrieländern (dem Prinzipal) nicht erfüllt (Siebert 1995: 198), wird hier abgesehen. Amelung (1991b) schlägt zur Abschwächung dieses Problems Ratenzahlungen anstelle einer einmaligen Auszahlung des Transfers vor.

Tabelle 32 — Ökonomische und ökologische Auswirkungen von Transfers zum Schutz tropischer Wälder (prozentuale Abweichungen vom Basislauf)

Maßnahmen	Transferzahlungen (investive Verwendung)	Transferzahlungen (investive und konsumtive Verwendung)	Transferzahlungen (investive Verwen- dung) und Errichtung von Nationalparks
Indikatoren	Simulation 16	Simulation 17	Simulation 18
<i>Sektorale Produktion</i>			
Reis			
äußere Inseln	0,4	0,9	-3,1
innere Inseln	0,4	0,9	0,3
Sonstige Nahrungsgüter			
äußere Inseln	0,6	1,5	-4,3
innere Inseln	0,6	1,6	0,8
Exportkulturen			
äußere Inseln	-1,2	-3,7	-6,0
innere Inseln	-1,3	-3,6	-3,5
Sonstige Landwirtschaft	0,1	0,4	0,0
Forstwirtschaft	0,3	-0,2	-3,1
Bergbau	-0,2	-0,6	0,0
Konsumgüterindustrie	-0,1	0,1	-1,9
Holzverarbeitung	0,2	-1,6	-1,1
Düngemittel und Pestizide	-0,1	-0,3	-1,0
Importsbst. Industrien	0,6	-1,8	0,8
Exportorientierte Industrien	-0,2	-0,7	-0,1
Baugewerbe	8,2	6,3	9,2
Dienstleistungen	-0,2	-0,1	0,2
<i>Makroökonomische Größen</i>			
Reales Bruttoinlandsprodukt	0,4	-0,1	0,0
Reale Investitionen	8,3	-1,1	8,3
Exporterlöse	-1,3	-2,9	-1,4
Importausgaben	0,6	1,5	0,6
Realer Wechselkurs	-2,9	-7,6	-3,0
Lohnsatz	1,2	3,0	0,1
<i>Tropenwaldnutzung</i>			
Einsatz von Boden auf den äußeren Inseln			
(i) in der Landwirtschaft			
Reis	1,4	2,8	-21,1
Sonst. Nahrungsgüter	1,6	3,1	-32,0
Exportkulturen	-2,3	-7,3	-34,1
(ii) in der Forstwirtschaft	0,2	-0,3	-3,9
Holzpreis	1,7	2,9	15,5
Rotationsperiode	-1,1	-1,6	-9,3
Erntemenge pro Rotation	-1,0	-1,5	-8,3
Baumbestand (absolute Ver- änderungen in Mill. m ³)	1,1	-1,7	50,6

Quelle: Eigene Berechnungen auf der Basis des Indonesien-Modells.

Werden die Transferzahlungen investiv verwendet (Simulation 16),¹²² so ist ein Betrag von etwa 320 Mill. Dollar notwendig, um Indonesien für die aus dem Tropenwaldschutz resultierenden Produktionsverluste zu kompensieren. Der Kapitalzufluß wirkt sich zunächst auf die Nachfrageseite der Volkswirtschaft aus. Dort kommt es zu dem aus der Analyse von Ressourcenbooms bekannten Phänomen des „Dutch disease“ (vgl. z.B. Corden und Neary 1982), das sich aus einem Ausgaben- und einem Reallokationseffekt zusammensetzt.¹²³ Ersterer besteht darin, daß das zusätzliche verfügbare Einkommen die Nachfrage nach gehandelten und nichtgehandelten Gütern erhöht, woraufhin die Preise nicht gehandelter Güter, die von Angebot und Nachfrage auf dem Inlandsmarkt abhängen, relativ zu den auf dem Weltmarkt determinierten Import- und Exportpreisen steigen. Dies impliziert eine reale Aufwertung und eine Reallokation von mobilen Faktoren in Sektoren mit geringer Außenorientierung. Der Preiserhöhungsdruck für nichtgehandelte Güter und der damit induzierte Strukturwandel werden jedoch bei investiver Mittelverwendung größtenteils aufgefangen, weil auf der Angebotsseite der Kapitalstock wächst und auf diesem Wege neue Produktionskapazitäten entstehen. Insgesamt verursacht der Kapitalzufluß deshalb nur moderate „Dutch-disease“-Effekte.

Die Veränderung der sektoralen Produktionsstruktur läßt sich weitgehend spiegelbildlich zu der in Abschnitt C.II.3.c diskutierten realen Abwertung erklären. Zwei abweichende Effekte sind jedoch zu beachten. Zum einen bewirkt die signifikante Zunahme der Investitionsnachfrage, daß die importsubstituierenden Industrien stärker als in der Referenzsituation expandieren, obwohl sie von der realen Aufwertung negativ betroffen sind, und daß das Baugewerbe als Produzent nichthandelbarer Kapitalgüter doppelt von dem Transfer profitiert. Zum anderen wird die Produktionsstruktur zugunsten von Sektoren verschoben, die aufgrund überdurchschnittlicher Profitraten mehr zusätzliches Kapital als andere Sektoren attrahieren können (Abschnitt C.I.2.f). Dies macht sich u.a. für die Holzverarbeitende Industrie bemerkbar, die trotz starker Außenorientierung eine leichte Zunahme der Produktion verzeichnet, weil sie neben der Bauwirtschaft die höchste Profitrate aufweist (Tabelle 20). Beide Effekte tragen dazu bei, daß die Forstwirtschaft aufgrund gestiegener Vorleistungsnachfrage ihrer

¹²² Der hier sehr allgemein formulierten Auflage, die Mittel investiv zu verwenden, ist eine spezifischere Konditionalität möglicherweise vorzuziehen, bei der die Transfers z.B. direkt zur Schaffung von Arbeitsplätzen für die durch die Einrichtung von Nationalparks benachteiligten Bevölkerungsgruppen eingesetzt werden. Diese Variante läßt sich bei dem gegebenen Disaggregationsgrad des Indonesien-Modells jedoch nicht analysieren.

¹²³ Die Symptome der „Dutch disease“ wurden nicht nur als Folge von Ressourcenbooms, sondern auch für andere Arten von Kapitalzuflüssen nachgewiesen, so z.B. für die Entwicklungshilfe (z.B. Younger 1992) und die Auslandsverschuldung (Bautista 1988).

wichtigsten Abnehmer leicht expandiert und mehr Boden als im Basislauf einsetzt. Die ökologische Effektivität der nationalen ressourcenpolitischen Maßnahme wird also durch den Transfer noch ein wenig verstärkt.

Insgesamt ist Indonesien durch die Transferlösung in Verbindung mit der komplementären Naturschutzmaßnahme (Simulation 18) besser gestellt, denn es kann einen erheblichen Biomassengewinn realisieren, ohne dafür kurz- bis mittelfristig Outputverluste hinnehmen zu müssen. Für die Industrieländer sind die ökologischen Gewinne gegen die Transferausgaben aufzurechnen. Approximiert man erstere durch den Wert der CO₂-Speicherung, so übersteigen sie mit rund 520 Mill. Dollar die gezahlten Transfers in Höhe von 320 Mill. Dollar.

Nimmt man alternativ an, daß die 320 Mill. Dollar den privaten Haushalten zufließen und von diesen gemäß der gegebenen Konsum- und Sparquoten auf Konsum und Ersparnis aufgeteilt werden (Simulation 17), so treten aufgrund der nur mäßigen Kapazitätserweiterungen stärkere „Dutch-disease“-Effekte auf, wie sich an der höheren realen Aufwertung und der stärkeren Faktorreallokation zu Lasten außenorientierter Sektoren erkennen lassen. Die Reallokation verläuft in diesem Fall fast völlig spiegelbildlich zur realen Abwertung, weil die oben erwähnten Investitionseffekte keine große Rolle spielen. Insgesamt ist der von der Nachfrageseite ausgehende Preiserhöhungsdruck so stark, daß die realen Investitionen gegenüber dem Basislauf sinken und damit auch das Wachstum des realen BIP leicht zurückgeht. Dieses Ergebnis illustriert, daß für eine effektive Kompensation der mit dem Tropenwaldschutz verbundenen Produktionseinbußen die investive Verwendung der Kompensationszahlungen eine notwendige Voraussetzung ist.

D. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Seit die FAO in zwei Forstinventuren für 1980 und 1990 die zunehmende Gefährdung des weltweiten Tropenwaldbestandes dokumentiert hat, gehört die Tropenwaldproblematik zu den zentralen Themen in der umweltpolitischen Diskussion. Dabei geht es zum einen um den Beitrag der Tropenwälder zum globalen Klimaschutz und zur Erhaltung der Artenvielfalt, zum anderen unter dem Begriff „Nachhaltigkeit“ um die Auswirkungen der Abholzung auf die langfristigen Entwicklungsmöglichkeiten der Tropenländer. In der ressourcenökonomischen Literatur besteht ein breiter Konsens dahingehend, daß die Tropenwälder derzeit sowohl aus globaler als auch aus lokaler Sicht über das optimale Niveau hinaus genutzt werden und daher Politikreformen für ein verbessertes Tropenwaldmanagement erforderlich sind. Es besteht allerdings weitgehend Unklarheit darüber, wie die vorgeschlagenen Maßnahmen die Tropenwaldnutzung beeinflussen und welche ökonomischen Effekte damit verbunden sind, so daß sich die relative Vorteilhaftigkeit unterschiedlicher Politiken nicht bestimmen läßt. In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, zur Schließung dieser Lücke beizutragen, indem — exemplarisch für Indonesien — Politikalternativen abgeleitet und einer empirischen Überprüfung unterzogen wurden.

Der Bereich der möglichen Politikoptionen konnte durch eine Bestandsaufnahme der Tropenwaldnutzung für die achtziger Jahre schon erheblich eingegrenzt werden. Dabei stellte sich nämlich heraus, daß in allen Tropenländern im wesentlichen die Landwirtschaft und die Forstwirtschaft an der Nutzung der Tropenwälder beteiligt sind und deshalb als Zielsektoren für wirtschaftspolitische Maßnahmen in Frage kommen. Hinter diesem gemeinsamen Grundmuster verbergen sich allerdings signifikante regionale Besonderheiten. So liegt der Anteil der Forstwirtschaft an der aus dem Tropenwald entnommenen Biomasse in Südostasien mit etwa einem Drittel weit über dem weltweiten Durchschnitt von 10 vH. Außerdem weist die Landwirtschaft auf gerodeten Flächen in Asien und Afrika vornehmlich kleinbäuerliche Strukturen auf, während in Lateinamerika die großflächige Weidewirtschaft dominiert. Da Kleinbauern in der Regel nicht in der Lage sind, Primärwälder zu erschließen, spielt die Forstwirtschaft in Asien und Afrika eine wichtige Schrittmacherrolle für nachfolgende landwirtschaftliche Aktivitäten, indem sie die notwendige Infrastruktur für die Erschließung der Tropenwälder durch die Landwirtschaft bereitstellt. Der tatsächliche Anteil des Forstsektors an der Tropenwaldproblematik ist also höher, als es die Biomassenentnahme anzeigt. Aufgrund eines hohen direkten und indirekten Beitrags der Forstwirtschaft zur Tropenwaldnutzung gilt insbesondere für Südostasien, daß die forstwirtschaftlichen Rahmenbedingungen für ein erfolgreiches Tropenwaldmanagement von zentraler Bedeutung sind.

Da die rein physischen Angaben über die Tropenwaldnutzung noch keinen Schluß darüber zulassen, ob ein verstärkter Schutz tropischer Wälder einen signifikanten Nutzen stiftet, wurde in einem nächsten Schritt der Versuch unternommen, die Güter und Dienstleistungen des Tropenwaldes (Nichtholzprodukte, Erholung, ökologische Funktionen usw.), deren Bereitstellung durch den Schutz der Wälder gesichert wird, monetär zu bewerten und sie dann den Opportunitätskosten des Tropenwaldschutzes, d.h. den entgangenen land- und forstwirtschaftlichen Erträgen, gegenüberzustellen. Obwohl sich herausstellte, daß sich die Nutzen der Tropenwalderhaltung nur unvollständig quantifizieren lassen und es deshalb nicht möglich ist, die optimale Allokation tropischer Wälder zwischen den konkurrierenden Verwendungen empirisch zu bestimmen, konnte der Schluß gezogen werden, daß eine deutlich verringerte Umwandlung von Tropenwäldern in landwirtschaftliche Nutzflächen wohlfahrtssteigernd sein dürfte, weil die Opportunitätskosten aufgrund der zumeist sehr geringen landwirtschaftlichen Produktivität von Tropenwaldböden kaum ins Gewicht fallen. Ein weitgehender Verzicht auf den Holzeinschlag würde hingegen insbesondere in Ländern wie Indonesien und Malaysia, wo die Holzwirtschaft gesamtwirtschaftlich bedeutend ist, hohe Opportunitätskosten verursachen, so daß dort in Anbetracht der unsicheren Nutzen des Tropenwaldschutzes nur eine Annäherung an eine nachhaltige Forstwirtschaft angebracht erscheint.

