Christian Haas.

Indikatoren für nachhaltige Entwicklung

Die Reform der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung am Beispiel Malaysia und Indien

Schriftenreihe des IÖW 113/97

i | ö | w
INSTITUT FÜR
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

Christian Haas

Indikatoren für nachhaltige Entwicklung

Die Reform der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung am Beispiel Malaysia und Indien

Schriftenreihe des IÖW 113/97

Berlin 1997

ISBN 3-932092-12-0

Vorwort

Mein besonderer Dank gilt Alex MacGillivray, der sowohl für die theoretische als auch organisatorische Umsetzung eine wesentliche Stütze war. Die Ermittlung der Datensätze für den empirischen Teil dieser Studie wären jedoch ohne den Beistand von Prensager Dongre, Mr. Hans Raj und den Teams des WWF India und WWF Malaysia nicht möglich gewesen.

Für wertvolle Kritik an früheren Versionen dieser Arbeit sei Regina Butterwegge, Carsten Helm, Beate Rösler und Barbara Schlegel gedankt.

Inhaltsverzeichnis

ABKÜRZUNGEN III

VERZEICHNIS DER TABELLEN UND ABBILDUNGEN V

TEIL 1: DIE THEORIEGESCHICHTLICHE ENTSTEHUNG DES PARADIGMAS DER NACHHALTIGEN ENTWICKLUNG

1. NATUR, WACHSTUM, FORTSCHRITT UND KNAPPHEIT IN DER POLITISCHEN UND ÖKONOMISCHEN IDEENGESCHICHTE UND DIE ENTWICKLUNGSTHEORETISCHE UMSETZUNG IN DER MODERNISIERUNGSTHEORIE 6

2. DIE VERTEILUNGSPOLITISCHE HERAUSFORDERUNG: DIE GRUNDBEDÜRFNISDEBATTE 9

3. DIE ÖKOLOGISCHE HERAUSFORDERUNG: GLOBALE GRENZEN DES WACHSTUMS 12

4. DER NEUE ENTWICKLUNGSPOLITISCHE KONSENS: NACHHALTIGE ENTWICKLUNG 14

5. NEOKLASSISCHE KRITIK: DIE ÖKOLOGISCHE KUZNETS-KURVE 16

TEIL 2: OPERATIONALISIERUNGSANSÄTZE DES KONZEPTS DER NACHHALTIGEN ENTWICKLUNG

1. REFORM UND ERWEITERUNG DES KLASSISCHEN VOLKSWIRTSCHAFTLICHEN KAPITALBEGRIFFS 22

1.1. HUMANKAPITAL 23
1.2. ÖKOLOGISCHES KAPITAL 26
1.3. SUBSTITUIERBARKEIT DER KAPITALFORMEN: ABGRENZUNG ZWISCHEN ÖKONOMISCHER UND ÖKOLOGISCHER NACHHALTIGKEIT MIT HILFE EINES FORMALEN MODELLS EINER GESCHLOSSENEN VOLKSWIRTSCHAFT 27

2. METHODISCHE PROBLEME BEI DER MONETARISIERUNG ÖKOLOGISCHER INDIKATOREN IM KONTEXT EINER REFORMIERTEN VGR 32

2.1. MULTIPLE WERTE ÖKOLOGISCHER GÜTER 33
2.2. DIE MONETÄRE BEWERTUNG ÖKOLOGISCHER GÜTER MITTELS REALER MARKTINFORMATIONEN 35
2.2.1. Nicht-erneuerbare Ressourcen 35
2.2.2. Erneuerbare Ressourcen 39
2.3. DIE MONETÄRE BEWERTUNG ÖKOLOGISCHER GÜTER MIT HILFE SEKUNDÄRER MÄRKTE 41
2.3.1. Reisekostenansatz 41
2.3.2. Hedonic Pricing 42
2.3.3. Dose-response Ansätze 43
2.4. DIE MONETÄRE BEWERTUNG ÖKOLOGISCHER GÜTERN MITTELS HYPOTHETISCHER MARKTINFORMATIONEN: ZAHLUNGSBEREITSCHAFTS- UND KOMPENSATIONSAKZEPTANZANALYSE 43

3. DIE INTEGRATION EINES ERWEITERTEN KAPITALBEGRIFFS IN EINE REFORMIERTE VOLKSWIRTSCHAFTLICHE GESAMTRECHNUNG (VGR) 45

3.1. DIE HISTORISCHE ENTSTEHUNG DER VGR UND IHRE ZUNEHMENDE DISKREDITIERUNG 45
3.2. DIE BEHANDLUNG DES NATÜRLICHEN KAPITALS IN EINER REFORMIERTEN VGR 47
3.2.1. Ermittlung der monetären Abschreibung des natürlichen Kapitals 47
3.2.2. Material- und Energiebilanzen (physische Input-Output Tabellen) 50

3.2.3. Grenzüberschreitende externe Effekte und globale Märkte für ökologische Güter *52*
3.3. ANSÄTZE ZUR ERFASSUNG VON HUMANKAPITAL 54

4. VON NACHHALTIGKEIT ZU NACHHALTIGER ENTWICKLUNG: ANSÄTZE ZUR REFORM DES BRUTTOINLANDSPRODUKTS ZU EINEM BEDÜRFNISORIENTIERTER ENTWICKLUNGSINDIKATOR 55

4.1. INDIKATOREN ZUR MESSUNG VON GRUNDBEDÜRFNISORIENTIERTERENTWICKLUNG 55
4.2. DEFENSIV- UND ERHALTUNGSAUSGABEN 58
4.3. UMFASSENDE WOHLFAHRTSINDIKATOREN 60

TEIL 3: DIE REFORM DER VGR IN ENTWICKLUNGSLÄNDERN: NACHHALTIGE ERSPARNIS ALS INDIKATOR NACHHALTIGER ENTWICKLUNG

1. DAS KONZEPT DER NACHHALTIGEN ERSPARNIS 65

2. DIE NACHHALTIGE ERSPARNIS MALAYSIAS 69

2.1. DATENLAGE, BESTEHENDE ANSÄTZE UND FORSCHUNGSPROJEKTE 69
2.2. BERECHNUNGEN 69
2.3. ANALYSE DER ERGEBNISSE 80

3. DIE NACHHALTIGE ERSPARNIS INDIENS 81

3.1. DATENLAGE, BESTEHENDE ANSÄTZE UND FORSCHUNGSPROJEKTE 81
3.2. BERECHNUNGEN 82
3.3. ANALYSE DER ERGEBNISSE 90

ZUSAMMENFASSUNG 95

ANHANG **100**

Abkürzungen

ADB	Asian Development Bank
APDC	Asia Pacific Development Center
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BSP	Bruttosozialprodukt
BV	Vererbungswert eines ökologischen Gutes (Bequest Value)
CEPA	United Nations Draft Classification of environmental protection activities
CNFA	United Nations Draft Classification of non-financial assets
CO_2	Kohlendioxid
CPCB	Central Pollution Control Board (Government of India)
CSD	United Nations Commission on Sustainable Development
CSO	Central Statistical Office (Government of India)
DUV	Direkter Nutzungswert eines ökologischen Gutes (Direct Use Value)
EPU	Economic Planning Unit (Government of Malaysia)
EV	Existenzwert eines ökologischen Gutes (Existence Value)
FAO	Food and Agricultural Organisation
GATT	General Agreement on Tariffs and Trade
GDP	Gross Domestic Product
GEF	Global Environment Facility
GNP	Gross National Product
GOI	Government of India
GOM	Government of Malaysia
GPI	Genuine Progress Indicator
GS	Echte Ersparnis (genuine savings)
HDI	Human Development Index
IBIDI	Independent Bureau for International Development Issues
IBRD	International Bank for Reconstruction and Development
ISEW	Index of Sustainable Economic Welfare
IUCN	International Union for the Conservation of Nature
IUV	Indirekter Nutzungswert eines ökologischen Gutes (Indirect Use Value)
M$	Malaysian Dollars (Malaysische Landeswährung)
NGO	Non-governmental Organisation
NRSA	National Remote Sensing Agency
NUV	Nichtnutzungswert eines ökologischen Gutes (Non-use Value)
OECD	Organisation of Economic Cooperation and Development
OV	Optionswert eines ökologischen Gutes (Option Value)
PPP	Purchasing Power Parity
PQLI	Physical Quality of Life Index

RIVM	National Institute of Public Health and Environmental Protection
Rs	Rupees (indische Landeswährung)
SEEA	System of Environmental and Economic Accounting
SO_2	Schwefeldioxid
SPS	Schwebende partikulare Stoffe
SS	Nachhaltige Ersparnis (sustainable savings)
TMC	Total Material Consumption
TV	Gesamtwert eines ökologischen Gutes (Total Value)
UN	United Nations
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development
UNCTAD	United Nations Conference on Trade and Development
UNDP	United Nations Development Programme
UNEP	United Nations Environment Programme
UNESCAP	United Nations Economic and Social Commission for Asia and the Pacific
UNRISD	United Nations Research Institute for Social Development
UNSTAT	United Nations Statistical Office
USAID	United States Agency for International Development
UV	Nutzungswert eines ökologischen Gutes (Use Value)
VGR	Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung
WCED	World Commission on Environment and Development
WCMC	World Conservation Monitoring Center
WCS	World Conservation Strategy
WRI	World Resources Institute
WTO	World Trade Organisation
WWF	World Wide Fund for Nature (international, falls nicht anders angegeben)

Tabellen und Abbildungen

Tabelle 1 Intraregionale Materialbilanz der Bundesrepublik Deutschland 51

Tabelle 2 Produktivitätsverluste durch Bodenerosion und -versalzung in Indien 84

Abb. 1 Die Kuznets Kurve 10

Abb. 2 Bevölkerungswachstum und landwirtschaftlich nutzbares Land bei Meadows u.a. (1972) 12

Abb. 3 Die ökologische Kuznets Kurve 16

Abb. 4 Komponenten des globalen Gesamtkapitalbestandes nach Regionen 22

Abb. 5 Ökonomische und ökologische Nachhaltigkeit 30

Abb. 6 Modell der Konvertierung von Wald zu landwirtschaftlicher Nutzfläche bei Berücksichtigung multipler Nutzenfunktionen 34

Abb. 7 Grundlegende Charakteristika erneuerbarer Ressourcen 40

Abb. 8 Hamiltonsche Echte Sparquoten für ausgewählte Regionen 1980-1990 48

Abb. 9 Matrix von Lebenszielen und Komponenten der Grundbedürfnisbefriedigung 56

Abb. 10 Index of Sustainable Economic Welfare USA (in US$ und Preisen von 1972) 63

Abb. 11 Übersicht über die Komponenten der echten Ersparnis Malaysias 70

Abb. 12 Nutzerkosten in Prozent der Nettopreise für den malaysischen Waldverlust 73

Abb. 13 Weltmarktpreis für Rohöl 76

Abb. 14 Malaysische Spar- und Investitionsquoten 1973-93 80

Abb. 15 Malaysisches BSP und Abschreibung des natürlichen Kapitals (Mrd M$ in Preisen von 1978) 81

Abb. 16 Übersicht über die Komponenten der echten Ersparnis Indiens 83

Abb. 17 Statistischer Zusammenhang zwischen Kosten- und Fördermengenanstieg in der indischen Erdölindustrie 87

Abb. 18 Indische und internationale Rohölpreise und -kosten 88

Abb. 19 Indische Sparquoten 1973-93 91

Abb. 20 Statistischer Zusammenhang zwischen indischem BIP und Abschreibung des natürlichen Kapitals 92

Abb. 21 Indisches BIP und projiziertes BIP bei einer 100prozentigen Grundeinschulungsrate (BIP^{HC}) 93

Abb. 22 Projizierte Schuldendienste mit und ohne erhöhte Auslandsverschuldung 93

Einleitung

Nature never gives anything to anyone, everything is sold - it is only in the abstraction of ideals that choice comes without consequences.

Ralph Waldo Emerson

Nachhaltige Entwicklung ist zum neuen Schlagwort von Entwicklungspolitikern und Ökologen geworden[1]. Doch wie bei den meisten solcher Schlagworte ist die genaue Bedeutung und insbesondere die Operationalisierung weitgehend unklar. Nachhaltige Entwicklung wird zunehmend als loser Sammelbegriff für sämtliche Ansätze, die sich mit Ökologie und Humanentwicklung beschäftigen, mißbraucht und droht dadurch in die Bedeutungslosigkeit abzurutschen (de Graaf u.a. 1996: 205). Dies wurde auch auf der UN Konferenz für Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro, dem bisher größten realpolitischen Umsetzungsversuch dieses Paradigmas anerkannt. Konsequenterweise verschreibt sich Kapitel 40 der Agenda 21 der Entwicklung von Indikatoren, die es ermöglichen sollen, nachhaltige Entwicklung quantitativ zu erfassen, und so auch eine Konkretisierung des Konzepts zu erreichen (Robinson 1993: 628).

Die Bemühungen zur Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung fallen mit langjährigen wissenschaftlichen Arbeiten zur Erweiterung und Reform der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR) zusammen. Gleichwohl die Defizite des Sozialprodukts als Wohlfahrts- und Entwicklungsindikator seit langem bekannt sind[2], wurde seit Bestehen der VGR sowohl in der Wissenschaft, aber insbesondere in der Politik eine Steigerung der monetär meßbaren Produktion oftmals mit einer gesamtwirtschaftlichen Wohlfahrtssteigerung gleichgesetzt. Ebenso werden entwickelte und unterentwickelte Staaten nach wie vor *de facto* anhand dieses Kriteriums differenziert. Neuere kritische Arbeiten zur VGR bemängeln vor allem, daß die ökologischen Kosten der industriellen Entwicklung bislang unberücksichtigt bleiben, und somit die volkswirtschaftliche Wertschöpfung tendenziell zu hoch eingeschätzt wird (United Nations 1993a; Van Dieren 1995). Diese Kritik bildet die gemeinsame Basis für Forschungen zur Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung und zur Reform der VGR, da beide letztlich eine Integration von Ökologie und Ökonomie in einem volkswirtschaftlichen Entwicklungsindikator anstreben.

---

[1] Die anerkannteste Definition nachhaltiger Entwicklung findet sich im Report der World Commission on Environment and Development (WCED) unter dem Vorsitz von G.H. Brundlandt: "Sustainable Development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs...sustainability implies a concern for social equity between generations, a concern that must logically be extended to equity within each generation" (WCED 1987: xii).

[2] Schon Pareto (1932: 32) zeigte die Absurdität der VGR mit dem Verweis auf, daß das Sozialprodukt sinkt, falls ein Arbeitgeber seine Haushälterin heiratet, da unbezahlte Hausarbeit in der VGR nicht erfaßt wird.

Obwohl die Zeichen niemals zuvor so eindeutig auf Veränderung der VGR standen[3], existiert doch bislang kein allgemein anerkanntes Alternativkonzept, sondern eine verwirrende Vielzahl von Reformansätzen mit recht unterschiedlichen Vorstellungen über die Funktion eines reformierten Sozialprodukts und seiner Derivate. Das Hauptanliegen dieser Arbeit ist es daher, den Beitrag einer reformierten volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung zur Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung einzuschätzen. Dabei soll sowohl ein Überblick über den Stand der theoretischen Debatte als auch über die bestehenden empirischen Reformansätze gegeben werden. Ein besonderer Schwerpunkt wird auf die Frage gelegt, wie relevant die bisherigen Ansätze für Entwicklungsländer sind. Denn obwohl das Paradigma der nachhaltigen Entwicklung aufgrund seiner Entstehungsgeschichte als primär entwicklungspolitisches Konzept zu betrachten ist, beschränkt sich das Gros der bisherigen empirischen Operationalisierungsansätze auf Industrieländer[4]. Diese Arbeit wird daher versuchen, einen empirischen Beitrag zur Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung in Entwicklungsländern zu leisten. Dabei werde ich einen eigenen theoretischen Ansatz vorstellen, der im Kern aus einer reformierten Berechnung der inländischen Ersparnis als Indikator für nachhaltige Entwicklung besteht. Dieser Ansatz beruht in weiten Teilen auf Hamiltons (1995) Konzept der "echten Ersparnis", versucht jedoch zusätzlich die grundbedürfnisorientierte Komponente nachhaltiger Entwicklung zu quantifizieren. Erste empirische Berechnungen einer solchen "nachhaltigen Ersparnis" werden für Malaysia und Indien vorgestellt.

Die Idee, ein reformiertes Sozialprodukt bzw. seine Komponenten als Indikator für nachhaltige Entwicklung zu verwenden, ist nicht unumstritten. So existiert eine beträchtliche Anzahl von Indikatorenforschern wie Anderson (1991), die eine solche Herangehensweise mit dem Verweis ablehnen, daß ein einzelner, hochaggregierter und zudem in monetären Größen ausgedrückter Indikator niemals die Komplexität gesamtgesellschaftlicher Entwicklung wiederspiegeln könne. Diese Kritik wird auch von einigen Anthropologen gestützt, die gerade die monetäre Erfassung der Natur als Kontinuität der eurozentristischen Entwicklungstheorie in der Tradition der westlichen mechanistisch-deterministischen Weltanschauung betrachten (Pepper 1986; Norgaard 1994). Mit Kritik wird auch nicht von Seiten einiger neoklassischer Ökonomen wie Beckerman (1995) gespart, da sie anhand der neueren Forschungen zur ökologischen Kuznets Kurve (Grossman und Krüger 1991; 1994) eine stabile Beziehung zwischen wirtschaftlichem Wachstum und ökologischen Indikatoren auszumachen glauben. Dies würde dem BIP zumindest in der Trendmessung ökonomischer und ökologischer Stromgrößen erneut die Rolle eines superlativen

[3] Reformansätze zur VGR werden derzeit sowohl innerhalb des UN-Systems, der Weltbank, der Europäischen Kommission und in zahllosen Ländern entworfen. Eine gute Übersicht über diese Bemühungen bietet WWF (1995).

[4] Dies wurde auch auf einem Seminar zur Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung in Entwicklungsländern, in Lahore, Pakistan im März 1995 anerkannt: "Indicators currently under discussion in international fora do not reflect the most important determinants of sustainable development in the South. This is not surprising, since Southern governments and civil society have so far had relatively little input into the process of developing those indicators" (Ali 1995: 1).

Indikators zuschreiben, und eine weitere Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung unter Umständen obsolet machen.

Dies wirft die Frage auf, ob der vermeintlich breite Konsens über das Paradigma der nachhaltigen Entwicklung nun bereits zu Beginn der Operationalisierungsphase brüchig wird. Meine These ist jedoch, daß das Konzept der nachhaltigen Entwicklung kein vorübergehender realpolitischer Konsens bzw. eine entwicklungspolitische "Modeerscheinung" ist, sondern die Konsequenz der ökologischen und ökonomischen Ideengeschichte seit der klassischen Ökonomie darstellt und damit auf absehbare Zeit das dominierende entwicklungstheoretische Paradigma bleiben wird. Dies werde ich im ersten Abschnitt begründen und dabei insbesondere auf die Analyse von Wachstum, Fortschritt und Knappheit in der klassischen und neoklassischen Ökonomie und auf die entwicklungstheoretische Debatte seit der Etablierung der Modernisierungstheorie eingehen, die im Paradigma der nachhaltigen Entwicklung kulminierte. Eine theoriegeschichtliche Aufarbeitung ist auch aufgrund der bereits oben angesprochenen zunehmenden Verwässerung des Begriffs notwendig.

Nach der Analyse der Relevanz des Paradigmas der nachhaltigen Entwicklung, die auch als Legitimation für realpolitische Implementierungsversuche und ihrer Diskussion in dieser Arbeit notwendig ist, werde ich im zweiten Kapitel auf theoretische Operationalisierungsansätze mit Hilfe sozialer und ökologischer Indikatoren eingehen. Hierbei stellt sich die Frage, inwieweit Ansätze zur Quantifizierung nachhaltiger Entwicklung und eine Reform der VGR konform gehen können und sollen. Mit anderen Worten geht es darum, ob eine reformierte volkswirtschaftliche Stromgrößenmessung nachhaltige Entwicklung ausreichend quantifizieren kann, oder ob es zusätzlicher Indikatoren bedarf. Dabei werde ich der Definition des Brundtland-Berichts folgen (WCED 1987: xii), von der zwei Hauptkomponenten nachhaltiger Entwicklung abgeleitet werden können: Bedürfnisbefriedigung der gegenwärtigen Generation und Erhalt bzw. Schaffung der Voraussetzungen für Bedürfnisbefriedigung zukünftiger Generationen, wobei letzteres bei Pearce/Atkinson (1993) als Nachhaltigkeit definiert wird. Die überwiegende Mehrheit der bisherigen Forschungsarbeiten zur Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung hat sich bislang ausschließlich auf Nachhaltigkeit konzentriert (z.B. United Nations 1993a; Pearce/Atkinson 1993; Pearce 1995; Hamilton 1995). Dabei wird Nachhaltigkeit im Kern mit einer Aufrechterhaltung des gegenwärtigen volkswirtschaftlichen Gesamtkapitals über die Zeit gleichgesetzt. Eine detaillierte Formalisierung von Nachhaltigkeit soll im ersten Abschnitt des zweiten Kapitels mit Hilfe eines einfachen volkswirtschaftliches Modells entworfen werden, um anhand dieses Modells einige rivalisierende Operationalisierungsansätze zu diskutieren. Eine systematische, quantitative Erfassung des Gesamtkapitals birgt jedoch einige methodische Schwierigkeiten. Obgleich empirische Arbeiten zu dem Ergebnis kommen, daß Sachkapital lediglich 16% des weltweiten Gesamtkapitalbestandes ausmacht (World Bank 1995: 63), ist dies die einzige Kapitalform, dessen periodische Veränderung systematisch (in der VGR) erfaßt wird. Eine hinreichende Operationalisierung von Nachhaltigkeit bedarf daher auf jeden Fall einer Erfassung der übrigen

Komponenten, wie z.B. Humankapital und natürliches Kapital. Eine Integration dieser Kapitalformen in eine erweiterte VGR wirft jedoch insbesondere die Frage nach deren monetärer Bewertung auf. So existiert beispielsweise nach wie vor kein allgemein anerkannter Ansatz zur monetären Erfassung natürlicher Ressourcen obwohl dies eine der originären Fragen der ökologischen Ökonomie ist. Einige bestehende Ansätze sollen daher im zweiten Abschnitt des zweiten Kapitels dieser Arbeit diskutiert werden, um im dritten Abschnitt die wissenschaftliche Fundierung bestehender Ansätze zur Reform der VGR analysieren zu können und eine theoretische Basis für den empirischen Teil dieser Arbeit im dritten Kapitel zu schaffen.

Die bislang in der Forschung zu beobachtende Konzentration auf eine Operationalisierung von Nachhaltigkeit birgt die Gefahr, daß nachhaltige Entwicklung immer mehr mit Nachhaltigkeit gleichgesetzt wird. Dies würde die Relevanz dieses neuen Paradigmas insbesondere für Entwicklungsländer, wo tendenziell keine allgemeine Grundbedürfnisbefriedigung gegeben ist, erheblich schmälern. Im vierten Abschnitt sollen daher Ansätze zur Operationalisierung der ersten Komponente nachhaltiger Entwicklung, die Grundbedürfnisbefriedigung der gegenwärtigen Generation einfordert, diskutiert werden. Hierbei kann auf zahlreiche Arbeiten der achtziger Jahre zurückgegriffen werden (z.B. UNDP 1989; Morris 1981). Eine zentrale Frage wird dabei sein, ob eine Integration von Indikatoren zur Grundbedürfnisbefriedigung in eine reformierte VGR möglich und sinnvoll ist. Denn im Gegensatz zu einer Erweiterung der VGR zur Erfassung des Gesamtkapitalbestandes würde eine Integration sozialer Indikatoren zweifellos ein Sozialprodukt hervorbringen, dessen Funktion nicht mehr in der Erfassung der volkswirtschaftlichen Produktion, sondern vielmehr der nationalen Wohlfahrt liegen würde.

Aufbauend auf der vorangegangenen Theoriedebatte werde ich im dritten Kapitel einen Ansatz zur Reform der VGR vorstellen, mit deren Hilfe nachhaltige Entwicklung hinreichend operationalisiert werden kann, ohne die Funktion der VGR als wirtschaftspolitisches Analyseinstrument zu beeinträchtigen. Dabei werde ich die These vertreten, daß eine Neuberechnung der volkswirtschaftlichen Ersparnis in Form einer "nachhaltigen Ersparnis" einen hinreichenden Indikator für nachhaltige Entwicklung liefert. Dies ist als erster Schritt für eine Integration beider Komponenten nachhaltiger Entwicklung hin zu einem "superlativen" Entwicklungsindikator zu verstehen. Daran anschließend sollen erste Versuche der Berechnung der nachhaltigen Ersparnis Malaysias und Indiens für die Jahre 1973 bis 1993 durchgeführt werden. Neben der Prüfung der Durchführbarkeit einer empirischen Ermittlung der nachhaltigen Ersparnis besteht das Erkenntnisinteresse im Falle Malaysias in einer Überprüfung der oftmals vertretenen These, der wirtschaftliche Erfolg des Landes sei durch einen Raubbau natürlicher Ressourcen erkauft worden (Sahabat Alam Malaysia 1985: 5ff.), was auf einen unnachhaltigen Entwicklungspfad hindeuten könnte. Diese These ist zweifellos auch für Indien relevant, angesichts des in den siebziger und achtziger Jahren im Vergleich zu Malaysia niedrigen Wirtschaftswachstums stellt sich jedoch die Frage, ob ein noch größerer Anteil der Erträge aus dem Abbau natürlicher Ressourcen konsumiert und nicht investiert wurde.

Angesichts der in beiden Ländern vorherrschenden Datenlage mußte zu einem Großteil auf Trendschätzungen und teilweise auch Kostenfunktionen aus dritten Ländern zurückgegriffen werden, was die Signifikanz der Berechnungen als empirische Grundlage für wirtschaftspolitische Schlußfolgerungen sicherlich schmälert. Dennoch bin ich überzeugt mit dieser Arbeit einen empirischen Beitrag zur Indikatorenforschung in Entwicklungsländern zu leisten.

Abschließend möchte ich darauf verweisen, daß diese Arbeit ebenso wie das gesamte Konzept der nachhaltigen Entwicklung, auf den herrschenden Dogmen der westlichen Entwicklungstheorie und neoklassischen ökologischen Ökonomie beruht. Die Beziehungen zwischen Mensch und Natur sind jedoch weitaus komplexer, als es das simplifizierende Gedankengebäude der Neoklassik jemals ausdrücken könnte. Für eine anthropologisch und wissenschaftstheoretisch umfassendere Sichtweise sei daher auf die Arbeiten von Adams (1990), Harvey (1974), Norgaard (1985;1989;1994), Pepper (1986) und Redclift (1992) verwiesen.

I. Die theoriegeschichtliche Entstehung des Paradigmas der nachhaltigen Entwicklung

1. Natur, Wachstum, Fortschritt und Knappheit in der politischen und ökonomischen Ideengeschichte und die entwicklungstheoretische Umsetzung in der Modernisierungstheorie

For the whole world works together in the service of man; and there is nothing from which he does not derive use and fruits [...] insomuch that all things seem to be going about man's business and not their own.
(Bacon, *De Sapientae Veterum*[5])

Reflexionen über das Verhältnis des Menschen zu seiner natürlichen Umwelt finden sich in allen großen Weltreligionen und ziehen sich durch die gesamte Geschichte der westlichen Philosophie. Dabei ist insbesondere kennzeichnend, daß die Natur bis zur Aufklärung als übermächtig, bedrohlich, teilweise auch mystisch und damit als tendenziell unkontrollierbar für den Menschen betrachtet wurde. Diese Wahrnehmung wurde durch die Aufklärung und die damit verbundene wissenschaftliche "Revolution" nachhaltig verändert (vgl. Schwan 1993: 157ff). Diese nahm ihren Anfang mit Copernicus Schrift *On the Revolutions of the Heavenly Orbs* (1543) und erreichte ihren Höhepunkt mit Isaac Newtons *Mathematical Principles of Natural Philosophy* (1687). Das Newtonsche Paradigma kann als die bis heute gültige philosophische Legitimation für die wissenschaftliche Erforschung der Natur betrachtet werden (Pepper 1986: 46). Kennzeichnend für dieses Paradigma ist ein mechanistisch-deterministisches Weltbild, wonach das Universum einmal in Gang gesetzt wurde und seither gemäß zu erforschenden Gesetzen seinen unendlichen Gang nimmt. Die Kenntnis der naturwissenschaftlichen Gesetze versetzte den Menschen jedoch nicht nur in die Lage, die natürliche Umwelt zu erklären, sondern auch gemäß seinen Vorstellungen formen zu können (ebenda). Mit diesem Determinismus einhergehend war ein Reduktionismus, der alle Objekte und Lebensformen als einen Aggregatzustand chemischer und physischer Materie definierte, die sich mit Hilfe der Mathematik analysieren lassen. Einzig ausgenommen hiervon wurde der menschliche Geist, was sich in Descartes metaphysischer Abgrenzung des Menschen von seiner natürlichen Umwelt wiederfindet (vgl. Cottingham 1993: 53ff.). Thomas (1983: 167) sieht eben diesen Cartesischen Dualismus und weniger die Verbreitung der christlichen Religion, die den Menschen als Herrscher über die Natur setzt, als Voraussetzung für die Trennung des Menschen von seiner natürlichen Umwelt und die daraus abgeleitete Überlegenheit des Menschen über alle anderen Lebensformen.

