

Journal für Entwicklungspolitik VIII/3, 1993, S. 267 — 284

Walter Hödl und Martin Frimmel

AKTUELLE ENTWALDUNGSURSACHEN UND PERSPEKTIVEN STANDORTGERECHTER LANDNUTZUNG IN AMAZONIEN

Abstract

At least 8% of the Brazilian Amazonian rainforests have been destroyed. Forest destruction has a great effect on the water cycle of large areas and reduces species diversity. Cattle ranching has been the most important cause of deforestation. Large-scale governmental infrastructure investments such as hydroelectric, mining, and also forestry projects are increasingly responsible for forest conversion. Improvement of the infrastructure and unequal land tenure regimes in traditional farming areas lead to an increased influx of farmers to Amazonia.

Traditional sustainable harvest faces destructive industrialism. Moderate agroforestry and extractive use of non-timber-products may permit sustainable forest utilization. In the long term, sustainable harvest is considered more profitable than cattle ranching or logging. Low raw-material prices, missing data on ecologic and economical impacts of intensified extractivism, as well as high population increase, however, do not allow unbiased suggestions for sustainable forest utilization in Amazonia.

Zusammenfassung

Mindestens acht Prozent der Regenwälder im brasilianischen Amazonasgebiet wurden bereits zerstört. Die Entwaldung gefährdet den Wasserhaushalt großer Gebiete und beeinträchtigt das Mikroklima sowie die biologische Vielfalt in den Restbeständen. Die Hauptursache für den bisherigen Waldverlust war die Rinderweidewirtschaft. In zunehmenden Maß sind Großprojekte für den Abbau und die Verarbeitung von Bodenschätzen, Wasserkraftwerke und der kommerzielle Holzeinschlag Ursachen für den Waldrückgang. Der Ausbau des Straßennetzes und ungerechte Landbesitzverhältnisse in Altsiedlungsgebieten fördern den Zuzug von Kleinbauern.

Destruktiven Großprojekten steht die traditionelle, angepaßte Waldnutzung der indianischen Ethnien gegenüber. Die indianische Bevölkerung lebt bereits seit etwa 12.000 Jahren in den Regenwäldern Amazoniens, ohne diesen dauerhafte Schäden zuzufügen. Als naturgerechte — weil nachhaltige — Nutzungsform auf den meist extrem nährstoffarmen Böden wird eine schonende Agroforstwirtschaft und eine verstärkte Nutzung von Nicht-Holz-Produkten vorgeschlagen. Die Nachhaltigkeitswirtschaft erscheint langfristig gewinnbringender als Weidewirtschaft oder der zur Zeit praktizierte Holzeinschlag. Niedrige Rohstoffpreise und fehlende Daten über die

ökologischen (und wirtschaftlichen) Folgen einer verstärkten extraktiven Nutzung sowie die rasche Bevölkerungszunahme lassen jedoch noch keine erprobten Lösungsansätze für eine die Wälder erhaltende Landnutzung in Amazonien erkennen.

1. Die tropischen Regenwälder — ein fragiles Ökosystem

Die tropischen Regenwälder beherbergen die ältesten terrestrischen, artenreichsten und kompliziertesten Lebensgemeinschaften, die uns bekannt sind. Die Ursachen für die gegenüber den gemäßigten Breiten besonders hohe Artbildungsrate liegt in den langen historischen Zeiten, die für Speziationsprozesse zur Verfügung standen. Stabile ökologische Bedingungen und vor allem ein für Pflanzen- und ektotherme Tierarten günstiges Makroklima haben eine hohe biotische Diversität ermöglicht. Moderate Klimaschwankungen im Pleistozän haben möglicherweise den Artbildungsprozeß in niederschlagsreichen Refugialarealen beschleunigt (Prance 1982). Andererseits ist auch ein kurzfristiger Rückgang an Stelle einer Multiplikation der Artenzahlen während der im Pleistozän aufeinanderfolgenden Kaltzeiten denkbar (Kubitzki 1985). Als diversitätsfördernd sind deutliche mikroklimatische und geochemische Unterschiede auch in einem scheinbar so einheitlichen Lebensraum wie dem Amazonastiefland zu nennen (Salati et al. 1978, Irion 1978, Fittkau 1987). Besonders diversitätssteigernd erweisen sich die biotischen Interaktionen, die basierend auf einer hohen Heterogenität der Vegetation immer wieder neue Wechselbeziehungen ermöglichen.

Die so entstandene pflanzliche und tierische Vielfalt ist aber keineswegs Ausdruck eines besonderen Nährstoffreichtums. Im Gegenteil: Böden der immerfeuchten tropischen Regenwälder, insbesondere im Amazonasgebiet — wo großflächige Flußablagerungen fehlen und vulkanische Ereignisse in jüngerer Erdgeschichte ausgeblieben sind — sind oft extrem nährstoffarm (Fittkau 1987). Der für gute Böden charakteristische Restmineralgehalt ist in den alten ausgelaugten und niemals überschwemmten amazonischen Terra-firme Böden äußerst gering. Die dominierenden Tonminerale (Kaolinite) weisen eine geringe Kationenaustauschkapazität auf, was gegenüber fruchtbaren Böden eine bis zu 100-fach verringerte Bindungsfähigkeit von für das Pflanzenwachstum wichtigen Nährelementen bedingt. Die mit hoher Austauschkapazität ausgezeichneten Huminstoffe werden unter feucht-tropischen Bedingungen rasch mineralisiert, sodaß selbst in Primärwäldern nur ein äußerst geringer Bodenumusgehalt vorhanden ist (Weischet 1977).

Die geringe Fruchtbarkeit der Böden bewirkt, daß amazonische Regenwälder außerordentlich gut geschlossene Nährstoffkreisläufe entwickelt haben. Die Speicherung der Nährelemente findet nicht im Boden, sondern in der Vegetation selbst statt. Nach Reichhoff (1990) wirkt „die hohe Artendiversität wie ein riesiger Nährstofffilter. So gelangt das Wasser, welches dieser Filter durchläßt, reiner als Regenwasser in die Waldbäche. Das Wurzelwerk fängt die von oben kommenden Nährstoffe mit Hilfe symbiotischer Wurzelpilze (Mycorrhiza) auf. Die Restnährstoffe, die noch in den abgefallenen Blättern vorhanden sind, werden so schnell herausgeholt, daß sich kein Humus bilden kann. Die Nährstoffe zirkulieren in diesem System fast verlustfrei. Die geringen, unvermeidbarer Weise auftretenden Verluste entnimmt der Regenwald nicht dem Boden, sondern dem Niederschlagswasser“.

Ein massiver Eingriff in den Stoffkreislauf und in die vielfach noch unbekannten Wechselbeziehungen und gegenseitigen Abhängigkeiten der Regenwaldfauna und -flora muß zwangsläufig in einem so überaus fragilen System dramatische Folgen haben, auf die Naturwissenschaftler seit Jahrzehnten und in jüngster Zeit in zunehmenden Maß hingewiesen haben. (Goodland & Irwin 1975, Sioli 1977, Weischet 1977, Schaller 1980, Herrera et al. 1981, Devivere 1984, Caufield 1987, Fearnside 1987, Fittkau 1989, Reichholf 1989).

2. Aktuelle Entwaldungsursachen

Trotz reichlicher Erfahrung mit offensichtlich gescheiterten land- und forstwirtschaftlichen Großprojekten [Fehlschläge in Amazonien: Agrarkolonisation in der Zona Bragantina (Beginn um die Jahrhundertwende), Kautschukplantagen in Fordlandia (1926) und Belterra (um 1934) (Schaller 1980), Zellstoffgewinnung in Jari (1968) (Fearnside 1988) und überhasteter kleinbäuerlicher Ansiedlungsprogramme entlang der Transamazonica im Bereich zwischen Altamira und Itaituba] ist der Zugriff auf die tropischen Regenwälder ungebrems, ja weltweit sogar stark steigend (Repetto 1990).

Heute sind bereits 400.000 km² oder acht Prozent des Regenwaldes im brasilianischen Amazonasgebiet gerodet. In den 80er Jahren wurden im Jahresdurchschnitt etwa 20.000 km² Waldfläche zerstört. Sollte sich diese Entwicklung ungebrems fortsetzen, drohen Verhältnisse wie im Bereich des brasilianischen Küstenregenwaldes oder in großen Teilen Indonesiens, wo z.T. nur mehr minimale Restwaldbestände von ehemals ausgedehnten Waldlandschaften übriggeblieben sind.