Zum Zweck der Umsetzung des generellen Reformbedarfs in konkrete wirtschaftspolitische Maßnahmen für Indonesien wurde schließlich untersucht, welche Faktoren das Niveau der Tropenwaldnutzung in Indonesien beeinflussen. Dabei wurden lokales und globales Marktversagen sowie sektorspezifisches Politikversagen als Gründe für die exzessive Nutzung des indonesischen Tropenwaldes durch die Land- und Forstwirtschaft identifiziert. Zusätzlich zeigte sich, daß bestimmte Maßnahmen der allgemeinen Wirtschaftspolitik einen indirekten Einfluß auf den Tropenwald ausüben, indem sie die Allokation der Produktionsfaktoren zwischen Land- und Forstwirtschaft sowie zwischen diesen beiden Sektoren und der übrigen Wirtschaft verändern. Im einzelnen leiten sich aus den Determinanten der Tropenwaldnutzung folgende Optionen für Politikreformen ab:

- (i) Zur *Korrektur lokalen Marktversagens* müssen die Nutzungskosten in der Forstwirtschaft und die durch die Land- und Forstwirtschaft verursachten externen Umweltkosten internalisiert werden. Die Internalisierung der Nutzungskosten kann durch eine bessere Ausgestaltung der Nutzungsrechte für Holzkonzessionäre und die Internalisierung der Umweltkosten durch preis- und mengenpolitische Eingriffe erreicht werden, wobei hier eine Steuer auf das Einkommen des Faktors Boden, die Festsetzung eines Mindestalters für

einzuschlagende Bäume sowie die Einrichtung von Naturschutzgebieten betrachtet wurden.

- (ii) Die *Korrektur von Politikversagen* müßte die Aufhebung des bestehenden Exportverbotes für Tropenholz, eine höhere und gleichmäßigere Abschöpfung der den Holzkonzessionären zufließenden Ressourcenrenten sowie eine Einschränkung der staatlich geförderten Umsiedlung in Tropenwaldgebiete beinhalten.
- (iii) Ökonomisch sinnvolle *Reformen der allgemeinen Wirtschaftspolitik* mit möglichen Nebenwirkungen auf die Tropenwaldnutzung umfassen die Liberalisierung der Agrar- und Handelspolitik sowie eine reale Abwertung zur Wiederherstellung des Anfang bis Mitte der achtziger Jahre gestörten außenwirtschaftlichen Gleichgewichts.
- (iv) Zur *Korrektur globalen Marktversagens* können Importrestriktionen für Tropenholz und Kompensationszahlungen für den Verzicht auf die Nutzung tropischer Wälder als mögliche Optionen miteinander verglichen werden.

Um die Auswirkungen dieser Maßnahmen auf die gesamte Volkswirtschaft und die Tropenwaldnutzung in Indonesien abschätzen zu können, wurde ein berechenbares allgemeines Gleichgewichtsmodell konstruiert, das durch zwei wesentliche Besonderheiten an die in Indonesien gegebenen Rahmenbedingungen angepaßt ist.

Erstens wurde der Schlüsselstellung der Forstwirtschaft bei der Tropenwaldnutzung durch die Formulierung eines forstwirtschaftlichen Teilmodells Rechnung getragen, welches die intertemporale Ernteentscheidung detailliert abbildet. In Anlehnung an die forstökonomische Theorie besteht das ökonomische Problem der Holzkonzessionäre darin, die Rotationsperiode, d.h. den zeitlichen Abstand zwischen zwei Holzernten auf einer bestimmten Waldfläche, so zu bestimmen, daß der Gegenwartswert der Nettoerträge aus der gegenwärtigen und allen zukünftigen Ernten maximiert wird, wobei der indonesische Staat die maximal mögliche Erntemenge durch die Implementierung eines selektiven Holzeinschlagsregimes restringiert. Diese explizite Modellierung der Forstwirtschaft macht es erst möglich, die genannten Instrumente zur Internalisierung der lokalen externen Kosten der Tropenwaldnutzung zu analysieren. Das forstwirtschaftliche Teilmodell ist auf die Analyse zahlreicher anderer Tropenländer übertragbar, in denen der Holzeinschlag wie in Indonesien durch Konzessionssysteme geregelt ist.

Zweitens erfolgt in der Landwirtschaft eine regionale Disaggregation der Produktion zwischen den inneren und äußeren Inseln Indonesiens. Da sich der Tropenwald auf die äußeren Inseln konzentriert, wird nur dort Tropenwaldboden als Produktionsfaktor eingesetzt. Es wird unterstellt, daß Boden auf den äu-

Beren Inseln zwischen der Forstwirtschaft und verschiedenen landwirtschaftlichen Subsektoren mobil ist und in die Verwendung mit den höchsten Erträgen wandert. Auf diese Weise lassen sich die Auswirkungen von Politikmaßnahmen auf die sektorale Bodennutzung und damit auch die Veränderungen der Biomassenentnahme aus dem Tropenwald verfolgen.

Alle verfügbaren wirtschaftspolitischen Optionen wurden anschließend hinsichtlich ihrer ökonomischen und ökologischen Wirkungen überprüft. Die Ergebnisse dieser Analyse können wie folgt zusammengefaßt werden:

(i) Wird ein bestimmtes ökologisches Ziel zur *Verminderung der lokalen externen Kosten* der Tropenwaldnutzung formuliert, so sind alle vier betrachteten ressourcenpolitischen Instrumente (verbesserte Nutzungsrechte, erhöhtes Mindesteinschlagsalter, Einrichtung von Naturschutzgebieten, Steuern auf Tropenwaldboden) dazu geeignet, die Vorgabe zu erfüllen. Sowohl die Landwirtschaft als auch die Forstwirtschaft schränken in allen Fällen ihre Biomassenentnahme ein; die Forstwirtschaft, weil pro Hektar jährlich weniger Holz eingeschlagen wird, die Landwirtschaft, weil die Umwandlung von Tropenwaldböden in landwirtschaftliche Nutzflächen deutlich zurückgeht und damit die völlige Vernichtung der Biomasse in einigen Tropenwaldgebieten verhindert wird. Obwohl sich kurz- bis mittelfristige Produktionseinbußen nicht vermeiden lassen, dürften die diskutierten ressourcenpolitischen Eingriffe bei langfristiger Betrachtung, d.h. unter Berücksichtigung der ökologischen Funktionen des Tropenwaldes, wohlfahrtssteigernd sein. Um die relative Vorteilhaftigkeit der einzelnen Instrumente beurteilen zu können, ist in Rechnung zu stellen, daß in Indonesien sowohl die zu kurze Rotationsperiode als auch die überdurchschnittlich hohe Ernteintensität die Nachhaltigkeit der Forstwirtschaft gefährden. Eine Ausdehnung der Rotationsperiode läßt sich am effektivsten durch verbesserte Nutzungsrechte für Holzkonzessionäre erreichen. Dieses Ergebnis ist praktisch für alle Tropenländer von Bedeutung, in denen die Forstwirtschaft eine signifikante Rolle spielt, weil fast überall häufiger eingeschlagen wird, als es die Regenerationsfähigkeit der Bäume zuläßt. Zur Verminderung der Ernteintensität, die außer in Indonesien auch in anderen südostasiatischen Ländern wie Malaysia und den Philippinen sehr hoch ist, erweist sich die Erhöhung des Mindestalters für einzuschlagende Bäume als am besten geeignetes Mittel.

(ii) Unter den zur *Korrektur von Politikversagen* vorgeschlagenen Maßnahmen führen sowohl die Aufhebung des Exportverbotes für Tropenholz als auch der Abbau der Unterstützung für die Umsiedlung auf die äußeren Inseln zu leichten Effizienzgewinnen. Im Hinblick auf die Tropenwaldnutzung erhöht eine Liberalisierung der Forstwirtschaft zwar die Holzpreise und veranlaßt somit die Konzessionäre zu einem verstärkten Holzeinschlag. Dies wird aber dadurch überkompensiert, daß aufgrund steigender Bodenrentabilität mehr Boden in der

Forstwirtschaft verbleibt und weniger gerodet wird. Das Fallbeispiel Indonesien liefert also weder eine ökonomische noch eine ökologische Rechtfertigung für die zunehmend in Tropenländern anzutreffenden Exportrestriktionen für Tropenholz. Als einziger negativer ökologischer Effekt der Liberalisierung ist eine Verkürzung der Rotationsperiode zu verzeichnen. Die Eliminierung der Umsiedlungsbeihilfen senkt die Bodenrentabilität in der Landwirtschaft der äußeren Inseln, so daß auch hier ein Biomassengewinn erzielt wird, weil mehr Tropenwaldboden forstwirtschaftlich und nicht landwirtschaftlich genutzt wird. Ökologisch nachteilig wirkt sich in diesem Fall die Zunahme der Ernteintensität aus. Reformen der Rentenabschöpfung können mit Hilfe des Modells nicht simuliert werden. Aus einer qualitativen Betrachtung läßt sich allgemein folgern, daß eine höhere Rentenabschöpfung durch die Versteigerung von Einschlagsrechten die Konzessionäre veranlassen würde, den Erwerb überschüssiger Flächen zu unterlassen und Wanderfeldbauern vom Eindringen in ihr Konzessionsgebiet abzuhalten, so daß insgesamt weniger Rodungen für landwirtschaftliche Zwecke stattfinden würden. Eine gleichmäßigere Abschöpfung der Ressourcenrenten würde über ein vermindertes „high grading“ eine Ausdehnung der Rotationsperiode bei erhöhter Ernteintensität nach sich ziehen.

(iii) Die untersuchten *Reformen der allgemeinen Wirtschaftspolitik* wirken sich in unterschiedlicher Richtung auf die Tropenwaldnutzung aus. Eine Liberalisierung des Agrarsektors, die einen Abbau der Inputsubventionen für Düngemittel und Pestizide, der Importprotektion für Nahrungsgüter und der Exportsteuern für Agrarexportgüter beinhaltet, ist in Indonesien ökologisch vorteilhaft, weil die Agrarexportproduktion nur leicht ansteigt, während die Nahrungsgüterproduktion in etwas stärkerem Umfang zurückgeht. In einer Reihe anderer Tropenländer, insbesondere in Afrika, dürfte eine Agrarliberalisierung dagegen mit einer verstärkten Tropenwaldnutzung einhergehen, weil dort die Landwirtschaft im Gegensatz zu Indonesien massiv besteuert wird. Erstreckt sich der Protektionsabbau auf den gesamten Außenhandel, so fällt das ökologische Ergebnis für Indonesien negativ aus. Da die am stärksten diskriminierten Exportkulturen in besonderem Maße von der Liberalisierung profitieren und zudem die Preise der wichtigsten landwirtschaftlichen Sekundärinputs, Düngemittel und Pestizide, sinken, nimmt in diesem Fall der Einsatz von Tropenwaldboden in der Landwirtschaft zu, wie es auch für die Mehrzahl der anderen Tropenländer zu erwarten ist, in denen das gängige Muster einer Benachteiligung des Agrarsektors relativ zu den übrigen Sektoren der Volkswirtschaft vorliegt. Die ökologischen Kosten des Protektionsabbaus werden jedoch bei weitem von den erzielten Effizienzgewinnen übertroffen. Im Gegensatz zur Handelsliberalisierung bewirkt eine reale Abwertung, daß die Biomassenentnahme durch die Landwirtschaft leicht zurückgeht, weil erstens die Exportkulturen weniger stark als bei einem Protektionsabbau expandieren und zweitens die Preise der mit Importen

konkurrierenden Düngemittel und Pestizide steigen. Allen drei untersuchten Maßnahmen ist gemeinsam, daß ihre ökologischen Nebenwirkungen, verglichen mit den Effekten der direkt auf die Tropenwaldnutzung gerichteten Politiken, sehr gering sind, d.h., ihrer Durchführung kann nicht mit ökologischen Argumenten begegnet werden, weil weit effektivere Instrumente zum Tropenwaldschutz zur Verfügung stehen.