Dieser Dualismus war auch die Grundlage für die Entstehung der klassischen Ökonomie, die den naturwissenschaftlichen Determinismus und Reduktionismus entlieh, um menschliches

[5] zitiert in Pepper 1986: 44

ökonomisches Handeln zu erklären und zu prognostizieren (Pearce/Turner 1990: 10). Nichts desto trotz waren sich die Klassiker den Grenzen, die ihnen ihre natürliche Umwelt auferlegte, wohl bewußt. Schließlich war es ihr erkenntnisleitendes Interesse, wie eine Gesellschaft die gegebenen knappen Ressourcen (Boden, Arbeit und Kapital) so verwenden kann, daß sie langfristig ihren Wohlstand maximieren kann (Rostow 1990: 34). Entscheidender Faktor für eine optimistische oder pessimistische Beurteilung des Wachstumspotentials war hierbei die Einschätzung des technischen Fortschritts zur Effizienzsteigerung und damit einhergehender Minimierung des Verbrauchs natürlicher Ressourcen. Die prominenteste pessimistische Sichtweise findet sich in Thomas Malthus (1789) *Essay on the Principle of Population*. Bei weitgehender Ignorierung eines möglichen technischen Fortschritts stellte er die simple Rechnung auf, daß die Bevölkerung exponentiell, die landwirtschaftliche Produktion hingegen nur linear wachse. Die sinkende landwirtschaftliche Pro-Kopf Produktion führe somit letztlich zu einem Gleichgewichtszustand mit konstanter Bevölkerungszahl und einem Pro-Kopf Einkommen auf Subsistenzniveau (die "Bevölkerungsfalle"). Hieraus leitete er die Notwendigkeit der Geburtenkontrolle ab, falls Hungersnöte und Kriege die Bevölkerung nicht auf „natürlichem" Wege auf das Subsistenzgleichgewicht reduzieren sollen (vgl. Harvey 1974: 258). Im Gegensatz hierzu steht der Wachstumsoptimismus Adam Smiths, der sich jedoch im wesentlichen aus der Ignorierung des gegebenen Bestandes an natürlichen Ressourcen ergibt und somit auch keine kritische Einschätzung des technischen Fortschritts zur Bewertung des langfristigen Wachtumspotentials notwendig macht. Die Wachstumsrate einer Volkswirtschaft (W_Y) ergibt sich für ihn aus der Summe der Wachstumsraten der Arbeitsproduktivität (W_π), die exogen bestimmt wird, der Erwerbsquote (W_e) und der Bevölkerung (W_B):

$$W_Y = W_\pi + W_e + W_B \qquad \text{(I.1)}$$

Smith hielt somit beständiges Wirtschaftswachstum für theoretisch möglich (vgl. Krelle 1988: 34). David Ricardo hingegen sah ähnlich wie Thomas Malthus die langfristigen Wachstumsmöglichkeiten eher pessimistisch. Dies beruht auf seiner zentralen Annahme, daß die landwirtschaftliche Produktion dem Gesetz des abnehmenden Grenzertrags unterworfen sei. Zusätzlich unterstellte er negative Skalenerträge, da bei ausgeweiteter Produktion immer schlechtere Böden kultiviert werden müßten (vgl. Pearce/Turner 1990: 6).

Während sowohl Malthus als auch Ricardo wirtschaftliches Wachstum als grundsätzlich moralisch positiv bewerteten, führte Mill als erster Ökonom eine kritische Betrachtung des hierbei implizierten Fortschrittsbegriffs an. Als wünschenswertes Ziel wirtschaftlicher Entwicklung sah er eine steady state economy mit gleichbleibender Bevölkerungszahl und konstantem Kapitalstock, aber kontinuierlich sinkenden Arbeitsangebots aufgrund technischen Fortschritts, was Humanressourcen für die Entfaltung der Kultur und des sozialen Fortschritts freisetzten würde[6]. Die hierin implizierte Sichtweise, daß Knappheiten letztlich nicht ausschließlich

[6] Mills Abneigung gegen die mit zunehmendem Wirtschaftswachstum verbundenen gesellschaftlichen Veränderungen wird besonders deutlich in folgendem Zitat: „Volkswirtschaftler müssen sich, mehr oder weniger deutlich, schon

natürliche Gegebenheiten sind, sondern durch die kapitalistische Gesellschaft zum sozialen Konstrukt transformiert werden und somit subjektiver Natur sind, findet sich explizit bei Hobbes. Er vertrat die These, daß alle Güter letztlich positioneller Natur seinen, d.h. sie würden nicht um ihrer selbst bzw. ihres Gebrauchswertes willen nachgefragt, sondern weil andere sie ebenfalls begehren (vgl. Hampsher-Monk 1992: 14).

Das Interesse der klassischen Ökonomen am langfristigen Wachstumsprozeß einer Volkswirtschaft wurde unter der frühen Neoklassik (bis zum Ende des zweiten Weltkrieges) nicht konsequent weiterverfolgt. Dies läßt sich hauptsächlich mit der Zuwendung zur statischen Gleichgewichtsanalyse erklären. Natürliche Ressourcen wurden exogenisiert und so als *de facto* unendlich verfügbar behandelt. Das Streben nach einer steady state economy, die den gegebenen Knappheiten ein Ende bereitet, findet sich erst bei Keynes wieder, dieser Teil seiner Arbeit rückte aber zugunsten seiner statischen Ungleichgewichtsanalyse in den Hintergrund (vgl. Boyle 1994: 7). Eine Dynamisierung seiner Ungleichgewichtsanalyse findet sich jedoch in den Wachstumstheorien von Harrod (1939) und Domar (1946) wieder[7]. Die Kernaussage des Harrod-Domar Modell besagt, daß das Wachstum einer Volkswirtschaft ($\Delta Y/Y$) durch die Sparquote (s) und die Kapitalintensität (k) bestimmt wird[8]:

$$\frac{\Delta Y}{Y} = \frac{s}{k} \qquad \text{(I.2)}$$

immer dessen bewußt gewesen sein, daß eine Steigerung von Wohlstand nicht endlos sein kann. Daß am Ende dessen, was sie als *Zustand des* Fortschritts bezeichnen, ein Zustand des Stillstandes steht, daß jede Steigerung von Wohlstand nicht mehr als ein Aufschieben dieses Zustandes bedeutet und jeder Schritt nach vorn uns diesem Zustand näher bringt. [...] Wir haben diesen Zustand nur noch nicht erreicht, weil das Ziel sozusagen vor unseren Augen flieht. Ich kann [...] den Zustand des Stillstandes von Kapital und Wohlstand nicht mit jener natürlichen Abneigung betrachten, wie sie den Volkswirtschaftlern der alten Schule zu eigen ist. Vielmehr bin ich zu dem Schluß gekommen, daß er im Großen und Ganzen eine deutliche Verbesserung unseres jetzigen Zustandes bedeuten würde. Ich muß zugeben, daß ich von dem Lebensideal wenig begeistert bin, das uns von denjenigen ausgemalt wird, die der Meinung sind, es sei der Normalzustand des Menschen, sich abzukämpfen, um voranzukommen; und daß das Getrampel, Schieben, Ellenbogendenken und Einander-in-die-Hacken-Treten, das unsere Umgangsform bestimmt, das erstrebenswerte Schicksal der Menschheit sei [..] (zitiert in Van Dieren 1995: 41).

Die ökonomische Wachstumstheorie bei Mill ist sehr stark an Ricardo angelehnt. Er sah ebenfalls die abnehmenden Grenzerträge in der Landwirtschaft als „die wahren Grenzen der Produktion" und teilte auch Ricardos Überzeugung, daß ein unregulierter Wachstumsprozeß letztlich nur den Grundbesitzern nutzte. Auch wenn sich kein direkter Hinweis auf Geburtenkontrolle bei ihm findet, so wird aus seinen Schriften doch deutlich, daß er eine hohe Bevölkerungsdichte nicht wie Malthus nur aus ökonomischen Gründen, sondern vielmehr aus zivilisatorischen Gründen ablehnt: „There is room in the world, no doubt, and even in old countries, for a great increase of population, supposing the arts of life to go on improving, and capital to increase. But even if innocuous, I confess I see very little reason for desiring it...It is not good for man to be kept perforce at all times in the presence of his species. A world from which solitude is extirpated, is a very poor ideal" (zitiert in Rostow 1990: 101).

7 Die Arbeiten wurden unabhängig voneinander erstellt, ähneln sich aber so stark, daß sie in der Wachstumstheorie meist zu einem Paradigma zusammengefaßt werden (Krelle 1988: 62).

8 Die Sparquote (s) wird als Anteil der Ersparnis (S) am Volkseinkommens (Y) definiert: $s = S/Y$;
Investitionen (I) werden als Veränderungen des Kapitalstocks (K) begriffen: $I = \Delta K$;
Kapitalintensität (k) ist definiert als $k = \Delta K/\Delta Y$;
Der Keynesianischen Identitätsgleichung folgend ist $I = S$, somit ergibt sich $I = k\Delta Y$ oder $sY = k\Delta Y$.
Damit ergibt sich nach Umformung als Wachstumsrate der Volkswirtschaft $\Delta Y/Y = s/k$ (vgl. Krelle 1988: 63ff)

Sowohl technischer Fortschritt als auch natürliche Ressourcen sind exogenisiert. Dies gilt auch für die erste neoklassische Wachstumstheorie, die von Solow (1956) entwickelt wurde[9]. Ebenso wie Harrod und Domar hebt er die Bedeutung der Sparquote als zentrale Determinante für die Wachstumsrate hervor. Harrod und Domars Wachstumsmodell bildete auch die Grundlage für das nach dem zweiten Weltkrieg vorherrschende entwicklungsökonomische Paradigma der Modernisierungstheorie. Konsequenterweise wurde Entwicklung auf einen Prozeß der Kapitalakkumulation reduziert, der sich durch eine Steigerung der Sparquote (durch inländische oder ausländische Ersparnisse) beschleunigen läßt (Todaro 1994: 73). Empirische Überprüfungen der Gültigkeit dieses Modells ergaben jedoch, daß sich lediglich ca. 50% des historisch verzeichneten Wachstums mit Änderungen des Sachkapitalbestandes und des Arbeitsangebots erklären lassen (Blanchard/Fischer 1989). Dies führte zum Aufstieg endogener oder "neuer" Wachstumstheorien, welche die restlichen Komponenten (oft als "Solow Residual" bezeichnet) zu identifizieren und endogenisieren suchten (Ramser 1993: 117). Kritik an den konventionellen Wachstumstheorien Harrods, Domars und Solows wurde jedoch nicht nur aufgrund ihres Versagens in der Erklärung historischer Wachstumsprozesse, sondern auch aufgrund ihres Desinteresses an den Verteilungseffekten des Wachstumsprozeß laut (vgl. Todaro 1994: 88). Harrods und Domars Modell gibt zudem keine Antwort auf die Frage, wie langfristiges wirtschaftliches Wachstum bei begrenzten natürlichen Ressourcen möglich ist. Diese Frage drängt sich bei diesem Modell um so mehr auf, da beide (im Gegensatz zu neoklassischen Wachstumsmodellen) prinzipiell von nur begrenzt substituierbaren Produktionsfaktoren ausgehen und somit eine exogene Begrenzung eines Faktors eine kritischere Bedeutung für das langfristige Wachstumspotential hat[10].

2. Die verteilungspolitische Herausforderung: Die Grundbedürfnisdebatte

Im Gegensatz zu den klassischen Wachstumstheorien Ricardos und Mills wurden Verteilungsaspekte in den neoklassischen und postkeynesianischen Modellen, wie bereits oben erwähnt, weitgehend ignoriert[11]. Die auf diesen Wachstumsmodellen basierende Modernisierungstheorie sieht eine egalitäre Einkommensverteilung denn auch nicht als zentrale entwicklungspolitische Zielvariable[12]. Basierend auf den Erfahrungen in den Industrieländern

---

[9] Die Exogenisierung des technischen Fortschritts im Solow-Modell geht auf die neoklassische Grundannahme zurück, daß technischer Fortschritt unabhängig von den Produzenten- und Konsumentenentscheidungen ist (Todaro 1994: 88).

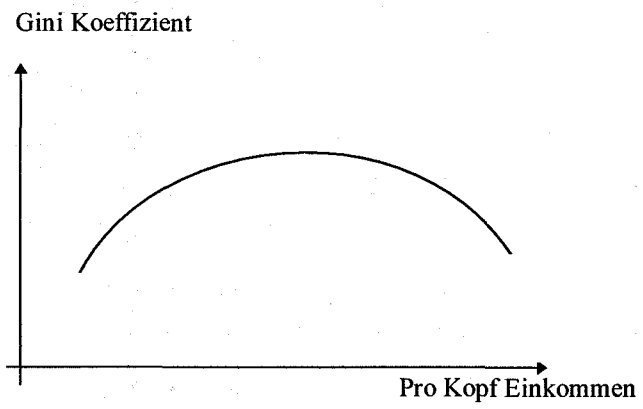
[10] Die Frage nach der Endogenisierung natürlicher Ressourcen stellt sich auch weniger bei Solows Modell, da sich in seinem Modell die Volkswirtschaft hin zu einem steady state Gleichgewicht entwickelt, bei der das Pro-Kopf Einkommen über die Zeit konstant bleibt (vgl. Solow 1956) Somit müssen im steady state keine natürlichen Ressourcen zur Finanzierung von Nettosachkapitalinvestitionen ausgebeutet werden.

[11] Aus Solows Modell läßt sich lediglich der Anteil der Löhne am Volkseinkommen berechnen (vgl. Krelle 1988: 80).

[12] Lewis (1955: 9) erklärte frei heraus: „Our subject matter is growth, not distribution".

gingen Modernisierungstheoretiker vielmehr davon aus, daß eine gleichmäßigere Einkommensverteilung ein Nebenprodukt wirtschaftlichen Wachstums sei, was bei Todaro (1981: 68) als „trickle-down-effect" beschrieben wird[13]. Nur sehr wenige neoklassische Ökonomen haben sich überhaupt einer stringenten Analyse potentieller Interaktionen von Wachstum und Verteilung gewidmet. Herausragend sind hierbei die Arbeiten Simon Kuznets (1955; 1973), der basierend auf seinen empirischen Analysen historischer Wachstumsmuster eine Gesetzmäßigkeit zwischen beiden Variablen auszumachen glaubte. Er kommt zu dem Schluß, daß wirtschaftliches Wachstum zunächst mit einer zunehmenden Einkommensungleichverteilung (gemessen z.B. an einem steigenden Gini Koeffizienten) einhergeht, was sich nach einem Wendepunkt im Wachstumsprozeß jedoch umkehrt[14]. Grafisch läßt sich diese Beziehung als ein inverses „U" darstellen.

Abb. 1: Die Kuznets Kurve



Quelle: Todaro 1994: 154

Als Begründung können folgende Faktoren angeführt werden (vgl. Ferguson u.a. 1996: 12; Todaro 1994:154ff):

- Eine kapitalintensive Entwicklungsstrategie, wie sie sich aus der Modernisierungstheorie ableiten läßt und somit auch kennzeichnend für den europäischen Industrialisierungsprozeß war, schafft vergleichsweise geringe Beschäftigungsmöglichkeiten in einem modernen Sektor, der durch relativ hohe Produktivität und damit auch relativ hohem Lohnniveau charakterisiert ist[15]. So wächst zunächst die Einkommenskluft zum traditionellen Sektor, bis sie aufgrund

[13] Diese historische Betrachtung basierte jedoch nur auf den Erfahrungen des 20. Jahrhunderts und ignorierte die steigende Einkommensungleichverteilung, die für die industrielle Revolution des 19. Jahrhunderts charakterisierend war (Adelman/Robinson 1989: 952).

[14] In seinen empirischen Arbeiten identifiziert er die erste Phase des Wachstumsprozeß, links des Wendepunktes, für England zwischen 1780 und dem letzten Viertel des 19. Jahrhunderts, für Deutschland und den USA von ca. 1840 bis zum Beginn des ersten Weltkrieges. Er stellte sodann Vergleiche zwischen Indien, Ceylon, Puerto Rico, Großbritannien und den USA für die späteren vierziger Jahre an. Hierbei kam er zu dem Ergebnis, daß die Ungleichverteilung in den Entwicklungsländern sehr viel stärker war als in den Industrieländern, was er durch das Fehlen einer Mittelklasse erklärte. Daraus schloß er, daß das Niveau der wirtschaftlichen Entwicklung eine offenbar wichtige Determinante für das Ausmaß der Einkommensverteilung in einem Land sei (vgl. Meier 1970: 97).

[15] Was aus der neoklassischen Annahme folgt, daß sich die Entlohnung am Grenzertrag orientiert (Brandt 1989: 233).

einsetzender Kapitalinvestitionen und damit einhergehenden Produktivitätssteigerungen im Agrarsektor langsam abnimmtt.

- Zusätzlich ist der traditionelle Sektor von einer intrasektoral gleichmäßigeren Einkommensverteilung gekennzeichnet, was sich durch die geringe Arbeitsteilung und die Homogenität des Qualifikationsniveaus erklären läßt.
- Das nachgefragte höhere Qualifikationsniveau im modernen Sektor führt auch dazu, daß die aus dem Agrarsektor freiwerdenden Arbeitskräfte nicht so schnell absorbiert werden, wie im Lewis Modell[16] suggeriert wird.
- Folgt man Liptons (1977) Theorie des „urban bias" werden zudem die einkommenssubventionierenden öffentlichen Ausgaben im modernen urbanen Sektor konzentriert.

Kritik an dieser langfristig doch optimistischen verteilungspolitischen Sichtweise kam vereinzelt bereits Ende der fünfziger Jahre von den Vorläufern der Dependenztheorie (z.B. Prebisch 1959), die eine Industrialisierung und die damit verbundenen Wachstums- und Struktureffekte in Entwicklungsländern aufgrund der von den Industriestaaten diktierten Weltwirtschaftsordnung ausschlossen. Massive Kritik wurde jedoch erst gegen Ende der sechziger Jahre laut, als entgegen den Annahmen des Lewis Modells steigende Löhne im modernen Sektor trotz Überbeschäftigung im traditionellen Sektor in Entwicklungsländern beobachtet wurden (Adelman/Robinson 1989: 970). Diese Kritik richtete sich jedoch weniger an die Gültigkeit der Kuznets-Hypothese, sondern vielmehr an eine verteilungspolitische Laissez-faire Politik. Schließlich schließt das Bestehen einer Kuznets-Kurve nicht die Möglichkeit aus, diese Kurve mittels politischer Interventionen zu verflachen. Folge dieser zunehmenden Kritik war die Entstehung eines entwicklungspolitischen Paradigmas, das nicht wirtschaftliches Wachstum *per se*, sondern die Befriedigung der Grundbedürfnisse zum obersten Entwicklungsziel erklärte (Mehmet 1995: 89). Dies implizierte zwei grundlegend neue Herausforderungen an die Entwicklungspolitik: erstens wurde eine gleichmäßigere Einkommensverteilung, die nicht Pareto-effizient[17] sein muß, durch aktive politische Intervention gefordert; zweitens repräsentierte das Konzept der Grundbedürfnisbefriedigung eine Absage an die bis dahin gültige Gleichsetzung von Entwicklung mit steigendem Pro-Kopf Einkommen, da erstmals explizit non-monetäre Faktoren, wie Zugang zu Gesundheitsdienstleistungen, sauberem Trinkwasser, etc. zu entwicklungspolitischen Zielvariablen gemacht wurden (Burki/Ul Haq 1981: 167). Es erstaunt daher nicht, daß erste wohlfahrtsorientierte Ansätze einer Reform der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung ebenfalls auf diesen Zeitraum datieren (z.B. Tobin/Nordhaus 1972). Gleichzeitig muß jedoch erwähnt

[16] Das Lewis-Modell geht vereinfacht gesagt davon aus, daß ein Arbeitskräfteüberschuß im traditionellen Sektor herrscht, der durch einen expandierenden modernen Sektor absorbiert werden kann (vgl. Todaro 1994: 74).

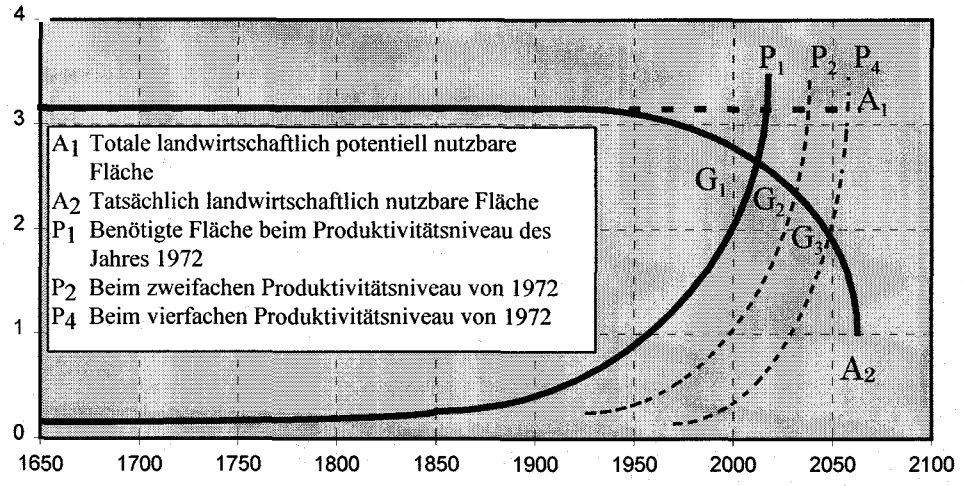
[17] Eine Pareto-effiziente Einkommensverteilung kann nicht durch Umverteilung bestehender Einkommen oder Vermögen erreicht werden, da dies die Steigerung der Wohlfahrt eines Individuums auf Kosten des Wohlfahrtsverlustes eines anderen Individuums implizieren würde (vgl. Mehmet 1995: 18).

werden, daß die zunehmende Unzufriedenheit mit dem Pro-Kopf Einkommen als Indikator für Entwicklung oder Lebensqualität wohl auf die entwicklungspolitische Debatte begrenzt geblieben wäre, hätte sich die neoklassische Wachstums- und Wohlfahrtstheorie nicht in einer globalen Legitimationskrise befunden, was im wesentlichen auf die zunehmend sichtbaren ökologischen Auswirkungen des bis dahin verfolgten Wachstumspfades zurückzuführen ist.

3. Die ökologische Herausforderung: Globale Grenzen des Wachstums

Es dauerte bis zum Jahre 1972, ehe der Wachstumspessimismus eines Thomas Malthus eine wahre Renaissance erleben durfte. Eine Gruppe von Wissenschaftlern um Donella und Dennis Meadows (der Club of Rome) prophezeite mittels einfacher ökonometrischer Berechnungen das baldige Ende der Tragfähigkeit des globalen Ökosystems, falls das rapide Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum nicht so bald wie möglich gestoppt werde, um statt dessen zu einer Art Mill'scher steady state economy zu gelangen (Meadows u.a. 1972: 160). Auch wenn die Effizienzsteigerungen durch technologische Innovationen dabei durchaus berücksichtigt wurden, hielten sie diese jedoch nicht für ausreichend, um das rapide Bevölkerungswachstum und den daraus resultierenden Druck auf die natürlichen Ressourcen zu kompensieren (Meadows u.a. 1972: 140). Ein Beispiel hierfür ist in Abb. 2 ersichtlich: Die wachsende Bevölkerung sorgt für eine zunehmende Nachfrage nach landwirtschaftlicher Nutzfläche, die zum einen natürlich begrenzt ist (A_1) und zum anderen durch den Urbanisierungsprozeß zusätzlich abnimmt (A_2). Selbst wenn es gelänge, die weltweit aggregierte landwirtschaftliche Produktivität vom Niveau des Jahres 1972 (P_1) durch technischen Fortschritt zu vervierfachen (P_4), so würde dies doch lediglich den Nachfrageüberhang nach landwirtschaftlicher Fläche vom Jahr 2000 (G_1) auf das Jahr 2050 (G_3) zu verschieben.

Abb. 2: Bevölkerungswachstum und landwirtschaftlich nutzbares Land



Quelle: Meadows u.a. 1972: 40

Die neoklassische Antwort ließ jedoch nicht lange auf sich warten. Beckerman (1974: 242) bemängelte, die Autoren hätten vergangene Trends auf die Zukunft projiziert, was jedoch völlig absurd sei, da die Menschheit immer in der Lage sei, gefährliche Trends zu erkennen und umzukehren. Eine Verknappung natürlicher Ressourcen werde in deren steigendem Preis angezeigt, was einen Anreiz für die Suche nach neuen Technologien und Substituten bilde. Der Markt sei daher ein Regulator, der ein solches von Meadows u.a. beschriebenes Desaster automatisch abwende. Der technologische Optimismus Beckermans findet sich auch bei Simon (1992) und Simon/Kahn (1984), die zum einen das von Meadows u.a. verwandte ökonometrische Modell und die Verlässlichkeit der hierfür erhobenen Daten, aber auch die theoretische Grundlage ihres neomalthusianischen Ansatzes kritisieren. Ähnlich wie schon Hicks (1930) und Boserup (1981) gingen sie davon aus, daß Bevölkerungsdruck auf knappe natürliche Ressourcen Vorraussetzung für technischen Fortschritt sei:

> The industrial revolution of the last 200 years has been nothing else but a vast secular boom, largely induced by the unparalleled rise in population (Hicks 1930, zitiert in Kelley 1988: 1698)

Technischem Fortschritt seien keine exogenen Grenzen gesetzt, so daß sich theoretisch für alle natürlichen Ressourcen Substitute finden ließen. Es gebe somit keine globalen Grenzen des Wachstums (Simon 1992: 19). Simon/Kahns und Beckermans grenzenloser technologischer Optimismus und die daraus abgeleitete ökologische Laissez-faire-Politik stellten jedoch eher eine Minderheitenposition in der realpolitischen ökologischen Debatte der siebziger Jahre dar, auch wenn sie nach wie vor von einer Reihe neoklassischer Ökonomen vertreten wird. Das Krisendenken des Club of Rome hatte in der Tat den nachhaltigeren Einfluß sowohl auf die wissenschaftliche, als auch auf die politische Agenda. Zeitgleich mit der Veröffentlichung des Buches fand in Stockholm die erste UN Konferenz zur menschlichen Umwelt statt, womit globale ökologische Bedenken zum ersten Mal Eingang in die internationale Regierungsebene gefunden hatten[18]. Auch fiel auf dieser Konferenz zum ersten Mal der Begriff "nachhaltige Entwicklung" (wenn auch nicht als explizit neues entwicklungspolitisches Paradigma), der in den folgenden Jahren von verschiedenen Autoren aufgegriffen und recht unterschiedlich interpretiert wurde. Bemerkenswert ist sicherlich, daß es erstmals gelungen war, ökologische Bedenken überhaupt in die entwicklungspolitische Debatte einzubringen, was in der Abschlußerklärung in etwas vagen Forderungen nach „integrierter Entwicklung" und „rationaler Planung" mündete (Adams 1990: 38). Die Konferenz war aber keinesfalls vom Geist des ersten Club of Rome-Berichts geprägt, da die Entwicklungsländer neomalthusianischen Ideen wenig abgewinnen konnten. So wurden denn keine bevölkerungspolitischen Empfehlungen abgegeben, sondern lediglich mehr Kapital sowie

[18] Als Vorläufer wären lediglich Konservierungsprogramme nationaler und internationaler Organisationen, wie der 1949 gegründeten *Union for the Protection of Nature* zu nennen. Diese Organisationen waren aber nicht von einem globalen ökologischen Krisendenken geleitet (Adams 1990: 20).

stabile Exportpreise für die Entwicklungsländer gefordert, da ökologische Verbesserungen in Entwicklungsländern nur durch weitere wirtschaftliche Entwicklung zu verwirklichen seien[19].

4. Der neue entwicklungspolitische Konsens: nachhaltige Entwicklung

Der eigentliche Meilenstein hin zur Etablierung des Paradigmas der nachhaltigen Entwicklung war sicherlich die Veröffentlichung der World Conservation Strategy (WCS) unter der Mitarbeit von IUCN, UNEP und des WWF (IUCN 1980). Im Vergleich zur Stockholm Konferenz trug die WCS erneut eindeutig die Handschrift des neomalthusianischen globalen Krisendenkens. Nachhaltige Entwicklung wurde als quasi synonym zu Konservierung natürlicher Ressourcen verstanden und definiert als „the management of human use of the *biosphere* so that it may yield the greatest sustainable benefit to present generations while maintaining its potential to meet the needs and aspirations of future generations" (eigene Heraushebung; zitiert in Adams 1990: 48). In dieser Definition findet sich zwar erstmals eine explizite Forderung nach intergenerationeller Bedürfnisbefriedigung, die sich jedoch nur auf Bedürfnisse bezieht, deren Befriedigung eine direkte Nutzung des ökologischen Kapitals erfordert und ist daher weniger als entwicklungspolitisches, sondern als rein ökologisches Paradigma zu verstehen.

Diese Reduzierung wurde in *"Our Common Future"*, dem Bericht der United Nations World Commission on Environment and Development (WCED 1987) aufgegeben. Neben einer umfassenden Analyse der Zusammenhänge zwischen Armut, Bevölkerungswachstum und Umweltzerstörung ist es der Verdienst dieses Reports, ökonomische Entwicklung und eine Sicherung des Ökosystems in ihrer wechselseitigen Abhängigkeit zu betrachten, anstatt wie bei Meadows u.a. (1972) diese beiden Aspekte als grundsätzlich inkompatibel zu begreifen oder wie die WCS (IUCN 1980) ihre Interaktionen weitgehend zu ignorieren. Die Autoren von *Our Common Future* sehen sich in der Kontinuität der Brandt-Berichte (IBIDI 1981) und der Palme-Kommission über gemeinsame Sicherheit und konsequenterweise wird darin die These vertreten, daß angesichts der globalen ökologischen Probleme, Industrie- und Entwicklungsländer nur gemeinsam eine langfristige Zukunft sichern können. Eine solche Zukunft werde in den Entwicklungsländern aber nur durch eine erneute Phase wirtschaftlichen Wachstums möglich sein, da Armut ein Hauptfaktor für Umweltzerstörung sei. Dabei wird jedoch an die Grundbedürfnisdebatte der 70er Jahre angeknüpft und der *trickle-down-theory* eine deutliche Absage erteilt. Gefordert wird somit ein bedürfnisorientierter Wachstumsprozeß, der gleichzeitig zukünftigen Generationen ebenfalls ein Recht zur Bedürfnisbefriedigung zuschreibt. Dies läßt sich in der mittlerweile berühmten Definition nachhaltiger Entwicklung des Berichts zusammenfassen:

---

[19] Dies reflektierte vor allem die in der Konferenz oft betonte positive Korrelation von Armut und Umweltzerstörung (Adams 1990: 38). Siehe hierzu auch: Mink, S.D. (1992): Poverty, Population and the Environment. World Bank Discussion Paper No. 189. Washington D.C., USA

> Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs [...] sustainability implies a concern for social equity between generations, a concern that must logically be extended to equity within each generation" (WCED 1987: xii).

Nachhaltige Entwicklung im Sinne des Brundtland-Berichts impliziert somit eine Abkehr von der modernisierungstheoretischen Gleichsetzung von steigendendem Pro-Kopf-Einkommen mit steigender gesamtgesellschaftlicher Wohlfahrt[20], aber auch die Absage an die undifferenzierte Nullwachstums-Prämisse des Club of Rome. Letzeres geht nicht nur auf die in den achtziger Jahren fortgeschrittenen Analysen der Zusammenhänge zwischen Armut und Umweltzerstörung, sondern auch auf eine differenziertere Betrachtung des Wachstumsprozeß zurück (Mikesell 1992: 10). Gerade weil das Sozialprodukt keinerlei Auskunft über die Beeinträchtigung der natürlichen Umwelt gibt, macht es keinen Sinn *a priori* einen Zusammenhang zwischen ökologischen Indikatoren und BIP-Wachstum herzustellen (Jacobs 1991: 56). Zweite Prämisse des Nachhaltigkeitsbegriffs im Brundtland-Berichts ist eine tendenziell egalitäre intergenerationelle Wohlfahrtsverteilung.

