

Institut für Pflanzenökologie  
der Justus-Liebig-Universität Gießen

**Beitrag zur Entwicklung  
einer geographischen Datenbasis  
der Landnutzung**

—

**Entwaldungsmuster und  
Nutzungsänderungen**

Diplomarbeit am Fachbereich Biologie

vorgelegt

von

Stefan Kühn

aus

Ützhausen

Gießen, im Juli 1999



# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung und Problemstellung</b>	<b>1</b>
1.1	Einführung in die Thematik . . . . .	1
1.1.1	Anthropogene Landnutzungsänderungen . . . . .	1
1.1.2	Brennpunkt Entwaldung . . . . .	2
1.1.3	Ursachensuche . . . . .	5
1.1.4	Auswirkungen auf die Biosphäre . . . . .	8
1.2	Datenproblematik und Datenerfordernisse . . . . .	9
1.2.1	Datenproblematik . . . . .	9
1.2.2	Aktueller Datenbedarf . . . . .	11
1.3	Zielsetzung der Arbeit . . . . .	13
<b>2</b>	<b>Material und Methode</b>	<b>14</b>
2.1	Literaturrecherche und Erstellung der Datenbasis . . . . .	14
2.2	Auswertung der vorliegenden Daten . . . . .	15
2.3	Klassifizierung der Landnutzungsänderungen . . . . .	16
2.4	Erzeugung der Ergebnisdateien . . . . .	16
2.5	Generalisierungsverfahren und Interpolation . . . . .	17
2.6	Aufbau der Ergebnisdateien . . . . .	17
2.7	Graphische Darstellung . . . . .	18
2.8	Tabelle des Quellen-Materials . . . . .	19
<b>3</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>25</b>
3.1	Darstellung der Ergebnisdateien . . . . .	25
3.1.1	Brasilien: Legales Amazonien . . . . .	25
3.1.2	Paraguay: Östlicher Landesteil . . . . .	28
3.1.3	USA . . . . .	30
3.1.4	Costa Rica . . . . .	32
3.1.5	Westafrika . . . . .	34
3.1.6	Madagaskar: Östlicher Landesteil . . . . .	36
3.1.7	Malaysia: Peninsula . . . . .	38
3.1.8	Philippinen . . . . .	39
3.1.9	Australien: Murray-Darling-Basin . . . . .	39
3.2	Ergebnistabelle . . . . .	42

<b>4</b>	<b>Diskussion und Ausblick</b>	<b>44</b>
4.1	Länderdiskussion . . . . .	44
4.1.1	Brasilien: Legales Amazonien . . . . .	44
4.1.2	Paraguay: Östlicher Landesteil . . . . .	47
4.1.3	USA . . . . .	47
4.1.4	Costa Rica . . . . .	48
4.1.5	Westafrika . . . . .	49
4.1.6	Madagaskar: Östlicher Landesteil . . . . .	50
4.1.7	Malaysia: Peninsula . . . . .	51
4.1.8	Philippinen . . . . .	51
4.1.9	Australien: Murray-Darling-Basin . . . . .	52
4.2	Ausblick . . . . .	53
<b>5</b>	<b>Literatur</b>	<b>54</b>

# Zusammenfassung

Weltweit haben menschliche Aktivitäten den Zustand der terrestrischen Biosphäre verändert. Entwaldung und die Etablierung von Ackerland sind und waren die markantesten Manifestationen dieser Aktivitäten.

In dieser Arbeit werden Datensätze erstellt, die digitalisierte Informationen über das Was, Wieviel, Wann und Wo von Landnutzungsänderungen enthalten.

Die räumliche Auflösung der Daten beträgt  $0.5 \times 0.5$  Grad und richtet sich nach den Erfordernissen dynamischer regionaler oder globaler Kreislaufmodelle, die eine solche Auflösung mehrheitlich verwenden.

Publikationen, die auf der Basis von Satellitenaufnahmen oder historischen Landnutzungsdaten Landnutzungsänderungen geographisch und zeitlich rekonstruieren, bestenfalls in Form von Karten, sind systematisch ausgewertet worden, um die Datensätze zu erstellen.

Für 12 Länder konnten Dateien über Landnutzungsänderungen erstellt werden: Brasilien, Paraguay, die Vereinigten Staaten, Costa Rica, Liberia, Ghana, Elfenbeinküste, Nigeria, Madagaskar, Malaysia, die Philippinen und Australien.

Ein wichtiger Schwerpunkt lag auf der Quantifizierung und Lokalisierung der massiven Rodungen im Amazonasgebiet.

Die vorgelegten Datensätze können in Verbindung mit dynamischen Modellen dabei helfen, die Rolle von Landnutzungs- und Landbedeckungsänderungen in den biogeochemischen Kreisläufen besser einzuschätzen, insbesondere in quantitativer Hinsicht.

Die Ergebnisdateien sind auf Anfrage vom Autor erhältlich (Stefan.Kuehn@bio.uni-giessen.de)

# Abkürzungsverzeichnis

**AVHRR** – Advanced Very High Resolution Radiometer

**BMLF** – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten

**DISCover** – Data and Information System of the International Geosphere-Biosphere Programme

**ERTS** – Earth Resources Technology Satellite

**FAO** – Food and Agriculture Organization of the United Nations

**FAOSTAT** – Food and Agriculture Organization Statistics Database

**HRBM** – High Resolution Biosphere Model

**IGBP** – International Geosphere-Biosphere Programme

**INCRA** – Brazilian National Institute for Colonization and Agrarian Reform (in engl. Übersetzung)

**INPE** – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

**MDB** – Murray-Darling-Basin, Australien

**NOAA** – National Oceanic and Atmospheric Administration

**SPOT** – Satellite Pour l’Observation de la Terre

**WRI** – World Resources Institute

# Kapitel 1

## Einleitung und Problemstellung

### 1.1 Einführung in die Thematik

#### 1.1.1 Anthropogene Landnutzungsänderungen

Seit der neolithischen Revolution des homo sapiens vor rd. 8 000 Jahren hat sich das Gesicht der terrestrischen Biosphäre, vor allem infolge Siedlungs- und Landbaus grundlegend gewandelt. HANNAH *et al.* (1994) schätzen, daß bisher 48 % der Landfläche durch menschliche Eingriffe in irgendeiner Weise verändert worden sind. Nimmt man die unbewohnbaren Flächen aus dieser Berechnung heraus, so ergibt sich ein noch höherer Wert von 73 %.

Die Umwandlung von Naturland in Ackerland steht flächenmäßig an erster Stelle anthropogener Landnutzungsänderungen. MEYER und TURNER (1992) errechnen für die letzten 3 Jahrhunderte

- einen drastischen Anstieg der landwirtschaftlichen Nutzflächen. Die globalen Ackerlandflächen wuchsen um  $12.4 \times 10^6 \text{ km}^2$  (+466 %) auf die aktuelle Gesamtfläche von  $15 \times 10^6 \text{ km}^2$ . Urbane Räume dehnten sich auf inzwischen rd.  $2.5 \times 10^6 \text{ km}^2$  aus.
- einen rapiden Rückgang der weltweiten Wälder und Gehölze. Die geschlossenen Wälder schrumpften um  $7 \times 10^6 \text{ km}^2$  (-15.1 %) auf aktuell  $39.3 \times 10^6 \text{ km}^2$ . Offene Wälder und Gehölze schrumpften um  $9,1 \times 10^6 \text{ km}^2$  (-14.9 %) auf aktuell  $67.9 \times 10^6 \text{ km}^2$ .
- keine wesentliche Veränderung in der Kategorie Grasland, die aktuell eine Fläche von  $67,8 \times 10^6 \text{ km}^2$  einnimmt. Dabei bleibt allerdings außer Acht, daß sich innerhalb dieser Kategorie der Anteil natürlichen Graslands gegenüber Viehweideflächen verringert hat.

Angesichts der zitierten Daten könnte der Eindruck entstehen, die Wälder seien direkt und vorwiegend in Ackerland umgewandelt worden. Diese Annahme wird aber durch die Realität nicht gestützt. Die großen Kornkammern der Erde befinden sich in originären Graslandgebieten. Die Mais- und Weizenanbaugebiete der USA und Kanadas, zum Beispiel, entstanden in den kontinentalen Prärien Nordamerikas.

Tabelle 1.1: Globale Landnutzungsänderungen der letzten drei Jahrhunderte. Der englische Begriff „Woodland“ wurde mit Gehölz übersetzt. Nach MEYER und TURNER (1992).

Kategorie	Jahr	Fläche 10 <sup>6</sup> km <sup>2</sup>	Jahr	Fläche 10 <sup>6</sup> km <sup>2</sup>	Änderung 10 <sup>6</sup> km <sup>2</sup>	Änderung %
Ackerland	1700	2.65	1980	15.01	+12.36	+466
Bewässertes Ackerland	1800	0.08	1989	2.0	+1.92	+2400
Geschlossene Wälder	1700	46.28	1983	39.27	-7.01	-15.1
Gehölze	1700	61.51	1983	52.37	-9.14	-14.9
Grasland	1700	68.60	1980	67.88	-0.72	-1

In Rußland, Weißrußland und der Ukraine wurden die fruchtbaren Schwarzerde-Steppen urbar gemacht. Das führt zu einer wichtigen Einsicht: Historisch betrachtet hat der Mensch global vor allem Grasland in Ackerland umgewandelt. Andernorts entstanden jedoch neue Graslandflächen durch Rodung und Degradation von Wald- und Gehölzbeständen.

Im Extremfall können Entwaldung und Ackerland-Entstehung zwei örtlich, zeitlich und in ihrer Dynamik völlig separate Prozesse sein, die aber beide gleichermaßen einen gravierenden Eingriff in den Naturhaushalt darstellen.

### 1.1.2 Brennpunkt Entwaldung

Das Problem der Entwaldung zieht sich wie ein Roter Faden durch die Geschichte menschlicher Kulturen und ist keinesfalls ein modernes Phänomen. „Die Wälder gehen den Völkern voran, die Wüsten folgen ihnen“, so faßte es der Historiker und Schriftsteller François René Chateaubriand im 19. Jahrhundert in einprägsame Worte.

Die ersten systematischen Rodungsaktivitäten nahmen ihren Ausgang im Mittelmeerraum. Während der Antike ging der Großteil der mediterranen Wälder verloren (HARRISON, 1994).

Einerseits benötigten die Hochkulturen der Ägypter, Griechen, Phönizier und Römer erhebliche Mengen an Bauholz für ihre rege Bautätigkeit und den Aufbau ihrer Seefloten. Andererseits wurden mediterrane Wälder planvoll abgeholzt, um Getreideanbau zu betreiben (BRECKLE, 1991). Die marokkanischen und algerischen Küstenwälder verwandelten sich über die Jahrhunderte hinweg in die „Kornkammer Roms“. Historiker berichten über eine zunehmende Übernutzung und Desertifikation dieser Anbaugelände (HARRISON, 1994).

Auch aktuelle Studien über die Auswirkungen von Rodungen in Jijel, Algerien, belegen, daß durch Rodungen entblößte Böden aufgrund der extremen Klimabedingungen im Mittelmeerraum unproduktiver und erosionsanfälliger werden (ZAIMECHE, 1994). Es ist naheliegend, daß die Erosion der empfindlichen humushaltigen oberen Bodenhorizonte auch zu antiken Zeiten die zentrale Rolle bei der Desertifikation gespielt haben muß.

Eine weitere erosionsbedingte, anthropogen beeinflusste Sukzession lief im Mittelmeerraum überall dort ab, wo fruchtbare und niederschlagsreiche Waldgebiete auf

Tabelle 1.2: Liste der 15 Länder mit den größten Verlusten natürlicher Wälder. Nach FAO-Nomenklatur ist Entwaldung in Entwicklungsländern als Abnahme des Bedeckungsgrades der Baumkronen unter 10 % definiert. Degradationsphänomene, wie z.B. die Auslichtung geschlossener Wälder hin zu offenen Waldformationen, werden in den Zahlen nicht berücksichtigt. Nach FAO (1995, 1997).

Land	jährliche Änderung 1980–1990 km <sup>2</sup>	jährliche Änderung 1990–1995 km <sup>2</sup>
Brasilien	–3671	–2554
Indonesien	–1212	–1084
Zaire	–732	–740
Mexiko	–678	–508
Bolivien	–625	–581
Venezuela	–599	–503
Thailand	–515	–329
Sudan	–482	–353
Tansania	–438	–323
Myanmar	–401	–387
Paraguay	–403	–327
Kolumbien	–367	–262
Sambia	–363	–264
Philippinen	–316	–262
Peru	–271	–217

Kalkstein gerodet worden waren. Durch das Entfernen der schützenden Baumschicht und das Offenhalten der Böden, konnten die Regenfälle vor allem in Hanglagen den fruchtbaren Oberboden abschwemmen. Massive Erosion legte das darunterliegende Karstgestein frei. Als Endstadium dieser Entwicklung entstand die typische Geländeformation mit karger unproduktiver Vegetation auf blankem oder anstehendem Kalksteinfels, wie sie sich heute noch im sog. „Karst“ in Istrien manifestiert.

Im Mittelalter verlagerte sich der Schwerpunkt der Walddezimierung nach Westeuropa. Deutschland liefert ein gutes Beispiel für die Waldentwicklung in diesen Breiten. Hunderte deutscher Dorfnamen mit Endungen auf „rod“, „roda“ oder „reuth“ zeugen hier von der verdienstvollen Rodung und anschließenden Besiedlung der ursprünglich vorhandenen dichten Buchen- und Eichenwälder. Die Rodungswelle erreichte in Deutschland im ausgehenden Mittelalter ihren Höhepunkt und endete wie in den übrigen westeuropäischen Nationen unwillkürlich in der ersten „Energiekrise Europas“ im 17ten Jahrhundert (HARRISON, 1994). Zu dieser Zeit litt der europäische Wald unter chronischer Überbeanspruchung:

- Holz war primärer Baustoff für Häuser, Schiffe, Maschinen und Stützkonstruktionen in den Grubenschächten des Bergbaus.
- Brennholz diente zum Beheizen der Häuser und zum Kochen

Tabelle 1.3: Hauptursachen der Waldzerstörung in Südostasien. Nach Scholz (1988).

Ursache	Südasien (Indien)	Wechselfeuchtes Südostasien (Burma, Thailand, Philippinen u.a.)	Immerfeuchtes Südostasien (Malaysia, Indonesien, Papua Neuguinea)
Feuerholz u. Holzkohle	<b>XXX</b>	<b>X</b>	
Stammholz- entnahme			<b>XXX</b>
Überweidung	<b>XX</b>		
Traditioneller Wanderfeldbau		<b>XX</b>	<b>X</b>
Moderne Agrar- Kolonisation	<b>X</b>	<b>XXX</b>	<b>XX</b>

**XXX** = Hauptursache; **XX** = Wichtige Ursache; **X** = Nebenursache

- Holz war die wichtigste Energiequelle der aufkommenden Industrie, es lieferte Brennstoff für die Eisen- und Glasverhüttung, war Ausgangsstoff für die Holzkohle- und Pottaschenherstellung.
- Die verbliebenen Wälder verarmten durch fortgesetzten Vieheintrieb (Plumweide, Eichel- und Bucheckermast), Laubsammlung und Schneitelwirtschaft.

Erst die verstärkte Nutzung fossiler Energieträger, die durch die Erfindung der Dampfmaschine ermöglicht worden war – aber nur zögernd und widerwillig erfolgte (LILLEY, 1973) – entlastete den Wald.

Die Vegetation Deutschlands ging aus diesem Degradationsprozeß stark verändert hervor. Im Jahr 1999 sind zwar wieder 107.000 km<sup>2</sup> Deutschlands bewaldet, also knapp 30 % der Landesfläche. Es handelt sich aber, abgesehen vom Naturpark Bayerischer Wald und einigen vernachlässigbar kleinen Naturschutzgebieten, ausschließlich um wirtschaftlich genutzte Forste (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, 1999). Urwälder existieren in Deutschland nicht mehr.

Im Laufe des 19ten und Anfang des 20ten Jahrhundert lag der Schwerpunkt der Rodungs- und Landnahmeaktivitäten in Nordamerika, Eurasien und im kolonialen Afrika und verlagerte sich seit Mitte dieses Jahrhunderts weiter in die tropischen Regionen Südamerikas, Afrikas und Asiens, wobei Entwicklungsländer und Schwellenländer von dieser Entwicklung am stärksten betroffenen sind.

Tabelle 1.2 führt die 15 Länder auf, die nach Schätzungen der FAO aktuell die größten Waldabnahmen zu verzeichnen haben (FAO, 1995, 1997). Alle 15 angeführten Länder liegen mit ihrer gesamten Landesfläche oder, im Falle Mexikos, einem Teil davon in der Tropenregion zwischen den beiden Wendekreisen.

Alleine die drei Länder Brasilien, Indonesien und Zaire vereinigen danach über ein Drittel der tropischen Entwaldungen auf sich.

### 1.1.3 Ursachensuche

Als Haupttriebfeder der zunehmenden anthropogenen Landnutzung gilt landläufig die exponentielle Zunahme der Weltbevölkerung.

In der Tat scheint aus der globalen Perspektive heraus ein Zusammenhang zu bestehen. Während die Weltbevölkerung im Zeitraum 1700 – 1980 von ca.  $0.64 \times 10^9$  (BIRABEN, 1980; MCEVEDY, 1978; THOMLINSON, 1975) auf  $4.5 \times 10^9$  (UNITED STATES CENSUS BUREAU, 1999), also um rd. das 7-fache angewachsen ist, vergrößerte sich die Ackerlandfläche im selben Zeitraum in ähnlicher Größenordnung um mehr als das 6-fache (vgl. Tab. 1.1).

Der scheinbar so eindeutige mathematische und logische Zusammenhang der beiden parallel verlaufenden Prozesse verliert sich aber auf nationaler und regionaler Ebene zunehmend (MEYER und TURNER, 1992). Ein erhellendes Beispiel bietet der Kabale District im südwestlichen Hochland Ugandas. Seit nun schon fünfzig Jahren wird diese Region – mit 246 Einwohnern pro  $\text{km}^2$  eine der am dichtesten besiedelten Afrikas – in apokalyptischen Termini beschrieben. Wie LINDBLADE *et al.* (1998) jedoch nachweisen, ist die prophezeite soziale und ökologische Katastrophe bisher ausgeblieben.

Die Autoren wiederholten zwanzig Transekte innerhalb eines 20-km-Radius rund um Kabale Town, die ein Britischer Beamter im Jahre 1945 durchgeführt hatte. Dabei wurde die Landschaft wie schon im Jahr 1945 entlang der identischen Strecken geradlinig durchquert, die vorgefundene Vegetation notiert und ihre jeweilige Ausdehnung in Metern gemessen.

Die markantesten positiven Ergebnisse sind eine Verdopplung der Gehölzflächen (4.1 % im Jahr 1945, 9.2 % im Jahr 1996) und eine deutliche Ausdehnung von Bracheflächen (19.4 % in 1945, 31.6 % in 1996) verbunden mit einer nahezu verdoppelten Länge der Brachezeiten.

Über die Zusammenhänge zwischen Bevölkerungsentwicklung, Landnutzung und Umweltzerstörung wird also weiterhin heftig gestritten werden. Einseitig ideologische Argumentationsweisen sind dabei sicher am wenigsten hilfreich.

Aus der konservativ-pessimistischen Sicht der Neo-Malthusianer stellt die sog. Bevölkerungsexplosion das Hauptübel dar. Hunger, Armut, Kriege und Naturzerstörung seien deren abgeleitete Folgen. Der Club of Rome als wichtiger Repräsentant dieser Denkart prognostizierte in seinem bekannten Zukunftsmodell infolge des Bevölkerungswachstums den globalen Kollaps für die Mitte des kommenden Jahrhunderts, entweder durch Verknappung der Energie- und Rohstoffressourcen oder durch Umweltverschmutzung (MEADOWS, 1972).

Sozialisten sehen die Zusammenhänge freilich genau umgekehrt, wonach das exponentielle Bevölkerungswachstum nur das Symptom einer viel grundlegenderen Misere ist. Soziale Ungerechtigkeit und Unterdrückung, vor allem aber eine ungerechte Weltwirtschaftsordnung, werden hier als Wurzel der befürchteten globalen Krise betrachtet.

Beide Ansichten enthalten Wahres. Grundsätzlich kann eine wachsende Bevölkerung

sich durch expansive Landnahme versorgen. Alternativ kann sich dieselbe Bevölkerung aber auch dadurch versorgen, daß sie ihre anwachsende Arbeitskraft in das bereits existierende Kulturland investiert und durch intensive Bearbeitung und Pflege die Ernte verbessert.

Verständnisschwierigkeiten entstehen dadurch, daß innerhalb einer Bevölkerung oft beides zugleich geschieht.

Für eine genauere Betrachtung der Wirkungszusammenhänge, soll an dieser Stelle der Begriff der Subsistenz eingeführt werden: Subsistenz oder Subsistenzwirtschaft bezeichnet alle diejenigen Eingriffe des Menschen in die Biosphäre, die zur Befriedigung der elementaren Lebensbedürfnisse notwendig sind. Darunter fallen z.B. der Anbau von Lebensmitteln für den Eigenbedarf, die Entnahme von Bauholz für den eigenen Hausbau oder auch die Ernte von Naturfasern für die Herstellung eigener Kleidung.

Betrachtet man Landnutzungsänderungen unter Einbeziehung dieses Aspekts, so hängt die Inkulturnahme neuer landwirtschaftlicher Nutzflächen im konkreten lokalen Fall von einer Vielzahl von Faktoren ab. Investition von mehr Arbeitskraft pro Nutzfläche, Einsatz von technischem Gerät, moderne Bodenbearbeitungsmethoden, chemische Düngung oder Gründüngung mit Leguminosen, Ausbringen von Herbiziden und Pestiziden, die Verwendung von Hohertragssorten oder klimatisch adaptierten Sorten sowie Einhaltung sinnvoller Fruchtfolgen sind grundsätzlich in der Lage, den Flächenbedarf an Ackerland pro Kopf statistisch signifikant zu senken (ESSER, 1994B; GRÜBLER, 1992), wobei technisches Gerät, Dünger, Pflanzenschutzmittel und Hohertragssorten freilich nur dann vom Landwirt verwendet werden können, wenn er das notwendige Kapital dafür aufbringen kann.

Die Wohlfahrt einer Bevölkerung wird durch Subsistenz allerdings nicht gefördert. Wirtschaftliches Wachstum findet nur dort statt, wo über den Eigenbedarf hinaus gewinnbringend produziert werden kann. Damit wird die Abhängigkeit des Landverbrauchs vom Binnen- und Weltmarkt aufgezeigt.

Dort, wo die landwirtschaftliche Produktion auf die eigene Subsistenz oder den lokalen Handel beschränkt bleiben, sind meist eine begrenzte Verkehrs- und Infrastruktur oder die politischen Rahmenbedingungen dafür verantwortlich.

In Zusammenfassung heißt das: Der Grad der Nachhaltigkeit bzw. Intensivierung in der Landwirtschaft entscheidet über den Grundbedarf an Fläche (Subsistenz). Marktkräfte und Infrastruktur entscheiden darüber, ob zusätzliche Flächen in Nutzung genommen werden.

Auch die Nutzung der Wälder der Erde pendelt zwischen den beiden Polen Subsistenz einerseits und kommerzieller Nutzung andererseits, wobei beide Pole in der Lage sind, die Ressource Wald zu beeinträchtigen. SCHOLZ (1988) hat für die asiatischen Tropen eine Ursachentabelle erarbeitet, in der die Hauptfaktoren der Entwaldung aufgeführt werden (Tab. 1.3).

Danach stellt in Indien mit seinen hohen Bevölkerungskonzentrationen vor allem das Sammeln von Feuerholz die Hauptgefahr für den Wald dar. Dieser anthropogene Eingriff ist klar der Subsistenzdomäne zuzurechnen.

Andererseits übt im südostasiatischen Malaysia und Indonesien die selektive Holzentnahme den stärksten Druck auf den Wald aus, in diesem Fall ein kommerzieller Eingriff, der durch den profitablen Handel mit tropischen Harthölzern motiviert

ist, insbesondere mit wertvollen Dipterocarpaceen und Teak. Die Produktion von Hartholz in diesen beiden Ländern hat sich im Zeitraum 1965 bis 1988 vervierfacht (BROOKFIELD und BYRON, 1990; CHOONG *et al.*, 1993).

Thailand hat hauptsächlich durch moderne Agrarkolonisation bezogen auf das Basisjahr 1913 über 60 % seiner Waldbedeckung eingebüßt (VIBULSRESTH *et al.*, 1987; RICHARDS und TUCKER, 1988; HIRSCH, 1990). Mitbeteiligt am Schwinden der Wälder war allerdings auch hier die Holzindustrie, worauf die Regierung in den 80iger Jahren mit der Verhängung des „logging ban“ reagierte, einem totalen Ausfuhrstop für tropisches Hartholz.

