

Thiele, Rainer; Wiebelt, Manfred

Working Paper — Digitized Version

Tropenwaldmanagement: Ein Balanceakt zwischen Schutz und Raubbau

Kieler Diskussionsbeiträge, No. 282

Provided in Cooperation with:

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

Suggested Citation: Thiele, Rainer; Wiebelt, Manfred (1996) : Tropenwaldmanagement:
Ein Balanceakt zwischen Schutz und Raubbau, Kieler Diskussionsbeiträge, No. 282, ISBN
3894561289, Institut für Weltwirtschaft (IfW), Kiel

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/906>

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.*

Tropenwaldmanagement: Ein Balanceakt zwischen Schutz und Raubbau

von Rainer Thiele und Manfred Wiebelt

AUS DEM INHALT

- Gegenwärtig ist eine exzessive Inanspruchnahme der Tropenwälder durch die Land- und Forstwirtschaft zu beobachten, die auf eine Kombination aus Marktversagen und Politikversagen zurückzuführen ist. Dadurch werden wichtige ökologische Funktionen der Tropenwälder gefährdet. So beherbergen die tropischen Wälder mehr als 50 vH aller bekannten Tier- und Pflanzenarten, und die Tropenwaldrodung ist zu etwa 20 vH an den weltweiten CO₂-Emissionen beteiligt.
- Das *Marktversagen auf lokaler Ebene* läßt sich zu einem erheblichen Teil durch Reformen der Eigentumsrechte korrigieren. Beispielsweise müßte sich die Konzessionsdauer für den Holzeinschlag stärker an der Regenerationszeit der Baumbestände orientieren, um ein Eigeninteresse der Konzessionäre an einer nachhaltigeren Forstwirtschaft zu wecken. Verbleibende Verzerrungen können durch Preisreize, wie z.B. Ressourcennutzungssteuern, oder die Festlegung von Nutzungsobergrenzen beseitigt werden.
- Dabei sind jedoch zumindest kurzfristig gesamtwirtschaftliche Verluste unvermeidbar, weil sich die ökologischen Effekte einer eingeschränkten Tropenwaldnutzung erst langfristig auch in ökonomischen Größen wie der Bodenproduktivität niederschlagen. Zu diesen Verlusten muß es dagegen nicht kommen, wenn das in fast allen Tropenländern anzutreffende *Politikversagen* im Tropenwaldmanagement beseitigt wird. Prominente Beispiele für Staatseingriffe, die den Raubbau durch Land- und Forstwirtschaft begünstigen und gleichzeitig der Volkswirtschaft schaden, sind die weit verbreiteten Exportrestriktionen für unverarbeitetes Tropenholz und die staatlich geförderte Ansiedlung von Landwirten in den Tropenwaldregionen Brasiliens und Indonesiens.
- Allgemeine wirtschaftspolitische Reformen, wie z.B. die Liberalisierung der Agrarmärkte und der Abbau von Handelsbeschränkungen, können mit einer stärkeren Tropenwaldnutzung einhergehen, als es dauerhaft tragbar ist. Dies bedeutet jedoch nicht, daß auf derartige Reformen verzichtet werden sollte. Den möglichen negativen Folgen für die Umwelt sollten die Tropenländer mit den mikroökonomischen Maßnahmen begegnen, die an der Korrektur des lokalen Markt- und Politikversagens ansetzen.
- Aktivitäten zur Vermeidung *globalen Marktversagens* müssen von den Industrieländern ausgehen. Zur Unterstützung lokaler Schutzmaßnahmen für den Tropenwald und als Kompensation für die Bereitstellung der globalen Umweltgüter „Klimaschutz“ und „Artenvielfalt“ sind Kompensationszahlungen oder Realtransfers sinnvoll, die eine Beteiligung der Industrieländer an den Kosten des Tropenwaldschutzes bewirken. Maßnahmen, die am Holzhandel oder dem Abbau der Auslandsverschuldung ansetzen, können dagegen die globalen Funktionen der Wälder nicht hinreichend schützen, da die wichtigsten Ursachen der Regenwaldvernichtung nicht berücksichtigt werden.

Inhalt

I. Problemstellung	3
II. Alternative Nutzungen tropischer Wälder und ihre Erträge	4
1. Tropenwaldschutz.....	4
2. Umwandlung in Nutzflächen	5
3. Holzeinschlag	7
4. Die Frage der optimalen Tropenwaldnutzung	8
III. Ansatzpunkte für ein verbessertes Tropenwaldmanagement	9
1. Lokale Maßnahmen	9
a. Korrektur von Marktversagen	9
b. Korrektur von Politikversagen.....	11
c. Allgemeine wirtschaftspolitische Reformen	15
2. Globale Maßnahmen.....	17
a. Handelsbeschränkungen für Tropenholz.....	17
b. Zertifizierungssystem	21
c. „Debt-for-nature swaps“	22
d. Kompensationszahlungen	24
e. CO ₂ -Ausgleichsverträge	25
IV. Resümee: Einzelmaßnahmen zu einem Politikpaket verknüpfen	26
Anhang I. Zur Bestimmung der Höhe von Kompensationszahlungen	27
Anhang II. Funktionsweise und Effizienz von CO₂-Ausgleichsverträgen	29
Literaturverzeichnis	32

I. Problemstellung

Tropische Wälder zeichnen sich wie viele andere Umweltgüter durch ihre Multifunktionalität aus: Sie liefern den Rohstoff Holz, lassen sich in Nutzflächen für unterschiedliche ökonomische Aktivitäten umwandeln und tragen zur Stabilisierung des lokalen und globalen Klimas bei. 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 Problem in den meisten Tropenwaldgebieten nicht besonders gravierend, weil der Holzeinschlag und die Waldrodung zur Erschließung von Nutzflächen einen so geringen Umfang hatten, daß die Biomassenentnahmen noch weitgehend durch die Regenerierbarkeit der Baumbestände ausgeglichen wurden.¹ Dies änderte sich aber in der Folgezeit, als sowohl der Holzeinschlag als auch die Rodungen ein Ausmaß erreichten, bei dem die übrigen Funktionen des Tropenwaldes gefährdet wurden. Zugleich wurden neue Informationen über die möglichen Nutzen der Tropenwalderhaltung bekannt, insbesondere in bezug auf die globale Bedeutung der Wälder für die Stabilisierung des Klimas und die Erhaltung der Artenvielfalt.

In Anbetracht der sich verschärfenden Verwendungskonkurrenz ist die Tropenwaldproblematik zu einem Schwerpunktthema der internationalen umweltpolitischen Diskussion geworden. Dabei treten immer wieder, so z.B. auf dem „Erdgipfel“ in Rio de Janeiro 1992, offene Gegensätze zwischen Industrie- und Tropenländern zutage. Während die Industrieländer einen verstärkten Tropenwaldschutz als Voraussetzung für die Aufrechterhaltung der globalen Funktionen des Tropenwaldes fordern, setzen die Tropenländer auf eine intensive Nutzung ihrer Wälder zum Zweck der nationalen Wohlstandssteigerung. Es ist jedoch fraglich, ob die Tropenwaldnutzung in ihrer derzeitigen Form tatsächlich die Wohlfahrt der Tropenländer maximiert. So wird in der ressourcenökonomi-

schen Literatur darauf verwiesen, daß sowohl aus globaler als auch aus lokaler Sicht eine Übernutzung der tropischen Wälder stattfindet (vgl. z.B. Sharma 1992). Die Übernutzung aus lokaler Sicht wird dabei nur zum Teil damit begründet, daß einzelne Funktionen des Tropenwaldes den Charakter öffentlicher Güter haben, deren Knappheiten nicht über den Preis angezeigt werden. Hinzu kommen zahlreiche, in fast allen Tropenländern verbreitete Staatseingriffe, die die Divergenz zwischen den privaten und gesamtwirtschaftlichen Kosten der Tropenwaldnutzung noch verstärken. Diese Interventionen reichen von der Subventionierung der inländischen Holzindustrie über staatlich geförderte Umsiedlungen in Tropenwaldregionen bis zur Vergabe verbilligter Kredite für die Viehzucht auf gerodeten Tropenwaldflächen. Darüber hinaus kann auch die allgemeine Wirtschaftspolitik, wie z.B. die Wahl des Handelsregimes, einer exzessiven Tropenwaldnutzung Vorschub leisten, indem sie Aktivitäten fördert, die die Ressourcen des Tropenwaldes verschwenden.

Insgesamt ist zu vermuten, daß auch die Tropenländer langfristig in erheblichem Maße von einer reduzierten Rodung und einer nachhaltigeren, stärker an der Regenerationsfähigkeit der Bäume orientierten Forstwirtschaft profitieren könnten, weil auch sie auf die Bereitstellung öffentlicher Güter durch den Tropenwald — z.B. den Schutz vor Bodenerosion — angewiesen sind. Trifft dies zu, dann müßte der in der politischen Diskussion aufgetretene Konflikt zwischen Industrie- und Tropenländern lösbar sein, weil beide Seiten ein Interesse an Maßnahmen zum Schutz der Tropenwälder haben sollten. Ausgehend von dieser Hypothese lassen sich eine Reihe möglicher lokaler und globaler Ansatzpunkte für ein verbessertes Tropenwaldmanagement ableiten, die in Kapitel III ausführlich diskutiert werden. Doch zunächst wird in Kapitel II näher auf die einzelnen Funktionen des Tropenwaldes eingegangen.

II. Alternative Nutzungen tropischer Wälder und ihre Erträge

Für Tropenwälder bestehen grundsätzlich drei miteinander konkurrierende Verwendungen: Sie können unter Schutz gestellt, in Nutzflächen umgewandelt oder als Holzreservoir ausgebeutet werden. Die mit diesen Nutzungsformen korrespondierenden ökonomischen Werte der Tropenwälder sind in Übersicht 1 aufgelistet.

Übersicht 1 – Ökonomische Werte tropischer Wälder

<i>Auf lokaler Ebene</i>
Bereitstellung von Boden für alternative Nutzungen
Bereitstellung von Tropenholz
Bereitstellung von Nichtholzprodukten
Erholungsfunktion
Ökologische Funktionen
– Verhinderung von Bodenerosion
– Verstärkung des Wasserstandes
– Stabilisierung des regionalen Klimas
<i>Auf globaler Ebene</i>
Stabilisierung des Weltklimas
Erhaltung der Artenvielfalt

1. Tropenwaldschutz

Fällt die Entscheidung zugunsten der Erhaltung eines bestimmten Waldgebietes, so stiftet dies sowohl im Tropenland selbst als auch global unterschiedliche Nutzen. Dem Tropenland eröffnen intakte Wälder die Möglichkeit, eine Vielzahl von Nichtholzprodukten wie Rattan, Wildfleisch und traditionelle pflanzliche Medikamente langfristig bereitzustellen. Diese Produkte werden größtenteils direkt konsumiert bzw. auf lokalen Märkten gehandelt, teilweise aber auch — z.B. Rattan in einigen südostasiatischen Staaten — in größerem Umfang exportiert. An einzelnen Standorten können Nichtholzprodukte von erheblicher ökonomischer Bedeutung sein. So errechnen Peters et al. (1989) für einen Hektar Tropenwaldfläche im peruanischen Teil des Amazonasgebietes, daß die dort anzutreffenden Nichtholzprodukte mit einem Gegenwartswert von über 6 000 US\$ deutlich wertvoller sind als Tropenholz mit et-

wa 1 000 US\$. Ein solches Resultat läßt sich jedoch nicht auf ganze Wälder übertragen, u.a. weil die Märkte für die meisten Nichtholzprodukte relativ begrenzt sind, so daß die Preise bei einer Produktionsausdehnung stark fallen würden.

Neben der Bereitstellung der genannten Güter nimmt der Tropenwald eine Dienstleistungsfunktion als potentielles Erholungsgebiet wahr. Der Ökotourismus gewinnt mit der Etablierung zusätzlicher Naturschutzgebiete immer mehr an Bedeutung. Zur ökonomischen Bewertung der Erholungsfunktion von Tropenwäldern steht der sogenannte Reisekostenansatz zur Verfügung, mit dem die Zahlungsbereitschaft der Besucher eines bestimmten Reiseziels ermittelt wird.² Unter Anwendung dieses Verfahrens kommen z.B. Tobias und Mendelsohn (1991) auf einen Gegenwartswert von 230 US\$ je Hektar für das im Regenwald Costa Ricas gelegene Monteverde Naturreservat.

Weiterhin geht vom Tropenwald ein negativer externer Effekt aus, wenn er — sowohl lokal als auch global — nicht mehr in der Lage ist, bestimmte ökologische Funktionen zu erfüllen (Enquête-Kommission 1990: Kapitel H). Auf lokaler Ebene führt die Abholzung des Tropenwaldes zu *Bodenerosion*, womit ein Verlust an Nährstoffen verbunden ist. Als Nebenwirkung der Bodenerosion geht die *Wasserspeicherkapazität* zurück, woraufhin die Wahrscheinlichkeit von Überschwemmungen in der Regenzeit und von Dürren in der Trockenzeit zunimmt. Darüber hinaus beeinflusst die Tropenwaldrodung *das regionale 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 dem Boden nicht kompensiert werden, so daß die Niederschlagsmengen abnehmen. Als wichtige ökonomische Konsequenz dieser ökologischen Zusammenhänge ist ein Rückgang der landwirtschaftlichen Produktivität zu erwarten. Dies wird auch in einer em-

pirischen Fallstudie von Ehui und Hertel (1989) für die Côte d'Ivoire bestätigt.

Auf globaler Ebene trägt die Abholzung tropischer Wälder zum Treibhauseffekt bei. Der Anteil der Tropenwaldnutzung am Treibhauseffekt — hauptsächlich in Form von Kohlendioxidemissionen, die bei der Verbrennung von Biomasse entstehen — wird in unterschiedlichen Schätzungen auf 15 vH (Enquête-Kommission 1994: 13) bzw. 22–26 vH (Houghton 1993) veranschlagt. Die zu erwartenden Folgen vermehrter Treibhausgasemissionen, wie der Anstieg des Meeresspiegels oder die Erhöhung der globalen Durchschnittstemperaturen, lassen sich nur sehr schwer ökonomisch bewerten. Dennoch gibt es einige Versuche, die möglichen Produktionsverluste infolge des Treibhauseffektes abzuschätzen. Unter der Annahme einer Temperaturerhöhung um 2,5 bis 3 Grad Celsius bis Mitte des nächsten Jahrhunderts werden aggregierte Verluste in der Größenordnung von 1 bis 1,5 vH des Weltsozialproduktes angegeben (Cline 1992; Fankhauser 1994; Nordhaus 1993), deren regionale Verteilung sehr uneinheitlich sein dürfte. Basierend auf diesen Schätzungen ist es möglich, die aus der Tropenwaldnutzung resultierenden Klimaschäden zu quantifizieren. Bei auf die Gegenwart abdiskontierten Kosten von 20 US\$ pro emittierter Tonne Kohlendioxid (Fankhauser 1994) ergibt sich z.B. für das Jahr 1989 durch die Vernichtung tropischer Wälder ein Gegenwartswert der Schäden von insgesamt 28 Mrd. US\$ oder 2 000 US\$ pro Hektar.

Die globale Bedeutung des Tropenwaldes als Speicher von Kohlendioxid wird möglicherweise noch von seiner Bedeutung als Lebensraum für eine Vielzahl von Arten übertroffen, denn immerhin beherbergt das Ökosystem Tropenwald zwischen 50 und 90 vH aller derzeit bekannten Tier- und Pflanzenarten (Botkin und Talbot 1992). Die Erhaltung dieser Artenvielfalt ist auf mehrfache Weise nutzenstiftend. Zunächst einmal hält die Flora und Fauna des Tropenwaldes medizinisches und genetisches Material bereit, das für pharmazeutische Zwecke bzw. für die Entwicklung ertragreicherer oder

resistenterer Getreidesorten verwendet werden kann. Diese Eigenschaft wird als Gebrauchswert der Artenvielfalt bezeichnet. Hinzu kommt aufgrund der Unsicherheit über den Fortbestand der tropischen Wälder ein positiver Optionswert, der als eine Art Versicherungsprämie dafür interpretiert werden kann, daß die medizinischen und genetischen Ressourcen für eine eventuelle Nutzung in der Zukunft auch tatsächlich zur Verfügung stehen. Schließlich können bestimmte Arten auch einen Existenzwert aufweisen, wenn für sie eine Wertschätzung auch unabhängig von einer beabsichtigten Nutzung besteht. Eine sinnvolle monetäre Bewertung dieser verschiedenen Nutzen der Artenvielfalt scheidet derzeit an der Ungenauigkeit der bestehenden Meßverfahren (Thiele 1996: 41 f.).

2. Umwandlung in Nutzflächen

Das extreme Gegenstück zur Erhaltung der verschiedenen Schutzfunktionen tropischer Wälder bildet die vollständige Rodung mit dem Ziel, den Boden einer alternativen Nutzung zuzuführen. Nach den beiden von der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) für 1980 und 1990 durchgeführten Forstinventuren hat sich die Tropenwaldfläche zwischen 1975 und 1990 um über 200 Mill. Hektar oder mehr als 10 vH, nämlich von 1 967 Mill. Hektar auf 1 756 Mill. Hektar, verringert (Tabelle 1), nachdem zuvor nur geringfügige Bestandsveränderungen zu verzeichnen waren. Die durchschnittliche jährliche Entwaldung ist in den achtziger Jahren gegenüber der zweiten Hälfte der siebziger Jahre sogar noch von 11 Mill. Hektar (0,6 vH) auf 15,4 Mill. Hektar (0,8 vH) gestiegen, wobei sich hinter den aggregierten Zahlen substantielle regionale Unterschiede verbergen. So sind z.B. in Zentralamerika kaum Veränderungen aufgetreten, während sich in Südostasien und Zentralafrika die durchschnittliche jährliche Rodung in etwa verdoppelt hat.³

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

	Tropenwaldbestand ^a		Durchschnittliche jährliche Rodung ^{a,b}			
	1980	1990	1976–1980		1981–1990	
<i>Lateinamerika</i>	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)
<i>Asien</i>	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 (kontinental)	88,4	75,2	0,8	(-0,9)	1,3	(-1,6)
Südostasien (insular)	191,8	171,4	0,9	(-0,5)	2,0	(-1,1)
<i>Afrika</i>	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)
Tropisches südliches Afrika	176,4	161,7	0,9	(-0,4)	1,5	(-0,9)
<i>Alle Tropenländer</i>	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 und UNEP (1981); FAO (1993b).