Der Durchmarsch des Paradigmas der nachhaltigen Entwicklung auf nahezu alle Regierungs- und Nichtregierungsebenen (Jacobs 1991: 60) beruht sicherlich auf der erstmals geglückten theoretischen Symbiose von neoklassischer Ökonomie, globalen ökologischen Bedenken (was, wie gezeigt, zusammengenommen in weiten Teilen eine Wiederbelebung der klassischen Ökonomie ist) und dem entwicklungspolitischen Grundbedürfnisansatz der siebziger und achtziger Jahre. Trotz dieses allgemeinen theoretischen Konsens bleibt eine Kontroverse um die realpolitische Umsetzung dieses Paradigmas bestehen. Die Positionen hierzu variieren von strikter Konservierung der natürlichen Ressourcen bis zu einer umweltpolitischen Laissez-faire Politik. Letzterer Ansatz basiert auf der These, daß wirtschaftliches Wachstum und ökologische Verbesserungen ab einem gewissen Einkommensniveau Hand in Hand gehen. Ein solches win-win Szenario würde eine weitere Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung zu einem großen Teil obsolet machen, weshalb ich eine kritische Auseinandersetzung mit diesem Ansatz für unabdingbar halte.

---

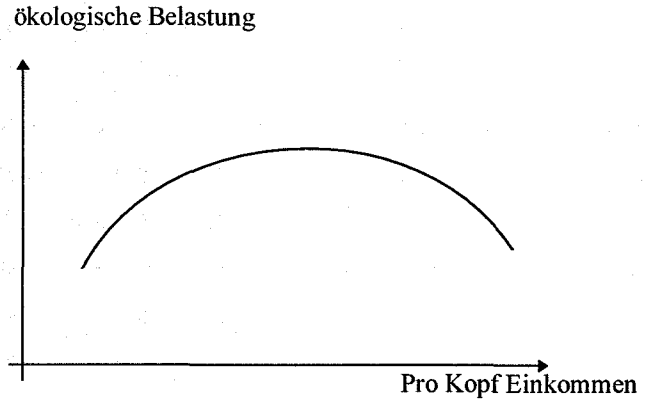
[20] In der Tat wurde nachhaltige Entwicklung von einigen Autoren sogar als explizite Abkehr von einem "westlichen" Entwicklungsmodell gefeiert. So sieht Arora (1994: 8) nachhaltige Entwicklung als: „the reconceptualisation of welfare outside the framework of western model of development...It implies management of natural resources and organisation of production structures and relationships in ways which ensure a fair distribution of income, power and opportunities, and which have minimum negative implications for the immediate environment and ist long term carrying capacity."

5. Neoklassische Kritik: die ökologische Kuznets-Kurve

> Attention to environmental issues is a luxury poor countries cannot afford [...]. An open world trading system contributes to the prosperity of less developed countries and helps them get to the point of mandating and enforcing environmental standards similar to those in the developed world.
> *(Gene Grossman, New York Times 1/3/1992)*

Eine ökologische Laissez-faire-Politik wird vor allem mit der Hypothese begründet, daß wirtschaftliche Entwicklung automatisch zu geringerem Ressourcenverbrauch und sinkender Umweltverschmutzung führe (Bhagwati 1993). Dieser Ansatz fundiert im wesentlichen auf Kuznets (1973) Analyse der Charakteristika des historischen Wachstumsprozeß. Vergleichbar zur in Abschnitt 1.2. beschriebenen Kuznets Kurve, die den Zusammenhang zwischen Wirtschaftswachstum und Einkommensverteilung beschreibt, glauben Autoren wie Grossman und Krueger (1991; 1994) ebenfalls eine empirische Beziehung zwischen wirtschaftlichem Wachstum und Umweltverschmutzung zu erkennen, die sich als ein inverses „U" darstellen läßt:

Abb. 3: Die ökologische Kuznets Kurve



Quelle: Ferguson u.a. 1996: 6

Als theoretische Begründung werden hauptsächlich drei Charakteristika historischer wirtschaftlicher Entwicklung angeführt, die teilweise direkt auf Kuznets Arbeiten zurückgehen (vgl. Grossman 1993; Grossman/Krueger 1991;1994):

1. Eine überproportionale Zunahme des Dienstleistungssektors im Vergleich zu einer proportionalen Abnahme des Anteils des Industrie- und Agrarsektors. Hierbei wird angenommen, daß Dienstleistungen im allgemeinen weniger umweltbelastend sind. Ropke (1991) bemerkt hierzu, daß ein überproportionaler Anstieg des Dienstleistungssektors in vielen Ländern dennoch von einem nach wie vor *absoluten* Anstieg des Industriesektors begleitet ist.

2. Eine relative Zunahme von High-Tech-Industrien, die eine effizientiere Ressourcennutzung und einen tendenziell geringeren Schadstoffausstoß ermöglichen.

3. Mit zunehmendem Haushaltseinkommen und der weitgehenden Befriedigung der Nachfrage nach materiellen Gütern steigt die Nachfrage nach nicht-materiellen Gütern, wie z.B. eine

saubere Umwelt. Da dies jedoch wiederum einen Effekt auf das volkswirtschaftliche Technologieniveau hat, ist dieser Aspekt schwer von Punkt 2 zu trennen. Zudem ist für eine solche einkommensindizierte wirtschaftspolitische Intervention ein adäquates politisches System vonnöten, daß solche geänderten Präferenzen aufnimmt und umsetzt. Die Weltbank (1995: 41) sieht im Gegensatz zu Grossman und Krueger (1991;1994) diesen Aspekt daher losgelöst vom Wachstumsprozeß *per se* und damit als keinen Kuznets-Effekt.

Die empirische Gültigkeit der ökologischen Kuznets Kurve wurde von zahlreichen Forschern getestet, die zu recht unterschiedlichen Ergebnissen kommen (Grossman 1993; Grossman und Krueger 1991; 1994; Panayotou 1992; Selden/Song 1994). Ohne hier die Einzelergebnisse aufzuzählen, die im Anhang I zu finden sind, sei erwähnt, daß der von allen Forschern gewählte grundsätzliche Ansatz eine Regression von Pro-Kopf Einkommen und national gemessenen Schadstoffwerten im selben Jahr ist. Bei Grossman und Krueger (1994) läßt sich dies wie folgt formalisieren:

$$Y_{it} = G_{it}\,\beta_1 + G^2_{it}\,\beta_2 + G^3_{it}\,\beta_3 + Gavg_{it-}\,\beta_4 + Gavg^2_{it-}\,\beta_5 + Gavg^3_{it-}\,\beta_6 + X'_{it}\,\beta_7 + \varepsilon_{it}$$

hierbei ist:

Y_{it} der in der Station i im Jahre t gemessene Schadstoffwert;
G_{it} das BIP pro Kopf im Jahre t des Landes der Station i;
$Gavg_{it-}$ das durchschnittliche BIP pro Kopf der Jahre t-1 bis t-3;
X_{it} ein Vektor der Dummy Variablen, wie Außenhandelsorientierung, geographische Faktoren, etc., und ε_{it} ist der Error Term.
Die βs sind die zu ermittelnden Parameter.

Neben den unterschiedlichen Ergebnissen bei der Ermittlung der Wendepunkte fällt beim Vergleich einzelner Studien insbesondere die unterschiedliche statistische Signifikanz auf. Auch wenn alle Autoren für die meisten Schadstoffe ein statistisch signifikantes Ergebnis erreichen, kann Panayotou (1992) z.B. lediglich 33% der SO_2 Emissionen mit Einkommensunterschieden erklären (R^2=0,33), während Selden und Song (1994) ein Ergebnis von 93% erreichen. Interessant ist auch, daß Grossman und Krüger einen zweiten Wendepunkt für SO_2 bei 14.000 US$ finden, ab dem die SO_2 Emissionen wieder zunehmen, dessen Signifikanz sie jedoch aufgrund der geringen Zahl an Beobachtungen im oberen Einkommensniveau in Frage stellen.

Eines der gravierendsten methodischen Probleme der bisherigen Tests der ökologischen Kuznets Kurve ist jedoch die Verhaftung in einem quasi geschlossen Modell einer Volkswirtschaft. So ist es zwar durchaus denkbar, daß der Anteil umweltbelastender Produktionstätigkeiten in einem Land zurückgeht, es bleibt aber zu klären, ob es eine Zunahme der Umweltbelastung durch die Importnachfrage des Landes gibt, ob also Umweltbelastung gewissermaßen exportiert wurde. So kommt bspwse. das US Office of Technology Assessment zu dem Ergebnis, daß die Energieintensität der US Importe in den letzten 20 Jahren dramatisch angestiegen ist (US Congress 1990, zitiert in Stern u.a. 1994: 4). Weiterhin wird in den empirischen Studien zur ökologischen Kuznets Kurve implizit davon ausgegegangen, daß die in einem Land gemessenen Schadstoffe auch dort ausgestoßen wurden. Dies vernachlässigt jedoch das Ausmaß der

transnationalen Umweltverschmutzung. So geht aus Anhang II hervor, daß beispielsweise lediglich 19% des im Jahre 1992 in Schweden meßbaren SO_2 auch dort ausgestoßen wurde. Es ließen sich noch weitere methodische Schwächen der Studien aufzählen[21], interessanter sind jedoch die wirtschafts- und umweltpolitischen Schlußfolgerungen, die aus deren Ergebnissen gezogen wurden. So spielten Grossman und Kruegers Studien eine wesentliche Rolle bei einer Weigerung des Sekretariats des General Agreement on Tariffs and Trade (GATT), ökologische Bedenken in die Uruguay-Runde mit aufzunehmen. Gemäß der Doktrin, daß Freihandel wirtschaftliches Wachstum fördert, argumentierte das GATT-Sekretariat, daß vor dem Hintergrund der Studien von Grossman und Krueger somit Freihandel langfristig auch ökologisch unbedenklich sei (GATT 1992: 19). Hier wurde also ähnlich wie bei den Propagisten der Modernisierungstheorie aus einer historischen Entwicklung unreflektiert eine universell gültige Gesetzmäßigkeit abgeleitet, was methodisch höchst zweifelhaft ist. Wie bereits oben erwähnt, ist ein Großteil der ökologischen Verbesserungen, die in den letzten Jahren in Industrieländern zweifellos zu verzeichnen war, auch auf den „Export" umweltschädlicher Produktionen, sowie der Migration solcher Industrien in Entwicklungsländer zurückzuführen, was bspwse. für US-Firmen in Mexiko empirisch nachgewiesen wurde[22]. Die Relevanz der Kuznets Kurve als Prognoseinstrument für die ökologische Entwicklung der heutigen Entwicklungsländer ist daher fraglich. Selbst wenn man von ihrer universellen Gültigkeit ausginge, so bedeutet dies natürlich nicht, daß der historisch verzeichnete Entwicklungspfad der heutigen Industrieländer wohlfahrtsökonomisch optimal war. Vielmehr lassen sich mehrere Gründe dafür finden, daß eine hieraus abgeleitete Laissez-faire Politik suboptimal wäre (vgl. Panayotou 1992: 14):

- Wie Grossman und Kruegers eigene Resultate zeigen, wird es für die meisten Länder mehrere Dekaden dauern, ehe die wichtigsten ökologischen Verbesserungen zu verzeichnen sind. Für viele Länder wird zudem der gegenwärtige Nutzen zukünftiger Einkommenssteigerungen und sauberer Umwelt geringer sein als die momentanen Kosten der Umweltzerstörung.

- In den vielen Fällen wird es zudem preiswerter sein, gegenwärtige Umweltzerstörung zu verhindern, anstatt in ferner Zukunft immense Summen für Restaurierungsmaßnahmen auszugeben.

- Viele Formen der Umweltzerstörung sind irreversibel.

- Umweltzerstörung hat meist direkte negative ökonomische Auswirkungen: so belaufen sich die 1987 in den Philippinen geschätzten Produktivitätsverluste durch Bodenerosion auf ca. 0,4% des BSP (Cruz/Repetto 1992).

---

21 So kann die gewählte Regressionsgleichung keine Auskunft darüber geben, welches Gewicht die einzelnen Einflußfaktoren besitzen. Es bleibt also weitgehend unklar, *warum* die gemessen Emissionswerte abhängig vom Volkseinkommen sind. Eine ausführliche Kritik der empirischen Studien findet sich bei Ferguson u.a. (1996).

22 Eine Umfrage des Worldwatch Institute unter US-Unternehmen an der US-Mexikanischen Grenze kam zu dem Ergebnis, daß ¼ der Unternehmen sich aufgrund der niedrigen umweltpolitischen Auflagen Mexikos dort angesiedelt hatten (French 1993: 31).

Grossman und Krueger (1994) gehen selbst davon aus, daß das Gros der historisch verzeichneten ökologischen Verbesserungen auf politische Interventionen und keine reinen Struktureffekte zurückzuführen ist. Insofern könnte selbst der Nachweis einer historisch verzeichneten ökologischen Kuznets Kurve nicht als Legitimation für eine umweltpolitische Laissez-faire Position dienen, was auch von der Weltbank betont wird:

> [...] the existence of an environmental Kuznets Curve, and this point cannot be emphasized enough, does not imply that countries will naturally grow their way out of environmental problems
> (World Bank 1994: 2)

Die Existenz einer solchen Kurve könnte höchstens den ohnehin überkommenen Mythos widerlegen, daß wirtschaftliches Wachstum grundsätzlich mit einer Verschlechterung der ökologischen Situation verbunden ist. Es läßt sich jedoch nichts darüber aussagen, ob eine flachere oder gestauchtere Kurve den wohlfahrtsökonomisch optimaleren Entwicklungspfad reflektiert. Daher kann die ökologische Kuznets Kurve auch nicht als fundamentale Herausforderung des Paradigmas der nachhaltigen Entwicklung betrachtet werden.

II. Operationalisierung des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung

> Sustainable Development is a contestable concept: one that affords a variety of competing interpretations or conceptions. Many political objectives are of this kind: liberty, social justice and democracy, for example. These concepts have basic meanings and almost everyone is in favour of them, but deep conflicts remain about how they should be understood and what they imply for policy. So it will be with sustainable development. In the 1990s, it will be hard to find anyone to oppose the ideal; but this will still leave much room for disagreement over what it entails.
> (Michael Jacobs 1991: 60)

Obenstehendes Zitat faßt noch einmal sehr treffend das momentane Dilemma des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung zusammen: Zum einen ist der neu gefundene Konsens zwischen Ökonomie und Ökologie und der daraus neu belebten wissenschaftlichen Disziplin der ökologischen Ökonomie ein Meilenstein in der entwicklungspolitischen Debatte. Zum anderen war dieser Konsens vielleicht nur aufgrund der undeutlichen konkreten Implikationen dieses Konzeptes möglich. So begrüßte die britische Regierung den Brundtland-Bericht mit dem Hinweis, er bestätige die bisherige nationale Wirtschafts- und Umweltpolitik, was von den britischen Grünen jedoch als haarsträubend zurückgewiesen wurde (The Guardian 3/5/1988). Tatsächlich läßt sich nachhaltige Entwicklung, wie sie im Brundtlandbericht definiert ist (vgl. Kapitel I.4.), vordergründig recht weit interpretieren. Diese Definition hat jedoch zwei Kernimplikationen:

1. Sie fordert einen Entwicklungsbegriff, der mindestens die Grundbedürfnisbefriedigung aller Individuen zum Ziel hat und somit über eine bloße Maximierung des Sozialprodukts hinausgeht;
2. sie verlangt die Erhaltung jener Ressourcen, die es zukünftigen Generationen ermöglicht ebenfalls mindestens ihre Grundbedürfnisse zu befriedigen.

Die Operationalisierung dieses Paradigmas erfordert somit mindestens:

1.1. die Identifizierung von Grundbedürfnissen;

1.2. den Entwurf von Indikatoren, die es ermöglichen , den Grad allgemeiner Grundbedürfnisbefriedigung zu messen, um somit Entwicklung quantitativ erfassen zu können;

2.1. die Identifizierung der Bedürfnisse zukünftiger Generationen;

2.2. die Identifizierung jener Ressourcen, die es zukünftigen Generationen ermöglichen, diese Bedürfnisse zu befriedigen;

2.3. die quantitative Erfassung dieser Ressourcen, um die Einhaltung eines nachhaltigen

Entwicklungspfades kontrollieren zu können.

Punkt 1.1 und 1.2 gehen somit nicht über die Forderungen der Grundbedürfnisstrategie der siebziger Jahre, wie sie im ersten Kapitel skizziert wurden, hinaus. In der Tat stehen heute eine Vielzahl von sozialen Indikatoren zur Messung von Grundbedürfnisbefriedigung zur Verfügung und ihre Bedeutung für entwicklungspolitische Entscheidungsträger ist unumstritten (Ul Haq 1995). Dennoch konnten all diese Indikatoren zusammen niemals annähernd den Rang des Sozialprodukts als Entwicklungsindikator erreichen (MacGillivray/Zadek 1995: 13). Dies wirft die Frage auf, ob Auswahl, Erhebung und Präsentation solcher Indikatoren nicht weiter verbessert werden könnten, was in Abschnitt 4 näher diskutiert wird.

Die Operationalisierung der Punkte 2.1 bis 2.3 erscheint hingegen auf den ersten Blick als eine höchst philosophische Aufgabe. Wer soll sich anmaßen die Bedürfnisse zukünftiger Generationen zu definieren? In der Tat halten einige Autoren, wie Sidgwick (1980: 412), die bestehende kollektive Ungewißheit hierüber für so gravierend, daß dies die gesamte Idee einer nachhaltigen Entwicklung in Frage stellen könnte. Hampicke (1992: 135) erwähnt jedoch recht treffend, daß wir schwerlich wissen können, "ob die Späteren Buchen oder Eichen bevorzugen [...] daß es aber kaum anzunehmen ist, daß sie z.B. Hautkrebs angenehm finden werden"[23]. Akzeptiert man zudem die gegenwärtig universelle Gültigkeit humanbiologischer Grundbedürfnisse, wie Essen, Trinken und Obdach (Burki/Ul Haq 1981: 168), so gibt es in der Tat keinen Grund, warum diese Bedürfnisse nicht auch intergenerationell universelle Gültigkeit besitzen sollten. Die zweite Komponente nachhaltiger Entwicklung wäre somit hinreichend erfüllt, falls die Ressourcen, die zur gegenwärtigen Grundbedürfnisbefriedigung vonnöten sind, über die Zeit hinweg konstant gehalten werden.

Ressourcen zur Befriedigung menschlicher Bedürfnisse, d.h. zur Produktion von Konsumgütern und Dienstleistungen, sind per Definition volkswirtschaftliches Kapital (Brandt 1989: 163). Somit würde eine simple Formalisierung von Nachhaltigkeit[24] nichts anderes als die Aufrechterhaltung des volkswirtschaftlichen Kapitalstocks über die Zeit bedeuten. Im Sinne der Neoklassik wäre somit eine Ökonomie, die keine negativen Nettoinvestitionen[25] und im Gleichgewicht damit auch keine negativen Nettoersparnisse vorweist, als nachhaltig zu betrachten. Dies ist im Kern nichts anderes als Hicks (1939: 49) Definition des (nachhaltigen) Einkommens:

> The purpose of income calculations in practical affairs is to give people an indication of the amount which they can consume without impoverishing themselves. Following out this idea, it would seem that we ought to define a man's income as the maximum value which he can consume during a week, and still expect to be as well off at the end of the week as he was at the beginning.

---

23 Siehe hierzu auch Barry (1977).

24 Was nach Pearce/Atkinson (1993) als Synonym für die oben vorgestellte zweite Komponente nachhaltiger Entwicklung angesehen werden kann.

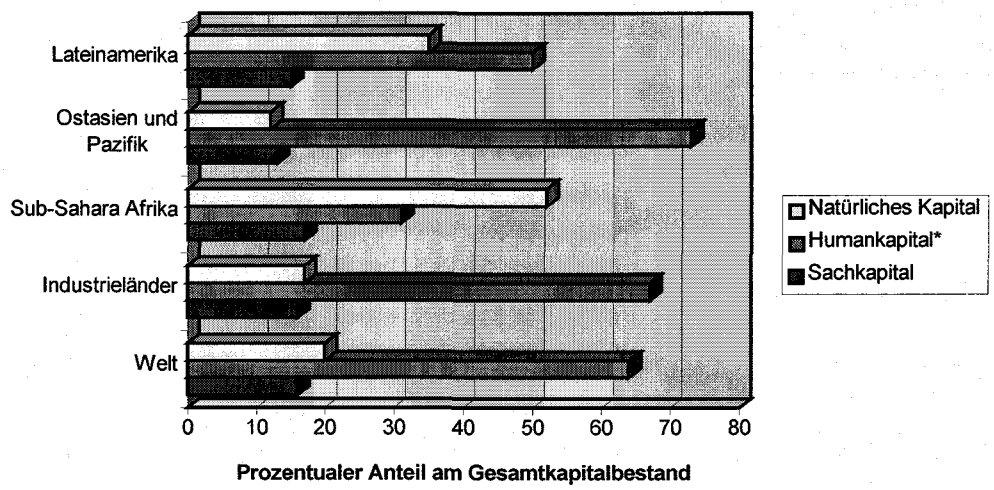
25 D.h. Bruttoinvestitionen minus Abschreibung des Kapitalstocks

Nettoinvestitionen, wie sie sich in vielen volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen finden, beziehen sich jedoch lediglich auf das Sachkapital (Dornbusch/Fischer 1992: 45). Im Folgenden soll gezeigt werden, daß dies nur eine sehr unvollkommene Erfassung des volkswirtschaftlichen Kapitals darstellt.

1. Reform und Erweiterung des klassischen volkswirtschaftlichen Kapitalbegriffs

Die Botschaft der neoklassischen und postkeynesianischen Wachstumstheorien, wie sie im ersten Abschnitt des ersten Kapitels aufgezeigt wurden ist eindeutig: Die Pro-Kopf-Wachstumsrate einer Volkswirtschaft ist abhängig von der Kapitalintensität, die sich bei Gültigkeit der keynesianischen Identitätsgleichung aus der Sparquote[26] ergibt (vgl. Kapitel I.1). Somit wird der Sachkapitalbestand (K) zur bedeutendsten volkswirtschaftlichen Bestandsgröße. Wie bereits in Kapitel I.1. erwähnt, ist jedoch lediglich ein Bruchteil des historisch in Industriestaaten verzeichneten Wachstums auf Akkumulationen des Sachkapitalbestandes zurückzuführen. Dies führte zum Aufstreben der neuen Wachstumstheorien, deren Erkenntnisinteresse in einer umfassenderen Erklärung des Wachstumsprozeß besteht. Dabei haben insbesondere Lucas (1988) und Barro (1991) die Bedeutung des Humankapitals herausgestellt, während die ökologische Ökonomie die Rolle der natürlichen Ressourcen für den Wachstumsprozeß betonte (z.B. Dasgupta 1982). Aktuelle empirische Studien kommen zu dem erstaunlichen Ergebnis, daß Sachkapital lediglich 16% des weltweiten volkswirtschaftlichen Kapitalbestandes ausmacht, wie in der folgenden Abbildung deutlich wird.

Abb. 4: Komponenten des Gesamtkapitalbestandes nach Regionen



* Humankapital bildet das Residual von Sach- und natürlichem Kapital

Quelle: World Bank 1995: 63

[26] Die Sparquote (s) ist definiert als der Anteil der Bruttoersparnis (S) am Volkseinkommen(Y) (s=S/Y) (vgl. Dornbusch/Fischer 1992: 265ff)

Ohne an dieser Stelle näher auf die beträchtlichen methodischen Probleme solcher Berechnungen einzugehen, sollte beachtet werden, daß der in Abb. 4 angezeigte Wert für Humankapital das Residual bildet, d.h. alle Kapitalbestände beinhaltet, die nicht dem Sach- oder natürlichen Kapital[27] zugerechnet werden können, da direkte Messungen des Humankapitals bislang methodisch nicht ausgereift sind. Die Weltbank (1995: 65) gesteht ein, daß andere Faktoren, wie z.B. soziale Infrastruktur eine wesentliche Rolle spielen könnten und der tatsächliche Anteil des Humankapitals daher niedriger einzuschätzen ist. Die Bedeutung des Humankapitals ist aber nicht nur empirisch durch die Wachstumserfolge der vier asiatischen Tiger[28] offensichtlich geworden, sondern ist auch durch die neuen Wachstumstheorien theoretisch fundiert worden.

1.1. Humankapital

Die Ignorierung des Menschen als Kapitalform beruht zu einem großen Teil auf moralischen Bedenken in der klassischen und neoklassischen Ökonomie. So betont John Stuart Mill, daß Menschen nicht als "Vermögen" betrachtet werden sollten, da Vermögen letztlich nur zum Nutzen der Menschen akkumuliert wird (Mill 1909: 8). Die Betrachtung der "Summe der menschlichen Fähigkeiten" als Kapital findet sich jedoch sowohl bei Adam Smith, gleichwohl dies nicht in seine Wachstumstheorie einging, als auch bei Thümen und Irving Fisher (vgl. Schultz 1961: 2). Ein weiterer Grund für die Exogenisierung des Humankapitals in der klassischen, neoklassischen und postkeynesianischen Wachstumstheorie war sicherlich auch, daß eine Behandlung der Arbeitskraft als homogene Masse die mikro- und makroökonomische Analyse extrem erleichtert hat. Dennoch waren sich die meisten Ökonomen dieser Simplifizierung spätestens seit der empirischen Diskreditierung der neoklassischen und postkeynesianischen Wachstumstheorie bewußt (Ramser 1993: 117). Zunächst wurde jedoch lediglich versucht, die Defizite des Solow-Grundmodells durch die Integration einer exogenen Variable für Technologie bzw. technisches Wissen zu bereinigen (Krelle 1988: 86ff.). So hätte zwar die formale Gültigkeit der neoklassischen Wachstumstheorie zu einem Großteil erhalten werden können, mit einer exogenen Technologievariable können aber selbstverständlich unterschiedliche technologische Niveaus nicht erklärt werden, so daß aus einem solchen Modell keine Politikempfehlungen abzuleiten sind:

> I think when we talk in this way about differences in 'technology' across countries we are not talking about 'knowledge' in general, but about the knowledge of particular people [...] If so, then while it is not

[27] Um zu einer sinnvollen Aggregation des Gesamtkapitalbestand zu gelangen, wurden die physischen Komponenten mit etwas zweifelhaften monetären Größen multipliziert, die der unterschiedlichen Produktivität der einzelnen Komponenten Rechnung tragen sollen. Unterirdische Ressourcen wurden mit der Hälfte des Weltmarktpreises berechnet (mit einem Reservepreis für Wasser), landwirtschaftliche Nutzfläche wurde mit dem zweifachen Pro-Kopf-Einkommen pro Hektar bewertet, Wälder mit dem 1,25fachen, Grasland mit dem 0,75fachen und andere Nutzarten mit dem 0,25fachen. Hyperaride und arktische Regionen wurden nicht berücksichtigt (World Bank 1995: 59).

[28] Empirische Studien kommen zu dem Ergebnis, daß die hohe Faktorproduktivität in Hong Kong, Taiwan, Singapur und Südkorea (die das sechsfache des Entwicklungsländerdurchschnitts in den achtziger Jahren betrug) zu einem Großteil auf überdurchschnittlich hohe Humankapitalinvestitionen zurückzuführen sind (vgl. UNESCAP 1995a: 90).

> exactly wrong to describe these differences by an exogenous, exponential term like A(t) neither is it useful to do so. We want a formalism that leads us to think about individual decisions to aquire knowledge, and about the consequences of these decisions for productivity (Lucas 1988: 15).

Eine befriedigende Analyse des Wachstumsprozesses erschien somit nur durch eine Endogenisierung der technologischen Entwicklung in ein erweitertes Modell möglich. Hierzu benutzt Lucas (1988) Humankapital als Determinante für technisches Wissen und daraus resultierenden Produktivitätssteigerungen. Er geht zunächst von einem neoklassischen makroökonomischen Grundmodell, basierend auf einer Cobb-Douglas Produktionsfunktion mit $0<\beta<1$ aus, in dem der Output auf der Entstehungsseite durch den Kapitalstock (K), die Anzahl der Arbeiter (N) und dem exogenen technischen Niveau (A) bestimmt wird und auf der Verwendungsseite vereinfacht in Konsum [definiert als Pro-Kopf-Konsum (c)] und den Sachkapitalinvestitionen ($\dot{K}$) aufgeteilt wird:

$$N(t)c(t) + \dot{K}(t) = A(t)K(t)^{\beta} N(t)^{1-\beta} \qquad \text{(II.1)}$$

A(t) wird sodann teilweise endogenisiert und durch den Humankapitalstock determiniert, wobei dieser vereinfacht durch die Anzahl der Arbeiter N und ihre Fähigkeiten $0<h<\infty$ ausgedrückt wird, so daß

$$N^e = \int_0^{\infty} N(h)\mathrm{d}h \qquad \text{(II.2)}$$

gilt. Ferner wird davon ausgegangen, daß Arbeiter mit dem Fähigkeitsniveau h einen Teil ihrer nicht freien Zeit in der Höhe von u(h) zur Produktion und den Rest [1-u(h)] zur Humankapitalakkumulation, hier verstanden als Verbesserung ihrer eigenen Fähigkeiten, nutzen. Der effektive Produktionsfaktor Arbeit, der in Gleichung II.1. als N definiert wurde, kann somit genauer als:

$$N^e = \int_0^{\infty} u(h)N(h)h\mathrm{d}h \qquad \text{(II.3.)}$$

betrachtet werden. Zusätzlich zu den Auswirkungen der Humankapitalakkumulation auf die eigene Produktivität jedes Arbeiters geht Lucas von einem externen oder spill-over Effekt der Humankapitalakkumulation eines Individuums auf übrige Arbeiter aus (z.B. weitergegeben durch firmeninterne Schulungen, etc.). Dieser Effekt ist extern, da er nicht in der individuellen Zeitallokation berücksichtigt wird und kann vereinfacht als das durchschnittliche Humankapitalniveau (h_a) geschrieben werden:

$$h_a = \frac{\int_0^{\infty} hN(h)\mathrm{d}h}{\int_0^{\infty} N(h)\mathrm{d}h} \qquad \text{(II.4)}$$

Zur Vereinfachung wird angenommen, daß alle Arbeiter den Fähigkeitsstand h besitzen und die gleiche Zeitallokation u wählen, so daß

$$N^e = uhN \qquad \text{(II.5)}$$

gilt. Die makroökonomische Produktionsfunktion in Gleichung II.1. kann somit vereinfacht als

$$N(t)c(t) + \dot{K}(t) = AK(t)^{\beta}\left[u(t)h(t)N(t)\right]^{1-\beta} h_a(t)^{\gamma} \qquad \text{(II.6)}$$

geschrieben werden, wobei ein minimales konstantes Technologieniveau A angenommen wird. Humankapitalakkumulationen tragen hier also direkt zu Produktivitätssteigerungen bei gegebener Technologie bei, und die individuelle Akkumulation von Humankapital hat einen positiven externen Effekt auf das Niveau des Humankapital aller übrigen Individuen. Auf diese Weise wird das Outputwachstum abhängig vom Niveau der Humankapitalakkumulation. Ein ähnliches Modell findet sich bei Romer (1990), in dem Humankapital die entscheidende Determinante für Forschung und Entwicklung, und damit einhergehendem technischen Fortschritt ist. Ohne das Lucas-Modell hier fortzuführen, da die komplexe Herleitung der Gleichgewichtslösung hier nicht weiter relevant ist, ist offensichtlich, daß eine empirische Prüfung einer solchen Produktionsfunktion essentiell von der Quantifizierung von h abhängig ist. Die Integration des Humankapitals in eine umfassende Wachstums- und Entwicklungstheorie gestaltet sich weniger aufgrund grundsätzlicher theoretischer Bedenken, sondern vielmehr aufgrund von Quantifizierungsproblemen schwierig[29]. Mulligan/Sala-i-Martin (1995: 1) betonen, daß solange diese Quantifizierungsprobleme bestehen, die neuen oder endogenen Wachstumstheorien nicht die notwendige Anerkennung außerhalb der ökonomischen Theorie finden werden. Die meisten empirischen Studien haben sich dabei auf formale Erziehung und Ausbildung als Determinante konzentriert, basierend auf der These, daß dies Arbeiter befähigt, sich auf verändernde Arbeitsbedingungen und -anforderungen einzustellen (Schulz 1994: 1). Dies wird jedoch der Komplexität eines umfassenden Humankapitalbegriffs nicht gerecht. So betont bereits Schultz (1961: 5) zu Recht die Bedeutung von Gesundheit und Ernährung als Grundvoraussetzung für weitere Humankapitalinvestitionen, insbesondere in Entwicklungsländern:

> On the "hungry" steppes and in the teeming valleys of Asia, millions of adult males have so meager a diet that they cannot do more than a few hours hard work.