Dennoch muß eine kommerzielle Holzentnahme per se nicht zwangsläufig zu Waldzerstörung führen. Die Auswirkungen sind stets eine Frage der Bewirtschaftungsweise. In den Tropen wirkt sich die wirtschaftliche Nutzung der Wälder bisher deshalb so schädlich aus, weil nur ein verschwindend geringer Anteil nachhaltig bewirtschaftet wird. Nach POORE (1989) werden nur etwa  $0.01 \times 10^6 \text{ km}^2$  aus insgesamt  $8.3 \times 10^6 \text{ km}^2$  Tropenwald nachhaltig bewirtschaftet.

Wo sich die wirtschaftliche Nutzung nicht lohnt, sind die Waldbestände zumeist durch die bereits zu Beginn des Kapitels genannten Faktoren bedroht. Indem Wald direkt oder sukzessive gerodet und in landwirtschaftliche Fläche konvertiert wird, kann einer – aus anthropozentrischer Sicht – wertlosen Fläche doch noch Nutzen und Rentabilität abgewonnen werden. Wieder sind subsistentielle und kommerzielle Motive ausschlaggebend. Der Umgang mit den vorhandenen Waldreserven in einem Land und die Frage, ob diese schnell oder langsam, vorsichtig oder leichtfertig dezimiert werden, wird dabei durch kulturelle und politische Rahmenbedingungen mitbestimmt.

Dort, wo tropische Regenwälder geringgeschätzt werden, als bedrohliche Wildnis, Unkraut oder Niemandsland gelten oder auch einfach nur als „unendlich groß“ erachtet werden, sind sie am stärksten gefährdet.

Anfang der 90iger Jahre wurden auf den Haciendas Paraguays große Flächen gerodet, um den Besitzstand zu wahren. Ein neues Gesetz sollte es Landlosen erlauben, ungenutztes – d.h. bewaldetes – Farmland zu besiedeln. Diese Praxis, sich Land durch Rodung anzueignen, ist ein uraltes Phänomen und gilt in vielen Landstrichen der Erde auch heute noch. Landnahme und Erwerb von Eigentumsrechten liefern also ein weiteres Rodungsmotiv für die – insbesondere landlose – Bevölkerung. In Ostkalimantan manifestiert sich Besitz im Regenwald anhand von Terrassierung, wobei das beanspruchte Grundstück üblicherweise durch Pfosten aus fast unverwitterbarem Borneo Eisenholz (*Eusideroxylon zwageri*) markiert wird (SCHAAFHAUSEN-BETZ, 1986).

Die Ursachen der Waldzerstörung sind nicht weniger komplex als die Ansprüche des Menschen an den Wald. Kommerzielle und Subsistenzinteressen sind eng miteinander verzahnt, und es sind die politischen und sozialen Rahmenbedingungen einer Gesellschaft, die den Umgang des Menschen mit den vorhandenen Waldbeständen entscheidend beeinflussen.

Tabelle 1.4: Bilanz des annuellen Kohlenstoffkreislaufs der Biosphäre. Nach Houghton (1996).

Quellen und Senken	Freisetzung PgC a <sup>-1</sup>	Aufnahme PgC a <sup>-1</sup>
Fossile Brennstoffe	5.5(±0.5)	
Landnutzungsänderungen	1.6(±1.0)	
Atmosphäre		3.2(±0.2)
Ozean		2.0(±0.8)
Nördliche Wälder		0.8(±0.4)
„Missing Sink“		1.1(±0.4)

### 1.1.4 Auswirkungen auf die Biosphäre

Landnutzungsänderungen durch den Menschen stellen einen gravierenden Eingriff in die Stoff-Pools der terrestrischen Biosphäre dar und verändern die Stoff-Flüsse in den Kompartimenten der Biosphäre, besonders im Hinblick auf den Kohlenstoffkreislauf (TIESSEN *et al.*, 1982; HOUGHTON *et al.*, 1983, 1987, HALL *et al.*, 1985; SCHLESINGER, 1986; FLINT, 1994; FLINT UND RICHARDS, 1991; JOHNSON, 1992). Kohlenstoff ist ein Hauptbestandteil pflanzlicher Biomasse, der durchschnittlich rd. 45 % der pflanzlichen Trockensubstanz ausmacht. Nach LARCHER (1994) übertreffen die Pflanzen alle übrigen Organismen in ihrer Massenentwicklung bei weitem: Rd. 99 % der Gesamtmasse aller Lebewesen (Biomasse) auf der Erde entfallen nach Schätzungen dieses Autors auf Pflanzen (Phytomasse), wodurch die Pflanzendecke einen stabilisierenden Faktor im Kreislauf der Stoffe darstelle und wesentlich Klima und Boden beeinflusse.

Werden Wälder gerodet, so wird der in der Waldbiomasse gebundene Kohlenstoff durch Verbrennung oder Verrottung in die Atmosphäre freigesetzt. Auch die Urbarmachung und Landnutzung – unabhängig davon, ob diese auf einer ehemaligen Wald- oder Graslandfläche stattfindet – kann mit der Freisetzung von Kohlenstoff verbunden sein. Was dem Ökosystem an Kohlenstoff in Form von Erntegütern entnommen wird, „fehlt“ beim Auffüllen des Kohlenstoff-Pools im Boden. In der Folge nimmt der Humusgehalt des Bodens ab, wenn nicht durch Düngung und schonende Nutzungspraktiken gegengesteuert wird. Wie ALLEN (1985) an amerikanischen und tropischen Böden nach Rodungen zeigen konnte, ist die Kohlenstoff-Verarmung des Bodens um so größer, je älter und damit nährstoffärmer das Ausgangsmaterial der Bodenbildung und je wärmer das Klima ist.

Dadurch haben Rodungen und das Urbarmachen von Böden global einen beachtlichen Anteil an der Freisetzung von Kohlendioxid in die Atmosphäre.

HOUGHTON (1996) hat globale Daten des Kohlenstoffkreislaufs zusammengestellt und den annuellen Kohlenstoffhaushalt bilanziert (siehe Tab. 1.4). An der jährlichen globalen Freisetzung von Kohlenstoff sind die oben beschriebenen Landnutzungsänderungen danach mit schätzungsweise 1.6 Pg Kohlenstoff, das entspricht 22.5 %, beteiligt. Der Schwerpunkt der Kohlenstoff-Freisetzungen liegt aktuell, wie bereits erwähnt, im tropischen Raum. Andererseits akkumulieren die nördlichen Wälder pro Jahr schätzungsweise rund 0.8 Pg Kohlenstoff. Dieser gegenläufige Trend korrespondiert mit der Beendigung der historisch bedingten Waldausbeutung in den

temperierten Breiten und einem Übergang der Wälder in eine neue Phase des Wachstums und der Biomasseanreicherung (HOUGHTON, 1996; KAUPPI *et al.*, 1992; SEDJO, 1992).

Bisher ist es noch nicht gelungen, die Bilanz des Kohlenstoffkreislaufs komplett zu schließen. Die Rede ist hier vom sog. „Missing Sink“, einer postulierten Kohlenstoffsenke der Biosphäre.

Eine umfassende quantitative Analyse des Einflusses von anthropogenen Landnutzungsänderungen auf den Kohlenstoff-Vorrat der terrestrischen Biosphäre haben RICHARDS *et al.* (1983) für den Zeitraum 1860 – 1978 vorgelegt. Darin werden 176 Länder oder Regionen berücksichtigt, die insgesamt praktisch die gesamte Landoberfläche mit Ausnahme Grönlands und der Antarktis bedecken. Aus den Flächenveränderungen werden auf der Basis mittlerer Kohlenstoff-Vorräte die damit verbundenen Kohlenstoff-Flüsse geschätzt. Insgesamt betragen die landnutzungsbedingten Kohlenstoff-Verluste der Biosphäre im Zeitraum 1860 – 1978 demnach 56.3 Pg.

Auf einen ähnlichen Kohlenstoff-Verlust von 60.8 Pg kommt ESSER (1994b) mit einem dynamischen Kohlenstoff-Flußmodell, dem Gießener High Resolution Biosphere Model (HRBM).

HOUGHTON (1995) ermittelt mit Hilfe eines einfachen „Buchhaltungs-Modells“ der biosphärischen Kohlenstoff-Pools für den 12 Jahre längeren Zeitraum 1850 – 1980 eine höhere Freisetzung von 100 Pg Kohlenstoff weltweit infolge der Landnutzungsänderungen.

Mit besonderer Aufmerksamkeit werden von der Wissenschaftsgemeinschaft zur Zeit die potentiellen Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf das regionale und globale Klimageschehen untersucht. Veränderungen der Landbedeckung können Veränderungen wichtiger biophysikalischer Eigenschaften der Erdoberfläche, vor allem der Albedo und des Bestandeswiderstands, nachsichziehen. DICKINSON und HENDERSON-SELLERS (1988) sowie SHUKLA *et al.* (1990) kommen zu dem Schluß, daß Entwaldungen großen Maßstabs im Amazonasbasin sowohl das regionale als auch das globale Klimageschehen merklich beeinflussen können.

## 1.2 Datenproblematik und Datenerfordernisse

### 1.2.1 Datenproblematik

Landnutzungsänderungen haben eine räumliche und eine zeitliche Komponente. Wird beispielsweise eine Ackerlandfläche im Laufe eines bestimmten Zeitraums auf Kosten natürlicher Vegetation etabliert, so reicht es nicht aus, die Lage und Ausdehnung der Ackerlandfläche nur am Ende des Zeitraums exakt zu beschreiben. Genausowenig reicht es aus, nur die quantitative Abnahme oder Zunahme von Ackerland oder natürlicher Vegetation, also die Veränderung des Flächenbetrages an sich, zu dokumentieren. In beiden Fällen geht eine Informationskomponente verloren: Im ersten Fall die zeitliche Komponente, so daß nur ein Zustand, nicht aber eine Veränderung festgehalten ist; im zweiten Fall die räumliche Komponente, so daß nur die Veränderung, nicht aber der Ort, an dem sie stattfindet, festgehalten ist.

Weil die hier vorgelegte Arbeit sich aber konsequent für beide Komponenten einer Landnutzungsänderung gleichermaßen interessiert, steht sie vor einem grundlegen-

den Dilemma: Viele existierende Informationssammlungen, historische wie aktuelle, konzentrieren sich jeweils auf eine Komponente des Vorgangs und sind lückenhaft oder informationsleer in Bezug auf die zweite Komponente.

Läßt man Zwischenformen außer acht, so kann der Großteil der zur Zeit vorliegenden Informationssammlungen zum Thema Landnutzungsänderung grob einem von zwei Typen zugeordnet werden:

- **Zeitscheiben** enthalten geographische Informationen bezogen auf einen Fixpunkt in der Zeit, sind mit anderen Worten zeitpunktbezogene Bestandesaufnahmen. Das klassische Beispiel der Zeitscheibe ist die thematische Karte, die für den Erstellungszeitpunkt Ausdehnung und Lage von Natur- und Kulturland abbildet, wobei die verwendeten Kategorien und Symbole in einer Legende verzeichnet sind.

Die Güte einer Zeitscheibe kann je nach Detailfreudigkeit und geographischer Auflösungsstufe in einem breiten Band variieren.

In der Quintessenz geben Zeitscheiben für einen betrachteten Raum Antwort auf die Fragen nach dem Was, Wo und Wieviel. Das Erkennen einer Entwicklung und die Quantifizierung stattfindender Veränderungen ist deshalb anhand einer Zeitscheibe nicht möglich.

Wenn zu einem späteren Zeitpunkt die Bestandesaufnahme mit gleicher oder ähnlicher Methodik wiederholt wird, kann jedoch das Ausmaß der Veränderung bestimmt werden.

Beispielhaft seien für den Typus Zeitscheibe die Olson-Karte „Major World Ecosystem Complexes“ (OLSON, 1982) oder Satellitendaten-basierte Landbedeckungsstudien genannt (LOVELAND und BELWARD, 1997; EIDENSHINK und FAUNDEEN, 1994; TUCKER *et al.*, 1985).

- **Statistische Landesinformationen** enthalten thematisch zusammengestellte Informationen ohne konkreten geographischen Bezug. Als Beispiel können die akribischen Datenkollektionen staatlicher Behörden oder internationaler Organisationen gelten.

In der Quintessenz geben Statistische Landesinformationen bezogen auf eine größere Region oder ein Land Antwort auf die Fragen nach dem Was und Wieviel zu verschiedenen Zeitpunkten, so daß auch das Ausmaß der Veränderung aufgezeigt wird. Eine konkrete Ortszuweisung der in kurzen oder längeren Zeitintervallen dokumentierten Landnutzungsänderungen ist dagegen hierbei nicht möglich. Es müssen zusätzliche Quellen vorliegen, um die Vorgänge geographisch zuzuordnen.

Beispielhaft seien für den Typus der Statistischen Landesinformation die Datenbasen der FAO genannt (FAO FAOSTAT, 1999; FAO AGROSTAT-PC, 1992).

Die Erforschung und Rekonstruktion von Landnutzungsänderungen machen beim Vorliegen der oben skizzierten Informationstypen eine Analyse und Kombination von mindestens zwei separaten Informationsquellen erforderlich, wobei abweichende oder widersprüchliche Angaben die Arbeit erschweren oder vereiteln können.

Nur wenige Informationsquellen sind von Anfang an so konzipiert, daß sie konsistente Informationen liefern, also Antwort geben auf alle Fragestellungen von Interesse.

Quellen mit konsistenten Informationen über Landnutzungsänderungen und kombinierbare Quellen, die gemeinsam konsistente Informationen ergeben, sind in der Forschung als rar zu bezeichnen. Konsistente Informationsquellen ausfindig zu machen, war folglich eine entscheidende qualitative Vorbedingung dieser Diplomarbeit.

## 1.2.2 Aktueller Datenbedarf

Regionalisierte globale Modelle biogeochemischer Kreisläufe, die sich mit den Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf die Biosphäre und ihre Kompartimente (Hydrosphäre, Atmosphäre und terrestrische Biosphäre) befassen, arbeiten heute in der Mehrzahl mit einer räumlichen Auflösung von  $0.5 \times 0.5$  Grad und einer zeitlichen Auflösung in der Größenordnung Minuten bis Jahre.

Auf dem Feld der Kohlenstoffkreislauf-Modellierung repräsentieren z.B. BIOME2 (HAXELTINE *et al.*, 1996; HAXELTINE und PRENTICE, 1996), das Frankfurt Biosphere Model FBM (KINDERMANN *et al.*, 1993; LÜDEKE *et al.*, 1994; KOHLMAIER *et al.*, 1997) und das Gießener High Resolution Biosphere Model HRBM (ESSER *et al.*, 1994a) diesen Standard.

Die Implementierung der Landnutzung in das jeweilige Modell hängt von dessen Struktur ab. Eine Modell-Struktur für Landnutzungsänderungen soll hier kurz am Beispiel des Gießener HRBM vorgestellt werden: Im modular aufgebauten HRBM (HOFFSTADT und ESSER, 1997) existieren eigenständige Landnutzungsmodule, mit deren Hilfe die Landnutzungsänderungen modelliert werden (ESSER *et al.*, 1998; ESSER *et al.*, 1994a; ESSER, 1989). Ein Modul ist beispielsweise für die Modellierung der historischen landwirtschaftlich genutzten Flächen in den einzelnen Ländern der Erde bis zum Jahr 1980 zuständig. Es sorgt dafür, daß die Fläche und die räumliche Verteilung der landwirtschaftlich genutzten Gitterelemente sich bis zum Stichjahr 1980 der digitalisierten – leicht modifizierten – Olson-Karte (OLSON, 1982, 1992) angleichen. Hierbei wird davon ausgegangen, daß die Olson-Karte für dieses Jahr Gültigkeit besitzt.

Die Hinführung zur vorgegebenen weltweiten Fläche der landwirtschaftlich genutzten Gitterelemente, mit anderen Worten Verlauf und Dynamik der Innutzungnahme, wird durch eine sog. Korrektur-Matrix gesteuert. Darin sind für jedes einzelne Land für die Jahre 1860 bis 1980 die relativen Flächengrößen im Verhältnis zum Stichjahr 1980 angegeben. In der Korrektur-Matrix ist für das Jahr 1980 die Zahl 100 gesetzt, für alle Jahre davor eine Relativzahl, also z.B. 99 im Jahr 1979.

Zur Erstellung der nationalen Korrektur-Matrizes wurden Daten der FAO (FAO AGROSTAT-PC Data Base, 1992) und von RICHARDS *et al.* (1983) herangezogen, wohlgemerkt nicht zur Ermittlung der Absolutgrößen der landwirtschaftlichen Fläche – diese sind durch die Olson-Karte für das Stichjahr 1980 definiert –, sondern zur Ermittlung der Dynamik der Landnutzung im Zeitraum 1860 bis 1980.

Welche konkreten Gitterelemente eines Landes in einem bestimmten Jahr in oder – im umgekehrten Fall – aus der Nutzung genommen werden, um die vorgegebene landwirtschaftliche Gesamtfläche in einem bestimmten Jahr zu erreichen, wird durch ein weiteres Modul entschieden, das mit einem Algorithmus der Nutzungswahrscheinlichkeit arbeitet. Die Nutzungswahrscheinlichkeit eines Gitterelements ist

darin als eine Funktion von Klima, Bodenqualität und dem Bereits-Vorhandensein anderer genutzter Gitterelemente in geographischer Nachbarschaft definiert.

Im Hinblick auf die modulare Struktur des HRBM, aber auch in Bezug auf andere aktuelle Kreislaufmodelle, wird deutlich, wo verbesserte Landnutzungsdaten im Modell angreifen könnten. Dank der modularen Struktur kann das HRBM jederzeit anstatt mit der digitalen Olson-Karte auch mit anderen digitalen Kartenwerken betrieben werden, die den Landnutzungs-Status für einen Fixpunkt in der Zeit räumlich und quantitativ präziser abbilden.

Im einfachsten Fall kann im HRBM die Korrektur-Matrix eines Landes verbessert werden, d. h. möglichst nahe an den tatsächlichen Verlauf der Landnutzungsänderung herangebracht werden, soweit bessere Daten vorliegen.

Im Falle großer Länder wie den USA oder Brasilien bietet sich an, die „pauschale“ landesweite Korrektur-Matrix durch subnationale oder auch bundesstaatliche Korrektur-Matrizes abzulösen, die den Vorgang detaillierter wiedergeben.

Überall dort, wo die Umwandlung von natürlicher Vegetation in landwirtschaftlich genutzte Flächen auf der Basis von landwirtschaftlichen Statistiken modelliert wird, muß damit gerechnet werden, daß Waldrodungen unberücksichtigt bleiben. Walddezimierung und Entstehung von Ackerland können, wie bereits früher ausgeführt, zwei teilweise separate Prozesse sein, die sich quantitativ, räumlich und sogar in ihrer Eigendynamik nur zum Teil überlappen. Quantitativ können die gerodeten Flächen die neu entstehenden Ackerlandflächen um den Faktor 2 oder mehr übersteigen, wie das für den südostasiatischen Raum belegt ist (SCHOLZ, 1988).

In diesem Fall ist es lohnenswert, den unzulänglich erfaßten oder sogar unberücksichtigten Prozeß genauer zu erfassen und als Zusatzinformation in die Modellierung einzuspeisen.

Dort, wo der Prozeß einer Landnutzungsänderung im Modell räumlich-zeitlich insgesamt fehlerhaft wiedergegeben wird, können die mangelhaften Daten durch bessere ersetzt, also überschrieben werden.

Grundsätzlich gilt, daß ein Modell von jeder Präzisierung der Quantität, des Zeitpunkts und des Ortes von Landnutzungsänderungen profitieren kann, denn jedem modellierten Gitterelement werden distinkte Eigenschaften zugewiesen. Im HRBM werden jedem Gitterelement eine potentielle Vegetation, eine bestimmte Bodenqualität sowie die monatlichen Durchschnittstemperaturen und -niederschläge zugewiesen. Selbst benachbarte Gitterelemente mit identischer Vegetation und ähnlichen Bodenverhältnissen können bereits ökophysiologisch alleine dadurch differieren, daß sie geographisch entlang von natürlichen Temperatur- oder Niederschlagsgradienten liegen. Landnutzungsänderungen wirken sich also in jedem Gitterelement charakteristisch aus.

## 1.3 Zielsetzung der Arbeit

In den vorherigen Abschnitten ist aufgezeigt worden, welche Art von Daten über Landnutzungsänderungen in der Forschung noch rar sind – insbesondere auch im Hinblick auf Entwaldungen als potentiell separaten Prozeß. Aus diesem aktuellen Datenbedarf der globalen Biosphären-Modellierung leitet sich unmittelbar die Zielsetzung der hier vorgelegten Arbeit ab: Sie versucht, wissenschaftliche Quellen über Landnutzungsänderungen zu recherchieren, auszuwerten und die daraus gewonnenen konsistenten Informationen in Dateien bereitzustellen. Jede Ergebnisdatei soll vier zentrale Fragestellungen beantworten:

- Konversion: *Was* wurde in *Was* umgewandelt?
- Lokalität: *Wo* wurde Fläche konvertiert?
- Quantität: *Wieviel* Fläche wurde umgewandelt?
- Zeitpunkt: *Wann* wurde Fläche umgewandelt?

Diese Arbeit versteht sich als ein Beitrag zur Auklärung und Verbesserung der weltweit existierenden Datenbasis über Landnutzungsänderungen. Die Eingliederung der bereitgestellten Datensätze in globale Kohlenstoffkreislauf-Modelle oder andere Modelle aus dem Bereich biosphärischer Forschung soll Fortschritte bei der möglichst realitätsnahen Quantifizierung historischer und aktueller Stoff-Flüsse und Stoff-Pools der betrachteten Länder und Regionen erbringen.

# Kapitel 2

## Material und Methode

### 2.1 Literaturrecherche und Erstellung der Datenbasis

Als Grundlage für diese Diplomarbeit sind Publikationen, Datensammlungen und Karten zu den Themen Entwaldung, Aufforstung und Landnutzungsänderungen (Keywords: Deforestation, Afforestation, Land-Use/Cover-Changes) systematisch zusammengetragen und ausgewertet worden.

Die Methodik der Auswertung wird im Folgenden vorgestellt. Konkret wurden schrittweise die folgenden Fragen an die Quelle gerichtet und nach Maßgabe des Quelleninhalts beantwortet:

#### A. Bei Statistischen Landesinformationen

- Wird eine Landnutzungsänderung bzw. eine Änderung der Landbedeckung dokumentiert? Handelt es sich bei dieser Veränderung um eine Konversion, das heißt, wurde ein Vegetationstypus in einen anderen umgewandelt, also z.B. Wald in Weideland? Oder handelt es sich um eine Modifikation, das heißt, wurde ein Vegetationstypus zwar beibehalten aber in eine andere Nutzungsform oder einen neuen – z.B. degradierten – Zustand gebracht?
- Innerhalb welchen Zeitraums bzw. welcher Zeiträume spielten sich die Landnutzungsänderungen ab?
- Gibt es innerhalb des untersuchten Gesamtzeitraums eine Veränderung der Umwandlungsdynamik und läßt sich diese quantifizieren?
- Wie groß sind die betroffenen Flächen?
- Kann die geographische Lage oder zumindest die Region der betroffenen Flächen bestimmt werden, z.B. anhand von Karten oder Texthinweisen?

#### B. Bei Zeitscheiben-Darstellung

- Wird ein Landnutzungszustand dokumentiert? Welche Vegetationstypen und Kulturlandtypen kommen in der Quelle vor?

- Für welchen Zeitpunkt gilt der beschriebene Landnutzungszustand?
- Gibt es Hinweise auf den Verlauf der Landnutzungsänderungen, die zum dokumentierten Status geführt haben?
- Wie groß sind die aufgeführten Natur- und Kulturlandflächen?
- Kann die geographische Lage oder die Region der beschriebenen Flächen bestimmt werden, z.B. anhand von Karten oder Texthinweisen?

## 2.2 Auswertung der vorliegenden Daten

Mit Hilfe der so aus den Quellen gewonnenen strukturierten Daten wurden alle Länder oder Regionen der Erde in einem ersten Schritt auf Ihre Datendichte untersucht. Die entscheidende Frage lautete:

- Reicht die Datendichte einer Quelle oder die Datendichte aus mehreren Quellen in Kombination dazu aus, die Landnutzungsänderungen eines Landes oder einer Region konsistent zu beschreiben, so daß die Daten in ein für dynamische Kreislaufmodelle geeignetes Format gebracht werden können? Mit anderen Worten: Reichen die vorliegenden Daten über ein Land oder eine Region dazu aus, Konversionsart, Fläche, geographische Lage und Zeitpunkt der Landnutzungsänderungen zu definieren?