Der zu beobachtende Raubbau ist vor allem auf den steigenden Bedarf an Boden für die Agrarproduktion zurückzuführen. In den achtziger Jahren dienten über 90 vH aller Rodungen der Erschließung landwirtschaftlicher Nutzflächen. Sonstige Nutzungsformen, zu denen der Bergbau und die Errichtung von Staudämmen gehören, spielten im Vergleich dazu nur eine untergeordnete Rolle (Amelung und Diehl 1992: Kapitel V). Innerhalb des Agrarsektors kommen als Bewirtschaftungsformen auf gerodeten Flächen sowohl Wanderfeldbau als auch dauerhafte Landwirtschaft vor. Der Wanderfeldbau trägt unterschiedlichen Angaben zufolge zwischen 35 und 60 vH zu den gesamten Brandrodungen bei (Singh 1993; Myers 1994), in einer Reihe von afrikanischen und einigen asiatischen Ländern sogar über 80 vH.⁴ Selbst betriebene Landwirtschaft konzentriert sich in den lateinamerikanischen Tropenwäldern vornehmlich auf die Viehzucht, in Asien und Afrika auf den Ackerbau und den Anbau von Dauerkulturen wie Kaffee und Kautschuk (Grainger 1993: 54 ff.).

Der potentielle Nutzen der landwirtschaftlichen Produktion auf gerodeten Flächen wird

dadurch erheblich eingeschränkt, daß in den Tropen der überwiegende Teil der Böden extrem nährstoffarm ist (Enquête-Kommission 1994: 486). Somit erlangt diese Nutzungsform trotz massiven Flächenverbrauchs zumeist nur eine geringe gesamtwirtschaftliche Bedeutung, so etwa in Indonesien, wo der Anteil der Landwirtschaft auf Tropenwaldböden am Bruttosozialprodukt kaum mehr als 0,1 vH beträgt (Thiele 1996: 44). Am ehesten erfolgversprechend ist der Anbau von Dauerkulturen, die den Boden zumindest teilweise vor Erosion und damit vor dem Verlust von Nährstoffen schützen. Ein Beispiel für auch auf Tropenwaldböden langfristig produktive Dauerkulturen stellen die malaysischen Kautschukplantagen dar, die mit abdiskontierten Hektarerträgen zwischen 3 400 und 5 700 US\$ profitabler als Tropenholz mit etwa 1 500 US\$ sind (Vincent 1990). Mit Ackerbau und Weidewirtschaft lassen sich dagegen in der Regel nur für kurze Zeit nach der Brandrodung nennenswerte Erträge erzielen. Wie der vielzitierte Fall der Viehwirtschaft im brasilianischen Amazonasgebiet illustriert, kann die einzelwirtschaftliche Rentabilität von Ackerbau und Weidewirtschaft häufig nur dank

massiver Subventionen gesichert werden. Ohne Berücksichtigung staatlicher Hilfen errechnet sich für die Viehwirtschaft Amazoniens ein negativer Wert der langfristigen Erträge in Höhe von -600 US\$ pro Hektar (Browder 1988).

3. Holzeinschlag

Im Gegensatz zur vollständigen Vernichtung des Waldes durch Rodung läßt das mehrheitlich in der tropischen Forstwirtschaft praktizierte selektive Holzeinschlagsverfahren Teile des Baumbestandes intakt. Die bei der Holzernte entstehenden Biomassenverluste werden als Degradation des Waldes bezeichnet. In welchem Ausmaß der Holzeinschlag den Tropenwald degradiert, hängt von der Ernteintensität und dem Umfang der Ernteschäden ab. Tabelle 2 enthält für die wichtigsten Tropenländer Angaben über den Grad der Degradation in eingeschlagenen Primärwäldern.⁵ Im Durchschnitt werden durch den Holzeinschlag 15 vH der ursprünglichen Biomasse entfernt. 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 geerntet wird, bis zu 60 vH auf den Philippinen, die mit 90 m³/ha die weltweit höchste Ernteintensität aufweisen.

Will man den relativen Beitrag der Degradation zur gesamten Tropenwaldvernichtung ermitteln, so bieten sich grundsätzlich zwei Verfahren an (Amelung und Diehl 1992: 41 ff.): Zum einen kann man von der Annahme ausgehen, daß sich die durch Degradation und Rodung verursachten Schäden jeweils anhand der induzierten Biomassenverluste messen lassen, die bei Degradation der um Ernteschäden korrigierten eingeschlagenen Holzmenge und bei vollständiger Rodung dem Produkt aus gerodeter Fläche und dem entfernten Baumbestand entsprechen. 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 Forstwirtschaft zurückzuführen sind. Dies würde wiederum implizieren,

daß jener Sektor, der den Primärwald für wirtschaftliche Aktivitäten öffnet, letztendlich für die vollständige Vernichtung der Tropenwälder verantwortlich ist, auch wenn er, wie die Holzwirtschaft, nur einzelne Bäume aus dem Wald entnimmt.

Wie Tabelle 2 zeigt, beläuft sich der Anteil der Degradation an der Biomassenvernichtung, 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, abgesehen von einzelnen Ländern wie Guyana und Gabun, bei der Abholzung eine untergeordnete Rolle. In Asien hingegen ist die Degradation insgesamt zu nahezu einem Drittel an der Biomassenreduktion beteiligt. Die Öffnung von Primärwäldern wird in über 70 vH aller Fälle 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. Aus diesem Befund könnte man schließen, daß die Kontrolle der forstwirtschaftlichen Aktivität in den meisten Fällen der Schlüssel zum Schutz des Tropenwaldes sei, weil dann der Schrittmacher für die weitere Vernichtung des Tropenwaldes wegfielen. In diesem Sinne läßt sich der Indikator jedoch nur bedingt interpretieren. Er besagt zwar, daß die Rodung 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. Prohibitiv sind vorwiegend für Kleinbauern zu vermuten, nicht aber z.B. für Besitzer ausgedehnter Weidflächen. Die Schrittmacherrolle der Holzwirtschaft dürfte also in Südostasien und Afrika mit ihren im wesentlichen kleinbäuerlichen Strukturen weit ausgeprägter 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 erweist sich die Forstwirtschaft insgesamt als ein bedeutender Faktor in der Tropenwaldnutzung. Dies gilt am wenigsten für Lateinamerika, wo

Tabelle 2 – Beitrag der Holzwirtschaft zur Tropenwaldnutzung 1981–1985^a (vH)

	Grad der Degradation durch Holzeinschlag ^b	Biomassenrückgang durch Holzeinschlag in vH des gesamten Biomassenrückgangs	Anteil der durch Holzeinschlag erschlossenen Primärwälder
Lateinamerika	15	6,8	62,1
Bolivien	20	20,8	75,5
Brasilien	10	6,4	100,0
Ecuador	25	6,8	33,2
Guyana	20	50,6	100,0
Kolumbien	30	3,2	11,8
Mexiko	30	2,6	12,6
Peru	15	9,3	79,6
Surinam	15	56,0	97,3
Venezuela	15	1,5	25,0
Asien	30	31,9	83,9
Indonesien	20	44,0	100,0
Laos	10	3,0	29,4
Malaysia	50	51,6	91,5
Myanmar	20	24,1	73,7
Neuguinea	50	50,7	79,7
Philippinen	60	49,2	100,0
Thailand	55	25,6	48,3
Afrika	10	6,5	74,2
Côte d'Ivoire	20	2,9	100,0
Gabun	10	45,0	100,0
Kamerun	05	10,0	98,5
Kongo	05	10,4	96,1
Nigeria	35	7,2	100,0
Zaire	15	2,2	17,6
Zentralafrikanische Republik	10	29,9	95,5
Alle Tropenländer	15	10,4	71,2

^aEs werden nur solche Länder berücksichtigt, die mindestens 10 Mill. ha tropische Feuchtwälder besitzen. — ^bBerechnet als zweimal eingeschlagene Holzmenge (Primärwald) zu Baumbestand (Primärwald) · 100.

Quelle: Amelung und Diehl (1992).

sowohl der direkte als auch der indirekte Effekt relativ gering sind, 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.

Anders als die Agrarproduktion auf gerodeten Tropenwaldböden liefert die Holzwirtschaft in zahlreichen Tropenländern einen wesentlichen Beitrag zur Gesamtwirtschaft. Dies gilt insbesondere für Indonesien und Malaysia, die beiden weltweit dominierenden Tropenholzproduzenten und -exporteure, sowie für einige kleinere afrikanische Volkswirtschaften wie Kongo und Kamerun (Thiele 1996: 42 f.). In Indonesien etwa sind rund 15 vH der Industriebeschäftigten in der Holzverarbeitung tätig, im wenig industrialisierten Kongo sogar über 25 vH. Die Profitabilität des Holzeinschlags an

einzelnen Standorten variiert in starkem Maße mit der Holzqualität und der Zugänglichkeit des Terrains. Als Durchschnittsgröße ergeben sich z.B. für Indonesien auf die Gegenwart abdiskontierte Nettoerträge von 2 500–3 000 US\$ pro Hektar (Pearce et al. 1990: 98).

4. Die Frage der optimalen Tropenwaldnutzung

Da die drei angesprochenen Verwendungen tropischer Wälder zueinander in Konkurrenz stehen, bedarf es einer Allokationsregel, um sämtliche in Übersicht 1 aufgelisteten Güter und Dienstleistungen nach Möglichkeit in optimaler Menge bereitstellen zu können. Das gesellschaftliche Optimum — bzw. das weltweite Optimum bei Berücksichtigung der globalen Dienstleistungen des Tropenwaldes — ist theoretisch dann erreicht, wenn an jedem Standort diejenige Nutzungsform realisiert wird, bei der die höchsten sozialen Nettoerträge anfallen. Zu einem solchen optimalen Ergebnis kann die Allokation über den Markt allein nicht führen, weil einige Werte des Tropenwaldes den Charakter öffentlicher Güter haben, so daß ohne Staatseingriffe der Tropenwald vornehmlich für Marktprodukte wie Tropenholz genutzt würde.

Beim Vergleich der Nettoerträge unterschiedlicher Nutzungsformen ist zu beachten, daß die einzelnen mit einer Walderhaltung verbundenen Werte weitgehend komplementär sind und deshalb addiert werden können.⁶ Ferner schließen sich Holzeinschlag und Tropenwaldschutz gegenseitig nicht vollkommen aus. Zum einen bleiben selbst bei intensivem Holzeinschlag einige ökologische Dienstleistungen, z.B. die Speicherung von Kohlenstoff in der Biomasse, zumindest teilweise erhalten. Zum anderen kann eine weitgehende Bewahrung der Schutzfunktionen des Tropenwaldes durchaus mit einer nachhaltig betriebenen Forstwirtschaft, die den Bestand des Waldes langfristig sichert, vereinbar sein. Um eine Entscheidung über die bestmögliche Verwendung des Tropenwaldes treffen zu können, muß der Wert dieser „Nebenprodukte“ bei der Ermittlung des ökonomischen Gesamtwertes der jeweils domi-

nierenden Nutzungsform berücksichtigt werden.

In der Praxis dürfte die genaue Bestimmung der Zielkonflikte und Komplementaritäten zwischen Holzeinschlag und Tropenwaldschutz erhebliche Schwierigkeiten bereiten. So ist z.B. nicht geklärt, inwieweit sich selbst eine nachhaltig betriebene Forstwirtschaft negativ auf die Artenvielfalt auswirkt, weil der Holzeinschlag sich auf wenige, ökonomisch wertvolle Baumarten konzentriert und damit den Fortbestand dieser Baumarten und der in und von ihnen lebenden Tier- und Pflanzenarten gefährdet. Als noch gravierenderes Problem kommt hinzu, daß sich die Nutzen der Walderhaltung zum Teil nur mit großer Unsicherheit, zum Teil auch

überhaupt nicht quantifizieren lassen, weil es sich bei den Werten des Tropenwaldes größtenteils um solche öffentlichen Güter handelt, die sich einer ökonomischen Bewertung weitgehend entziehen. Will man die Übernutzung des Tropenwaldes durch Land- und Forstwirtschaft eindämmen, so ist es dennoch wichtig, den Nutzen der Walderhaltung soweit wie möglich mit Hilfe monetärer Schätzungen zu demonstrieren. Aufgrund der bestehenden Informationsdefizite ist jedoch allenfalls eine grobe Annäherung an das Ziel einer optimalen Nutzung tropischer Wälder erreichbar. Mögliche Schritte in diese Richtung werden im folgenden Kapitel vorgestellt.

III. Ansatzpunkte für ein verbessertes Tropenwaldmanagement

Maßnahmen zum Schutz tropischer Wälder können in mehreren unterschiedlichen Bereichen sinnvoll sein. Auf Seiten der Tropenländer gilt es, die für den Raubbau an ihren Wäldern ursächliche Kombination aus Markt- und Politikversagen zu korrigieren. Darüber hinaus ist zu prüfen, inwieweit allgemeine wirtschaftspolitische Reformen, die aufgrund allgemeiner ökonomischer Erwägungen grundsätzlich angebracht erscheinen, möglicherweise indirekt dem Tropenwaldschutz dienen. Schließlich müßten die Industrieländer ein Interesse daran haben, durch geeignete Maßnahmen zum Erhalt der globalen ökologischen Funktionen des Tropenwaldes beizutragen.

1. Lokale Maßnahmen

a. Korrektur von Marktversagen

Während eine monetäre Bewertung tropischer Wälder aus den oben genannten Gründen nur sehr lückenhaft gelingen kann, ließe sich die physische Informationsbasis durch umfangreiche Inventuren der einzelnen Güter und Dienstleistungen des Tropenwaldes an unterschiedlichen Standorten noch erheblich erweitern.⁷ Da-

durch würden die Regierungen der Tropenländer in die Lage versetzt, in einem ersten Schritt durch Aufstellung von *Flächennutzungsplänen* zumindest krasse Fehlallokationen — wie z.B. Rodungen in Waldgebieten mit extrem nährstoffarmen, für die Landwirtschaft ungeeigneten Böden — zu verhindern.

Um eine weitergehende Feinsteuerung der Tropenwaldallokation zu erreichen, bedarf es spezifischer Anreize für die einzelnen Nutzungsformen. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Ausgestaltung der *Nutzungsrechte* für die fast ausschließlich in Staatseigentum befindlichen Tropenwälder. Der Holzeinschlag wird in den meisten Tropenländern durch die Vergabe befristeter Einschlagskonzessionen geregelt. Ein solches System kann im Prinzip gewährleisten, daß die Forstwirte einen Anreiz haben, die durch eine Ernte zum gegenwärtigen Zeitpunkt entstehenden Nutzungskosten, d.h. die bei einer Verzögerung der Ernte resultierenden zukünftigen Erträge, in ihr Kalkül einzubeziehen und damit den langfristigen Gewinn zu maximieren.⁸ Auf die bestehenden Konzessionsvereinbarungen trifft dies jedoch nicht zu. Korrekturbedürftig ist vor allem die Dauer der Konzessionen, die in der Regel die Regenerationsdauer bei weitem un-

terschreitet. Die Konzessionsdauer liegt zwischen 5 Jahren in mehreren afrikanischen Ländern und 20 Jahren in Indonesien, Gabun, Malaysia und den Philippinen, während von Forstwissenschaftlern der minimale Abstand zwischen zwei Ernten auf 35 Jahre veranschlagt wird (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. Häufig kommt es vor, daß Konzessionäre kurz vor Ablauf ihrer Einschlagserlaubnis ein zweites Mal auf der gleichen Fläche ernten und dabei den Baumbestand derart schädigen, daß eine spätere Regeneration kaum noch möglich ist. Noch weniger Aussicht auf eine nachhaltige Forstwirtschaft besteht in Ländern wie Brasilien (Serôa da Motta 1993), die kein Konzessionssystem haben und in denen Holzfäller praktisch unkontrollierten Zugang zu Waldflächen haben. In diesem Fall spielen Nutzungskosten keine Rolle, weil der einzelne Unternehmer damit rechnen muß, daß eine heute nicht von ihm geerntete Fläche von einem Konkurrenten besetzt wird. Der Unternehmer hat also einen Anreiz, sofort alle marktfähigen Bäume einzuschlagen.