(iv) Ein *Importboykott für Holz und Holzprodukte* aus Indonesien läßt die exportorientierte Holzwirtschaft beträchtlich schrumpfen, weil der Exportausfall nur zu einem geringen Teil durch eine Zunahme des Inlandsabsatzes ausgeglichen werden kann. Die ökologische Effektivität des Importboykotts wird jedoch erheblich dadurch eingeschränkt, daß es zu einem Verfall des Holzpreises kommt und damit ein Anreiz geschaffen wird, Tropenwälder in landwirtschaftliche Nutzflächen umzuwandeln. Die Maßnahme ist insgesamt nicht dazu geeignet, die globalen externen Kosten der Tropenwaldnutzung in nennenswertem Umfang zu reduzieren. Dies dürfte in noch stärkerem Maße für die Tropenländer Lateinamerikas gelten, in denen der Exportanteil der Holzwirtschaft durchweg gering ist. Allenfalls in einigen afrikanischen Ländern, die Tropenholz fast ausschließlich für den Weltmarkt produzieren, ist dagegen eine höhere ökologische Effektivität von Importbeschränkungen zu erwarten. Stärker als die ökologischen Gewinne fallen die Indonesien auferlegten Anpassungskosten ins Gewicht. Zu denselben Kosten ließe sich mit Hilfe eines der ressourcenpolitischen Instrumente ein weit höherer Biomassengewinn realisieren. Beschließen die Industrieländer, nationale Bemühungen um einen verbesserten Tropenwaldschutz durch Transferzahlungen zu unterstützen, so muß die investive Verwendung der Mittel gewährleistet sein, weil ansonsten „Dutch-disease“-Effekte auftreten können, die eine effektive Kompensation der mit dem Tropenwaldschutz verbundenen Produktionseinbußen unmöglich machen.

Zieht man die ökologisch negativen Auswirkungen der Liberalisierung der Holzwirtschaft und der Eliminierung der Umsiedlungsbeihilfen auf die Rotationsperiode bzw. auf das Erntevolumen in Betracht, so liegt es im Fall Indonesien nahe, diese beiden Maßnahmen mit verbesserten Nutzungsrechten für Holzkonzessionäre und einer Erhöhung des Mindesteinschlagsalters zu verknüpfen. Ein solches Politikpaket zur Korrektur von Markt- und Politikversagen verspräche einen *beträchtlichen Rückgang der gesamten Biomassenentnahme aus dem indonesischen Tropenwald* sowie eine *nachhaltigere Forstwirtschaft* durch eine Ausdehnung der Rotationsperiode und eine verringerte Ernteintensität bei insgesamt *niedrigen kurz- bis mittelfristigen Outputverlusten* (Tabelle 33). Letztere ließen sich ohne wesentliche Beeinflussung des ökologischen Ergebnisses vermeiden, wenn (aus lokaler Sicht) zusätzlich die erwähnten Reformen der allgemeinen Wirtschaftspolitik durchgeführt würden bzw.

(aus globaler Sicht) Kompensationszahlungen mit investiver Verwendung für den Schutz der Wälder erfolgten. Insgesamt muß es also nicht zu einem Konflikt zwischen ökonomischen und ökologischen Zielen kommen. Dies gilt wahrscheinlich auch für zahlreiche andere Tropenländer, in denen ebenfalls Markt- und Politikversagen im Tropenwaldmanagement sowie verzerrende Eingriffe der allgemeinen Wirtschaftspolitik vorliegen, so daß sich ähnliche Maßnahmenkombinationen wie für das hier betrachtete Fallbeispiel Indonesien ableiten lassen dürften.

Tabelle 33 — Auswirkungen ausgewählter Instrumente auf das reale Bruttoinlandsprodukt, die gesamte Biomassenentnahme und den Holzeinschlag (prozentuale Veränderungen)

Maßnahmen	Indikatoren	BIP	Baum- bestand ^a	Rotations- periode	Erntemenge pro Rotation
1. Verbesserte Nutzungsrechte in der Forstwirtschaft (Simulation 1)		-0,4	50	20,1	5,4
2. Erhöhung des Mindesteinschlagsalters (Simulation 2)		-0,4	50	2,8	-14,7
3. Liberalisierung der Holzwirtschaft (Simulation 5) ^b		0,2	25	-11,0	-9,7
4. Eliminierung der Umsiedlungsbeihilfen (Simulation 6)		0,2	36	8,8	7,9
5. = 1. + 2. + 3. + 4.		-0,4	161	20,7	-11,1
6. Reformen der allgemeinen Wirtschaftspolitik (Simulationen 10, 12 und 14) ^b		0,6	2	3,2	3,3
7. = 5. + 6.		0,2	163	23,9	-7,8
8. Transferzahlungen (Simulation 17)		0,4	1	-1,1	-1,0
9. = 5. + 8.		0,0	164	19,6	-12,1

^aVeränderungen in Mill. m³. — ^bSzenario mit hohen Außenhandelselastizitäten.

Quelle: Zusammenstellung aus verschiedenen Tabellen des Kapitels C.II.

Anhangtabellen

Tabelle A1 — Tropenwaldbestand nach Ländern und Waldformationen

Land	Tropenwaldbestand nach Waldformationen (1990) ^a								
	Gesamt	Tieflandregenwald		Bergregenwald		regengrüner Feuchtwald		regengrüner Trockenwald	
	1 000 ha	1 000 ha	vH	1 000 ha	vH	1 000 ha	vH	1 000 ha	vH
Costa Rica	1 428	625	44	802	56	0	0	0	0
Guatemala	4 225	2 542	60	69	2	1 615	38	0	0
Honduras	4 605	1 286	28	2 882	63	437	9	0	0
Mexiko	48 586	2 441	5	31 261	64	11 110	23	3 773	8
Nicaragua	6 013	3 712	62	1 953	32	348	6	0	0
Panama	3 117	1 802	58	1 249	40	67	2	0	0
Zentralamerika	68 097	12 440	16	38 294	53	13 588	18	3 773	6
Belize	1 996	1 957	98	16	1	39	2	0	0
Kuba	1 715	114	7	352	21	1 247	73	2	0
Dom. Republik	1 077	341	32	463	43	273	25	0	0
Französisch Guayana	7 997	7 994	100	0	0	3	0	0	0
Guayana	18 416	13 337	72	1 912	10	3 167	17	0	0
Surinam	14 768	11 440	77	0	0	3 328	23	0	0
Karibik	47 115	35 707	76	2 867	6	8 483	18	58	0
Bolivien	49 317	0	0	6 385	13	35 582	72	7 350	15
Brasilien	561 107	291 597	52	43 565	8	197 082	35	28 863	5
Kolumbien	54 604	47 455	88	2 490	5	4 101	8	18	0
Ekuador	11 962	7 150	60	3 100	26	1 669	14	44	0
Paraguay	12 859	0	0	27	0	6 037	47	6 794	53
Peru	67 906	40 358	59	14 777	22	12 299	18	453	1
Venezuela	45 691	19 602	43	10 390	23	15 465	34	234	0
Südamerika	802 904	406 162	51	80 734	10	272 235	34	43 774	5
Lateinamerika insges.	918 116	454 309	49	121 895	13	294 306	32	47 605	5
Bhutan	2 809	176	6	2 230	79	0	0	403	14
Indien	51 729	8246	16	8 917	17	7 042	14	27 525	53
Nepal	5 023	609	12	2 361	47	1 300	26	753	15
Pakistan	1 855	0	0	1 423	77	11	1	421	22
Sri Lanka	1 746	247	14	57	3	605	35	836	48
Südasien	63 931	9 850	15	14 989	24	9 155	14	29 937	47
Kambodscha	12 163	1 689	14	93	1	3 610	30	6 771	56
Laos	13 173	3 690	30	2 405	18	4 542	34	2 267	17
Myanmar	28 856	12 094	42	5 942	21	10 427	36	394	1
Thailand	12 735	3 082	24	1 263	10	5 232	41	3 159	25
Vietnam	8 312	2 894	35	1 084	13	3 382	41	952	11
Südostasien (Kont.)	75 240	23 719	32	10 786	14	27 192	36	13 542	18
Indonesien	109 549	93 950	86	12 083	11	3 366	3	0	0
Malaysia	17 583	16 339	93	1 244	7	0	0	0	0
Papua Neuguinea	36 000	29 323	81	5 370	15	705	2	601	1
Philippinen	7 831	3 728	48	2 690	34	1 413	18	0	0
Südostasien (ins.)	171 426	143 802	84	21 388	12	5 484	4	601	0
Asien insgesamt	310 597	177 371	57	47 163	15	41 832	13	44 230	14

noch Tabelle A1

Land	Tropenwaldbestand nach Waldformationen (1990) ^a								
	Gesamt	Tiefelandregenwald		Bergregenwald		regengrüner Feuchtwald		regengrüner Trockenwald	
	1 000 ha	1 000 ha	vH	1 000 ha	vH	1 000 ha	vH	1 000 ha	vH
Burkina Faso	4 416	0	0	0	0	2 112	48	2 404	52
Tschad	11 434	0	0	0	0	3 932	34	7 502	66
Guinea Bissau	2 021	0	0	0	0	2 021	100	0	0
Mali	12 144	0	0	0	0	3 706	31	8 440	69
Senegal	7 544	0	0	0	0	2 586	34	4 958	66
Westliche Sahelzone	40 767	0	0	0	0	14 437	35	6 331	65
Äthiopien	14 165	0	0	6 173	44	0	0	79 913	56
Kenia	1 187	0	0	908	77	13	1	266	23
Sudan	42 976	0	0	720	2	12 472	29	29 784	69
Uganda	6 346	0	0	4 980	78	1 091	17	284	5
Östliche Sahelzone	65 450	0	0	12 780	20	13 576	21	39 088	59
Benin	4 947	0	0	0	0	4 183	85	764	15
Côte d'Ivoire	10 904	0	0	73	1	10 831	99	0	0
Ghana	9 555	0	0	0	0	9 151	96	404	4
Guinea	6 692	385	6	128	2	6 180	92	0	0
Liberia	4 633	893	19	0	0	3 741	81	0	0
Nigeria	15 634	1 197	8	243	2	12 011	77	2 183	14
Sierra Leone	1 889	756	40	25	0	1 108	59	0	0
Togo	1 353	0	0	0	0	1 318	98	35	3
Westafrika	55 607	3 230	6	468	1	48 523	87	3 386	6
Kamerun	20 350	8 021	39	9 892	49	671	3	1 767	9
Zentralaf. Republik	30 562	719	1	28 253	93	816	3	772	3
Kongo	19 865	7 667	39	12 198	61	0	0	0	0
Äquatorial Guinea	1 826	822	48	930	51	0	0	14	1
Gabun	18 235	1 155	6	17 080	94	0	0	0	0
Zaire	113 275	60 437	53	45 209	40	111	0	7 518	7
Zentralafrika	204 112	78 880	39	113 563	56	1 598	1	10 072	5
Angola	23 074	0	0	3 163	14	11 942	52	7 969	34
Botswana	14 261	0	0	0	0	0	0	14 261	100
Madagaskar	15 782	4 507	29	4 596	29	3 777	24	2 901	18
Malawi	3 486	0	0	373	11	2 948	85	166	5
Mosambik	17 329	0	0	13	0	6 526	38	10 990	63
Namibia	12 569	0	0	0	0	0	0	12 569	100
Sambia	32 301	0	0	337	1	21 676	67	10 288	32
Simbabwe	8 897	0	0	61	1	0	0	8 828	99
Tansania	35 555	0	0	3 035	9	14 128	42	16 392	49
Trop. südl. Afrika	161 651	4 507	3	11 935	7	61 044	38	84 163	52
Afrika insgesamt	527 586	86 616	16	32 256	7	251 143	48	154 572	29
Alle Tropenländer	1 756 299	718 297	41	204 314	12	587 281	34	246 407	13

^aBerücksichtigt werden nur Länder mit einem Tropenwaldbestand von mindestens 1 Mill. ha.

Quelle: FAO (1993a).