Hauptursache der Waldvernichtung in Amazonien war bisher die *Rinderweidewirtschaft* (Fearnside 1983, Fearnside 1989a), die bis 1980 zu 72% am Waldrückgang beteiligt war. 11% der Rodungen bis 1983 gingen auf das Konto der kleinbäuerlichen Landwirtschaft. Kleinbauern nutzen frische Rodungsflächen zunächst für ein bis drei Jahre zum Anbau von Reis, Mais und Maniok, bevor Weidegräser gesät werden. Großgrundbesitzer dagegen beginnen unmittelbar die Rodungsfläche für den Weidebetrieb zu nutzen. Während sich in den Überschwemmungsgebieten der Wasserbüffel bewährt hat, werden auf der terra firme vorwiegend Zebuinkreuzungen gezüchtet.

Die raschen chemischen Veränderungen im Boden, insbesondere die progressive Abnahme der Phosphate, die zunehmende Bodenverdichtung und die immer stärkere Verunkrautung der Weideflächen führen zu einem raschen Absinken der Weideproduktivität: Während in den ersten fünf Jahren eine Besatzdichte von etwa 1 Stück Vieh/ha möglich ist, sinkt diese in den darauffolgenden Jahren auf etwa 1 Rind/4 ha ab. Um die Weiden weiterhin nutzen zu können, ist daher ab dem fünften Jahr der Einsatz von Phosphatdünger und das Jäten der Unkräuter notwendig. Diese Maßnahmen werden jedoch aufgrund der hohen Kosten meist unterlassen, was zur vollständigen Degradation der Weiden führt. Nach Hecht (1983) waren bis 1978 85% der Farmen in einem der wichtigsten Weidegebiete (Paragominas, Pará) Opfer dieser Entwicklung.

Entscheidend für die Entwaldungen in Amazonien waren bis in jüngste Zeit *staatliche Förderungen und internationale Kreditvergaben* sowie Steuererleichterun-

gen, die bisher ausschließlich für waldzerstörerische (sogenannte entwicklungspolitische) Maßnahmen in großem Stil vergeben wurden. Die Möglichkeit der Nutzung von 50% der vorgeschriebenen Körperschaftssteuer als Investitionskapital veranlaßte zahlreiche in- und ausländische Konzerne und Finanzgruppen, in amazonische Viehzuchtprojekte einzusteigen. Zwischen 1965 und 1983 erhielten 469 Rinderfarmen insgesamt 600 Mill. US\$ von der „Superintendenz für die Entwicklung Amazonasniens“ (SUDAM). 30% der Gesamtentwaldung des brasilianischen Amazonasgebiets bis zum Jahre 1983 war unmittelbar auf diese Unterstützungsmaßnahme zurückzuführen (Browder 1988). Die wirtschaftlichen Interessensgruppen sicherten sich unter Ausnutzung der geringen Landpreise in Amazonien Großgrundbesitz. Die Größenordnung der neu entstandenen Besitzstruktur übersteigt sogar koloniale Dimensionen. Die Betriebsgrößen der sogenannten Viehfazendas schwanken zwischen weniger als 100 km² und mehreren 1.000 km² (Fazenda Suiá-Missú in Mato Grosso: 6.800 km²). Die Mindestgröße der seit 1973 genehmigten Projekte beträgt 150 km², die Maximalfläche offiziell 660 km² (Kohlhepp 1980). Obwohl es vereinzelt hervorragend geführte Viehfazendas gibt, wurden eine Reihe von Betrieben nur zu Spekulationszwecken angelegt, da Infrastrukturentwicklungen in der Umgebung und die Hoffnung auf die Entdeckung mineralischer Ressourcen eine hohe Wertsteigerung der Ländereien erwarten lassen. Legale und illegale Landakkumulation hat sich auf Kosten der Kleinbauern verstärkt (Hecht 1983), die vielfach gezwungen sind, auf bisher unberührte Waldregionen auszuweichen. *Ungerechte Landbesitzverhältnisse* sind somit eine weitere Ursache der Regenwaldvernichtung.

Im Vergleich zu Südostasien und Afrika spielte der kommerzielle *Holzeinschlag* in Amazonien lange Zeit eine untergeordnete Rolle in der Zerstörung der Regenwälder. Dazu trug die vergleichsweise geringere Dichte von wirtschaftlich nutzbaren Baumarten und die schwere Zugänglichkeit des Amazonasbeckens bei. Erst durch Straßenbauten wurde der Zugang für die Schlägerungs- und Transportunternehmen erleichtert. Die Errichtung der Belém-Brasília Fernstraße im Jahre 1960 (Asphaltierung 1974) und der Ausbau der Cuiabá-Porto Velho Fernstraße 1967 (Asphaltierung mit Weltbank-Krediten 1984) waren die notwendigen Voraussetzungen für die rasche Zunahme entwaldeter Gebiete im südlichen Pará und nördlichen Mato Grosso.

Während 1975 nur 14% der brasilianischen Rundholznachfrage aus dem Amazonasgebiet gedeckt wurde, waren es 1984 bereits 43,5%. Innerhalb von 30 Jahren (1952 — 1982) ist die Anzahl der in Amazonien zugelassenen Sägewerke von 89 auf 1639 angewachsen, wobei die Holznutzung allein — also ohne die in der Regel erfolgende anschließende Umwandlung in Weide/Landwirtschaft — lediglich als Einzelstammnutzung erfolgt (Browder, 1989). Von den mehreren tausend amazonischen Baumarten verarbeiten die Sägewerke nur 140, von denen 80% auf den regionalen Markt kommen und der Rest auf nationalen und internationalen Märkten verkauft wird (Uhl & Vieira 1989). Mit der erwarteten Erschöpfung der Regenwälder Asiens und Afrikas wird die weltweite Tropenholznachfrage vermutlich ein starkes Ansteigen des Holzeinschlags im Amazonasgebiet bewirken: Nach Hochrechnungen der University of Washington könnten im Jahr 2000 bereits 63% der weltweit gehandelten Tropenhölzer aus Brasilien kommen; anfangs der 80er Jahre waren es etwa zwei Prozent.

Uhl & Vieira (1989) analysierten die Auswirkungen des mechanisierten selektiven Holzeinschlags bei Paragominas in Pará. Vier bis acht Bäume per ha (1 — 2% der

Baumstämme über 10 cm Durchmesser in Brusthöhe) wurden auf einer Fläche von 52 ha in 21 Tagen von fünf Personen unter Einsatz eines Bulldozers gefällt. Nach dem Abtransport der Hölzer waren 26% der Bäume mit einem Stammdurchmesser von über 10 cm im Einschlaggebiet stark beschädigt oder abgestorben. Die Kronenbedeckung (von geschätzten 80% vor Beginn der Schlägerungsarbeiten) verringerte sich auf 43%. Der Landbesitzer hatte bei einer Holzentnahme von 30 — 50 m³/ha in den drei Wochen einen Reingewinn von 9000 US\$ erzielt. Die hohen Gewinne werden für Investitionen in schwere Ausrüstung (Bulldozer, Lastwagen etc.) zur noch effektiveren Schlägerung und Verarbeitung genutzt. Der verbliebene Waldrest hat kaum Chancen auf eine Erholung. Uhl und Vieira (1989) schätzen, daß der Wald für eine vollständige Regeneration 75 bis 100 Jahre benötigt. Auf den von den Holzfällern geschaffenen Straßen und Wegen folgen Viehzüchter und landhungrige Siedler. Zusätzlich bieten sich die Restwälder um Paragominas als Holzkohlelieferanten für die Eisenschmelzen in Carajas an.

Abgesehen von kleinen Versuchsflächen (Curua-Una, SUDAM; Santarém, EMBRAPA; Manaus, INPA) gibt es derzeit im brasilianischen Amazonastiefland keinen bewirtschafteten Naturwald (Burger 1989). Großflächige Experimente zur nachhaltigen Naturwaldbewirtschaftung werden seit 20 Jahren in Surinam durchgeführt (Graaf 1982). Dabei werden nach dem selektiven Einschlag nicht kommerziell verwertbare Bäume über einen bestimmten Durchmesser vergiftet, um das Wachstum nutzbarer Bäume zu fördern. Bei intensiver Pflege sollen alle 20 Jahre etwa 20 m³ Wertholz pro Hektar geerntet werden können, wodurch nur 2,6% des Gesamtnährstoffes entnommen werden. Im Gebiet von Palcazu (Peru) wird durch die Abholzung 20 bis 50 m breiter Waldstreifen die natürliche Lückenbildung durch umstürzende Bäume simuliert (Gradwohl & Greenberg 1988).