Wenn dies für ein Land oder eine Region der Fall war, so konnte die Quelle bzw. konnten die kombinierten Quellen als inhaltliche Grundlage für die Erzeugung einer Ergebnisdatei dienen. Sämtliche für ein Land oder eine Region verwendbaren Quellen wurden dann in die nach Geographie und Inhalt strukturierte Liste des Quellen-Materials aufgenommen.

Wenn die Datendichte für bestimmte Länder oder Regionen nicht ausreichend war, wurden die vorliegenden Quellen verworfen und nicht in die Liste des Quellen-Materials aufgenommen.

Am Ende dieser ersten Auswertung stand die Tabelle des Quellen-Materials (siehe Seite 19), die in der Konsequenz für bestimmte Länder und Regionen Daten zu allen Komponenten einer Landnutzungsänderung enthalten sollte, nämlich Daten über Art, geographische Lage, Zeitpunkt, Verlauf und Flächenbetrag einer Landnutzungsänderung.

Wenn zwei oder mehr Quellen zur Rekonstruktion der Landnutzungsänderung in die Tabelle des Quellen-Materials aufgenommen worden waren, so konnte der Fall eintreten, daß einzelne Komponenten der Landnutzungsänderung doppelt beschrieben wurden. Bei Übereinstimmung der Quellen in einer Komponente war die Datensituation unproblematisch. Anders verhielt es sich bei Widersprüchlichkeit der Quellen in einer Komponente: In dieser Situation war es notwendig, sich für eine der vorliegenden Daten-Alternativen zu entscheiden.

Grundsätzlich wurde in diesem Fall der Daten-Alternative aus derjenigen Quelle der Vorzug gegeben, die die meisten anderen Komponenten der Landnutzungsänderung beschreibt. Ein Beispiel zur Erläuterung: Liefert eine Quelle A Daten über Art und

Flächenbetrag einer Landnutzung zu einem bestimmten Zeitpunkt, und liefert eine Quelle B im Vergleich dazu Daten über Art, geographische Lage, Verlauf und Flächenbetrag einer Landnutzung zu zwei Zeitpunkten mit abweichenden Angaben zum Flächenbetrag der Landnutzung, so wird in diesem Fall den Daten aus Quelle B der Vorzug gegeben, weil sie insgesamt die größere Datendichte besitzt<sup>1</sup>.

## 2.3 Klassifizierung der Landnutzungsänderungen

Soweit die Datendichte ausreichend war, wurden im zweiten Schritt die in den geeigneten Ländern bzw. den geeigneten Regionen vorgefundenen natürlichen und anthropogen beeinflussten oder veränderten Vegetationen klassifiziert. Eingedenk der Tatsache, daß dynamische Kreislaufmodelle den modellierten Gitterelementen i.d.R. selbst eine potentielle Vegetation zuweisen, z.B. anhand eines eigenen Biom-Modells (PRENTICE *et al.*, 1992) oder anhand einer vorgegebenen Vegetationskarte (SCHMITHÜSEN, 1976), konnten sämtliche vorkommenden natürlichen Vegetationstypen der Datenbasis in eine Kategorie „natürliche Vegetation“ zusammengefaßt werden. Die Zahl der vorgefundenen Natur- und Kulturlandkategorien reduzierte sich bei diesem Schritt auf 4 Kategorien:

- 0 = Natürliche Vegetation
- 1 = Ackerland (mit einem Anteil anderer Bedeckungs- bzw. Nutzungsformen von weniger als 30 % bezogen auf die Gesamtfläche des Gitterelements)
- 2 = Weideland (mit einem Anteil anderer Bedeckungs- bzw. Nutzungsformen von weniger als 30 % bezogen auf die Gesamtfläche des Gitterelements)
- 3 = Kulturlandmosaik (mit unterschiedlichen Anteilen an Ackerland, Weideland, Plantagen, frischen Rodungsflächen, Sekundärwuchs, degradierter Vegetation sowie Relikten natürlicher Vegetation, wobei angenommen wird, daß keine der genannten Bedeckungs- bzw. Nutzungsformen alleine über 70 % der Fläche des Gitterelementes ausmacht)

## 2.4 Erzeugung der Ergebnisdateien

Über die zu bearbeitenden Länder oder Regionen wurde ein geographisches Gitter von  $0.5 \times 0.5$  Grad gelegt, dessen Liniennetz entlang des Äquators und des Greenwich-Meridians verläuft. Die gewählte Gittergröße von  $0.5 \times 0.5$  Grad entspricht einer Gitterelementgröße von rd.  $55 \times 55$  km oder  $3\,025$  km<sup>2</sup> am Äquator.

---

<sup>1</sup>Nur im Fall von Brasilien wurde von diesem Verfahren abgewichen: Obwohl SKOLE und TUCKER (1993) für die Landnutzungsänderungen im Legalen Amazonien die insgesamt größere Datendichte liefern, wurde ihre Zeitscheibe für das Jahr 1988 zugunsten der Zeitscheibe desselben Jahres bei STONE *et al.* (1994) verworfen. Während SKOLE und TUCKER (1993) die Entwaldungsflächen in Pixel der Größe  $16 \times 16$  km<sup>2</sup> aggregieren, behalten STONE *et al.* (1994) die Auflösungsstufe der Satellitendaten,  $1.1 \times 1.1$  km<sup>2</sup> bei. In Zusammenarbeit mit dem Woods Hole Research Center, Massachusetts, konnten darüber hinaus die gerodeten Regenwaldflächen unter Zuhilfenahme von ERDAS-Software präzise geographisch lokalisiert werden.

Allen informationsbehafteten Gitterelementen wurde für sämtliche Jahre eines untersuchten Zeitraums ein Landnutzungs-Status zugewiesen, wobei der Status gemäß der vorgenommenen Klassifizierung den Kategorien 0, 1, 2 oder 3 entsprechen konnte. Informationsbehaftet meint in diesem Zusammenhang, daß der Landnutzungszustand der besagten Gitterelemente für alle Jahre des untersuchten Zeitraums bekannt ist.

Die im Folgenden näher vorgestellten Verfahren der Generalisierung und der mathematischen Interpolation wurden bei der Zuweisung der Landnutzungszustände, wo nötig, angewandt.

## 2.5 Generalisierungsverfahren und Interpolation

Das einzelne Gitterelement ist die kleinste Einheit eines Kreislaufmodells, mit dem eine Landnutzungsänderung simuliert werden kann. Weil Gitterelemente immer als Ganzes ihren Nutzungs- oder Bedeckungszustand wechseln, kann eine kontinuierliche Zunahme von umgewandelten Flächen in den Ergebnisdateien nur stufenweise in  $0.5 \times 0.5$  Grad-Schritten dargestellt werden. Die Status-Bestimmung für ein Gitterelement für ein bestimmtes Jahr im Fluß der Zeit wird dadurch erschwert.

Bei seiner Größe von maximal  $3\,025\text{ km}^2$  (in Richtung der Pole nimmt die Größe der Gitterelemente kontinuierlich ab, weil die Längengrade sich einander annähern) wird ein Gitterelement nur in den seltensten Fällen innerhalb eines Jahres komplett in eine andere Nutzungsform umgewandelt. Es stellt sich also die Frage, ab wann der Status eines Gitterelements wechseln soll:

- In der Arbeit ist dasjenige Jahr als Jahr der Umwandlung definiert, in dem das Gitterelement zu 50 % oder mehr in die neue Kategorie umgewandelt ist.
- Existieren mehrere Gitterelemente nebeneinander, deren Flächen jeweils nur teilgenutzt sind, so wird der Schwerpunkt der Landnutzungsänderung durch eine visuelle Methode, die sog. Generalisierung, bestimmt.  
Ein Beispiel zur Illustration: Einem Gitterelement, dessen Fläche in einem bestimmten Jahr zu 60 % genutzt ist und dem einige zu jeweils 10 % flächengenutzte Gitterelemente angrenzen, wird im speziellen Jahr beim Statuswechsel der Vorzug gegeben gegenüber einem anderen zu 60 % flächengenutzten Gitterelement, das in der Nachbarschaft keine oder geringere Nutzungsgrade hat.

Mit Hilfe der Generalisierung kann die Information über die Größe der anthropogen veränderten Fläche erhalten werden. Die Lage der Flächen verliert dagegen an Genauigkeit.

## 2.6 Aufbau der Ergebnisdateien

Das Endprodukt der Informationsauswertung sind Ergebnisdateien der bearbeiteten Länder bzw. Regionen. Sie haben ein sehr schlichtes „digitales Design“, das in Tabelle 2.1 an einem Beispiel vorgestellt wird.



- Die Kulturland-Gitterelemente der Kategorien 1, 2 und 3 als schwarze Quadrate
- Die potentielle Ausdehnung der tropisch-subtropischen immergrünen saisonalen/laubwerfenden Regenwälder nach SCHMITHÜSEN (1976) als dunkelgraue Fläche; darin enthalten sind folgende Vegetationsformen: Tropischer immergrüner Tieflandsregenwald, tropischer immergrüner Flußuferwald, tropischer Überschwemmungssumpf(Igapo) und Moorwald, tropischer Gebirgsregenwald, tropischer immergrüner Nebelwald, tropischer immergrüner Saisonregenwald, tropischer halbimmergrüner Tieflandsregenwald, tropischer halbimmergrüner Bergwald, subtropischer immergrüner Auenwald, subtropischer halbimmergrüner Regenwald sowie tropischer laubabwerfender Sumpfwald
- Die potentielle Ausdehnung der tropisch-subtropischen Trockenwälder nach SCHMITHÜSEN (1976) als mittelgraue Fläche; darin enthalten sind folgende Vegetationsformen: Tropischer immergrüner Saisontrockenwald, Dornbaum- und Sukkulantenwald, tropischer und regengrüner Monsunwald, tropischer regengrüner Trockenwald, tropischer regengrüner Monsunbergwald, tropischer regengrüner Trockenwald mit immergrünem Unterholz, großfiederblättriger regengrüner Trockenwald sowie kleinfiederblättriger Trockenwald mit Schirmbäumen
- Die Ausdehnung aller sonstigen Waldformationen nach SCHMITHÜSEN (1976) als hellgraue Fläche

Die zentrale Information liegt in der Anzahl und der räumlich-zeitlichen Verteilung der Kulturland-Gitterelemente.

Die Unterlegung der Graphiken mit der potentiellen Waldvegetation, basierend auf dem digitalisierten Atlas der Biogeographie (SCHMITHÜSEN, 1976), soll die Orientierung darüber erleichtern, in welchem Biom die Landnutzungsänderungen stattgefunden haben.

## 2.8 Tabelle des Quellen-Materials

Diejenigen Publikationen, Datensammlungen und Karten, die zur Bestimmung von Landnutzungsänderungen in einem bestimmten Land oder einer bestimmten Region verwendet wurden, sind nachfolgend – strukturiert nach Geographie und Inhalt – aufgelistet:

STONE *et al.*, 1994

**Information:** Digitale Vegetationskarte Südamerikas mit verschiedenen Aggregationen der Vegetation zu Natur- und Kulturlandkategorien: 39 Natur- und Kulturlandkategorien, bzw. 13 Kategorien in der vereinfachten Karte, darunter jeweils die Kategorie "Kürzlich gerodeter tropischer Regenwald"; basierend auf NOAA AVHRR Local Area Coverage Satellitenaufnahmen, Kartenwerken und Bodenerfahrung

**Zeitbezug:** Zeitscheibe – Status um das Jahr 1988

**Konversionsart:** I.d.R. nicht definiert; Ausnahme: Für die Kategorie "Kürzlich gerodeter tropischer Regenwald" ist Ausgangsvegetation bekannt

**Quantität:** Flächengrößen in Form von Tabellen angegeben und aus der digitalen Karte kalkulierbar.

**Räumliche Auflösung:** Rd.  $0.02 \times 0.02$  Grad, entspricht  $1.1 \times 1.1$  km; genaue Lagebestimmung der gerodeten Flächen möglich (Generalisierungsverfahren, unter Zuhilfenahme von ERDAS-Software)

SKOLE und TUCKER, 1993

**Information:** Zwei digitale Vegetationskarten zum Ausmaß der Rodungen in den brasilianischen Bundesstaaten des Legalen Amazonien, basierend auf Landsat Thematic Mapper Satellitenaufnahmen und GIS

**Zeitbezug:** 2 Zeitscheiben – Status der Jahre 1978 und 1988 im Vergleich

**Konversionsart:** Tropischer Regenwald konvertiert in eine Nicht-Waldvegetation

**Quantität:** Flächen anhand der digitalen Karte kalkulierbar bzw. in Form von Tabellen angegeben

**Räumliche Auflösung:** Rd.  $0.3 \times 0.3$  Grad, entspricht  $16 \times 16$  km; genaue Lagebestimmung der gerodeten Flächen möglich (Generalisierungsverfahren)

NEPSTAD *et al.* 1997

**Information:** Landnutzung in Amazonien und den brasilianischen Cerrados

**Zeitbezug:** –

**Konversionsart:** Vorwiegend tropischer Regenwald in Weideland

**Quantität:** Es werden quantitative Angaben anderer Quellen zitiert

**Räumliche Auflösung:** –

BOZZANO und WEIK, 1994

**Information:** Entwaldungen des östlichen Landesteils von Paraguay basierend auf Satellitenaufnahmen

**Zeitbezug:** 5 Zeitscheiben – Karten für die Jahre 1945, 1965-68, 1975-76, 1984-85 und 1991

**Konversionsart:** –

**Quantität:** Flächenangaben der Waldbedeckung in der Untersuchungsregion

**Räumliche Auflösung:** Genaue Lagebestimmung der gerodeten Flächen möglich (Generalisierungsverfahren)

ESSER, 1982

**Information:** Vegetationsgliederung und Kakteenvegetation in Paraguay mit Aggregation des Natur- und Kulturlands zu 9 Kategorien, darunter die Kategorie Kulturland/Weiden (intensive Viehwirtschaft) /shifting cultivation (großflächig) /Plantagen; basierend auf Bodenerfahrungen und ERTS-Landsat-Satellitenaufnahmen

**Zeitbezug:** Zeitscheibe – Karte basierend auf Bodenerfahrungen aus dem Jahr 1966 und ERTS-Landsat-Satellitenaufnahmen der Jahre 1976-1981

**Konversionsart:** –

**Quantität:** Flächen der 9 Kategorien aus der Karte kalkulierbar

**Räumliche Auflösung:** Kartenmaßstab 1:3 000 000; genaue Lagebestimmung der Natur- und Kulturlandflächen möglich (Generalisierungsverfahren)

HOUGHTON, (in Druck)

**Information:** Annueller Netto-Flux von Kohlenstoff in die Atmosphäre kalkuliert anhand von Landnutzungsänderungen; hier: Veränderung der Ackerlandflächen in den USA

**Zeitbezug:** Entwicklung der Ackerlandflächen in den USA von 1850 bis 1990, angegeben in 5- bzw. 10-Jahresintervallen

**Konversionsart:** Natürliche Vegetation in Ackerland (und umgekehrt)

**Quantität:** Größe der Ackerlandflächen in den USA

**Räumliche Auflösung:** Untergliederung der USA in 7 Regionen mit unterschiedlichen Verläufen der Landnutzung

OLSON, 1992, 1982

**Information:** Globale digitale Raster-Karte der Landbedeckung und Landnutzung; Vegetation zu über 40 natürlichen, anthropogen beeinflussten und anthropogenen Kategorien aggregiert; Angabe der Kohlenstoffgehalte für die einzelnen Kategorien; hier: Landbedeckung und Landnutzung der USA

**Zeitbezug:** Zeitscheibe – Status für Anfang der 80iger Jahre

**Konversionsart:** –

**Quantität:** Flächengrößen der Natur- und Kulturlandkategorien anhand der Karte kalkulierbar

**Räumliche Auflösung:**  $0.5 \times 0.5$  Grad; Genaue Lagebestimmung aufgrund der Rasterung möglich

RAMANKUTTY und FOLEY, 1998a

**Information:** Digitale Karte der Ackerlandflächen und -dichten in den USA, basierend auf DISCover (1997) und landwirtschaftlichen Statistiken

**Zeitbezug:** 143 Zeitscheiben – Status für alle Jahre des Zeitraums 1850 – 1992

**Konversionsart:** –

**Quantität:** Kalkulation der Ackerlandflächen aus der digitalen Karte theoretisch möglich (Generalisierungsverfahren)

**Räumliche Auflösung:** Rd.  $0.02 \times 0.02$  Grad, entspricht  $1 \times 1$  km; Genaue Lagebestimmung der Ackerlandflächen theoretisch möglich (Generalisierung), Zentren der Ackerlandnutzung deutlich erkennbar

KEOGH, 1984

**Information:** Walddezimierung in Costa Rica

**Zeitbezug:** 5 Zeitscheiben – Karten der Waldbedeckung für die Jahre 1800, 1940, 1950, 1961 und 1977 basierend auf HALL (1978) für das Jahr 1800 und PEREZ und PROTTI (1978)

**Konversionsart:** Wald in landwirtschaftliche Nutzfläche

**Quantität:** Flächenangaben der Waldbedeckung für die Jahre 1800, 1900, 1943, 1960 und 1977

**Räumliche Auflösung:** Lagebestimmung der gerodeten Flächen möglich (Generalisierungsverfahren)

SADER und JOYCE, 1988

**Information:** Walddezimierung in Costa Rica

**Zeitbezug:** 5 Zeitscheiben – Karten der Waldbedeckung für die Jahre 1940, 1950, 1961, 1977 und 1983

**Konversionsart:** –

**Quantität:** Flächenangaben der Waldbedeckung für die Jahre 1940, 1950, 1961, 1977 und 1983

**Räumliche Auflösung:** Lagebestimmung der gerodeten Flächen möglich (Generalisierungsverfahren)

ELLENBERG, 1989

**Information:** Walddezimierung in Costa Rica

**Zeitbezug:** 5 Zeitscheiben – Karten der Waldbedeckung für die Jahre 1940, 1950, 1961, 1977 und 1983

**Konversionsart:** Wald in Weideland

**Quantität:** Flächenangaben der Waldbedeckung und Entwaldungsraten

**Räumliche Auflösung:** Lagebestimmung der gerodeten Flächen möglich (Generalisierungsverfahren)

GORNITZ, 1985

**Information:** Landnutzungsänderungen in Westafrika

**Zeitbezug:** 2 übereinander gelegte Zeitscheiben – Schematische Karte der Landnutzungsänderungen; Kulturland aggregiert zu 4 Kulturland-Kategorien

**Konversionsart:** Natürliche Vegetation (Wald/Savanne/Steppe) in Kulturlandmosaik ("derived savanna"/Ackerland/Sekundärwuchs/Reliktsavanne und -wald)

**Quantität:** Entwaldungsraten; Flächenangaben der Waldbedeckung im Text angegeben und aus den Karten kalkulierbar

**Räumliche Auflösung:** Separate Angaben für alle Länder Westafrikas, Kartenauflösung  $1 \times 1$  Grad; Lagebestimmung der Kulturlandflächen möglich (Generalisierungsverfahren)

HASSELMAN, 1991

- Information:** Entwaldungen im westafrikanischen Liberia  
**Zeitbezug:** - 2 Zeitscheiben – Bewaldungskarten für die Jahre 1940 und 1985  
**Konversionsart:** Wald in Nicht-Wald-Vegetation mit einem Anteil an Wanderfeldbau  
**Quantität:** Flächenangaben im Text angegeben und aus den Karten kalkulierbar, Entwaldungsraten  
**Räumliche Auflösung:** Genaue Lagebestimmung der anthropogen veränderten Flächen möglich (Generalisierungsverfahren)

SUSSMAN, 1994

- Information:** Entwaldungen im östlichen Landesteil von Madagaskar basierend auf Satelliten- und Luftaufnahmen und anderen Quellen  
**Zeitbezug:** 3 Zeitscheiben – Karten der Waldbedeckung „Before Man“, 1950 und 1985  
**Konversionsart:** Wald in Kulturland (Wanderfeldbau-Parzellen und Sekundärwuchs)  
**Quantität:** Flächenangaben im Text angegeben und aus den Karten kalkulierbar  
**Räumliche Auflösung:** Genaue Lagebestimmung der anthropogen veränderten Flächen möglich (Generalisierungsverfahren)

BROOKFIELD und BYRON, 1990

- Information:** Entwaldungen in Malaysia: Borneo und Peninsula  
**Zeitbezug:** 4 Zeitscheiben – Karten für die Jahre 1962, 1966, 1974 und 1982  
**Konversionsart:** Wald in Landwirtschaftliche Nutzfläche  
**Quantität:** Flächenangaben der Waldbedeckung für die Peninsula im Text angegeben und aus der Karte kalkulierbar  
**Räumliche Auflösung:** Lagebestimmung der anthropogen veränderten Flächen möglich (Generalisierungsverfahren)

LIU *et al.*, 1993

- Information:** Entwaldungen auf den Philippinen basierend auf SPOT-Satellitenaufnahmen, Kartenwerken und Grunderfahrung  
**Zeitbezug:** 2 übereinander gelegte Zeitscheiben – Karte der Waldveränderung von 1934 bis 1988  
**Konversionsart:** Tropischer Regenwald in Kulturlandmosaik (Ackerland, Wanderfeldbau)  
**Quantität:** Entwaldungsraten; Flächenangaben der Waldbedeckung im Text angegeben und aus der Karte kalkulierbar  
**Räumliche Auflösung:** Lagebestimmung der gerodeten Flächen möglich (Generalisierungsverfahren)

KUMMER, 1992a,b

**Information:** Entwaldungen auf den Philippinen; Vergleich von fünf Landbedeckungsstudien

**Zeitbezug:** Verschiedene Jahre des Zeitraums 1950 bis 1988

**Konversionsart:** –

**Quantität:** Flächenangaben und Entwaldungsraten

**Räumliche Auflösung:** –

WALKER *et al.*, 1993

**Information:** Landnutzungsänderungen und Baumverluste im Murray-Darling-Basin, Australien; natürliche Ausgangsvegetation aggregiert zu 6 Kategorien

**Zeitbezug:** 2 Zeitscheiben – Karten für die Jahre 1780 und 1980

**Konversionsart:** Natürliche Ausgangsvegetation in Kulturlandmosaik (Grasland, Ackerland, Weide)

**Quantität:** Angaben zu den Flächenveränderungen in den 6 Kategorien

**Räumliche Auflösung:** Lagebestimmung der anthropogen veränderten Flächen möglich (Generalisierungsverfahren)

# Kapitel 3

## Ergebnisse

In diesem Kapitel sollen die erzeugten Ergebnisdateien inhaltlich vorgestellt und die Herkunft der verwendeten Daten offengelegt werden.

Die Mehrzahl der im Folgenden vorgestellten Landnutzungsänderungen haben in den Tropen stattgefunden und betrafen regenwaldreiche Länder bzw. Landesregionen.

Die in der Einleitung angestellte Überlegung, daß Ackerlandentstehung und Waldrodungen weder quantitativ noch räumlich identisch sein müssen, hat sich für die untersuchten tropischen Flächen bestätigt. Soweit die in den amtlichen landwirtschaftlichen Länderstatistiken aufgeführten Ackerlandflächen dort etabliert worden sind, wo ehemals natürlicher Wald (Kategorie 0) existierte, liegen heute in sieben der zehn untersuchten tropischen Länder bzw. Landesregionen Kulturlandmosaik (Kategorie 3) vor, die sich aus Ackerland, Weide- und Grasland sowie Resten natürlicher und degradierter Vegetation zusammensetzen. Für die westafrikanischen Staaten Ghana, Elfenbeinküste und Nigeria ließen sich z.B. Ackerlandanteile zwischen 12 und 15 % errechnen, für die Philippinen von rd. einem Drittel.

Die untersuchten Landnutzungsänderungen in den außertropischen Breiten zeigen dagegen kein vergleichbares Muster.

Die in den Ergebnisdateien enthaltenen Kerninformationen werden im letzten Abschnitt dieses Kapitels in Form einer Tabelle kurz zusammengefaßt (siehe Tab. 3.1 auf S. 43).

Die Ergebnisdateien sind auf Anfrage vom Autor erhältlich (Stefan.Kuehn@bio.uni-giessen.de).

### 3.1 Darstellung der Ergebnisdateien

#### 3.1.1 Brasilien: Legales Amazonien

Die Landfläche Brasiliens ist  $8.51 \times 10^6$  km<sup>2</sup> groß. Der brasilianische Amazonas-Regenwald nahm vor dem Eindringen des Menschen über 41 % der Landesfläche ein.

Geopolitisch erstreckt sich der Regenwald fast über die gesamte Fläche des sog. Legalen Amazonien (Legal Amazon), das aus den Bundesstaaten Acre, Amazonas,

Amapá, Maranhão, dem Nordteil Mato Grossos, Pará, Rondônia, Roraima und dem Nordteil von Tocantins besteht.