Eine sinnvolle Quantifizierung von Humankapital muß daher sowohl Indikatoren der Grundbedürfnisbefriedigung als auch der firmeninternen und -externen Aus- und Weiterbildung beinhalten. Auch wenn nach wie vor keine solche umfassende Quantifizierung vorliegt, so kann aufgrund der Vielzahl von ökonometrischen Studien, welche die positiven Auswirkungen von Grundschulausbildung auf die Wachstumsrate einer Volkswirtschaft und andere entwicklungspolitische Zielvariablen, wie z.B. die Fertilitätsrate, bestätigen, kein Zweifel daran bestehen, daß elementare Grundbedürfnisbefriedigung und Schulbildung höhere Erträge abwerfen als die meisten alternativen Sachkapitalinvestitionen. So kommt Barro (1990: 416) zu dem Ergebnis, daß in den Jahren 1960 bis 1985 eine Steigerung der Grundeinschulungsrate um einen Prozentpunkt mit einer Steigerung des BSP-Wachstums von 0,025 Prozentpunkten verbunden war.

---

[29] Als weiteren Faktor sieht Ramser (1993: 117) die in den siebziger Jahren zunehmende Aktualität von kurzfrisitigen ökonomischen Fragestellungen, wie Arbeitslosigkeit und Inflation, die eine Revidierung der Wachstumstheorien bis auf das Ende der achtziger Jahre verzögerte.

Psacharopoulos/Woodhall (1985: 85) beziffern die volkswirtschaftliche Rendite (im Sinne von Produktivitätseffekten) von Investitionen in Grundschulausbildung in Afrika, Asien und Lateinamerika auf 27%, während Investitionen in weiterführende Schulbildung nur 16% und Universitätsausbildung lediglich 13% liefern. Dennoch wird in vielen Entwicklungsländern der tertiäre Bildungssektors auf Kosten des primären Sektors subventioniert, was eine wesentliche Ursache dafür ist, daß trotz des massiven Anstiegs der Staatsausgaben im Erziehungssektor fast aller Entwicklungsländer in den sechziger und den siebziger Jahren, in vielen Ländern die erhofften massiven Wachstumserfolge ausgeblieben sind (Todaro 1994: 366).

1.2. Ökologisches Kapital

Das Ökosystem hat grundsätzlich zwei ökonomische Funktionen: Erstens, die Bereitstellung von Ressourcen für Produktion und Konsum; zweitens, die Absorption von Residuen aus Produktion und Konsum (Pearce/Turner 1990: 30ff.). Als eine dritte Funktion wären noch Dienstleistungen, wie z.B. den Erhalt von Klima und Ökosystem oder Schutz vor UV-Strahlung zu nennen (Van Dieren 1995: 84).

Das Ökosystem ist dabei als geschlossenes System zu betrachten, d.h. gemäß dem ersten Gesetz der Thermodynamik kann Energie und Materie innerhalb dieses Systems weder geschaffen[30] noch zerstört, sondern lediglich transformiert werden (Boulding 1992: 28). Die drei ökonomischen Funktionen des Ökosystems sind auch nicht unabhängig voneinander zu betrachten. So beeinträchtigt die ökonomische Nutzung der Wälder die ökologischen Dienstleistungen, wie z.B. Klimaregulation[31]. Ebenso fallen bei der Nutzung ökologischer Ressourcen auch immer Residuen an, die gemäß dem zweiten Gesetz der Thermodynamik für eine *ökonomische* Nutzung immer weniger verfügbar sind[32]. Die Absorptionsfähigkeit von Residuen ist durch das geschlossene Ökosystem zusätzlich *physisch* begrenzt.

Von primärem Interesse ist hier zunächst die erste ökonomische Funktion, die Rolle des Ökosystems als Lieferant von natürlichen Ressourcen. Dabei stellt sich für eine statistische Erfassung und ökonometrische Analyse der Rolle des natürlichen Kapitals im Wachstumsprozeß einer Volkswirtschaft zunächst die Frage, wie sich der natürliche Kapitalbestand physisch zusammensetzt, d.h. welche Ressourcen überhaupt von ökonomischer Bedeutung sind. In den Schätzungen der Weltbank, auf denen Abb. 4 beruht, wurden beispielsweise unterirdische Ressourcen (einschließlich Wasser), landwirtschaftliche Nutzfläche, Wälder und Grasland als Komponenten von natürlichem Kapital berücksichtigt (World Bank 1995: 63). Ein detaillierterer

---

[30] Mit Ausnahme von Sonnenenergie, da die Sonne außerhalb des geschlossenen Systems steht (Boulding 1992: 28)

[31] Da Wälder eine klimaregulatorische Funktion durch ihre CO_2 Absorption besitzen (vgl. Pearce 1994).

[32] Das zweite Gesetz der Thermodynamik wird auch als Entropiegesetz verstanden. Entropie kann vereinfacht als Maßstab für "Unordnung" oder "Unverfügbarkeit" von Materie und Energie verstanden werden. Die Nutzung der natürlichen Ressourcen ist somit immer ein Prozeß, bei dem Ressourcen mit niedrigerer Entropie (Z.B. Kohle) in Materie oder Energie mit höherer Entropie (CO_2) verwandelt werden (Jacobs 1991: 12).

Versuch zur Klassifizierung natürlicher Ressourcen wurde von UNSTAT unternommen (United Nations 1993a: 161), die eine *Draft classification of non-financial assets (CNFA)* erstellt hat, die hier in Anhang VII zu finden ist[33]. Auffällig ist, daß weder die CNFA noch die Weltbank Artenvielfalt berücksichtigen, gleichwohl die Weltbank dies nur aufgrund methodischer Schwierigkeiten zurückgestellt hat und ebenso wie Pearce/Moran (1994) sehr wohl die Bedeutung von Artenvielfalt für die ökonomische Produktion erkennt (World Bank 1995: 17). Der Versuch einer umfassenden ökonomischen Bewertung von Artenvielfalt wird derzeit vom holländischen National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) und dem World Conservation Monitoring Center (WCMC) unternommen (Brink/Douma, forthcoming). Eine umfassende physische Bestandsaufnahme des ökologischen Kapitals ist zweifellos eine Vorraussetzung für eine realpolitische Implementierung einer reformierten VGR. Eine solch umfassende Betrachtung wird in dieser Arbeit jedoch nicht angestrebt und würde zweifellos auch den vorgegebenen Rahmen sprengen. Von größerem Erkenntnisinteresse für diese Arbeit ist jedoch die Frage, wie natürliche Kapitalformen monetär bewertet werden sollen, falls sie ebenso wie das Sachkapital in aggregierter Form in einer reformierten VGR erfaßt werden sollen. Dies soll in Abschnitt 2 analysiert werden.

1.3. Substituierbarkeit der Kapitalformen: Abgrenzung zwischen ökonomischer und ökologischer Nachhaltigkeit mit Hilfe eines formalen Modells einer geschlossenen Volkswirtschaft

Obgleich weitgehender Konsens darüber besteht, daß Nachhaltigkeit mindestens die Konstanz des volkswirtschaftlichen Kapitals, also der Ressourcen für die Befriedigung der Bedürfnisse heutiger und zukünftiger Generationen impliziert, wird nach wie vor darüber debattiert, ob sich dies auf die einzelnen Komponenten oder lediglich auf den Gesamtkapitalbestands bezieht. Ich werde die Implikationen dieser beiden rivalisierenden Ansätze im Folgenden anhand eines simplen Modells von Nachhaltigkeit in einer geschlossenen Volkswirtschaft, das im wesentlichen auf Pearce/Atkinson (1993; 1995) beruht, aufzeigen. Der Gesamtkapitalbestand kann als

$$K = K_S + K_N + K_H \qquad \text{(II.7)}$$

geschrieben werden, also als Aggregat von Sachkapital (K_S), natürlichem Kapital (K_N) und Humankapital (K_H). Wird Nachhaltigkeit als Aufrechterhaltung des Gesamtkapitals über die Zeit hinweg verstanden, so muß folglich gelten:

$$\frac{\mathrm{d}K}{\mathrm{d}t} = \dot{K} = \frac{\mathrm{d}(K_S + K_N + K_H)}{\mathrm{d}t} \geq 0 \qquad \text{(II.8)}$$

33 Dem natürlichen Kapital entsprechen die dort unter Punkt zwei aufgelisteten *Non-produced assets*.

Gemäß der keynesianischen Identitätsgleichung läßt sich Nettokapitalakkumulation auch als Ersparnis (S) minus der Abschreibung des Kapitalstocks (δK) schreiben, also:

$$\dot{K} = S(t) - \delta K(t) \qquad \text{(II.9)}$$

Gleichung (II.8) kann somit wie folgt umgeschrieben werden:

$$S(t) - \delta K(t) \geq 0 \qquad \text{(II.10)}$$

Disaggregiert nach (II.7) ergibt sich somit als vorläufige Bedingung für Nachhaltigkeit:

$$S(t) - \delta_S K_S(t) - \delta_N K_N(t) - \delta_H K_H(t) \geq 0 \qquad \text{(II.11)}$$

In dieser Funktion mit eingeschlossen ist auch die in Abschnitt 1 erwähnte zweite wesentliche ökonomische Funktion des natürlichen Kapitalstocks, die Absorption von Residuen, die während des Produktions- und Konsumprozeß anfallen. Eine Belastung des Ökosystems mit Residuen über seine Absorptionsfähigkeit hinaus würde sich entweder als Abschreibung des natürlichen Kapitals (δ_N), des Sachkapitals (δ_S) und/oder des Humankapitals (δ_H) ausdrücken. Pearce und Atkinson (1995:168) gehen hingegen davon aus, daß Humankapital nicht abgeschrieben werden muß, so daß sie als hinreichende Nachhaltigkeitsdefinition zu:

$$S(t) - \delta_S K_S(t) - \delta_N K_N(t) \geq 0 \qquad \text{(II.11.1)}$$

gelangen. Ich halte diese Annahme jedoch für sehr gewagt. So kommt beispielsweise eine USAID-Studie (zitiert in Panayotou 1992: 14) zu dem Ergebnis, daß sich aufgrund der zunehmenden Luftverschmutzung in den USA bei einigen Kindern erhöhte Bleiwerte im Blut finden ließen, die für eine Retardierung ihrer mentalen Entwicklung in der Größenordnung von 5 IQ-Punkten verantwortlich sind. Dies ist zweifellos ein reales Beispiel für eine gravierende Abschreibung von Humankapital, weshalb ich Gleichung (II.11) als vorläufige Formalisierung von Nachhaltigkeit beibehalten möchte.

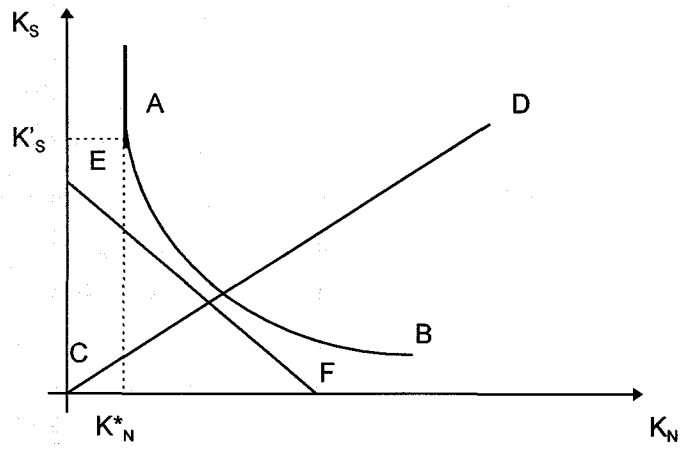
Die in Gleichung (II.11) ausgedrückte Nachhaltigkeitsdefinition geht offensichtlich von perfekter Substitutionalität der einzelnen Kapitalformen aus, d.h. ein Abbau des natürlichen Kapitals kann durch eine Zunahme des Sach- oder Humankapitals kompensiert werden. Dies soll hier als "ökonomische" (Van Dieren 1995: 124) oder "schwache" (Gútes 1996: 156) Nachhaltigkeit definiert werden. Die Annahme völliger Substitutionalität erscheint jedoch bei genauerer Betrachtung als nicht haltbar. Zum einen erinnert die Idee, sämtliche biologischen Lebenserhaltungssysteme durch Sach- oder Humankapital zu ersetzen, eher an einen schlechten Science-Fiction Roman denn an reale ökonomische und ökologische Bedingungen. Zum anderen besteht weitgehende Unsicherheit über die Nutzenfunktionen des natürlichen Kapitals, was jedoch in sehr viel geringerem Maße für Humankapital und noch weniger für Sachkapital gilt. So sind beispielsweise erst 1,4 Mio der geschätzten 5 bis 10 Mio existierenden Arten bekannt (Swanson 1991). Zukünftige Erträge aus natürlichem Kapitel werden beim gegenwärtigen Wissensstand somit tendenziell unterschätzt. Weiterhin sind viele Formen des Abbaus natürlichen Kapitals

irreversibel, wie z.B. die Ausrottung einer biologischen Spezies (Jacobs 1991: 83). Eine weitere wichtige Implikation aus der Annahme völliger Substitutionalität ergibt sich bei der Operationalisierung eines solchen Konzepts. Zur Messung des Gesamtkapitalbestandes K ist es unerläßlich, daß die einzelnen Komponenten (K_N;K_H;K_S) in derselben Einheit berechnet werden. Die einzige Möglichkeit dies zu tun, bestünde darin, alle Komponenten in monetären Größen auszudrücken, was jedoch methodische Probleme insbesondere bei der Berechnung des natürlichen Kapitals aufwirft, wie ich in Abschnitt 2 weiter ausführen werde. Trotz seines Modellcharakters besticht dieser Ansatz zweifellos gerade aufgrund seiner klaren theoretischen Stringenz. Pearce (1994a: 11) sieht den Wert einer empirischen Operationalisierung dieser schwachen Nachhaltigkeitsform darin, zumindest eine "Daumenregel" für die empirische Prüfung der Nachhaltigkeit einer Ökonomie zu erhalten. Victor (1991: 194) mahnt jedoch an, daß die Implementierung eines solch schwachen Nachhaltigkeitsmodells gerade aufgrund der Annahme völliger Substitutionalität falsche Policy-Signale senden und letztlich den ökologischen Raubbau noch ermutigen würde.

Diese Sichtweise wird von anderen Autoren gestützt, die argumentieren, daß die verschiedenen Kapitalformen nicht substituierbar, sondern vielmehr grundsätzlich komplementär seien, und somit beispielsweise eine Substitution von natürlichem Kapital mit Sachkapital immer mit einem Produktivitäts- und damit *ceteris paribus* auch einem Wohlfahrtsverlust einhergeht. Daher wird ein strikter Erhalt aller Kapitalformen, insbesondere des natürlichen Kapitals gefordert. Eine solche "ökologische" (Van Dieren 1995: 125) oder "starke" (Gútes 1996: 156) Definition von Nachhaltigkeit erscheint von einem utilitaristischen Standpunkt aus aber ebenso unangebracht. Schließlich gibt es eine Reihe natürlicher Ressourcen deren alleinige *Existenz* keinen utilitaristischen Nutzen besitzt, wie z.B. unterirdische Rohstoffe (Berck 1995: 203). Somit gibt es keinen Grund, warum ein Land, dessen Gesamtkapitalbestand fast ausschließlich aus Rohölvorkommen besteht, diese nicht nutzen sollte, um aus dem Ertrag beispielsweise eine Schule zu errichten. Der Erhalt des heutigen Bestandes aller natürlicher Ressourcen ist gerade für viele Entwicklungsländer, welche die gegenwärtigen Grundbedürfnisse ihrer Bevölkerung nicht befriedigen können und denen wenig produktive Alternativen zum Abbau ihrer natürlichen Ressourcen verbleiben, unrealistisch, und auch im Sinne nachhaltiger Entwicklung nicht wünschenswert: Die Bedürfnisse zukünftiger Generationen auf Kosten der Grundbedürfnisse der gegenwärtigen Generation zu befriedigen, würde das Konzept der nachhaltigen Entwicklung wahrlich ad absurdum führen.

Pearce/Atkinson (1995: 170) plädieren daher für einen Mittelweg zwischen strikter ökologischer und ökonomischer Nachhaltigkeit. Dieser bestünde beispielsweise darin, einen kritischen Stock an natürlichem Kapital zu identifizieren (K^*_N), dessen Abbau nicht durch eine Zunahme anderer Kapitalformen zu kompensieren ist. Grafisch läßt sich dies wie folgt verdeutlichen:

Abb. 5: Ökonomische und ökologische Nachhaltigkeit



Quelle: Pearce/Markandya 1990

Völlige Substitutionalität wäre bei der Substitutionskurve E-F gegeben (ökonomische Nachhaltigkeit), völlige Komplementarität (ökologische Nachhaltigkeit) bei C-D, während A-B eine abnehmende Grenzrate der Substitution wiederspiegelt, d.h. der Abbau einer Kapitalform kann immer schlechter durch die Zunahme einer anderen kompensiert werden. Für das natürliche Kapital wird die Grenzrate der Substitution beim kritischen Kapitalbestand von K^*_N gleich null, d.h. eine Zunahme des Sachkapitalbestandes jenseits von K'_S hat keinen kompensatorischen Effekt für den Abbau des natürlichen Kapitals.

Eine sinnvolle hinreichende Formalisierung von Nachhaltigkeit, die hier als kritische Nachhaltigkeit definiert werden soll, kann somit wie folgt geschrieben werden: Kritische Nachhaltigkeit in der Periode t ist erfüllt, falls

$$S(t) - \delta_S K_S(t) - \delta_N K_N(t) - \delta_H K_H(t) \geq 0 \text{ und } K_N(t) \geq K^*_N \qquad \text{(II.12)}$$

gilt. Es gibt bislang keine Studien, die versucht haben, dieses Konzept, das sich in ähnlicher Form bei Pearce/Atkinson (1995) findet, empirisch zu testen. Dies beruht hauptsächlich auf der Schwierigkeit einer Definition des kritischen natürlichen Kapitalstocks[34]. Selbst eine reduzierte Form, die diesen kritischen Bestand ignoriert, ist bislang nicht getestet worden. Es gibt jedoch einige Ansätze zur empirischen Ermittlung der Abschreibung des natürlichen Kapitals (z.B. Repetto u.a. 1989; Tongeren u.a. 1993), wobei das erkenntnisleitende Interesse dieser Studien jedoch nur sekundär in der Prüfung einer Nachhaltigkeitsfunktion besteht (vgl. Abschnitt 3.2).

[34] Dabei stellt insbesondere sich die Frage, wie ein solcher kritischer Kapitalbestand jenseits von objektiven biologischen Notwendigkeiten (vgl. Schulze/Mooney 1993) identifiziert werden soll. So argumentieren Redclift & Woodgate (1994), daß das menschliche Verständnis von Natur letztlich immer nur ein soziales Konstrukt ist, das die momentanen gesellschaftlichen Präferenzen wiederspiegelt. So hat beispielsweise die Restaurierung von natürlichen Ressourcen in der Form von Nationalparks u.ä. recht wenig mit der ursprünglichen Gestalt dieser Ressourcen zu tun. Die Festsetzung eines kritischen natürlichen Kapitalbestandes aufgrund gesellschaftlicher Präferenzen mit dem Anspruch intergenerationeller Gültigkeit dürfte daher eine unlösbare Aufgabe darstellen.

Eine der wenigen Studien, die explizit die Nachhaltigkeit verschiedener Volkswirtschaften empirisch untersucht, wurde von Hamilton (1994; 1995) unternommen. Er testet eine schwache Nachhaltigkeitsfunktion ohne umfassende Berücksichtigung des Humankapitals und definiert hierzu den Begriff der echten Ersparnis (genuine savings). Echte Ersparnis (GS) entspricht dabei in einer vereinfachten Form Bruttoersparnis (S) *minus* der Abschreibungen des Sachkapitals(δK) *minus* der Ausbeutung natürlicher Ressourcen (R) *minus* den Kosten von Umweltverschmutzung (E), die als zusätzliche Abschreibung des natürlichen und Humankapitals verstanden werden können:

$$GS \equiv S - \delta K - R - E \qquad \text{(II.13)}$$

Negative echte Ersparnis würde auf Unnachhaltigkeit hindeuten. Gleichung (II.13) ist damit ähnlich zu (II.11.1), mit zusätzlicher Differenzierung zwischen Abschreibungen aufgrund von Ausbeutung natürlicher Ressourcen und von Umweltverschmutzung. Hamilton (1995) testete diese Nachhaltigkeitsbedingung für 58 Länder. Die Ergebnisse dieser Studie werden in Abschnitt 3.2 kurz vorgestellt[35].

Alle bislang vorgestellten Formalisierungen von Nachhaltigkeit basieren auf dem tatsächlichen Kapitalbestand der Periode t-1 und gehen somit vom tatsächlich gegebenen als dem optimalen Kapitalbestand aus, den es über die Zeit hinweg konstant zu halten gilt. Damit werden sie einer zentralen Forderung vieler Befürworter nachhaltiger Entwicklung nicht gerecht, die für eine internationale Umverteilung des Wohlstandsniveaus und damit letztlich auch des Kapitalbestandes, zur Erreichung universeller Grundbedürfnisbefriedigung plädieren (z.B. Mehmet 1995: 124). In der Tat könnten viele Industrienationen zur Befriedigung ihrer elementaren Grundbedürfnisse mit einem wesentlich geringerem Sachkapitalbestand auskommen, ohne dies durch eine Zunahme einer anderen Kapitalform kompensieren zu müssen. Für viele Entwicklungsländer ist es hingegen fraglich, ob eine bloße Aufrechterhaltung ihres bestehenden Kapitalbestandes bzw. eine Substitution von natürlichem durch Sach- oder Humankapital eine Grundbedürfnisbefriedigung der gegenwärtigen und zukünftigen Generationen ermöglicht. Eine Modifizierung von (II.12) könnte daher auf einer vereinfachten Messung von Grundbedürfnisbefriedigung mittels Identifizierung eines Subsistenzniveaus Y^G beruhen. Der zur Aufrechterhaltung dieses Einkommens notwendige Kapitalstock sei K^G, womit für eine hinreichende grundbedürfnisorientierte Nachhaltigkeit:

$$S(t) - \delta_S K^G{}_S(t) - \delta_N K^G{}_N(t) - \delta_H K^G{}_H(t) \geq 0 \text{ und } K^G{}_N(t) \geq K^*{}_N \qquad \text{(II.14)}$$

gelten müßte[36]. Eine solche Bedingung würde nach wie vor den Erhalt des kritischen Kapitalstocks K^*_N beinhalten. Gleichzeitig würde jedoch der Tatsache Rechnung getragen, daß

[35] Zum besseren Verständnis dieser und anderer empirischer Ergebnisse sollen zunächst die theoretischen Grundlagen einer Monetarisierung ökologischer Güter in Abschnitt 2 erarbeitet werden.

[36] Hierbei exogenisiert sind intertemporale Produktivitätssteigerungen der einzelnen Kapitalformen, z.B. durch technischen Fortschritt.

viele Industrieländer eine geringere Ersparnis tolerieren könnten, wohingegen für viele Entwicklungsländer hohe echte Sparquoten vonnöten sind, um eine adäquate Grundbedürfnisbefriedigung sicherzustellen. Eine derart modifizierte Formalisierung von Nachhaltigkeit ist bislang nicht in der Literatur zu finden. Nachhaltigkeit wird tatsächlich meist als Erhalt des aktuellen Kapitalbestandes interpretiert, ohne zu hinterfragen, ob dieser Bestand politisch wünschenswert ist.

Eine wesentliche Problematik des in Gleichung (II.14) dargestellten Ansatzes ist natürlich die Gleichsetzung von Grundbedürfnisbefriedigung mit einem Subsistenzeinkommen. Eine solche Annahme ist nur haltbar, wenn erstens von einer gleichmäßigen Einkommensverteilung ausgegangen werden kann und zweitens ein allgemeiner Zugang zu öffentlichenlichen grundbedürfnisorientierten Dienstleistungen, wie Gesundheits- und Trinkwasserversorgung gesichert ist. Für die meisten Industrie- und Entwicklungsländer sind diese Annahmen nicht erfüllt (Todaro 1994: 142; 568). Somit müßten zusätzlich zum Subsistenzeinkommen etwa projizierte öffentliche Ausgaben und Transfers hinzugerechnet werden, die vonnöten wären, um einen adäquaten Grad an Grundbedürfnisbefriedigung herzustellen. Ein solches Modell soll in Kapitel III vorgestellt werden.

Folgt man den in diesem Abschnitt skizzierten Ansätzen zur Formalisierung von nachhaltiger Entwicklung, so bleibt jedoch eine weitere wichtige Frage nach wie vor ungeklärt. Wie können Human- und insbesondere natürliches Kapital und deren Abschreibung in monetären Größen ausgedrückt werden, um so zumindest zu einer empirischen Prüfung einer schwachen Nachhaltigkeitsdefinition zu gelangen.

2. Methodische Probleme bei der Monetarisierung ökologischer Indikatoren im Kontext einer reformierten VGR

Im Folgenden sollen sowohl Methoden zur Bewertung eines Abbaus natürlicher Ressourcen als auch zur Identifizierung marginaler Schadstoffemissionskosten diskutiert werden. Alle diese Ansätze haben das Ziel, Kosten und Nutzen des Konsums, bzw. der Degradierung ökologischer Güter in monetären Größen zu erfassen, ein Anliegen, das gerade für viele Ökologen sowohl aus methodischen als auch aus moralischen Gründen illegitim ist[37]. Dennoch hat die Zahl der

[37]Redclift (1992: 29) betrachtet den Ansatz der monetären Erfassung der Natur als ein Kontinuum der westlichen mechanistisch-deterministischen Weltanschauung, die Natur als ein reduktionistisches Konzept im Sinne der klassischen und neoklassischen Ökonomie begreift (vgl. Kapitel I.1). Dies ignoriere jedoch die vielfältigen anthropologischen Betrachtungen von Natur, die nicht aus ihrem kulturellen Kontext herausgelöst werden können. Dies wird bei Pepper (1986: 6) als der "kulturelle Filter" bei der Betrachtung der Natur definiert. Es gebe somit keine universell gültige Betrachtung und quantitative Erfassung der Natur. Für Jacobs (1994) macht eine monetäre Bewertung der Natur selbst im Kontext westlicher Industriestaaten wenig Sinn, da dies die Tatsache ignoriere, daß sich Individuen als Bürger anders wie als Konsumenten verhalten: "The environment belongs in the sphere not of monetary but of moral valuation: people choose what they believe to be right, as citizens, rather than what is in their interest, as consumers" (Jacobs 1994: 81). Ich möchte eine solche Kritik keinesfalls *a priori* als irrelevant ausschließen, ich halte sie vielmehr für sehr bedeutsam, falls eine universell gültige Implementierung nachhaltiger

theoretischen und empirischen Studien auf diesem Gebiet in den letzten Jahren extrem zugenommen[38]. Dies sollte jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, daß nach wie vor kein "Lehrbuchansatz" existiert, sondern eine beträchtliche Anzahl rivalisierender Konzepte. Trotz aller bestehenden theoretischen und empirischen Schwierigkeiten ist eine monetäre Bewertung ökologischer Güter dennoch unerläßlich für eine Operationalisierung einer schwachen, aber auch einer kritischen Nachhaltigkeitsdefinition, wie sie im vorherigen Abschnitt vorgestellt wurde.

2.1. Multiple Werte ökologischer Güter

Die Ermittlung des Wertes eines ökologischen Gutes ist zweifellos eine komplexe Aufgabe. Denn anders als rein ökonomische Produktions- und Konsumgüter haben ökologische Güter meist multidimensionale Nutzenfunktionen. So kann ein Hektar Wald sowohl als Erwerbsquelle für Jäger und Holzproduzenten, als Naherholungsgebiet und zur Bereitstellung ökologischer Dienstleistungen, wie z.B. Erosionsprävention dienen. Diese Nutzenfunktionen können komplementär sein, in vielen Fällen sind sie jedoch rivalisierend, weshalb eine Regulierung des Zugangs zu ökologischer Güter in irgendeiner Art unabdingbar ist (Hardin 1992: 63). Neben anderen Autoren haben Pearce/Moran (1994: 17ff) eine Klassifizierung der verschiedenen Nutzenfunktionen versucht, die ich dabei als sehr hilfreich erachte. Sie unterscheiden zwischen Nutzungs (UV)- und Nichtnutzungswerten (NUV), die den gesamten Wert einer Ressource (TV) ausmachen. Nutzungswerte lassen sich weiter in direkte Nutzungswerte (DUV), indirekte Nutzungswerte (IUV) und Optionswerte (OV) aufteilen. Ein direkter Nutzungswert eines Hektar Waldes besteht z.B. in seiner Funktion als Holzlieferant, während ein indirekter Nutzungswert ökologische Dienstleistungen wie CO_2 Absorption beinhalten würde. Optionswerte drücken den gegenwärtigen Wert einer zukünftigen direkten oder indirekten Nutzung der Ressource aus[39]. Nichtnutzungswerte können in Existenzwerte (EV) und Vererbungswerte (BV) aufgeschlüsselt werden. Existenzwerte entstehen durch den Nutzen, den Individuen aus moralischen, religiösen oder sonstigen Motiven aus der Existenz eines ökologischen Gutes (wie z.B. von Walfischen) ziehen, ohne diese Güter jemals direkt oder indirekt physisch zu nutzen (siehe auch: Green/Tunstall 1992: 3). Vererbungswerte entstehen aus der Befriedigung, die Individuen aus dem Wissen, daß *anderen* (z.B. zukünftigen) Individuen die Option der Nutzung bzw.