Um die Forstwirte zur Internalisierung der Nutzungskosten zu bewegen, liegt es nahe, Einschlagslizenzen zu vergeben, deren Laufzeit mindestens dem für die Bäume geschätzten Regenerationszeitraum von 35 Jahren entspricht. Da eine derart lange Konzessionsdauer die Gefahr in sich birgt, daß die Lizenznehmer vertraglich festgelegte Regelungen nicht befolgen und dann nur schwer aus dem laufenden Vertrag entlassen werden können, stellen kurzfristige Kontrakte, die bei Erfüllung bestimmter Auflagen automatisch verlängert werden, möglicherweise eine bessere Alternative dar. Bei dieser Variante müssen die Kriterien für eine Vertragsverlängerung allerdings eindeutig und im Zeitablauf stabil sein, weil sonst keine Planungssicherheit für die Konzessionäre gewährleistet ist. Schließlich ist es auch denkbar, Tropenwaldflächen zu privatisieren und nur noch die Erntepraktiken zu regulieren. In jedem Fall sollten die Eigentumsrechte handelbar sein, da-

mit Investitionen in den Baumbestand, wie Waldpflagemassnahmen oder Aufforstungen, rentabel werden. Alle diese Maßnahmen tragen dazu bei, daß dem Prinzip der Nachhaltigkeit durch eine Höherbewertung zukünftiger Erträge vermehrt Rechnung getragen wird. So zeigen empirische Studien für Kamerun und Indonesien, daß sich nach Einführung langfristig gesicherter Nutzungsrechte der zeitliche Abstand zwischen zwei aufeinanderfolgenden Ernten auf derselben Waldfläche, die sogenannte Rotationsperiode, erheblich vergrößert (Thiele und Wiebelt 1993; Thiele 1995). Da dies mit geringeren Schäden für die im Wald verbleibenden Bäume bei jeder einzelnen Ernte einhergehen dürfte, sind insgesamt weit weniger Biomassenverluste als bei den derzeitigen Konzessionsbedingungen zu erwarten. Zugleich nimmt infolge des längerfristigen Entscheidungshorizonts in der Forstwirtschaft die Wahrscheinlichkeit ab, daß eingeschlagene Wälder frühzeitig in landwirtschaftliche Nutzflächen umgewandelt werden.

Für die landwirtschaftlichen Nutzer des Tropenwaldes sind die Eigentumsrechte zumeist noch unzureichender als für die Forstwirtschaft. In Brasilien etwa verfügen nur weniger als 10 vH der in Tropenwaldregionen lebenden Kleinbauern über offizielle Eigentumstitel (Mahar und Schneider 1994). Ohne Eigentumstitel sind diese Bauern aufgrund fehlender Sicherheiten nicht in der Lage, Kredite mit dem Ziel aufzunehmen, die Produktivität der Böden z.B. durch die Verwendung von Düngemitteln über einen längeren Zeitraum aufrechtzuerhalten. Sie verhalten sich deshalb vollkommen rational, wenn sie die ausgelaugten Böden nach ein oder zwei Ernten verlassen und neue Brandrodungen vornehmen. Eine größere Verbreitung formaler Eigentumsrechte unter den Kleinbauern könnte also zu einem Rückgang der Tropenwaldrodung führen. Dabei sollten allerdings zwei gravierende Schwächen der gegenwärtig schon bestehenden Eigentumsrechte korrigiert werden. Zum einen wird Bodeneigentum in einer Reihe von Tropenländern erst dann anerkannt, wenn die betreffende Fläche vollständig gerodet ist. Diese Praxis diskriminiert umweltfreundliche Nutzungsformen wie die Ernte von

Nichtholzprodukten. Zum anderen sind die Eigentumsrechte in der Regel sehr unsicher, weil sie z.B. bei Landstreitigkeiten nicht durchsetzbar sind.

Durchsetzungsprobleme stehen auch bei der Tropenwalderhaltung im Mittelpunkt. Zwar ist in vielen Fällen exakt festgelegt, wo die Grenzen von Naturschutzgebieten verlaufen und welche Aktivitäten — z.B. Tourismus — zugelassen sind, doch werden der lokalen Bevölkerung, die zum Teil ihren angestammten Lebensraum verlassen muß, typischerweise kaum Anreize gegeben, die Walderhaltung zu unterstützen und von illegalen Rodungen Abstand zu nehmen (Wells und Brandon 1992). Der Staat dürfte seine Rechte als Eigentümer von Schutzgebieten wohl nur dann durchsetzen können, wenn die lokale Bevölkerung kompensiert wird oder ihr alternative Beschäftigungsmöglichkeiten innerhalb oder in Pufferzonen außerhalb der Schutzgebiete eröffnet werden.

Sind die Eigentumsrechte für alle Nutzungen des Tropenwaldes adäquat formuliert, so verbleiben noch die *externen Umweltkosten*, die daraus resultieren, daß beim Holzeinschlag und bei der Rodung die Werte der Tropenwalderhaltung nur zum Teil ins Entscheidungskalkül eingehen. Für die Berücksichtigung dieser externen Kosten bietet sich eine Steuerlösung an. Sinnvoll ist es beispielsweise, die Nutzung des Faktors Tropenwaldboden durch die Land- und Forstwirtschaft zu besteuern. Eine solche Steuer ist eine erstbeste Variante, weil sie genau dort ansetzt, wo die Externalität auftritt.⁹ Da der Holzeinschlag ökologisch weniger schädlich ist als die Konversion von Waldflächen für landwirtschaftliche Zwecke und da innerhalb der Landwirtschaft der Anbau von Baumkulturen weniger Schaden, z.B. in Form von Bodenerosion, verursacht als die Kultivierung von Nahrungsgütern, lassen sich sektoral differenzierte Steuersätze rechtfertigen. Als Ergebnis der Besteuerung dürfte sich die Nachfrage der Land- und Forstwirtschaft nach Tropenwaldflächen reduzieren. Alternativ kann eine Angleichung der privaten an die sozialen Kosten der Tropenwaldnutzung erreicht werden, indem Obergrenzen für die Nutzung festgeschrieben werden. So ist es unter anderem möglich, durch

eine Verschärfung der bestehenden selektiven Holzeinschlagsregime in Ländern mit Konzessionssystemen die Biomassenentnahme der Forstwirtschaft substantiell zu verringern (Thiele und Wiebelt 1993; Thiele 1996).

Insgesamt kann eine Kombination aus reformierten Nutzungsrechten und Maßnahmen zur Internalisierung der externen Umweltkosten dazu beitragen, die Verzerrung der Tropenwaldallokation zugunsten der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung abzubauen. Da sich die ökologischen Nutzen eines verbesserten Tropenwaldschutzes erst langfristig auch in ökonomischen Größen wie der Bodenproduktivität niederschlagen, ist jedoch kurz- bis mittelfristig mit gesamtwirtschaftlichen Verlusten zu rechnen, wenn Land- und Forstwirtschaft ihre Produktion aufgrund der veränderten Rahmenbedingungen einschränken.

b. Korrektur von Politikversagen

Zu kurz- bis mittelfristigen Einbußen für die Volkswirtschaft muß es dagegen nicht kommen, wenn bestehende Staatseingriffe korrigiert werden, die sowohl ökonomisch als auch ökologisch schädlich sind. Solche Interventionen verzerren praktisch in allen Tropenländern die Anreize für die Nutzer des Tropenwaldes. Bezüglich der Forstwirtschaft ist von Bedeutung, daß selbst dann, wenn sämtliche Nutzungs- und externen Umweltkosten internalisiert sind, den Holzkonzessionären eine Ressourcenrente zufließt.¹⁰ Theoretisch kann der Staat diese Rente abschöpfen, indem er beispielsweise Einschlagskonzessionen in einem wettbewerblich organisierten Bietverfahren versteigert. In der Praxis gelingt den meisten Tropenländern die Abschöpfung der Ressourcenrenten jedoch nur zu einem geringen Teil, weil diskretionäre Zuteilungen von Konzessionen vorherrschen, die dabei erzielten Konzessionsgebühren sehr niedrig sind und auch die später erhobenen Steuern und Abgaben nicht ausreichen (Gillis 1992).

Tabelle 3 illustriert das gängige Muster am Beispiel Indonesiens.¹¹ Dort realisieren die Konzessionäre Gewinne, die weit über eine normale Kapitalverzinsung hinausgehen. Die Rentenabschöpfung variiert in starkem Maße

mit der Holzqualität und der Zugänglichkeit der Waldgebiete, weil die von den Konzessionären zu entrichtenden Abgaben uniform sind und somit den bestehenden Unterschieden im Wert der Baumbestände keinerlei Rechnung getragen wird. 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. Doch selbst im ungünstigen Fall einer Ernte von gemischten Baumarten in sumpfigem Gelände konnte der Konzessionär mit Ressourcenrenten rechnen.

Tabelle 3 – Geschätzte Ressourcenrenten und deren Abschöpfung bei unterschiedlichen Baumarten und Einschlagsbedingungen in Indonesien 1989–1990 (US\$/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 (einschließlich 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 bestehenbleibt. 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).

Nun könnte man argumentieren, daß der Grad der Rentenabschöpfung ein reines Verteilungsproblem zwischen Staat und Konzessionären darstellt, das keine unmittelbare Auswirkung auf die forstwirtschaftliche Produktion hat. 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 Holzernnte und -verarbeitung. Zudem besteht für die

Holzwirtschaft bei den häufig nur symbolischen Konzessionsgebühren ein Anreiz, aus spekulativen Gründen Einschlagsrechte für sehr große Waldflächen zu erwerben, die dann zum 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 Ressourcenrenten starke Anreize für „rent seeking“-Aktivitäten zur Erlangung von Konzessionen und begünstigen bei der üblichen diskretionären Lizenzvergabe die Korruption. Eine anonyme Versteigerung von Einschlagsrechten könnte über höhere Konzessionsgebühren all diese Probleme entschärfen und würde gleichzeitig dafür sorgen, daß diejenigen Bewerber den Zuschlag erhalten, die der Konzession den höchsten Wert beimessen.

Die Uniformität der Abgaben ist deshalb problematisch, weil sie das sogenannte „high-grading“ begünstigt, d.h. die Beschränkung der Ernte auf wenige hochwertige Baumarten, die eine weit größere Rente als Baumarten geringer Qualität versprechen. Die Wahrscheinlichkeit nimmt dadurch 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 sind die beträchtlichen Schäden, die bei jeder einzelnen Ernte verursacht werden. Ein erster Schritt in Richtung einer gleichmäßigeren Rentenabschöpfung wäre schon durch die Etablierung eines Bietverfahrens für Konzessionen getan, weil die Gebote zumindest teilweise regionale Unterschiede in den Transportkosten und der Holzqualität widerspiegeln würden. Ein Beispiel für eine weitergehende Differenzierung der Abgaben liefert die malaysische Provinz Sabah (Gray und Hadi 1990). Dort werden 10 verschiedene Baumklassen identifiziert, die je nach Ressourcenrente in unterschiedlicher Höhe besteuert werden. Da dieses Verfahren hohe Überwachungskosten verursacht, ist es jedoch nicht ohne weiteres auf Länder mit geringer administrativer Kapazität übertragbar.

Neben der unzureichenden Rentenabschöpfung stellt die Protektion der Holzverarbeitenden Industrie in fast allen afrikanischen und asiatischen Tropenländern mit nennenswerten Exporten von Holz und Holzprodukten die zweite gravierende Verzerrung der Anreize für die Forstwirtschaft dar.¹² Als Instrument der Protektion dominieren Exportrestriktionen für unbearbeitetes Tropenholz, teils in Form von Exportsteuern wie in Kamerun und Malaysia, teils in Form von Exportverboten wie in Indonesien und Ghana (Gillis 1992). Die durch die Exportrestriktionen gesenkten inländischen Holzpreise hatten vor allem in den größten Produzentenländern von Tropenholz, Indonesien und Malaysia, einen Investitionsboom in Sägemühlen zur Folge. Ein derart exzessiver Aufbau der inländischen Holzindustrie ist mit ökonomischen Kosten verbunden. So führt die hohe effektive Protektion für die Holzverarbeitung zu Ineffizienzen bei der Holznutzung. Darüber hinaus entstehen zumindest in der kurzen Frist signifikante Kosten durch entgangene Exporteinnahmen, weil sich die verarbeiteten Holzprodukte erst mit zeitlicher Verzögerung auf dem Weltmarkt durchsetzen können. Eine Fallstudie für Indonesien kommt zu dem Ergebnis, daß sich durch die Einführung des Exportverbotes für Tropenholz im Jahr 1985 trotz einer dynamischen Entwicklung der Holzverarbeitenden Industrie per saldo gesamtwirtschaftliche Einbußen ergeben haben (Thiele 1996).

Außer auf die Unterstützung der heimischen Holzverarbeitung zielen die Exportrestriktionen für Tropenholz — zumindest gemäß offiziellen Verlautbarungen — häufig auch auf die Schonung des Tropenwaldes ab. Für Indonesien läßt sich tatsächlich kurz- bis mittelfristig ein deutlicher Rückgang der eingeschlagenen Holzmenge infolge der wegfallenden Exportmöglichkeiten nachweisen (Barbier et al. 1995). Langfristig sind jedoch zwei zusätzliche Effekte zu beachten. Erstens nimmt mit der expandierenden Holzverarbeitung die Binnennachfrage nach Holz kontinuierlich zu, was noch dadurch verstärkt wird, daß von dem künstlich verbilligten Tropenholz mehr eingesetzt wird, als es den gängigen technischen Standards entspricht (Primo Braga 1992). Zweitens verlieren

die Baumbestände durch Exportrestriktionen für die Konzessionäre an Wert, so daß möglicherweise die Umwandlung in Tropenwaldflächen für die landwirtschaftliche Nutzung zu einer profitableren Alternative wird. Eine Reihe von Studien zu Indonesien und Malaysia (Hanna 1991; Thiele 1996; Vincent 1992; Wiens 1992) deuten in der Tat darauf hin, daß in diesen Ländern ohne Exportrestriktionen für Tropenholz die Biomassenverluste geringer gewesen wären, weil weniger Rodungen für landwirtschaftliche Zwecke stattgefunden hätten. Selbst wenn dieses Resultat für andere Tropenländer nicht beobachtet werden sollte, ist zu bedenken, daß ein bestimmtes Niveau des Tropenwaldschutzes mit alternativen Instrumenten wie Produktions- oder Ressourcennutzungssteuern kostengünstiger als mit Exportbeschränkungen erreicht werden kann. Insgesamt lassen sich Eingriffe in den Tropenholzhandel somit weder ökologisch noch ökonomisch rechtfertigen.

Quantitative Exportbeschränkungen für Tropenholz verstoßen darüber hinaus gegen Bestimmungen des GATT bzw. der WTO. Zwar sind nach Artikel XX(g) GATT Ausnahmen vom allgemeinen Verbot mengenmäßiger Beschränkungen zum Schutz natürlicher Ressourcen zulässig. Diese sind jedoch an bestimmte Voraussetzungen geknüpft. Insbesondere gilt auch im Ausnahmebereich des Artikels XX(g) das Grundprinzip der Inländerbehandlung, d.h., Beschränkungen des Außenhandels mit natürlichen Ressourcen müssen durch entsprechende Restriktionen des inländischen Verbrauchs ergänzt werden. Da Eingriffe in den Tropenholzexport das primäre Ziel verfolgen, die heimische Holzverarbeitung zu unterstützen und damit den inländischen Verbrauch sogar zu erhöhen, sind sie eindeutig nicht GATT-konform.¹³ So ist es wohl nur mit der allgemeinen Sonderbehandlung der Entwicklungsländer im GATT zu erklären, daß der Fall der Exportbeschränkungen für Tropenholz bisher nicht vor ein Schiedsgericht gebracht wurde.

Auch die landwirtschaftliche Nutzung des Tropenwaldes wird durch den Staat zum Teil direkt beeinflusst. Während die Besiedelung von Tropenwaldregionen durch Kleinbauern in

Afrika weitgehend spontan verläuft, wird in einer Reihe von asiatischen und lateinamerikanischen Ländern der Versuch unternommen, die Migration durch staatliche Anreize zu unterstützen und zu lenken. Insbesondere Brasilien, Indonesien und Malaysia haben zu diesem Zweck umfangreiche Umsiedlungsprogramme entwickelt (Amelung und Diehl 1992). Die durchgeführten Programme unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Ziele und der für die Siedler vorgesehenen Hilfen. In Brasilien besteht das Hauptziel darin, Beschäftigungsmöglichkeiten für die zahlreichen landlosen Bauern aus anderen Landesteilen zu schaffen. Die staatliche Unterstützung konzentriert sich seit Beginn der siebziger Jahre im wesentlichen auf den Aufbau einer physischen Infrastruktur im Amazonasgebiet. Das reicht in der Regel nicht aus, um die Siedler, die vorwiegend Nahrungsgüter zu Subsistenzzwecken anbauen, langfristig an die neuen Standorte zu binden. Die meisten von ihnen geben die Produktion aufgrund rasch fallender Bodenproduktivität bereits nach 3 oder 4 Jahren auf, überlassen ihr Land Viehzüchtern und kehren entweder in ihre Heimatregionen zurück oder roden neue Flächen (Mahar 1989).

Das indonesische Umsiedlungsprogramm „Transmigrasi“ wurde zu dem Zweck ins Leben gerufen, den Bevölkerungsdruck auf den dicht besiedelten Inseln Java und Bali zu reduzieren und gleichzeitig den Selbstversorgungsgrad mit Nahrungsmitteln zu erhöhen (Thiele 1994). Anders als in Brasilien übernimmt der indonesische Staat neben dem Straßenbau sämtliche Kosten der Umsiedlung für Transport, Bereitstellung von Ackerflächen, Unterbringung sowie eine Starthilfe in Form von Nahrungs- und Produktionsmitteln. Trotz dieser großzügigen Unterstützung werden auch indonesische Migranten häufig zum Wanderfeldbau oder zur Heimkehr gedrängt, weil die zur Verfügung gestellten Anbauflächen zu klein und die geförderten Produkte — vornehmlich Reis — nicht an die lokalen Produktionsbedingungen angepaßt sind. Das Problem des Wanderfeldbaus wird noch dadurch verschärft, daß durch die im Rahmen des Umsiedlungsprogramms geschaffene Infrastruktur spontane Migranten angezo-

gen werden, die zusätzliche Brandrodungen vornehmen.