Tabelle A2 — Tropenwaldrodung nach Ländern und Waldformationen

Land	Tropenwaldrodung nach Waldformationen (1981–1990) ^a								
	Gesamt	Tiefelandregenwald		Bergregenwald		regengrüner Feuchtwald		regengrüner Trockenwald	
	1 000 ha	1 000 ha	vH	1 000 ha	vH	1 000 ha	vH	1 000 ha	vH
Costa Rica	50	22	44	28	56	0	0	0	0
Guatemala	81	49	60	1	2	31	38	0	0
Honduras	112	31	28	70	63	11	10	0	0
Mexiko	678	28	4	372	55	198	29	80	12
Nicaragua	124	77	62	40	33	7	6	0	0
Panama	64	34	52	31	48	0	0	0	0
Zentralamerika	1 112	240	22	544	49	247	22	80	7
Belize	5	5	100	0	0	0	0	0	0
Kuba	17	1	7	4	20	13	73	0	0
Dom. Republik	35	11	32	15	43	9	25	0	0
Französisch Guayana	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Guayana	18	13	72	2	10	3	17	0	0
Surinam	13	10	77	0	0	3	23	0	0
Karibik	122	60	48	23	19	42	34	0	0
Bolivien	625	0	0	92	15	441	70	92	15
Brasilien	3 671	1 013	28	640	18	1 706	46	313	9
Kolumbien	367	223	61	49	13	95	26	0	0
Ekuador	238	142	60	62	26	33	14	0	0
Paraguay	403	0	0	3	1	249	62	151	38
Peru	271	114	42	107	39	38	14	12	4
Venezuela	599	147	25	104	17	337	56	11	2
Südamerika	6 174	1 639	27	1055	17	2 899	47	579	9
Lateinamerika insges.	7 407	1 938	26	1620	22	3 188	43	661	9
Bhutan	16	1	6	13	79	0	0	2	14
Indien	339	50	15	36	11	38	11	216	64
Nepal	55	4	7	33	61	8	15	9	17
Pakistan	77	0	0	59	77	1	1	17	23
Sri Lanka	27	2	6	0	0	10	37	15	57
Südasien	551	88	16	141	26	62	11	260	47
Kambodscha	131	18	14	1	1	39	30	73	56
Laos	129	40	31	27	21	43	33	21	16
Myanmar	401	162	40	65	16	170	42	5	1
Thailand	515	151	29	46	9	196	38	122	24
Vietnam	137	48	35	18	13	56	41	16	11
Südostasien (Kont.)	1 314	418	32	156	12	503	38	236	18
Indonesien	1 212	1 026	85	147	12	38	3	0	0
Malaysia	396	369	93	27	7	0	0	0	0
Papua Neuguinea	113	91	82	17	15	2	2	1	1
Philippinen	316	168	53	96	30	52	17	0	0
Südostasien (ins.)	2 039	1 656	81	287	14	92	5	1	0
Asien insgesamt	3 904	2 162	55	584	15	657	17	509	13

noch Tabelle A2

Land	Tropenwaldrodung nach Waldformationen (1981–1990) ^a								
	Gesamt	Tieflandregenwald		Bergregenwald		regengrüner Feuchtwald		regengrüner Trockenwald	
	1 000 ha	1 000 ha	vH	1 000 ha	vH	1 000 ha	vH	1 000 ha	vH
Burkina Faso	32	0	0	0	0	15	48	17	52
Tschad	89	0	0	0	0	48	54	40	46
Guinea Bissau	16	0	0	0	0	16	100	0	0
Mali	106	0	0	0	0	38	36	69	64
Senegal	52	0	0	0	0	18	35	34	65
Westliche Sahelzone	295	0	0	0	0	136	46	160	54
Äthiopien	39	0	0	19	49	0	0	20	51
Kenia	7	0	0	6	83	0	0	1	17
Sudan	482	0	0	12	2	213	44	257	53
Uganda	65	0	0	48	75	14	21	2	4
Östliche Sahelzone	595	0	0	85	14	227	38	283	47
Benin	70	0	0	0	0	57	81	13	19
Côte d'Ivoire	119	0	0	0	0	119	100	0	0
Ghana	138	0	0	0	0	134	98	3	3
Liberia	25	6	22	0	0	20	78	0	0
Nigeria	119	7	6	2	2	101	85	8	7
Sierra Leone	12	5	40	0	1	7	59	0	0
Togo	22	0	0	0	0	22	100	0	0
Westafrika	591	18	30	5	1	544	92	25	8
Kamerun	122	37	30	13	11	67	55	5	4
Zentralafr. Republik	129	5	4	3	3	119	92	3	2
Kongo	32	13	40	0	0	20	60	0	0
Äquatorial Guinea	7	3	48	0	1	4	51	0	0
Gabun	116	7	6	0	0	109	94	0	0
Zaire	732	361	49	70	10	301	41	1	0
Zentralafrika	1 140	426	37	86	8	619	54	9	1
Angola	174	0	0	24	14	90	52	60	35
Botswana	77	0	0	0	0	0	0	77	100
Madagaskar	135	27	20	39	29	41	31	27	20
Malawi	53	0	0	5	9	45	86	3	5
Namibia	43	0	0	0	0	0	0	43	100
Mosambik	135	0	0	0	0	62	46	73	54
Sambia	363	0	0	2	1	255	70	106	29
Simbabwe	61	0	0	0	0	0	0	61	99
Tansania	438	0	0	39	9	228	52	172	39
Trop. südl. Afrika	1 480	27	2	111	8	721	49	621	41
Afrika insgesamt	4 100	471	12	289	7	2 246	55	1 094	26
Alle Tropenländer	15 411	4 545	30	2 524	16	6 085	40	2 258	14

^aBerücksichtigt werden nur Länder mit einem Tropenwaldbestand von mindestens 1 Mill. ha.

Quelle: FAO (1993a).

Tabelle A3 — Fortschreibung des Baumbestandes des indonesischen Tropenwaldes 1980–1990^a

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
1. Mengen (Mill. m³)											
<i>Anfangsbestand</i>	24 445,1	24 248,0	24 078,2	23 584,2	23 084,2	22 915,1	22 742,3	22 538,5	22 431,0	22 136,7	21 937,1
Baumwachstum	51,9	51,9	51,9	51,9	51,9	51,9	51,9	51,9	51,9	51,9	51,9
Holzernte	25,2	16,0	13,4	15,2	16,0	17,0	27,4	25,3	27,6	26,0	27,8
Ernteschäden	49,8	31,7	26,5	30,0	31,7	33,7	54,3	50,1	54,6	51,5	55,0
Waldbrände	14,0	14,0	346,0 ^b	346,0 ^b	14,0	14,0	14,0	14,0	14,0	14,0	14,0
Rodung	160,0	160,0	160,0	160,0	160,0	160,0	160,0	160,0	160,0	160,0	160,0
Summe d. Änderungen	-197,1	-169,8	-494,0	-499,3	-169,8	-172,8	-203,8	-197,5	-204,3	-199,6	-206,9
<i>Endbestand</i>	24 248,0	24 078,2	23 584,2	23 084,9	22 915,1	22 742,3	22 538,5	22 341,0	22 136,7	21 937,1	21 730,2
2. Wertgrößen (Mill. \$)											
<i>Anfangsbestand</i>	–	1 256 046,9	1 102 088,4	1 129 005,5	716 589,0	944 011,5	631 497,2	595 419,8	477 279,4	436 488,8	487 449,9
Baumwachstum	1 886,1	1 665,5	1 664,6	1 117,9	1 482,8	998,6	949,8	767,6	708,4	798,2	793,5
Holzernte	1 831,8	1 026,9	921,5	655,0	914,0	654,2	1 002,8	748,6	737,1	799,5	850,4
Ernteschäden	1 810,0	1 017,3	911,2	646,4	905,5	648,4	993,7	741,3	745,3	791,8	841,4
Waldbrände	508,8	449,3	11 030,5	7 452,8	400,0	269,4	256,2	207,1	191,1	215,3	214,1
Rodung	5 814,4	5 134,4	5 100,8	3 446,4	4 571,2	3 078,4	2 928,0	2 366,4	2 184,0	2 460,8	2 446,4
Summe d. Änderungen	-8 078,9	-5 962,4	-16 299,4	-11 082,7	-5 307,9	-3 651,8	-4 230,9	-3 295,7	-3 149,1	-3 469,2	-3 558,4
Wertänderung aufgrund von Schwankungen der Renten	–	-147 996,1	43 216,5	-401 333,8	232 730,3	-307 565,7	-31 846,5	-114 844,7	-37 641,5	54 430,3	-3 529,7
<i>Endbestand</i>	1 256 046,9	1 102 088,4	1 129 005,5	716 589,0	944 011,5	631 497,2	595 419,8	477 279,4	436 488,8	487 449,9	480 361,8

noch Tabelle A3

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
3. Bewertung (\$/m ³)											
Holzpreis	106,93	95,84	100,59	78,75	93,15	74,00	71,60	66,40	64,50	68,00	68,00
Erntekosten	34,24	31,68	31,82	35,66	36,02	35,52	35,00	36,81	37,20	37,25	37,41
Primärrente	72,69	64,18	68,77	43,09	57,13	38,48	36,60	29,59	27,30	30,75	30,59
Sekundärrente	36,34	32,09	31,88	21,54	28,57	19,24	18,30	14,79	13,65	15,38	15,29

^aDie Basis für die Fortschreibung des *Baumbestandes* bildet der Endbestand des Jahres 1980, der sich aus den Angaben der für dieses Jahr durchgeführten FAO-Forstinventur über die Flächen verschiedener Waldtypen (Primär-, Sekundär- und unproduktive Wälder) und die jeweiligen durchschnittlichen Baumbestände in diesen Waldtypen ermitteln läßt. In jedem einzelnen Jahr ergibt sich der Endbestand aus dem Anfangsbestand durch Addition des natürlichen Baumwachstums in eingeschlagenen Wäldern und durch Subtraktion von Erntemengen, Ernteschäden, Waldbränden und Rodungen. Für das natürliche Baumwachstum wird in Anlehnung an FAO-Schätzungen ein Wert von 1,5 m³/ha/Jahr angesetzt, der mit dem 1980 in Sekundärwäldern vorhandenen Baumbestand multipliziert wird. Die so ermittelte Größe wird über den gesamten Zeitraum konstant gehalten. Hinsichtlich der Ernteschäden wird unterstellt, daß pro geernteten Kubikmeter Holz zusätzlich 1,98 m³ Holz beschädigt werden (Repetto et al. 1989). Die Angaben für Waldbrände und Rodungen beruhen auf Schätzungen von Repetto et al. (1989) bzw. Partowidagdo (1995).

Als Referenzpreis für die *Bewertung* dient für den Zeitraum 1980-1984 der fob-Exportpreis für Stammholz und ab 1985, als die indonesische Regierung ein Exportverbot für Stammholz einführt, der inländische Outputpreis. Zieht man vom Holzpreis die Erntekosten ab, so ergibt sich der Nettopreis bzw. die Primärrente, mit der der Bestand an Primärwäldern bewertet wird. Zur Bewertung der geringerwertigen Sekundär- und unproduktiven Wälder wird ein Abschlag von 50 vH auf die Primärrente vorgenommen (Repetto et al. 1989). Da Holz überwiegend in Primärwäldern eingeschlagen wird, werden die Erntemengen mit der Primärrente bewertet. Baumwachstum, Ernteschäden, Waldbrände und Rodungen dominieren hingegen in Sekundärwäldern und werden deshalb mit der Sekundärrente bewertet.

^bDie hohen Baumverluste durch Waldbrände in den Jahren 1982 und 1983 sind auf die Großbrände in Kalimantan zurückzuführen.

Quelle: Partowidagdo (1995), Repetto et al. (1989), eigene Berechnungen.