Entwicklung angestrebt wird. Ich möchte aber noch einmal erwähnen, daß diese Arbeit vornehmlich einer utilitaristischen Definition nachhaltiger Entwicklung folgt und sich im Theoriegebäude der neoklassischen ökologischen Ökonomie bewegt.

38 Für eine aktuelle Übersicht siehe MacGillivray/Zadek (1995) und Pearce, D.W./Hamilton, K./Atkinson, G. (forthcoming): Measuring Sustainable Development: Progress on Indicators. Environment and Development Economics

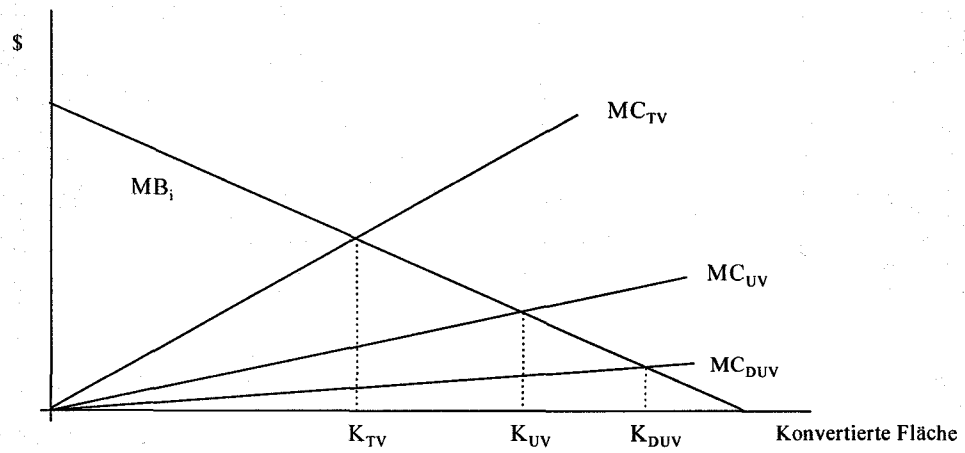
39 Bei bestehender Unsicherheit können zudem Quasi-Optionswerte differenziert werden, die auf der Erwartung einer Verbesserung des Wissensstandes, die eine Nutzung momentan unnutzbarer Güter ermöglichen würde, basieren (Graham-Tomasi 1995: 594). Ein Beispiel hierfür wären Investitionen von pharmazeutischen Produzenten in die Konservierung von biologischen Spezies, deren Geninformationen eines Tages, bei verbessertem Wissensstand, vermarktbar sein könnten.

Nichtnutzung eines ökologischen Gutes offensteht. Der gesamte Wert eines ökologischen Gutes kann somit als:

$$TV = UV+NUV = (DUV+IUV+OV) + (XV+BV) \qquad \text{(II.15)}$$

geschrieben werden. Eine solche Klassifizierung mag zunächst recht willkürlich erscheinen und in der Tat ist das Wissen über die menschlichen Präferenzen für ökologische Güter so gering, daß sie sicherlich keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben kann. Sie ist jedoch äußerst nützlich, um zu einer groben Schätzung des gesellschaftlichen (oder sozialen) Wertes eines ökologische Gutes zu gelangen. Entstehen bei der direkten Nutzung eines ökologischen Gutes (DUV) durch ein Individuum Kosten für die Allgemeinheit, d.h. führt der Konsum zu keiner Pareto-effizienten Wohlfahrtssteigerung, so dürfte die direkte Nutzung dieses Gutes aus wohlfahrtstheoretischer Sicht nur gegen Zahlung des monetären Äquivalents von TV minus DUV erfolgen, um die für die übrigen Gesellschaftsmitglieder entstandenen Kosten zu kompensieren. Dies könnte beispielsweise in Form der Erhebung einer Pigou-Steuer geschehen[40]. Abb. 6 verdeutlicht diesen Sachverhalt am Beispiel der Konvertierung von Wald zu landwirtschaftlicher Nutzfläche.

Abb. 6: Modell der Konvertierung von Wald zu landwirtschaftlicher Nutzfläche bei Berücksichtigung multipler Nutzenfunktionen



Quelle: Eigenes Modell, basierend auf Pearce (1994)

Ausgehend von abnehmendem individuellen Grenznutzen (MB_i) und steigenden Grenzkosten würde bei bloßer Berücksichtigung der Nutzenfunktion des Landwirtes (als einziger direkter Nutzer der Ressource) die Fläche K_{DUV} konvertiert, da hier die Grenzkosten gleich dem Grenznutzen sind, d.h. eine weitere Konvertierung ist für den Landwirt nicht mehr rentabel. Bei zusätzlicher Berücksichtigung der indirekten Nutzungskosten (die sich beispielsweise in Produktivitätsverlusten anderer Landwirte durch zunehmende Erosion manifestieren könnten) würden die marginalen gesellschaftlichen Kosten auf MC_{UV}, und bei zusätzlicher Berücksichtigung der Nichtnutzungswerte auf MC_{TV} ansteigen, so daß lediglich eine Fläche von

[40] Eine Pigou-Steuer dient zur Kompensation externer Effekte, die bei der Produktion oder dem Konsum eines Gutes entstehen. Mit anderen Worten dient sie dem Ausgleich von Kosten, die anderen durch das Verhalten eines Individuum entstanden sind, ohne hierfür entschädigt zu werden, da diese Kosten nicht in realen Märkten erscheinen. Die Pigou-Steuer wird beim Verursacher der Kosten erhoben (Verursacherprinzip) (Pearce/Turner 1990: 85).

K_{TV} konvertiert würde, falls der Landwirt Kompensationszahlungen an die übrigen Gesellschaftsmitglieder leisten müßte, da hier der individuelle Grenznutzen gleich den gesellschaftlichen Grenzkosten ist.

Ein Großteil der Werte ökologischer Güter wird jedoch nicht in realen Märkten gehandelt, weshalb natürlich auch kein Marktmechanismus existiert, der sie automatisch der gesellschaftlich "optimalen" Nutzung zuführen und Preisinformationen liefern könnte, mittels derer sich gleichzeitig die Höhe der anfallenden Kompensationszahlung ermitteln ließe (Markandya 1992: 142). Somit fällt die Bewertung ökologischer Güter und die Zahlung etwaiger Kompensationen traditionell in den Verantwortungsbereich der politischen Legislative. Zahlreiche ökologische Ökonomen argumentieren jedoch, daß die Identifizierung der gesellschaftlich wünschenswerten Nutzung eines ökologische Gutes aufgrund der bestehenden zahllosen Präferenzen eine zu komplexe Aufgabe sei, als daß sie eine andere Institution als der Markt übernehmen könnte (vgl. Jacobs 1991: 196). Zudem ist ein Großteil der ökologischen Probleme, insbesondere in Entwicklungsländern, auf die Unfähigkeit der Exekutive zurückzuführen, die Vorgaben der Legislative effektiv umzusetzen, woraus sich ein allgemeines Mißtrauen in den Staat als umweltpolitischen Regulator begründet (Panayotou 1992: 324). Eine mögliche konsequente Antwort der neoklassischen Ökonomie wäre somit, ökologische Güter grundsätzlich als private Güter zu behandeln, um so eine möglichst "effiziente" Nutzung zu erzielen (Coase-Theorem) (vgl. Todaro 1994: 335). Ein solcher Ansatz würde jedoch die Fundamente jedes modernen Wohlfahrtsstaates erschüttern, dessen originäre Aufgabe es sein muß, Güter, die zur Aufrechterhaltung der elementaren biologischen Lebensfunktionen des Menschen unerläßlich sind (wie z.B. saubere Luft und Wasser), für jedermann zugänglich zu machen (Arora 1994: 7). Die Schaffung realer privater Märkte für alle ökologischen Güter erscheint daher aus wohlfahrtspolitischer Sicht eine wenig wünschenswerte Option, auch wenn sie gerade bei vitalen Ressourcen mit einem zunehmend kritischen Bestand, wie etwa Trinkwasser, immer mehr an Popularität gewinnt (vgl. ADB 1994a). Sie ist jedoch unbedenklich für Güter, deren Gesamtwert fast ausschließlich aus direkten kommerziellen Nutzungswerten besteht, wie z.B. bei Rohstoffen, wie im folgenden Abschnitt gezeigt wird.

2.2. Die monetäre Bewertung ökologischer Güter mittels realer Marktinformationen

2.2.1. Nicht-erneuerbare Ressourcen

Im Gegensatz zu vielen anderen ökologischen Gütern lassen sich für nicht-erneuerbare Ressourcen, worunter hier vereinfacht ausschließlich nicht-erneuerbare Rohstoffe verstanden werden, keine Nichtnutzungswerte identifizieren. Schließlich hat die Existenz von Rohstoffen weder ästhetischen, moralischen noch sonstigen nicht-kommerziellen Wert, da Rohstoffe ausschließlich Produktionsgüter sind (Berck 1995: 203). Somit besitzen sie auch keinen

indirekten, aber natürlich einen direkten Nutzungswert als Produktionsfaktor und einen Optionswert (auf die zukünftige direkte Nutzung).

Ein Großteil der Forschung auf dem Gebiet der Ökonomie nicht-erneuerbarer Ressourcen ist dem ersten Ölpreisschock und der damit einhergehenden Unsicherheit über die zukünftige Entwicklung der Rohstoffpreise zu verdanken. Die zentrale Fragestellung der meisten Studien ist daher, von welchen Parametern die Geschwindigkeit der Ausbeutung der Ressource und ihre Preisentwicklung abhängt (Solow 1974: 2). Dabei stellt sich zunächst die Frage, warum sich Märkte, in denen nicht-erneuerbare Ressourcen gehandelt werden, nicht ebenso verhalten wie gewöhnliche Gütermärkte. Wäre dies der Fall, würde ein perfekter Markt einen Gleichgewichtspreis hervorbringen, der den marginalen Produktionskosten entspricht. Dies war in der Tat Tenor vieler Studien Mitte der siebziger Jahre, deren Politikempfehlung konsequenterweise die Deregulierung der Rohstoffmärkte war (vgl. El Serafy 1989: 12). Der wesentliche Unterschied von Rohstoff- zu sonstigen Gütermärkten liegt jedoch in der Natur der gehandelten Güter und der dabei erzielten Renten. Im Gegensatz zu einem Produzenten, der eine gewöhnliche Ricardianische Rente aus einem intertemporal konstanten Kapitalstock bezieht, kann der Besitzer einer nicht-erneuerbaren Ressource nur eine Rente aus einem schwindenden Kapitalstock beziehen, was als Marshallsche Quasi-Rente bezeichnet werden kann (Van Dieren 1995: 221). Das Bestreben jedes profitmaximierenden Ressourcenbesitzer muß die Maximierung dieser Quasi-Rente über die Zeit sein, wovon wiederum die Geschwindigkeit des Ressourcenabbaus abhängt. Falls von konstanten Produktionskosten ausgegangen wird, sind die beiden offensichtlich einzig entscheidenden Faktoren der Preis der Ressource und der Zinssatz, der den Ertrag einer Alternativanlage ausdrückt. Übersteigt der Zinssatz die Preissteigerungsrate, so besteht ein Anreiz die Ressource möglichst schnell abzubauen, während es im umgekehrten Fall lohnenswerter ist, die Ressource nicht abzubauen, da der antizipierte Ertrag aus der Wertsteigerung der Ressource den Ertrag einer alternativen Anlage (zum Marktzinssatz) übersteigt. Falls der Anstieg des Ressourcenpreises genauso hoch ist wie der Anstieg des Zinssatzes, steht der Ressourcenbesitzer einem Abbau der Ressource zum gegenwärtigen oder zukünftigen Zeitpunkt offensichtlich indifferent gegenüber (Pearce/Turner 1990: 272). Im Güter- und Kapitalmarktgleichgewicht wird somit die Preissteigerung gleich der Diskontierungsrate sein. Dieser einfache, aber fundamentale Zusammenhang wurde erstmals von Hotelling (1931) erkannt. Die Hotelling Regel kann in ihrer einfachsten Form als :

$$\frac{\dot{P}}{P} = r \qquad \text{(II.16)}$$

geschrieben werden, wobei $\dot{P} / P$ der Preisanstiegsrate und r der Diskontierungsrate entspricht, bei konstanten Kosten (C). Der direkte Nutzungswert der Ressource kann direkt durch die Rente (P-C) bestimmt werden, da dies der Zahlungsbereitschaft eines profitmaximierenden Produzenten für die Ressource entspricht (vgl. Repetto u.a. 1989: 36). Gilt die Hotelling-Regel, so ist der direkte Nutzungswert auch gleich dem Gesamtwert, da der Optionswert Null ist, denn der Produzent steht

einem Abbau der Ressource in der gegenwärtigen oder einer zukünftigen Periode indifferent gegenüber.

Tatsächlich hat sich die Hotelling-Regel jedoch empirisch nicht bestätigt[41], was angesichts der Vielzahl oligopolistischer Rohstoffmärkte und den damit verbundenen verzerrten Preisen nicht weiter erstaunlich ist[42]. Die Hotelling-Regel wurde auch aufgrund ihrer impliziten Annahme einer Cobb-Douglas Produktionsfunktion[43] kritisiert. Ein wesentlich realistischeres Modell wurde von Pindyck (1978) entworfen und berücksichtigt negative Skalenerträge, die sich aus zunehmenden Explorationskosten ergeben. Bei bestehenden negativen Skalenerträgen würde anders als bei Hotelling die Ressource nicht völlig ausgebeutet, da die Grenzkosten den Grenzertrag überschreiten, bevor die Ressource physisch erschöpft ist[44]. Andere Modelle versuchen oligopolistische Marktstrukturen, Unsicherheit und rationale Erwartungen zur Prognose der künftigen Preis- und Ertragsentwicklung mit einzubeziehen[45].

Trotz ihrer offensichtlichen empirischen Irrelevanz basiert ein Großteil der bisherigen Ansätze zur Integration nicht-erneuerbarer Ressourcen in eine reformierte VGR implizit auf Gültigkeit der Hotelling-Regel. So verwenden Repetto u.a. (1989); Crawords (1996) und WWF (1993) den Nettopreis (bzw. die Rente) der Ressource als Basis für die Ermittlung der Abschreibungen des nicht-erneuerbaren Kapitalstocks. Die Abschreibungen des Bestandes nicht-erneuerbarer Ressourcen (δK_N) in der Periode t ergeben sich somit als

$$\delta K_N(t) = \dot{K}_N(t)[P(t)-C(t)] \qquad \text{(II.17)}$$

Wie bereits oben erwähnt, liefert die Rente bei Gültigkeit der Hotelling-Regel den sozialen Gesamtwert der Ressource, da der Optionswert Null ist (unter der heroischen Annahme, daß der Marktzinssatz gleich der sozialen Diskontierungsrate ist). Die Behandlung des Nettopreises als Abschreibungssatz liefert jedoch selbst bei Gültigkeit der Hotelling-Regel ein verwirrendes Ergebnis. Betrachtet man den Modellfall einer Ein-Gut-Ökonomie, die ihre gesamte Wertschöpfung aus dem Abbau nicht-erneuerbarer Ressourcen bezieht, so würde eine Integration der Abschreibung des natürlichen Kapitalstocks in die VGR, berechnet nach der Nettopreismethode, ein angepaßtes Sozialprodukt in der Höhe von Null liefern (Van Dieren 1995: 218). Demnach könnte aus dem Abbau nicht-erneuerbarer Ressourcen kein nachhaltiges

41 Eine Übersicht über empirische Tests der Hotelling-Regel bietet Berck (1995).

42 Ein simultanes Ansteigen der Preise mit der Diskontierungsrate ist letztlich auch nur dann möglich, wenn ein *ceteris paribus* Anstieg der Preise, indiziert durch einen Nachfrageüberschuß bei zunehmender Ressourcenknappheit, durch das Vorhandensein einer Backstop-Technologie (m.a.W. eines Substituts) verhindert werden kann. In Hotellings (1931) Ansatz sind Backstop-Technologien jedoch exogenisiert.

43 Bei einer Cobb-Douglas Produktionsfunktion führt eine Erhöhung des Produktionsinput immer zu einer proportionalen Outputsteigerung (Brandt 1989: 177).

44 Anders als Hotelling kommt so z.B. Pindyck (1978: 841ff) zu dem Ergebnis, daß der Abbau der Ressource nicht einem exponentiellen Wachstumspfad folgt, sondern zunächst zunimmt und nach einem Wendepunkt abfällt.

45 Eine Übersicht bieten Toman/Walls (1995), die außerdem selbst ein ökonometrisches Modell unter Einschluß rationaler Erwartungen entwerfen.

Einkommen entstehen. Obgleich Repetto u.a. (1989: 40) in ihrer Studie zur Reform der VGR Indonesiens die Problematik des Nettopreisansatzes erkennen und statt dessen die Ermittlung des Gegenwartswertes zukünftigen Einkommens aus dem Abbau der Ressourcen favorisieren, legitimieren sie die Verwendung des Nettopreisansatzes mit der schlechten Datenlage, die keine Schätzungen über potentielle Reserven und zukünftige Preisentwicklungen zulasse.

Eine Alternative zwischen den offensichtlich unsinnigen Nettopreisanpassungen und einer aufwendigen und extrem unsicheren Schätzung zukünftig anfallender Ressourcenrenten ist El Serafys (1989) Nutzerkostenansatz, der auch in den empirischen Umsetzungsversuchen des SEEA[46] verwandt wurde (Tongeren u.a. 1993). El Serafys Ansatz basiert auf Hicks (1946), wonach "wahres" Einkommen aus einem "abnehmenden Wert" bezogen werden kann, indem ein Teil der Ressourcenrente in alternative Anlagen reinvestiert wird und somit ein dauerhafter Einkommensstrom entsteht. Dabei muß nicht die gesamte Rente reinvestiert werden (was wieder der Nettopreismethode entsprechen würde), sondern lediglich das "Kapitalelement", während der übrige Teil konsumiert werden kann. Schließlich würde eine einhundertprozentige Reinvestition zukünftige Generationen über die gegenwärtige favorisieren. Das Kapitalelement entspricht bei El Serafy (1989: 13) den Marshallschen Nutzerkosten, die als:

$$UC = \frac{R}{(1+r)^{n+1}} \qquad \text{(II.18)}$$

definiert werden, wobei R der Rente, r der Diskontierungsrate und n der statischen Lebenserwartung der Ressource (in Jahren) entspricht. Folglich muß ein Land, das seine Ressourcen voraussichtlich innerhalb von 20 Jahren verbrauchen wird, einen größeren Teil der Rente reinvestieren, als ein Land, dessen Ressourcen eine Lebenswertung von 50 Jahren besitzen. Obgleich der Nutzerkostenansatz *formal* nicht von konstanten Parametern abhängig ist, wird doch *implizit* von konstanten zukünftigen Nettopreisen und einer konstanten Ausbeutungsrate der Ressource ausgegangen (Crowards 1996: 215). Würden die Preise fallen oder die Ausbeutungsrate steigen (und damit die statische Lebenserwartung der Ressource sinken), so müßte folglich ein größerer Teil der Erträge reinvestiert werden. Die empirische Relevanz des Nutzerkostenansatz ist daher zweifelhaft. Ein weiterer kritischer Parameter ist offensichtlich die gewählte Diskontierungsrate. Van Dieren (1995: 223) bemängelt, daß die empirischen Anwendungen des Nutzerkostenansatzes (z.B. Tongeren u.a. 1993) eine substantiell zu hohe Diskontierungsrate gewählt haben, so daß keine substantiellen Nutzerkosten zu verzeichnen waren. El Serafy (1989: 16) selbst schlägt eine Diskontierungsrate von ca. 5% vor, was seiner Ansicht nach der natürlichen Zeitpräferenz entspricht und somit unabhängig von kurzfristigen Kapitalmarktschwankungen sein sollte.

[46] Das *System of Environmental and Economic Accounting (SEEA)* ist die vorläufige Version des Handbuchs der Vereinten Nationen zur ökologischen Reform der VGR (United Nations 1993a: v)

Die Verwendung und Wahl einer Diskontierungsrate ist in der Tat bereits zu einer eigenen Kontroverse in der ökologischen Ökonomie geworden. So argumentieren eine Reihe von Autoren, wie Myers (1977) für einen völligen Verzicht auf Diskontierung in der ökologischen Ökonomie, da sie dies als eine Diskriminierung zukünftiger Generationen *per se* und somit als inkonsistent mit dem Nachhaltigkeitsprinzip betrachten. Ein Verzicht auf Diskontierung (r=0) würde El Serafys (1989) Nutzerkosten auf den Nettopreis reduzieren und somit kein nachhaltiges volkswirtschaftliches Einkommen aus nicht-erneuerbaren Ressourcen erlauben. Dies würde jedoch bedeuten, daß ebenso gut ein konstanter Bestand an nicht-erneuerbaren Ressourcen von Generation zu Generation weitergegeben werden könnte, ohne daß irgendeine Generation hieraus einen utilitaristischen Nutzen ziehen könnte. Dies würde das Konzept der nachhaltigen Entwicklung in der Tat auf eine bizarre Idee von strikter Konservierung reduzieren, die insbesondere keinen Sinn macht, wenn die gegenwärtige Generation ihre Grundbedürfnisse nicht befriedigen kann (Munasinghe/Lutz 1993: 36). Eine Ablehnung von Diskontierung im Falle nicht-erneuerbarer Ressourcen ignoriert auch die Möglichkeit, daß eine Substitution von natürlichem Kapital mit Sachkapital mit einem Produktivitätsgewinn einhergehen kann, der zukünftige Generationen ein höheres Einkommensniveau erzielen läßt, wofür die gegenwärtige Generation Kompensationszahlungen in Höhe der Diskontierungsrate einfordern kann, ohne daß hierbei das Prinzip der Nachhaltigkeit verletzt würde (Pearce/Turner 1990: 224). Eine positive Diskontierungsrate sollte daher bei der Nutzerkostenberechnung gewählt werden, auch wenn ihre genaue Höhe schwer festzustellen sein wird.

Trotz des Modellcharakters des Nutzerkostenansatzes, der seine Anwendung auf reale Ressourcenmärkte problematisch gestaltet, repräsentiert er den *state of the art* der ökologischen Ökonomie. Es bleibt abzuwarten, ob komplexere Ansätze, die beispielsweise rationale Erwartungen und Terminmärkte zu integrieren versuchen (z.B. Toman/Walls 1995), überzeugendere Ergebnisse liefern werden. Auch wenn solche Ansätze theoretisch kohärent sind, gestalten sie sich aufgrund ihrer bisherigen empirischen Undurchführbarkeit als unbrauchbar für eine reformierte VGR. Bis dahin muß El Serafys (1989) Konzept als die einzig gangbare Alternative betrachtet werden.

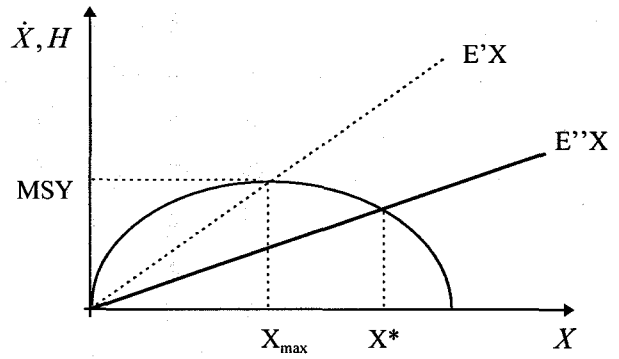
Obwohl Van Dieren (1995: 224) El Serafys (1989) Nutzerkostenansatz auch für erneuerbare Ressourcen anwendbar hält, unterschieden sich beide Ressourcenarten doch beträchtlich, insbesondere was ihre "optimale" Ausbeutungsrate betrifft, so daß eine Adaption dieses Konzepts für erneuerbare Ressourcen einiger Korrekturen bedarf.

2.2.2. Erneuerbare Ressourcen

Kennzeichnend für jede erneuerbare Ressource ist eine Eigenproduktivität, welche das natürliche Wachstum der Ressource determiniert; es existiert jedoch ein maximaler Ressourcenstock, der

durch die Tragfähigkeit des Ökosystems gegeben ist. Somit ergibt sich eine Wachstumsrate ($\dot{X}$), die gegenüber dem Bestand (X) als ein umgekehrtes "U" aufgezeichnet werden kann:

Abb. 7: Grundlegende Charakteristika erneuerbarer Ressourcen



Quelle: Pearce/Turner 1990: 245

Vereinfacht sei angenommen, daß ein Nutzer die Ressource mit einem Arbeits- und Kapitalaufwand (E) ausbeutet, so daß sich ein Ertrag von H= EX ergibt. Dabei kann bei einem Aufwand von E'X ein maximaler Ertrag in der Höhe von MSY innerhalb einer Regenerationsperiode erzielt werden, ohne den maximalen Bestand X_{max} zu verringern. Ein höherer Input (E''X) führt jedoch in der nächsten Periode zur Verringerung des Bestandes. Ausgehend von einem einzigen privaten Nutzer wird die tatsächliche physische Ertragsrate gemäß dem Profitmaximierungsprinzip durch Grenzkosten und -erträge bestimmt werden und nicht zwingend mit MSY übereinstimmen (Pearce/Turner 1990: 248). Ökologische Nachhaltigkeit würde somit den Einsatz von Regulationsinstrumenten fordern, um einen Ertrag $\leq$ MSY zu garantieren. Im Falle ökonomischer Nachhaltigkeit müßten Erträge $\geq$ MSY reinvestiert werden, um einen nachhaltigen Einkommensstrom zu erzielen. Dabei könnten unnachhaltige Erträge vereinfacht als Erträge einer nicht-erneuerbaren Ressource behandelt werden, so daß in der Tat El Serafys (1989) Nutzerkostenansatz angewandt werden könnte. Die statische Lebenserwartung der Ressource (in Jahren) könnte dabei als

$$n = \frac{X_t}{H_t} + \frac{(g_x X_t)}{H_t} \qquad \text{(II.19)}$$

in der Periode t ausgedrückt werden, was der natürlichen periodischen Regenerationsrate der Ressource (g_X) Rechnung tragen würde.

Auch wenn ein solches Modell zweifellos Gültigkeit besitzt, falls man lediglich von einer direkten Nutzung der Ressource ohne dabei anfallenden Externalitäten ausgeht, ignoriert es die (im Gegensatz zu nicht-erneuerbaren Ressource) multiplen Werte erneuerbarer Ressourcen (Miranda 1993: 58). So besitzen beispielsweise Wälder einen indirekten Nutzungswert als CO_2 Speicher und Klimaregulator. Ferner bestehen biologische Interdependenzen zwischen verschiedenen erneuerbaren Ressourcen, wie z.B. zwischen verschiedenen Tierarten, die ebenfalls als indirekte

Nutzungskosten zu Buche schlagen. Zahlreiche Tier- und Pflanzenarten besitzen darüber hinaus einen Existenz- und Vererbungswert, der empirisch nachgewiesen wurde (Pearce 1994: 28).

Eine leicht modifizierte Version von El Serafys (1989) Nutzerkostenansatz (wie in Gleichung II.19 dargestellt) kann daher als Schätzwert für die Bestimmung der direkten Nutzungs- und Optionswerte, bei Annahme der Übereinstimmung von Diskontierungsrate und Optionswert, herangezogen werden, er ist jedoch unzureichend für die Ermittlung des Gesamtwertes erneuerbarer Ressourcen.

2.3. Die monetäre Bewertung ökologischer Güter mit Hilfe sekundärer Märkte

2.3.1. Reisekostenansatz

Reisekostenansätze ermitteln die Gesamtkosten einer Reise, die für die Nutzung ökologischer Güter, wie z.B. Wälder, Wasser, etc. notwendig ist. Die Gesamtkosten der Reise können als minimale reale Zahlungsbereitschaft der Individuen für die Nutzung dieser Güter interpretiert werden. Dabei werden sowohl die direkten Kosten der Reise, die zur Nutzung des ökologischen Gutes vonnöten ist, wie z.B. Fahrpreise öffentlicher Verkehrsmittel oder Benzinkosten, als auch Opportunitätskosten, die durch die Fahrzeit entstehen, berechnet (Pearce/Turner 1990: 153). Steht eine ausreichende Anzahl von Beobachtungen dieser Reisekosten zur Verfügung, läßt sich so eine Nachfragekurve nach diesen ökologischen Gütern berechnen. Die Methode ist auch anwendbar, um Präferenzen für ökologische Verbesserungen zu erforschen. So könnten beispielsweise die Anzahl der Besuche und die Höhe der anfallenden Reisekosten vor und nach der Säuberung eines Sees berücksichtigt werden, um die reale Zahlungsbereitschaft für die Säuberung zu ermitteln (Smith/Desvousges 1992). Eine kritische Frage ist die Bewertung der Reisezeit in Form von Opportunitätskosten. Ausgehend von der mikroökonomischen Annahme einer perfekten Substitutionsmöglichkeit zwischen Arbeits- und Freizeit der Haushalte würde sich eine Bewertung der Opportunitätskosten zum durchschnittlichen Lohnsatz anbieten. Angesichts der regulierten Arbeitsmärkte ist eine solche Annahme, außer für Selbständige, jedoch weitgehend unzutreffend (Bockstael 1995: 657). Zudem messen viele Individuen der Reisezeit selbst einen Erholungswert bei (Tunstall/Coker 1992: 106)[47].

Es ist offensichtlich, daß der Reisekostenansatz ausschließlich für öffentliche ökologische Güter mit einem Erholungswert anwendbar ist[48] und ausschließlich direkte Nutzungswerte liefert, weshalb der Gesamtwert eines ökologischen Gutes nie allein durch den Reisekostenansatz

[47] So veranschlagen Cobb/Halstead (1994: 20) die Opportunitätskosten für Reisen mit dem öffentlichen Nahverkehr in den USA mit 6 US$/h, was sich zu Opportunitätskosten für allgemeinen Freizeitverlust von 8 US$/h vergleicht.

[48] Die nähere Definition dieser Güter erweist sich auch als schwierig, da viele Besuche zu Erholungsgebieten rein zufällig (was unzureichende Information über die Qualität des Gutes indiziert), oder in Kombination mit dem Besuch anderer Orte entstehen können (Bockstael 1995: 658).

ermittelt werden kann. Dennoch hat diese Methode den immensen Vorteil, daß die Nachfrage nach dem ökologischen Gut explizit ist und in realen Präferenzen ausgedrückt wird. Ein weiterer Vorteil ist der relativ geringe organisatorische und finanzielle Aufwand empirischer Studien, die auf diesem Ansatz basieren[49].