Bei allen wohlgemeinten Bemühungen zur Schaffung angepaßter Systeme der Nachhaltigkeitswirtschaft ist jedoch zu beachten, daß für die Holznutzung der Wald erschlossen werden muß und somit der Zugang für den in der Regel zerstörerischen Brandrodungsbau oder die Viehzucht ermöglicht wird. Ohne eine wirksame Kontrolle des — durch die unterbliebene Agrarreform in den Altsiedlungsgebieten bedingten — Vordringens der Bauern in die Amazonaswälder erscheint selbst bei strengster Selbstdisziplin seitens der Forstbehörden eine nachhaltige Forstwirtschaft nur schwer durchführbar.

Großangelegte Forstwirtschafts-Programme, wie der von der Weltbank und FAO geförderte „Tropical Forestry Action Plan (TFAP)“ (Burley 1988), die Schutz und schonende Nutzung der Regenwälder bezwecken, sind in letzter Zeit Zielscheibe heftiger Kritik geworden (Colchester & Lohmann 1990). Die fünf Prioritäten des TFAP sind die Agroforstwirtschaft, die Entwicklung der Holzindustrie, die Brennholzeinsparung und -versorgung, Naturschutzmaßnahmen und die Förderung von mit diesen Aufgaben betrauten Institutionen. Für jedes interessierte Land wird ein eigener Plan ausgearbeitet. Colchester und Lohmann (1990) befürchten nach der Analyse von neun Länderplänen (darunter Peru, Kolumbien und Guyana), daß die Entwaldung trotz einiger positiver Tendenzen durch den TFAP sogar noch beschleunigt wird. So berücksichtigt der TFAP die Zusammenhänge zwischen Abholzungen und sozialen Problemen nicht ausreichend und konzentriert sich auf großflächige, rein forstwirtschaftliche Maßnahmen. In der Mehrzahl der analysierten Länderpläne werden

weiterhin Großplantagen, die Abholzung von bisher unberührten Primärwäldern sowie die Ausweitung des Holzeinschlags und der Ausbau der Holzgroßindustrie propagiert.

Seit der Entdeckung bedeutender *Bodenschätze*, insbesondere der weltgrößten Eisenerzlagerstätten in der Serra dos Carajás, fallen große Waldflächen dem Abbau dieser Mineralvorkommen zum Opfer. Alleine für Erzförderungsanlagen und eine 890 km² lange Bahnlinie wurden im Rahmen des Carajas-Projekts 4.000 km² Wald gerodet (Grote 1989). Für die teilweise schon in Betrieb befindlichen Schmelzöfen entlang der Bahnlinie, die — wie für die gesamte Stahlindustrie Brasiliens üblich — mit Holzkohle betrieben werden, müssen jährlich zwischen 900 km² und 2.000 km² Wald abgeholzt werden (Uhl & Vieira 1989). Alle 10 — 14 geplanten Betriebe zur Gußeisen-Produktion werden jährlich etwa 25 Millionen m³ Holzkohle benötigen (Kohlhepp 1989).

In Indianergebieten gab es 1987 Konzessionsflächen für den Bergbau im Ausmaß von 40.000 km². Anträge für weitere Konzessionen mit einer Gesamtfläche von 140.000 km² liegen vor (Müller-Plantenberg 1988). Im gesamten Amazonasgebiet sind derzeit etwa eine Million zum größten Teil unorganisierte Goldsucher tätig. Mit dem bei der Goldwäsche eingesetzten Quecksilber werden amazonische Flüsse, vor allem der Rio Fresco, Rio Tapajós und Rio Madeira zunehmend vergiftet. Für die Gewinnung von einem Kilogramm Gold werden zwischen 1.3 und 3 Kilogramm Quecksilber benötigt. In einer von der Weltgesundheitsorganisation unterstützten Studie der „Fundação Oswaldo Cruz“ wurden im Jahre 1987 die Auswirkungen des Schwermetalls auf Goldsucher, Aufkäufer, Indianer und andere Betroffene untersucht. In Haarproben der untersuchten Bevölkerungsgruppen fanden sich weit über dem Durchschnitt liegende Quecksilberwerte. Die Betroffenen wiesen häufig typische Symptome von Quecksilbervergiftungen, wie Schwindelanfälle, Brechreiz, Durchfälle, Kopfschmerzen, Schlaflosigkeit und Hautausschläge auf (Couto et al. 1988).

Hunderttausende Hektar Regenwald wurden bereits zur *Stromgewinnung aus Wasserkraftwerken* überflutet. Die zwei größten Kraftwerke, Tucuruí und Balbina überschwemmten jeweils an die 2.500 km². Mehr als 90% dieser Flächen wurden vor der Flutung nicht abgeholzt, was durch Verfaulungsprozesse zum Freiwerden von Gasen (Methan, SO₂, CO₂) und Säuren führt. Korrodierte Turbinen und ökologische Langzeitschäden sind die Folgen. Allein im Tucuruístaudamm sind sechs Millionen m³ Holz überflutet. Die Ernte von Unterwasserholz ist eine neue Wirtschafts- und Technologieform geworden: So wurden im Tucuruí-Stausee von Tauchern in den beiden vergangenen Jahren 43.000 m³ Unterwasserholz mit geeigneten Motorsägen aus einer Tiefe von bis zu 45 m geborgen (Brooke 1990). Der Bau weiterer 80 Staudämme im Amazonasgebiet ist geplant, die eine Flutung von etwa 100.000 km² (= 2% des gesamten Amazonasbeckens) bedingen würden (Fearnside 1989b).

Neben den ökologischen Schäden bei z.T. vergleichsweise geringer Energieausbeute [Der Balbinastaudamm hat bei nahezu gleicher Wasseroberfläche mit 250 MW eine 32-fach geringere Kapazität als das Kraftwerk von Tucuruí (8000 MW)] sind die hydroelektrischen Erschließungen in Amazonien Auslöser ethnosozialer Konflikte. 29% der Waimiri Atroari Indianer mußten beim Bau des Balbinastaudammes ausge-

siedelt werden. Die Waimiri Atroari Population umfaßte 1973 noch 3500 Individuen. Durch Masernepidemien und Überfälle von Abenteurern hat sich die Bevölkerungszahl auf 1100 (1979) und schließlich auf 374 (1986) reduziert (Fearnside 1989b).

Im brasilianischen Amazonien geht die Waldzerstörung seit Ende der achtziger Jahre wieder etwas zurück, was nicht zuletzt durch die Streichung der Steuervorteile für Rinderfarmen und rigorosere Kontrollen aufgrund nationaler wie internationaler Kritik erreicht wurde. Für den Rückgang der Rodungen von 1988 (24.000 km²) auf 1989 (15.000 km²) [nach Angaben des Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA)] waren aber auch die intensiven Regenfälle des Jahres 1989 wesentlich mitverantwortlich. Wiederaufforstungsprogramme müssen vorsichtig beurteilt werden: Ein Juli 1990 im Bundesstaat Pará gestartetes Programm sieht etwa die Bepflanzung von 10.000 km² entlang der Eisenbahnlinie des Carajas-Projekts — vorwiegend mit Eukalyptus — vor. Mit dem Projekt soll finnisches, japanisches, deutsches und nordamerikanisches Kapital, insbesondere aus der Papierindustrie, angezogen werden. Auch die angekündigte Schaffung von mehr als 100.000 Arbeitsplätzen durch das Programm könnte durch den zu erwartenden unkontrollierten Zuzug von Arbeitsuchenden in das Amazonasgebiet zu großen Problemen führen (Anonymus 1990).