Im Legalen Amazonien nahmen die Regenwaldrodungen seit Ende der 60iger Jahre drastisch zu. Ganz besonders entlang des Highways BR-364 im Bundesstaat Rondônia bildete sich im Zusammenhang mit staatlichen Siedlungsprogrammen ein erstes Zentrum dieser Rodungsaktivitäten. Überall dort, wo neuentstehende Trassen die Übergangszone Regenwald–Cerrado erschlossen, war ein signifikanter Anstieg der Landnahme zu verzeichnen (WOODWELL *et al.*, 1986, FEARNSIDE, 1986).

Von den  $3.52 \times 10^6$  km<sup>2</sup> Regenwald des Legalen Amazonien wurden bis 1988 rd.  $0.32 \times 10^6$  km<sup>2</sup> gerodet (STONE *et al.*, 1994). Das entspricht einem Rückgang der ursprünglichen Ausdehnung um 9 %.

Anhand von SKOLE und TUCKER (1993) konnten die Rodungsflächen zum Zeitpunkt 1978 ermittelt werden. Sie betragen zu diesem Zeitpunkt rd. 78 000 km<sup>2</sup>. STONE *et al.* (1994) liefern die gerodeten Regenwaldflächen zum Zeitpunkt 1988, wie bereits oben erwähnt 320 000 km<sup>2</sup>.

Im betrachteten Zeitraum wurden demnach 242 000 km<sup>2</sup> an Regenwald (Kategorie 0) gerodet, was im  $0.5 \times 0.5$  Grad-Raster der Fläche von rd. 80 Gitterelementen entspricht.

Beide Quellen stimmen darin überein, daß die Rodungsschwerpunkte bisher in den Bundesstaaten Pará und dem Nordteil Mato Grossos lagen. Flächenmäßig weniger von Rodungen betroffen waren Maranhão und Rondonia. Die Bundesstaaten Acre, Amapá und Roraima waren am schwächsten betroffen.

Die vorherrschende Rodungsmethode im Amazonasgebiet ist die Brandrodung. Geschaffene Nutzflächen enden entweder direkt oder nach vorübergehender Ackerlandverwendung als Weideland (Kategorie 2) für Rinder oder werden im Anschluß an die Degradation phasenweise dem Sekundärwuchs überlassen (NEPSTAD *et al.*, 1997). Die Ergebnisdatei Brasil\_1968\_1988 gibt den rekonstruierten Rodungsverlauf wieder. Abbildung 3.1 zeigt die Situation für die Jahre 1975, 1980, 1985 und 1988. Die Rodungsfront, die den Regenwald des Legalen Amazonien von Nordosten über Osten nach Süden sichelförmig umgreift, ist gut erkennbar (Abb. 3.1).

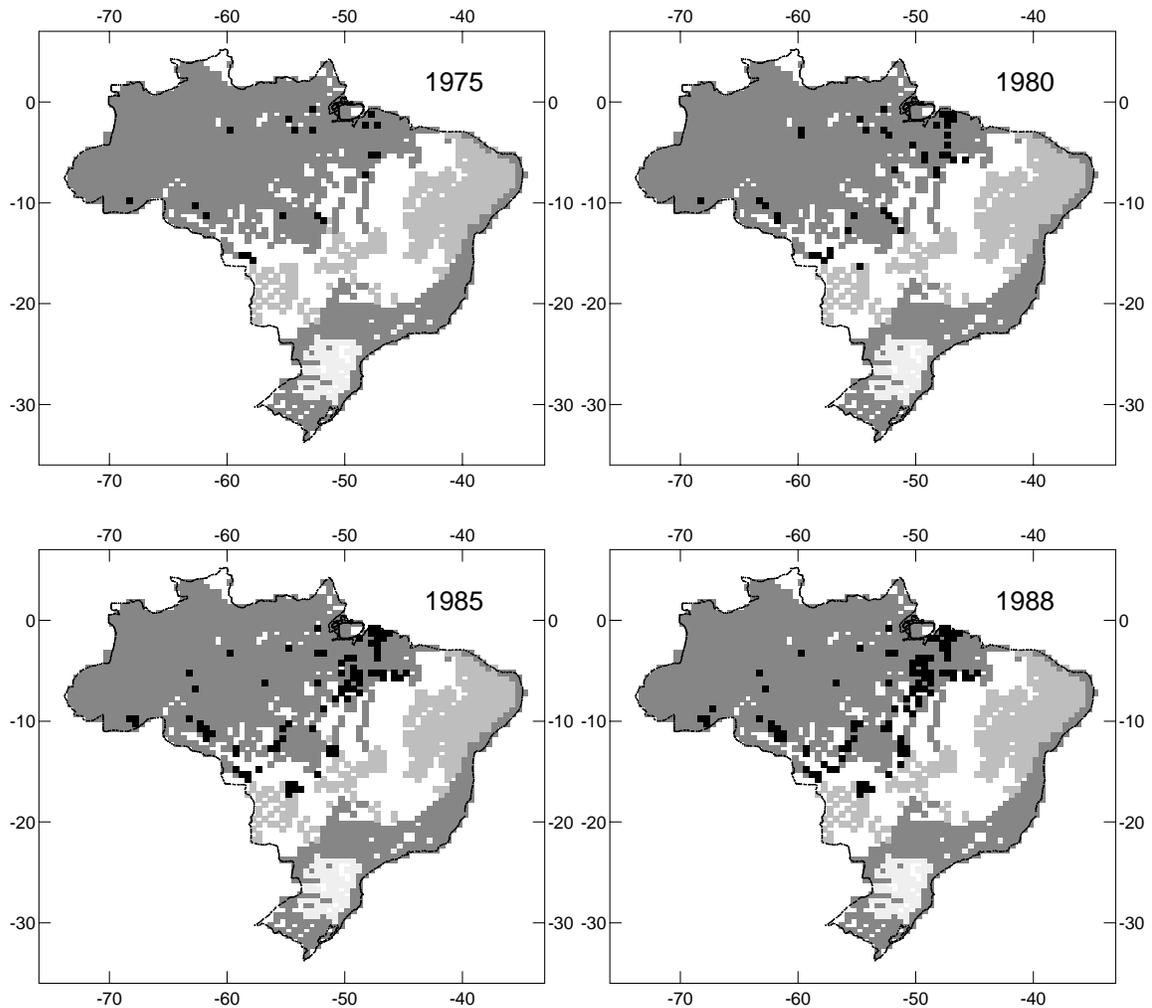


Abbildung 3.1: Landnutzungsänderungen in den brasilianischen Bundesstaaten des Legalen Amazonien. Die schwarzen Gitterelemente liegen auf ehemaliger Regenwaldfläche (Kategorie 0) und zeigen, wo zum gegebenen Datum in erster Linie Weideflächen (Kategorie 2) vorlagen. Es fällt auf, daß sich die Kulturlandflächen innerhalb einer kurzen Zeitspanne deutlich vergrößert haben. Die Graphiken sind in Anlehnung an SCHMITHÜSEN (1976) mit der potentiellen Vegetation unterlegt worden. Dunkelgraue Flächen stehen für subtropischen/tropischen Regenwald; mittelgraue Flächen für subtropischen/tropischen Trockenwald; hellgraue Flächen für sonstige Waldformationen.

### 3.1.2 Paraguay: Östlicher Landesteil

Paraguay liegt im Zentrum Südamerikas. Seine Landesfläche beträgt 406 755 km<sup>2</sup>. Im östlichen Landesteil, der an Brasilien und Argentinien angrenzt, bestimmten vor wenigen Jahrzehnten noch Regenwälder das Landschaftsbild.

Von 1945 bis 1991 gingen im östlichen Landesteil Paraguays 64 020 km<sup>2</sup> an Regenwald verloren (BOZZANO und WEIK, 1994). Das entspricht im 0.5 × 0.5 Grad-Raster der Fläche von 23 Gitterelementen. 1945 waren noch 55.1 % des Ostens bedeckt mit geschlossenen immergrünen und saisonalen Regenwäldern.

Die einsetzende Dezimierung der Waldflächen stand in den folgenden vier Jahrzehnten in enger Verbindung mit dem Ausbau der Verkehrsinfrastruktur, insbesondere der Erweiterung des asphaltierten Straßennetzes (ESSER, 1984).

Bis zum Jahr 1965 wurde die asphaltierte Verbindungsstraße von der Landeshauptstadt Asunción über Coronel Oviedo nach Foz Do Iguazu fertiggestellt. Die Waldfläche schrumpfte in dieser Zeit auf 44.1 %, hauptsächlich im Einzugsbereich dieser Trasse.

Bis 1975 war die Bedeckung auf 34.4 % gesunken und eine 20 bis 50 Kilometer breite unregelmäßige Schneise zerteilte das ehemals geschlossene Regenwaldgebiet in einen großen Nordteil und einen kleineren Südteil.

In 1985 betrug der Bedeckungsgrad Ost-Paraguays nur noch 24.6 % . Die West-Ost-Schneise hatte sich inzwischen auf eine nahezu durchgängige Breite von 100 Kilometern ausgedehnt. Gleichzeitig hatten die Asphaltierung der Straße von Coronel Oviedo nach San Estanislao sowie der Ausbau der Strecke Foz Do Iguazu–Encarnación dem Entwaldungsprozeß im Nordwesten und Südosten eine neue Stoßrichtung verliehen.

1991 waren rund 73 % der Regenwälder Ost-Paraguays verschwunden. Die Regenwaldbedeckung Ost-Paraguays betrug noch 15 %. Durch die Teilasphaltierung der Route Pedro Juan Caballero – Concepción war auch der Zugang zum nördlichen Regenwald weiter eröffnet worden.

Kennzeichnend für die Relikt-Regenwälder Ost-Paraguays ist heute eine starke Fragmentierung, insbesondere im Südteil der Regenwaldzone.

An die Stelle der natürlichen Vegetation (Kategorie 0) ist ein Mosaik von Viehweideflächen und Ackerland getreten (Kategorie 3 und 1) (STONE, 1994; ESSER, 1982). ESSER (1982) dokumentiert für 1976-81 auch Kulturlandflächen außerhalb der Regenwaldzone in den Feuchtsavannen im Südwesten Ost-Paraguays. Diese wurden zusätzlich in die Ergebnisdatei aufgenommen.

In der Ergebnisdatei Paraguay\_1945\_1991 sind die Landnutzungsänderungen des östlichen Landesteils zusammengefaßt. Abbildung 3.2 zeigt die Stationen des Waldverlustes in zeitlicher Abfolge für die Jahre 1960, 1970, 1980 und 1992.

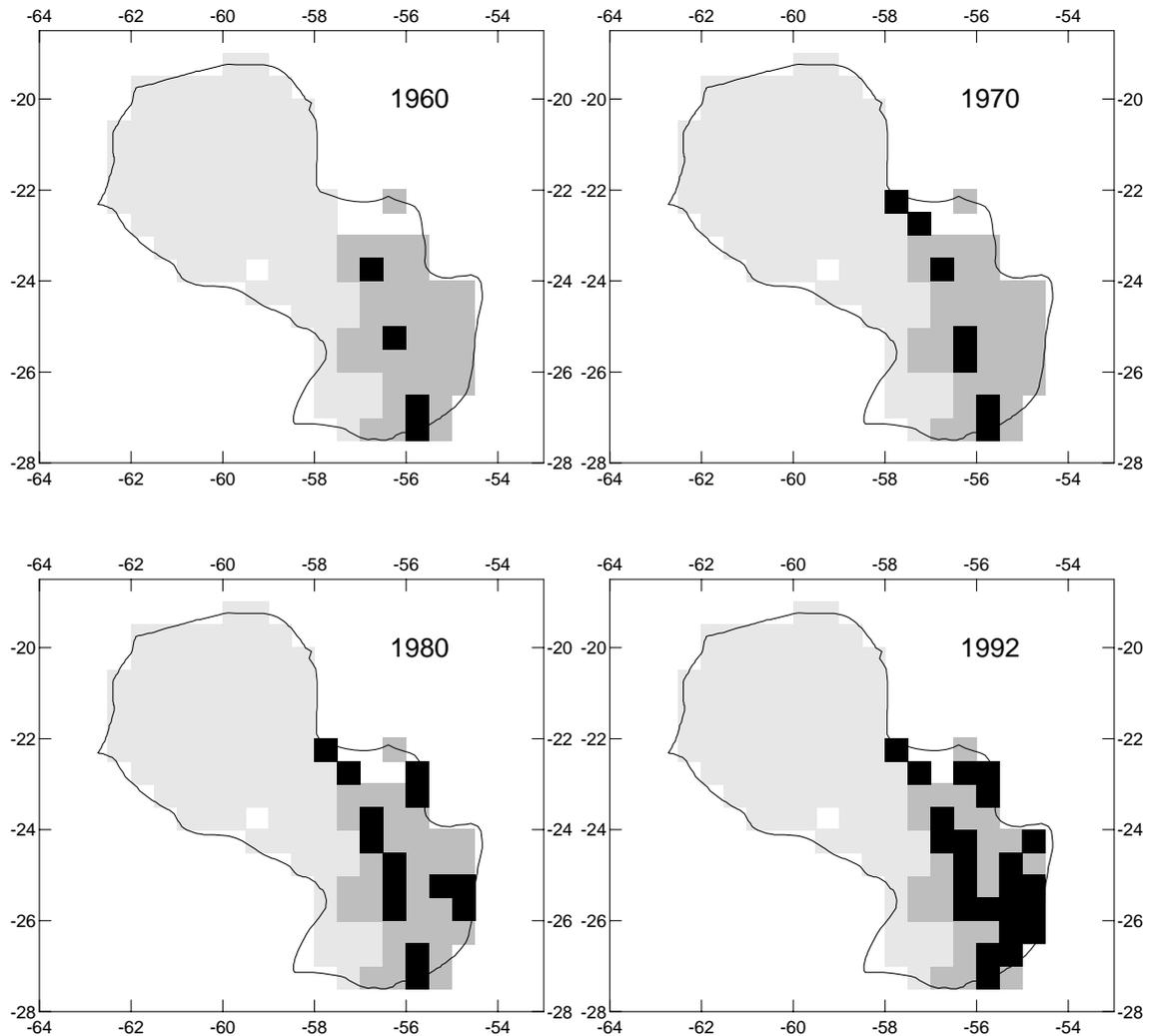


Abbildung 3.2: Landnutzungsänderungen im östlichen Landesteil von Paraguay. Die schwarzen Gitterelemente liegen auf ehemaliger Regenwaldfläche (Kategorie 0) und zeigen, wo zum gegebenen Datum Kulturlandmosaiken (Kategorie 3) und zum geringeren Teil Ackerland (Kategorie 1) vorlagen. Die Graphiken sind in Anlehnung an SCHMITHÜSEN (1976) mit der potentiellen Vegetation unterlegt worden. Mittelgraue Flächen stehen für subtropischen/tropischen Trockenwald; hellgraue Flächen für sonstige Waldformationen.

### 3.1.3 USA

Die USA einschließlich Alaskas nehmen rd.  $9.16 \times 10^6$  km<sup>2</sup> Nordamerikas ein. Die Besiedlung der Landesfläche erfolgte von Osten nach Westen. So konzentrierte sich die Besiedlung der USA in der Mitte des vorigen Jahrhunderts zunächst auf Staaten der atlantischen Ostküste wie Massachusetts, Connecticut und einige mehr.

Zum Zeitpunkt 1860 existierten  $0.76 \times 10^6$  km<sup>2</sup> Ackerland (HOUGHTON, IM DRUCK). In einer westwärts gerichteten Bewegung wurde das scheinbar unbegrenzte Land von Siedlern in den nachfolgenden Jahrzehnten nach und nach erschlossen.

Während die Umwandlung natürlicher Vegetation in Ackerland an der Nordostküste bereits um 1880 ihren Höhepunkt überschritten hatte, setzte sie in den Südlichen Ebenen (Oklahoma, Texas) erst um die Jahrhundertwende ein. Die Urbarmachung in den Gebirgsregionen der USA (Montana, Colorado, Utah, u.a.) begann Anfang des 20ten Jahrhunderts, nahm aber erst in den 40iger Jahren sprunghaft zu.

Bis zum Jahr 1950 war der Prozeß der Landnahme im Wesentlichen abgeschlossen. Die Ackerlandflächen hatten sich inzwischen nach 100 Jahren intensiver Landnahme von  $0.76$  auf rd.  $2.1 \times 10^6$  km<sup>2</sup> erhöht. Seitdem sind die Ackerlandflächen des Landes geringfügig rückläufig und liegen aktuell bei  $2.08 \times 10^6$  km<sup>2</sup> im Jahr 1992 (HOUGHTON, IM DRUCK). Im Zeitraum 1860 bis 1992 wurden demnach netto  $1.31 \times 10^6$  km<sup>2</sup> an Ackerland etabliert, was im  $0.5 \times 0.5$  Grad-Raster einer Flächenausweitung um rd. 548 Gitterelementen gleichkommt.

Anhand von HOUGHTON (im Druck) konnte die Dynamik der Landnahme für 7 Regionen der USA separat ermittelt werden, so daß insbesondere die Ost-West-Bewegung der Landnahme nachvollzogen werden konnte.

Die aktuelle Verteilung des Ackerlands wurde der Olson-Karte (OLSON, 1982) entnommen. Dort, wo die bei OLSON (1982) ausgewiesenen Flächen nicht exakt mit denen von HOUGHTON (im Druck) übereinstimmten, wurden RAMANKUTTY und FOLEY (1998a) und der World Atlas of Agriculture (INSTITUTO GEOGRAFICO DE AGOSTINI, 1969) zu Rate gezogen und die Daten in Übereinstimmung gebracht.

In der erzeugten Ergebnisdatei USA\_1850\_1992 spiegelt sich die Inkulturnahme neuer Flächen sowohl zeitlich als auch räumlich wider. Abbildung 3.3 führt die Verteilung der Ackerlandflächen (Kategorie 1) zu den Zeitpunkten 1860, 1900, 1940 und 1992 auf.

Das Fortschreiten der Landnahme von der Ostküste ins Landesinnere sowie der leichte Rückgang der Flächen seit den 40iger Jahren wird in Abbildung 3.3 graphisch nachvollzogen.

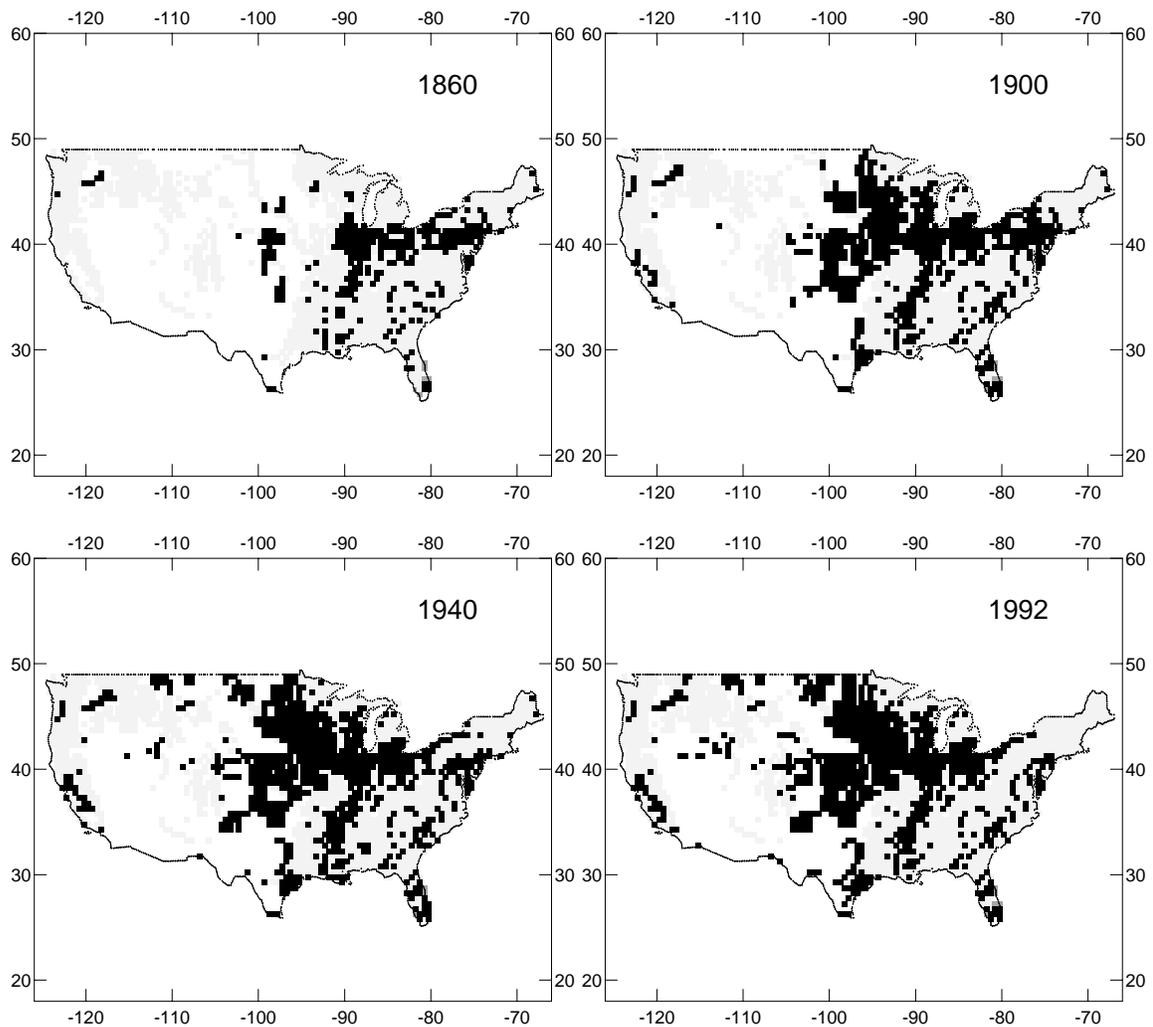


Abbildung 3.3: Landnutzungsänderungen in den USA. Die schwarzen Gitterelemente zeigen die in Richtung Westen verlaufende Zunahme von Ackerland (Kategorie 1). Die Zunahme des Ackerlands erfolgte auf Kosten der natürlichen Vegetation (Kategorie 0). In jüngster Zeit wurde Ackerland zu einem geringen Teil wieder aus der Nutzung genommen. Die Graphiken sind in Anlehnung an SCHMITHÜSEN (1976) mit der potentiellen Vegetation unterlegt worden. Dunkelgraue Flächen stehen für subtropischen/tropischen Regenwald; mittelgraue Flächen für subtropischen/tropischen Trockenwald; hellgraue Flächen für sonstige Waldformationen.

### 3.1.4 Costa Rica

Im mittelamerikanischen Costa Rica konzentrierten sich die Rodungen der vergangenen zwei Jahrhunderte zunächst auf die leicht zugänglichen Küstenebenen am Golfo de Nicoya im Nordwesten und galten dem Kaffee- und Bananenbau.

Seit Anfang des Jahrhunderts vollzog sich eine spontane Agrarkolonisation, d. h. eine vom Staat kaum gelenkte und fast gar nicht unterstützte Landerschließung (ELLENBERG, 1989).

Zeitlich verzögert griffen die Rodungen über auf die südliche Westküste, die Inlandsebene bei San Isidro und via San José keilförmig in Richtung Ostküste.

Von der rd. 92 %igen Waldbedeckung im Jahre 1800 waren 1983 noch 33.5 % erhalten, maßgeblich in schwer zugänglichen Regionen der zentralen Cordilleren (KEOGH, 1984). Rund 30 000 km<sup>2</sup> Wald (Kategorie 0) wurden in diesem Zeitraum gerodet und größtenteils in Viehweideland (Kategorie 2) konvertiert, das nur Futter für 1–3 Rinder pro Hektar (Zebu-Rinder, Holstein, Jersey, Guernsey, Ayrshire) liefert. Die von Landnutzungsänderungen betroffene Fläche entspricht im 0.5 × 0.5 Grad-Raster der Ausdehnung von 10 Gitterelementen.

Nach ELLENBERG (1989) werden fast neun Zehntel der vernichteten Waldgebiete in der Folge als Weide genutzt.

Dynamik und Entwicklung der Rodungsvorgänge sind in Abbildung 3.4 für die Jahre 1860, 1900, 1940 und 1980 festgehalten.

Die erzeugte Datei heißt `Costarica_1800_1983`.