2.3.2. Hedonic Pricing

Ausgehend von der Annahme, daß der Wert eines Grundstücks sich aus einem Bündel verschiedener Nutzenfunktionen zusammensetzt, können unter anderem ökologische Attribute des Grundstücks seinen Wert mit beeinflussen. Aufgabe des Hedonic Pricing Ansatzes ist es, den Anteil der ökologischen Attribute am Grundstückspreis und die Zahlungsbereitschaft der Grundstückseigner für eine Verbesserung dieser Attribute zu analysieren (Freeman 1995: 673). Dies kann beispielsweise durch eine Regressionsanalyse von Grundstücken mit unterschiedlicher ökologischer Qualität, deren sonstige Attribute aber vergleichbar sind, und den Grundstückspreisen erfolgen[50]. Da Grundstückspreise durch einen Vektor zahlreicher Faktoren, wie Zugang zu öffentlichen Dienstleistungen, Verkehrsbelastung, etc. determiniert werden, müssen für all diese Faktoren sinnvolle Indikatoren ermittelt und in die Regressionsanalyse integriert werden, so daß man etwa eine Regressionsgleichung vom Typ:

$$lnPP = \alpha lnPROP + \beta lnNHOOD + \gamma lnACCESS + \varphi lnENV \qquad \text{(II.20)}$$

erhält, wobei PP den Grundstückswert, PROP geologische Indikatoren des Grundstücks, NHOOD Charakteristika der Nachbarschaft, ACCESS Indikatoren für den Zugang zu öffentlichen Dienstleistungen und ENV schließlich die ökologischen Faktoren darstellt[51] (Pearce/Turner 1990: 144). Dies macht die Ermittlung der Schattenpreisen zu einer äußerst komplexen und aufwendigen Angelegenheit, da alleine die Auswahl und Operationalisierung der einzelnen Indikatoren immense methodische Schwierigkeiten aufwirft und damit auch die Verlässlichkeit der Ergebnisse in Frage stellt. Da verschiedene Haushalte eine unterschiedliche ökologische Präferenz besitzen, müßten idealerweise zusätzlich Kriterien wie Einkommen, Kinder, etc. berücksichtigt werden, um die Determinanten dieser Präferenzen zu identifizieren und somit zu einer verallgemeinerungsfähigen Aussage zu gelangen.

---

49 So können Reisekosten zu einem Erholungsgebiet relativ leicht durch die Aushändigung von Fragebögen an die Besucher ermittelt werden (Tunstall/Coker 1992: 106).

50 Eine Alternative wäre die Analyse eines Grundstücks mit temporaler Veränderung der ökologischen Qualität. Eine Analyse von Zeitreihendaten macht jedoch die Eliminierung anderer Einflußfaktoren, die das Regressionsergebnis verzerren, weitaus schwieriger, weshalb meist unterschiedliche Lokalitäten in einer Periode berücksichtigt werden (Pearce/Turner 1990: 143).

51 Ln steht für den natürlichen Logarithmus, dessen Verwendung bei Regressionen eine direkte Ermittlung der Elastizitäten ermöglicht.

Angesichts des enormen notwendigen Aufwands aufgrund der Vielzahl von endogenen Variablen, und der relativ geringen Verlässlichkeit der Ergebnisse, erscheint der Hedonic Pricing Ansatz gerade für Entwicklungsländer wenig attraktiv. Zudem beschränkt sich sein Anwendungsbereich auf sehr wenige ökologische Güter. Meist stellt sichtbare Luftverschmutzung die einzige ökologische Variable dar (Murdoch/Thayer 1992: 168).

2.3.3. Dose-response Ansätze

Obwohl Dose-response Ansätze wenig Beachtung in der Theorie der ökologischen Ökonomie finden, sind sie doch gerade bei der Identifizierung realer, ökologisch indizierter Kosten äußerst nützlich und bieten sich daher insbesondere für die Berechnung einer reformierten VGR an (vgl. Cobb/Cobb 1994: 60). Dose-response Ansätze versuchen realwirtschaftliche Kosten zu ermitteln, die durch Qualitätsveränderungen ökologischer Güter entstanden sind. Beispiele hierfür sind landwirtschaftliche Produktivitätsverluste durch Bodenerosion, steigende Gesundheitsausgaben durch zunehmende Schadstoffbelastung, etc. Die dabei bevorzugte Methode ist dabei ähnlich wie beim Hedonic Pricing Ansatz eine multiple Regression, die alle relevanten ursächlichen Faktoren in Betracht zieht. So könnte ein Ansteigen der Zahl der Beobachtungen bestimmter Krankheiten mit Einflußfaktoren wie Alter, Einkommen, Lebensgewohnheiten und Umweltbelastung korreliert werden, um die statistische Relevanz der einzelnen Faktoren und damit auch den relativen Anteil der ökologischen Variablen herauszustellen (Pearce/Markandya 1989: 50). Dose-response Ansätze eignen sich insbesondere, wenn ein Informationsdefizit über die Effekte von Umweltbelastung besteht, so daß Individuen ihre Präferenzen für ökologische Güter (z.B. in einer Zahlungsbereitschaftsanalyse) nur unvollkommen ausdrücken würden (Knesse 1984: 16). Problematisch bei diesem Ansatz ist jedoch ebenso wie beim Hedonic Pricing die Identifizierung und Quantifizierung aller Einflußfaktoren. Ein großer Vorteil ist andererseits, daß Dose-response Ansätze auf realwirtschaftlichen Kosten basieren, und ihre Integration in eine reformierte VGR daher weniger problematisch ist als bei Verwendung hypothetischer Marktinformationen, wie im folgenden Abschnitt gezeigt wird. Ein Teil dieser Kosten ist auch bereits in der traditionellen VGR erfaßt, z.B. in Form von Sachkapitalabschreibungen, die durch korrodierende Schadstoffemissionen entstanden sind.

2.4. Die monetäre Bewertung ökologischer Gütern mittels hypothetischer Marktinformationen: Zahlungsbereitschafts- und Kompensationsakzeptanzanalyse

Die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft bzw. der Bereitschaft Kompensationszahlungen für die Nutzung oder Nichtnutzung eines ökologischen Gutes zu akzeptieren, stellt die direkteste Form der Ermittlung ökologischer Werte dar. Die Zahlungsbereitschaft oder Kompensationsakzeptanz

wird meist durch direkte Befragung oder seltener durch Experimente, in denen Testpersonen beispielsweise verschiedenen Umweltbedingungen ausgesetzt werden, ermittelt. Ziel jeder Zahlungsbereitschaftsanalyse ist es, Gebote für ökologische Güter einzuholen, als wäre ein realer Markt für diese Güter vorhanden. Dabei muß selbstverständlich der hypothetische Markt - Interviewer, Fragebogen und Testperson - ein möglichst authentisches Abbild eines realen Marktes wiedergeben (Pearce/Turner 1990: 148). Unbedingte Vorraussetzung ist, daß die Testperson mit dem Gut und der Zahlungsweise (z.B. erhöhte Besteuerung) vertraut ist (Pearce/Markandya 1989: 37). Der Interviewer kann ein Erstgebot vorgeben, dessen hypothetische Zahlung die Testperson akzeptieren oder verweigern kann, bis die maximale Zahlungsbereitschaft ermittelt ist. Dem Interviewer kommt somit eine ähnliche Rolle wie dem Walrasschen Auktionator in der mikroökonomischen Theorie zu (vgl. Brandt u.a. 1989: 364). Eine der Hauptaufgaben des Interviewers ist es, versteckte strategische Präferenzen aufzudecken[52]. Eine weitere Problematik ist das vom Interviewer vorgelegte Erstgebot: Dieses Gebot kann von der Testperson als die minimale gesellschaftlich akzeptierte Summe interpretiert werden, die sie in der Suche um gesellschaftliche Anerkennung formal akzeptieren, gleichwohl sie ihre tatsächliche Zahlungsbereitschaft übersteigt[53].

Von zusätzlicher Bedeutung ist die Zahlungsart: So mag die Erhebung einer Eintrittsgebühr für öffentliche Parks von einer Testperson toleriert werden, die Erhebung einer Umweltsteuer zur allgemeinen kostenlosen Bereitstellung von Parks jedoch nicht (Bishop u.a. 1995: 636). Eine weitere Frage ist die Einkommenselastizität der Nachfrage nach ökologischen Güter. So kritisiert Redclift (1992: 8), daß obgleich ärmere Bevölkerungsschichten tendenziell unter schlechteren Umweltbedingungen leben und der Wohlfahrtseffekt einer ökologischen Verbesserung für sie damit höher ist als für reiche Bevölkerungsgruppen, ihre Zahlungsbereitschaft selbstverständlich durch ihr tatsächliches Einkommen limitiert ist[54].

Obgleich die Mikroökonomie keinen quantitativen Unterschied zwischen der Akzeptanz von Kompensationszahlungen und der Zahlungsbereitschaft kennt, variieren die Ergebnisse in empirischen Befragungen beträchtlich: So überschreitet die Kompensationsakzeptanz die

---

52 Wird eine Testperson beispielsweise in dem Glauben gelassen, eine ökologische Dienstleistung würde angeboten, wenn (a) die aggregierte allgemeine Zahlungsbereitschaft die Kosten der Bereitstellung dieser Dienstleistung übertrifft und (b) jeder einzelne eine Umweltabgabe in der Höhe seiner maximalen individuellen Zahlungsbereitschaft zu leisten habe, so entsteht ein Trittbrettfahrereffekt, d.h. die maximale Zahlungsbereitschaft wird bewußt niedriger angegeben, in der Hoffnung, andere Personen werden eine höhere Zahlungsbereitschaft angeben, um so Konsumentenrenten zu erzielen (strategic bias) (Markandya 1992: 147). Die Testpersonen befinden sich jedoch auch in einer Art Gefangenendilemma: Sie wissen, daß die Sicherung des Gutes nur durch eine allgemeine Zahlungsbereitschaft erfolgen kann, sie kennen jedoch die Zahlungsbereitschaft der übrigen Individuen nicht (Jacobs 1991: 213).

53 Dies gilt insbesondere, wenn die Testpersonen unvollkommene Informationen über das Gut besitzen und daher einer vermeintlich gesellschaftlich akzeptablen Leitlinie folgen (Mitchell/Carson 1989: 192).

54 Obgleich die empirischen Tests zur ökologischen Kuznets Kurve eine gewisse Einkommenselastizität für ökologische Präferenzen vermuten lassen, konnte keine dieser Studien, wie in Kapitel I.5 gezeigt, die Einkommenselastizität der Zahlungsbereitschaft von strukturellen volkswirtschaftlichen Wachstumseffekten isolieren. Eine positive Einkommenselastizität der Zahlungsbereitschaft ist jedoch wahrscheinlich, auch wenn ihre Höhe bislang empirisch nicht nachgewiesen wurde. Es macht daher auch wenig Sinn, *a priori* von vollkommener Einkommenselastizität auszugehen und beispielsweise alle Zahlungsbereitschaftsergebnisse in Prozent des Haushaltsbudgets anzugeben.

Zahlungsbereitschaft für das gleiche ökologische Gut in empirischen Studien teilweise um das sechsfache (Cummings u.a. 1986: 35). Eine mögliche Erklärung ist, daß unter bestehender Unsicherheit über den entstehenden Nutzen bei Zahlung für ein ökologisches Gut, die Sicherung eines bekannten Gutes höher eingeschätzt wird (Jacobs 1991: 217)[55]. Eine weitere Erklärung wäre, daß Kompensationszahlungen eine geringere oder keine Einkommenselastizität aufweisen, da sie natürlich keinen Budgetbeschränkungen unterliegen. Es gibt bislang keinen Konsens darüber, welche der beiden die zu bevorzugende Methode ist, auch wenn Bishop u.a. (1995: 646) eine empirische Präferenz für Zahlungsbereitschaftsanalysen auszumachen glauben. Die Ermittlung der Kompensationsakzeptanz bietet sich sicherlich bei der Ermittlung des Wertes ökologischer Schäden an, während Zahlungsbereitschaftsanalysen beispielsweise eine bessere Grundlage für die Einschätzung der Präferenz für Konservierungsprogramme sein dürften.

Trotz der erheblichen methodischen Probleme bei der Erhebung von Zahlungsbereitschaftsanalysen erachten Bishop u.a. (1995: 630) und Brookshire u.a. (1992: 216) die Ergebnisse der bisherigen empirischen Studien zur Relevanz der Zahlungsbereitschaftsanalysen als nicht ausreichend, um die Methode zu diskreditieren. Zahlungsbereitschaftsanalysen haben den enormen Vorteil, daß sie theoretisch universell anwendbar sind und somit für viele ökologische Güter die einzige Möglichkeit zur Ermittlung individueller Präferenzen darstellen. So wird ihre Anwendung zur Ermittlung ökologischer Kosten innerhalb einer reformierten VGR von UNSTAT denn auch nicht theoretisch ausgeschlossen (United Nations 1993a: 113). Dennoch scheinen Ökonomen nach wie vor reserviert gegenüber einer Integration von realen und hypothetisch ermittelten Präferenzen zu stehen, so daß keine der bisherigen empirischen Studien zur ökologischen Reform der VGR von dieser Methode Gebrauch gemacht hat.

3. Die Integration eines erweiterten Kapitalbegriffs in eine reformierte volkswirtschaftliche Gesamtrechnung (VGR)

3.1. Die historische Entstehung der VGR und ihre zunehmende Diskreditierung

Erste Versuche, die wirtschaftliche Stärke eines Landes zu schätzen, datieren bereits auf das 17. Jahrhundert, wo Vergleiche zwischen England, Frankreich und den Niederlanden angestrengt wurden. Das Interesse an der Sozialproduktsberechnung ließ jedoch bis zur ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts nach, sieht man einmal von vereinzelten Schätzungen für einige europäische Staaten Anfang des 19. Jahrhunderts ab (Van Dieren 1995: 46). Die Weltwirtschaftskrise in den zwanziger Jahren dieses Jahrhunderts ließ jedoch den Ruf nach einer staatlichen

[55] Der Unterschied zwischen Zahlungs- und Kompensationsbereitschaft wäre somit auf ein Informationsdefizit oder Risikoaversion zurückzuführen.

Stabilisierungspolitik laut werden, was verläßliche Daten über die einzelnen makroökonomischen Größen notwendig machte. Daher war eine bloße Schätzung der gesamten volkswirtschaftlichen Tätigkeit, wie sie bis dahin unternommen worden waren, nicht ausreichend (Anderson 1991: 16). Es entstand ein Kontensystem, das vergleichbar zur unternehmerischen Buchführung, Aktiva und Passiva einer Volkswirtschaft darstellte und so einen Rahmen für die Analyse der Beziehungen zwischen den drei makroökonomischen Schlüsselvariablen Output, Einkommen und Ausgaben liefern sollte[56]. In der aggregierten Form kann das Sozialprodukt (Y) einer offenen Volkswirtschaft gemäß der keynesianischen Identitätsgleichung als:

$$C + G + I + EX - IM \equiv Y \equiv C + S + (TA-TR)$$

geschrieben werden, wobei:

C	Konsum	EX	Exporte	TA	Steuern
G	Staatsausgaben	IM	Importe	TR	Transfers
I	Investitionen	S	Ersparnis		

darstellt (Dornbusch/Fischer 1992: 60). Um Meßprobleme zu umgehen, wurden lediglich monetär erfaßte Güter und Dienstleistungen des formellen Sektors berücksichtigt. Dies bedeutet, daß sämtliche produktive Tätigkeiten, die nicht monetär bewertet werden, wie z.B. ehrenamtliche Tätigkeiten, sowie alle Aktivitäten des informellen Sektors (oder der Schattenwirtschaft) keine Berücksichtigung finden[57]. Da im Industrialisierungsprozeß viele informelle Tätigkeiten institutionalisiert oder formalisiert wurden (Backen, Brauen, etc.), führte dies auch zu einer Überzeichnung des statistisch erfaßten historischen Wachstums in Industrienationen (Anderson 1991: 22). Dies limitiert natürlich auch die Rolle der VGR als makro- und entwicklungsökonomisches Analyseinstrument[58], wobei eine Regulierung und Steuerung der Schattenwirtschaft selbst bei Kenntnis ihres quantitatives Ausmaßes schwierig erscheint, was die Frage aufwirft, warum solche Schätzungen dann angesichts des dazu notwendigen Aufwandes überhaupt erst unternommen werden sollten (vgl. Stobbe 1989: 285ff). Die Kritik an der limitierten Erfassung der ökonomischen Aktivität gewinnt natürlich an Gewicht, falls das Sozialprodukt als Wohlfahrtsindikator betrachtet wird (z.B. bei Hamer/Stahmer 1992: 87). Obgleich die ökonomische Theorie keine Indikation für eine solche Sichtweise liefert[59], bietet sich dies natürlich in einer Gesellschaft an, in der Wohlstand allgemein mit steigendem

---

56 Die Entwicklung der Kerns der heutigen Form der VGR geht auf Arbeiten Leontiefs, Kuznets und Clark in den USA, sowie Keynes, Meade und Stone in Großbritannien zurück (Anderson 1991: 16).

57 Die Wertschöpfung des informellen Sektor wird in Industrieländern wie den USA heute auf ca. 30% der Wertschöpfung des formellen Sektors geschätzt (Dornbusch/Fischer 1992: 37), während die Zahlen für Entwicklungsländer um einiges höher liegen, da die Monetarisierung der Gesellschaft weitaus weniger fortgeschritten ist.

58 Die Ignorierung des informellen Sektors hatte beispielsweise zur Folge, daß in der Vergangenheit der Beitrag von Frauen zur gesamtwirtschaftlichen Wertschöpfung in vielen Entwicklungsländern unterschätzt und damit auch nicht gefördert wurde, da diese im formellen Sektor gravierend unterrepräsentiert sind (Anderson 1991: 20).

59 Aus diesem Grunde lehnen zahlreiche Ökonomen eine wohlfahrtstheoretisch motivierte Korrektur des BSP ab (vgl. Jacobs 1991: 226)

Einkommen gleichgesetzt wird, wie z.B. in den Industriestaaten in den fünfziger und sechziger Jahren (Leipert 1983: 9). Mit den sich wandelnden Vorstellungen über gesamtgesellschaftliche Wohlfahrt setzte in den siebziger Jahren konsequenterweise auch die Kritik am BSP als Wohlfahrtsindikator ein, auf die in Abschnitt 4 näher eingegangen wird. Auch wenn eine solche Kritik zurückgewiesen werden kann, falls die VGR im keynesianischen Sinn primär als makroökonomisches Analyseinstrument betrachtet wird (Stuvel 1986: vii), läßt sich jedoch gerade aus einer solchen Sichtweise die in Abschnitt 1 gezeigte, fortdauernde Ignorierung des Human- und natürlichen Kapitals kaum rechtfertigen.

3.2. Die Behandlung des natürlichen Kapitals in einer reformierten VGR

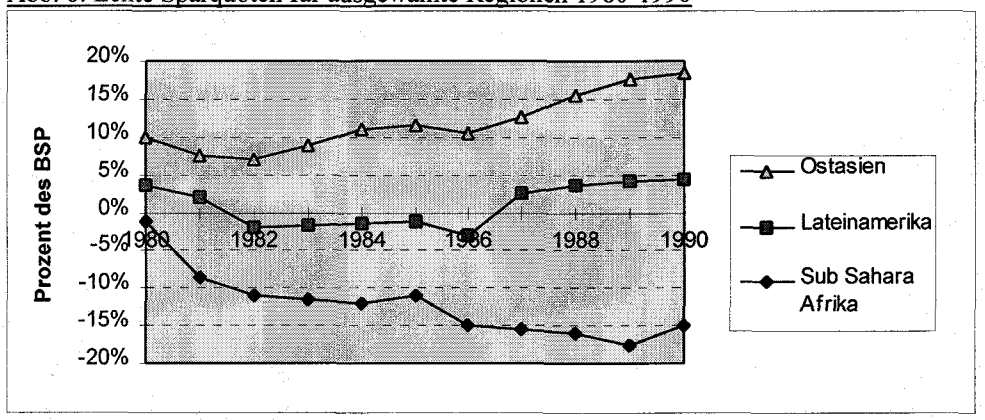
3.2.1. Ermittlung der monetären Abschreibung des natürlichen Kapitals

Kapitel I.1 hat aufgezeigt, wie die neoklassische und postkeynesianische Wachstumstheorie Kapitalintensität zur zentralen Variablen im ökonomischen Wachstumsprozeß machte, was entwicklungstheoretisch in der Modernisierungstheorie umgesetzt wurde. Somit spielte diese Variable auch eine zentrale Rolle bei der Nutzung der VGR zur makroökonomischen Analyse, insbesondere da die endgültige Etablierung der VGR und der postkeynesianischen Wachstumstheorie auf den selben Zeitraum fallen. Basierend auf der traditionellen VGR wird in der Modernisierungstheorie der externe Kapitalbedarf eines Landes durch die Sparlücke (Bruttoinvestitionen minus Ersparnis) determiniert, d.h. ein Land sollte sich mindestens in dieser Höhe im Ausland verschulden, um die geplanten Investitionen realisieren zu können und damit einen maximalen Anstieg des Volkseinkommen zu erreichen (Todaro 1994: 73). Wie in Abschnitt 1 gezeigt wurde, wird in der VGR jedoch nur ein Bruchteil des tatsächlichen Kapitals erfaßt, was bedeutet, daß auch die Nettoersparnis (Bruttoersparnis minus Kapitalabschreibungen) falsch eingeschätzt wird. Hamilton (1995) hat versucht dies empirisch nachzuweisen, indem er, wie in Abschnitt 1.3 bereits angesprochen, die Abschreibungen des natürlichen Kapitals von der Bruttoersparnis abgezogen hat. Dabei betrachtete er 58 Länder, wobei aufgrund der begrenzten Datenlage lediglich nicht-erneuerbare Ressourcen sowie tropische Wälder berücksichtigt wurden. Die Berechnungen erfolgten dabei nach der Nettopreismethode, wodurch die Abschreibung der natürlichen Ressourcen substantiell überschätzt wird, wie in Abschnitt 2.2.1 gezeigt wurde[60]. Die Ermittlung der Abschreibung des Gesamtkapitals aufgrund von Umweltverschmutzung beschränkt

[60] Renten aus dem Abbau natürlicher Ressourcen wurden als Weltmarktpreis *minus* der Abbaukosten *minus* der Verarbeitungs- und Transportkosten *minus* der "normalen" Ertragsrate des Kapitals berechnet. Obwohl Hamilton marginale Abbaukosten als die theoretisch korrekte Vorgehensweise sieht, wurden aufgrund der Datenlage Durchschnittskosten verwandt. Abbaukosten gehen als Konstante auf der Basis des Jahres 1985 für Mineralien und des Jahres 1990 für Rohöl ein. Da nicht alle Ressourcen zum Weltmarktpreis verkauft werden, betrachtet er diesen lediglich als imperfekten Schattenpreis. Entstehende Renten bei der Abholzung tropischer Wälder wurde auf der Basis der Abbau- und Transportkosten erstellt, die auf 50% des Marktpreises geschätzt wurden, was vom Autor selbst als grobe Schätzung bezeichnet wird, die sich aber mit anderen Studien (z.B. Repetto 1989) ungefähr deckt.

sich auf die marginalen Kosten der CO_2-Emissionen[61]. Aufgeteilt nach Regionen kommt Hamilton zu dem Ergebnis, daß durchschnittlich alle Länder Sub-Sahara Afrikas über die achtziger Jahre hindurch negative echte Sparquoten zeigen (siehe Abb. 8); bei Bruttoinvestitionsquoten, die deutlich über 10% des BSP liegen. Ostasiatische Länder zeichnen sich dagegen durch positive echte Sparquoten über 10% im selben Zeitraum aus.

Abb. 8: Echte Sparquoten für ausgewählte Regionen 1980-1990



Quelle: Hamilton 1995: 10

Dies veranschaulicht, daß die partielle ökonomische Erholung Sub-Sahara Afrikas (gemessen in positiven BSP Wachstumsraten) offenbar nur durch einen rapiden Abbau natürlicher Ressourcen erreicht wurde, da CO_2 Emissionen dort eine vergleichsweise geringfügige Rolle spielen (vgl. GEF 1995: 20). Auch wenn die Sparquoten, wie oben erwähnt, aufgrund der Berechnung des Abschreibungssatz nach der Nettopreismethode erheblich unterschätzt werden, veranschaulichen die Ergebnisse die Signifikanz einer Integration des natürlichen Kapitals in die VGR. Hamilton beschränkt sich bewußt auf die Berechnung der echten Ersparnis und präsentiert kein angepaßtes Sozialprodukt (das selbstverständlich leicht mit Hilfe der echten Ersparnis zu berechnen ist). Denn anders als die echte Ersparnis sagt weder das Niveau noch ein Sinken oder Ansteigen eines korrigierten Sozialprodukts etwas über die Nachhaltigkeit einer Volkswirtschaft aus. Die Verwendung eines korrigiertes Sozialprodukt als Nachhaltigkeitsindikator kann im Gegenteil ein perverses Politiksignal übermitteln. Angenommen, die realen Abschreibungen des natürlichen Kapitals sind über eine gewisse Periode konstant, während die übrigen Komponenten (wie z.B. der Konsum) ansteigen, so steigt das korrigierte Sozialprodukt schneller als das traditionelle an, und vermittelt somit den trügerischen Eindruck, die Ökonomie sei insgesamt nachhaltiger geworden (Hamilton 1995: 17). Die wirtschaftspolitischen Implikationen des Ansatzes der echten Ersparnis gehen jedoch über die Möglichkeit einer stringenten Operationalisierung einer schwachen Nachhaltigkeitsdefinition hinaus. Nach dem Heckscher-Ohlin-Modell ist der Export natürlicher Ressourcen für ein Land mit relativ geringer Human- und Sachkapitalausstattung, die einzige

61 Marginale soziale Kosten von CO_2 Emissionen wurden auf 20 US$/t im Jahre 1990 für alle Länder geschätzt (nach Fankhauser/Pearce 1994).

Möglichkeit zur Erreichung eines komaparativen Vorteils im internationalen Handel[62]. Wird ein rapider Abbau und Export natürlicher Ressourcen betrieben, so wird die Währung des Landes tendenziell aufgewertet und die Preise der handelbaren Güter sinken somit im Verhältnis zu den nicht-handelbaren. Die Entwicklung der Sektoren, die nicht auf natürlichen Ressourcen basieren, wird verschleppt, da immer mehr ökonomische Ressourcen in die Ausbeutung der natürlichen Ressourcen fließen. Dieses Phänomen ist erstmals in den sechziger Jahren in den Niederlanden beobachtet worden und daher als "Dutch Disease" in die Literatur eingegangen (El Serafy 1989: 10). Neigen sich die natürlichen Ressourcen dem Ende zu, so entsteht ein enormer Druck auf die Außenhandelsbilanz, da die Entwicklung eines komparativen Außenhandelsvorteils in anderen Sektoren verpaßt wurde. Gleichzeitig fallen natürlich die Realeinkommen und oftmals steht das Land auch vor einem Schuldenberg, falls internationale Geber die vergangene Export- und Einkommensentwicklung leichtfertig auf die Zukunft projiziert haben. Dieses Szenario war beispielsweise für den wirtschaftlichen Niedergang Nigerias in den achtziger Jahren mitverantwortlich (Todaro 1994: 56). Eine solche Entwicklung kann durch die Ermittlung einer echten Ersparnis vermieden werden. Wird eine negative echte Ersparnis durch erhöhte Auslandsverschuldung oder inländische Zwangsersparnis (z.B. erhöhte Besteuerung der Ausbeutung natürlichen Ressourcen) vermieden und dadurch (staatliche) Investitionen in den Sach- und Humankapitalbereich ermöglicht, so kann sowohl die Entwicklung einer "Dutch Disease" als auch der ökonomischen Kollaps bei ausgebeuteten natürlichen Ressourcenbeständen vermieden werden (Hamilton 1995: 18).

Von allen empirischen Ansätzen zur Integration eines umfassenden Kapitalbegriffs in die VGR[63], ist Hamiltons (1995) Ansatz der einzige, dessen explizites Erkenntnisinteresse die Prüfung einer Nachhaltigkeitsfunktion ist. So können weder Repetto u.a. (1989), Tongeren (1993) noch Crowards (1996) aufgrund ihrer Fixierung auf ein korrigiertes Sozialprodukt zu einer Aussage darüber gelangen, ob die von ihnen untersuchten Länder in einem bestimmten Jahr einem nachhaltigen Entwicklungspfad gefolgt sind oder nicht. Es läßt sich lediglich aussagen, wie hoch das Volkseinkommen nach der Internalisierung ökologischer Externalitäten ist, was von einem wohlfahrtspolitischen Standpunkt aus sicherlich eine interessante Erkenntnis ist, aber wenig konkrete umwelt- und wirtschaftspoltische Implikationen und letztlich keinen Beitrag zu einer stringenten Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung liefert. Dennoch haben diesen Studien einen nicht zu unterschätzenden Wert, da sie die internationale Verfügbarkeit ökologischer Daten und damit die Ausgangsposition für die mittelfristige Durchführung umfangreicherer

---

62 Das Heckscher-Ohlin Modell, auch als Faktorproportionentheorem bezeichnet, erklärt internationale Handelsströme damit, daß ein Land jene Güter exportiert, die den Faktor relativ intensiv nutzen, mit dem das Land relativ reichlich ausgestattet ist (vgl. Borchert 1987: 36ff)

63 Solche Berechnungen existieren für die USA (Cobb/Halstead 1994), Großbritannien (Jackson/Mark 1994), Deutschland (Diefenbacher 1995), Zimbabwe (Crawson 1996), Indonesien (Repetto u.a. 1989) und Mexiko (Tongeren u.a. 1993) vor, wobei lediglich Tongeren u.a. (1993) Anpassungen nach der in Kapitel 2 beschriebenen Nutzerkostenmethode vorgenommen haben. Cobb/Halstead (1994), Jackson/Mark (1994) und Diefenbacher (1995) erstellen einen Wohlfahrtsindikator, der über die Erfassung des natürlichen Kapitals hinausgeht (siehe Abschnitt 4).

Berechnungen testen. Zudem läßt sich aus ihren Ergebnissen natürlich problemlos die Hamiltonsche echte Sparquote der analysierten Länder ableiten, da die Berechnung der Abschreibungen des natürlichen Kapitals auf der selben methodischen Grundlage basiert.

Problematisch bei allen bisherigen Ansätzen ist jedoch die fast vollständige Fixierung auf direkte ökonomische Nutzenfunktionen des natürlichen Kapitals. Wie in Abschnitt 2 gezeigt wurde, liefert dies nur ein Bruchteil des Gesamtwertes der ökologischen Kapitals, sieht man einmal von nicht-erneuerbaren Rohstoffen ab. Dies dürfte zu einem Großteil auf die dort aufgezeigte mangelhafte methodische Grundlage für die monetäre Bewertung anderer Nutzenfunktionen zurückzuführen sein. Eine Fortentwicklung der methodischen Ansätze zur Monetarisierung ökologischer Güter ist daher als Priorität für eine umfassendere Berücksichtigung des natürlichen Kapitals in einer reformierten VGR anzusehen.