3. Beispiele für die Auswirkungen der Waldzerstörung auf Wasserhaushalt, Fauna und Flora

Großflächige Waldrodungen und eine Verinselung der Wälder führen zu einer Gefährdung der gesamten Regenwaldregion. Durch Evapotranspiration (Verdunstung) produziert Amazonien seinen Regen zu 74% selbst. Lediglich 26% der Niederschlagsmenge wird durch die Passatwinde vom Atlantik herbeigeführt. Die gleiche Menge an Wasser fließt über den Amazonas zurück ins Meer. Bei Fehlen von Waldflächen kann ein Großteil des Regenwassers nicht bis zur Verdunstung zurückgehalten werden. Die vom Passat herangebrachten Niederschlagsmengen würden bei größeren Waldverlusten nicht mehr ausreichen, um die kritische Regenmenge von etwa 2000 mm zu gewährleisten, die zur Erhaltung der Regenwälder vonnöten ist (Salati & Vose 1984). In Zentral- und Ostamazonien liegen die Niederschlagswerte nahe dem Existenzminimum. In diesen Bereichen ist der Wasserhaushalt des Tropenwaldes und somit seine Fauna und Flora durch weitere Abholzungen unmittelbar gefährdet.

Lovejoy et al. (1984) untersuchten die mikroklimatischen Veränderungen von isolierten Waldinseln in den INPA-WWF-Reservaten nördlich von Manaus: Im Inneren der Waldinseln kommt es zu dramatischen Veränderungen des Mikroklimas. Die Vegetation innerhalb von zwei Metern vom Rand ist bereits nach wenigen Tagen sichtbar verändert. Verstärkte Sonneneinstrahlung und heiße, trockene Winde aus den gerodeten Arealen der Umgebung beeinträchtigen Flora und Fauna der Waldinsel. Die Unterschiede in der Luftfeuchtigkeit zwischen dem Rand und jenen Flächen, die 100 m innerhalb einer 100-ha-Insel liegen, betragen zwischen 5% (am frühen Morgen) und 20% (mittags). Die Differenz der im Schatten gemessenen Lufttemperaturen beträgt 4,5°C. In Flächen von 1 — 10 ha wurde eine erhöhte Baumsterblich-

keit und ein deutlicher Anstieg des Laubfalls gemessen. Allerdings werden die Auswirkungen nach einigen Jahren durch am Waldrand umgestürzte Bäume und starkes Aufkommen von Lianen und anderer Sekundärvegetation gemildert.

Wie sehr Veränderungen des Lebensraums und des Wasserhaushalts die lokale Fauna beeinträchtigen können, zeigt sich am Beispiel der Amphibien. Von insgesamt 65 in dem etwa 2 km² großen Regenwaldstudiengebiet von „Panguana“ (Peru) identifizierten Froscharten, können sich 21 am Waldrandbereich und lediglich sieben (= 11%) im benachbarten offenen Gelände (Weideflächen) behaupten (Aichinger 1991). Die geringere Luftfeuchtigkeit und Strukturierung der offenen Areale bedingen jedoch nicht nur einen drastischen Artenrückgang, sondern auch eine starke Verarmung der Lebensformen. Von den 16 verschiedenen Möglichkeiten der — aquatischen bis hin zur rein terrestrischen — Entwicklung bei Amazonas-Fröschen sind in den meist vom Menschen geprägten offenen Standorten lediglich sechs Fortpflanzungsmodi anzutreffen (Hödl 1990). Während Amphibienpopulationen sich auf kleinen Flächen erhalten können, benötigen Säugetiere ausgedehnte zusammenhängende Waldgebiete. Nimmt man 50 fortpflanzungsfähige Tiere als absoluten Minimalbestand zur Erhaltung der genetischen Diversität an, so benötigen große Affenarten (*Cebus*, *Alouatta*) mindestens 550 km² geschlossene Waldflächen, um zu überleben (Reichholf 1989). Da Regenwaldarten kaum flächendeckende Verbreitungsmuster aufweisen, sondern oft erstaunlich begrenzte Areale besiedeln, ist die Erhaltung der Vielfalt nicht durch wenige große Naturschutzgebiete in wirtschaftlich unbedeutenden Randregionen gewährleistet. Ein deutliches Beispiel für die hohe Diversität zeigt ein Vergleich einzelner Käferfaunen. In vier unterschiedlichen, über 70 km voneinander entfernt liegenden zentralamazonischen Waldtypen konnten 1080 Käferarten nachgewiesen werden, wovon lediglich 1% der Arten an allen vier Standorten anzutreffen waren. In zwei, 1500 km² entfernt voneinander liegenden identischen Waldtypen [Terra-firme Regenwald bei Manaus (Brasilien) und Tambopata (Peru)] betrug der Anteil der identischen Arten lediglich 2.6% (Erwin 1988).

Das Fehlen von Naturwald in der Nähe von amazonischen Kulturpflanzen bringt mitunter unmittelbar große wirtschaftliche Nachteile. Befindet sich in der Umgebung von Paranaußpflanzungen kein Naturwald mit Orchideen, so kommt keine natürliche Bestäubung zustande. Die Männchen der die Paranauß bestäubenden euglossinen Bienen sind nämlich auf die zur Begattung erforderlichen Lockstoffe der Orchideen angewiesen (Prance 1984, in Burger 1989). Bei der Anlage einer mehrere hundert Hektar großen Passionsfruchtplantage bei Belém (Brasilien) wurden alle Urwaldreste beseitigt, in denen die bestäubenden Insekten lebten. Die gesamte Plantage muß nun von Hand bestäubt werden (Burger 1989).

4. Alternative Nutzungsmöglichkeiten

Traditionelle Nutzung

Mit dem Rückgang der amazonischen Ureinwohner von ursprünglich etwa drei bis fünf Millionen zum Zeitpunkt der ersten Kontaktnahme mit den Europäern auf heute geschätzte 500.000 bis 1.000.000 ist ein Großteil ihrer ökologischen Kenntnisse

verlorengegangen. Erst in jüngster Zeit bemühen sich Ethnobiologen die Landnutzungsmethoden der amazonischen Indianer zu erfassen (Vickers 1979, Posey 1984).

Ernährungswissenschaftliche Studien (Vickers 1979) über die Siona- und Secoya-Indianer im amazonischen Tiefland von Ecuador zeigen, daß 72 Prozent der aufgenommenen Nahrungsenergie aus den auf kleinen Brandrodungsflächen angebauten Pflanzen stammt. 91% der Kohlenhydrate, 22% der Fette und 15% der Proteine liefern die Kulturpflanzen. Wildpflanzen tragen mit 5% zur Gesamtnahrungsenergie bei und spielen im alltäglichen Speiseplan der Siona/Secoya eine untergeordnete Rolle. Während Wanderungen und mehrtägiger Jagdausflüge sowie saisonal bedingt (z.B. zur Reifezeit der Palmfrüchte von *Mauritia flexuosa*) kann der Anteil der Nahrung aus Wildpflanzen jedoch den der Kulturpflanzen kurzfristig überwiegen. Wildpflanzen sind vor allem als Baumaterial, Schmuck und als Rohmaterial für die Erzeugung von Kunstgegenständen von großer Bedeutung. Insgesamt sind für die Siona/Secoya in Ostekador 224 Nutzpflanzen beschrieben, die sich auf 166 Genera und 69 Pflanzenfamilien verteilen (Vickers & Plowman 1984). Jagd und Fischfang sind von großer ernährungsbiologischer Bedeutung, da sie den gesamten Fleischbedarf decken und 81,5% des Proteins, 78% an Fetten und 20.5% der gesamten Nahrungsenergiemenge liefern. Die Secoya jagen heute bereits mit Schrotgewehren, vor allem Pekaris, Agoutis, Affen und Vögel. Mit Körben, Reusen, Speeren, aber auch mit Pfeil und Bogen betreiben die Secoya Fischfang für den täglichen Bedarf. Zweimal im Jahr fischen sie im großen mittels pflanzlicher Gifte. Dabei zerstampfen sie die Wurzeln der „barbasco“-Pflanze (*Lonchocarpus nicou*) und werfen sie in aufgestauten Wasser. Sämtliche darin vorkommenden Fische sind nach wenigen Minuten betäubt und treiben dann an der Wasseroberfläche, wo sie leicht mit der Hand zu fangen sind. Haustierhaltung spielt für die Ernährung der Secoya eine untergeordnete Rolle. Nahezu der Gesamtertrag der Tierzucht wird vorbeiziehenden Händlern zum Tausch angeboten (Hödl & Gasche 1981).