Tabelle A4 — Aggregationsschema des Indonesien-Modells

Klassifikation im Indonesien-Modell	Klassifikation in der indonesischen Input-Output-Tabelle
1 Reis	(1) ungeschälter Reis; (2) handgeschälter Reis
2 Sonstige Nahrungsgüter	(3) Mais; (4) Wurzel- und Knollenfrüchte (Kassava, Kartoffeln etc.); (5) Obst und Gemüse; (6) sonstige Feldfrüchte (Bohnen, Erdnüsse etc.); (8) Zuckerrohr und brauner Zucker; (9) Kokosnüsse; (14) Nelken; (17) sonstige Agrarprodukte (Baumwolle, Blumen etc.)
3 Exportkulturen	(7) Kautschuk; (10) Kokosnuß- und Palmöl; (11) Tabak; (12) Kaffee; (13) Tee; (15) Pfeffer und Muskatnuß; (16) andere Exportkulturen (Kakao, Vanille etc.)
4 Sonstige Landwirtschaft	(18) Viehwirtschaft; (19) Schlachtereier; (20) Geflügel; (23) Fischerei
5 Forstwirtschaft	(21) Holz; (22) Nichtholzprodukte
6 Bergbau	(24) Kohle und Erze; (25) Erdöl und Erdgas; (26) übriger Bergbau
7 Konsumgüterindustrie	(27) Nahrungsmittelverarbeitung; (28) Öle und Fette; (29) Getreidemühlen; (30) Backwaren; (31) Zucker; (32) Genußmittel; (33) Getränke; (34) Zigaretten; (35) Spinnereien; (36) Textilien, Bekleidung und Lederwaren
8 Holzverarbeitung	(37) Verarbeitung von Holz, Bambus und Rattan
9 Düngemittel und Pestizide	(39) Düngemittel und Pestizide
10 Importsubst. Industrien	(38) Papier; (40) Chemie; (43) Glas, Keramik, Porzellan; (44) Zement; (45) Eisen und Stahl; (47) Metalle; (48) Maschinenbau; (49) Fahrzeugbau- und reparatur; (50) übrige Produkte (optische Geräte, Schmuck etc.)
11 Exportorientierte Industrien	(41) Raffinerien; (42) Gummi und Plastik; (46) Nichteisenmetalle
12 Baugewerbe	(52) Baugewerbe
13 Dienstleistungen	(51) Elektrizität, Gas und Wasser; (53) Handel; (54) Restaurants und Hotels; (55) Schienenverkehr; (56) Straßenverkehr; (57) Schiffsverkehr; (58) Luftverkehr; (59) Transportdienstleistungen; (60) Kommunikation; (61) Finanzdienstleistungen; (62) Unternehmensdienstleistungen; (63) öffentliche Verwaltung; (64) soziale Dienstleistungen; (65) kulturelle Dienstleistungen; (66) sonstige Dienstleistungen

Quelle: Die Klassifikation der 66 Sektoren umfassenden indonesischen Input-Output-Tabelle stammt aus BPS (1989).

Tabelle A5 — Input-Output-Tabelle für Indonesien 1985 (Mrd. Rupien)

Sektor	1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Σ 1-13
1.1 Reis (innere Inseln)	116	57	0	0	0	0	15	0	0	4 475	0	0	0	0	30	6	4 700
1.2 Reis (äußere Inseln)	57	28	0	0	0	0	8	0	0	2 204	0	0	0	0	15	3	2 315
2.1 Sonstige Nahrungsgüter (innere Inseln)	2	1	302	101	42	84	56	0	0	1 642	0	1	23	0	1	264	2 518
2.2 Sonstige Nahrungsgüter (äußere Inseln)	1	0	101	34	14	28	19	0	0	547	0	0	8	0	0	88	839
3.1 Exportkulturen (innere Inseln)	0	0	0	0	20	40	2	0	0	358	0	0	8	84	0	6	517
3.2 Exportkulturen (äußere Inseln)	0	0	0	0	40	81	3	0	0	727	0	0	17	170	0	12	1 050
4 Sonstige Landwirtschaft	7	4	30	10	2	4	1 554	0	0	178	0	0	7	0	0	753	2 549
5 Forstwirtschaft	0	0	4	1	1	2	15	8	1	8	744	0	13	0	390	17	1 205
6 Bergbau	0	0	0	0	0	0	4	0	640	4	0	230	182	5 923	727	102	7 812
7 Konsumgüter-industrie	2	1	9	3	1	2	416	1	30	2 314	28	10	73	46	8	1 234	4 176
8 Holzverarbeitung	0	0	6	2	3	5	11	0	1	16	143	1	29	3	927	30	1 178
9 Düngemittel und Pestizide	329	162	275	92	55	112	6	0	0	5	0	0	4	1	0	18	1 066
10 Importsbst. Industrie	6	3	21	7	19	39	89	51	216	697	159	347	4 285	617	4 091	1 826	12 444
11 Exportorientierte Industrie	2	1	23	8	9	19	105	37	143	198	75	69	523	610	1 900	2 728	6 448
12 Baugewerbe	4	2	26	9	9	19	21	16	106	24	7	0	32	50	31	931	1 289
13 Dienstleistungen	82	41	160	53	71	144	707	94	1 018	1 759	470	137	1 594	813	3 513	8 163	18 676
Σ 1-13	609	300	956	319	286	581	2 886	208	2 155	15 156	1 596	796	6 799	8 317	11 633	16 180	68 777
Bruttowertschöpfung (zu Faktorkosten)	4 252	2 094	6 351	2 117	641	1 301	4 079	1 393	14 551	4 085	984	1 209	3 635	5 145	5 975	37 815	95 617
Löhne, Gehälter	895	441	1 050	350	208	422	880	244	952	1 109	236	92	1 015	528	3 233	16 713	27 077
Gewinne	3 357	1 654	5 301	1 767	433	879	3 199	1 149	13 599	2 976	748	1 107	2 620	4 617	2 742	21 102	68 540
Indirekte Steuern	39	19	37	12	4	9	41	12	21	710	24	10	207	38	249	1 405	2 836
Subventionen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-807	0	0	0	0	-807
Bruttoproduktion	4 900	2 413	7 345	2 448	931	1 890	7 006	1 612	16 727	19 950	2 604	1 198	10 641	13 500	17 857	55 400	166 423

noch Tabelle A5

Sektor	Privater Konsum	Staatskonsum	Bruttoanlage- investitionen	Lagerinvestitionen	Exporte	Importe	Bruttoproduktion
1.1 Reis (innere Inseln)	106	0	0	41	52	0	4 900
1.2 Reis (äußere Inseln)	52	0	0	20	26	0	2 413
2.1 Sonstige Nahrungs- güter (innere Inseln)	5 250	3	0	60	44	530	7 345
2.2 Sonstige Nahrungs- güter (äußere Inseln)	1 750	1	0	20	15	177	2 448
3.1 Exportkulturen (innere Inseln)	70	0	0	8	370	33	931
3.2 Exportkulturen (äußere Inseln)	142	0	0	15	750	67	1 890
4 Sonstige Landwirtschaft	4 222	0	0	46	207	17	7 006
5 Forstwirtschaft	259	0	0	64	88	4	1 612
6 Bergbau	0	0	0	300	9 782	1 167	16 727
7 Konsumgüterin- dustrie	15 248	46	0	142	731	393	19 950
8 Holzverarbeitung	329	7	75	20	1 000	4	2 604
9 Düngemittel und Pestizide	53	11	0	101	85	113	1 198
10 Importsbst. Industrie	2 510	485	4 560	141	421	9 922	10 641
11 Exportorientierte Industrie	1 728	168	0	-99	6 110	856	13 500
12 Baugewerbe	0	374	16 194	0	0	0	17 857
13 Dienstleistungen	26 688	10 305	951	96	2 841	2 952	55 400
Σ 1-13	57 201	11 400	21 780	976	22 522	16 234	166 423

Quelle: BPS (b).

Tabelle A6 — Gleichungen, Variable und Parameter des Indonesien-Modells

Preissystem	Güternachfrage
[1] $PM_i = \overline{PWM_i} (1 + tm_i) R$	[15] $E_i = \overline{E_i} (PWE_i / \overline{PWSE_i})^{-\eta_i}$
[2] $PE_i = PWE_i (1 - te_i) R$	[16] $C_i = \frac{\beta_i^C C}{PQ_i}$
[3] $PQ_i = \frac{PD_i D_i + PM_i M_i}{Q_i}$	[17] $G_i = \beta_i^G \overline{GC}$
[4] $PX_i = \frac{PD_i D_i + PE_i E_i}{X_i}$	[18] $LI_i = \beta_i^L X_i$
[5] $PW_i = PX_i (1 - tx_i) - \sum_j PQ_j a_{ji}$	[19] $AI = I - \sum_i PQ_i LI_i$
[6] $PK_i = \sum_j PQ_j b_{ji}$	[20] $PK_i KN_i = s_i AI$
[7] $\overline{PBIP} = \frac{NBIP}{RBIP}$	[21] $IN_i = \sum_j b_{ji} KN_j$
Güterangebot und Faktornachfrage	Einkommen und Ersparnis
[8] $X_i = a_i A^{\alpha_{1i}} B^{\alpha_{2i}} K^{\alpha_{3i}} \quad i \neq F$	[22] $YF_f = \sum_i DL_f ADL_{if} FN_{if}$
[9] $FN_{if} = \frac{\alpha_{if} PW_i X_i}{DL_f ADL_{if}} \quad i \neq F$	[23] $ABS = \sum_i \Omega_i PK_i FN_{iK}$
[10] $V_i = \sum_j a_{ij} X_j$	[24] $YH = YF_f - ABS - R \cdot \overline{RG}$
[11] $Q_i = A_i^Q \left[\gamma_i^Q M_i^{-\delta_i} + (1 - \gamma_i^Q) D_i^{-\delta_i} \right]^{-1/\delta_i}$	[25] $C = (1 - th)(1 - s) YH$
[12] $M_i = D_i \left(\frac{PD_i}{PM_i} \right)^{\sigma_i} \left(\frac{\gamma_i^Q}{1 - \gamma_i^Q} \right)^{\sigma_i}$	[26] $SH = (1 - th)s YH$
[13] $X_i = A_i^T \left[\gamma_i^T E_i^{\omega_i} + (1 - \gamma_i^T) D_i^{\omega_i} \right]^{1/\omega_i}$	$YG = YH th + \sum_i DL_f ADL_{if} FN_{if} tf_f$
[14] $E_i = D_i \left(\frac{PE_i}{PD_i} \right)^{\tau_i} \left(\frac{1 - \gamma_i^T}{\gamma_i^T} \right)^{\tau_i}$	[27] $+ \sum_i PX_i X_i tx_i + \sum_i \overline{PWM_i} \cdot M_i R tm_i$ $- \sum_i PX_i X_i ps_i$
	[28] $SG = YG - \sum_i PQ_i G_i - R \cdot \overline{SD}$
	[29] $S = SH + SG + ABS + R \cdot \overline{KI}$

noch Tabelle A6

Gleichgewichtsbedingungen und makroökonomische Schließung	Forstwirtschaftliches Teilmodell
[30] $Q_i = V_i + C_i + G_i + IN_i + LI_i$ [31] $\sum_i FN_{if} = \overline{FA} f$ [32] $\overline{KI} = \overline{PWM}_i \cdot M_i - \overline{PWE}_i E_i + \overline{RG} + \overline{SD}$ [33] $S = I$	[37] $PV = \frac{(1 - \tau_B)(PX_F EM(T) - EK)e^{-r(T-T^*)}}{1 - e^{-r(T-T^*)}}$ [38] $EK = \overline{IR} \cdot PIR$ [39] $PX_F EM'(T) = \frac{r(PX_F EM(T) - EK)}{1 - e^{-r(T-T^*)}}$
Dynamische Gleichungen	[40] $HM(T) = \frac{\overline{K}}{1 - [1 - \overline{K} / \overline{HM}(0)]e^{-gT}}$ [41] $MM(T^*) = \frac{\overline{K}}{1 - [1 - \overline{K} / \overline{HM}(0)]e^{-gT^*}}$
[34] $FA_{A,t} = (1 + \lambda)FA_{A,t-1}$ [35] $FA_{B,t} = (1 + \nu)FA_{B,t-1}$ [36] $l_{i,t} = PA_{i,t-1} + \mu PA_{i,t-1} \left(\frac{PR_{i,t-1} - DPR_{t-1}}{DPR_{t-1}} \right)$	[42] $EM(T) = HM(T) - MM(T^*)$ [43] $X_F = \frac{EM(T) BF}{T - T^*}$ [44] $IB = \frac{\overline{IR} \cdot BF}{T - T^*}$ [45] $FN_{Ff} = \frac{\alpha_{Ff} (PW_F X_F - DL_B ADL_{FB} FN_{FB})}{DL_F ADL_{Ff}}$ [46] $NR = \frac{(1 - \tau_B)(PX_F EM(T) - EK)}{T - T^*}$