Konsequenterweise stimmt ein großer, wenn nicht gar der überwiegende Teil der Autoren, die eine Reform der VGR anstreben, zwar mit der grundsätzlichen Notwendigkeit, die VGR um die Abschreibungen des Gesamtkapitals zu korrigieren überein. Diese Autoren halten die methodischen und statistischen Probleme einer Monetarisierung ökologischer Indikatoren jedoch für so gravierend, daß zumindest momentan auf eine vollständige Reform der VGR verzichtet werden müsse (Hamer/Stahmer 1992: 89; Ryll/Schäfer 1988: 129; Mikesell 1992: 18). Diese Kritik wurde auch bei der Erstellung des "Handbook National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting" der Vereinten Nationen berücksichtigt (United Nations 1993a: iii). Das Handbuch stellt zwar keine endgültige Fassung zur Reform der VGR innerhalb des UN-Systems dar, sondern will als Interimversion betrachtet werden (ebenda: v). Jedoch wird mit Verweis auf die UNCED Resolution von 1992 deutlich gemacht, daß eine Reform des Kerns der VGR in absehbarer Zukunft nicht angestrebt wird, sondern lediglich sogenannte "Satellitenkonten" aufgestellt werden, die als Experimentierfeld für weitergehende Reformen dienen sollen (ebenda: iii). Daher identifiziert das Handbuch auch keine bevorzugte Form der statistischen Erfassung des natürlichen Kapitals, sondern sucht eine Integration der verschiedenen Varianten, die den internationalen Forschungsstand des Jahres 1992 recht gut reflektieren. Dabei werden neben einer monetären Erfassung des natürlichen Kapitals vor allem Defensivausgaben (siehe Abschnitt 4.2.) und physische Datensätze, insbesondere in Form von Material- und Energiebilanzen, berücksichtigt.

3.2.2. Material- und Energiebilanzen (physische Input-Output Tabellen)

Das primäre Erkenntnisinteresse bei der Erstellung von Material- und Energiebilanzen ist die Erfassung der Energie- und Materialintensität der Produktion und des Konsums einer Volkswirtschaft. Dabei wird sowohl der Verbrauch natürlicher Ressourcen als auch die Freisetzung von Residuen berücksichtigt. Tabelle 1 veranschaulicht dies am Beispiel der Bundesrepublik Deutschland.

Tabelle 1: Intraregionale Materialbilanz der Bundesrepublik Deutschland

INPUT	1989 in Mio. t	Change from 1980 to 1989 in %	OUTPUT	1989 in Mio. t	Change from 1980 to 1989 in %
Raw Materials	986	-6	Waste	102	-19
- abiotic	810	-10			
- biotic	176	19			
Moved Earth	1.341	0	Moved Earth	1.341	0
- Overburden	1.087	-1	- Overburden	1.087	-1
- Excavation	170	0	- Excavation	170	0
- Erosion	84	9	- Erosion	84	9
Water	60.785	8	Water	57.845	8
- used	44.600	9	- used	41.660	9
- unused	16.185	6	- unused	16.185	6
Air	562	-32	Emissions into Air	719	-12
			Dissipative Use of Products	755	1
			Dissipative Losses of products and Infrastructure	0,21	-17
Total INPUT	**63.674**		**Total OUTPUT**	**60.763**	**8**

Quelle: Bringezu u.a. 1994: 5

Diese Analyse kann für eine offene Volkswirtschaft mittels Berücksichtigung der Im- und Exporte erweitert werden, so daß sich der totale Materialkonsum (TMC) aus dem intraregionalen Input (siehe Tabelle 1) *plus* dem importierten Input *minus* dem exportierten Input ergibt (Bringezu u.a. 1994:10). Die Komponenten einer umfassenden Darstellung des Konsums natürlicher Ressourcen sind sicherlich von Interesse, ihre Aggregation anhand simpler physischer Einheiten erscheint mir jedoch wenig sinnvoll. Bringezu u.a. (1994: 11) argumentieren darüber hinaus, daß die inländische Wertschöpfung dividiert durch den totalen Materialkonsum (TMC) einen nützlichen Indikator für die ökologische Effizienz einer Volkswirtschaft bieten würde und damit von Erkenntnisinteresse für die Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung sei. Tatsächlich offenbart Tabelle 1 jedoch, daß hier unzulässige Vergleiche angestellt werden, da eine Tonne Erde genau gleich gewichtet wird wie eine Tonne Erdöl. Soll eine solche Aufstellung auch nur im entferntesten mit realen ökologischen Kosten in Verbindung gebracht werden, so würde implizit davon ausgegangen, daß die ökologischen Kosten einer zusätzlichen Förderung einer Tonne Steine genau so hoch sind wie die Kosten des Konsums einer Tonne Erdöl, was offensichtlich eine unhaltbare Schlußfolgerung ist. Internationale Material- und Energiebilanzen, die sich auf bestimmte Branchen beschränken, haben sicherlich dazu beigetragen, die transnationalen externen ökologischen Effekte der Wirtschaftsweise eines Landes näher zu beleuchten[64]. Zudem steht für viele ökologische Indikatoren noch keine solide Methode für ihre Monetarisierung zur Verfügung,

[64] So untersucht beispielsweise das IIED (1995) mittels Materialbilanzen die ökologischen Auswirkungen der britischen Baumwollimporte aus Sub-Sahara Afrika.

so daß die Integration von Material- und Energiebilanzen in ein Satellitensystem der VGR, wie sie von den Vereinten Nationen gefordert wird (United Nations 1993a: 67ff), sicherlich vertretbar ist. Es sollte jedoch deutlich geworden sein, daß aus diesen physischen Daten kein aggregierter Indikator für Nachhaltigkeit gewonnen werden kann. So geben die Vereinten Nationen in ihrem SEEA-Handbuch selbst zu bedenken:

> Physical data are necessary for describing environmental-economics linkages but they are not sufficient. The difficulty of using figures in physical terms lies in the development of huge data sets without reaching general conclusions on their (economic and non-economic) significance
> (United Nations 1993a: 7).

Reformansätze der VGR, die zu einem Großteil aus der Präsentation solcher physischen Datensätze bestehen, wie z.B. die deutsche Umweltgesamtrechnung (UGR) (Statistisches Bundesamt 1991), können somit keine direkte Schlußfolgerung bieten, ob eine Volkswirtschaft sich auf einem nachhaltigen Entwicklungspfad bewegt oder nicht. Es bleibt auch abzuwarten, ob Satellitensysteme eine auch nur ansatzweise ähnliche realpolitische Relevanz und Öffentlichkeitswirkung entwickeln werden, wie der Kern der traditionellen VGR[65]. Trotzdem ist eine solche disaggregierte Berücksichtigung des natürlichen Kapitals in einem Satellitensystem aus umweltpolitischer Sicht selbstverständlich einer völligen Ignorierung vorzuziehen.

3.2.3. Grenzüberschreitende externe Effekte und globale Märkte für ökologische Güter

Die traditionelle VGR kennt zwei Formen der Ermittlung der volkswirtschaftlichen Wertschöpfung: Das BSP ist der Wert aller Endprodukte und Dienstleistungen, die durch Produktionsfaktoren im Besitz von Inländern erstellt wurden, während das BIP den Wert der Endprodukte und Dienstleistungen innerhalb eines Landes darstellt (Dornbusch/Fischer 1992: 33-35). Diese Differenzierung wird auch im SEEA-Handbuch der Vereinten Nationen aufgegriffen: So müßte ein ökologisch korrigiertes BIP Abschreibungen des inländischen natürlichen Kapitals erfassen, wobei es keine Rolle spielt, ob diese Abschreibungen durch in- oder ausländische ökonomische Aktivitäten verursacht wurden. Dies ist der Ansatz, der bislang von den meisten Autoren bevorzugt wurde. Ein ökologisch korrigiertes BSP hingegen würde sämtliche Abschreibungen des natürlichen Kapitals die durch Inländer verursacht wurden, erfassen (United Nations 1993a: 41). Während das traditionell ermittelte BSP und BIP in der Praxis meist nicht

---

[65] So bemerkt Jacobs (1991: 238): "In their role as aids to understanding, therefore, separate physical environmental indicators are perfectly sufficient. But in another respect the problem of multiple indicators does matter. In their role as criteria for evaluation, economic indicators are not simply neutral academic tools. They are weapons in public debate. Indicators such as GNP growth get announced on television and in newspapers; they are used by politicians and pressure groups...In this context, a large set of environmental indicators expressed in different physical units is no use at all. It is hardly likely that newscasters will describe all the different stock and flow accounts for all the different elements of environmental capacity at the same time as announcing the monthly inflation rate (They do not do so in Norway or France [wo seit Jahren Umweltsatellitensysteme basierend auf physischen Indikatoren bestehen (WWF 1995: 85-95) Anm. d. Autors]). If environmentalists wish to present an overall assessment of the economy's performance, one or two 'headline indicators' which can directly rival GNP and other conventional measures are almost certainly needed."

gravierend voneinander abweichen (vgl. World Bank 1995d), läßt das Ausmaß der transnationalen Umweltverschmutzung eine substantielle Differenz zwischen einem ökologisch korrigiertem BSP und BIP vermuten. So geht aus Anhang II hervor, daß beispielsweise lediglich 12% des in Schweden meßbaren SO_2 durch inländische ökonomische Aktivitäten verursacht wurde. Auch wenn gerade im Falle von transnationaler Luftverschmutzung die Verursacher nicht immer eindeutig zu identifizieren sind, würde eine systematische Erfassung der inländischen ökologischen Kosten, die durch ausländische Aktivitäten verursacht wurden und vice versa, sicherlich Sinn machen. Solche Daten wären beispielsweise als Grundlage für Kompensationsforderungen und -zahlungen einzelner Länder auf internationalen Umweltkonferenzen geeignet (vgl. GEF 1995). Die Ermittlung transnationaler ökologischer Kosten könnte auch eine zentrale Rolle bei der Etablierung von globalen Märkten für ökologische Güter spielen, wie sie in zunehmendem Maße von zahlreichen ökologischen Ökonomen gefordert wird (vgl. Pearce 1994; Simonis 1996). Das zugrundeliegende Rational bei der Schaffung solcher Märkte besteht darin, ökologischen Gütern, die einen globalen Nutzungs-, bzw. Nichtnutzungswert besitzen, auch ihrer global "optimalen" Verwendung zuzuführen. Dies ist von besonderer Relevanz, da aufgrund der erheblichen internationalen Einkommensunterschiede die lokale/nationale Zahlungsbereitschaft für die Nutzung oder Nichtnutzung eines ökologischen Gutes oftmals wesentlich geringer als die "globale" Zahlungsbereitschaft ist. So kommt beispielsweise Schneider (1992: 5) zu dem Ergebnis, daß der maximale Preis eines Hektars tropischen Regenwaldes in Rondonia, Brasilien mit 300 US$ zu veranschlagen ist, was sich aus dem potentiellen Ertrag einer ökonomischen Nutzung ergibt. Regenwälder besitzen jedoch auch einen erheblichen Nichtnutzungswert durch ihre Funktion als Kohlendioxidspeicher. Folgt man Fankhauser/Pearce (1994: 83), welche die globalen ökonomischen Kosten der Freisetzung einer Tonne CO_2 mit 20 US$ im Jahre 1990 veranschlagen, so gelangt man zu einer impliziten maximalen globalen Zahlungsbereitschaft von 4400 US$/ha[66]. Ein Zahlung von beispielsweise 500 US$ für die Nichtnutzung eines Hektars tropischen Regenwaldes an den brasilianischen Landbesitzer würde also zu einer Pareto-effizienten globalen Wohlfahrtssteigerung führen. Auch wenn globale ökonomische Kosten nicht automatisch mit globaler Zahlungsbereitschaft gleichzusetzen sind, existieren bereits einige reale Beispiele für Kosten-Nutzen Analysen unter Berücksichtigung globaler Zahlungsbereitschaftsgebote. So hat sich der Merck-Konzern die Rechte auf eine pharmazeutische Nutzung der biologischen Artenvielfalt Costa Ricas gegen die Zahlung von 1 Mio US$ und Anteilsrechte auf zukünftig anfallende Erträge durch den Verkauf von Medikamenten, deren Produktion erst durch die Erforschung von biologischen Spezies Costa Ricas möglich wurde, gesichert (vgl. Pearce 1994: 18). Hier übersteigt also der globale Optionswert den direkten ökonomischen Nutzungswert der inländischen Holzproduzenten und Farmer.

---

66 Bei einer Freisetzung von 220t CO_2 pro Hektar konvertierter Fläche (Brown/Pearce 1994).

Auch wenn die Identifizierung der globalen Zahlungsbereitschaft gerade aufgrund der weitgehenden Abwesenheit globaler Märkte für ökologische Güter in den meisten Fällen kaum möglich ist, könnte eine reformierte VGR, die solche globalen Werte wann immer möglich berücksichtigt, einen wichtigen Beitrag zu einer "Marktlösung" globaler Umweltprobleme leisten. Daher werden auch im empirischen Teil dieser Arbeit globale Werte berücksichtigt (vgl. Kapitel III).

3.3. Ansätze zur Erfassung von Humankapital

Gleichwohl die Bedeutung des Humankapitals für den volkswirtschaftlichen Wachstumsprozeß seit der Etablierung der neuen Wachstumstheorien unumstritten ist, werden potentielle Investitionen wie z.B. öffentliche Ausgaben im Bildungssektor, als Konsum und nicht als Investitionen begriffen. Hamilton (1995: 16) schlägt daher vor, sämtliche Ausgaben im Bildungssektor als Investitionen zu begreifen und auch als solche in einer reformierten VGR zu erfassen. Dies erscheint jedoch problematisch, da hierdurch Ausgaben für den Grundschulbereich implizit gleich produktiv eingeschätzt würden wie etwa Ausgaben im Hochschulbereich, was sich so empirisch nicht bestätigen läßt, wie in Kapitel II.1.1 gezeigt wurde. Ebenso müßte geklärt werden, ob Ausgaben im Gesundheitsbereich ungeachtet ihres Grenznutzens immer als Humankapitalinvestitionen zu betrachten sind. Hier kann natürlich argumentiert werden, daß auch Sachkapitalinvestitionen ungeachtet ihres Grenzertrages in der VGR gleichbehandelt werden. Anderson (1991: 29) sieht daher die Nichtberücksichtigung von Effektivitätskriterien als ein generelles Problem der traditionellen VGR.

Interessanter als eine mögliche Konvertierung von Ausgaben zu Investitionen im Humankapitalbereich, was letztlich keinen Effekt auf die Höhe des Sozialprodukts hat, ist jedoch die Erfassung von Abschreibungen.

Wie bereits in Abschnitt 1.3 erwähnt, kann bei bestimmten Schadstoffen wie z.B. Blei, bei ausreichender Konzentration eine Retardierung der mentalen Entwicklung beobachtet werden, was zweifellos als Abschreibung des Humankapitals zu interpretieren ist. Neben der Schwierigkeit solche Zusammenhänge wissenschaftlich nachzuweisen, stellt sich insbesondere die Frage, ob solche Abschreibungen monetär bewertet werden können. Eine theoretische Möglichkeit bestünde in der Identifizierung des künftigen individuellen und volkswirtschaftlichen Einkommensverlustes, was sich empirisch jedoch schwierig gestalten dürfte. Eine realistischere Alternative hierzu wäre die Ermittlung von Gesundheitsausgaben, die ursächlich auf eine Erhöhung der Umweltbelastung zurückzuführen sind (vgl. Cobb/Halstead 1994: 23). Dies entspräche dem Konzept der Defensivausgaben, das in Abschnitt 4.2 ausführlicher diskutiert wird.

Bislang bestehenden jedoch nur vage Überlegungen zur Integration des Humankapitals in eine reformierte VGR. In der Literatur ist unverständlicherweise eine eindeutige Konzentration auf die Erfassung des natürlichen Kapitals auszumachen.

4. Von Nachhaltigkeit zu nachhaltiger Entwicklung: Ansätze zur Reform des Bruttoinlandsprodukts zu einem bedürfnisorientierter Entwicklungsindikator

Im Gegensatz zu Ansätzen, die eine Korrektur des BIP in Form einer umfassenden Erfassung des volkswirtschaftlichen Kapitals anstreben, begreifen viele Autoren die VGR nicht im keynesianischen Sinn primär als makroökonomisches Analyseinstrument, sondern als imperfekten Wohlstandsindikator, den es zu perfektionieren gilt (z.B. Cobb/Halstead 1994). Das Erkenntnisinteresse dieser Autoren liegt somit in der Ermittlung der Wohlfahrt eines Landes, nicht um eine konkrete Basis für wirtschafts- und umweltpolitische Schlußfolgerungen bieten zu wollen, sondern um intertemporale und internationale Wohlfahrtsvergleiche anstellen zu können[67]:

> Alle an der Debatte um die Unzulänglichkeiten des Sozialprodukts als Wohlstandsmaß Beteiligten haben hervorgehoben, daß ihre Kritikpunkte und ihre Ansätze einer Nettowohlfahrtsmessung sich darauf richten, die Eignung der Sozialproduktdaten für langfristige Wohlstandsvergleiche in einem Land oder für internationale Vergleiche zwischen mehreren Ländern, insbesondere zwischen Ländern mit unterschiedlichem Entwicklungsstand, zu verbessern. (Leipert 1989: 180).

Dies ist eine offensichtliche Parallele zur Kritik des BSP als Entwicklungsindikator in der Grundbedürfnisdebatte, die auch bei der Formulierung des Paradigmas der nachhaltigen Entwicklung eine zentrale Rolle spielte, wie in Kapitel I gezeigt wurde. Daher stellt sich die Frage, inwieweit wohlfahrtstheoretische Ansätze zur Kritik der VGR und die Arbeiten zu Indikatoren für Grundbedürfnisbefriedigung konform gehen, so daß aus beiden Ansätzen eine sinnvolle Operationalisierung der bedürfnisorientierten Komponente nachhaltiger Entwicklung im Rahmen einer reformierten VGR entwickelt werden könnte.

4.1. Indikatoren zur Messung von grundbedürfnisorientierterEntwicklung

Sämtliche (grund-) bedürfnisorientierten Entwicklungskonzepte stehen vor der grundsätzlichen Problematik, wie die Auswahl der einzelnen Komponenten zur Bedürfnisbefriedigung legitimiert werden soll. Im Gegensatz zu einem Indikator wie dem BSP, das durch reale Marktpräferenzen zustandegekommen ist und damit innerhalb des neoklassischen Theoriegebäudes als das Aggregat der souveränen Konsumenten- und Produzentenentscheidungen innerhalb ihrer Budgetrestriktionen verteidigt werden kann, müssen statistische Ansätze zur Bedürfnisbefriedigung eine "objektive" Identifizierung menschlicher Bedürfnisse beanspruchen. Diese Objektivität kann im Falle elementarer Grundbedürfnisse relativ leicht durch biologische Notwendigkeiten wie Zugang zu Trinkwasser, Nahrung und Obdach legitimiert werden, die somit

---

67 Internationale Vergleiche des Sozialprodukts, ausgedrückt in einer Leitwährung (meist US$) sind nicht nur aus wohlfahrtstheoretischer Perspektive problematisch, da sie den enormen Schwankungen der Wechselkurse unterworfen sind. Auch wenn laut der monetären Außenwirtschaftstheorie langfristig eine Anpassung der Wechselkurse aufgrund der Kaufkraftparitäten erfolgen sollte (Jarchow/Rühmann 1991: 231), so hat sich dies in der Praxis aufgrund der Imperfektionen der internationalen Devisenmärkte als Illusion erwiesen. Seit Mitte der achtziger Jahre haben sich somit internationale Vergleiche aufgrund realer Kaufkraftparitäten, die anhand der inländischen Preisniveaus erhoben werden, durchgesetzt (Summers/Heston 1991). Dies führte zu drastischen Neueinstufungen der Einkommensniveaus einiger Entwicklungsländer. So ist das indische Pro-Kopf-Einkommen ausgedrückt in *Purchasing Power Parity Dollars (PPP$)* im Jahre 1991 dreimal so hoch wie im Falle einer Bewertung in US$ (UNDP 1991).

auch als ultimative wirtschafts- und sozialpolitische Ziele aufgefaßt werden müssen (Burki/Ul Haq 1981: 167). Ein minimales oder elementares Grundbedürfniskonzept kann daher auch Anspruch auf universelle Gültigkeit erheben. Grundbedürfnisbefriedigung wird jedoch meist nicht als Endziel von Entwicklung betrachtet, sondern als ultimative Voraussetzung für die Befriedigung weiterer Bedürfnisse.

Abb. 9: Matrix von Lebenszielen und Komponenten der Grundbedürfnisbefriedigung

Hierarchie elementarer Lebensziele		Komponenten eines grundbedürfnis-orientierten Güterbündels
Überleben bei Befriedigung materieller und immaterieller Grundbedürfnisse	↑	Güter, die die Teilnahme an "durchschnittlichen" Konsumgewohnheiten ermöglichen
		Partizipation an Entscheidungen, die die eigenen Lebens- und Arbeitsbedingungen betreffen
Produktives Überleben		Zugang zu Produktionsmittel (insbesondere Land)
		Funktionale Basiserziehung
		Zusätzliche Nahrungsmittel
		Schutz gegen schwächende Krankheiten
Fortdauerndes Überleben		Hinreichende Wohnung Schutz gegen tödliche Krankheiten
Bloßes Überleben		Nahrungsmittel, Trinkwasser (physiologischer Minimalinput)

Quelle: Nohlen 1993: 288

In Industrieländern mit relativ guter Infrastruktur und annähernd wettbewerbsorientierten Märkten kann produktives Überleben, wie es in Abb. 9 definiert ist, sicherlich durch die Berechnung eines minimalen Haushaltseinkommensniveaus zum Erwerb eines überlebenssichernden Warenkorbes quantifiziert werden. In vielen Entwicklungsländern, die durch mangelhafte Infrastruktur gekennzeichnet sind, ist jedoch z.B. der Zugang zu sicherem Trinkwasser unabhängig vom Haushaltseinkommen nach wie vor nicht für die gesamte Bevölkerung gesichert. Die Voraussetzung zur Grundbedürfnisbefriedigung kann daher auch nicht durch ein existenzsicherndes Einkommen erfaßt werden. Dies hat zur Entwicklung einer ganzen Reihe von disaggregierten nicht-monetären Indikatoren geführt. Da in den achtziger Jahren ein relativ großer Forschungsaufwand zur Entwicklung dieser Indikatoren betrieben wurde, steht heute eine theoretisch fundierte und empirisch erprobte Auswahl zur Verfügung, die in der Tat auch häufige Verwendung in entwicklungspolitischen Entscheidungsprozessen finden (UNESCAP 1990: v).

Durchgesetzt haben sich dabei vor allem die auf multilateraler Ebene entworfenen Indikatoren wie die *Social Indicators of Development* der Weltbank, die in Anhang VIII zu finden sind. Mit Hilfe dieser Indikatoren läßt sich ein periodischer Fortschritt bei der Verbesserung einzelner Komponenten von Grundbedürfnisbefriedigung herausarbeiten, es ist jedoch aufgrund der Vielzahl von disaggregierten Indikatoren recht schwer, sich einen Überblick über den allgemeinen Entwicklungsstand eines Landes zu gewinnen. So bleiben denn auch Verbesserungen der einzelnen Komponenten in der Öffentlichkeit oft unbeachtet (United Nations 1990: 4). Dies hat eine Reihe von Forschern dazu angeregt, aggregiertere soziale Indikatoren zu entwickeln, meist mit dem Ziel eine bessere internationale Vergleichbarkeit des Entwicklungsstandes der einzelnen Länder jenseits des Pro-Kopf-Einkommens zu erreichen. Hierzu zählt beispielsweise der *Physical Quality of Life Index (PQLI)*, der Kindersterblichkeit, Lebenserwartung im Alter von einem Jahr[68] und die Alphabetenquote mißt. Der PQLI ist ein simpler Indexindikator, der auf einer Skala von 0 bis 100 berechnet wird. Der Nullpunkt wird durch den international geringsten vorgefundenen Wert definiert. Alle drei Komponenten werden gleich stark gewichtet (Morris 1979: 3). Den Hauptvorteil des Indikators sieht Morris in seiner Orientierung an universell gültigen menschlichen Bedürfnissen. In der Tat sind die Maximierung der eigenen Lebensspanne und das Überleben von Nachkommen sicherlich Prioritäten, die sich in jeder nationalen und internationalen entwicklungspolitischen Agenda wiederfinden lassen. Gewisse Einschränkungen werden für den Alphabetismus gemacht, er argumentiert jedoch, daß sich bislang jede Gesellschaft zu diesem Ziel bekannt habe und der Indikator somit als annähernd universell gültig betrachtet werden kann (ebenda: 5). Verwandt mit diesem Ansatz ist der *Human Development Index (HDI)*, der seit 1989 jährlich von einer unabhängigen Forschungsgruppe erhoben und von UNDP veröffentlicht wird. Ähnlich wie der PQLI beruht der HDI auf drei Variablen: Lebenserwartung, Alphabetenquote und Einkommen. Diese drei Komponenten wurden in der ersten Version gleich und in den späteren Versionen leicht unterschiedlich gewichtet[69]. Die Form der Veröffentlichung des HDI verdeutlicht das Hauptanliegen der Autoren: das HDI Ranking wird direkt mit dem Ranking des Pro-Kopf-Einkommens, wie es im jährlich von der Weltbank veröffentlichten Weltentwicklungsbericht vorgestellt wird, verglichen und soll somit die Defizite des Pro-Kopf-Einkommens als Indikator für Grundbedürfnisbefriedigung und Humanentwicklung offenbaren. Im Gegensatz zur Veröffentlichung des PQLI verursachte die erste Version des HDI einigen Aufruhr und hatte unter anderem die Ausweisung von UN-Mitarbeitern aus einigen arabischen Ländern zur Folge, da diese Länder im Vergleich zum Ranking der Weltbank im internationalen Vergleich um einige Plätze nach unten rutschten (Ul Haq 1995).

---

68 Morris (1979: 4) betrachtet Lebenserwartung beim Alter von einem Jahr als das Aggregat von sozialen Beziehungen, Ernährungszustand, des Gesundheitswesens und der familiären Beziehungen.

69 In der ersten Version wurden Einkommenssteigerung, die über ein bestimmtes Niveau (was man argumentativ als das Grundbedürfniseinkommen bezeichnen könnte) hinausgingen, weniger stark gewichtet als Verbesserungen der beiden übrigen Komponenten. In der zweiten, dritten und vierten Version wurde diese Einkommensbeschränkung leicht aufgegeben, zudem wurden als zusätzliches Kriterium die durchschnittlichen Schuljahre hinzugenommen. (Lüchters/Menkhoff 1994: 9-11).

Der offensichtliche Nachteil solcher hochaggregierter Indikatoren ist natürlich die geringe Aussagekraft über die Ursachen des berechneten Entwicklungsniveaus. Solche Indikatoren können somit lediglich allgemeinen politischen Handlungsbedarf aufzeigen, wie z.B. im Falle eines periodisch sinkenden HDI, eine konkrete Analyse des Entwicklungsstandes ist jedoch nicht ohne Disaggregierung möglich, weshalb Jacobs (1991: 240) solche Ansätze als wenig hilfreich zur Ablösung des BSP als Entwicklungsindikator verwirft. Vergleicht man Indikatoren wie den HDI jedoch mit dem BSP, so erscheint diese Kritik etwas voreilig. Das BSP selbst ist ein hochaggregierter Indikator und seine Veränderung gibt noch lange keine Auskunft über die daraus folgenden wirtschaftspolitischen Implikationen. Somit sind aggregierte Sozialindikatoren wie der HDI oder der PQLI als Analyseinstrument nicht besser oder schlechter als das BSP. Dies soll aber nicht darüber hinwegtäuschen, daß die bisherigen Ansätze aggregierter Sozialindikatoren ein recht unvollkommenes Bild über den Grad der Grundbedürfnisbefriedigung in einzelnen Ländern liefern, da sie nur aus wenigen zentralen Indikatoren bestehen und im Gegensatz zu disaggregierten sozialen Indikatoren (wie z.B. die *Social Indicators of Development* der Weltbank) nur elementarste Grundbedürfnisbefriedigung messen. Es stellt sich daher die Frage, ob es möglich ist, einen aggregierten Indikator zu entwickeln, der Entwicklung im Sinne zunehmender Bedürfnisbefriedigung auch jenseits elementarster Grundbedürfnisse anzeigt. Dieser Frage soll in Abschnitt 4.3. nachgegangen werden.

4.2. Defensiv- und Erhaltungsausgaben

Defensivausgaben werden bei Leipert (1989: 182) als solche Ausgaben definiert, "die zur Reparatur, zum Ausgleich, zur Beseitigung und zur vorbeugenden Vermeidung, kurz: zur Bearbeitung von Schäden, Nachteilen und Verschlechterungen der Umwelt- Arbeits- und Lebensbedingungen verwendet werden, die zuvor durch negative Folgewirkungen des Wachstums- und Entwicklungsprozesses ausgelöst worden sind.". Defensivausgaben sind somit originär wohlfahrtsorientierte Ausgaben. Hier sollen zunächst umweltbezogene Defensivausgaben berücksichtigt werden. Beispiel hierfür sind (Van Dieren 1995: 200):

- Behandlung und Ausgleich von Schäden, die durch Umweltbelastungen verursacht werden (z.B. Reparaturen an Gebäuden und Produktionsstätten, Restaurierung von historischen Bauwerken, Behandlung von Gesundheitsschäden, Pflege geschädigter Wälder, zusätzliche Reinigungsmaßnahmen, etc.);
- Renaturierungs- und Sanierungsmaßnahmen (z.B. Reinigung von Giftmülldeponien und verseuchten Produktionsstätten, Aufbereitung von verseuchten Oberflächen und Grundwasser durch Wasserwerke);
- Ausweichmaßnahmen zur Vermeidung von umweltbedingten Schäden (z.B. Lärm);

- Umweltschutz- und Entsorgungsaktivitäten (Zurückhaltung, Behandlung und Recycling von Schadstoffen, Abwasser, etc., bevor sie in die Umwelt freigesetzt werden);
- prozeßorientierte Maßnahmen, Technologien zur Einsparung von Energie und Rohstoffen, umweltfreundliche Produkte.

Ein Beispiel für die Berechnung der umweltbezogenen Defensivausgaben in der Bundesrepublik Deutschland findet sich in Anhang IX.