Der Ethnologe D. Posey untersucht seit 1977 die Landnutzung der Kayapó-Indianer, die im von großen Savannenflecken unterbrochenen Waldland am Oberlauf des Xingú-Flusses leben. Die landschaftspflegenden Kayapó ahmen in den savannenartigen Campos Cerrados und auf ehemals genutzten Flächen die Sukzessionsstrukturen des Waldes nach. Der Übergang von Wald zur Kulturlandschaft wird somit fließend. Insgesamt kennen die Kayapó mehr als 600 Pflanzenarten. In den Campos Cerrados bewirtschaften die Indianer kleine Waldinseln, die z.T. künstlich angelegt wurden. Den in Komposthaufen sich ansammelnden Humus bringen sie in kleinen Bodenvertiefungen aus und vermischen ihn mit Erde von Termitenhügeln und Nestteilen von Azteca-Ameisen, um Blattschneiderameisen fernzuhalten. Auf diesen Humusflächen können sich neue Waldinseln etablieren, die den Kayapó als Schutz und Schattenspende dienen. Die Pflanzen der Waldinseln dienen aber auch der Ernährung (Knollen, Früchte, Nüsse etc.), als Heilmittel und als Handwerksmaterialien.

Im Regenwald selbst betreiben die Kayapó Brandrodung. Die Felder werden mehrere Jahre lang genutzt, zuerst für Maniok und einjährige Pflanzen wie Mais, Bohnen, Kürbisse, dann für mehrjährige wie Süßkartoffeln, Yams, Papaya, Bananen und Cupa (*Cissus gonyolodes*). Auf die Böden wird wiederholt neuer Humus aufgetragen, gelegentlich wird durch kleine, lokale Brände für Nährstoffzufuhr gesorgt. Alte Felder und Sekundärwälder locken durch ihren hohen Bestand an fruchttragenden

Bäumen Wild an, das wiederum von den Kayapó gejagt wird (Posey 1984, Gradwohl & Greenberg 1988).

Die indianische Bevölkerung lebt bereits seit etwa 12.000 Jahren in den Regenwäldern Amazoniens, ohne diesen dauerhafte Schäden zuzufügen. Die Urwaldindianer haben in ihrem Dialog mit der Natur schonende Vorgangsweisen entwickelt, die auf den nährstoffarmen Böden der Terra-firme im wesentlichen auf kleinflächiger Brandrodung und kurzfristiger Nutzung der Rodungsflächen beruhen. Dem einst bebauten Ackerland und der durch Jagd und Aufsammlung stark beeinträchtigten Fauna und Flora wird bis zur neuerlichen Nutzung die notwendige oft jahrzehntelange Zeitspanne zur Regeneration gegeben. Diese behutsame Nutzung der Terra-firme ist auch heute nur in Kleingruppen und bei geringer Bevölkerungsdichte möglich. Denevan (1976) gibt für die nährstoffreichen Gebiete der Überschwemmungsgebiete der Weißwasserflüsse (Várzea, ca. 2% der amazonischen Tieflandfläche) 28 Einwohner/km², für die nährstoffarmen Regionen der Terra-firme jedoch lediglich 1.2 Einwohner/km² als ursprüngliche indianische Siedlungsdichte und bewährte Richtzahl an.

Neueste Berichte zeigen, daß zwar in den meisten, nicht jedoch in allen Indianerreservaten traditionsgemäß gewirtschaftet wird. So haben gerade die in jüngster Zeit von der Weltöffentlichkeit hofierten Kayapó begonnen, mit Holzfirmen und Goldschürfern illegal zusammenzuarbeiten. Die von der Xikrin und Kayapó herausgeschlagenen Rundholzstämmen (angeblich 150.000 m³ Edelholz im Werte von 75 Millionen US\$ jährlich) werden z.T. von der Polizei beschlagnahmt, weil der kommerzielle Holzeinschlag in den Reservaten verboten ist. Nun drohen die Xikrin mit Straßenblockaden, um den Verkauf ihrer Wälder durchzusetzen. Die Beteiligung an der — nach dem Gesetz illegalen und wegen der Verwendung von Quecksilber zur Goldstaubbildung äußerst umweltschädigenden — Goldsucherei soll den Kayapó des Dorfes Gorotire monatlich rund 70.000 US\$ einbringen. Großraumjeeps und Privatflugzeuge haben das Leben zumindest der Kayapóführung grundlegend verändert. Die Vorstellung vom einfachen Leben der „edlen Wilden“ scheint wohl für die Indianer am Xingú nicht mehr aufrecht zu erhalten sein (Gümpel 1992).

Standortgerechte Nutzung — wirtschaftlich vertretbar?

In manchen Gebieten Amazoniens ist eine ertragreiche Landwirtschaft möglich. Ein Beispiel sind die Agroforstwirtschaftssysteme der japanischen Einwanderer in Tomé Açu, die eine natürliche Sukzession nachahmen. Reis, Baumwolle und Bohnen werden gemeinsam mit mehrjährigen Kletterpflanzen wie Pfeffer (*Piper nigrum*) und Passionsfrucht (*Passiflora edulis*) angebaut, gefolgt von Kakao- und Kautschukbäumen. Die Bäume dienen wiederum als Substrat für die Aufzucht von Epiphyten (z.B. Vanille). Als zusätzlichen Dünger für die Baumplantagen wird Reisstroh aus der Hühnerzucht verwendet. Rückstände der Pfefferverarbeitung werden als natürliche Schädlingsbekämpfungsmittel eingesetzt. Produkte wie Vanille und Kakao werden zur Wertsteigerung bereits auf den einzelnen Farmen weiterverarbeitet. Kautschuk, Passionsfrüchte und Palmöl werden in Kooperativen vermarktet. Dennoch stellt der anfänglich hohe Kapitalbedarf für Düngung und Schädlingsbekämpfung die allgemei-

ne Anwendbarkeit der in Tomé Açu betriebenen Agroforstwirtschaft in Frage (Gradwohl & Greenberg 1988).

Die Nutzung von Nicht-Holzprodukten aus dem tropischen Regenwald ist heute langfristig gesehen mindestens ebenso gewinnbringend wie der Holzeinschlag oder die auf die Abholzung folgende Rinderweidewirtschaft. Peters, Gentry und Mendelsohn (1989) ermittelten den wirtschaftlichen Wert eines Regenwaldgebietes bei Mishana am Rio Nanay, 30 km südwestlich von Iquitos (Peru) (Tab. 1, Tab. 2). Von 26,2% der in dem Gebiet vorhandenen Baumarten und 41,6% der Einzelbäume über 10 cm Durchmesser konnten vermarktbare Produkte wie Früchte, Holz und Kautschuk gewonnen werden. Wirtschaftliche Hochrechnungen (unter Einbeziehung der Voraussetzungen, die eine immerwährende Nutzung ermöglichen) ergaben bei extraktiver Tätigkeit für einen Hektar Regenwald einen Wert von 6.820,— US\$. Über 90% davon entfällt auf Früchte und Kautschuk, der Rest auf das extraktiv genutzte Holz. Der aktuelle Wert einer im Amazonasgebiet gelegenen, ausschließlich der Holzgewinnung dienenden Plantage von *Gmelina arborea* wird nur auf 3.184,— US\$/ha und jener einer Rinderfarm auf 2.960,— US\$/ha geschätzt. Früchte und Kautschuk erbringen nicht nur höhere Erträge, sondern können auch ohne eine nachhaltige Schädigung des Waldes geerntet werden. Dennoch wird der Wert dieser Produkte weithin unterschätzt oder ignoriert, da sie vor allem auf lokalen Märkten angeboten werden und von einer großen Zahl von Bauern, Sammlern, Zwischenhändlern und Verkäufern dezentral vermarktet werden, während Tropenholz auf internationalen Märkten verkauft wird und Devisen einbringt.