noch Tabelle A6

Erklärung der Variablen ^a			
PM_i	Importpreis in Inlandswährung	I	gesamte Investitionen
PWM_i	Weltmarktpreis für Importe in Auslandswährung	KN_i	Investitionen nach Bestimmungssektoren
R	Wechselkurs (Rupien/\$)	IN_i	Investitionen nach Herkunftssektoren
PE_i	Exportpreis in Inlandswährung	YF_f	Faktoreinkommen
PWE_i	Exportpreis in Auslandswährung	ABS	Abschreibungen
$PWSE_i$	gewichteter Weltmarktpreis für Exporte aus anderen Ländern	YH	Haushaltseinkommen
PQ_i	Verbraucherpreis zusammengesetzter Güter	$\overline{RG}$	repatriierte Gewinne
PD_i	Inlandspreis heimisch produzierter Güter	SH	private Ersparnis
PX_i	inländischer Produzentenpreis	YG	Staatseinnahmen
PW_i	Stückwertschöpfung	SG	staatliche Ersparnis
$PBIP$	Deflator des Bruttoinlandsprodukts	$\overline{SD}$	Schuldendienst
PK_i	Kapitalgüterpreis	S	gesamte Ersparnis
D_i	Inlandsnachfrage nach inländisch produzierten Gütern	$\overline{KI}$	Kapitalimporte
M_i	sektorale Importe	$\overline{FA}_f$	Faktorangebot
Q_i	Angebot an zusammengesetzten Gütern	PA_i	sektoraler Anteil an den gesamten Profiten
E_i	sektorale Exporte	PR_i	sektorale Profitrate
X_i	sektorale Produktion	DPR	durchschnittliche Profitrate
$NBIP$	nominales Bruttoinlandsprodukt	PV	Gegenwartswert der Nettoeinnahmen in der Forstwirtschaft
$RBIP$	reales Bruttoinlandsprodukt	$EM(T)$	Erntemenge pro Rotation
A	Arbeitseinsatz	EK	Erntekosten pro Rotation
B	Bodeneinsatz	T	Einschlagsalter
K	Kapitaleinsatz	T^*	Mindesteinschlagsalter
FN_{if}	sektorale Faktornachfrage	$T - T^*$	Rotationsperiode
DL_f	Durchschnittslohn	$\overline{IR}$	Inputbündel aus Arbeit, Kapital und Vorleistungen
V_i	Vorleistungsnachfrage	PIR	Preisindex des Inputbündels
$\overline{E}_i$	Exporte der Basisperiode	$HM(T)$	Baumbestand zum Zeitpunkt der Ernte
C_i	sektorale Konsumnachfrage	$\overline{K}$	Baumbestand im Klimaxwald
C	gesamte Konsumnachfrage	$MM(T^*)$	Mindestbaumbestand
G_i	sektorale Staatsnachfrage	$\overline{HM}(0)$	gegenwärtiger Baumbestand
$\overline{GC}$	gesamte Staatsnachfrage	IB	jährlicher Einsatz des Inputbündels
LI_i	Lagerinvestitionen	NR	jährliche Nettobodenrendite in der Forstwirtschaft
		AI	aggregierte Bruttoanlageinvestitionen

^aExogene Variable sind mit einem Querstrich oder einem Stern gekennzeichnet.

noch Tabelle A6

Erklärung der Parameter			
tm_i	Zollsatz	$\tau_i(\omega_i)$	Transformationselastizität zwischen inländischen Verkäufen und Exporten (Transformationsparameter)
te_i	Exportsteuersatz	η_i	Preiselastizität der Exportnachfrage
tx_i	indirekter Steuersatz	β_i^C, β_i^G	Ausgabenanteile
th	Einkommenssteuersatz	β_i^I	Anteil der Lagerinvestitionen an der Produktion
tf_f	Faktorsteuersatz	s_i	Investitionsallokationsparameter
ps_i	Produktionssubventionssatz	Ω_i	sektorale Abschreibungsrate
a_{ij}	Vorleistungskoeffizienten	s	marginale Sparquote der privaten Haushalte
b_{ij}	Kapitalkoeffizienten	λ	Wachstumsrate des Arbeitsangebotes
ADL_{if}	Faktormarktverzerrungsparameter	γ	Diskontrate in der Forstwirtschaft
α_{if}	partielle Produktionselastizitäten	v	Wachstumsrate des Bodenangebotes
a_i	Technologieparameter	g	intrinsische Wachstumsrate der Bäume
A_i^Q, A_i^T	Lageparameter		
γ_i^Q, γ_i^T	Distributionsparameter		
$\sigma_i(\delta_i)$	Substitutionselastizität zwischen Importen und inländisch produzierten Substituten (Substitutionsparameter)		
μ	Mobilitätsparameter		

Literaturverzeichnis

- Adger, N., K. Brown, R. Cervigni und D. Moran (1994). Towards Estimating Total Economic Value of Forests in Mexico. CSERGE Working Paper 94–21. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, Norwich.
- Allen, J.C. und D.F. Barnes (1985). The Causes of Deforestation in Developing Countries. *Annals of the Association of American Geographers* 75(2): 163–184.
- Amelung, T. (1989). Zur Rettung der tropischen Regenwälder: Eine kritische Bestandsaufnahme der wirtschaftspolitischen Lösungsvorschläge. *Die Weltwirtschaft* (2): 152–165.
- (1991a). Debt-for-Nature Swaps als Instrument zum Umweltschutz und zur Entschuldung der Dritten Welt — Zwei Fliegen mit einer Klappe? Kieler Arbeitspapiere 476. Institut für Weltwirtschaft, Kiel.
- (1991b). Internationale Transferzahlungen zur Lösung globaler Umweltprobleme dargestellt am Beispiel der tropischen Regenwälder. *Zeitschrift für Umweltrecht und Umweltpolitik* 14(2): 159–178.
- Amelung, T., und M. Diehl (1992). *Deforestation of Tropical Rain Forests: Economic Causes and Impact on Development*. Kieler Studien 241. Tübingen.
- Armington, P. (1969). A Theory of Demand for Products Distinguished by Place of Production. *IMF Staff Papers* 16(1): 159–178.
- Arnold, T.W. (1990). *An Analysis of Trade Policies Relating to Indonesia's Forest Products*. Ministry of Forestry, Government of Indonesia and FAO. Jakarta.
- Arrow, K.J., und A.C. Fisher (1974). Environmental Preservation, Uncertainty, and Irreversibility. *Quarterly Journal of Economics* 88(2): 312–319.
- Balassa, B. (1991). *Economic Policies in the Pacific Area Developing Countries*. Basingstoke.
- Bandara, J.S. (1991). Computable General Equilibrium Models for Development Policy Analysis in LDCs. *Journal of Economic Surveys* 5(1): 1–69.

- Barbier, E., und M. Rauscher (1994). Trade, Tropical Deforestation and Policy Interventions. *Environmental and Resource Economics* 4(1): 75–90.
- Barbier, E., N. Bockstael, J. Burgess und I. Strand (1995). The Linkages Between the Timber Trade and Tropical Deforestation in Indonesia. *The World Economy* 18(3): 419–442.
- Barbier, E., J. Burgess, B. Aylward und J. Bishop (1992). Timber Trade, Trade Policies and Environmental Degradation. LEEC Discussion Paper 92-0. London Environmental Economics Centre, London.
- Bautista, R.M. (1988). Foreign Borrowing as Dutch Disease — A Quantitative Analysis for the Philippines. *International Economic Journal* 2(3): 35–49.
- Benjamin, N., S. Devarajan und R.J. Weiner (1989). The Dutch Disease in a Developing Country: Oil Reserves in Cameroon. *Journal of Development Economics* 30(1): 71–92.
- Bhagwati, J.N., und V.K. Ramaswani (1963). Domestic Distortions, Tariffs and the Theory of the Optimum Subsidy. *Journal of Political Economy* 71(1): 44–50.
- Binkley, C. (1987). When Is the Optimal Economic Rotation Longer than the Rotation of Maximum Sustained Yield? *Journal of Environmental Economics and Management* 14(2): 152–158.
- Birdsall, N. und A. Steer (1993). Handlungsbedarf gegen die globale Erwärmung — aber ohne Fälschung der Bücher. *Finanzierung und Entwicklung* 30(1): 6–8.
- Bishop, R.C. (1982). Option Value: An Exposition and Extension. *Land Economics* 58(1): 1–15.
- Botkin, D.B. und L.M. Talbot (1992). Biological Diversity and Forests. In N.P. Sharma (Hrsg.), *Managing the World's Forests*. World Bank, Washington, D.C.
- Bourguignon, F., W.H. Branson und J. de Melo (1989). Macroeconomic Adjustment and Income Distribution: A Macro-Micro Simulation. OECD Development Center Technical Paper 1. Paris.
- Bowes, M., und J.V. Krutilla (1989). *Multiple-Use Management: The Economics of Public Forestlands*. Washington, D.C.
- BPS (Biro Pusat Statistik) (1986). *Agricultural Census 1983*. Jakarta.

- BPS (Biro Pusat Statistik) (1989). *Indonesian Input-Output Table 1985* (1). Jakarta.
- (1991). *Social Accounting Matrix Indonesia 1985* (2). Jakarta.
- (lfd. Jgg.). *Statistical Yearbook of Indonesia*. Jakarta.
- Braga, C.A. (1992). Tropical Forests and Trade Policy: The Cases of Indonesia and Brazil. In P. Low (Hrsg.), *International Trade and the Environment*. World Bank Discussion Paper 159. Washington, D.C.
- Braun, J. von (1995). Konfliktgeladene Bildung von Märkten für pflanzen-genetische Ressourcen: Institutionelle und ökonomische Implikationen für Entwicklungsländer. Referat im Ausschuß Entwicklungsländer des Vereins für Socialpolitik. Hamburg, Juni.
- Brooke, A., D. Kendrick und A. Meeraus (1988). *GAMS: A User's Guide*. Redwood City.
- Browder, J. (1988). Public Policy and Deforestation in the Brazilian Amazon. In R. Repetto und M. Gillis (Hrsg.), *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*. New York.
- Brown, K., und D.W. Pearce (1994). *The Causes of Tropical Deforestation*. London.
- Burgess, J.C. (1992). Economic Analysis of the Causes of Tropical Deforestation. LEEC Discussion Paper 92-03. London Environmental Economics Centre, London.
- Capistrano, A.D. (1994). Tropical Forest Depletion and the Changing Macroeconomy, 1967—1985. In K. Brown und D.W. Pearce (Hrsg.), *The Causes of Tropical Deforestation*. London.
- Cervigni, R. (1993). Conserving Biological Resources: Costs, Benefits and Incentives in an International Perspective. Nota di Lavoro 17.93. Mailand.
- Chang, J.S. (1983). Rotation Age, Management Intensity and Economic Factors of Timber Production: Do Changes in Stumpage Price, Interest Rate, Regeneration Cost, and Forest Taxation Matter? *Forest Science* 26(2): 267–277.
- Clark, C. (1990). *Mathematical Bioeconomics*. New York.
- Clawson, M., und J. Knetsch (1966). *Economics of Outdoor Recreation*. Baltimore.

- Cline, W. (1992). *The Economics of Global Warming*. Washington.
- (1993). Der Bekämpfung des Treibhauseffektes eine faire Chance einräumen. *Finanzierung und Entwicklung* 30(1): 3–5.
- Coase, R. (1960). The Problem of Social Cost. *The Journal of Law and Economics* 3(1): 1–44.
- Constantino, L.F., und D. Ingram (1990). *Supply-Demand Projections for the Indonesian Forestry Sector*. Directorate General of Forest Utilization, Ministry of Forestry, Government of Indonesia and FAO. Jakarta.
- Corden, W.M. (1974). *Trade Policy and Economic Welfare*. Oxford.
- Corden, W.M., und J.P. Neary (1982). Booming Sector and De-Industrialization in a Small Open Economy. *Economic Journal* 92 (December): 825–848.
- Darusman, D. (1991). A Study of Ecotourism as an Alternative Use of Forest Resources: The Case of Gunung Gede National Park, West Java. Bogor Agriculture Institute. Bogor (mimeo).
- Deacon, R.T. (1994). Deforestation and the Role of Law in a Cross-Section of Countries. *Land Economics* 70(4): 414–430.
- (1995). Assessing the Relationship between Government Policy and Deforestation. *Journal of Environmental Economics and Management* 28(1): 1–18.
- DeBeer, J., und M.J. McDermott (1989). *The Economic Value of Non-timber Forest Products in Southeast Asia*. Amsterdam.
- Dee, P.S. (1991). Modelling Steady State Forestry in a Computable General Equilibrium Context. Working Paper Series 91/8. National Centre for Development Studies, Australian National University, Canberra.
- Dervis, K.J., J. de Melo und S. Robinson (1982). *General Equilibrium Models for Development Policy*. Cambridge, Mass.
- Devarajan, S. (1990). Can Computable General Equilibrium Models Shed Light on Environmental Problems in Developing Countries? Konferenzbeitrag für die WIDER Conference on the Environment and Emerging Development Issues. Helsinki (mimeo).
- Devarajan, S., und J.R. Lewis (1991). Structural Adjustment and Economic Reform in Indonesia: Model-Based Policies versus Rules of Thumb. In D. Perkins und M. Roemer (Hrsg.), *Reforming Economic Systems in Developing Countries*. Cambridge, Mass.