In Malaysia erhalten die Siedler ebenfalls eine komplette Anfangsausstattung. Daß sich die Situation dort dennoch anders darstellt als in Indonesien, liegt in erster Linie daran, daß fast ausschließlich Dauerkulturen wie Palmöl und Kautschuk angebaut werden, die auf den Tropenwaldböden auch langfristig profitabel sind. Darüber hinaus werden die Siedlungsgebiete ständig überwacht und mit Beratungsdienstleistungen versorgt. Beides zusammen hat zur Folge, daß nur wenige Migranten ihr Land verlassen und spontane Migration weitgehend unterbleibt. Insgesamt läßt sich im Fall Malaysias nicht eindeutig beurteilen, ob die ökonomischen Erträge der Palmöl- und Kautschukplantagen hoch genug sind, um die staatliche Anschubfinanzierung und die mit der Tropenwaldrodung verbundenen ökologischen Kosten zu rechtfertigen. Für Brasilien und Indonesien ist die Schlußfolgerung hingegen eindeutig: In Anbetracht der geringen Nutzen für die Siedler und der durch zunehmenden Wanderfeldbau zusätzlich induzierten Brandrodungen wäre ein Verzicht auf die staatlichen Umsiedlungsprogramme wohlfahrtssteigernd. Die mit der Umsiedlung verfolgten sozialen Ziele könnten auch auf andere Weise erreicht werden, in Brasilien z.B. durch eine Bodenreform zugunsten der landlosen Bauern.

Während die Umsiedlungsprogramme sich an Kleinbauern wenden, profitiert ein Teil der Großbauern in Tropenwaldgebieten von direkten Preisanreizen. In mehreren Ländern Lateinamerikas — z.B. in Brasilien, Costa Rica und Panama — wird die Weidewirtschaft auf Tropenwaldböden u.a. durch Steuererleichterungen und subventionierte Kredite begünstigt (Mahar und Schneider 1994). Diese Subventionen sind nicht nur ökologisch, sondern auch ökonomisch in hohem Maße kontraproduktiv, weil an den meisten Tropenwaldstandorten keine profitable Viehwirtschaft möglich ist.

c. Allgemeine wirtschaftspolitische Reformen

Neben den verzerrten Anreizen als Folge von Markt- und Politikversagen können auch allgemeine Maßnahmen wie die Agrar- und Handelspolitik sowie reale Abwertungen, die zur Wiederherstellung des außenwirtschaftlichen Gleichgewichts notwendig sind, signifikante indirekte Effekte auf die Tropenwaldnutzung ausüben, indem sie die sektorale Allokation der Ressourcen verändern.

Der Agrarsektor wird insbesondere in Afrika südlich der Sahara preispolitisch in starkem Maße diskriminiert (Krueger et al. 1991: 11). Folglich ist von einer Liberalisierung der Agrarpolitik eine Zunahme der landwirtschaftlichen Produktion und damit auch eine verstärkte Tropenwaldnutzung zu erwarten.¹⁴ Diese Erwartung wird in einer Fallstudie für Kamerun eindeutig bestätigt (Thiele und Wiebelt 1993). In Kamerun würden bei einer Liberalisierung der Landwirtschaft vor allem die vormals durch administrierte Preise weit unterhalb der Weltmarktpreise stark benachteiligten exportorientierten Kaffee- und Kakaoproduzenten ihre Produktion ausdehnen. Dadurch würde ein Teil des bisher forstwirtschaftlich genutzten Bodens nun landwirtschaftlich genutzt. Da die Landwirtschaft im Gegensatz zur Forstwirtschaft eine vollständige Waldrodung erfordert, würde sich der Baumbestand im Vergleich zum Status quo erheblich verringern (Tabelle 4).

Weniger eindeutig als für Afrika südlich der Sahara ist die Evidenz für Asien und Lateinamerika. Dort fällt die durchschnittliche Diskriminierung des Agrarsektors weit geringer aus als in Afrika, in einigen Ländern wird die Landwirtschaft sogar gefördert. Dies gilt z.B. für Brasilien, wo sich neben einer moderaten Protektion im Agraraußenhandel (Krueger et al. 1991: 15) insbesondere die Steuerpolitik zugunsten der Landwirtschaft auswirkt. Verschiedene Autoren (Binswanger 1991; Reis und Margulis 1991; Repetto 1988) haben deshalb eine steuerliche Gleichbehandlung landwirtschaftlicher und gewerblicher Aktivitäten als

Tabelle 4 – Ökologische und gesamtwirtschaftliche Wirkungen einer Liberalisierung des Außenhandels in Kamerun (Veränderungen gegenüber dem Status quo in vH)

Indikator	Totalabbau der Protektion für	
	Agrargüter	alle Güter
Reales Bruttoinlandsprodukt	0,2	1,1
Baumbestand (absolute Veränderung in Mill. m ³)	-2,4	2,6
Einsatz von Tropenwaldboden in der Landwirtschaft		
Nahrungsgüterproduktion	-0,4	-14,8
Exportgüterproduktion	31,8	-1,1
in der Forstwirtschaft	-0,5	0,5

Quelle: Thiele und Wiebelt (1993).

adäquate Maßnahme zur Verminderung der Konversion von Tropenwaldflächen im brasilianischen Amazonasgebiet vorgeschlagen. Eine Analyse der kurz- und mittelfristigen Auswirkungen einer Angleichung der Körperschaftsteuersätze auf das gesamtwirtschaftliche Durchschnittsniveau in einem sektoral und regional (Amazonasgebiet und Rest von Brasilien) disaggregierten allgemeinen Gleichgewichtsmodell zeigt, daß diese Maßnahme zwar zu einem Rückgang der Tropenwaldrodung führen würde, da die vormals steuerlich begünstigten landwirtschaftlichen Sektoren im Amazonasgebiet ihre Produktion einschränken würden (Tabelle 5). Von dieser sektoral ausgerichteten Maßnahme wären jedoch auch die landwirtschaftlichen Sektoren außerhalb des Amazonasgebietes negativ betroffen. Die kurz- und mittelfristigen Effizienzgewinne, die aus der Reallokation von Arbeit bzw. von Arbeit und Kapital zu realisieren wären, würden nicht ausreichen, die aus dem geringeren Bodeneinsatz innerhalb und außerhalb des Amazonasgebietes resultierenden Produktionsverluste auszugleichen. Demgegenüber wäre eine regional ausgerichtete Steuer auf landwirtschaftliche Nutzflächen im Amazonasgebiet nicht nur effektiver, sondern es könnten auch die Produktionsverluste in der Landwirtschaft außerhalb des Amazonasgebietes vermieden werden (Tabelle 5).

Auch in Indonesien würde eine Liberalisierung des Agrarsektors die Tropenwaldvernich-

Tabelle 6 – Ökologische und gesamtwirtschaftliche Wirkungen einer Liberalisierung des Außensektors in Indonesien (Veränderungen gegenüber dem Status quo in vH)

Indikator	Liberalisierung des Agraraußenhandels	Liberalisierung des Agraraußenhandels und Abbau der Inputsubventionen
Reales Bruttoinlandsprodukt	0,04	0,15
Baumbestand (absolute Veränderung in Mill. m ³)	-0,4	2,0
Einsatz von Tropenwaldboden auf den Außeninseln in der Landwirtschaft		
Reis	0,5	-1,2
sonstige Nahrungsgüter	-1,5	-2,7
Exportgüter	3,0	1,8
in der Forstwirtschaft	-0,1	0,5

Quelle: Thiele (1996: Tabelle 26).

Produktion und der Export von Tropenholz würden um 6,5 vH bzw. 28,5 vH steigen, während die Investitionen und die Beschäftigung um 2,8 vH bzw. 13,0 vH ansteigen würden. Die Autoren führen dies darauf zurück, daß die Holzverarbeitende Industrie stark exportorientiert ist und bisher nicht protektioniert wurde. Der Protektionsabbau in den anderen Sektoren erhöht folglich die relative Rentabilität der Holzwirtschaft und schafft damit Anreize zur zusätzlichen Tropenwaldnutzung.

Demgegenüber wäre ein vollständiger Protektionsabbau in Kamerun nicht nur mit Effizienzgewinnen verbunden, sondern es könnten auch signifikante Biomassengewinne realisiert werden (Tabelle 4). Zwar ist auch in Kamerun die Holzwirtschaft exportintensiv. Von einem Totalabbau der Zölle bzw. einer Angleichung der effektiven Protektionsraten profitiert jedoch in erster Linie das Verarbeitende Gewerbe, dessen Vorleistungskosten stärker sinken als dessen Outputpreise. In diesem Fall führt eine Handelsliberalisierung zu einer Reallokation von Faktoren aus der ressourcenintensiven Landwirtschaft vor allem in das exportorientierte Gewerbe und in geringem Maße auch in die Forstwirtschaft und vermindert damit den Druck auf die landwirtschaftliche Nutzung von Tropenwaldarealen.

Ähnliche Effekte wie die einer allgemeinen Handelsliberalisierung sind von realen Abwertungsstrategien zur Lösung von Zahlungsbilanzproblemen in den hochverschuldeten Ländern Lateinamerikas zu erwarten. Da eine reale

Abwertung die relative Rentabilität von Exportindustrien erhöht und da die Land- und Forstwirtschaft entweder handelbare Endprodukte oder Vorleistungen für handelbare Verarbeitungsprodukte erstellen, wird dadurch der Druck auf den Regenwald tendenziell verstärkt, wobei wiederum die Veränderung der Vorleistungskosten das Ergebnis umkehren kann. Die bestehende empirische Evidenz deutet allerdings auf negative ökologische Konsequenzen realer Abwertungen hin (Capistrano 1994; Wiebelt 1995).

Insgesamt läßt sich also nicht eindeutig sagen, in welche Richtung Reformen der allgemeinen Wirtschaftspolitik die Tropenwaldnutzung beeinflussen. Doch selbst wenn die ökologischen Konsequenzen negativ sind, sollten diese Reformen im Sinne einer erstbesten Politik zur Erreichung ökonomischer Ziele durchgeführt und die negativen ökologischen Nebenwirkungen durch geeignete mikroökonomische Maßnahmen beseitigt werden.

2. Globale Maßnahmen

a. Handelsbeschränkungen für Tropenholz

In den vergangenen Jahren riefen Umweltverbände in vielen Industrieländern zum Boykott von Tropenholzprodukten auf. Auch Importverbote, quantitative Restriktionen, qualifizierende Importverbote (für nicht nachhaltig produziertes Tropenholz) und prohibitiv hohe Importzölle wurden verschiedentlich vorgeschlagen.¹⁵ Diese Maßnahmen können grundsätzlich nur dann einen signifikanten Beitrag zur Erhaltung der tropischen Regenwälder leisten, wenn der Exportanteil tropischer Nutzhölzer am gesamten Nutzholzaufkommen hinreichend hoch ist. Nach Angaben der FAO wurden 1991 rund 84 vH (etwa 1,3 Mrd. m³) des gesamten Holzaufkommens in tropischen Ländern als Brennholz¹⁶ und rund 16 vH (etwa 258 Mill. m³) als Nutzholz zur industriellen Verarbeitung verwendet (Tabelle 7). Davon wurden wiederum 28 vH (71,97 Mill. m³) exportiert (Tabelle 8). Berücksichtigt man zudem, daß der Biomassen-

Tabelle 7 – Holzaufkommen und Verwendung 1991

	Gesamtes Aufkommen	Brennholz		Nutzholz	
	Mill. m ³	Mill. m ³	vH	Mill. m ³	vH
Tropisches Afrika	495,2	450,7	91	44,4	9
Tropisches Amerika	375,3	279,6	75	95,7	25
Tropisches Asien	731,4	613,2	84	118,2	16
<i>Insgesamt</i>	1 601,9	1 343,5	84	258,3	16
Welt	3 429,4	1 830,2	53	1 599,3	47
Anteil der Tropen (vH)	46,7	73,4		16,2	

Quelle: FAO (1993a).

verlust durch den Holzeinschlag der Forstwirtschaft im weltweiten Durchschnitt bei 10–15 vH der gesamten Biomassenverluste liegt (Tabelle 2), so beträgt der Beitrag des Holzexports zum weltweiten Biomassenverlust etwa 3–4 vH. Als direkte Folge eines vollständigen Verzichts auf Tropenholzimporte würden also maximal nur 4 vH der derzeitigen jährlichen Regenwaldzerstörung unterbleiben. Davon betroffen wären vor allem die südostasiatischen Staaten Malaysia und Indonesien, die zusammen alleine drei Viertel des weltweit gehandelten Tropenholzes anbieten (Tabelle 8). Afrikanische und lateinamerikanische Tropenländer, die laut Tabelle 1 mehr als zwei Drittel der

weltweiten Tropenwaldrodung ausmachen, haben dagegen zusammen nur einen vergleichsweise geringen Weltmarktanteil von rund 14 vH. Handelsbarrieren für tropische Hölzer aus diesen Regionen dürften daher keinen tiefgreifenden Einfluß auf das Ausmaß der Regenwaldvernichtung haben.

Ob tarifäre Handelshemmnisse, die auf den betroffenen Importmärkten zu Preissteigerungen führen, die Importnachfrage nach Tropenholz verringern, hängt von der Preiselastizität der Nachfrage und den Substitutionsmöglichkeiten zwischen tropischen und nichttropischen Hölzern in den Importländern ab. Neuere Schätzungen von langfristigen Importnachfrageelastizitäten für den Zeitraum 1968–1988 kommen zu dem Ergebnis, daß diese für Rundholz (–0,16) und Schnittholz (–0,74) sehr gering sind (Barbier, Burgess et al. 1994: 281). Mit anderen Worten heißt dies, daß die Konsumenten kaum auf Preisänderungen für unverarbeitetes und wenig verarbeitetes Tropenholz reagieren und daher von tarifären Handelshemmnissen für diese Produkte kein signifikanter Mengeneffekt zu erwarten ist.¹⁷

Tabelle 8 – Exporte und Importe von Tropenholz und Tropenholzprodukten^a 1991

	Rundholz		Schnittholz		Furniere		Sperrholz		Insgesamt	
	RHÄ ^b	vH	RHÄ	vH	RHÄ	vH	RHÄ	vH	RHÄ	vH
	<i>Exporte</i>									
Asien	22,82	83,5	13,65	77,3	1,10	67,9	24,50	96,5	62,07	86,2
Malaysia	19,46	71,2	9,06	51,4	0,91	56,2	2,74	10,8	32,17	44,7
Indonesien	1,43	5,2	1,44	8,2	0,04	2,5	18,86	74,3	21,77	30,3
Andere asiatische Länder	1,93	7,1	3,15	17,9	0,12	7,4	2,90	11,4	8,10	13,3
Afrika	4,07	14,9	2,18	12,4	0,34	21,0	0,09	0,4	6,68	9,3
Lateinamerika	0,43	1,6	1,80	10,2	0,17	10,5	0,81	3,2	3,21	4,5
Brasilien	0,05	0,2	0,87	4,9	0,10	6,2	0,69	2,7	1,71	2,4
Andere lateinamerikanische Länder	0,38	1,4	0,93	5,3	0,08	4,9	0,94	3,7	2,08	2,9
<i>Insgesamt</i>	27,32	100,0	17,64	100,0	1,62	100,0	25,39	100,0	71,97	100,0
	<i>Importe</i>									
Ostasien	18,94	85,1	4,33	42,2	0,30	38,5	9,04	60,1	32,61	67,5
Japan	11,25	50,6	2,51	24,5	0,23	29,5	6,60	43,9	20,59	42,6
Südkorea	3,85	17,3	1,07	10,4	0,02	2,6	1,70	11,3	6,64	13,7
Taiwan	3,84	17,3	0,75	7,3	0,06	7,7	0,74	4,9	5,39	11,2
USA	0,02	0,1	0,50	4,9	0,04	5,1	3,04	20,2	3,60	7,4
EU	3,29	14,8	5,41	52,8	0,44	56,4	2,97	19,7	12,11	25,1
<i>Insgesamt</i>	22,25	100,0	10,25	100,0	0,78	100,0	15,04	100,0	48,32	100,0

^aOhne Holzfertigprodukte, wie z.B. Türen, Fenster, Möbel. — ^bRHÄ = Rundholzäquivalente (m³); Umrechnungsfaktoren: 1 m³ Schnittholz = 1,82 m³ Rundholz, 1 m³ Furniere = 1,90 m³ Rundholz, 1 m³ Sperrholz = 2,30 m³ Rundholz.

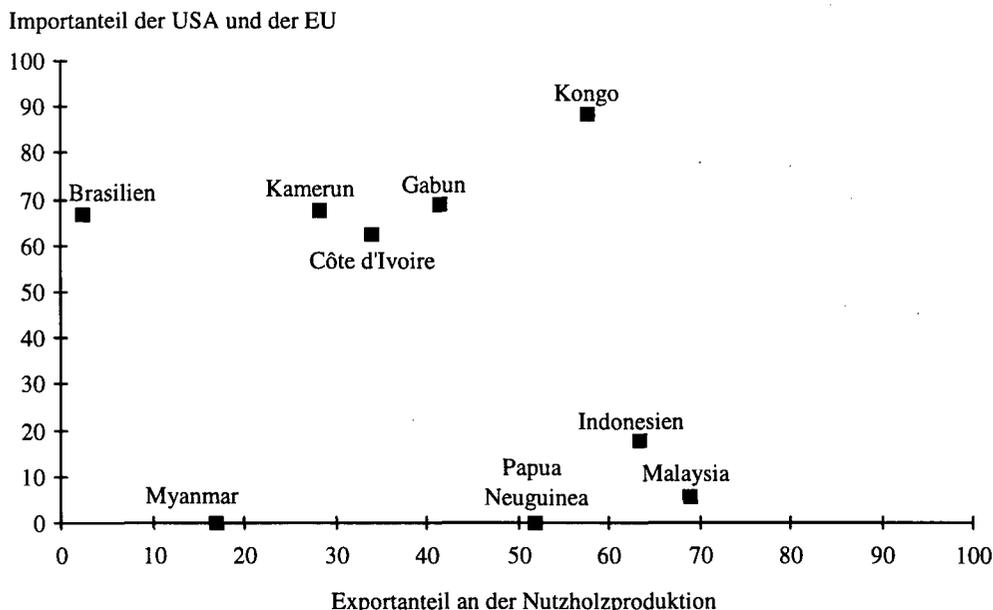
Quelle: Berechnet aus FAO (1993a).