Beer & McDermott (1989) weisen nach, daß die südostasiatischen Regenwälder weit größere Gewinne einbringen könnten, wenn anstelle des derzeitigen industriellen Nutzholzeinschlags Nicht-Holz-Produkte selektiv geerntet und lokal vermarktet würden. In Südostasien decken etwa 29 Millionen Menschen einen großen Teil ihres täglichen Bedarfs an Lebensmitteln und anderen Waren aus dem Regenwald. Darunter sind Wild, Fische, Früchte, Speiseöle, Heilpflanzen, Viehfutter, Gemüse, Honig, Eier, Vogelnester, Latex, Harze, Tannine, Rattan und ätherische Öle. Überwiegend vom Sammeln von Früchten, Honig, Rattan und Bambus leben allein in Thailand eine Million Haushalte. Drei Millionen Familien verbringen dort immer noch ein Viertel ihrer Zeit mit der Aufsammlung von derartigen Waldprodukten. Rattan-Exporte brachten Indonesien im Jahr 1987 bereits rund 200 Millionen US\$ ein (Beer & McDermott 1989). Die Ausfuhr ätherischer Öle für die Parfümindustrie bedeutete für diesen Inselstaat im Jahr 1980 Einnahmen von über 20 Millionen US\$ (Myers 1984). Aus den Alkaloiden von *Catharanthus roseus*, eines Immergrüns aus den Tropenwäldern Madagascars, wurden hochwirksame Tumorerkrankungsmittel entwickelt, mit denen das amerikanische Pharmaunternehmen Eli Lilly allein im Jahre 1985 88 Millionen US\$ verdiente (Farnsworth 1988).

Eine gewinnbringende Art der schonenden Waldnutzung wird von den Kautschukzapfern und Paranaßsammlern Amazoniens betrieben. Nach einer Berechnung des Anthropologen Jason Clay ist die Aufsammlung von Paranüssen fünfmal profitabler als die Rinderzucht, wenn die Kosten für die Rodung, Zäune, Personal und Aufzucht eingerechnet werden (Seibert 1989). Im Gegensatz zu anderen land- und forstwirtschaftlichen Nutzungsformen des Regenwaldes erhält die Sammelwirtschaft weitestgehend den natürlichen Bestand. Die Eingriffe in das Ökosystem sind zumindest bei den Kautschuk- und Paranaßsammlern minimal (Seul 1988).

Im Amazonasgebiet gibt es an die 500.000 Kautschukzapfer und eine unbekannte Zahl von Sammlern anderer Waldprodukte (Gradwohl & Greenberg 1988). Insgesamt werden etwa 30 Produkte gesammelt und verkauft. 1981 betrugen die in den staatlichen Statistiken erfaßten Einnahmen aus Kautschuk (61% des Gesamterlöses), Paranüssen (24%) und anderen auf schonende Weise gewonnenen Nicht-Holz-Produkten (15%) in den brasilianischen Bundesstaaten Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondonia und Roraima über 44 Millionen US\$ (Fearnside 1989c, Tab. 3).

Im westlichen Amazonasgebiet übertrifft der Erlös aus dem Verkauf extraktiver Produkte sogar den von Kulturpflanzen (Seul 1988). Der Bedarf nach Regenwaldprodukten ist auf internationalen und regionalen Märkten durchaus gegeben. So wurde z.B. 1988 der Bedarf für Naturkautschuk in Brasilien (Jahresverbrauch 126.825 t Trockengewicht) nur zu 27% (!) aus dem eigenen Land gedeckt (Menezes 1990).

Wirtschaftlich bedeutungsvoll sind auch die ölhaltigen Früchte der in großen, z.T. sogar homogenen Beständen vorkommenden amazonischen Palmen *Mauritia flexuosa* und *Babassú* (*Orbignya phalerata*). Die Steinkerne der *Babassú*-Palmfrüchte sind zudem sehr gut für die Holzkohlegewinnung geeignet und werden bereits in einigen Industriebetrieben als Brennstoff verwendet (Prance 1990). So liefert die *Babassú*-Palme bereits heute für mindestens 400.000 Familien wenigstens ein Nebeneinkommen (Ortmaier & Schmittinger 1988).

Auf Wunsch der Kautschukzapfer wurden von der brasilianischen Regierung einige „Sammlerreservate“ eingerichtet. Dabei handelt es sich um Schutzgebiete, in denen Kautschuk, Paranüsse und Heilpflanzen von Kooperativen gesammelt und vermarktet werden dürfen. Die Einrichtung von Sammlerreservaten wird auch von der Weltbank und der Internationalen Entwicklungsbank (IDB) unterstützt. Das größte Reservat „Reserva Extrativista Chico Mendes“, das nach dem 1988 ermordeten Vorsitzenden der Kautschukzapfer-Gewerkschaft benannt ist, umfaßt eine Fläche von 9.705 km², auf der 7.500 Menschen als Sammler leben. Sammlerreservate sind durch das wirtschaftliche Eigeninteresse der ansässigen Bevölkerung ein sinnvollerer Schutzmodell für den Regenwald als reine Nationalparks, deren Überwachung in Amazonien schlecht oder überhaupt nicht funktioniert.

Allerdings besteht ein gewisses Risiko, daß bei freier Auslegung unter der Bezeichnung „Sammlerreservat“ auch Umsiedlungsprogramme und Raubbau betrieben werden können (Fearnside 1989c). Mangelnde Infrastrukturen für die Aufsammlung und den Transport bzw. die Lagerung und Vermarktung der meisten Nicht-Holzprodukte erschweren heute noch solche Projekte. Die Preise für viele der zudem leicht verderblichen Produkte sind schlecht. Unklar ist zudem, ob und wie die Regenwälder die industrielle Entnahme großer Mengen von Nährstoffen durch die sogenannten forstlichen Nebennutzungen verträgt (Ryan 1991), sodaß Wertüberlegungen bezüglich extraktiver Produkte nicht völlig unkritisch betrachtet werden können.

Eine organisierte Vermarktung der Nicht-Holzprodukte wie Heilpflanzen und Früchte könnte die Sammlerreservate profitabler machen. So sollen die von Kooperativen gesammelten Früchte, Nüsse und andere Pflanzenprodukte von caritativen Organisationen an Firmen weitergeleitet werden, die sie z.B. zu Speiseeis oder Kosmetika vermarkten. Die von der Menschenrechtsorganisation „Cultural Survival“ betreute Kooperative kämpft jedoch mit großen wirtschaftlichen Problemen wie

niedriger Produktivität und schlechter Infrastruktur, deren Sanierung die Behörden zugesagt, aber nicht verwirklicht haben (Martin 1990). Die Naturschutzorganisation „Conservation International“ will durch Geldmittel aus der Vermarktung pharmazeutischer Regenwaldprodukte die Unterstützung der Ureinwohner, die Gründung und Überwachung von Nationalparks und Regenwald-Forschungsprojekte finanzieren.

Das ökonomische Potential von Naturlandschaften ist sicherlich ein wichtiges Argument für ihre Erhaltung. Viele Autoren sehen in der nachhaltigen Nutzung die einzige reale Überlebenschance (im englischen unter dem Schlagwort „use it or lose it“ zusammengefaßt) für tropische Wälder, die seit langem einer ständig wachsenden Zerstörung ausgesetzt sind (Whitmore 1990). Die tropischen Regenwälder, die auf 7% der Erdoberfläche etwa 50% des Weltartenbestandes beherbergen, dürfen jedoch nicht ausschließlich zum Produktionsfaktor und/oder touristischem Sensationsobjekt degradiert werden. Schönheit, Vielfalt und Eigenartigkeit sowie der Respekt vor der im Einklang mit der Natur lebenden (Ur-)Bevölkerung sollten die eigentlichen Gründe für die Erhaltung von Naturlebensräumen sein.