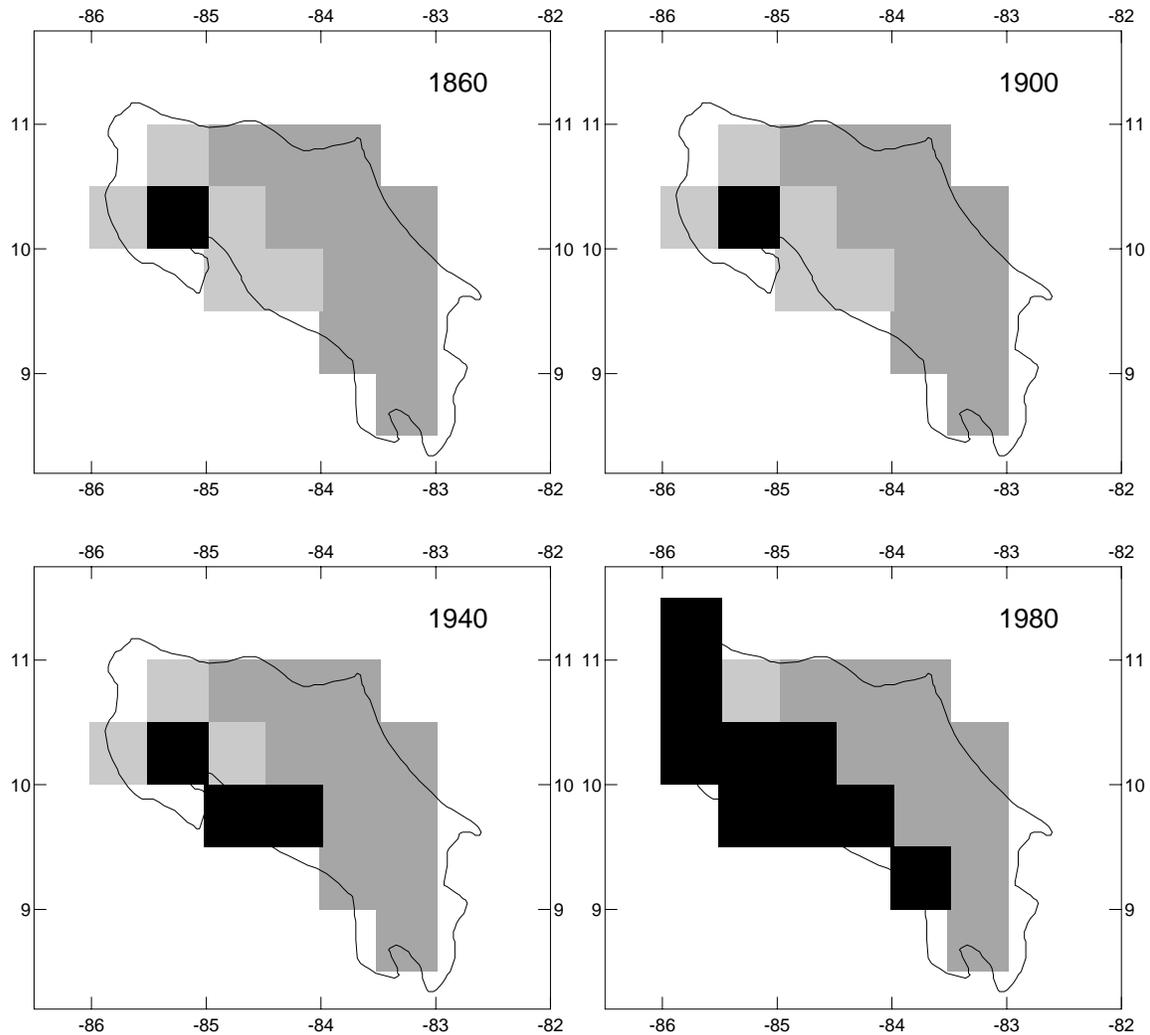


Abbildung 3.4: Landnutzungsänderungen in Costa Rica. Die schwarzen Gitterelemente liegen auf ehemaliger Tropenwaldfläche (Kategorie 0) und zeigen, wo zum gegebenen Datum in erster Linie Weideflächen (Kategorie 2) vorlagen. Die Graphiken sind in Anlehnung an SCHMITHÜSEN (1976) mit der potentiellen Vegetation unterlegt worden. Dunkelgraue Flächen stehen für subtropischen/tropischen Regenwald; mittelgraue Flächen für subtropischen/tropischen Trockenwald.

### 3.1.5 Westafrika

Nachfolgend sind die Ergebnisse für die vier westafrikanischen Küstenstaaten Elfenbeinküste, Nigeria, Ghana und Liberia jeweils separat aufgeführt. Der Gesamtvorgang der Landnutzungsänderungen in den vier Ländern wird in Abbildung 3.5 für die Jahre 1920, 1940, 1960 und 1980 wiedergegeben.

#### Elfenbeinküste

Die Elfenbeinküste ist rd. 322 500 km<sup>2</sup> groß. Die Fläche seiner geschlossenen und offenen Wälder sank von 150 000 km<sup>2</sup> in 1900 auf 44 600 km<sup>2</sup> im Jahr 1980. Die Flächenreduktion betrug 105 400 km<sup>2</sup> – ein Waldrückgang um 70.3 % (GORNITZ, 1985). Das entspricht im 0.5 × 0.5 Grad-Raster der von Fläche von 35 Gitterelementen.

Holzgewinnung und kommerzieller Ackerbau begannen um die Jahrhundertwende parallel der Küste vor allem nahe Abidjan und verbreiteten sich entlang der großen Flüsse Comoé, Bandama und Sassandra nordwärts ins Landesinnere. Straßen, die für die Holzindustrie angelegt worden waren, zogen zudem Landlose an, die durch Wanderfeldbau den Wald veränderten und degradierten.

Die Entwaldungsrate steigerte sich von jährlich 540 km<sup>2</sup> zwischen 1900 und 1955 auf 2 800 km<sup>2</sup> zwischen 1955 und 1966 und weiter auf 3 500 km<sup>2</sup> zwischen 1966 und 1973. Danach nahm die Entwaldungsrate leicht ab auf jährlich 3 150 km<sup>2</sup> im Zeitraum 1974 bis 1980. Durch Migrationsbewegungen in den letzten fünfzehn Jahren des betrachteten Zeitraums entstanden in der west-zentralen Region (Daloa-Issia-Gagnoa-Bouffalé) Kaffee- und Kakaopflanzungen sowie landwirtschaftliche Nutzflächen im Südwesten.

Von den landesweiten Umwandlungen in Kulturlandmosaike (Kategorie 3) waren vor allem die tropischen Regenwälder (Kategorie 0) betroffen, die sich südlich des 7ten Breitengrads bis zum Meer erstrecken. Zum kleineren Teil waren zwischen dem 7ten und 8ten Breitengrad auch offene Waldformationen von Umwandlungen betroffen. In der erzeugten Ergebnisdatei Ivorycoast\_1900\_1980 ist der Verlauf der Landnutzungsänderungen festgehalten.

#### Liberia

Das rd. 111 400 km<sup>2</sup> große Liberia verlor im Zeitraum 1940 bis 1984 gut 46 % seiner bis dahin verbliebenen tropischen Regenwälder, also rd. 30 000 km<sup>2</sup> (HASSELMAN, 1991). Das entspricht im 0.5 × 0.5 Grad-Raster der Fläche von 10 Gitterelementen. Das Entwaldungsmuster erinnert an das von Costa Rica, denn hier wie dort ist eine von West nach Ost fortschreitende Landnahme und -konversion unter Ausklammerung von Bergen und steilem Gelände zu verzeichnen.

Nach GORNITZ (1985) handelt es sich bei den seit 1950 verstärkten Landnutzungsänderungen um eine zweite Welle anthropogener Transformation. Viele der heute existierenden Wälder Liberias scheinen bereits aufgewachsener Sekundärwald zu sein, so daß die erste Rodungs- und Degradationsphase ins vergangene Jahrhundert zurückdatiert werden muß. Dennoch wurden die Landnutzungsänderungen dieses Jahrhunderts als Konversion von natürlicher Vegetation (Kategorie 0) in ein

Kulturlandmosaik (Kategorie 3) aufgefaßt. Die erzeugte Ergebnisdatei heißt Liberia\_1940\_1984.

## **Ghana**

Die Landesfläche Ghanas ist rd. 238 500 km<sup>2</sup> groß. Von 159 000 km<sup>2</sup> tropischen Regenwalds und offener Waldformationen in den 30iger Jahren verschwanden bis 1980 rd. 45 % oder in Fläche ausgedrückt 72 000 km<sup>2</sup> (GORNITZ, 1985). Das entspricht im 0.5 × 0.5 Grad-Raster der Fläche von 24 Gitterelementen.

Zu Anfang des Jahrhunderts konzentrierte sich die Holzgewinnung auf die Regenwälder entlang der Flüsse Pra, Ofin, Ankobra und Tano River im Südwesten Ghanas. Im Verlauf des Jahrhunderts dehnten sich die Holzextraktionen mit einem deutlichen Schwerpunkt im Südwesten des Landes aus. Der Akan Distrikt ebenso wie die Umgebung der Städte Asankrangwa, Sefwi-Jabeso und Debiso verzeichneten hohe Rodungsraten.

Die Wälder nahe Kade und das Kwaho Plateau waren um 1970 infolge massiver Ausbeutung unproduktiv geworden.

In den 80iger Jahren zentrierte sich die Holzextraktion rund um Goaso und Wiawso, westlich von Kumasi.

Für die Landesteile Ghanas, die nördlich des 8.5 Grad nördlicher Breite liegen, konnte der Verlauf der Landnutzungsänderungen aus der vorliegenden Quelle nicht ermittelt werden.

Die Ergebnisdatei Ghana\_1935\_1985 gibt den Rodungsverlauf für die Regionen Ghanas südlich des 8.5 Grads nördlicher Breite wieder. Wie in den anderen drei westafrikanischen Staaten sind auf den ehemaligen Waldflächen (Kategorie 0) Kulturlandmosaiken (Kategorie 3) entstanden.

## **Nigeria**

Das 923 850 km<sup>2</sup> große Nigeria, mit über 1 × 10<sup>8</sup> Einwohnern das bevölkerungsreichste Land Afrikas, verlor in diesem Jahrhundert den Großteil seiner tropischen Regenwälder.

Die ursprünglich 185 000 km<sup>2</sup> Regenwald schrumpften im Zeitraum 1900 bis 1980 um 126 000 km<sup>2</sup> was einer Abnahme von rd. 68 % gleichkommt (GORNITZ, 1985). Die von Landnutzungsänderungen betroffene Fläche entspricht umgerechnet der Ausdehnung von rd. 42 Gitterelementen.

Die Rodungsperiode 1900 bis 1950 fällt quantitativ am meisten ins Gewicht. Bis zum Jahr 1920 waren die Regenwälder von Abeokuta im Westen des Landes weitestgehend gerodet, so daß die Rodungsfront weiter in die Ondo-Provinz wanderte. Ende der 50iger Jahre waren die westlichen Regenwälder nahezu verschwunden, während Waldverluste in den östlichen Landesregionen Anfang der 60iger zu vermelden waren. In den 70iger Jahren bildeten sich Extraktionsschwerpunkte entlang der Strecke Ijebu-Ode–Benin, im Niger-Delta und südlich des Kakao-Gürtels. Auch die Ausdehnung von Farmland dezimierte die Regenwälder. In den Provinzen Kabba und Ibadan wurden die natürlichen Regenwälder durch die anthropogene „derived savanna“ abgelöst. Rodungen zur Gewinnung von Farmland sind nach 1920 auch

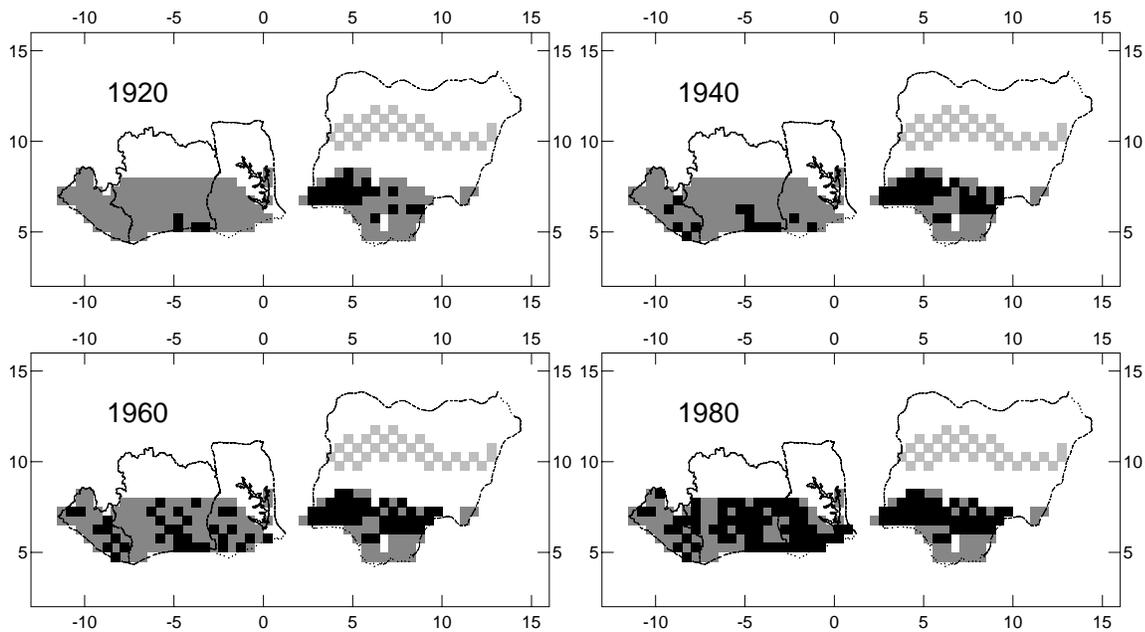


Abbildung 3.5: Landnutzungsänderungen in den vier westafrikanischen Staaten Liberia, Elfenbeinküste, Ghana und Nigeria. Die schwarzen Gitterelemente liegen auf ehemaliger Waldfläche (Kategorie 0) und zeigen, wo zum gegebenen Datum Kulturlandmosaik (Kategorie 3) vorlagen. Die Graphiken sind in Anlehnung an SCHMITHÜSEN (1976) mit der potentiellen Vegetation unterlegt worden. Dunkelgraue Flächen stehen für subtropischen/tropischen Regenwald; mittelgraue Flächen für subtropischen/tropischen Trockenwald.

für die Gegenden um Awka, Enugu und Nsukka im Südosten Nigerias dokumentiert. Wie bei den vorgenannten westafrikanischen Staaten, so sind auch in Nigeria an die Stelle der natürlichen Vegetation (Kategorie 0) Kulturlandmosaik (Kategorie 3) getreten.

Keine Informationen über Landnutzungsänderungen in Nigeria liegen für die Regionen nördlich 11 Grad nördlicher Breite vor.

Die Ergebnisdatei Nigeria\_1900\_1980 enthält die vorliegenden Entwaldungsinformationen.

### 3.1.6 Madagaskar: Östlicher Landesteil

Der 587 100 km<sup>2</sup> große Inselstaat Madagaskar verlor im Zeitraum 1900 bis 1985 rd. 66 % seiner östlichen Tropenregenwälder. Von den 112 000 km<sup>2</sup> zur Zeit der Kolonialisierung waren 1985 nur noch 38 000 km<sup>2</sup> erhalten (SUSSMAN *et al.*, 1994). Insgesamt waren also 74 000 km<sup>2</sup> oder 26 Gitterelemente von einer Landnutzungsänderung betroffen.

Die immergrüne Tropenwaldzone Ost-Madagaskars zieht sich als 100 bis 150 Kilometer breites Band ungefähr vom 14ten bis zum 25ten südlichen Breitengrad entlang der madagassischen Ostküste. Die Konversion natürlicher Vegetation (Kategorie 0) in ein anthropogenes Vegetationsmosaik (Kategorie 3) fand über die ge-

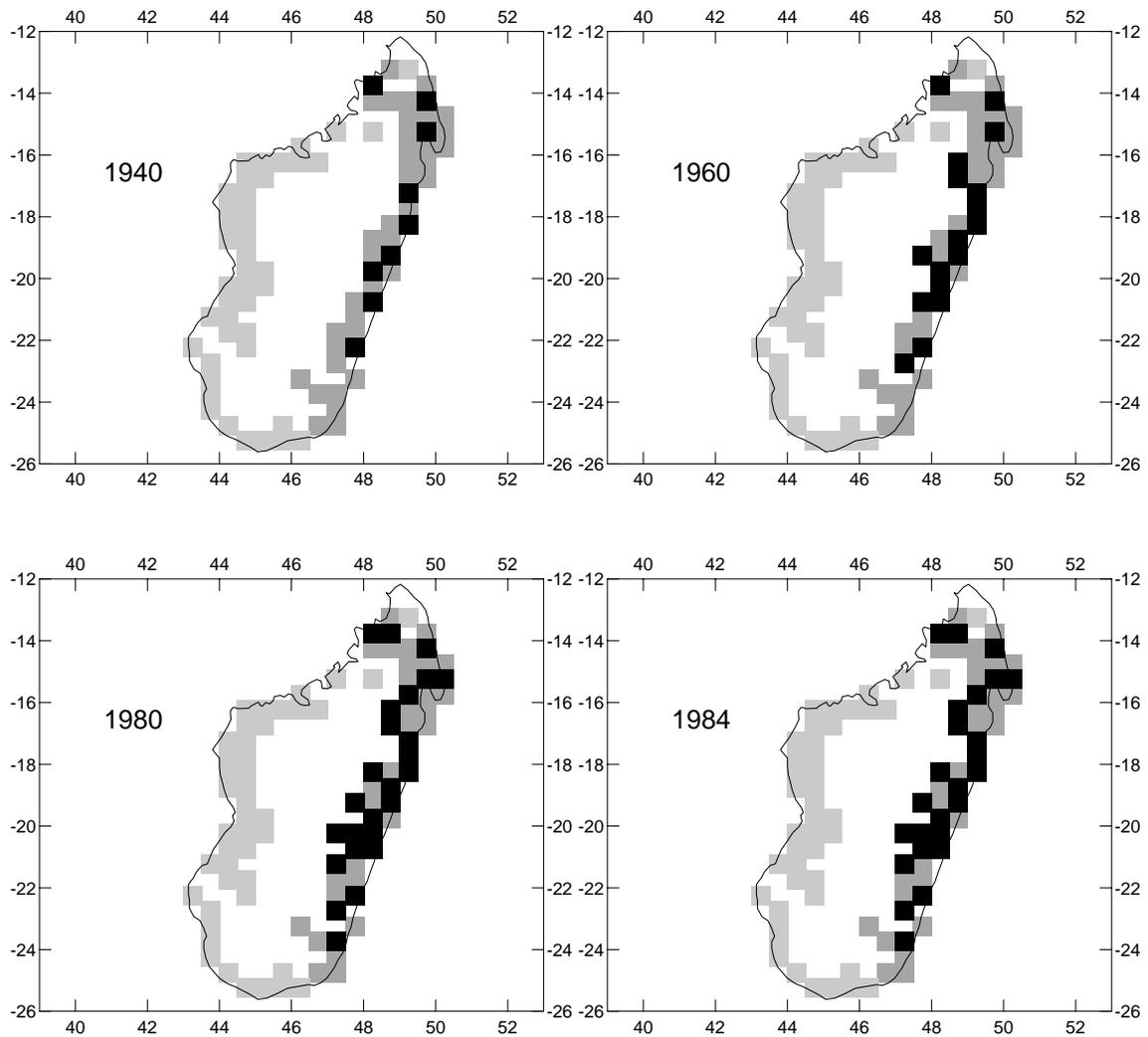


Abbildung 3.6: Landnutzungsänderungen auf Madagaskar. Die schwarzen Gitterelemente liegen auf ehemaliger Regenwaldfläche (Kategorie 0) und zeigen, wo zum gegebenen Datum Kulturlandmosaik (Kategorie 3) vorlagen. Die Graphiken sind in Anlehnung an SCHMITHÜSEN (1976) mit der potentiellen Vegetation unterlegt worden. Dunkelgraue Flächen stehen für subtropischen/tropischen Regenwald; mittelgraue Flächen für subtropischen/tropischen Trockenwald.

samte Länge dieser Regenwaldzone statt, wobei an die Stelle der Waldformationen Wanderfeldbau-Parzellen und Sekundärvegetation getreten sind.

Die Ergebnisdatei Madagascar\_1950\_1985 zeichnet diese Entwicklung nach (Abb. 3.6).

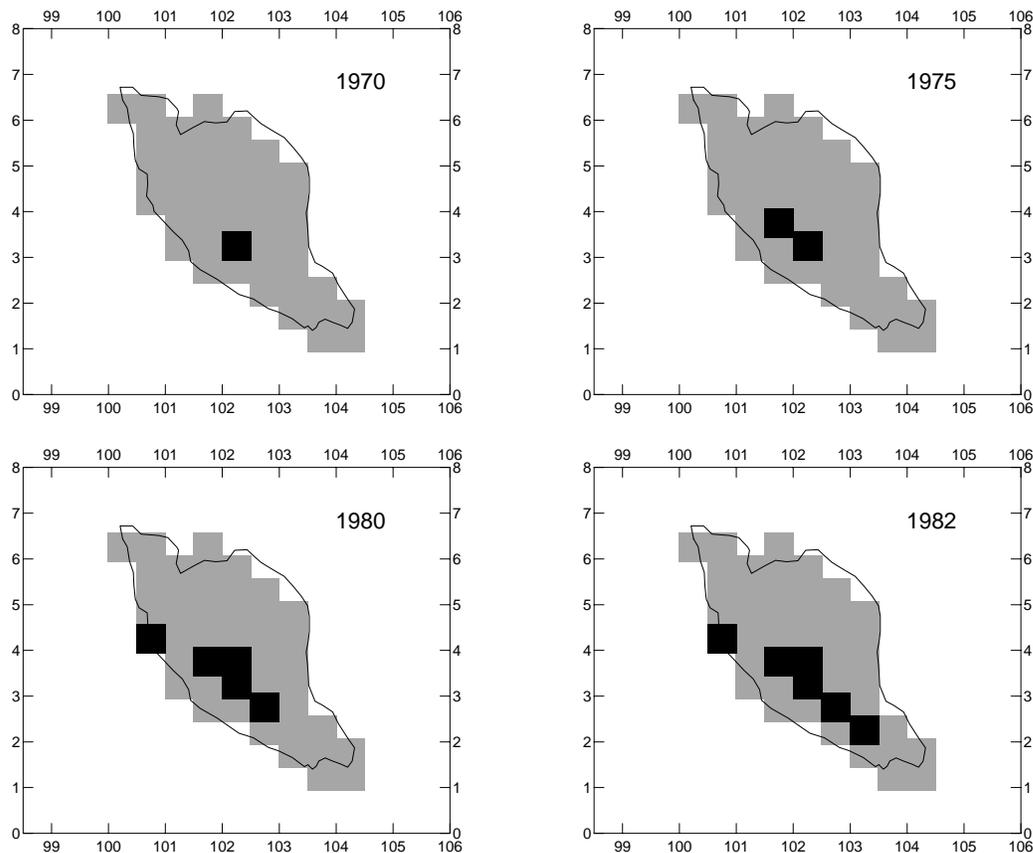


Abbildung 3.7: Landnutzungsänderungen auf der Peninsula Malaysias. Die schwarzen Gitterelemente liegen auf ehemaliger Regenwaldfläche (Kategorie 0) und zeigen, wo zum gegebenen Datum Kulturlandmosaik (Kategorie 3) vorlagen. Die Graphiken sind in Anlehnung an SCHMITHÜSEN (1976) mit der potentiellen Vegetation unterlegt worden. Die dunkelgrauen Flächen stehen für subtropischen/tropischen Regenwald.

### 3.1.7 Malaysia: Peninsula

Malaysia besteht aus der festländischen Peninsula und den zwei insularen Provinzen auf Borneo, Sabah und Sarawak. Insgesamt beträgt die Landesfläche 332 400 km<sup>2</sup>. Auf der malaysischen Peninsula wurden zwischen 1966 und 1982 rd. 19 000 km<sup>2</sup> an immergrünem Regenwald (Kategorie 0) gerodet und in landwirtschaftliche Nutzfläche (Kategorie 1) konvertiert. Das entspricht der Fläche von rd. 6 Gitterelementen der Größe 0.5 × 0.5 Grad.

Das Zentrum der Entwaldung lag im Flachland im Landesinnern zwischen Kuala Lumpur und Kuantan. Von dort aus zieht sich heute eine aufgelockerte Schneise entlang der Bahnlinie nach Johore Baru im Südzipfel der Malaienhalbinsel (BROOKFIELD und BYRON, 1990).

Die erzeugte Ergebnisdatei heißt `Malaysia_pen_1966_1982` und gibt den Verlauf der Landnutzungsänderung wieder. Abbildung 3.7 gilt für die Stichjahre 1970, 1975, 1980 und 1982.

### 3.1.8 Philippinen

Der philippinische Archipel mit einer Gesamtausdehnung von 300 000 km<sup>2</sup> büßte im Zeitraum 1934 bis 1988 über 57 % seiner Waldformationen ein, in Zahlen gefaßt 97 700 km<sup>2</sup> (LIU *et al.*, 1993). Das entspricht der Fläche von 32 Gitterelementen im 0.5 × 0.5 Grad-Raster.

Vorwiegend immergrüner Regenwald (Kategorie 0) fiel der Konversion in ein Kulturlandmosaik (Kategorie 3) zum Opfer.