Bei der Beurteilung der Effektivität von Importverboten oder -boykotten muß bedacht werden, daß es sich hierbei um unilaterale Maßnahmen einzelner Importländer handelt. Dies kann zu mehreren nachteiligen Wirkungen im Hinblick auf das eigentliche Ziel der Maßnahme führen (Amelung 1989: 156 ff.). Zunächst einmal kann ein einseitiger Importverzicht eines „kleinen Landes“, das seine Import- und Exportpreise und die am Weltmarkt gehandelten Mengen nicht beeinflussen kann, in keinem Fall die erwünschten Wirkungen erzielen, da der Welthandel von dieser Maßnahme weitgehend unbeeinflusst bleibt. Nur große Länder oder Handelsblöcke wie Japan, die Vereinigten Staaten und die Europäische Union, die einen großen Anteil am weltweiten Tropenholzimport haben (Tabelle 8), können durch einseitige Einschränkungen ihrer Importe zu einem Mengenrückgang auf dem Weltmarkt beitragen. Aber selbst wenn die Vereinigten Staaten und die EU die von ihren Umweltverbänden geforderten Importstopps für Tropenholz verfügen sollten, so wären hiervon nur eine Reihe relativ kleiner afrikanischer Tropenholzexporteure signifikant betroffen. Dies verdeutlicht Schaubild 1, in dem die Abhängigkeit verschiedener Tropen-

holzproduzenten von Importen der EU und der USA dargestellt ist. Biomassengewinne durch unilaterale Handelsrestriktionen der EU und der USA sind in jenen Exportländern am ehesten zu erwarten, deren Holzindustrie stark außenorientiert ist (d.h. hoher Exportanteil am gesamten Nutzholzaufkommen) und die stark von Importen der EU und der USA abhängen (hoher Anteil der Exporte in die EU und die USA an den gesamten Exporten). Die dominierenden Exportländer Indonesien und Malaysia, die wie Papua Neuguinea den größten Teil ihres Nutzholzaufkommens exportieren, wären von einseitigen Importstopps der EU und der USA nicht direkt betroffen, weil sie ihr Holz größtenteils in Ostasien absetzen. Brasilien exportiert zwar über 65 vH in die EU und die USA, dies entspricht aber nur rund 2 vH der gesamten Holzproduktion in Brasilien. Nur die exportorientierten afrikanischen Tropenländer Côte d'Ivoire, Gabun, Kamerun und Kongo sind stark vom Marktzugang zur EU und der USA abhängig. In diesen Ländern könnten unilaterale Importverbote zu einem signifikanten Rückgang des Holzeinschlags führen.

Allerdings ist damit noch nicht gesichert, daß die Menge des gehandelten Tropenholzes welt-

Schaubild 1 – Abhängigkeit wichtiger Tropenwaldländer von Importen der USA und der EU (vH)



weit abnimmt. In einer derartigen Situation ist auch der Fall denkbar, daß der Preisrückgang, der sich aufgrund von Handelsbarrieren in einem großen Land einstellt, nur zu einer Handelsumlenkung in ein anderes großes Land führt, in dem die Nachfrage in hohem Maße preiselastisch ist. Ebenso könnte der Nachfrageausfall durch eine Vielzahl kleinerer Importländer in Südostasien kompensiert werden, die schon heute einen vergleichsweise hohen Anteil an den weltweiten Tropenholzimporten auf sich vereinigen. Die auf dem Weltmarkt gehandelten Mengen können somit annähernd konstant bleiben, wenn das Weltmarktangebot entsprechend preisunelastisch reagiert.

Eine Handelsumlenkung in andere Nachfrageländer läßt sich demnach nur durch ein multilaterales Vorgehen bei der Reduzierung der Handelsmengen ausschließen. Dennoch ist zu bezweifeln, daß eine weltweite Importbeschränkung, die sich aufgrund der unterschiedlichen politischen Interessen ohnehin nur in bescheidenem Umfang durchsetzen ließe, zu einer dauerhaften Erhaltung der tropischen Regenwälder beitragen würde. Erstens kann der Nachfrageausfall aufgrund eines weltweiten Tropenholzboykotts durch eine steigende Inlandsnachfrage im Baugewerbe und in der Holzverarbeitung überkompensiert werden,¹⁸ wenn die Inlandsnachfrage nach Holz preiselastischer reagiert als die Importnachfrage des Auslands. Manche der mit Regenwald bewachsenen Entwicklungsländer, wie etwa Brasilien, Indonesien und Malaysia, haben schon bedeutende Fortschritte in der Industrialisierung erzielt und dabei auch ihrem komparativen Vorteil gemäß Produktionskapazitäten im Bereich der holzverarbeitenden Industrie aufgebaut. Ein Importstopp für Tropenholz könnte diese Länder dazu verleiten, statt des Rohstoffs verstärkt höherwertige Fertigprodukte aus Tropenholz herzustellen und zu exportieren. Ein wirkungsvoller Importstopp müßte sich daher auch auf sämtliche nachgelagerten Aktivitäten der Forstwirtschaft erstrecken. Zweitens könnte eine drastische Reduzierung der Importe zu einer deutlichen Preissenkung führen und damit alternative Nutzungsmöglichkeiten relativ profitabler machen. Als Beispiel hierfür gilt die

Amazonasregion, wo ein großer Teil der Wälder durch Brandrodung vernichtet oder im Zuge von Staudammprojekten überschwemmt wurde.

Abgesehen von der geringen Effektivität protektionistischer Maßnahmen, sind diese auch unter Verteilungs- und Effizienzaspekten fragwürdig. Ein weltweiter Importstopp würde, egal ob sich das mit Regenwald ausgestattete Land entschließt, diese Ressource zu geringeren Preisen abzubauen oder zu schonen, einen Einkommenstransfer von den jeweiligen Entwicklungsländern in die Industrieländer bedeuten, weil erstere dazu gezwungen werden, die Kosten für die Aufrechterhaltung des Weltklimas und der Artenvielfalt allein zu tragen. Unter Effizienz Gesichtspunkten sind Handelsbeschränkungen vom Ansatz her nur zweitbeste Instrumente zur Bestandssicherung der tropischen Naturwälder, da andere Instrumente vergleichbare ökologische Wirkungen zu geringeren Kosten erreichen können (Primo Braga 1992: 188 ff.). Dies liegt daran, daß Handelshemmnisse zum Schutz der Tropenwälder nicht direkt an der Quelle des Marktversagens ansetzen (vgl. Abschnitt III.1.a) und dadurch an anderer Stelle Marktverzerrungen verursachen, die zu zusätzlichen volkswirtschaftlichen Kosten führen. Insgesamt lassen sich Eingriffe in den Tropenholzhandel somit weder ökologisch und ökonomisch noch verteilungspolitisch rechtfertigen.

Importverbote und -boykotte für Tropenholz seitens der Industrieländer, wie sie gegenwärtig ins Auge gefaßt werden, sind außerdem nicht GATT-konform. Erstens verstoßen sie gegen das Nichtdiskriminierungsgebot, weil ähnliche Hölzer aus gemäßigten und borealen Zonen freien Marktzutritt haben (Verletzung der Meistbegünstigung) und weil es für inländisch produzierte Hölzer keine entsprechenden Beschränkungen wie für Tropenholz gibt (Verletzung des Prinzips der Inländerbehandlung). Zweitens sind Importrestriktionen für Tropenholz prozeßorientiert und werden deshalb nicht durch die Artikel XX(b) und XX(g) des GATT abgedeckt, die sich nur auf das Rechtsgebiet der Importnation erstrecken.¹⁹ Schließlich sind die vorgeschlagenen Eingriffe in den Tropen-

holzhandel nicht „notwendig“ im Sinne von Artikel XX(b), weil weniger diskriminierende Maßnahmen wie z.B. Zertifizierungen zur Verfügung stehen.²⁰ Ein Ausweg zur Einrichtung von GATT-konformen Importbeschränkungen wäre allenfalls die entsprechende Vereinbarung eines internationalen Abkommens im Rahmen von Art. XX(h) GATT (ESE 1992: 65). Bisher sind allerdings nur einzelne vom Aussterben bedrohte Arten wie Rosenholz und Rio-Palisander über das Washingtoner Artenschutzabkommen vom Handel zu kommerziellen Zwecken ausgeschlossen.

b. Zertifizierungssystem

Neben Fachleuten aus Wissenschaft und Industrie haben zunehmend auch Bürgerinitiativen und Umweltverbände die negativen Effekte eines Boykotts oder von Importverboten erkannt. Die wichtigsten Umweltverbände haben daher inzwischen eine Abkehr von ihrer Boykottunterstützung signalisiert und statt dessen ein Zertifizierungssystem für Holz und Holzprodukte aus ökologisch verträglicher Forstwirtschaft befürwortet.

Ein Zertifizierungssystem ist ein System zur Vergabe eines Gütesiegels, das bestimmte ökologische Nachhaltigkeitsstandards bei der Bewirtschaftung tropischer Wälder garantiert. Dadurch kann der Konsument nicht nur den Wert des gelieferten Holzanteils, sondern auch die ökologischen Leistungen eines in den tropischen Regionen wachsenden Baumes in seine Kaufentscheidung einbeziehen. Ein Zertifizierungssystem führt folglich zu einer Segmentierung des Tropenholzmarktes.

Ein Zertifizierungssystem für Tropenholz aus nachhaltigem Anbau kann dann als effektiv bezeichnet werden, wenn es mit Hilfe dieses Instruments gelingt, die Produktion von „Raubbau-Tropenholz“ zurückzudrängen. Dies wird dann der Fall sein, wenn vor Einführung des Umweltzeichens die latente Nachfrage nach dem umweltfreundlichen Gut größer ist als das Angebot (Mattoo und Singh 1994). Angesichts der steigenden Sorge in den Industrieländern über die Erwärmung der Atmosphäre und den Verlust an Artenvielfalt sowie der geringen

Mengen an nachhaltig produziertem Tropenholz kann diese Bedingung als erfüllt angesehen werden.²¹ Allerdings ist zu beachten, daß im Falle einer Zertifizierung von Tropenholz in den westlichen Industrieländern (ohne Japan) — als erstem realistischen Schritt zu einer weltweiten Zertifizierung — nur ein relativ geringes Produktionsvolumen auf nachhaltige Forstwirtschaft umgestellt wird (Varangis et al. 1995: 17 ff.). Die Umstellung würde zum Schutz von maximal nur rund 5 vH der durch Zerstörung bedrohten tropischen Naturschutzflächen führen.²²

Geht man trotzdem von der Effektivität des Instruments aus, so ist zu beachten, welche Kosten die Einrichtung eines Zertifizierungssystems für Produkte aus Tropenholz, das aus nachhaltig bewirtschafteten Naturwäldern stammt, verursacht. Hier sind zunächst die Kosten für den Aufbau und den Unterhalt von Institutionen zur Vergabe des Gütesiegels und zur Kontrolle der definierten Vergabebedingungen zu nennen. Außerdem entstehen bei den Tropenholzproduzenten Kosten für einen schonenderen und extensiveren Einschlag sowie für eventuelle Wiederaufforstungsmaßnahmen, wenn sie von einer Raubbaubewirtschaftung auf eine nachhaltige Waldbewirtschaftung umstellen.

Durch ein Zertifizierungssystem erfahren die Tropenholzproduzenten aber auch einen ökonomischen Nutzen, sofern davon ausgegangen werden kann, daß die Verbraucher die Bemühungen um eine nachhaltige Bewirtschaftung der tropischen Naturwälder honorieren. Dies kann sich in einer wieder steigenden Nachfrage nach zertifiziertem Tropenholz ausdrücken — insbesondere in Marktsegmenten, die durch die Anti-Tropenholz-Kampagne stark betroffen waren. Zusätzlich können die Produzenten aber auch von einer erhöhten Zahlungsbereitschaft der Endverbraucher für zertifiziertes Holz und von dementsprechend höheren Preisen profitieren (Varangis et al. 1995: 21 ff.). Auch bei den Verbrauchern von Tropenholzprodukten entsteht durch ein Zertifizierungssystem ein Nutzen durch die Möglichkeit der Internalisierung positiver externer Effekte. Der Verbraucher wird durch das Zertifizierungssystem dazu ver-

anlaßt, für die Belieferung mit den bisher öffentlichen Gütern „CO₂-Senke“ und „Artenvielfalt“ aus den tropischen Naturwäldern einen Preisaufschlag auf Tropenholzprodukte zu bezahlen. Ohne ein Zertifizierungssystem würde sich voraussichtlich kein Markt für diese öffentlichen Güter herausbilden, so daß die Versorgung mit wichtigen ökologischen Funktionen des Tropenwaldes eingeschränkt würde. Ein Zertifizierungssystem kann daher theoretisch zu einer global effizienteren Allokation der Ressourcen führen. Dabei ist wiederum zu beachten, daß eine Zertifizierung freiwillig sein muß und nicht durch ein Importverbot für nicht nachhaltig produziertes Tropenholz flankiert wird, da sonst analog zu einem Boykott zumindest auf kurze und mittlere Sicht Anreize entstehen, den Wald zu brandrodern und Vieh- oder Landwirtschaft zu betreiben (Shams 1995: 144).

c. „Debt-for-nature swaps“

Der Tausch von Auslandsschulden gegen Umweltschutzmaßnahmen, sogenannte „debt-for-nature swaps“, wurde entwickelt, um kommerzielle Auslandsschulden von Entwicklungsländern in Finanzmittel zu transformieren, die für den Umweltschutz zur Verfügung stehen. Dahinter steht die Hypothese, daß es eine kausale Beziehung zwischen der Last der Auslandverschuldung und dem daraus folgenden Raubbau der natürlichen Ressourcen in den mit tropischem Regenwald ausgestatteten Entwicklungsländern gibt (Enquête-Kommission 1990: Kap. 3; Oberndörfer 1988; Page 1989). Um nicht von der Kreditzufuhr aus dem Ausland abgeschnitten zu werden, seien diese Länder gezwungen, für ihren Schuldendienst Devisen zu erwirtschaften. Dabei greifen sie auf den Export von Tropenholz und Fleisch, zu dessen Produktion Regenwälder gerodet werden müssen, als bedeutende Devisenbringer zurück. Die Befürworter der „debt-for-nature swaps“ wollen den Exportdruck dadurch abbauen, daß den mit Regenwald ausgestatteten Ländern eine Reduzierung der Auslandsschulden unter der Auflage gewährt wird, daß diese Länder als Gegen-

leistung die in ihrem Besitz befindlichen natürlichen Ressourcen schonen.

Aus theoretischer Sicht beinhaltet dieser Tausch von Auslandsschulden gegen Umwelt einen fundamentalen Widerspruch. Wenn tatsächlich die hohe Verschuldung der Entwicklungsländer die Vernichtung der Regenwälder begünstigen würde, so wäre allein eine Reduzierung der Auslandsschulden durch Schuldenerlaß ein wirksames Instrument der Gläubiger zur Erhaltung der Regenwälder. Umweltschutzaufgaben, wie sie in den „debt-for-nature swaps“ enthalten sind, wären somit nicht erforderlich. Es ist jedoch fraglich, ob der Raubbau an den natürlichen Ressourcen der Entwicklungsländer ausschließlich auf deren hohe Auslandverschuldung zurückgeführt werden kann. Regressionsanalysen zwischen dem Ausmaß der Tropenwaldrodung und verschiedenen Verschuldungsindikatoren (Nunnenkamp und Amelung 1991; Shafik 1994; Capistrano 1994) lassen keinen statistisch signifikanten Zusammenhang erkennen. Weder ist die Tropenwaldrodung in hochverschuldeten Ländern höher als in anderen Ländern, noch ist eine zunehmende Auslandsverschuldung mit steigenden Rodungsraten verbunden. Es ist vielmehr zu vermuten, daß die Schulden- und die Umweltkrise auf eine gemeinsame Ursache zurückzuführen sind. In beiden Fällen liegt die Ursache in dem Versuch, den Konsum über das Niveau hinaus anzuheben, das der Wirtschaftskraft und der Umwelt angemessen ist (Shilling 1992: 28). Die Verringerung der Auslandsschulden beseitigt somit nur einen Teil der Anreize zum Abbau der Regenwälder.

Die „debt-for-nature swaps“ sind als mit Umweltauflagen versehene Transfers zu verstehen, wobei die Frage nach dem Zusammenhang zwischen Auslandsverschuldung und Umweltzerstörung von nachrangiger Bedeutung ist. Die Transferzahlungen stellen einen Tausch von Schulden gegen Nutzungsrechte an den Regenwäldern dar, bei dem die Regenwäldländer auf einen Teil ihrer Nutzungsmöglichkeiten verzichten. Ein solches Tauschgeschäft erfolgt typischerweise in drei Schritten (Nunnenkamp 1993: 135). Zunächst werden ausländische

Schuldtitel eines Tropenlandes auf dem Sekundärmarkt mit einem Preisabschlag aufgekauft. Diese Schuldtitel werden dann dem Schuldnerland vorgelegt und in Inlandswährung umgewandelt, wodurch sich die ausstehenden Auslandsschulden vermindern. Die Finanzmittel werden schließlich zur Finanzierung von Umweltprojekten genutzt.