LITERATUR

- Aichinger M. (1991). Faunal deficit of anurans in tropical farmland of Amazonian Peru. *Alytes* 9, 23 — 32.
- Anonymus (1990): Collor lanca polos florestais em Carajas. *O Liberal* 15. 7. 1990, Belém.
- Beer, J. de & McDermott, M. (1989): The economic value of non-timber products in Southeast Asia with emphasis on Indonesia, Malaysia and Thailand. IUCN Report, Amsterdam.
- Brooke, J. (1990): Timber makes a splash: Underwater loggers harvest forest in a Brazilian lake. *International Herald Tribune*. 16 August 1990.
- Browder, J. O. (1988): Public policy and deforestation in the Brazilian Amazon. In: Public policies and the misuse of forest resources. Repetto, R. & Gillis, M. (ed.). Cambridge Univ. Press. pp. 247 — 297.
- Browder, J. O. (1989): Lumber production and economic development in the Brazilian Amazon: regional trends and a case study. *J. World Forest Management* 4, 1 — 19.
- Burger, D. (1989): Perspektiven standortgerechter Landnutzung im Amazonasgebiet. In: Amazonien im Umbruch. G. Hartmann (ed.) D. Reimer Verlag, Berlin. pp. 299 — 320.
- Burley, F. W. (1988): Monitoring biological diversity for setting priorities in conservation. In: Biodiversity. E. O. Wilson (ed.) National Academy Press, Washington. pp. 227 — 230.
- Caufield, C. (1987): Der Regenwald: Ein schwindendes Paradies. Krüger Verlag, Frankfurt.
- Colchester, M. & Lohmann, L. (1990): The Tropical Forestry Action Plan: What Progress? World rainforest movement, Penang.
- Couto, Rosa C. de Sena; Camara, Volney M., Sabrosa, Paulo C. (1988): Intoxicação mercurial: Resultados preliminares em duas áreas garimpeiras do Pará. *Cadernos da Saude Publica* 4, 301 — 315.
- Denevan, W. M. (1976): The native population of the Americas in 1492. Univ. Wisc. Press, Madison.
- Devivere, B. v. (1984): Das letzte Paradies. Die Zerstörung der tropischen Regenwälder und deren Ureinwohner. Fischer alternativ, Frankfurt.
- Erwin, T. L. (1988): The tropical forest canopy: The heart of biotic diversity. In: Biodiversity. E. O. Wilson (ed.) National Academy Press, Washington. pp. 123 — 129.
- Farnsworth, N. R. (1988): Screening plants for new medicines. In: Biodiversity. E. O. Wilson (ed.). National Academic Press, Washington. pp. 83 — 97.

- Fearnside, P. M. (1983): Land use trends in the Brazilian Amazon region as factors in accelerating deforestation. *Environmental Conservation* 10, 141 — 148.
- Fearnside, P. M. (1987): Rethinking continuous cultivation in Amazonia. *BioScience* 37, 209 — 214.
- Fearnside, P. M. (1988): Jari at age 19: Lessons for Brazil's silvicultural plans at Carajás. *Interiencia* 13, 12 — 24.
- Fearnside, P. M. (1989a): Deforestation and agricultural development in Brazilian Amazonia. *Interiencia* 14, 291 — 298.
- Fearnside, P. M. (1989b): Brazil's Balbina dam: environment versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. *Environmental Management* 13, 401 — 423.
- Fearnside, P. M. (1989c): Extractive reserves in Brazilian Amazonia. *BioScience* 39, 387 — 393.
- Fittkau, E. J. (1987): Tropische Regenwälder: Ihre ökologischen Probleme am Beispiel Amazoniens. In: *Die Tropen als Lebensraum*. W. Engels (ed.). Attempto Verlag, Tübingen. pp. 61 — 80.
- Fittkau, E. J. (1989): Zur Ökologie tropischer Regenwälder. In: *Amazonien — ein Lebensraum wird zerstört*. Ges. f. ökol. Forschung (ed.). Raben Verlag, München. pp. 11 — 23.
- Goodland, R. J. A. & Irwin, H. S. (1975): *Amazon jungle: green hell to red desert?* Elsevier Scientific, New York.
- Graaf, N. R. de (1982): Sustained production in the tropical rainforest of Suriname. In: *Management of low fertility acid soils in the american humid tropics*. Wienk, J. F. & Witt, H. A. de (eds.). IICA, San Jose, Costa Rica. pp. 175 — 189.
- Gradwohl, J. & Greenberg, R. (1988): *Saving the tropical forests*. Earthscan Publ. Ltd., London.
- Grote, P. (1989): Da lohnt es sich zu investieren. In: *Amazonien — ein Lebensraum wird zerstört*. Ges. f. ökol. Forschung (ed.). Raben-Verlag, München. pp. 135 — 157.
- Gümpel, U. (1992): Sündenfall am Amazonas. *Die Zeit*, 22.5.1992.
- Hecht, S. B. (1983): Cattle ranching in the eastern Amazon: environmental and social implication. In: *The Dilemma of Amazonian Development*. E. F. Moran (ed.) Boulder, Westview Press, Colorado.
- Herrera, R. & Jordan, C. F. & Medina, E. & Klinge, H. (1981): How human activities disturb the nutrient cycles of a tropical rainforest in Amazonia. *Ambio* 109 — 114.
- Hödl, W. (1990): Reproductive diversity in Amazonian lowland frogs. In: *Biology and Physiology of Amphibians*. W. Hanke (ed.) Fortschritte der Zoologie 38, 41 — 60.
- Hödl, W. & Gasche, J. (1981): *Die Secoya Indianer und deren Landbaumethoden (Rio Yubinetto, Peru)*. Sber. Ges. N. F. Berlin 20/21, 73 — 96.
- Irion, G. (1978): Soil infertility in the Amazonian rain forest. *Naturwissenschaften* 65, 515 — 519.
- Kohlhepp, G. (1989): Verkehrs-, Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung und Stand der regionalen Entwicklungsplanung im brasilianischen Amazonien. In: *Amazonien im Umbruch*. G. Hartmann (ed.). D. Reimer Verlag, Berlin. pp. 157 — 177.
- Kohlhepp, G. (1980): Amazonien — gelenkte und spontane Entwicklungsprozesse an der brasilianischen Peripherie. *Frankfurter Geographische Hefte* 53, 99 — 112.
- Kubitzki, K. (1985): *Die tropischen Regenwälder: Probleme ihrer Genese aus botanischer Sicht*. *Verh. dt. zool. Ges.* 78, 147 — 158.
- Lovejoy, T. E. & Rankin, J. M. & Bierregaard, R. O. Jr. & Brown, K. S. Jr., Emmons, L. H. & Van der Voort, M. E. (1984): Ecosystem decay of Amazon forest remnants. In: *Extinctions*. Nitecki, M. H. (ed.) University of Chicago Press, Chicago.
- Martin, H. -P. (1990): Fürchterlich kaputte Welt. *Der Spiegel* 51, 1990.
- Menezes M. A. (1990): Reservas extrativistas por uma reforma agrária ecológica. *Ciência hoje* 11, No. 64, 4 — 6.
- Müller-Plantenberg (ed.) (1988): *Indianergebiete und Großprojekte in Brasilien*. la dok, Kassel.

- Myers, N. (1984): The primary source: Tropical forests and our future. W. W. Norton & Company New York, London.
- Ortmaier, E. & Schmittinger, B. (1988): Possibilities of tapping the natural yield potential of the babassu forests in Northeastern Brazil by environment-orientated resource management. Quart. Journ. Int. Agric. 2, 170 — 185.
- Peters, C. M. & Gentry, A. W. & Mendelsohn R. O. (1989): Valuation of an Amazonian rainforest. Nature 339: 655- 656.
- Posey, D. A. (1984): Os Kayapó e a natureza. Ciência hoje 2 (12), 35 — 41.
- Prance, G. T. (ed.) (1982): Biological diversification in the tropics. Columbia Univ. Press, New York.
- Prance, G. T. (1984): Introduction on knowledge and use of the Amazon forest. Interciencia 9, 275 — 279.
- Prance, G. T. (1990): Fruits of the rainforest. New Scientist 13. 1. 90, 42 — 45.
- Reichholf, J. (1989): Die Säugetiere Amazoniens: Warum sind sie so klein, so selten und so gefährdet? In: Amazonien im Umbruch. G. Hartmann (ed.). D. Reimer Verlag, Berlin. pp. 83 — 105.
- Reichholf, J. (1990): Der unersetzbare Dschungel. BLV, München.
- Repetto, R. (1990): Deforestation in the tropics. Scientific American 262, 36 — 42.
- Ryan, J. C. (1991): Goods from the woods. World Watch Juli/August 1991.
- Salati, E. & Marques, J. & Molion, L. C. B. (1978): Origem e distribuição das chuvas na Amazônia. Interciencia 3, 200 — 205.
- Salati, E. & P. B. Vose (1984): Amazon Basin: A system in equilibrium. Science 225, 129 — 138.
- Schaller, F. (1980): Entwicklungsproblem Amazonas in biologischer Sicht. Naturwiss. Rundschau 33, 1 — 11.
- Selbert, S. (1989): Rain forest chic. Newsweek 13. 3. 1989.
- Seul, H. (1988): Regenwaldnutzung ohne Zerstörung. Entwicklungsperspektiven 33. Kassel.
- Sioli, H. (1977): Amazonasgebiet — Zerstörung des ökologischen Gleichgewichts? Geolog. Rundschau 66, 782 — 795.
- Uhl, C. & Vieira I. C. G. (1989): Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas region of the state of Pará. Biotropica 21, 98 — 106.
- Vickers, W. T. (1979): Native Amazonian subsistence in diverse habitats: The Siona-Secoya of Ecuador. Studies in Third World Societies 7, 6 — 36.
- Vickers, W. T. & Plowman, T. (1984): Useful plants of the Siona and Secoya Indians of eastern Ecuador. Fieldiana Botany New Series No. 15. Field Museum of Natural History, Chicago.
- Weischet, W. (1977): Die ökologische Benachteiligung der Tropen. B. G. Teubner, Stuttgart.
- Whitmore, T. C. (1990): An introduction to tropical rain forests. Oxford Univ. Press, Oxford.