- Devarajan, S., und S. Robinson (1991). From Stylized to Applied Models: Building Multisector CGE Models for Policy Analysis. Working Paper Series 616. Department of Agricultural and Resource Economics, University of California at Berkeley.
- Devarajan, S., J.D. Lewis und S. Robinson (1990). Policy Lessons from Two-Sector Models. Working Paper Series 535. Department of Agricultural and Resource Economics, University of California at Berkeley.
- Diamond, P.A., und J.A. Hausman (1993). On Contingent Valuation Measurement of Nonuse Values. In J.A. Hausman (Hrsg.), *Contingent Valuation: A Critical Assessment*. Amsterdam.
- Ehui, S.K., und T.W. Hertel (1989). Deforestation and Agricultural Productivity in the Côte d'Ivoire. *American Journal of Agricultural Economics* 71(3): 703–711.
- EK (Enquete-Kommission Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre) (1990). *Zweiter Bericht zum Thema Schutz der tropischen Regenwälder*. Deutscher Bundestag, 11. Wahlperiode, Drucksache Nr. 11/7220. Bonn, 24. Mai.
- (1994). *Schutz der grünen Erde*. Bonn.
- Fane, G., und C. Phillips (1991). Effective Protection in Indonesia in 1987. *Bulletin of Indonesian Economic Studies* 27(1): 105–126.
- Fankhauser, S. (1992). The Economic Costs of Global Warming: Some Monetary Estimates. Paper presented to the International Workshop on Costs, Impacts and Possible Benefits of CO₂ Mitigation. Laxenburg.
- (1994). *Valuing Climate Change: The Economics of Climate Change*. London.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (1991). Ministry of Forestry, Indonesian Tropical Forestry Action Programme. Country Brief. Jakarta.
- (1993a). Forest Resources Assessment Project 1990. FAO Forestry Paper 112. Rom.
- (1993b). *Trade Yearbook*. Rom.
- (1993c). *Yearbook Forest Products*. Rom.
- FAO/UNEP (United Nations Environment Programme) (1981). *Tropical Forest Resources Assessment Project*. Technical Report 3. Rom.

- Fasbender, K., und S. Erbe (1990). *Towards a New Home: Indonesia's Managed Mass Migration*. Hamburg.
- Faustmann, M. (1968). On the Determination of the Value which Forest Land and Immature Stands Possess for Forestry. In M. Glane (Hrsg.), *Martin Faustmann and the Evolution of Discounted Cash Flow*. Institute Paper Series 42. Commonwealth Forestry Institute, University of Oxford. [Original publiziert in *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* (25) 1849.]
- Fisher, A.C., und W.M. Hanemann (1991). Valuation of Tropical Forests. Working Paper Series 576. Department of Agricultural and Resource Economics, University of California at Berkeley.
- Gasiorek, M., und A. Smith (1992). A. Venables, Trade and Welfare: A General Equilibrium Model. Discussion Paper Series 672. Centre of Economic Policy Research, London.
- Gillis, M. (1988a). Indonesia: Public Policies, Resource Management and the Tropical Forest. In R. Repetto und M. Gillis (Hrsg.), *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*. New York.
- (1988b). Malaysia: Public Policies, Resource Management and the Tropical Forest. In R. Repetto und M. Gillis (Hrsg.), *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*. New York.
- (1992). Forest Concession Management and Revenue Policies. In N.P. Sharma (Hrsg.), *Managing the World's Forests*. World Bank, Washington, D.C.
- Gonzalez, L.A., F. Kasryno, N.D. Perez und M.W. Rosegrant (1993). *Economic Incentives and Comparative Advantage in Indonesian Food Crop Production*. Research Report 93. International Food Policy Research Institute. Washington, D.C.
- Gray, J.A. (1983). Forest Revenue System in Developing Countries. FAO Forestry Paper 43. Rom.
- Gray, J.A., und S. Hadi (1990). *Fiscal Policies and Pricing in Indonesian Forestry*. Ministry of Forestry, Government of Indonesia and FAO. Jakarta.
- Grut, M., J.A. Gray und N. Egli (1991). Forest Pricing and Concession Policies: Managing the High Forests of West and Central Africa. World Bank Technical Paper 143. Washington, D.C.

- Harrison, G. (1986). A General Equilibrium Analysis of Tariff Reductions. In T.N. Srinivasan, J. Whalley (Hrsg.), *General Equilibrium Trade Policy Modeling*. Cambridge, Mass.
- Hartman, R. (1976). Harvesting Decision when a Standing Forest has Value. *Economic Inquiry* 14(1): 52–58.
- Hartman, R., und M.L. Plummer (1987). Option Value under Income and Price Uncertainty. *Journal of Environmental Economics and Management* 14(3): 212–225.
- Houghton, R.A. (1993). The Role of the World's Forests in Global Warming. In K. Ramakrishna und G.M. Woodwell (Hrsg.), *World Forests for the Future: Their Use and Conservation*. New Haven.
- Hyde, W.F., und R.A. Sedjo (1992). Managing Tropical Forests: Reflections on the Rent Distribution Discussion. *Land Economics* 68(3): 343–350.
- ILO (International Labour Organization) (1992). *ILO Yearbook of Labour Statistics*. Genf.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1990). *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment*. Cambridge, Mass.
- Johnson, H.G. (1965). Optimal Trade Interventions in the Presence of Domestic Distortions. In R.E. Caves et al. (Hrsg.), *Trade, Growth and the Balance of Payments*. Amsterdam.
- Jorgenson, D.W., und P.J. Wilcoxon (1991). Reducing US Carbon Dioxide Emissions: The Costs of Different Goals. In John R. Moroney (Hrsg.), *Energy, Growth and the Environment*. Greenwich.
- Kahn, J.R., und J.A. McDonald (1995). Third World Debt and Tropical Deforestation. *Ecological Economics* 12(2): 107–123.
- Keuning, S.J. (1991). Allocation and Composition of Fixed Capital Stock in Indonesia: An Indirect Estimate Using Incremental Capital Value Added Ratios. *Bulletin of Indonesian Economic Studies* 27(2): 91–120.
- Klepper, G., O. Lorz, F. Stähler, R. Thiele und M. Wiebelt (1994). Empirische Allgemeine Gleichgewichtsmodelle — Struktur und Anwendungsmöglichkeiten. *Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik* 213(5): 513–544.
- Kling, C.L. (1993). An Assessment of the Empirical Magnitude of Option Values for Environmental Goods. *Environmental Resource Economics* 3(5): 471–485.

- Kooten, G.C. van, C.S. Binkley und G. Delcourt (1995). Effect of Carbon Taxes and Subsidies on Optimal Forest Rotation Age and Supply of Carbon Services. *American Journal of Agricultural Economics* 77(2): 365–374.
- Kopp, R.J. (1992). Why Existence Value Should Be Used in Cost-Benefit Analysis. *Journal of Policy Analysis and Management* 11(1): 123–130.
- Kramer, R., R. Healy und R. Mendelsohn (1992). Forest Valuation. In N. P. Sharma (Hrsg.), *Managing the World's Forests*. World Bank, Washington, D.C.
- Krueger, A.O., M. Schiff und A. Valdés (1992). *The Political Economy of Agricultural Pricing Policies: A World Bank Comparative Study*. Baltimore.
- Landefeld, J. S., und J.R. Hines (1985). Valuing Non-Renewable Natural Resources — The Mining Industries. *Review of Income and Wealth* 31(1): 1–20.
- Larson, D. (1993). On Measuring Existence Value. *Land Economics* 69(3): 377–388.
- Larson, D., und P.R. Flacco (1992). Measuring Option Prices from Market Behaviour. *Journal of Environmental Economics and Management* 22(2): 178–198.
- Lau, L.J. (1984). Comments on Mansur und Whalley. In H. Scarf und J.B. Shoven (Hrsg.), *Applied General Equilibrium Analysis*. New York.
- Lindsay, H. (1989). The Indonesian Log Export Ban: An Estimation of the Foregone Export Earnings. *Bulletin of Indonesian Economic Studies* 25(2): 111–123.
- Loomis, J., A. Gonzalez-Caban und R. Gregory (1994). Do Reminders of Substitutes and Budget Constraints Influence Contingent Valuation Estimates? *Land Economics* 70(4): 499–506.
- Mahar, D.J. (1989). *Government Policies and Deforestation in Brazil's Amazon Region*. World Bank, Washington, D.C.
- Manne, A.S., und R.G. Richels (1992). *Buying Greenhouse Insurance: The Economic Costs of CO₂ Emission Limits*. Cambridge, Mass.
- Mansur, A., und J. Whalley (1984). Numerical Specification of Applied General Equilibrium Models: Estimation, Calibration and Data. In H. Scarf und J.B. Shoven (Hrsg.), *Applied General Equilibrium Analysis*. New York.

- Mendelsohn, R. (1994). Property Rights and Tropical Deforestation. *Oxford Economic Papers* 46 (October): 750–756.
- Mendelsohn, R., und M.J. Balick (1992). Assessing the Economic Value of Traditional Medicines from Tropical Rain Forests. *Conservation Biology* 6(1): 128–130.
- Mercer, D.F., und J. Soussan (1992). Fuelwood Problems and Solutions. In N.P. Sharma (Hrsg.), *Managing the World's Forests*. World Bank, Washington, D.C.
- Michaelis, P. (1993). Stabilising the Global Greenhouse. A Simulation Model. Kieler Arbeitspapiere 604. Institut für Weltwirtschaft, Kiel.
- Ministry of Forestry (1991). *Forestry Statistics of Indonesia 1989/1990*. Jakarta.
- Mitchell, R.C., und R.T. Carson (1989). *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Washington, D.C.
- Mohr, E. (1993). Sustainable Development and International Distribution: Theory and Application to Rainforests as Carbon Sinks. Kieler Arbeitspapiere 602. Institut für Weltwirtschaft, Kiel.
- Muzondo, T.M., K.M. Miranda und A.L. Bovenberg (1990). Public Policy and the Environment: A Survey of the Literature. IMF Working Paper 90/56. Washington, D.C.
- Myers, N. (1994). Tropical Deforestation: Rates and Patterns. In K. Brown, D. Pearce (Hrsg.), *The Causes of Tropical Deforestation*. London.
- Newman, D.H., C.B. Gilbert und W.F. Hyde (1985). The Optimal Forest Rotation with Evolving Prices. *Land Economics* 61(4): 347–353.
- Nguyen, D. (1979). Environmental Services and the Optimal Rotation Problem in Forest Management. *Journal of Environmental Management* 8(2): 127–136.
- Nordhaus, W.D. (1991). To Slow or Not to Slow: The Economics of the Greenhouse Effect. *Economic Journal* 101 (July): 920–937.
- (1993). Optimal Greenhouse-Gas Reductions and Tax Policy in the 'Dice' Model. *American Economic Review* 83(2): 313–317.
- Norman, V. (1990). Assessing Trade and Welfare Effects of Trade Liberalization. A Comparison of Alternative Approaches to CGE Modeling with Imperfect Competition. *European Economic Review* 34(4): 725–751.

- Nunnenkamp, P. (1993). Financing the Global Environment. *Intereconomics* 28(3): 132–137.
- Palo, M., G. Mery und J. Salmi (1987). Deforestation in the Tropics: Pilot Scenarios Based on Quantitative Analysis. In M. Palo und J. Salmi (Hrsg.), *Deforestation or Development in the Third World*. Helsinki.
- Partowidagdo, W. (1995). Information about the Goods and Services Provided by Indonesia's Tropical Forests. Jakarta (mimeo).
- Pearce, D.W. (1992). An Economic Approach to Saving the Tropical Forests. In D. Helm (Hrsg.), *Economic Policy Towards the Environment*. Oxford.
- (1993). *Economic Values and the Natural World*. London.
- Pearce, D.W., E. Barbier und Markandya (1990). *Sustainable Development: Economics and Environment in the Third World*. Worcester.
- Pearce, D.W., und R.K. Turner (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. Baltimore.
- Pearce, D.W., und S. Puroshothaman (1992). *Protecting Biological Diversity: The Economic Value of Pharmaceutical Plants*. CSERGE Discussion Paper 92–27. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, Norwich.
- Pearce, D.W., und J. Warford (1993). *World Without End: Economics, Environment and Sustainable Development*. World Bank, Washington, D.C.
- Persson, A. (1994). *Deforestation in Costa Rica: Investigating the Impacts of Market Failures and Unwanted Side Effects of Macro Policies Using Three Different Modelling Approaches*. Beijer Discussion Paper Series 48. Beijer Institute, Stockholm.
- Persson, A., und M. Munasinghe (1995). Natural Resource Management and Economywide Policies in Costa Rica: A Computable General Equilibrium (CGE) Modeling Approach. *The World Bank Economic Review* 9(2): 259–285.
- Peters, C.M., A.H. Gentry und R. Mendelsohn (1989). Valuation of an Amazonian Rainforest. *Nature* 339 (June): 655–656.
- Poore, D.C., P. Burgess, J. Palmer, S. Rietbergen und T. Synnott (1989). *No Timber Without Trees*. London.