Die Entwaldungsrate war über den betrachteten Zeitraum hinweg nicht gleichmäßig. Vor 1969 lag die Entwaldungsrate unter 2 % a<sup>-1</sup>, stieg in den 70iger Jahren auf 2.5 % a<sup>-1</sup> an und erreichte in den Jahren 1976 bis 1980 einen Höchstwert von 3.5 % a<sup>-1</sup>. In den 80iger Jahren sank die Entwaldungsrate wieder deutlich ab auf unter 1 % a<sup>-1</sup> (KUMMER, 1992a,b).

Die flächenmäßig massivste Konversion von Wald in ein Kulturlandmosaik fand auf der Insel Mindanao im Süden des Archipels statt. Auch die kleineren Inseln Negros und Mindoro sind heute nahezu komplett entwaldet.

Auf der nördlichsten Insel Luzon, auf Palawan, Samar und im Nordwesten und Süden Mindanaos sind dagegen ausgedehnte, geschlossene Waldgebiete erhalten geblieben (LIU *et al.*, 1993).

Die Ergebnisdatei Philippinen\_1934\_1988 faßt die Landnutzungsänderungen zusammen. Sie ist auf der folgenden Seite graphisch für die Jahre 1940, 1960, 1980 und 1988 wiedergegeben (Abb. 3.8).

### 3.1.9 Australien: Murray-Darling-Basin

Australien erstreckt sich über eine Fläche von 7.68 × 10<sup>6</sup> km<sup>2</sup>. Sein größtes landwirtschaftliches Anbaugebiet, das Murray-Darling-Basin, nimmt über 1 × 10<sup>6</sup> km<sup>2</sup> im Südosten des Landes ein.

Seit der europäischen Besiedlung vor 200 Jahren hat sich nach einer sorgfältigen Hochrechnung die Zahl der Bäume im Basin von 20.2 × 10<sup>9</sup> auf 8.5 × 10<sup>9</sup> verringert, so daß sich rein rechnerisch eine Reduktion von rd. 58 % ergibt (WALKER *et al.*, 1993). Vor allem im Südosten des Basins haben massive Baumverluste stattgefunden. Anhand der Karten (WALKER *et al.*, 1993) ließ sich rekonstruieren, daß die Landnutzungsänderungen eine Gesamtfläche von 299 000 km<sup>2</sup> betrafen. Das entspricht der Fläche von 99 Gitterelementen.

Besonders die sog. Woodlands, aber auch geschlossene und offene Wälder sowie offene Woodlands und die australischen Mallees wurden von Grasland, Ackerland und Weideflächen verdrängt.

Im betrachteten Zeitraum wurden 186 000 km<sup>2</sup> an Woodland, 37 000 km<sup>2</sup> geschlossener und offener Wald, 42 000 km<sup>2</sup> Mallee und weitere 34 000 km<sup>2</sup> offenes Woodland (Kategorie 0) in ein Kulturlandmosaik (Kategorie 3) konvertiert (WALKER *et al.*, 1993).

Die Ergebnisdatei Murray\_Darling\_Basin\_1780\_1980 ist in Abbildung 3.9 stichpunktartig für die Jahre 1860, 1900, 1940 und 1980 auf der übernächsten Seite dargestellt.

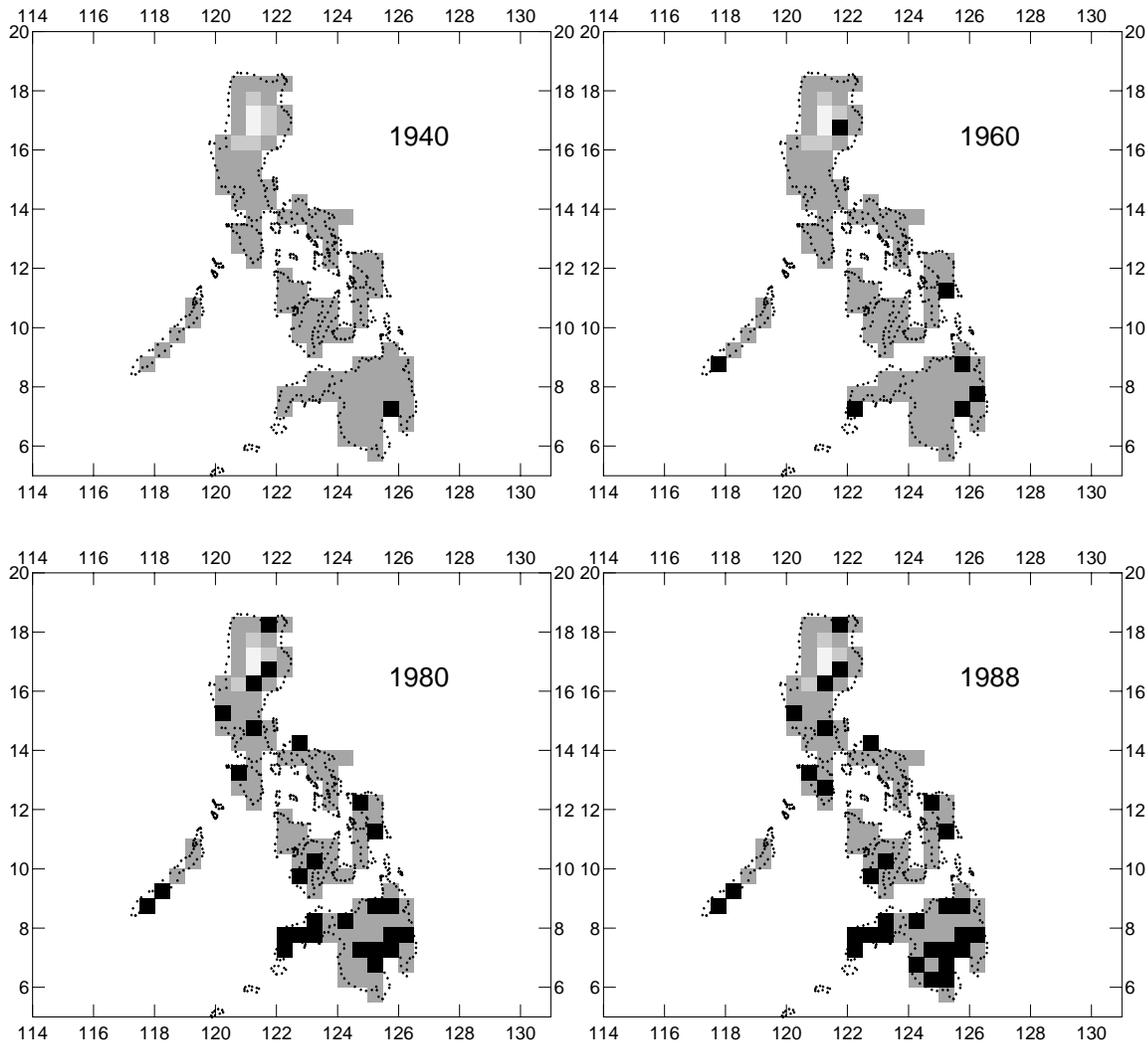


Abbildung 3.8: Landnutzungsänderungen auf den Philippinen. Die schwarzen Gitterelemente liegen auf ehemaliger Tropenwaldfläche (Kategorie 0) und zeigen, wo zum gegebenen Datum Kulturlandmosaiken (Kategorie 3) vorlagen. Die Graphiken sind in Anlehnung an SCHMITHÜSEN (1976) mit der potentiellen Vegetation unterlegt worden. Dunkelgraue Flächen stehen für subtropischen/tropischen Regenwald; mittelgraue Flächen für subtropischen/tropischen Trockenwald; hellgraue Flächen für sonstige Waldformationen.

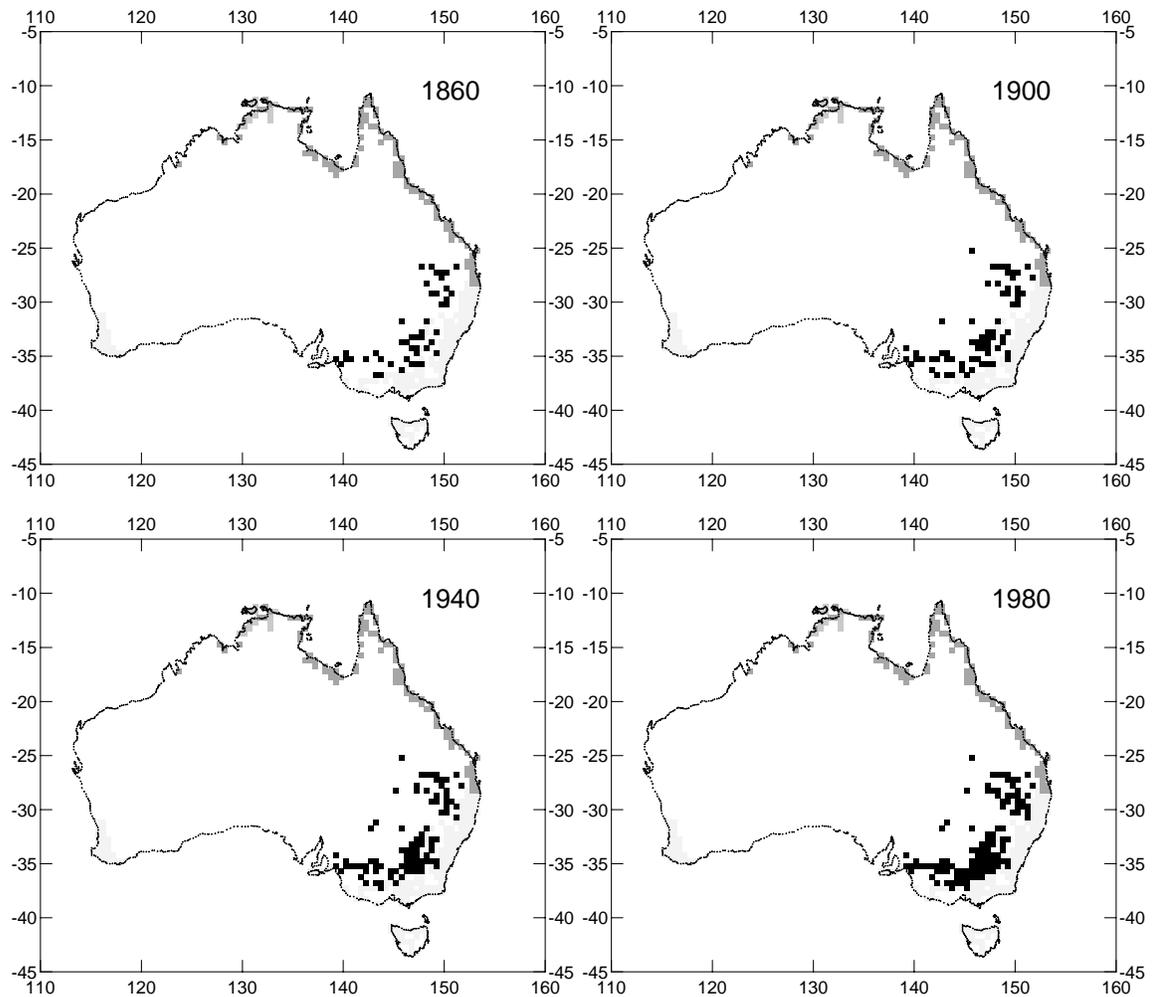


Abbildung 3.9: Landnutzungsänderungen im Murray-Darling-Basin in Australien. Die schwarzen Gitterelemente zeigen die Verbreitung von Kulturlandmosaik (Kategorie 3) zum gegebenen Datum. Die Landnutzungsänderungen geschahen auf Kosten der natürlichen Vegetation (Kategorie 0). Die Graphiken sind in Anlehnung an SCHMITHÜSEN (1976) mit der potentiellen Vegetation unterlegt worden. Mittelgraue Flächen stehen für subtropischen/tropischen Trockenwald; hellgraue Flächen für sonstige Waldformationen.

## 3.2 Ergebnistabelle

In der nachfolgenden Tabelle werden die Ergebnisse der vorhergehenden Abschnitte in Kurzform wiedergeben.

Für insgesamt 12 Länder bzw. Landesregionen konnten Landnutzungsänderungen rekonstruiert werden.

Je mehr Zeitscheiben im untersuchten Zeitraum zur Verfügung standen, um so exakter konnte der Verlauf der Konversion von einer Kategorie in eine andere in den Ergebnisdateien nachgezeichnet werden.

Die von Landnutzungsänderungen betroffenen Flächen sind in der Tabelle einerseits in  $\text{km}^2$  angegeben, andererseits wird aufgeführt, wie vielen Gitterelementen (GE) im  $0.5 \times 0.5$  Grad-Raster diese Fläche entspricht.

Insgesamt konnten – für unterschiedliche Zeiträume – Landnutzungsänderungen auf einer Fläche von  $2.47 \times 10^6 \text{ km}^2$  rekonstruiert werden. Bei einer Gesamtfläche der terrestrischen Biosphäre (ohne Antarktis) von rd.  $132 \times 10^6 \text{ km}^2$  (ESSER, 1986) sind rein rechnerisch auf rd. 2 % dieser Gesamtfläche Landnutzungsänderungen rekonstruiert worden.

Hierbei bleibt allerdings unberücksichtigt, daß in vielen Ergebnisdateien auch Negativinformationen enthalten ist, wonach bestimmte Gitterelemente innerhalb des Untersuchungszeitraums von Konversionen welcher Art auch immer verschont geblieben sind. Rechnet man diese Gitterelemente mit ein, so dürfte die insgesamt abgedeckte Fläche schätzungsweise 3 bis 4 % der terrestrischen Biosphäre ausmachen.

Tabelle 3.1: Kurze quantitative und qualitative Zusammenfassung der in dieser Arbeit untersuchten Landnutzungsänderungen.

Land bzw. Region	Art der Konversion	Untersucher Zeitraum	Verfügbare Zeitscheiben	Betroffene Fläche km <sup>2</sup>	Betroffene Anzahl GE
Brasilien: Legales Amazonien	0 in 2	1968 – 1988	1968, 1988	242 000	80 GE
Paraguay: Östlicher Landesteil	0 in 3 und 1	1945 – 1992	1945, 1965-1968, 1975-76, 1984-85	64 020	23 GE
USA	0 in 1	1860 – 1992	1980, um 1990	$1.31 \times 10^6$	548 GE
Costa Rica	0 in 2	1800 – 1983	1800, 1940, 1950, 1961, 1977, 1983	30 000	10 GE
Elfenbeinküste	0 in 3	1900 – 1980	1980	105 400	35 GE
Liberia	0 in 3	1940 – 1984	1940, 1980, 1985	30 000	10 GE
Ghana	0 in 3	1935 – 1985	1980	72 000	24 GE
Nigeria	0 in 3	1900 – 1980	1980	126 000	42 GE
Madagaskar: Östlicher Landesteil	0 in 3	1900 – 1985	„Before Man“, 1950, 1985	74 000	26 GE
Malaysia: Peninsula	0 in 1	1966 – 1982	1962, 1966, 1974, 1982	19 320	6 GE
Philippinen	0 in 3	1934 – 1988	1934, 1988	97 700	32 GE
Australien: Murray-Darling-Basin	0 in 3	1780 – 1980	1780, 1980	299 000	99 GE
SUMME der in Kulturland konvertierten Flächen				$2.47 \times 10^6$	935 GE

# Kapitel 4

## Diskussion und Ausblick

In einem methodisch einfachen Verfahren sind in dieser Diplomarbeit Ergebnisdateien über Landnutzungsänderungen in zwölf Ländern bzw. Landesregionen erstellt worden.

In der nachfolgenden Diskussion sollen diese Dateien inhaltlich auf Plausibilität geprüft werden. Vor allem soll festgestellt werden, ob die Ergebnisdateien mit konventionellen Länderstatistiken übereinstimmen oder ob Abweichungen vorliegen. Die Frage nach den grundlegenden Ursachen der gefundenen Landnutzungsänderungen, die in der Einleitung aufgeworfen wurde, soll hier nicht weiter verfolgt werden, weil dies den Rahmen der Diplomarbeit sprengen würde.

Es bleibt dem Ausblick überlassen, die Frage nach den Ursachen von Landnutzungsänderungen nochmals kurz aufzugreifen und ihre Bedeutung für die zukünftige Wissenschaft einzuschätzen.

Über die Verwendbarkeit der erstellten Dateien im Rahmen dynamischer Kreislaufmodelle kann keine pauschale Aussage getroffen werden. Wie die Ergebnisdateien verwendet werden können, hängt zum einen von der Struktur der Kreislaufmodelle ab, in die sie eingespeist werden sollen, zum anderen hängt es vom aktuellen Datenbedarf der Modellbetreiber ab.

Daten über Landnutzungsänderungen, die von den betreffenden Modellen bisher mangelhaft simuliert werden, können durch die hier vorgelegten Daten ersetzt, das heißt überschrieben werden, um eine Verbesserung der Simulation zu erreichen. Dort, wo die Simulation eines Modells nicht abgeändert werden soll, stehen die Dateien zum Vergleich oder als Datenalternative zur Verfügung.

### 4.1 Länderdiskussion

#### 4.1.1 Brasilien: Legales Amazonien

Im Zusammenhang mit dem staatlichen Siedlungsprogramm des „Brazilian National Institute for Colonization and Agrarian Reform“ (INCRA) und dem unregelmäßigen Zustrom Landloser setzte seit Ende der 60er Jahre eine Erschließung des unbewohnten Amazonasgebietes ein. Den simplen aber wichtigen Zusammenhang von Straßenbau und Rodungen konnte bereits FEARNSIDE (1986) aufzeigen. Die Ver-

quickung offizieller Straßenbau- und Siedlungsmaßnahmen mit dem unregelmäßigen Zuzug von Landlosen in die neuerschlossenen Gebiete wird darin deutlich.

Die Regenwaldrodungen in den Bundesstaaten des Legalen Amazonien sind von Wissenschaftlern aufmerksam verfolgt worden (FEARNSIDE, 1986, 1982; WOODWELL *et al.*, 1986; MALINGREAU und TUCKER, 1988; STONE *et al.*, 1991). Über die Größenordnung der entwaldeten Flächen herrscht inzwischen Einigkeit, was vor allem der systematischen Auswertung von Satellitenaufnahmen zu verdanken ist. Pessimistische Schätzungen des World Resources Institute (WRI, 1990) oder von MYERS (1991), die für die 80iger Jahre eine Entwaldungsrate von  $80\,000\text{ km}^2\text{ a}^{-1}$  bzw.  $50\,000\text{ km}^2\text{ a}^{-1}$  mutmaßen, greifen sehr wahrscheinlich zu hoch.

STONE *et al.* (1994) vom Woods Hole Research Center, Massachusetts, deren Angaben über den Landnutzungs-Status im Jahr 1988 für diese Arbeit herangezogen worden sind, konstatieren für das Jahr 1988 rd.  $320\,000\text{ km}^2$  gerodeten Regenwaldes im Amazonasgebiet. Im Vergleich dazu kommen SKOLE und TUCKER (1993) für dasselbe Jahr auf eine niedrigere Fläche von  $230\,000\text{ km}^2$ , womit sie sogar noch unter den Schätzungen staatlicher Stellen in Brasilien bleiben, die von rd.  $280\,000\text{ km}^2$  Waldverlust ausgehen (INPE, 1992). Eine weitere Schätzung kommt von der FAO, allerdings für Gesamt-Brasilien. Sie beziffert die Verluste an natürlichen Wäldern in Brasilien für einen ähnlichen Zeitraum, nämlich 1980 – 1990, mit  $367\,000\text{ km}^2$ , womit sozusagen die quantitative Obergrenze abgesteckt ist.

Eine Erweiterung der Ergebnisdatei Brasil\_1968\_1988 in die 90iger Jahre hinein ist ein wichtiges Anliegen, das derzeit an der mangelnden Lokalisierbarkeit der neueren Vorgänge scheitert. Angeblich haben die jährlichen Waldverluste in den 80iger Jahren ihren vorläufigen Höhepunkt erreicht und sind seit Anfang der 90iger Jahre wieder leicht rückläufig (FAO, 1997; BONALUME, 1991).

Eine besondere Problematik liegt nach wie vor darin, das Schicksal der gerodeten Flächen nachzuvollziehen.

Folgt man den Zahlen von RICHARDS *et al.* (1983), so wurden im Legalen Amazonien von 1920 – 1978 rd.  $30\,000\text{ km}^2$  landwirtschaftliche Nutzfläche, vor allem für den Reihenfeldfrucht-Anbau, etabliert. Vergleicht man diese Fläche mit den von TUCKER und SKOLE (1993) vorgelegten Zahlen über die gerodeten Waldflächen im Jahr 1978, nämlich  $78\,000\text{ km}^2$ , so könnten die Zahlen so interpretiert werden, daß auf den gerodeten Regenwaldflächen Kulturlandmosaik mit einem Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche entstanden sind. Andererseits ist es zweifelhaft, ob die teilweise unregelmäßige Landnahme und die nachfolgende Landnutzungsänderung innerhalb des Amazonas-Regenwalds von offiziellen Statistiken überhaupt erfaßt werden. Das Legale Amazonien wird nicht flächendeckend von Regenwäldern eingenommen. Teile des nördlichen Mato Grosso, des nördlichen Tocantins und Maranhãos sind dem dichter besiedelten Cerrado-Biom zuzuordnen. Es ist denkbar, daß sich die offiziellen landwirtschaftlichen Statistiken auf die im Cerrado-Biom gelegenen Flächen beziehen.

Nach NEPSTAD *et al.* (1997) liegt den meisten Rodungen das Vorhaben zugrunde, Weideland zu etablieren. Rinderhaltung sei für Klein- ebenso wie Großbauern im Amazonasgebiet die logische Landnutzungsform, weil Rinder leicht verkaufbar oder vermarktbar seien und ihren Wert auch während einer Inflation behielten. Auch sei die Etablierung von Weideland hilfreich für die Sicherung von Landbesitzrechten

und stellten eine Wertsteigerung für Grund und Boden dar.

Solange allerdings präzise prozentuale Angaben über das Schicksal der gerodeten Flächen fehlen, müssen sinnvolle Annahmen getroffen werden. Zwei solche Annahmen sind in die Ergebnisdatei `Brasil_1968_1988` eingeflossen: Erstens wird pessimistisch davon ausgegangen, daß im Wesentlichen keine gerodeten Flächen wieder in ihren bewaldeten Naturzustand zurückkehren. Zweitens wird davon ausgegangen, daß in den Folgejahren nach der Brandrodung von Regenwald, dieser im Großen und Ganzen in Weideland bzw. Grasland übergeht mit einem geringen Anteil anderer Formen der Bedeckung bzw. Nutzung von weniger als 30 %, darunter auch Ackerland.

Unterstützt werden diese vorläufigen Annahmen von der aktuellen Landbedeckungsstudie DISCOVER (LOVELAND und BELWARD, 1997). Sie lokalisiert die Landnutzung im Amazonasgebiet weitgehend identisch mit STONE *et. al.* (1994). Das deutet darauf hin, daß der Mensch sich aus den einmal neuerschlossenen Regenwaldgebieten nicht wieder zurückzieht.

RAMANKUTTY und FOLEY (1998b) interpretieren DISCOVER, indem sie die zahlreichen Landnutzungs-Klassen im Hinblick auf ihre prozentualen Ackerlanddichten regroupieren. In ihrer Kartenveröffentlichung existierten im reinen Regenwaldgebiet des Legalen Amazonien Ackerlanddichten von stets unter 40 % und mehrheitlich unter 30 %. Abweichungen in der Intensität tauchen nur im Übergangsbereich Regenwald/Cerrado im östlichen Mato Grosso auf, wo punktuell Ackerlanddichten von 70 bis 80 % zu verzeichnen sind.

Der erzeugte Datensatz `Brasil_1968_1988` wird in der näheren Zukunft durch Fakten weiter untermauert oder aber entsprechend abgewandelt werden müssen. Die Ergebnisdatei enthält alle diejenigen Gitterelemente des Legalen Amazonien, in denen eine Umwandlung Wald zu Weide/Grasland stattgefunden hat. Die Ergebnisdatei enthält ausdrücklich keine flächendeckende Information für die Region des Legalen Amazonien. Die Datei dokumentiert ausschließlich Landnutzungsänderungen im Regenwaldgebiet des Legalen Amazonien. Flächen mit Cerrado-Vegetation bleiben unberücksichtigt.

Die Negativ-Information, wonach bestimmte Gitterelemente der Regenwaldzone bis zum Jahr 1988 *nicht* in Kulturland umgewandelt wurden, ist nicht in den Datensatz aufgenommen worden, weil dazu eine Grenzziehung Regenwald-Cerrado die notwendige Voraussetzung gewesen wäre. Die Negativ-Information kann jedoch im Rahmen der Anwendung in regionalisierten Kreislaufmodellen rekonstruiert werden, soweit den verwendeten Gitterelementen eine potentielle Vegetation zugrundeliegt. Es gilt dann, daß alle Gitterelemente des Legalen Amazonien mit Status immergrüner oder saisonaler Regenwald bis 1988 noch im Naturzustand waren, wenn innerhalb des Datensatzes keine anderslautende Information vorgegeben wird.