Herrn Univ.Ass. Dr. F. Andrae danken wir herzlichst für die kritische Durchsicht des Manuskripts, für Diskussionen und Literaturhinweise.

Walter Hödl, Institut für Zoologie, Althanstraße 14, A — 1090 Wien
 Martin Frimmel, Umweltorganisation „Greenpeace“, Auenbruggergasse 2,
 A — 1030 Wien

Anhang

Tabelle 1: Jährlicher Ertrag und Marktwert von Früchten und Latex (Rohgummi) eines Hektars Regenwald bei Mishana, Rio Nanay (Peru). 117 von den 842 auf der Untersuchungsfläche erhobenen Bäumen (mit einem Stammquerschnitt von über 10 cm in Brusthöhe) lieferten vermarktbar Nicht-Holz-Produkte (aus Reichholf 1990, nach Peters & Gentry & Mendelsohn 1989)

gebräuchlicher Name	Artname	Anzahl	jährliche Produktion pro Baum	Preis (in US \$)	Gesamtwert (in US \$)
Aguaje	Mauritia flexuosa L.	8	88,8 kg	10,00/40 kg	177,60
Aguajillo	Mauritiella peruviana (Becc.) Burret	25	30,0 kg	4,00/40 kg	75,00
Charichuelo	Rheedia spp.	2	100 Früchte	0,15/20 Früchte	1,50
Leche huayo	Couma macrocarpa Barb. Rodr.	2	1,060 Früchte	0,10/3 Früchte	70,67
Masaranduba	Manilkara quianensis Aubl.	1	500 Früchte	0,15/20 Früchte	3,75
Naranjo podrido	Parahancornia peruviana Monach.	3	150 Früchte	0,25/Frucht	112,50
Sacha cacao	Theobroma subincanum Mart.	3	50 Früchte	0,15/Frucht	22,50
Shimbillo	Inga spp.	9	200 Früchte	1,50/100 Früchte	27,00
Shiringa	Hevea quianensis Aubl.	24	2,0 kg	1,20/kg	57,60
Sinamillo	Genocarpus mapora Karst.	1	3.000 Früchte	0,15/20 Früchte	22,50
Tamamuri	Brosimum rubescens Taub.	3	500 Früchte	0,15/20 Früchte	11,25
Ungurahui	Jessenia bataua (Mart.) Burret	36	36,8 kg	3,50/40 kg	115,92
Summe		117			697,79

Tabelle 2: Holzwert verwertbarer Stämme auf der gleichen Untersuchungsfläche wie in Tabelle 1. Die einmalige Abholzung liefert einen Ertrag von ziemlich genau 1.000 US\$. Ihm steht ein langfristiger Nutzwert von jährlich fast 700 US\$ gegenüber (aus Reichhoff 1990, nach Peters & Gentry & Mendelsohn 1989)

Handelsname	Gattungsname	Anzahl der Bäume	Holzvolumen (in m ³)	Sägewerkspreis (pro m ³ in US \$)	Holzwert (in US \$)
Aguano masha	Trichilia	4	0,55	14,80	4,88
Almendo	Caryocar	1	0,08	14,80	0,71
Azucar huayo	Hymenaea	1	0,10	14,80	0,89
Cumala	Iryanthera, Virola	83	19,77	19,00	225,38
Espintana	Guatteria, Xylopia	7	1,47	21,00	18,52
Favorito	Osteophloeum	2	3,90	14,80	34,63
Ishpingo	Endlicheria	4	0,82	14,80	7,28
Itauba	Mezilaurus	3	0,29	14,80	2,57
Lagarto caspi	Calophyllum	2	0,25	40,30	6,04
Loro micuna	Macoubea	1	1,37	14,80	12,17
Machimango	Eschweilera	5	0,76	20,15	9,19
Machinga	Brosimum	10	24,61	14,80	218,53
Moena	Aniba, Ocotea	6	0,75	42,00	18,90
Palisangre	Dialium	1	0,27	14,80	2,39
Papelillo	Coriniana	1	1,19	14,80	10,57
Pashaco	Parkia	19	4,19	14,80	37,21
Pumaquiro	Aspidosperma	12	10,22	14,80	90,75
Quinilla	Chrysophyllum, Pouteria, Manilkara	34	9,18	31,80	175,15
Remo caspi	Swartzia, Aspidosperma	28	11,65	14,80	103,45
Requia	Guarea	4	1,06	14,80	9,41
Tortuga caspi	Duquetia	1	0,13	14,80	1,15
Yacushapana	Terminalia	2	0,71	14,80	6,31
Yutubanco	Heisteria	2	0,53	14,80	4,70
Summe		233	93,85		1.000,78

Tabelle 3: Marktwert und Verwendungszweck von Nicht-Holz-Produkten, die derzeit von amazonischen Extraktivisten in Brasilien gesammelt und vermarktet werden (nach Fearnside 1989c)

Wissenschaftlicher Name	Vulgarnamen portugiesisch	Pflanzenteile	Verwendung	Wert in 1000 US\$ (1981)
<i>Hevea brasiliensis</i>	Seringa	Latex	Gummi	27,400.9
<i>Castilloa ulei</i>	Coucho	Latex	Gummi	1,496.4
<i>Manilkara bidentata</i>	Balata	Latex	unelast. Gummi	229.9
<i>Manilkara elata</i>	Maçaranduba	Latex	unelast. Gummi	212.6
<i>Couma utilis</i> ; <i>C. macrocarpa</i>	Sorva	Latex	unelast. Gummi	1,635.2
<i>Mauritia flexuosa</i>	Buriti	Blattstiel	Faser	34.0
<i>Philodendron bipinnatifidum</i>	Cipó-Imbé	Stamm	Faser	12.3
<i>Urena lobata</i>	Guaxima	Stamm	Faser	2.1
<i>Sida rhombifolia</i>	Malva	Stamm	Faser	0.7
<i>Leopoldinia piassaba</i>	Piaçava	Blattstiel	Faser	277.2
<i>Astrocaryum aculeatum</i>	Tucum	Blattstiel	Faser	0.5
<i>Stryphnodendron barbadetiman</i>	Barbatimão	Rinde	Gerbstoffe	0.4
<i>Rhizophora mangle</i>	Mangue	Rinde	Gerbstoffe	1.8
<i>Carapa guianensis</i>	Andiroba	Samen	Öl	1.6
<i>Orbignya</i> spp.	Babaçu	Samen	Öl	0.7
<i>Capaifera</i> spp.	Copaíba	Harz	Öl	99.0
<i>Dipteryx odorata</i>	Cumarú	Samen	Öl	289.9
<i>Scheelea martiana</i>	Licuri (Ouricuri)	Kern	Öl	17.1
<i>Astrocaryum murumuru</i> ; <i>A. sciophilum</i>	Murumuru	Samen	Öl	0.5
<i>Virola</i> spp.	Ucuúba	Samen	Öl	41.1
<i>Euterpe</i> spp.	Açaí	Früchte	Nahrung	593.9
<i>Bertholletia excelsa</i>	Castanha-do-Para	Nuß	Nahrung	10,982.9
<i>Hancornia speciosa</i>	Mangaba	Frucht	Nahrung	1.6
<i>Euterpe</i> spp. und andere Palmen	Palmito	Triebspitze	Nahrung	854.8
<i>Hymanaea courbaril</i>	Jatobá (Jutaica)	Harz	Heilpflanze	17.4
<i>Lonchocarpus urucu</i>	Timbó	Wurzel	Gift	2.8
<i>Bixa orellana</i>	Urucu	Frucht	Farbstoff	6.8
				44,213.2