Derartige „debt-for-nature swaps“, die ursprünglich ausschließlich von Nichtregierungsorganisationen finanziert wurden, erreichen in aller Regel nur geringe Größenordnungen, sowohl im Vergleich zu den insgesamt nötigen Mitteln für die Tropenwalderhaltung als auch in Relation zu den Auslandsschulden. Seit das erste Tauschgeschäft dieser Art mit Bolivien im Jahr 1987 — also nach der Verschuldungskrise — abgeschlossen wurde, sind während der Anpassungskrise bis Anfang der neunziger Jahre weitere 16 Swaps in acht Ländern mit einer Gesamtentschuldung von nur etwa 100 Mill. US\$ durchgeführt worden (Weltbank 1992: 209).²³ Dadurch wurden 60 Mill. US\$ für Umweltschutzmaßnahmen mobilisiert (Nunnenkamp 1992: 15). Die finanzielle Entlastung durch „debt-for-nature swaps“ ist jedoch wesentlich geringer als diese Zahlen vorgeben und kann sogar negativ sein. Swap-Geschäfte bewirken nur dann eine Schuldenentlastung, wenn erstens dem Käufer ausländischer Schuldtitel ein höherer Preisnachlaß gewährt wird, als es bei einem direkten Kauf durch das Schuldnerland der Fall wäre, und wenn zweitens der höhere Preisnachlaß an das Schuldnerland weitergegeben wird. Das Schuldnerland erfährt dann keine Entlastung durch Preisnachlässe auf dem Sekundärmarkt, wenn die Schuldtitel zum Nennwert in inländische Finanzmittel umgewandelt werden. Der Swap vermindert zwar die Auslandsschulden, kann aber insgesamt sogar zu steigenden fiskalischen Belastungen im Schuldnerland führen, wenn die Regierung inländische Schuldverschreibungen zur Tilgung der Auslandsschulden ausgibt und die inländischen Realzinssätze den internationalen Zinssatz überschreiten.

Die Chancen für eine finanzielle Kompensation von Schutzmaßnahmen für tropische Wälder durch „debt-for-nature swaps“ dürften noch

geringer sein, wenn dieses Instrument eine breitere Anwendung findet. Größere Aufkäufe von ausländischen Schuldtiteln auf dem Sekundärmarkt würden die Preisabschläge reduzieren und damit die Möglichkeiten zur Schuldenentlastung mindern.²⁴ Darüber hinaus kann eine breitere Anwendung dieses Instruments zu makroökonomischen Instabilitäten in den tropischen Schuldnerländern führen. Zum einen wird die Inflation angeheizt, wenn die Begleichung der Auslandsschulden über Geldschöpfung erfolgt. Andererseits können die Finanzverbindlichkeiten zunehmen, wenn die Auslandsschulden lediglich durch Inlandsverschuldung ersetzt werden.²⁵ Damit ist vor allem bei engen inländischen Kapitalmärkten zu rechnen.

Im Zusammenhang mit „debt-for-nature swaps“ spielt auch das Trittbrettfahrerverhalten eine besondere Rolle. Die Spende an eine Umweltorganisation trägt zur Verbesserung der Umweltsituation bei und stiftet somit nicht nur dem Spender, sondern allen Wirtschaftssubjekten einen Nutzen. Dadurch entsteht der Anreiz, sich als Spender zurückzuhalten und von anderen Wirtschaftssubjekten einen Beitrag zum Umweltschutz zu erwarten, da keiner von den positiven Auswirkungen des Umweltschutzes ausgeschlossen werden kann. Die Folge ist ein geringeres Spendenaufkommen, als das bei einem gesamtwirtschaftlichen Optimum der Fall wäre.

Die einseitige Ausrichtung der Transfers auf die Reduzierung der Auslandverschuldung führt auch dazu, daß wenig verschuldete Länder nur unzureichend einbezogen werden. Eine weitreichende Implementierung der „debt-for-nature swaps“ in den verschuldeten Ländern könnte in den weniger verschuldeten Ländern zwei unterschiedliche Reaktionen hervorrufen. Erstens könnten manche Länder bei steigenden Weltmarktpreisen für Tropenholz dazu übergehen, den Abbau ihrer Regenwälder voranzutreiben. Zweitens hätten gering verschuldete Länder, wie Indonesien, Malaysia oder Thailand, Anreize, ihre Auslandverschuldung auszuweiten, um somit in den Genuß von „debt-for-nature swaps“ zu gelangen.

Insgesamt dürfte die Mobilisierung von Finanzmitteln durch „debt-for-nature swaps“ äu-

berst gering sein. Ein signifikanter Beitrag zum Schutz von Tropenwäldern kann mit diesem Instrument nicht geleistet werden, da dadurch die Anreize zum Umweltschutz für das Schuldnerland nicht gestärkt werden. Die Regierungen von Tropenländern könnten sogar versucht sein, die mit dem Swap-Geschäft verbundenen Auflagen zu mißachten, da die an dem Swap beteiligten Nichtregierungsorganisationen keine Sanktionsmöglichkeiten mehr besitzen, sobald das Swap-Geschäft abgeschlossen und die Auslandsschuld getilgt ist.

d. Kompensationszahlungen

Grundsätzlich können Kompensationszahlungen zum Ausgleich der durch die Tropenwaldrodung verursachten globalen negativen externen Effekte auf zwei verschiedene Arten erfolgen. Einerseits können nach dem Verursacherprinzip die mit der Ressource Regenwald ausgestatteten Länder sämtliche anderen Länder für die mit der Rodung entstehenden externen Kosten entschädigen. Andererseits ist es möglich, daß die von den externen Kosten betroffenen Länder Transfers an die mit Regenwald ausgestatteten Länder zahlen, um sie zu einem Schutz derselben zu bewegen. Diese Kompensationslösung wird von Umweltökonomern als adäquate Maßnahme zum Schutz tropischer Regenwälder empfohlen, weil die Zurechnung von Schäden auf einzelne Verursacher nicht möglich ist und die Tropenländer nicht sanktioniert werden können, da es keine internationale Gerichtsbarkeit gibt. Sie ist sinnvoll, weil der Schutz tropischer Wälder zur Stabilisierung des Weltklimas und zur Erhaltung der Artenvielfalt beiträgt und die Bereitstellung dieser Umweltdienstleistungen die Wohlfahrt der Individuen in den nicht mit Regenwald ausgestatteten Ländern erhöht (Anhang I).

Die Auszahlung, das Aushandeln und die Verwaltung von Transfers können von privaten Institutionen wie z.B. Umweltschutzorganisationen und Bürgerinitiativen nur in beschränktem Umfang abgewickelt werden. Private Institutionen sind weitgehend auf Spenden angewiesen, weil Erträge wie die Erhaltung des globalen Klimas nicht internalisiert werden kön-

nen. Zusätzlich zu ihren beschränkten finanziellen Möglichkeiten haben private Organisationen den Nachteil, daß sie nicht die Verhandlungsmacht besitzen, die beim Aushandeln von internationalen Vereinbarungen notwendig wäre. Da es im internationalen Bereich kein durchsetzbares Rechtssystem gibt, kommt der staatlichen Verhandlungsmacht bei der Durchsetzung derartiger Vereinbarungen eine hohe Bedeutung zu.

Im Rahmen solcher Verhandlungen stellt sich die Frage, wie die Kosten der Umweltschäden sowie die Vermeidungskosten gemessen werden sollen. Die Vermeidungskosten lassen sich dabei leichter feststellen, da die zugrundeliegenden Kostenarten mit Marktgrößen zu erfassen sind. Dies gilt auch für Rohstofflagerstätten, obwohl deren Marktwert oft nur geschätzt werden kann. Die Umweltschäden sind insofern schwieriger abzuschätzen, als bestimmte Umweltschäden wie Klimaveränderungen nicht ausschließlich auf die Rodungen zurückzuführen sind. Selbst wenn die Zurechnungsproblematik gelöst werden könnte, so mangelte es doch an marktäquivalenten Bewertungsgrundlagen für bestimmte Rechtsgüter wie menschliches Leben. Ebenso wenig lassen sich bestimmte öffentliche Güter wie Landschaftsschutz oder klimatische Bedingungen hinreichend quantifizieren (Abschnitt II.1). Der Wert der Güter wird daher auf politischer Ebene bemessen. Deshalb ist es sinnvoll, daß staatliche Instanzen, die politische Verantwortung tragen, das Aushandeln und die Auszahlung der direkten Transfers übernehmen.

Bei der Ausgestaltung des Transfers stellt sich darüber hinaus die Frage, ob eine einmalige Auszahlung oder periodische Teilzahlungen zu bevorzugen sind. Aus ökonomischer Sicht birgt die erste Lösung größere Probleme. Erstens würde eine einmalige Auszahlung ein sogenanntes Prinzipal-Agent-Problem hervorrufen.²⁶ Der Empfänger des einmaligen Transfers (Agent) hat nach erfolgter Auszahlung keine Anreize, die daran geknüpften Bedingungen, von denen der Nutzen des Transferzahlers (Prinzipals) abhängig ist, zu überwachen oder einzuhalten. Zweitens ergibt sich daraus das Problem des sogenannten „obsolescing bar-

gain“. Dieses Problem tritt auf, wenn durch die nicht antizipierte Änderung von ökonomischen Daten Anreize entstehen, einen in der Vergangenheit geschlossenen Vertrag nicht einzuhalten. Um die Wahrscheinlichkeit der Vertragstreue zu erhöhen, können Nachverhandlungen erforderlich werden. Bei der Transferzahlung tritt dieses Problem auf, wenn sich ökonomische Daten ändern. Dies ist z.B. dann der Fall, wenn sich die Opportunitätskosten des Tropenwaldschutzes aufgrund steigender Holzpreise erhöhen. Eine einmalige Auszahlung könnte Nachverhandlungen aufgrund des Prinzipal-Agent-Problems erschweren, weil der Transferempfänger wenig Anreiz zur Wiederaufnahme von Verhandlungen hat, wenn damit Rückzahlungen einmal geleisteter Transfers verbunden sein können.

Eine Alternative zu einer einmaligen Auszahlung wäre die Teilauszahlung. Die Industrieländer tätigen den Transfer in Form von Schuldtiteln mit marktüblicher Verzinsung. Statt eines einmaligen Transfers erhalten die mit Regenwald ausgestatteten Länder somit nur die Zinsen für die Schuldtitel, die auch durchaus handelbar sein können. Wenn das Entwicklungsland die an die Transfers geknüpften Bedingungen nicht erfüllt, bleibt somit ein Spielraum für eine einseitige Verringerung der Transfers durch eine Verringerung des Nennwertes der Schuldtitel. Ein weiterer Vorteil dieser Lösung besteht darin, daß die Budgetbelastung, die den Industrieländern durch diese Transfers entstehen, geringer sind als bei einer direkten Auszahlung der Transfers.

Zusätzlich sind jedoch auch Verhandlungen zwischen den Transfers leistenden Staaten notwendig, um eine Verteilung der Transfers auf einzelne Entwicklungsländer zu koordinieren und die individuellen Transferzahlungen eines jeden Industrielandes zu bestimmen. In diesem Zusammenhang könnte eine internationale Umweltbehörde, die diese Koordination übernimmt, durchaus sinnvoll sein. Theoretisch müßte der Anteil eines Industrielandes an den zu zahlenden Transfers zwar durch seinen Anteil an den globalen Kosten der Umweltschäden bestimmt werden. In der Praxis läßt sich diese Regelung jedoch nur schwer umsetzen.

Zum einen verhindert die Zurechnungsproblematik eine genaue regionale Verteilung der globalen Umweltschutzkosten. Zum anderen wären dabei auch viele finanzschwache Entwicklungsländer, die keine Regenwälder besitzen, zu Transferzahlungen verpflichtet. Daher wäre in der Praxis auch eine Lösung denkbar, bei der die Anteile an den globalen Transferzahlungen durch die Wirtschaftskraft des zahlenden Landes bestimmt werden.

e. CO₂-Ausgleichsverträge

Die im Rahmen der United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) verabschiedete Klimakonvention sieht in Artikel 4 (2), Buchstabe a) vor, daß Staaten ihre Maßnahmen zum Klimaschutz mit anderen Staaten gemeinsam durchführen können. Auf dieser Basis wird vorgeschlagen, daß Vertragsstaaten, die sich selbst Emissionsziele auferlegt haben, in anderen Staaten erreichte Emissionsreduktionen auf die eigenen Emissionen anrechnen lassen können, um so die Zielerreichung zu gewährleisten. Für dieses Verfahren hat sich der Begriff „joint implementation“ etabliert. In der Praxis erfahren vor allem sogenannte CO₂-Ausgleichsverträge zwischen Industrieländern und Ländern mit tropischen Regenwäldern steigende Popularität,²⁷ wobei insbesondere auf die kosteneffiziente Zielerreichung dieses Ansatzes verwiesen wird. Dies verdeutlicht Anhang II, in dem die Funktionsweise und Effizienz von CO₂-Ausgleichsverträgen an einem einfachen Beispiel erläutert wird.

Die Möglichkeit, Maßnahmen im Ausland durchzuführen, stellt eine Direktinvestition dar, die es offenkundig zuläßt, daß internationale Kostenvorteile der Reduktion von CO₂-Emissionen realisiert werden. Jeder Emittent wird Maßnahmen zum Tropenwaldschutz oder Wiederaufforstungsmaßnahmen in Tropenländern finanzieren, solange diese Kosten unter den vermiedenen Kosten (beispielsweise der Steuerlast aus der Erhebung einer CO₂-Steuer) liegen. Deshalb können CO₂-Ausgleichsverträge einen substantiellen Effizienzbeitrag leisten. Allerdings ist damit noch nicht die ökologische Effektivität dieser Maßnahme gesichert, wenn

„joint implementation“ sich in einem institutionellen Rahmen abspielt, der dadurch gekennzeichnet ist, daß sich Industrieländer zu einer Reduktionspolitik verpflichten, die sie auch in Ländern leisten können, die keine strikte Klimapolitik betreiben. Da die Tropenländer keine eigenen Reduktionsziele haben, ist zum einen nicht sichergestellt, daß die über einen CO₂-Ausgleichsvertrag erzielte Reduktion nicht an anderer Stelle zumindest kompensiert wird (Heister und Stähler 1995: 227). Zum anderen machen Emissionsgutschriften nur dann Sinn, wenn durch die Direktinvestition ein eigenständiger Beitrag zur Emissionsreduktion geleistet wird, d.h., die Emissionsreduktion nicht sowieso vom Tropenland vorgenommen worden wäre (Pearce 1994: 14).

Verschiedene Autoren (Klaassen 1994; Bohm 1994) plädieren deshalb dafür, CO₂-Ausgleichsverträge zwischen Staaten auf die im Anhang 1 der Klimakonvention aufgelisteten Unterzeichnerstaaten (Industrie- und Transformationsländer) zu begrenzen, da diese Länder im Gegensatz zu Entwicklungsländern einigermaßen klar definierte Emissionsziele aufweisen. Dagegen läßt sich jedoch einwenden, daß eine Ausdehnung von CO₂-Ausgleichsverträgen auf Entwicklungsländer das Potential für Kostenersparnisse vergrößert. Wie schwerwiegend dieser Einwand ist, ist jedoch fraglich, da rund 70 vH der gegenwärtigen CO₂-Emissionen

aus Unterzeichnerstaaten stammen und bereits in diesen Ländern beträchtliche Unterschiede bei den Vermeidungskosten bestehen.

Im Prinzip kann ein CO₂-Ausgleichsvertrag dazu dienen, mehr Kohlenstoffsenken zu schaffen oder Kohlenstoffemissionen zu reduzieren. Die gegenwärtig bestehenden Ausgleichsverträge (Pearce 1994: Tabelle 2) dienen im wesentlichen dazu, durch Wiederaufforstungsmaßnahmen und nachhaltige Forstwirtschaft Senken zu schaffen. Dabei besteht die Gefahr der Manipulation sowohl auf der Seite des Tropenlandes als auch durch das emittierende Unternehmen im Industrieland. So kann das Tropenland behaupten, daß ein Szenario ohne Wiederaufforstung die relevante Referenzsituation für Vertragsverhandlungen darstellt. Es kann dann ein „joint implementation“-Projekt attrahieren und für sich in Anspruch nehmen, daß die neu angepflanzten Bäume einen eigenständigen Beitrag zur Kohlenstoffbindung darstellen. Im ungünstigsten Fall schließen CO₂-Ausgleichsverträge auch Projekte zur Verhinderung der Abholzung ein, was bedeutet, daß Drohungen, den Tropenwald zu zerstören, durch Ausgleichsverträge belohnt werden. Ebenso besteht für den Projektpartner im Industrieland ein Anreiz, das Ausmaß der Emissionsreduktion oder Fixierung zu übertreiben, um damit in den Genuß höherer Emissionsgutschriften zu gelangen.

IV. Resümee: Einzelmaßnahmen zu einem Politikpaket verknüpfen

Im vorliegenden Beitrag wurden lokales und globales Marktversagen sowie Politikversagen als mögliche Ursachen für die gegenwärtige Übernutzung tropischer Wälder identifiziert. Ansatzpunkte für ein verbessertes Tropenwaldmanagement sind folglich in diesen drei Bereichen zu suchen. Um das Marktversagen auf lokaler Ebene zu korrigieren, müssen zunächst sichere und durchsetzbare Eigentumsrechte für die einzelnen Verwendungen des Tropenwaldes geschaffen werden. Verbleibende externe Umweltkosten können z.B. durch Ressourcennutzungssteuern oder die Festlegung von Nut-

zungsobergrenzen internalisiert werden. Derlei Maßnahmen versprechen erhebliche Biomassengewinne, sie sind jedoch zumindest kurz- bis mittelfristig mit Outputverlusten verbunden, weil sich die ökologischen Vorteile einer reduzierten Tropenwaldnutzung erst mit zeitlicher Verzögerung in ökonomischen Größen wie der landwirtschaftlichen Produktivität niederschlagen. Es ist deshalb kaum damit zu rechnen, daß die Entscheidungsträger in den Tropenländern entsprechende Maßnahmen isoliert ergreifen. Würden zusätzlich ökologisch und ökonomisch schädliche Eingriffe wie die verbreiteten Ex-

portrestriktionen für unverarbeitetes Tropenholz unterlassen, könnten die Kosten des Tropenwaldschutzes abgemildert und gleichzeitig weitergehende Biomassengewinne realisiert werden. Noch besser sähe das ökonomische Ergebnis aus, wenn darüber hinaus bestehende Verzerrungen in der Agrar-, Handels- und Makropolitik abgebaut würden. Die notwendigen Reformen der allgemeinen Wirtschaftspolitik haben zwar zum Teil negative ökologische Wirkungen, die jedoch im Vergleich zu den direkt auf die Tropenwaldnutzung ausgerichteten Maßnahmen so wenig ins Gewicht fallen, daß sie das ökologische Ergebnis kaum beeinflussen. Zur Unterstützung der Schutzbemühungen der Tropenländer und als Kompensation für die Bereitstellung der globalen öffentlichen

Güter „Klimaschutz“ und „Artenvielfalt“ sind schließlich Transferzahlungen seitens der Industrieländer sinnvoll, die eine Teilung der Kosten zwischen Industrie- und Tropenländern bewirken. Die ebenfalls häufig vorgeschlagenen Importrestriktionen für Tropenholz würden hingegen die Anpassungslast überwiegend auf die Tropenländer abwälzen und wären zudem nur in den seltensten Fällen ökologisch effektiv.