- Powell, A., und F. Gruen (1968). The Constant Elasticity of Transformation Production Frontier and the Linear Supply System. *International Economic Review* 9(3): 315–328.
- Principe, P. (1991). *Monetizing the Pharmacological Benefits of Plants*. US Environmental Protection Agency. Washington, D.C.
- Pyatt, G., und J.I. Round (1985). *Social Accounting Matrices: A Basis for Planning*. World Bank, Washington, D.C.
- Repetto, R. (1988). *The Forest for the Trees? Government Policies and the Misuse of Forest Resources*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- (1989). Economic Incentives for Sustainable Production. In G. Schramm und J. Warford (Hrsg.), *Environmental Management and Economic Development*. World Bank, Washington, D.C.
- (1990). Deforestation in the Tropics. *Scientific American* 262(4): 36–42.
- Repetto, R., und M. Gillis (1988). *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*. Cambridge, Mass.
- Repetto, R., W. Magrath, M. Wells, C. Beer und F. Rossini (1989). *Wasting Assets: Natural Resources in the National Income Accounts*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Robinson, S. (1991). Macroeconomics, Financial Variables, and Computable General Equilibrium Models. *World Development* 19(11): 1509–1525.
- Rowe, R., N.P. Sharma und J. Browder (1992). Deforestation: Problems, Causes, and Concerns. In N.P. Sharma (Hrsg.), *Managing the World's Forests*. World Bank, Washington, D.C.
- Rudel, T. (1994). Population, Development and Deforestation: A Cross-national Study. In K. Brown und D.W. Pearce (Hrsg.), *The Causes of Tropical Deforestation*. London.
- Ruitenbeek, J. (1989). *Social Cost-Benefit Analysis of the Korup Project, Cameroon*. World Wide Fund for Nature, London.
- Rutström, E.E. (1991). *The Political Economy of Protectionism in Indonesia: A Computable General Equilibrium Analysis*. EFI Report, Stockholm Institute of Economics, Stockholm.
- Salter, W.E. (1959). Internal and External Balance. The Role of Price and Expenditure Effects. *Economic Record* 35: 226–238.

- Samuelson, P.A. (1976). Economics of Forestry in an Evolving Society. *Economic Inquiry* 14(4): 466–492.
- Sandler, T. (1993). Tropical Deforestation: Markets and Market Failures. *Land Economics* 69(3): 225–233.
- Schneider, R. (1993). The Potential for Trade with the Amazon in Greenhouse Gas Reduction. LATEN Dissemination Note #2. World Bank, Washington, D.C.
- Sedjo, R. (1992). Property Rights, Genetic Resources, and Biotechnological Change. *Journal of Law and Economics* 35(1): 199–213.
- Serageldin, I. (1993). Umweltverträgliche Gestaltung der Entwicklung. *Finanzierung und Entwicklung* 30(4): 6–10.
- Serôa da Motta, R. (1993). *Past and Current Policy Issues Concerning Tropical Deforestation in Brazil*. Kieler Arbeitspapiere 566. Institut für Weltwirtschaft, Kiel.
- Shafik, N. (1994). Macroeconomic Causes of Deforestation: Barking up the Wrong Tree? In K. Brown und D.W. Pearce (Hrsg.), *The Causes of Tropical Deforestation*. London.
- Sharma, N.P. (1992). *Managing the World's Forests*. World Bank, Washington, D.C.
- Shoven, J.B., und J. Whalley (1984). Applied General Equilibrium Models of Taxation and International Trade. *Journal of Economic Literature* 22(3): 1007–1051.
- Siebert, H. (1983). *Ökonomische Theorie natürlicher Ressourcen*. Tübingen.
- (1994). *Außenwirtschaft*. Stuttgart.
- (1995). *Economics of the Environment*. Berlin.
- Singh, K.D. (1993). The 1990 Tropical Forest Resources Assessment. *Unasylva* 44(3): 10–19.
- Southgate, D. (1994). Tropical Deforestation and Agricultural Development in Latin America. In K. Brown und D.W. Pearce (Hrsg.), *The Causes of Tropical Deforestation*. London.
- Stähler, F. (1994). Biological Diversity: The International Management of Genetic Resources and Its Impact on Biotechnology. *Ecological Economics* 11(3): 227–236.

- St. Hilaire, F., und J. Whalley (1983). A Microconsistent Equilibrium Data Set for Canada for Use in Tax Policy Analysis. *Review of Income and Wealth* 29(2): 175–204.
- Swan, T.W. (1960). Economic Control in a Dependent Economy. *Economic Record* 36: 51–66.
- Taylor, L. (1990). Structuralist CGE Models. In L. Taylor (Hrsg.), *Socially Relevant Policy Analysis*. Cambridge, Mass.
- Thiele, R. (1994a). How to Manage Tropical Forests More Sustainably: The Case of Indonesia. *Intereconomics* 29(4): 184–193.
- (1994b). Zur ökonomischen Bewertung tropischer Regenwälder. *Die Weltwirtschaft* (3): 363–378.
- (1995). Conserving Tropical Rain Forests in Indonesia: A Quantitative Assessment of Alternative Policies. *Journal of Agricultural Economics* 46(2): 187–199.
- Thiele, R., und M. Wiebelt (1993). National and International Policies for Tropical Rain Forest Conservation — A Quantitative Analysis for Cameroon. *Environmental & Resource Economics* 3(6): 501–503.
- Thomson, T.A. (1992). Optimal Forest Rotation When Stumpage Prices Follow a Diffusion Process. *Land Economics* 68(3): 329–342.
- Thorbecke, E. (1992). *Adjustment and Equity in Indonesia*. OECD, Development Centre. Paris.
- Tietenberg, T. (1992). *Environmental and Natural Resource Economics*. New York.
- Timmer, C.P. (1989). Indonesia: Transition from Food Importer to Exporter. In T. Sicular (Hrsg.), *Food Price Policy in Asia*. Ithaca.
- Tobey, J.A. (1993). Toward a Global Effort to Protect the Earth's Biological Diversity. *World Development* 21(12): 1931–1945.
- Tobey, J.A., J. Reilly und S. Kane (1992). Economic Implications of Global Climate Change for World Agriculture. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 17(1): 195–204.
- Tobias, D., und R. Mendelsohn (1991). Valuing Ecotourism in a Tropical Rainforest Reserve. *Ambio* 20(2): 91–93.
- Tyers, R., und K. Anderson (1992). *Disarray in World Food Markets: A Quantitative Assessment*. Cambridge, Mass.

- UN (United Nations) (lfd. Jgg.). *UN Handbook of Industrial Statistics*. New York.
- Varangis, P.N., C.A.P. Braga und K. Takeuchi (1993). Tropical Timber Trade Policies: What Impact Will Eco-Labeling Have? Policy Research Working Paper 1156. World Bank, International Economics Department, Washington, D.C.
- Vincent, J.R. (1990). Don't Boycott Tropical Timber. *Journal of Forestry* 88(4): 56.
- Vincent, J.R., und C.S. Binkley (1992). Forest-Based Industrialization: A Dynamic Perspective. In N.P. Sharma (Hrsg.), *Managing the World's Forests*. World Bank, Washington, D.C.
- Whitmore, T.C. (1984). *Tropical Rain Forests of the Far East*. Oxford.
- Wiebelt, M. (1990). Strukturanpassung und Einkommensverteilung in Entwicklungsländern — Das Beispiel Malaysia. *Die Weltwirtschaft* (1): 213–225.
- (1995). Stopping Deforestation in the Amazon — Trade-off between Ecological and Economic Targets? *Weltwirtschaftliches Archiv* 131(3): 542–568.
- Wiebelt, M., R. Herrmann, P. Schenck und R. Thiele (1992). *Discrimination against Agriculture in Developing Countries*. Kieler Studien 243. Tübingen.
- Wilen, J.E. (1985). Bioeconomics of Renewable Resource Use. In A.V. Kneese und J.L. Sweeney (Hrsg.), *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Vol. I. Amsterdam.
- World Bank (1988). *Indonesia: The Transmigration Program in Perspective*. World Bank Country Study. Washington, D.C.
- (1990). *Indonesia: Sustainable Development of Forests, Land and Water*. World Bank Country Study. Washington, D.C.
- (lfd. Jgg.). *World Tables*. Washington, D.C.
- Younger, S.D. (1992). Aid and the Dutch Disease: Macroeconomic Management When Everybody Loves You. *World Development* 20(11): 1587–1597.

Schlagwortregister

- Agrarpolitik
 indirekte Wirkungen der 56 f.
 Reformen der 62, 131 f.
- Armington-Annahme 84
- Artenvielfalt
 in Tropenwäldern 7
 Verlust an 9 f.
 Wert der 24 f., 36 ff.
- Besteuerung von Tropenwaldboden
 113 f., 118
- CET-Funktion 85
- Diskontrate 33, 70 ff., 113, 115 f.
- Einkommensverteilung 93 ff.
- Einrichtung von
 Naturschutzgebieten 114, 117 f.
- Endnachfrage 91 ff.
- Existenzwert 21 f., 24 f., 38 f.
- Exportangebotsfunktion 86
- Exportnachfragefunktion 86
- Faustmann-Modell
 klassisches 69 ff.
 mit selektivem Holzeinschlag
 78 ff.
 mit Umweltdienstleistungen
 74 f.
 mit variablen Preisen 73 f.
- Gleichgewichtsbedingungen
 für Güter- und Faktormärkte
 95 f.
 makroökonomische 96 f.
- Handelsbeschränkungen für
 Tropenholz
 Exportrestriktionen 52 f.,
 122 ff.
 Importrestriktionen 63, 146 ff.
- Handelspolitik
 indirekte Wirkungen der 57 f.
 Reformen der 62 f., 136 ff.
- Importnachfragefunktion 84
- Indonesien-Modell 67 ff.
- Kalibrierung 106 ff.
- Kompensationszahlungen 63 f.,
 149 ff.
- Marktversagen
 auf globaler Ebene 48 f.
 auf lokaler Ebene 46 ff.
 Korrektur von 60, 113 ff.,
 145 ff.
- Mindesteinschlagsalter 114, 117
- Nachhaltige Forstwirtschaft 22, 28,
 75 f.
- Nettopreismethode 26
- Nichtholzprodukte 23, 29 ff.
- Nutzungsrechte in der
 Forstwirtschaft 46 f., 113
- Ökonomischer Gesamtwert 19 f.,
 22
- Ökotourismus 23, 31 ff.
- Opportunitätskosten des
 Tropenwaldschutzes
 für die Forstwirtschaft 39 ff.
 für die Landwirtschaft 44 ff.
- Optionswert 20 f., 24 f., 38
- Politikversagen 49 ff., 60 f., 122 ff.
- Produktionsfunktion
 genestete 88 f.
 Cobb-Douglas 88 f.
 Leontief 87 f.
- Reale Abwertung und
 Tropenwaldnutzung 58 f., 63,
 141 ff.
- Reisekostenansatz 31 ff.
- Ressourcenrente 26 ff., 49 ff.
- Rotationsperiode 69 ff., 115 ff.
- Schließungsregeln 97 f.
- social accounting matrix 110 ff.
- Transmigrasi-Programm 53 ff.,
 126 ff.
- Treibhauseffekt 24, 35 f.

Tropenwalddegradation 15 ff.
Tropenwaldrodung
 Ausmaß der 6 ff.
 und Bodenproduktivität 24,
 33 ff.
 Verursacher der 12 ff.

Verschuldung und
 Tropenwaldnutzung 58 f.
Verwendungswert
 direkter 19, 22
 indirekter 19 f., 23 f.
Wachstum der Primärfaktoren 98 f.