Der Datensatz `Brasil_1968_1988` kann für die Anwender globaler oder regionaler Kreislaufmodelle von Interesse sein, besonders wenn man berücksichtigt, daß die rapiden Entwaldungsvorgänge in Amazonien in Bezug auf Biomasseveränderung, Klimarelevanz und Biodiversität in der aktuellen Forschung weltweit Beachtung finden.

### 4.1.2 Paraguay: Östlicher Landesteil

Um die Konversions-Matrix für die saisonalen und immergrünen Regenwälder Ost-Paraguays zu erstellen, wurden mehrere Quellen kombiniert und interpretiert. BOZZANO und WEIK (1994) liefern die Informationen darüber, wieviel Waldfläche von einer Konversion in Kulturland betroffen war und wo und wann diese Konversionen stattfanden. Insbesondere der Zeitpunkt der Konversion in Kulturland ließ sich hierbei gut eingrenzen, weil die in der Quelle verwendeten Satellitenaufnahmen in vergleichsweise kurzen Intervallen gemacht wurden. Landschaftsbild und Nutzungsformen nach vollzogener Rodung konnten anhand von STONE *et al.* (1994) und ESSER (1982) zufriedenstellend rekonstruiert werden. Der Großteil der Gitterelemente wurde in ein abwechslungsreiches Kulturlandmosaik umgeformt. Auf der Fläche einzelner Gitterelemente entstand dagegen Ackerland.

RICHARDS *et al.* (1983) dokumentieren in gesamt Paraguay für die Zeitspanne 1920 – 1978 die Etablierung von 9 150 km<sup>2</sup> Ackerland, vor allem Felder mit Reihfeldfrüchten. In der ähnlich langen Zeitspanne von 1945 – 1992 schrumpften die östlichen Regenwälder des Landes dagegen um 64 000 km<sup>2</sup>. Wird für beide Landnutzungsänderungen eine ähnliche Dynamik angenommen und weiterhin angenommen, daß die Landnutzungsänderungen im nordwestlichen Landesteil für diesen Zeitraum zu vernachlässigen sind, so wäre ein Kulturlandmosaik mit einem geringen Ackerlandanteil von rd. 6 % entstanden. Dieser Prozentanteil erscheint auffallend gering, wenn die weitgehend agrarisch ausgerichtete Wirtschaft Paraguays in Betracht gezogen wird.

### 4.1.3 USA

Die erzeugte Datei USA\_1860\_1992 basiert im Wesentlichen auf HOUGHTON (im Druck) und der Olson-Karte (OLSON, 1982) und beschränkt sich auf die Konversion natürlicher Vegetation in Ackerland. Flächen, die von menschlichen Einwirkungen unbeeinflusst geblieben sind oder eine andere Art der Konversion durchlaufen haben, bleiben von der Betrachtung ausgeschlossen.

Die Gesamtfläche von rd.  $2.08 \times 10^6$  km<sup>2</sup> Ackerland für das Jahr 1992 entspricht in der Größenordnung den Daten der FAO (FAO FAOSTAT Database, 1999), die im selben Jahr  $1.84 \times 10^6$  km<sup>2</sup> Ackerland (arable Land) ausweist.

RICHARDS *et al.* (1983) geben in ihrer Studie über weltweite Landnutzungsänderungen für die USA im Zeitraum 1860 – 1928 eine Zunahme der landwirtschaftlich genutzten Flächen um rd.  $1.38 \times 10^6$  km<sup>2</sup> an.

HOUGHTON (im Druck) gibt für denselben Zeitraum rd.  $1.18 \times 10^6$  km<sup>2</sup> an. Gegenteilige Dynamiken der Landnutzungsänderung ergeben sich jedoch im nachfolgenden Zeitraum. Nach RICHARDS *et al.* (1983) gehen die landwirtschaftlichen Nutzflächen von 1928 – 1978 bereits wieder um rd.  $0.16 \times 10^6$  km<sup>2</sup> zurück. Nach HOUGHTON (im Druck) nehmen sie dagegen um rd.  $0.2 \times 10^6$  km<sup>2</sup> weiter zu.

Die aktuelle Verteilung der genutzten Gitterelemente basiert einerseits auf der Olson-Vegetationskarte (OLSON, 1982) und wurde zum andern, wo notwendig, mit neuen Publikationen im Umfeld der DISCover-Studie abgeglichen (RAMANKUTTY und FOLEY, 1998a). Weil sich sowohl Lage als auch Größe der Ackerlandflächen in den genannten Karten weitgehend ähneln, ist vom erzeugten Datensatz im Hinblick auf

die räumliche Verteilung des Ackerlands kein nennenswerter Informationsgewinn zu erwarten.

Anders sieht es mit Blick auf die Dynamik der Landnutzungsänderung aus. Weil bei HOUGHTON (im Druck) die Dynamik der Ackerlanderschließung in den USA nicht en block für den gesamten Staat, sondern separat für sieben amerikanische Regionen dokumentiert wird, ist die von Ost nach West vorwärtsschreitende Landnahme in ihrer räumlich-zeitlichen Dynamik in der Ergebnisdatei eingefangen. Das Ausder-Nutzung-Nehmen von Gitterelementen, wie sie z.B. in Neuengland seit 1910 zu beobachten ist, wird deshalb, um nur ein Beispiel zu nennen, nicht von der Gesamt-Landesentwicklung überlagert und verfälscht.

Von welcher natürlichen Vegetation die Konversion in Ackerland ausging, und in welchen Vegetationstypus ein aus der Nutzung genommenes Gitterelement wieder zurückkehrt, bleibt den jeweiligen Kreislaufmodellen überlassen, die in der Regel jedem Gitterelement einen natürlichen Bedeckungs-Status zuweisen. In der Ergebnisdatei USA\_1860\_1992 sind ausschließlich Gitterelemente enthalten, für die eine Konversion in Ackerland innerhalb des abgedeckten Zeitraums dokumentiert ist. Die Daten eignen sich insbesondere für solche Kreislaufmodelle, in denen bisher für die Landnutzungsänderungen in den USA eine einzige pauschale Umwandlungs-Matrix verwendet wurde.

#### 4.1.4 Costa Rica

Costa Rica ist eines der bestuntersuchten Länder in Bezug auf Landnutzungsänderungen. Seine Geschichte der Entwaldung wurde von verschiedenen Autoren rekonstruiert, jeweils mit ähnlichen Verlaufsformen.

Die in den Datensatz *Costarica\_1800\_1983* integrierten Angaben von KEOGH (1984) beruhen auf einer weniger strikten Definition von Wald als die von SADER und JOYCE (1988) oder die von ELLENBERG (1989). Es werden auch degradierte (biomassereduzierte) Wälder miteinbezogen.

KEOGH (1984) rekonstruiert für die Jahre 1800, 1900, 1943, 1960 und 1977 einen Bewaldungsgrad von 92.3, 86.7, 76.5, 63.4, und 41.7 %. Damit liegt er um gut 10 % höher als SADER und JOYCE, die für die Jahre 1940, 1961 und 1977 nur 67, 45 und 32 % vermelden. ELLENBERG (1989) gibt für dieselben drei Jahre mit minimalen Abweichungen davon 70, 50 und 31 % an. Im erzeugten Datensatz ist die weniger enggefaßte Definition von Wald bevorzugt worden, was im Nebeneffekt dazu führte, daß eine amtliche Karte des Landwirtschaftsministeriums Costa Ricas, die Dirección General Forestal Map aus dem Jahr 1983, zur Überprüfung des Datensatzes herangezogen werden konnte (FLORES RODAS, 1984). Insgesamt bilden die vorliegenden Kartenmaterialien eine sehr dichte Zeitreihe, die es erlaubt hat, Zeitpunkt und Lage von Landnutzungsänderungen einzugrenzen.

Die aktuelle Entwaldungsrate Costa Ricas nach KEOGH (1984) von rd.  $600 \text{ km}^2 \text{ a}^{-1}$  liegt etwas höher als nach Angaben der FAO (1995). Für den Zeitraum 1980 – 1990 nennt die FAO eine Entwaldungsrate von  $500 \text{ km}^2 \text{ a}^{-1}$  (FAO, 1995).

Die Waldbedeckung Costa Ricas mit natürlichen Wäldern betrug nach FAO-Angaben (1995) im Jahr 1990 noch 29 %. Setzt man die bei KEOGH (1984) dokumentierte Entwaldungsrate bis zum Jahr 1990 fort, so ergibt sich eine restliche Waldbedeckung

Costa Ricas von 25.3 % zu diesem Zeitpunkt, also ein recht ähnlicher Wert. Die Art der Landnutzungsänderung ließ sich im Falle Costa Ricas verlässlich feststellen. ELLENBERG (1989) spricht von einem 90%igen Anteil von Weideland auf den konvertierten Flächen. Auch STLOORVOGEL und FRESCO (1996) bestätigen für eine 2 942 km<sup>2</sup> große Pilot-Fläche im Nordosten des Landes dieses Überhandnehmen von Weideland, das im Zeitraum 1948 – 1992 die natürliche Vegetation sukzessive ersetzt hat. Die Ergebnisdatei *Costarica\_1800\_1983* ist dafür geeignet, als nahezu naturgetreue Matrix der Landnutzungsänderung in dynamische Kreislaufmodelle eingespeist zu werden.

#### 4.1.5 Westafrika

Für vier westafrikanische Länder sind Ergebnisdateien zum Thema Landnutzungsänderung erstellt wurden. Die Ergebnisdateien basieren auf Angaben von GORNITZ (1985), der Inhalt und die Qualität der von ihm zusammengetragenen Entwaldungsdaten wie folgt zusammenfaßt: „Obwohl die natürliche Vegetation Westafrikas während einiger tausend Jahre menschlicher Kultivierung und Beweidung modifiziert worden ist, haben die wirklich einschneidenden Transformationen erst seit der europäischen Kolonialisierung in den 90iger Jahren des letzten Jahrhunderts stattgefunden, wobei die Kommerzialisierung und Expansion der Landwirtschaft verbunden mit rapidem Bevölkerungswachstum den Ausschlag gaben. Schätzungen, die auf forstwirtschaftlichen Aufzeichnungen beruhen, legen eine Flächenreduktion der geschlossenen Wälder in diesem Jahrhundert um 70, 64 und 69 % in den Ländern Elfenbeinküste, Ghana und Liberia nahe. Die Daten für diese drei Länder sind innerhalb 20 % genau (Übersetzung d. Autors).“

Über die von ihm entworfene Entwaldungskarte heißt es im Text weiter: „Die Karte der Entwaldung ist in bestimmten Regionen unkomplett aufgrund unzureichender Daten. Die Verlässlichkeit ist größer für Staaten wie Senegal, Elfenbeinküste, Ghana und das südliche Nigeria (Übersetzung d. Autors).“

Da bei GORNITZ (1985) Flächenangaben für eine Anzahl von Stichjahren gegeben sind, konnte die Dynamik der dazwischenliegenden Zeiträume im Datensatz erfaßt werden. Die Flächenangaben stammen von Studien verschiedener Autoren und beinhalten die Schätzungen der FAO aus dem Jahr 1981 (FAO, 1981), so daß sich ein Vergleich mit FAO-Daten an dieser Stelle erübrigt.

Die von GORNITZ (1985) präsentierte Karte der Entwaldung führt in der Legende zwei Formen von Kulturland an, in die natürliche Ausgangsvegetation umgewandelt worden ist: Einerseits die sog. „derived savanna“ mit einer Dauernutzung als Ackerland, Savanne und Reliktwald; andererseits ein Mosaik aus Ackerland und Sekundärwald. Beide konnten gemäß der Kategorien, die in der hier vorgelegten Arbeit verwendet werden, als Kulturlandmosaik interpretiert werden.

Die aktuelle Landbedeckungsstudie DISCover (LOVELAND und BELWARD, 1997; EIDENSHINK und FAUNDEEN, 1994) weist ein ähnliches Muster der Landnutzung in den vier westafrikanischen Ländern auf, wobei die Ackerlanddichte zwischen 10 und – sehr selten – 50 % schwankt, was die Konversion natürlicher Vegetation ( i. e. S. Wald) in ein Kulturlandmosaik plausibel macht.

Daß an die Stelle der natürlichen Waldvegetation ein Kulturlandmosaik getreten

ist, legen auch Daten von RICHARDS *et al.* (1983) nahe. Für alle vier untersuchten Länder finden sich dort Flächenangaben über neu etabliertes Ackerland, die nur etwa 12 – 15 % (im Falle von Liberia sogar noch weniger) der nach GORNITZ (1985) entwaldeten Flächen betragen. Beispiel Ghana: Hier gingen nach GORNITZ (1985) von 1935 – 1988 72 000 km<sup>2</sup> Wald verloren. Im etwas längeren und zeitversetzten Zeitraum 1920 – 1978 wurden nach RICHARDS *et al.* (1983) jedoch nur 17 000 km<sup>2</sup> Ackerland neu etabliert. Soweit sich im Falle Ghanas diese vorliegenden Daten jeweils auf dieselben Flächen beziehen und den zeitversetzten Zeiträumen eine ähnliche Landnutzungsdynamik zugebilligt wird, so läge hier ein Kulturlandmosaik mit einem Ackerlandanteil um 12 % vor.

Mit Hilfe der vorliegenden Informationen konnte zwar nicht das Schicksal jedes einzelnen Gitterelementes im Untersuchungsraum zeitlich-räumlich nachgezeichnet werden. Die Informationen erlauben aber, das Schicksal von Gitterelemente-Gruppen mitzuverfolgen, weil die Regionen, in denen sich die Rodungen während eines bestimmten Zeitabschnitts konzentrierten, im Quelltext genannt werden und die vorgelegte Karte die Gruppe der potentiell konvertierbaren Gitterelemente in der bezeichneten Region vorgibt.

#### 4.1.6 Madagaskar: Östlicher Landesteil

Prinzipiell wird in der Ergebnisdatei Madagaskar\_1900\_1982 die Ausdehnung des östlichen Regenwaldes vor der Einflußnahme des Menschen wiedergegeben und sein Schwinden zugunsten von Kulturland im Laufe dieses Jahrhunderts nachgezeichnet. Die ursprüngliche Ausdehnung der östlichen Regenwälder nach SUSSMAN *et al.* (1994) gleicht der potentiellen Vegetation nach SCHMITHÜSEN (1976). Vermutlich waren die Regenwälder um 1900 noch unberührt. Um die Jahrhundertwende war die Insel mit ca. 2.2 Millionen Einwohnern noch dünn besiedelt.

Es ist davon auszugehen, daß die Rodungen erst mit dem zunehmenden Bevölkerungsdruck merklich zunahm. Nach FAO-Angaben (FAO, 1999) lebten im Jahr 1960 schon 5 Millionen Einwohner in Madagaskar, deren Zahl bis zum Jahr 1997 nochmals um das Dreifache auf über 15 Millionen anwuchs.

Dadurch, daß in der maßgeblichen Quelle von SUSSMAN *et al.* (1994) ausschließlich das Schicksal der Ostküsten-Regenwälder analysiert wurde, ist ein quantitativer Vergleich mit nationalen Daten nicht möglich.

In der Ergebnisdatei Madagaskar\_1900\_1982 sind die abgelaufenen Landnutzungsänderungen als eine Konversion von natürlicher Vegetation, i.e.S. also ursprünglicher Regenwaldvegetation, in ein Kulturlandmosaik wiedergegeben. Der Autor (SUSSMAN *et al.*, 1994) spricht von einer Konversion des Regenwalds in Wanderfeldbau-Parzellen und Sekundärwuchs. Nach RAMANKUTTY und FOLEY (1998b) existierten Anfang der 90iger Jahre in der östlichen Regenwaldzone Madagaskars meist nur zwischen 10 und 30 % und nie mehr als 50 % umgebrochenes Ackerland, so daß die Interpretation der entstandenen Landbedeckung als Kulturlandmosaik plausibel erscheint.

### 4.1.7 Malaysia: Peninsula

Malaysia, bestehend aus der Peninsula und dem nördlichen Teil Borneos, den Provinzen Sabah und Sarawak, kann vor allem auf seinem Festlandsteil auf eine lange Geschichte der Landnutzungsänderung zurückblicken. Nur ein kurzer Ausschnitt davon, nämlich der Zeitraum 1965 – 1982, wird von BROOKFIELD und BYRON (1990) rekonstruiert. Dank der zeitlich eng beieinander liegenden Karten konnte der räumlich-zeitliche Ablauf der Landnutzungsänderungen gut nachvollzogen werden.

Nach Angaben der Autoren herrschte auf dem Festland die Umwandlung von natürlicher Vegetation in dauerhaft kultiviertes Ackerland vor, während die insularen Teile Malaysias regional in extensives Weideland umgewandelt wurden und mehrheitlich von der alten Kulturform des Wanderfeldbaus betroffen sind.

Die auf DISCOVER basierenden Graphiken bei RAMANKUTTY und FOLEY (1998b) zeigen eine starke, räumlich ähnliche Verbreitung von Ackerlandflächen auf der Peninsula für Anfang der 90iger Jahre. Die Ackerlanddichten liegen auf der Peninsula zumeist zwischen 70 – 100 %. Das unterstützt die Interpretation der Landnutzungsänderung als Konversion von natürlicher Vegetation (Kategorie 0) in Ackerland (Kategorie 1). Die Ergebnisdatei Malaysia\_1965\_1982 gilt für die gesamte Peninsula flächendeckend, abgesehen von einigen wenigen Küsten-Gitterelementen, für die keine Informationen vorlagen. Es wäre wünschenswert, den Datensatz auf die insularen Teile des Landes sowie zeitlich weiter auszudehnen.

### 4.1.8 Philippinen

Dank der Kartenvorgaben aus LIU *et al.* (1993) konnten die Landnutzungsänderungen im philippinischen Archipel geographisch lokalisiert werden.

RAMANKUTTY und FOLEY (1998b) machen, was die aktuelle räumliche Verteilung von Ackerland angeht, ganz ähnliche Angaben. Sie plazieren die Zentren der Ackerlandnutzung, die bei einem flächenmäßigen Ackerlandanteil von 40 bis 60 % liegen, durchaus dorthin, wo auch die Zentren der Entwaldung nach LIU *et al.* (1993) liegen. Im Gegensatz zu LIU *et al.* (1993) weisen RAMANKUTTY und FOLEY (1998b) jedoch keine Flächen mehr aus, die ohne einen Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche sind. Mit anderen Worten: Dort wo LIU und Kollegen noch Wald sehen, geben RAMANKUTTY und FOLEY (1998b) bereits einen prozentualen Ackerlandanteil zwischen 20 und 40 % an. Möglicherweise handelt es sich hierbei um Waldflächen, die von Wanderfeldbau betroffen sind.

Die Ergebnisdatei Philippines\_1934\_1988 gibt insoweit das Muster der Landnutzung akzentuierter wieder, indem sie Waldflächen nach LIU *et al.* (1993) als noch naturbelassen betrachtet.

In Bezug auf die aktuelle Waldbedeckung der Philippinen weichen die Angaben von LIU *et al.* (1993) nicht sonderlich von denen der FAO ab. Sie ermitteln für 1988, das Schlußjahr ihres Untersuchungszeitraums, eine restliche Waldbedeckung von 24 %. Die FAO nennt für 1990 eine Waldbedeckung von 27 % (FAO, 1995).

Die Angaben bei LIU *et al.* (1993) zum Betrag der Entwaldungsflächen für den Zeitraum 1934 – 1988, nämlich 97 000 km<sup>2</sup>, stimmt in der Größenordnung mit RICHARDS und FLINT (1994) überein, wonach die Philippinen im etwas längeren und zeitver-

setzten Zeitraum 1920 – 1980 rd. 89 900 km<sup>2</sup> Wald verloren haben. Wald meint in der Definition von RICHARDS und FLINT (1994) hierbei sowohl naturbelassenen als auch biomassereduzierten Wald („disturbed forest“). Folgt man den Angaben von RICHARDS und FLINT (1994) über die Etablierung neuer Ackerlandflächen, so deutet alles auf eine Konversion der Waldflächen in ein Kulturlandmosaik hin. Während im bereits oben genannten Zeitraum 89 900 km<sup>2</sup> Wald gerodet wurden, entstanden rd. 62 300 km<sup>2</sup> neuen Ackerlandes. Falls dieses Ackerland (bestehend aus 58 % annuellen Feldfrüchten und 42 % Dauerkulturen) gleichmäßig verteilt auf der ehemaligen Waldfläche entstanden ist, so wäre folglich ein Kulturlandmosaik mit rd. 69%igem Ackerlandanteil entstanden.

Die Dynamik der Landnutzungsänderung auf den Philippinen wurde durch lineare Interpolation zwischen den Zeitpunkten 1934 und 1988 berechnet. Falls die Dynamik nicht über den gesamten Zeitraum gleichbleibend war, kann die Ergebnisdatei in dieser Komponente noch verbessert werden.

In die Ergebnisdatei Philippines\_1934\_1988 sind alle diejenigen Gitterelemente, die 1934 unbewaldet waren, nicht mitaufgenommen worden. Unter welchen Umständen und wann diese Gitterelemente in den unbewaldeten Status übergegangen sind, ließ sich nicht ermitteln.

Gitterelemente, die nach LIU *et al.* im Jahr 1988 noch Wald trugen und solche, die bis dahin von Wald in Ackerland übergegangen waren, sind dagegen im Datensatz enthalten.

#### 4.1.9 Australien: Murray-Darling-Basin

Die Entwicklung der Landnutzung im Murray-Darling-Basin – dem größten landwirtschaftlichen Anbaugebiet Australiens mit einer Größe, die etwa dem Dreifachen der Bundesrepublik entspricht – konnte anhand von WALKER *et al.* (1993) nachgezeichnet werden.

Es fällt positiv auf, daß die in den Karten verzeichnete natürliche Ausgangsvegetation des Basins, die von Ost nach West und von Süd nach Nord stark divergiert, fast exakt mit der potentiellen Vegetation nach SCHMITHÜSEN (1976) übereinstimmt.

Die natürliche Vegetation wurde gemäß WALKER *et al.* (1993) in ein Kulturlandmosaik aus Ackerland und Viehweide konvertiert. Dies scheint plausibel, denn RAMANKUTTY und FOLEY (1998b) weisen im Murray-Darling-Basin fast flächendeckend Ackerlanddichten zwischen 40 und 50 % aus.

Die Lage der Landnutzungsänderungen, die anhand der von WALKER *et al.* (1993) vorgelegten Karten geortet werden konnten, stimmt mit den Graphiken bei RAMANKUTTY und FOLEY (1998b) weitgehend überein. Nur im Südwesten des Basins scheinen die bei WALKER *et al.* (1993) ausgewiesenen Flächen noch etwas kleiner zu sein. Möglicherweise haben sich in dieser Region binnen der letzten 10–12 Jahre neue Landnutzungsänderungen ereignet.

Die Zunahme der Kulturlandfläche im Basin wurde im Zeitraum 1780 bis 1980 als linear angenommen, weil keine anderen Informationen hierzu vorlagen. Weil die Dynamik von Landnutzungsänderungen aber oft in Anlehnung an eine wachsende Bevölkerung zunimmt, könnte der lineare Verlauf im Datensatz eventuell nicht

dem tatsächlichen Verlauf entsprechen.

Andererseits scheint es eine Neigung des Menschen zu geben, historische Landnutzungsänderungen zu unterschätzen und aktuelle Eingriffe des Menschen in die Biosphäre entsprechend zu überschätzen.

## 4.2 Ausblick

In jüngster Zeit ist die Erfassung der globalen Landnutzungssituation in der Wissenschaft mit Nachdruck vorangetrieben worden. Die Auswertung von Satellitendaten in Verbindung mit konventionellen Informationsquellen hat hier unzweifelhaft zu Fortschritten geführt (LOVELAND und BELWARD, 1997; DEVRIES *et al.*, 1998; DEVRIES und TOWNSHEND, 1994).

Bei allem Verbessern und Feilen an der Methodik einer naturgetreuen Situationserfassung bleibt allerdings auch kritisch anzumerken, daß erst jetzt gezielt dazu übergegangen wird, eine einmal angewandte Methodik zu etablieren und später identisch zu wiederholen, so daß Veränderungen und Entwicklungstrends im Fluß der Zeit dingfest gemacht werden können.

Die Ära der Satellitendaten ist erst in den 60iger Jahren unseres Jahrhunderts angebrochen, Landnutzungsänderungen sind dagegen ein uraltes Phänomen, das seit dem 19ten Jahrhundert infolge des Bevölkerungswachstums vehement zugenommen hat. Vielleicht kann diese Arbeit einen Beitrag zur realistischen Rekonstruktion historischer Landnutzungsänderungen leisten.