Insgesamt dürften sich durch geeignete Kombinationen von Maßnahmen aus den genannten Bereichen für die meisten Tropenländer Politikpakete formulieren lassen, die einen Konflikt zwischen ökologischen und ökonomischen Zielen vermeiden und damit eine wichtige Voraussetzung für ihre Durchsetzbarkeit erfüllen.

Anhang I. Zur Bestimmung der Höhe von Kompensationszahlungen

Schaubild A1 verdeutlicht, welche Determinanten die Höhe von direkten Transfers an ein Land bestimmen. Auf der vertikalen Achse werden die Grenzkosten abgetragen, die mit der Rodung des Regenwaldes eines Landes verbunden sind. Die Menge des gerodeten Waldes wird auf der horizontalen Achse abgetragen. Für das mit Regenwald ausgestattete Entwicklungsland sind zwei Kostenarten für die Bestimmung der gesamtwirtschaftlich optimalen Rodungsfläche ausschlaggebend. Zum einen entstehen dem Land Kosten, wenn es auf die Rodung von Regenwald verzichtet. Diese Vermeidungskosten lassen sich aus dem entgangenen Nutzen des Faktors Regenwald herleiten und beinhalten somit vor allem die entgangenen Erlöse aus dem Holzeinschlag und die Kosten des Verzichts auf eine alternative Landnutzung für Ackerbau und Viehzucht (vgl. dazu Übersicht 1). Die Grenzvermeidungskosten sinken mit zunehmender Rodung des Waldes. Dies läßt sich folgendermaßen begründen:

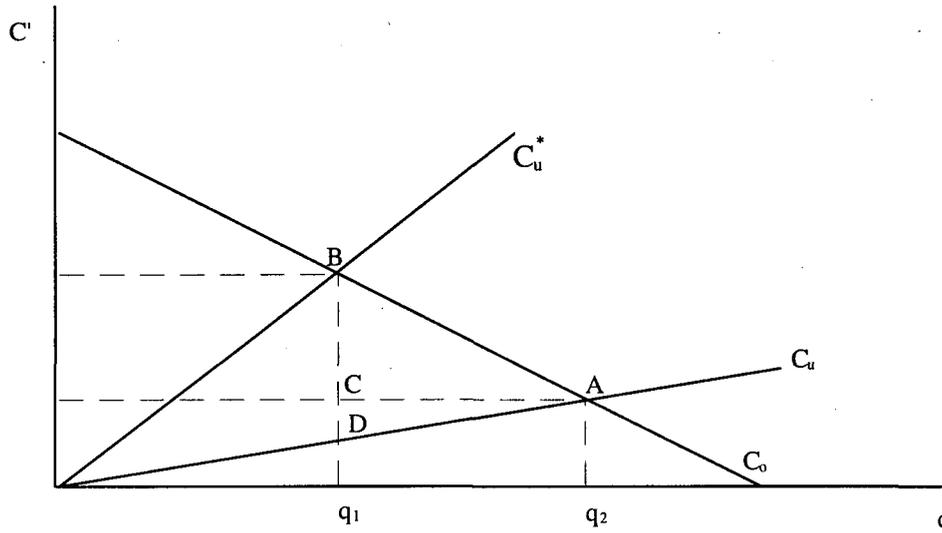
- Die Produktivität des Faktors Boden wird bei fortschreitender Rodung sinken, da zunehmend Grenzböden mit niedrigerer Produkti-

vität und schlechterer Verkehrsanbindung erschlossen werden.

- Mit zunehmender Rodung werden auch Waldgebiete erschlossen, die eine geringere Holzqualität oder höhere Transportkosten als die bereits abgeholzten Wälder aufweisen.

Den fallenden Grenzvermeidungskosten stehen steigende Grenzkosten der Waldrodung C_r des jeweiligen Landes gegenüber. Der steigende Grenzkostenverlauf ist damit zu rechtfertigen, daß mit zunehmendem Rodungsgrad Klima- und Erosionsschäden zu erwarten sind, welche die Kosten der Rodung überproportional steigern. Bei einem hinreichend hohen Rodungsgrad wird nämlich die ohnehin beschränkte Fähigkeit der Regenwälder zur Regenerierung nicht mehr genutzt. Erschwerend kommt hinzu, daß bei einer höheren Rodung manche Umweltschäden wie Bodenerosion und Klimaveränderungen zeitlich früher eintreten. Da es sich bei den Umweltkosten um abdiskontierte Folgekosten handelt, steigen die Umweltkosten überproportional zur Rodung, weil alle zukünftigen Umweltschäden berücksichtigt werden.

Schaubild A1 – Zur Bestimmung der Höhe der Transfers zur Erhaltung des tropischen Regenwaldes



- C_o Grenzermeidungskosten der Walderhaltung
 C_u Nationale Grenzkosten der Tropenwaldzerstörung
 C_u^* Globale Grenzkosten der Tropenwaldzerstörung
 q Fläche des gerodeten Regenwaldes
 C' Grenzkosten

Aus der Sicht des mit der Ressource Regenwald ausgestatteten Entwicklungsland ergibt sich der optimale Rodungsgrad beim Schnittpunkt A der beiden Grenzkostenkurven C_u und C_o , dem eine Rodung von q_2 entspricht. Wenn man jedoch die globalen (nationalen und internationalen) Kosten der Umweltzerstörung berücksichtigt, die in Schaubild A1 durch die Grenzkostenkurve C_u^* dargestellt werden, so ergibt deren Schnittpunkt mit der Kurve C_o ein anderes, globales Optimum im Punkt B, dem eine geringere Rodung von q_1 entspricht. Die globale Grenzkostenkurve C_u^* hat bei jeder gegebenen Rodungsmenge q eine höhere Steigung als die nationale Grenzkostenkurve C_u , da davon ausgegangen werden kann, daß der von Industrieländern bei der Abdiskontierung der Folgekosten zugrunde gelegte Zinssatz aufgrund

der unterschiedlichen Zeitpräferenzraten geringer ist als im Entwicklungsland. Dies bedeutet, daß in Zukunft anfallende globale Umweltschäden höher bewertet werden.

Wenn das Entwicklungsland zu einem globalen Optimum, wie es im Punkt B herrscht, bewegt werden soll, muß das Ausland einen Transfer in Höhe des Dreiecks ABC an das Entwicklungsland leisten. Das Ausland macht dabei die Auflage, nur eine Menge in Höhe von q_1 zu roden. Der Eigenbeitrag des Landes zum Umweltschutz wird durch das Dreieck ACD veranschaulicht. Dieser Eigenbeitrag ist gerechtfertigt, da die verringerte Rodung auch dem mit Regenwald ausgestatteten Land positiven Nutzen in Form von geringeren Umweltschäden stiftet.

Anhang II. Funktionsweise und Effizienz von CO₂-Ausgleichsverträgen

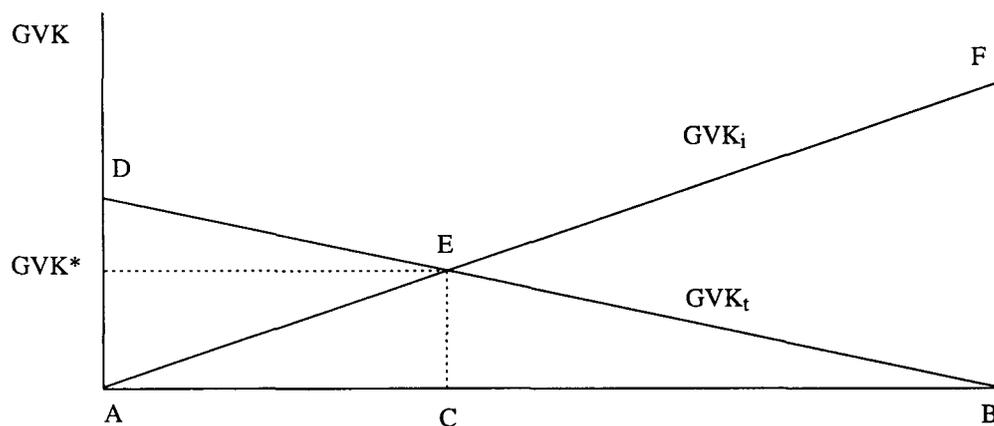
Zur Verdeutlichung der Funktionsweise von CO₂-Ausgleichsverträgen seien zwei Länder, ein Industrieland i und ein Tropenland t , unterstellt. Die beiden Länder sehen sich unterschiedlichen Grenzvermeidungskostenkurven (GVK_i und GVK_t) gegenüber. Die Emissionsmenge des Industrielandes wird dabei auf der Abszisse von Punkt B aus nach links gemessen, die Emissionsmenge des Tropenlandes entsprechend von Punkt A aus nach rechts. Im unregulierten Ausgangszustand, in dem noch keinerlei Schadstoffvermeidung stattfindet und damit auch keine Vermeidungskosten anfallen, werden von beiden Ländern jeweils die (gleichen) Höchstmengen (AB) an Kohlendioxid emittiert, da die Nutzung der Atmosphäre keinerlei Restriktionen unterliegt. Soll nun die gesamte Emissionsmenge auf AB beschränkt werden, so könnte dies dadurch geschehen, daß sich das Industrieland verpflichtet, seine Emissionen gänzlich zu reduzieren.

Kommt dagegen ein Ausgleichsvertrag zustande, wird die geforderte Emissionsreduktion AB in beiden Ländern zusammen erbracht, wobei sich im Optimum die Grenzvermeidungskosten in beiden Ländern ausgleichen (Punkt E). Welche Menge in welchem Land

eingespart wird, hängt von der Lage und dem Verlauf der jeweiligen Grenzvermeidungskostenfunktionen ab. Diese bestimmen ebenfalls die Höhe der Kosten zur Vermeidung der letzten gerade noch emittierten Einheit. In Schaubild A2 wird das Industrieland seine Emissionen nur um AC , das Tropenland seine Emissionen um BC reduzieren, da die Grenzvermeidungskosten im Industrieland annahmegemäß höher sind als im Tropenland.²⁸

Ein Kostenvergleich zeigt nun den Vorteil des Ausgleichsvertrages. Bei Reduktion der geforderten Gesamtmenge AB allein im Industrieland entstünden Kosten, die der Fläche unter der Grenzvermeidungskostenkurve GVK_i entsprechen, also der Fläche ABF . Wird die Reduktion in beiden Ländern kostenminimal erbracht, entstehen nur Gesamtkosten in Höhe der Flächen BCE plus ACE . Die gesamte Kostenersparnis in Höhe von BEF kann nun je nach Verhandlungsergebnis zwischen beiden Parteien aufgeteilt werden. Die Grenzvermeidungskosten pendeln sich nach erfolgter Kompensation in beiden Ländern bei GVK^* ein, da hier die im Tropenland erreichte Emissionsreduktion BC gerade die noch fehlende Reduktion im Industrieland ausgleicht.

Schaubild A2 – Funktionsweise und Effizienz von CO₂-Ausgleichsverträgen



Endnoten

- 1 So wurde z.B. die Rodung von Tropenwaldflächen zumeist von indigenen Wanderfeldbauern vorgenommen. Diese Nutzungsform ermöglichte aufgrund ausreichender Brachezeiten und extensiver Wirtschaftsweise in der Regel eine Regenerierung des Baumbestandes.
- 2 Im Reisekostenansatz wird eine Nachfragekurve konstruiert, die beschreibt, wie häufig ein Besucher in Abhängigkeit der Reisekosten, die aus den Anfahrtkosten, eventuell anfallenden Eintrittspreisen sowie den Opportunitätskosten in Form entgangener Einkommen bestehen, ein bestimmtes Erholungsgebiet aufsucht (Pearce und Turner 1990: 153 f.). Die Fläche unterhalb der Nachfragekurve gibt die Zahlungsbereitschaft des Besuchers für das Reiseziel an. Subtrahiert man davon die Reisekosten, so ergibt sich die Konsumentenrente, die die Nutzeneinbuße des Individuums bei einem Verlust der Erholungsmöglichkeit mißt. Durch Aggregation der individuellen Konsumentenrenten läßt sich dann der Gesamtwert des Erholungsgebietes berechnen.
- 3 Die Zahlen für Westafrika sind mit großer Unsicherheit behaftet. 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 Jahren gegenüber den siebziger Jahren niederschlägt, wird von anderen Autoren (z.B. Myers 1994) nicht bestätigt.
- 4 Der „moderne“ Wanderfeldbau unterscheidet sich vom traditionellen Wanderfeldbau indigener Völker durch kürzere Brachezeiten und eine intensivere Bodennutzung, so daß er nicht mit einer Regeneration der Tropenwälder kompatibel ist.
- 5 Der Grad der Degradation ist hier definiert als Quotient aus der durchschnittlich eingeschlagenen Holzmenge und dem durchschnittlichen Anfangsbaumbestand in Primärwäldern, wobei die eingeschlagene Holzmenge mit dem Faktor 2 multipliziert wird, um Ernteschäden und Rodungen für die Konstruktion eines Wegenetzes zum Abtransport der geernteten Bäume in Rechnung zu stellen. Die Berechnung des Degradationsgrades ausschließlich für Primärwälder ist gerechtfertigt, weil der Schwerpunkt des Holzeinschlags mit weit über 80 vH in Primärwäldern liegt (Enquête-Kommission 1994: 494).
- 6 Die Komplementarität zwischen den Werten der Tropenwalderhaltung erreicht seine Grenzen, wenn z.B. der Ökotourismus zum Massenphänomen wird und dadurch Tier- und Pflanzenarten gefährdet werden.
- 7 Eine systematische Forstinventur, die mehr als nur den Baumbestand erfaßt, wurde bisher nur in Indonesien durchgeführt (Thiele 1994). Dort wurden neben der Holzmenge und -qualität auch die Bodenfruchtbarkeit und die Bedeutung der Wälder für den Erosionsschutz berücksichtigt.
- 8 Im Fall des Tropenwaldes erstrecken sich die Nutzungskosten nicht nur auf die geerntete Holzmenge, sondern auch auf die Schäden, die den nicht geernteten Bäumen durch den Einsatz schwerer Erntemaschinen zugefügt werden.
- 9 Zur Frage der erstbesten wirtschaftspolitischen Korrekturmaßnahmen bei Vorliegen von Marktversagen vgl. z.B. Bhagwati und Ramaswani (1963).
- 10 Die Ressourcenrente ist definiert als Holzpreis abzüglich aller Ernte-, Transport- und Verarbeitungskosten. Bei „open access“ reduziert sie sich durch den Zugang immer neuer Nutzer bis auf Null (Siebert 1983: 127).
- 11 Zu einer ausführlichen Diskussion der einzelnen in der Forstwirtschaft Indonesiens erhobenen Steuern und Abgaben siehe Thiele (1994).
- 12 Einen hohen Anteil ihrer Nutzholzproduktion exportieren die asiatischen Länder Malaysia (75 vH), Indonesien (60 vH) und Papua Neuguinea (83 vH) sowie die afrikanischen Länder Kongo (62 vH), Côte d'Ivoire (57 vH), Gabun (78 vH), Ghana (49 vH) und Liberia (64 vH). Zusammen haben diese Länder einen Weltmarktanteil von rund 8 vH.
- 13 Daß die bestehenden Exportbeschränkungen für Tropenholz vor einem GATT-Panel keinen Bestand haben würden, illustriert die Entscheidung im Disput zwischen den USA und Kanada über ein kanadisches Exportverbot für Heringe und Lachs. In diesem Fall begründete das GATT-Panel die Ablehnung des Exportverbots damit, daß die kanadische Regierung nicht gleichzeitig den Zugang inländischer Verarbeiter und Konsumenten zum Angebot an Lachs und Heringen begrenzt habe (Chase 1993: 764). Dieselbe Entscheidung mit derselben Begründung wäre auch für Tropenholz zu erwarten.
- 14 Preisanreize können sich natürlich auch in höheren Erträgen auf bestehenden Flächen niederschlagen, weil insbesondere in Afrika südlich der Sahara noch erhebliche Produktivitätsreserven bestehen. Dennoch ist damit zu rechnen, daß zumindest teilweise neue Flächen in Tropenwaldgebieten erschlossen werden.
- 15 Der Versuch Österreichs, zum 1. September 1992 den Importzollsatz für Tropenholz von vormals 8 vH auf prohibitive 70 vH anzuheben, stellt das prominenteste, aber nicht einzige Beispiel in dieser Kategorie dar (Chase 1993: 760 ff.). Inzwischen gibt es auch eine Vielzahl von subnationalen Versuchen, den Tropenholzimport einzuschränken. Zum Beispiel haben rund 200 Stadtverwaltungen in Deutschland und mehr als 50 vH aller niederländischen Stadtverwaltungen ein Verbot für die Verwendung von Tropenholz in öffentlichen Gebäuden eingeführt. In den USA haben viele Städte und mindestens drei Bundesstaaten — Arizona, Kalifornien und New York — die Verwendung von Tropenholz bei öffentlichen Bauvorhaben verboten (Varangis et al. 1993: 17).
- 16 Unter den Begriff Brennholz fällt hier sämtliches Holz, das als Energieträger Verwendung findet, einschließlich des Anteils, der zu Holzkohle umgewandelt wird (nach Angaben der FAO: 10 vH). Zu beachten ist, daß der Brennholzeinschlag kaum eine Rolle bei der Zerstörung der feuchten Tropenwälder spielt, sondern vor allem ein Problem der trockenen Wälder (Savannenwälder) oder von Buschvegetationen ist (Diehl 1993: 105).
- 17 Die sehr niedrige globale Nachfrageelastizität für Rundholz zeigte sich nach Einführung von Exportbeschränkungen wichtiger Tropenholzproduzenten. So reagierten die Importpreise infolge des Angebotsausfalls weit stärker als die Men-

- gen. Dies ist auf begrenzte Substitutionsmöglichkeiten für tropisches Rundholz zurückzuführen. Höhere Nachfrageelastizitäten für Schnittholz und insbesondere für Sperrholz (-1,14) implizieren dagegen gute Substitutionsmöglichkeiten zwischen tropischen und nichttropischen verarbeiteten Hölzern. Dies überrascht nicht, da viele wichtige Importeure von Tropenholz selbst verarbeitetes Holz, insbesondere Sperrholz, entweder aus importierten Rundhölzern oder aus Nadelhölzern aus eigener Produktion herstellen. Schätzungen für Südostasien weisen demgegenüber eine höhere Importnachfrageelastizität für Rundholz als für Schnittholz und Sperrholz aus (Barbier, Bockstael et al. 1994: 258). Es verwundert deshalb nicht, daß diese Länder zunehmend dazu übergegangen sind, die Rundholzexporte zugunsten von verarbeiteten Hölzern, insbesondere Sperrholz, zu begrenzen.
- 18 Begrenzte Verarbeitungskapazitäten im Inland können kurzfristig den Holzeinschlag verringern. Da Exportrestriktionen jedoch die Rentabilität lokaler Verarbeitungsindustrien erhöhen, werden mittel- bis langfristig Verarbeitungskapazitäten aufgebaut, die die Kapazitäten von ausländischen Verarbeitern ersetzen oder sogar überkompensieren.
 - 19 Vgl. dazu den „non-dolphin-save-tuna“-Disput zwischen den USA und Mexiko. Dieser Disput wird als richtungsweisender Präzedenzfall über den Inhalt von Art. XX GATT angesehen. Unilaterale handelsbeschränkende Maßnahmen zur Erreichung von Umweltzielen in Drittländern sind demzufolge nicht durch diesen Artikel gedeckt. Die USA hatten Art. XX(b) und XX(g) GATT dahingehend interpretiert, daß es möglich sei, den Import von mexikanischem Thunfisch zu behindern, der mit Fangmethoden gefangen wird, die eine Gefahr für Delphine darstellen (ESE 1992: 63).
 - 20 Die folgende Diskussion eines Zertifizierungssystems für Tropenholz basiert auf Brockmann et al. (1996).
 - 21 Maximal 1 vH aller Tropenwaldflächen wird zur Zeit nachhaltig bewirtschaftet (FAO 1993b: 50). Rund ein Drittel der tropischen Rundholzproduktion wird roh oder verarbeitet in die Industrieländer exportiert. Auch wenn die dortigen Tropenholzverbraucher nur zu 5 vH latente Konsumenten von nachhaltig produzierten tropischen Hölzern sind, ist diese Bedingung erfüllt.
 - 22 Der Anteil des in den geschlossenen Wäldern tropischer Länder geschlagenen Nutzholzes, der in rohem oder verarbeitetem Zustand in nichttropische Länder exportiert wird, liegt bei etwa 30 vH (71,97 Mill. m³/258,3 Mill m³, vgl. Tabellen 7 und 8). Die Exporte gehen, zum Teil nach Weiterverarbeitung in einem anderen tropischen Land, fast vollständig in industrialisierte Länder. Da die Forstwirtschaft maximal für etwa 15 vH der Regenwaldrodung und -degradierung verantwortlich gemacht werden kann (Tabelle 2), erreicht eine vollständige Zertifizierung der international gehandelten Tropenholzprodukte nur ungefähr 5 vH der durch Zerstörung bedrohten Flächen. Dabei ist noch nicht berücksichtigt, daß die Holzproduzenten dann neue Abnehmer nicht nachhaltig produzierten Tropenholzes in den heimischen Märkten suchen würden und eventuell arbeitslos gewordene Forstarbeiter durch Landsuche zusätzlichen Druck auf den Regenwald ausüben könnten (Diehl 1991: 216).
 - 23 Eine Übersicht über die in den achtziger Jahren durchgeführten Swaps bietet Amelung (1991: 4).
 - 24 Obwohl bisher nur wenige Swap-Geschäfte abgeschlossen wurden, sind die Sekundärmarktpreise für ausländische Schuldtitel signifikant angestiegen, sobald die Absicht zu einem solchen Geschäft bekannt wurde (Hansen 1989).
 - 25 In drei Vierteln aller Fälle hatten neue inländische „Naturschutzanleihen“ einen Wert von etwa 90 vH oder mehr der ursprünglichen Schulden (Weltbank 1992: 209).
 - 26 Dieses Problem taucht immer dann auf, wenn es eine Beziehung gibt zwischen einem Agenten, der Verfügungsmacht hat, und einem Prinzipal, dessen Nutzen als Eigentümer oder Auftraggeber von den Entscheidungen des Agenten abhängt, wobei der Agent die Möglichkeit hat, seinen Nutzen zu Lasten des Prinzipals zu maximieren.
 - 27 Der weltweit erste private Ausgleichsvertrag wurde zwischen der niederländischen FACE-Stiftung (der nationalen Elektrizitätsbehörde) und der malaysischen Innoprise Corporation abgeschlossen. Die FACE-Stiftung will genügend Bäume pflanzen, um den gesamten CO₂-Ausstoß eines 600-Megawatt-Kraftwerks mit einer Laufzeit von 25 Jahren vollständig auszugleichen. Dazu wird eine Fläche von 150 000 Hektar tropischen Regenwaldes benötigt. Der Ausgleichsvertrag verpflichtet die Innoprise vorerst, innerhalb von drei Jahren in ihrem Konzessionsgebiet 2 000 Hektar wiederaufzuforsten. Die Niederländer zahlen für diese Anfangsphase zunächst 1,3 Mill. US\$. Gelingt das Experiment, dann will die Stiftung in den nächsten 23 Jahren im gleichen Gebiet weitere 23 000 Hektar Tropenwald mit einheimischen Bäumen aufforsten lassen (Die Zeit 1994). Eine Liste weiterer CO₂-Ausgleichsverträge zwischen Industrie- und Tropenländern findet sich bei Pearce 1994: 10 f.
 - 28 Für das Ergebnis der Analyse ist es unerheblich, ob die Grenzvermeidungskostenkurven gleich sind oder verschieden. Der Fall, in dem die Grenzvermeidungskosten im Industrieland höher sind als im Tropenland, kann aber für die Praxis als der relevantere angesehen werden und bildet deshalb die Grundlage für Schaubild A2.

Literaturverzeichnis

- Amelung, T. (1989). Zur Rettung der tropischen Regenwälder: Eine kritische Bestandsaufnahme der wirtschaftspolitischen Lösungsvorschläge. *Die Weltwirtschaft* (2): 152–165.
- (1991). 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.
- Amelung, T., und M. Diehl (1992). *Deforestation of Tropical Rain Forests: Economic Causes and Impact on Development*. Kieler Studien 241. Tübingen.
- Barbier, E., N. Bockstael, J. Burgess und I. Strand (1994). The Timber Trade and Tropical Deforestation in Indonesia. In K. Brown und D.W. Pearce (Hrsg.), *The Causes of Tropical Deforestation*. London.
- (1995). The Linkages Between the Timber Trade and Tropical Deforestation in Indonesia. *The World Economy* 18 (3): 411–442.
- Barbier, E., J. Burgess, J. Bishop und B. Aylward (1994). Deforestation: The Role of the International Trade in Tropical Timber. In K. Brown und D.W. Pearce (Hrsg.), *The Causes of Tropical Deforestation*. London.
- 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.
- Binswanger, H.P. (1991). Brazilian Policies That Encourage Deforestation in the Amazon. *World Development* 19 (7): 821–829.
- Bohm, P. (1994). On the Feasibility of Joint Implementation of Carbon Emissions Reductions. Department of Economics, University of Stockholm (mimeo).
- Botkin, D.B., und L.M. Talbot (1992). Biological Diversity and Forests. In N.P. Sharma (Hrsg.), *Managing the World's Forests. Looking for Balance between Conservation and Development*. Washington, D.C.
- Boyd, R., W.F. Hyde und K. Krutilla (1991). Trade Policy and Environmental Accounting: A Case Study of Structural Adjustment and Deforestation in the Philippines. Athens, Ohio (mimeo).
- Brockmann, K.L., J. Hemmelskamp und O. Hohmeyer (1996). *Zertifiziertes Tropenholz und Verbraucherverhalten. Einfluß einer Zertifizierung von Tropenholz aus nachhaltig und umweltgerecht bewirtschafteten Wäldern auf das Nachfrageverhalten in der Bundesrepublik Deutschland*. Heidelberg.
- 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.
- Capistrano, A. D. (1994). Tropical Forest Depletion and the Changing Macroeconomy, 1967–85. In K. Brown und D.W. Pearce (Hrsg.), *The Causes of Tropical Deforestation*. London.
- Chase, B.F. (1993). Tropical Forests and Trade Policy: The Legality of Unilateral Attempts to Promote Sustainable Development under the GATT. *Third World Quarterly* 14 (4): 749–774.
- Cline, W. (1992). *The Economics of Global Warming*. Washington, D.C.
- Diehl, M. (1991). Holzwirtschaft in den tropischen Ländern: Ursache für die Zerstörung der Regenwälder oder Entwicklungsgrundlage? *Die Weltwirtschaft* (1): 211–222.

- Diehl, M. (1993). Abholzung tropischer Regenwälder — Bestandsaufnahme, ökonomische Bewertung und Lösungsvorschläge. In Studenteninitiative Wirtschaft & Umwelt e.V. (Hrsg.), *Earth Summit '92 — Perspektiven für eine neue Weltordnung*. Münster.
- Die Zeit* (1994). Bäume als Endlager. 11. Februar.
- 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.
- Enquête-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“ (1990). *Zweiter Bericht zum Thema „Schutz der tropischen Regenwälder“*. Deutscher Bundestag, Drucksache 11/7220 vom 24. Mai, Bonn.
- (1994). *Schutz der grünen Erde*. Bonn.
- ESE (1992). Identification and Analysis of Measures and Instruments Concerning Trade in Tropical Wood. Report Submitted to the European Communities. Vol. II: Overview of Existing and Potential Instruments. Environmental Strategies Europe. Brüssel.
- Fankhauser, S. (1994). *Valuing Climate Change: The Economics of Climate Change*. London.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (1993a). *FAO Yearbook Forest Products 1980–1991*. Rom.
- (1993b). *Forest Resources Assessment Project 1990*. FAO Forestry Paper 112. Rom.
- FAO und UNEP (Food Agriculture Organization of the United Nations und United Nations Environment Programme) (1981). *Tropical Forest Resources Assessment Project*. Technical Report 3. Rom.
- Gillis, M. (1992). Forest Concession Management and Revenue Policies. In N.P. Sharma (Hrsg.), *Managing the World's Forests. Looking for Balance between Conservation and Development*. World Bank, Washington, D.C.
- Grainger, A. (1993). *Controlling Tropical Deforestation*. London.
- 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.
- Hanna, D. (1991). *Fiscal Policies and Environmental Outcomes: Some Examples from Indonesia*. The World Bank, Washington, D.C.
- Hansen, S. (1989). Debt-for-Nature Swaps: Overview and Discussion of Key Issues. *Ecological Economics* 1 (1): 77–93.
- Heister, J., und F. Stähler (1995). Globale Umweltpolitik und Joint Implementation: Eine ökonomische Analyse für die Volksrepublik China. *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht* 18 (2): 205–230.
- 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.
- Klaassen, G. (1994). Joint Implementation in the Second Sulfur Protocol: a Tempest in a Teapot? International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Österreich.

- Krueger, A.O., M. Schiff und A. Valdes (1991). *The Political Economy of Agricultural Pricing Policy*. Vol. 4: *A Synthesis of the Economics in Developing Countries*. Baltimore.
- Mahar, D.J. (1989). *Government Policies and Deforestation in Brazil's Amazon Region*. World Bank, Washington, D.C.
- Mahar, D.J., und R. Schneider (1994). Incentives for Tropical Deforestation: Some Examples from Latin America. In K. Brown und D. Pearce (Hrsg.), *The Causes of Tropical Deforestation*. London.
- Mattoo, A., und H.V. Singh (1994). Eco-Labeling: Policy Considerations. *Kyklos* 47 (1): 53–65.
- Myers, N. (1994). Tropical Deforestation: Rates and Patterns. In K. Brown und D. Pearce (Hrsg.), *The Causes of Tropical Deforestation*. London.
- Nordhaus, W.D. (1993). Reflections on the Economics of Climate Change. *Journal of Economic Perspectives* 7 (4): 11–26.
- Nunnenkamp, P. (1992). International Financing of Environmental Protection. North-South Conflicts on Concepts and Financial Instruments and Possible Solutions. Kieler Arbeitspapiere 512. Institut für Weltwirtschaft, Kiel.
- (1993). Financing the Global Environment. *Intereconomics* 28 (3): 132–137.
- Nunnenkamp, P., und T. Amelung (1991). Debt-for-Nature Swaps: Mehrzweckwaffe oder Platzpatrone? Kiel (mimeo).
- Oberndörfer, D. (1988). *Schutz der tropischen Regenwälder durch Entschuldung*. Perspektiven und Orientierungen 5. München.
- Page, D. (1989). Debt-for-Nature Swaps — Experience Gained and Lessons Learned. *International Environment Affairs* 1 (4): 275–288.
- Pearce, D.W. (1994). Joint Implementation: A General Overview. CSERGE Working Paper 94–19. University College London, Norwich.
- Pearce, D.W., und R.K. Turner (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. Baltimore.
- Pearce, D.W., E. Barbier und A. Markandya (1990). *Sustainable Development: Economics and Environment in the Third World*. Worcester.
- Peters, C.M., A.M. Gentry und R. Mendelsohn (1989). Valuation of an Amazonian Rainforest. *Nature* 339 (June): 655–656.
- Primo 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.
- Reis, E.J., und S. Margulis (1991). Options for Slowing Amazon Jungle Clearing. In R. Dornbusch und J. Poterba (Hrsg.), *Global Warming: Economic Policy Responses*. Cambridge, Mass.
- Repetto, R. (1988). *The Forest for the Trees? Government Policies and the Misuse of the Forest Resources*. Washington, D.C.
- 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 and D.W. Pearce (Hrsg.), *The Causes of Tropical Deforestation*. London.
- Shams, R. (1995). ECO-Labeling and Environmental Policy Efforts in Developing Countries. *Intereconomics* 30 (3): 143–149.
- Sharma, N.P. (1992). *Managing the World's Forests. Looking for Balance between Conservation and Development*. Washington, D.C.
- Shilling, J.D. (1992). Überlegungen zur Verschuldung und Umwelt. *Finanzierung & Entwicklung* 29 (2): 28–30.
- Siebert, H (1983). *Ökonomische Theorie natürlicher Ressourcen*. Tübingen.
- Singh, K.D. (1993). The 1990 Tropical Forest Resources Assessment. *Unasylva* 44 (3): 10–19.
- Thiele, R. (1994). How to Manage Tropical Forests More Sustainably: The Case of Indonesia. *Intereconomics* 29 (4): 184–193.
- (1995). Conserving Tropical Rain Forests in Indonesia: A Quantitative Assessment of Alternative Policies. *Journal of Agricultural Economics* 46 (2): 187–199.
- (1996). *Wirtschaftspolitische Optionen zum Schutz tropischer Wälder — Eine quantitative Analyse für Indonesien*. Kieler Studie 278. In Vorbereitung.
- Thiele, R., und M. Wiebelt (1993). National and International Policies for Tropical Rain Forest Conservation — A Quantitative Analysis for Cameroon. *Environmental and Resource Economics* 3 (6): 501–531.
- Tobias, D., und R. Mendelsohn (1991). Valuing Ecotourism in a Tropical Rainforest Reserve. *Ambio* 20 (2): 91–93.
- Varangis, P.N., C.A. Primo Braga und K. Takeuchi (1993). Tropical Timber Trade Policies: What Impact Will Eco-labeling Have? Policy Research Working Papers 1156. The World Bank, Washington, D.C.
- Varangis, P.N., R. Crossley und C.A. Primo Braga (1995). Is There a Commercial Case for Tropical Timber Certification? Policy Research Working Paper 1479. The World Bank, Washington, D.C.
- Vincent, J.R. (1990). Rent Capture and the Feasibility of Tropical Forest Management. *Land Economics* 66 (2): 212–222.
- (1992). The Tropical Timber Trade and Sustainable Development. *Science* 256 (19 June): 1651–1655.
- Wells, M., und K. Brandon (1992). *People and Parks: Linking Protected Area Management with Local Communities*. World Bank, WWF and USAID, Washington, D.C.
- Weltbank (1992). *Weltentwicklungsbericht 1992: Entwicklung und Umwelt*. Washington, D.C.
- Wiebelt, M. (1995). Stopping Deforestation in the Amazon: Trade-off Between Ecological and Economic Targets? *Weltwirtschaftliches Archiv* 131 (3): 542–568.
- Wiens, T. (1992). Forest Policy Issues in Southeast Asia. Paper Prepared for the EDI Seminar on „Forest Management for Sustainable Development“, Genting Highlands, Malaysia, 26. Januar – 1. Februar 1992.