Neben dem Wunsch nach einer präzisen Rekonstruktion vergangener Landnutzungsänderungen – so ist bereits abzusehen – werden die Betreiber von Kreislaufmodellen in Zukunft ein wachsendes Interesse daran haben, potentielle Trends der Landnutzung möglichst realitätsnah kurz-, mittel- und langfristig vorauszusagen. Diese Aufgabe wird eine Synthese ehemals isolierter Forschungsgebiete erforderlich machen und zukünftige Fragestellungen in einen interdisziplinären Zusammenhang stellen. Sobald eine bestehende Situation und die Entwicklung, die zur vorgefundenen Situation geführt hat, exakt bestimmt worden sind, stellt sich die weiterführende und bedeutend schwierigere Frage danach, welche Gründe oder Kausalketten zu einer bestehenden Situation geführt haben und ob diese Gründe oder Kausalketten auch in Zukunft wirksam sein werden.

- Welche kausalen Zusammenhänge bestehen zwischen menschlichen Gesellschaften und ihren Natur- und Energieressourcen?
- Und lassen sich diese Zusammenhänge überhaupt quantifizieren?

Das sind die zwei Schlüsselfragen für die künftige Erforschung und Prognose der Zu- oder Abnahme von Natur- und Kulturland, für die Vorhersage möglicher Klimaänderungen und für die Entwicklung wirtschaftspolitischer und energiepolitischer Zukunftsszenarios.

# Kapitel 5

## Literatur

ALLEN, J.C., 1985, Soil Response to Forest Clearing in the United States and the Tropics: Geological and biological Factors. *Biotropica* **17**, 15-27.

BIRABEN, J.-N., 1980, An Essay concerning Mankind's Evolution, Population. Selected Papers, Table 2.

BONALUME, R., 1991, Deforestation Rate is falling. *Nature* **350**, 368.

BOZZANO, E.B. und WEIK, J.H., 1994, El Avance de la Deforestación y el Impacto economico. Proyecto de Planificación del Uso de la Tierra, Segunda Edición, Serie No. 12, (DGP/MAG-GTZ), Ascunción, 1994.

BRECKLE, S.-W., 1991, Ökologie der Erde, Bd. 4., G. Fischer Verlag, Stuttgart.

BROOKFIELD, H. und BYRON, Y., 1990, Deforestation and Timber Extraction in Borneo and the Malay Peninsula. The Record since 1965. *Global Environmental Change* **1(1)**, 42-56.

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, 1999, <http://www.bml.de/>.

CHOONG, E.T.; ATMAWIDJAJA, R.; ACHMADI, S.S., 1993, The Forest Products Industry in Southeast Asia: An Emphasis on Indonesia. *Forest Products Journal* **43(5)**, 44-52.

DEFRIES, R.S.; HANSEN, M.; TOWNSHEND, J.R.G.; SOHLBERG, R., 1998, Global Land Cover Classifications at 8km spatial Resolution: The Use of Training Data derived from Landsat Imagery in Decision Tree Classifiers. *International Journal of Remote Sensing* **19(16)**, 3141-3168.

DEFRIES, R.S und TOWNSHEND, J.R.G, 1994, Global Land Cover: Comparison of Ground-based Data Sets to Classifications with AVHRR Data.

In: Environmental Remote Sensing from regional to global Scales, edited by G. Foody and R. Curran, pp. 84-110, John Wiley, New York.

DICKINSON, R.E. und HENDERSON-SELLERS, A., 1988, Modeling tropical Deforestation: A Study of GCM Land-Surface Parametrizations.

Q. J. R. Meteorol. Soc. **114**, 439-462.

EIDENSHINK, J.E. und FAUNDEEN, J.L., 1994, The 1 km AVHRR global Land Data Set: First Stages in Implementation.

International Journal of Remote Sensing **15**, 3443-3462.

ELLENBERG, L., 1989, Ursachen und Konsequenzen der Waldzerstörung in Costa Rica. Die Bedrohung tropischer Wälder – Ursachen, Auswirkungen, Schutzkonzepte. Geographisches Institut der Universität Kiel.

Kieler Geographische Schriften **73**, 31-45.

ESSER, G.; KÜHN, S.; WITTENBERG, U., 1998, Compilation of a Land Use Dataset for the Period 1860 to 1995 with a  $0.5 \times 0.5$  Degree spatial Resolution. The Dataset is available from the Authors (Gerd.Esser@bot2.bio.uni-giessen.de).

ESSER, G.; HOFFSTADT, J.; WITTENBERG, U., 1994a, High Resolution Biosphere Model – Documentation, Mitteilungen aus dem Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen.

ESSER, G., 1994b, Eingriffe der Landwirtschaft in den Kohlenstoffkreislauf.

In: Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestags (Hg.), Studienprogramm Landwirtschaft, Bd. 1 Teilband I, Studie A, 136 S., Economica Verlag Bonn.

ESSER, G., 1989, Global Land-Use Changes from 1860 to 1980 and Future Projections to 2500.

Ecological Modeling **44**, 307-316.

ESSER, G., 1986, Der Kohlenstoff-Haushalt der Biosphäre – Struktur und erste Ergebnisse des Osnabrücker Biosphären Modells. Veröffentlichungen der Naturforschenden Gesellschaft zu Emden von 1814, Bd. 7, Emden.

ESSER, G., 1984, Natürliche und anthropogen beeinflusste Vegetation in Paraguay. Phytocoenologia **12** (2/3), 305-320.

ESSER, G., 1982, Vegetationsgliederung und Kakteenvegetation von Paraguay.

Reihe: Tropische und subtropische Pflanzenwelt **38**: 113 S. mit Faltkarte. Akad. d. Wiss. Mainz; F. Steiner Verlag, Wiesbaden.

FAO, 1999, FAOSTAT Statistics Database.  
<http://apps.fao.org/lim500/nph/wrap.pl?LandUse&Domain=LUI>.

FAO, 1997, State of the World's Forests. FAO, Rome.

FAO, 1995, Forest Resources Assessment 1990 – Global Synthesis. FAO Forestry Paper No.124. FAO, Rome.

FAO, 1992, AGROSTAT-PC Data Base: Land Use. 1992 Edition. FAO Rome, 1 Diskette.

FAO, 1981, Forest Resources of tropical Africa, Part I: Regional Synthesis, Lanly, J.P. and Clement, J.; Part II: Country Briefs, tropical Forest Resources Assessment Project, Rome.

FEARNSIDE, P.M., 1986, Spatial Concentration of Deforestation in the Brazilian Amazon.  
*Ambio* **15(2)**, 74-81.

FEARNSIDE, P.M., 1982, Deforestation in the Brazilian Amazon: How fast is it occurring?  
*Interciencia* **7(2)**, 82-88.

FLINT, E.P., 1994, Changes in Land Use in South and Southeast Asia from 1880 to 1980: A Data Base prepared as Part of a coordinated Research Program on Carbon Fluxes in the Tropics.  
*Chemosphere* **29(9)** 1015-1062.

FLINT, E.P. und RICHARDS, J.F., 1991, Historical Analysis of Changes in Land Use and Carbon Stock of Vegetation in South and Southeast Asia.  
*Can. J. For. Res.* **21**, 91-110.

FLORES RODAS, J.G., 1984, Diagnostico del Sector industrial y Alternativas del Solucion. Dirección General Forestal Map, Ministerio de Agricultura y Ganaderia, San José, Costa Rica.

GORNITZ, V., 1985, A Survey of anthropogenic Vegetation Changes in West Africa during the last Century – Climatic Implications.  
*Climate Change* **7(3)**, 285-325.

GRÜBLER, A., 1992, Technology and Global Change: Land-Use, Past and Present. IIASA Working Paper, WP-92-2, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria.

- HALL, C.A.S.; DETWILER, R.P.; BOGDONOFF, P.; UNDERHILL, S., 1985, Land Use Change and Carbon Exchange in the Tropics, I – Detailed Estimates for Costa Rica, Panama, Peru, and Bolivia. *Environ. Manage.* **9**, 313-334.
- HALL, C., 1978, El Café y el Desarrollo histórico-geográfico de Costa Rica. Editorial Costa Rica y Universidad Nacional.
- HANNAH, L.; LOHSE, D.; HUTCHINSON, C.; CARR, J.L.; LANKERANI, A., 1994, A preliminary Inventory of human Disturbance of World Ecosystems. *Ambio* **23**, 246-250.
- HARRISON, P., 1994, Die dritte Revolution: Antworten auf Bevölkerungsexplosion und Umweltzerstörung. Spektrum Akad. Verl..
- HASSELMAN, K.-H., 1991, Problèmes économiques et écologiques des Forêts denses libériennes. *Les Cahier d'Outre-Mer* **44(173)**, 49-60.
- HAXELTINE, A.; PRENTICE, I.C.; CRESSWELL, I.D., 1996, A coupled Carbon and Water Flux Model to predict Vegetation Structure. *J. Veg. Sci.* **7**, 651-666.
- HAXELTINE, A. und PRENTICE, I.C., 1996, A general Model for the Light-Use Efficiency of Primary Production. *Funkt. Ecol.* **10**, 551-561.
- HIRSCH, P., 1990, Forests, Forest Reserve, and Forest Land in Thailand. *The Geographical Journal* **156(2)**, 166-174.
- HOFFSTADT, J. und ESSER, G., 1997, A Modular Structure for Models of Time-evolving Systems. *Mitteilungen aus dem Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen.*
- HOUGHTON, R.A., 1996, Terrestrial Sources and Sinks of Carbon inferred from terrestrial Data. *Tellus* **48B**, 420-432.
- HOUGHTON, R.A. (im Druck), The annual Net Flux of Carbon to the Atmosphere from Changes in Land Use 1850 - 1990. *Tellus* (im Druck).
- HOUGHTON, R.A., 1995, Land-Use Change and the Carbon Cycle. *Global Change Biol.* **1**, 275-287.

HOUGHTON, R.A.; BOONE, J.R. ; FRUCI, J.E.; HOBBIE, J.M.; MELLILO, J.A.; PALM, C.A.; PETERSON, B.J.; SHAVER, G.R.; WOODWELL, G.M., 1987, The Flux of Carbon from terrestrial Ecosystems to the Atmosphere in 1980 due to Changes in Land Use: Geographic Distribution of the global Flux. *Tellus* **39B**, 122-139.

HOUGHTON, R.A.; HOBBIE, J.M.; MELLILO, J.A.; MOORE, B.; PETERSON, B.J.; SHAVER, G.R.; WOODWELL, G.M., 1983, Changes in the Carbon Content of the terrestrial Biota and Soils between 1860 and 1980 : A net Release of CO<sub>2</sub> to the Atmosphere. *Ecol. Monogr.* **53(3)**, 235-262.

INSTITUTO GEOGRAFICO DE AGOSTINI, 1969, World Atlas of Agriculture – Americas, 3, Committee for the World Atlas of Agriculture (eds.), Monographs, Novara, 499 pp.

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), 1992, Deforestation in Brazilian Amazonia. São José dos Campos, Brazil.

JOHNSON, D.W., 1992, Effects of Forest Management on Soil Carbon Storage. *Water Air Soil Pollut.* **64**, 83-120.

KAUPPI, P.E.; MIELIKÄINEN, K.; KUUSELA, K., 1992, Biomass and Carbon Budget of European Forests, 1971 to 1990. *Science* **256**, 70-74.

KEOGH, R.M., 1984, Changes in the Forest Cover of Costa Rica through History. *Turrialba* **34(3)**, 325-331.

KINDERMANN, J. *et al.*, 1993, Structure of a global Carbon Exchange Model for the terrestrial Biosphere: The Frankfurt Biosphere Model (FBM). *Water Air Soil Pollut.* **70**, 675-684.

KOHLMAIER, G.H. *et al.*, 1997, The Frankfurt Biosphere Model: A global Process oriented Model for the seasonal and longterm CO<sub>2</sub> Exchange between terrestrial Ecosystems and the Atmosphere – 2. Global Results for potential Vegetation in an assumed Equilibrium State. *Clim. Res.* **8**, 61-87.

KUMMER, D.M, 1992a, Deforestation in the post-War Phillipines. University of Chicago Press, Chicago.

- KUMMER, D.M, 1992b, Remote Sensing and tropical Deforestation: A cautionary Note from the Philippines.  
Photogrammetric Engineering and Remote Sensing **58(10)**, 1469-1471.
- LARCHER, W., 1994, Ökophysiologie der Pflanzen: Leben, Leistung und Stressbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt.  
5., völlig neubearb. Aufl., Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- LILLEY, S., 1973, Technological Progress and the Industrial Revolution.  
In: Cipolla, C., The Fontana economic History of Europe. Bd. III. London (Fontana).
- LINDBLADE, K.A.; CARSWELL, G.; TUMUHAIRWE, J.K., 1998, Mitigating the Relationship between Population Growth and Land Degradation.  
Ambio **27**, 565-571.
- LIU, D.S.; IVERSON, L.R.; BROWN, S., 1993, Rates and Pattern of Deforestation in the Phillipines: Application of Geographic Information System Analysis.  
Forest Ecology and Management **57**, 1-16.
- LOVELAND, T.R. und BELWARD, A. S., 1997, The IGBP-DIS global 1 km Land Cover Data Set, DISCover: First Results  
International Journal of Remote Sensing **18**, 3289-3295.
- LÜDEKE, M.K.B. *et al.*, 1994, The Frankfurt Biosphere Model: A global Process oriented Model for the seasonal and longterm CO<sub>2</sub> Exchange between terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, 1, Model Description and illustrating Results for the Vegetation Types cold deciduous and boreal Forests.  
Clim. Res. **4**, 143-166.
- MALINGREAU, J.-P. und TUCKER, C.J., 1988, Large-Scale Deforestation in the Southeastern Amazon Basin of Brazil.  
Ambio **17**, 49-55.
- MCEVEDY, C. UND JONES, R., 1978, Atlas of World Population History, Facts on File, New York, pp.342 - 351.
- MEADOWS, D., 1972, Die Grenzen des Wachstums: Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit. Dt. Verl.-Anst..
- MEYER, W.B. und TURNER II, B.L., 1992, Human Population Growth and global Land-Use/Cover Change.  
Ann. Rev. Ecol. System. **23**, 39-61.
- MYERS, N., 1991.  
Clim. Change **19(3)**.

NEPSTAD, D.C.; KLINK, C.A.; UHL, C.; VIEIRA, I.C.; LEFEBVRE, P.; PED-  
LOWSKI, M.; MATRICARDI, E.; NEGREIROS, G.; BROWN, I.F.; AMARAL, E.;  
HOMMA, A.; WALKER, R., 1997, Land-Use in Amazonia and the Cerrado of Bra-  
zil.

Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association of the Advancement of Science  
**49 (1/2)**, 73-86.

OLSON, J.S., 1992, Olson World Ecosystems Classes Version 1.4D, World Eco-  
systems (WE1.4). Digital Raster Data on a 10-minute geographic 1080×2160 Grid.  
In: Global Ecosystems Database, Version 1.0: Disc A. Bolder, CO: National Geophy-  
sical Data Center. 3 independent single-attribute spatial Layers on CD-ROM, 5 MB.

OLSON, J.S.; WATTS, J.A.; ALLISON, L.J., 1982, Carbon in live Vegetation of  
major World Ecosystems.

ORNL-5862, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge.

PEREZ, S. und PROTTI, F., 1978, Comportamiento del Sector forestal durante  
el Periodo 1950–1977.

Oficina de Planificación Sectorial Agropecuaria OPSA. DOC-OPSA-15. San José  
1978.

POORE, D., 1989, No Timber without Trees, London (Earthscan), S.196.

PRENTICE, C.; CRAMER, W.; HARRISON, S.P.; LEEMANN, R.; MONSERUD,  
R.A., 1992, A global Biome Model based on Plant Physiology and Dominance, Soil  
Properties and Climate.

Journal of Biogeography **19**, 117-134.

RAMANKUTTY, N. und FOLEY, J.A., 1998a, Estimating historical Changes in Land  
Cover: North American Croplands from 1850 to 1992.

Global Ecology and Biogeography Letters, submitted.

RAMANKUTTY, N. und FOLEY, J.A., 1998b, Characterizing Patterns of Land Use:  
An Analysis of global Croplands Data.

Global Biogeochemical Cycles **12**, 667-685.

RICHARDS, J.F. und FLINT, E.P., with R.C. Daniels, Editor, 1994, Historic Land  
Use and Carbon Estimates for South and Southeast Asia: 1880 – 1980, Environmen-  
tal Sciences Division Publ. No. 4147, Carbon Dioxide Information Analysis Center,  
Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. Numeric Data Package of Tables,  
GIS Maps, and Text, published as ORNL/CDIAC-61 NDP-46.

RICHARDS, J.F.; OLSON, J.S.; ROTT, R.M., 1983, Development of a Data  
Base for Carbon Dioxide Releases resulting from Conversion of Land to agricultural  
Uses. Institute for Energy Analysis, Oak Ridge Associated Universities, Oak Ridge,  
Tennessee 37831 (ORAU/IEA-82-10M, ORNL/TM-8801).

RICHARDS, J.F. und TUCKER, R.P., 1988, World Deforestation in the Twentieth Century. Duke University Press.

SADER, A.S. und JOYCE, A.T., 1988, Deforestation Rates and Trends in Costa Rica, 1940 to 1983.  
*Biotropica* **20**(1), 11-19.

SCHAAFHAUSEN-BETZ, S., 1986, Auswirkungen spontaner Landnahme in Ostkalimantan. Berliner geographische Studien Bd. 27, Herausgeber: Hofmeister, B., Voss, F., Technische Universität Berlin.

SCHOLZ, U., 1988, Ursachen der Waldzerstörung in den Tropen Asiens. Natürliche Ressourcen und ländliche Entwicklungsprobleme der Tropen. Festschrift für Walther Manshard. Hrsg. Rüdiger Mäkel u. Wolf-Dieter Sick. Franz Steiner Verlag Wiesbaden GmbH, Stuttgart.

SCHLESINGER, W.H., 1986, Changes in Soil Carbon Storage and associated Properties with Disturbance and Recovery.  
In: *The Changing Carbon Cycle: A global Analysis*, edited by J.R. Trabalka, and D.E. Reichle, pp. 195-220, Springer-Verlag, New York.

SCHMITHÜSEN, J., 1976, Atlas zur Biogeographie.  
Bibliographisches Institut Mannheim/Wien/Zürich.

SEDJO, R.A., 1992, Temperate Forest Ecosystems in the global Carbon Cycle.  
*Ambio* **21**, 274-277.

SHUKLA, J.; NOBRE, C.; SELLERS, P.J., 1990, Amazon Deforestation and Climate Change.  
*Science* **247**, 1322-1325.

SKOLE, D. und TUCKER C., 1993, Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988.  
*Science* **260**, 1905-1910.

STONE, T.A.; SCHLESINGER, P.; HOUGHTON, R.A.; WOODWELL, G.M., 1994, A Map of the Vegetation of South America based on Satellite Imagery.  
*Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **60**(5), 541-551.

STONE, T.A.; BROWN, F.; WOODWELL, G.M., 1991, Estimation, by Remote Sensing, of Deforestation in central Rondonia, Brazil.  
*Forest Ecology and Management* **38**, 291-304.

- STOORVOGEL, J.J. und FRESCO, L.O., 1996, Quantification of Land-Use Dynamics: An Illustration from Costa Rica. *Land Degradation and Development* **7**, 121-131.
- SUSSMAN, R.W.; GREEN, G.M.; SUSSMAN, L.K., 1994, Satellite Imagery, Human Ecology, Anthropology, and Deforestation in Madagascar. *Human Ecology* **22(3)**, 333-354.
- THOMLINSON, R., 1975, Demographic Problems, Controversy over Population Control. Second Edition, Table 1.
- TIESSEN, H.; STEWART, J.W.B.; BETTANY, J.R., 1982, Cultivation Effects on the Amount of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Grassland Soils. *Agron. J.* **74**, 831-835.
- TUCKER, C.J.; TOWNSHEND, J.R.G; GOFF, T.E., 1985, African Land-Cover Classification using Satellite Data. *Science* **227**, 369-375.
- UNITED STATES CENSUS BUREAU, 1999, <http://www.census.gov/ipc/www/img/worldpop.gif>.
- VILBULSRETH, J.; RATANASERMPONG, S.; RODPROM, C., 1987, Remote Sensing Application to Forestry in Thailand. Study Week on Remote Sensing and its Impact on Developing Countries. Citta del Vaticano. *Pontificiae Academiae Scientiarum Scripta Varia* **6**, 237-249.
- WALKER, J.; BULLEN, F.; WILLIAMS, B.G., 1993, Ecohydrological Changes in the Murray-Darling-Basin. I. The Number of Trees cleared over two Centuries. *Journal of Applied Ecology* **30**, 265-273.
- WOODWELL, G.M.; HOUGHTON, R.A.; STONE, A.S., PARK, A.B., 1986, Changes in the Area of Forests in Rondonia, Amazon Basin, measured by Satellite Imagery. In: *The changing Carbon Cycle - A global Analysis*, Springer-Verlag, New York.
- WRI (World Resources Institute), 1990, *World Resources 1990-91: A Report by the World Resources Institute in Collaboration with the United Nations Environment Program and the United Nations Development Program*. Oxford University Press, New York.
- ZAI MECHE, S.E., 1994, The Consequences of rapid Deforestation: A North African Example. *Ambio* **23(2)**, 136-140.

## Epilog

„Man kann die Wissenschaft bezweifeln und verspotten, auch die Genetik, auch die Paläontologie, aber die Wissenschaften sind Fernrohre, wir halten sie gelegentlich ans Auge und dann sehen wir dies: es gab Unendlichkeiten von menschlichen und außermenschlichen Stufungen und Gestaltungen vor uns, außer uns, fern von uns. Das bißchen Breitengrad, das bißchen Klima, die Kleidung, die Ernährung unseres augenblicklichen kleinen Erdteils und unsere Wertungen, Stimmungen, Strebungen, unsere Ideale, unsere Philosophie – wie verhält sich dies? Was ich vermisse, ist die Schrift über den häuslichen Charakter der Axiome und die Geographie der Apriori, die klimatische Entschuldigung für so viel Staub.“

Gottfried Benn, 1949

## Danksagung

Ich bedanke mich bei allen, die zum Entstehen dieser Diplomarbeit beigetragen haben. An erster Stelle nenne ich Prof. Gerd Esser, der diese Arbeit wie ein guter Hirte betreute und dessen Tür – so etwas gibt es wirklich! – immer für mich offenstand, wenn es Fragen gab. Ihm verdanke ich die wichtige Erkenntnis, daß man auf solider wissenschaftlicher Basis kreativ querdenken kann. Im Laufe unserer Zusammenarbeit hat Prof. Esser meine etwas weniger soliden „Spekulationen“ und Intuitionen stets tapfer ertragen. Ich bin guter Dinge, daß dies auch in Zukunft so bleiben wird. Ich bedanke mich ganz besonders bei Uwe Wittenberg, meinem „zweiten großen Bruder“, und Johannes Hoffstadt, die mir für diese Diplomarbeit in stoischer Ruhe bzw. christlichem Eifer viel von ihrem Wissen weitergegeben haben. Durch sie erfuhr ich zum Beispiel, daß Latex nicht nur für ästhetisch-enganliegende Kleidungsstücke, sondern auch für ästhetisch-wissenschaftliche Schriftstücke, wie dieses hier, verwendet wird – dann allerdings als „Latech“ ausgesprochenes Satzprogramm. Es ist schade, daß beide inzwischen die Arbeitsgruppe verlassen haben, um ihr Glück in der „freien“ Wirtschaft zu suchen. Ich bedanke mich natürlich ebenso herzlich bei Jens Kattge, der zum Glück hiergeblieben ist. Dank seines akribischen Korrekturlesens hat diese Diplomarbeit an Klarheit der Formulierung und formal gewonnen. Ein Dankeschön richte ich auch an Birgit Drescher, die mit der mühevollen Digitalisierung der Schmithüsen-Karten gerade so zeitig fertig geworden ist, daß ich sie als Zusatzinformation für meine Graphiken verwenden konnte. Ein großes internationales Dankeschön sende ich „across the Ocean“ ans Woods Hole Research Center, Massachusetts, wo mir „Skee“ Richard Houghton, Joe Hackler, Thomas Stone und Peter Schlesinger insachen Landnutzungsänderungen in den USA und Brasilien sehr weitergeholfen haben. Wie dem Leser sicherlich aufgefallen ist, besitzt diese Diplomarbeit in manchen Abschnitten einen staubtrockenen Charakter. Damit dieses wissenschaftliche Erstlingswerk nicht staubtrocken endet, will ich es mit meiner persönlichen Intuition beschließen:

„Ich hoffe, daß das Sezieren des Lebendigen irgendwann ein Ende nimmt. Ich glaube fest daran, daß die Tage der Nekrologen gezählt sind. Ich bin sicher, die Zukunft gehört der Biologie!“

Stefan Kühn, 8. Juli 1999