Die empirische Ermittlung von Defensivausgaben ist nicht unproblematisch. So sind beispielsweise defensive Ausgaben in Unternehmen schwierig von den sonstigen Kosten der gewählten Technologie des Unternehmens zu trennen (Lauber u.a. 1994: 870). Defensivausgaben werden in der traditionellen VGR als reale Kosten erfaßt. Im Unterschied zu anderen Kosten tragen sie jedoch in einem wohlfahrtstheoretischen Sinn nicht zur Wertschöpfung bei (Jacobs 1991: 229). Ihre Subtraktion in der VGR liefert somit eine bessere Annäherung an ein wohlfahrtsorientiertes Sozialprodukt und wird daher auch im SEEA-Handbuch der Vereinten Nationen als ein möglicher Reformansatz der VGR berücksichtigt (United Nations 1993a: 41ff.). Dabei würde eine alleinige Subtraktion der *tatsächlich getätigten* Defensivausgaben ein perverses Ergebnis produzieren, denn das angepaßte Sozialprodukt eines Landes mit hohen Umweltschutzausgaben wäre tendenziell niedriger als jenes eines Landes mit niedrigen Umweltschutzausgaben, unabhängig von der tatsächlichen Umweltbelastung. Daher müßten zusätzlich zu den tatsächlichen die *potentiellen* Defensivausgaben abgezogen werden (Van Dieren 1995: 205). Diese potentiellen Defensivausgaben dürften aber leicht ins Unendliche gehen, falls keine oder nur sehr kostspielige Technologien zum Schutz vor Umweltschäden vorliegen. So kann beispielsweise gefragt werden, wie hoch die potentiellen Defensivausgaben zum Schutz vor erhöhter ultravioletter Strahlung zu veranschlagen wären. In diesem Sinne würde eine umfassende Anwendung von Defensivausgaben auch den problematischen Eindruck vermitteln, daß eine Kompensation von Umweltbelastung theoretisch immer möglich ist und so implizit den grenzenlosen technologischen Optimismus von Simon (1992) und Beckerman (1995) unterstützen (vgl. Kapitel I.3). Somit können *tatsächliche* Defensivausgaben zwar zur wohlfahrtstheoretischen Korrektur des Sozialprodukts zum Zweck intertemporaler Wohlfahrtsvergleiche *eines* Landes herangezogen werden, die Problematik der Erfassung der potentiellen Defensivausgaben verbietet meiner Ansicht nach jedoch die Erstellung eines umfassend korrigierten Sozialprodukts, das auch *internationale* Wohlfahrtsvergleiche zulassen würde. In den Fällen, in denen grundsätzlich keine potentiellen, sondern nur tatsächliche Defensivausgaben existieren, kann ein korrigiertes Sozialprodukt selbstverständlich zu diesem Zweck herangezogen werden. Dies ist, wie gezeigt, im Falle der Umweltschutzausgaben nicht gegeben. Defensivausgaben werden jedoch auch in anderen Sektoren zur Wohlfahrtsmessung benutzt, wie in Abschnitt 4.3. gezeigt wird.

Die Summe von potentiellen und tatsächlichen Defensivausgaben ist vergleichbar zu den im SEEA berücksichtigten Erhaltungskosten ("maintenance costs") (United Nations 1993a: 109ff.).

Die Erhaltungskosten stellen jene Ausgaben dar, die notwendig wären, um den Bestand an natürlichen Ressourcen zu sichern. Diese Ausgaben sind nicht mit den in Abschnitt 3.2 behandelten Abschreibungen des natürlichen Kapitals zu verwechseln. Erhaltungskosten entstehen beim Abbau natürlicher Ressourcen unabhängig von deren Produktivität, während die Abschreibungen des natürlichen Kapitalstocks Produktivitätsverluste, die durch den Verlust natürlichen Kapitals entstehen, wiedergeben. Erhaltungsausgaben sind somit ebenso wie potentielle Defensivausgaben inhärent wohlfahrtsorientierte Ausgaben, die nur dann in Rechnung gestellt werden können, wenn der vollständige Erhalt der natürlichen Ressourcen als gesellschaftliche Wohlfahrtsmaxime akzeptiert ist. Somit eignen sich Erhaltungskosten zur Operationalisierung eines starken, bzw. ökologischen Nachhaltigkeitsansatzes, wie er in Abschnitt 1.3 beschrieben wurde. Sie könnten auch als Berechnungsgrundlage bei der monetären Bewertung eines kritischen natürlichen Kapitalstocks, wie er sich in der kritischen Nachhaltigkeitsdefinition von Pearce/Atkinson (1995:170) wiederfindet (vgl. Gleichung II.12), verwandt werden. Erhaltungskosten würden zwar nicht den sozialen Grenznutzen dieses kritischen Kapitalstocks reflektieren, könnten aber als fiskalpolitischer Indikator verwandt werden, der nicht-geleistete, aber im Sinne von Nachhaltigkeit notwendige Staatsausgaben indiziert. Allerdings würden solche Berechnungen nur für den Teil des kritischen Kapitalstocks möglich sein, dessen Abbau nicht irreversibel ist, da im Falle eines irreversiblen Verlust natürlich auch keine Erhaltungskosten mehr berechnet werden. können bzw. ihre Berechnung obsolet ist.

4.3. Umfassende Wohlfahrtsindikatoren

> The gross national product does not allow for the health of our children; the quality of their education or the joy of their play. It does not include the beauty of our poetry or the strength of our marriages, the intelligence of our public debate or the integrity of our public officials. It measures neither our wit nor our courage; neither our wisdom nor our learning; neither our compassion nor our devotion to our country; it measures everything, in short, except that which makes life worthwile.
> *Robert F. Kennedy, 1968 (zitiert in Steer/Lutz 1994: 17)*

Im Vergleich zum Entwurf von Indikatoren für elementare Grundbedürfnisbefriedigung, die durch biologische Notwendigkeiten definiert werden können, stehen Autoren, die eine weitreichendere Erfassung gesellschaftlicher Wohlfahrt anstreben, vor dem Problem, wie sie ihre Auswahl an Indikatoren und somit ihren Wohlfahrtsbegriff rechtfertigen sollen (vgl. Jacobs 1991: 239). Dies gilt insbesondere für den Fall, daß die Paretosche Wohlfahrtsökonomie abgelehnt wird, wie dies Befürworter nachhaltiger Entwicklung fordern[70]. Eine Möglichkeit, die oftmals gewählt wurde,

[70] Die Paretosche Wohlfahrtsökonomie beruht auf drei Werturteilen (Mehmet 1995: 18):
1. Jedes Individuum beurteilt seine Wohlfahrt am besten;
2. Die Wohlfahrt einer Gesellschaft beruht auf der Wohlfahrt ihrer Individuen;
3. Falls die Wohlfahrt eines Individuums steigt, ohne daß die Wohlfahrt eines anderen Individuums sinkt, steigt die Wohlfahrt der Gesellschaft.
Somit sind aktive Einkommensumverteilungen, wie sie von zahlreichen Vertretern des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung gefordert werden, qua Definition nicht Pareto-optimal (vgl. Kapitel I.4.).

ist die Auswahl der Indikatoren selbst unter größtmöglicher Beteiligung der Bevölkerung durchzuführen. Dies hat zu einer Vielzahl regional begrenzter Wohlfahrts- oder Lebensqualitätsindikatorensets geführt, was teilweise enthusiastisch aufgenommen wurde:

> The idea of citizens choosing their own indicators is something new under the sun - something intensely democratic (Donella Meadows, zitiert in Zadek/MacGillivray 1995: 18).

Die Bedeutung solcher lokaler Ansätze wurde auch auf multilateraler Ebene anerkannt, wobei die CSD ein Forum bieten soll, um diese Ansätze im Rahmen des *Local Agenda 21* Programms zusammenzutragen und hinsichtlich ihrer Relevanz zur Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung zu diskutieren[71], auch wenn mittlerweile Skepsis darüber besteht, ob die CSD dieser Aufgabe gerecht wird[72]. Umfassende Wohlfahrtsindikatoren sind sicherlich hilfreich, um die bedürfnisorientierte Komponente nachhaltiger Entwicklung zu quantifizieren. Ein nicht unerheblicher Nachteil lokaler Ansätze ist jedoch gerade ihre Fixierung auf lokale Problemfelder, was die Frage nach der Relevanz solcher Initiativen für einen nationalen oder gar internationalen Indikatorenset aufwirft. Ein gutes Beispiel hierfür ist einer der bislang umfangreichsten lokalen Ansätze zur Erfassung von Lebensqualität, die *Quality of Progress Indicators* der Stadt Jacksonville, USA, der hier in Anhang V zu finden ist. Darin sind beispielsweise solch detaillierte Indikatoren wie "Prozentsatz der Bevölkerung, der wöchentlich mindestens dreimal Sport treibt", aber kein Indikator für Einkommensverteilung enthalten. Es ist nicht besonders gewagt anzunehmen, daß eine solche Auswahl von Wohlfahrtsindikatoren wenig Relevanz für die Bevölkerung eines indischen Dorfes haben dürfte. Solche lokalen Ansätze haben sich zudem bislang vornehmlich auf Industrieländer beschränkt (vgl. Anhang X). Die Ursache hierfür sieht Ali (1995: 24) in der mangelhaften Dezentralisierung vieler Entwicklungsländer. Die CSD setzt daher zu einem großen Teil auf den Beitrag von Nichtregierungsorganisationen (NGOs) in Entwicklungsländern. In der Tat haben NGOs einige wichtige Ansätze zum Entwurf nationaler Indikatoren für nachhaltige Entwicklung in diesen Ländern herausgearbeitet[73]. Es ist jedoch fraglich, ob diese Initiativen letztlich auch als Input in die nationale Regierungsebene in Entwicklungsländern eingehen werden. Selbst große Entwicklungsländer wie Indien scheinen eher abzuwarten, bis ein multilateral anerkanntes Konzept zur Quantifizierung nachhaltiger Entwicklung vorliegt, anstatt selbst mittels nationaler und lokaler Initiativen einen Input zu liefern[74]. Dies birgt jedoch die Gefahr, daß nachhaltige Entwicklung in der

---

71 persönliches Interview mit Lars Mortenson, CSD, vom 28.2.96

72 So bemerkt Jonathan Lash, Präsident des World Resources Institute: "Many people have the impression that these reports will go to New York [Sitz der CSD, Anm. d. Autors] and then will not be used. We don't have the impression that they are analysed after their collection, and this is quite frustrating" (zitiert in Zadek/MacGillivray 1995: 6).

73 Ein Überblick über nationale Initiativen zur Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung findet sich in WWF (1995): Demnach haben NGOs in folgenden Entwicklungsländer nationale Ansätze vorgestellt: Angola, Brasilien, China, Kolumbien, Costa Rica, El Salvador, Indien, Indonesien, Malaysia, Papua Neu-Guinea, Philippinen, Tanzania, Thailand, Uruguay und Zimbabwe.

74 So erklärte das indische Umweltministerium, daß Indikatoren zur Erfassung des Abbaus natürlicher Ressourcen jährlich erhoben würden, sobald ein multilateral anerkanntes Konzept vorliegt (Government of India 1992: 33).

Operationalisierungsphase zu einem weiteren eurozentristischen Entwicklungsmodell wird und somit geringe Akzeptanz bei der Bevölkerung vieler Entwicklungsländer findet.

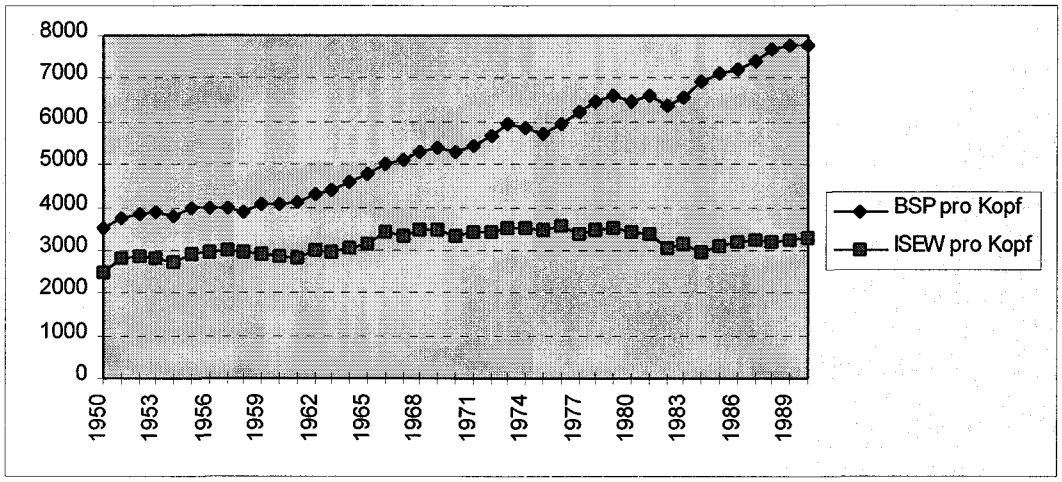
Eine weitere Problematik der meisten bisherigen lokalen und nationalen Ansätze zur Erfassung von Wohlfahrt ist die Konzentration auf die Ermittlung eines möglichst umfassenden Wohlfahrtsbegriffs mittels zahlreicher disaggregierter Variablen[75]. Ähnlich wie bei physischen ökologischen Indikatoren ist dadurch mit einer geringen öffentlichen Resonanz zu rechnen (vgl. Abschnitt 3.2.2). Schließlich besteht die Aufgabe eines Indikators nicht in der bloßen quantitativen Messung eines Phänomens, sondern in der *Kommunikation* von Informationen. Ein "guter" Indikator muß daher die Balance zwischen statistischer Exaktheit und Resonanz finden, wobei die Resonanz um so größer sein wird, je mehr ein Indikator ein komplexes Phänomen in vereinfachter Form wiedergeben kann (Anderson 1991: 48). Die Balance zwischen Exaktheit und Resonanz ist eine Eigenschaft, die gerade das BSP zu einem solch vielbeachteten Indikator gemacht hat (MacGillivray/Zadek 1995: 11). Disaggregierte Indikatorensets haben sicherlich den Vorteil einer exakten Wiedergabe eines Phänomens. Mit zunehmender Anzahl der Indikatoren sinkt jedoch auch der Grad an Vereinfachung und damit ihre Resonanz.

Einige wenige Autoren haben sich daher bemüht, eine Alternative zum BSP mittels eines aggregierten Wohlfahrtsindikators zu bieten. Als einer der ersten Versuche muß Tobins/Nordhaus (1972) *Measure of Economic Welfare (MEW)* genannt werden. Ausgehend vom volkswirtschaftlichen Konsum subtrahieren sie nicht-ökologische Defensivausgaben, wie Militär- und Kommunikationsausgaben und addieren Aktivitäten des informellen Sektors, um so zu einer wohlfahrtsorientierten Konsummessung zu gelangen, dem MEW. Interessanterweise kamen sie jedoch zu dem Ergebnis, daß die Korrelation zwischen der Entwicklung des BSP und des MEW in den Jahren 1929 bis 1965 in den USA ausreichend hoch sei, um die Notwendigkeit einer alternativen Wohlfahrtsmessung zu verwerfen (ebenda: 13). Diese Schlußfolgerung wurde jedoch von dem bislang größten Projekt zur Erfassung gesamtgesellschaftlicher Wohlfahrt in den USA, Dalys und Cobbs (1989) *Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW)*, der von Cobb/Cobb (1994) überarbeitet und von Cobb/Halstead (1994) schließlich als *Genuine Progress Indicator (GPI)* revidiert wurde, nicht bestätigt. Dies liegt zu einem Großteil daran, daß im Gegensatz zu Tobin/Nordhaus (1972) ökologische Kosten berücksichtigt werden. Untenstehende Abbildung verdeutlicht, daß der ISEW über den berechneten Zeitraum stagniert, während das BSP im Trend klar ansteigt.

Gleichzeitig hat das Indira Ghandi Institute jedoch bereits 1991 ein solides theoretisches Konzept zur Erfassung natürlicher Ressourcen vorgestellt, das jedoch aufgrund des Desinteresses der Regierung niemals empirisch getestet wurde (Parikh 1991).

[75] Teilweise wurden bis zu 200 Indikatoren verwandt (vgl. Anhang X).

Abb. 10: Index of Sustainable Economic Welfare USA (in US$ und Preisen von 1972)



Quelle: Cobb/Cobb 1994: 83

Der ISEW beruht zu einem großen Teil auf Defensivausgaben, wobei jedoch auch nicht ausschließlich umweltbezogene Ausgaben wie bei Leipert (1989), sondern sämtliche Ausgaben, die nach Meinung der Autoren keine wohlfahrtssteigernde Wirkung besitzen wie z.B. Ausgaben für den öffentlichen Nahverkehr, berücksichtigt werden (Cobb/Halstead 1994: 19). Ergänzend zu den Defensivausgaben wurden die Abschreibungen des natürlichen Kapitals mittels der Nettopreis- und Nutzerkostenmethode in Rechnung gestellt und so eine aufwendige Berechnung der potentiellen Defensivausgaben umgangen. Die einzelnen Komponenten des GPI und ihre Berechnungsgrundlage finden sich in Anhang XI. Der ISEW/GPI hat zweifellos eine enorme Resonanz gefunden. So wird der Ansatz mittlerweile von 400 Ökonomen unterstützt[76], die eine Deklaration zur Notwendigkeit der Reform des BSP unterzeichnet haben (Financial Times 29/9/95)[77]. Der ISEW/GPI kann sicherlich keinen Anspruch auf universelle Gültigkeit erheben, da die Auswahl der Indikatoren auf den individuellen Werturteilen der Autoren beruht, wie diese selbst eingestehen (Cobb/Halstead 1994: 10). So ist insbesondere die Relevanz dieses Ansatzes für Entwicklungsländer höchst zweifelhaft, da beispielsweise Verteilungseffekte nur in Form einer Neugewichtung des Pro-Kopf-Konsums mit Hilfe eines Index des Anteils der ärmsten 20% der Bevölkerung am Volkseinkommen eingehen (Cobb/Halstead 1994: 12). Nicht-monetäre Verteilungseffekte wie z.B. Zugang zu öffentlichen Dienstleistungen, bleiben unberücksichtigt. Der ISEW teilt auch das Schicksal aller bisherigen Reformversuche des BSP: er kann nicht als Indikator für Nachhaltigkeit oder gar nachhaltige Entwicklung herangezogen werden, gleichwohl dies der gewählte Name suggeriert. Steigerungen des Konsums können im ISEW jegliche ökologischen Kosten formal kompensieren, so daß ein Anstieg des ISEW möglich ist, obwohl sich die betrachtete Volkswirtschaft klar auf einem unnachhaltigen Entwicklungspfad befindet. Dieser

76 Einschließlich dem Nobelpreisträger Herbert Simon und Robert Eisner, ehemaliger Präsident der American Economics Association (Financial Times 29/9/95).

77 Ein ISEW wurde mittlerweile auch für Großbritannien (Jackson/Marks 1994), Österreich (Stockhammer u.a. 1995) und Deutschland (Diefenbacher 1994; 1995) erstellt.

Kritikpunkt wurde in ähnlicher Form auch von Jespersen (1994: 2) formuliert und dürfte ebenfalls eine Rolle bei der Umbenennung des Index (in *Genuine Progress Indicator*) gespielt haben. Dennoch stellt der ISEW/GPI meiner Meinung nach den bislang gelungensten Versuch zur aggregierten Wohlfahrtsberechnung in Industriestaaten dar, sowohl was die Auswahl der Indikatoren als auch die methodische Grundlage der Berechnungen betrifft. Darüber hinaus ist es genau die im ISEW/GPI gewählte Kombination von ökologischen Kosten und bedürfnisorientierten Wohlfahrtsindikatoren, die eine sinnvolle Operationalisierung von nachhaltiger Entwicklung verspricht. Es erscheint jedoch sinnvoller, Hamiltons (1994; 1995) Konzept der echten Ersparnis um eben solche bedürfnisorientierten Indikatoren zu erweitern, anstatt weitere Versuche zur Neuberechnung des Sozialprodukts zu unternehmen. Dabei kann es sicherlich nicht darum gehen, die "magic number that pretends to capture the complexity of sustainable development" zu finden (World Bank 1995: 2), dennoch sind die bisherigen Ansätze zur Reform der VGR im Hinblick auf eine resonante und methodisch solide Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung, eindeutig verbesserungswürdig.

III. Die Reform der VGR in Entwicklungsländern: nachhaltige Ersparnis als Indikator nachhaltiger Entwicklung

1. Das Konzept der nachhaltigen Ersparnis

Die Diskussion im vorherigen Kapitel hat gezeigt, in welchem Dilemma sich die Forschung zur Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung im Rahmen einer reformierten VGR momentan befindet. Zum einen sind Konzepte zur Operationalisierung und Quantifizierung von Nachhaltigkeit sowohl theoretisch als auch empirisch sehr weit fortgeschritten, zumindest was die Messung der Abschreibung natürlichen Kapitals im Sinne des Konsums natürlicher Ressourcen betrifft. Dabei droht jedoch die erste Komponente nachhaltiger Entwicklung, die Befriedigung der Bedürfnisse der gegenwärtigen Generation, in der Operationalisierung weitgehend verloren zu gehen. Dies liegt meiner Ansicht nach zu einem großen Teil an der Tatsache, daß das Gros der Forschung auf diesem Gebiet in Industrieländern durchgeführt wurde, wo Bedürfnisbefriedigung noch eher als in Entwicklungsländern mit der Höhe des verfügbaren Einkommens ausgedrückt werden kann, so daß nachhaltige Entwicklung eher auf Nachhaltigkeit reduziert werden kann. Zwar bestehen Ansätze wie etwa der Genuine Progress Indicator (GPI), die eine Gleichsetzung von Einkommen mit Bedürfnisbefriedigung in Industrieländern vehement bestreiten. Ziel dieser Ansätze ist es jedoch, gesamtgesellschaftliche Wohlfahrt zu messen, was ein fundamentaler Unterschied zur Messung von Grundbedürfnisbefriedigung ist. Dies soll keine Kritik an den bestehenden Ansätzen sein, aber es soll deutlich gemacht werden, daß bislang keine relevante Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung zur Verfügung steht, die eine hinreichende Relevanz für Entwicklungsländer besitzt. Dies ist um so gravierender, als daß das Paradigma der nachhaltigen Entwicklung von seiner Entstehungsgeschichte her ein inhärent entwicklungspolitisches Konzept ist, wie im ersten Kapitel aufgezeigt wurde.

Ich möcht daher im Folgenden einen eigenen Ansatz vorstellen, der einige Parallelen zu Hamiltons (1995) Konzept der echten Ersparnis aufweist. Es sollte noch einmal betont werden, daß Hamiltons empirische Ermittlung der echten Ersparnis sich nicht von anderen Studien unterscheidet, die versucht haben, die Abschreibung des natürlichen und Humankapitals mit in die VGR zu integrieren. Der wesentliche Unterschied liegt in der Präsentationsform der Ergebnisse. Eine negative echte Ersparnis deutet auf eine unnachhaltige Ökonomie hin, während eine Veränderung oder die Höhe eines angepaßten BIP nichts darüber aussagt, ob eine Ökonomie mehr oder weniger nachhaltig ist. Insofern betrachte ich Hamiltons Ansatz, wie erwähnt, als grundsätzlich weitaus nützlicher zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit.

Ich möchte hier jedoch noch einen Schritt über Hamiltons Ansatz hinausgehen und versuchen, nachhaltige Entwicklung anstatt lediglich Nachhaltigkeit zu messen. Der hierfür von mir vorgeschlagene Index der "nachhaltigen Ersparnis" besteht primär aus zwei Hauptaggregaten: das erste Aggregat berücksichtigt die Abschreibung des Gesamtkapitalbestandes, d.h. des Sach-, Human und natürlichen Kapitals, wobei die Abschreibungen des Humankapitals sich aufgrund methodischer Schwierigkeiten auf Auswirkungen durch negative Umwelteinflüsse reduzieren. Die Bruttoersparnis minus der Abschreibung des Gesamtkapitalbestandes ergibt somit die Hamiltonsche echte Ersparnis. Das zweite Aggregat des Index umfaßt jene Ausgaben, die in einer Periode getätigt werden müßten, um zu einer Befriedigung der elementarsten Grundbedürfnisse zu gelangen. Dabei wurden potentielle Ausgaben zur Erreichung einer einhundertprozentigen Trinkwasserversorgung, zur allgemeinen Sicherung des Existenzminimums (definiert als ein Einkommen über der Armutsgrenze) und zur Erreichung einer einhundertprozentigen primären Einschulungsrate berücksichtigt. Alle drei Ausgaben stellen nicht bloße Transfers zur Grundbedürfnisbefriedigung dar, sondern sind ebenso als elementarste Humankapitalinvestitionen zu betrachten, wie in Kapitel II.1.1 deutlich wurde.

Nachhaltige Ersparnis =

Bruttoersparnis

minus Abschreibung des Gesamtkapitalbestandes

minus nicht getätigter Ausgaben zur Erreichung von Grundbedürfnisbefriedigung

Dies kann natürlich nicht als umfassende Quantifizierung von Grundbedürfnisbefriedigung betrachtet werden, sondern soll eine erste Annäherung sein. Weitere Indikatoren könnten beispielsweise die Kosten einer elementaren Gesundheitsversorgung, Kosten einer allgemeinen sanitären Versorgung etc. sein, wobei vorab empirisch zu prüfen wäre, ob diese Indikatoren auch relevant zur Erfassung produktiven Humankapitals sind. Die Berechnung der Kosten auf der Basis einer Erreichung allgemeiner Grundbedürfnisbefriedigung in einer Periode ist ebenfalls nur als modellhaft zu verstehen. Die allgemeine Befriedigung von Grundbedürfnissen in einer Periode wird in der Realität auch aufgrund von technischen Schwierigkeiten unmöglich sein. Zudem steht es natürlich jedem Land frei, die Geschwindigkeit der Anpassung zu einem nachhaltigen Entwicklungspfad selbst zu wählen.

Mit Hilfe der nachhaltigen Ersparnis kann relativ einfach festgestellt werden, ob sich ein Land auf einem nachhaltigen Entwicklungspfad befindet. Ist die Hamiltonsche echte Ersparnis (GS) positiv, aber größer als die nachhaltige Ersparnis (SS), so kann zwar von Nachhaltigkeit, nicht jedoch von nachhaltiger Entwicklung gesprochen werden, da die Grundbedürfnisse der gegenwärtigen Generation nicht befriedigt sind. Nur wenn eine positive Hamiltonsche echte Ersparnis und keine Differenz zur nachhaltigen Ersparnis zu verbuchen ist, kann von einem

nachhaltigen Entwicklungspfad gesprochen werden. Die hinreichende Bedingung für nachhaltige Entwicklung lautet somit:

$$GS \geq 0 \text{ und } GS\text{-}SS = 0 \qquad \text{(III.1.)}$$

Im Gegensatz zu bisherigen, rein wohlfahrtsorientierten Ansätzen zur Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung, wie dem ISEW, hat die nachhaltige Ersparnis trotz ihres relativen Modellcharakters auch den Vorteil, daß sie einen realwirtschaftlichen Hintergrund besitzt: die in Kapitel II.1.1. vorgestellten Studien indizieren, daß elementare Investitionen in das Humankapital, wie sie hier vorgeschlagen werden, eine volkswirtschaftliche Rendite abwerfen, die substantiell höher ist als die durchschnittlichen internationalen Zinssätze (vgl. World Bank 1996). Die Beseitigung einer eventuellen negativen nachhaltigen Ersparnis durch Auslandsverschuldung würde somit sowohl zur Befriedigung der Grundbedürfnisse, als auch zur langfristigen realwirtschaftlichen Entwicklung beitragen und ist daher als wirtschafts- und sozialpolitisches win-win-Szenario einzustufen. Eine Alternative zur Auslandsverschuldung könnte eine Erhöhung der inländischen Zwangsersparnis durch Anhebung der Steuerlast der Unternehmen oder der Hocheinkommenshaushalte sein. In diesem Falle wären allerdings negative Effekte auf die zukünftigen Investitionen ebenso wie im Falle einer Erhöhung der inländischen Staatsverschuldung zu erwarten, da die gestiegene Geldnachfrage *ceteris paribus* zu höheren Zinssätzen führen wird, was einen repressiven Effekt auf die nichtstaatlichen Investitionen haben wird (Dornbusch/Fischer 1992: 111ff.). Daher erscheint eine Erhöhung der Auslandsverschuldung die zu favorisierende Variante, auch wenn dies natürlich nicht als allgemeingültige entwicklungspolitische Maxime verstanden werden sollte. Ist eine negative nachhaltige Ersparnis jedoch im wesentlichen auf den Konsum natürlicher Ressourcen zurückzuführen, so böte sich sicherlich zunächst eine Besteuerung der Ressourcenbesitzer in Höhe der Nutzerkosten an (vgl. Kapitel II.2.2.1). Die wirtschaftspolitischen Implikationen einer negativen nachhaltigen Ersparnis sind sicherlich im Einzelfall zu analysieren.

Obgleich die nachhaltige Ersparnis selbstverständlich als Reform der VGR betrachtet werden muß, soll hier noch einmal deutlich gemacht werden, daß eine Korrektur des BIP von sekundärer Bedeutung ist. Zwar könnte die Behandlung der nachhaltigen als tatsächliche Ersparnis ein BIP liefern, das als Wohlfahrtsindikator betrachtet werden kann, der das verfügbare Einkommens nach Abzug der zu leistenden Transfers und Abschreibungszahlungen indiziert. Ein solches angepaßtes BIP wäre jedoch ein äußerst imperfekter Wohlfahrtsindikator, da beispielsweise Defensivausgaben unberücksichtigt bleiben.

Die nachhaltige Ersparnis hat somit zwei Funktionen: sie dient in kombinierter Betrachtung mit der Hamiltonschen echten Ersparnis als Indikator für nachhaltige Entwicklung und indiziert gleichzeitig die Höhe der zusätzlichen Ersparnis, die es zu schaffen gilt, um auf einen nachhaltigen Entwicklungspfad zu gelangen. Anders als aggregierte Wohlfahrtsmessungen wie dem GPI oder Grundbedürfnisindikatoren, die nicht auf Kosten basieren, kann die nachhaltige Ersparnis somit

sowohl als Indikator für nachhaltige Entwicklung und als direkte wirtschaftspolitische Entscheidungsgrundlage dienen, ohne daß hierzu eine Disaggregierung, wie z.B. im Falle des ISEW/GPI vonnöten wäre.

Im Folgenden sollen erste empirische Versuche zur Erstellung der nachhaltigen Ersparnis in Indien und Malaysia vorgestellt werden. Die Erfassung der Abschreibung des Gesamtkapitalbestandes stellte hierbei die komplexeste Aufgabe dar. Angesichts der zur Verfügung stehenden Zeit und finanziellen Mittel war das Ziel dieses empirischen Projektes weniger eine statistisch exakte und umfassende Bestandsaufnahme, sondern diente der Erstellung einer ersten Testreihe, die sicherlich enorm ausgebaut werden müßte, um aus ihr konkrete Politikempfehlungen abzuleiten. Die hier ermittelte Abschreibung des Gesamtkapitalbestandes stellt somit lediglich einen Bruchteil der tatsächlichen Abschreibung dar.

2. Die nachhaltige Ersparnis Malaysias

2.1. Datenlage, bestehende Ansätze und Forschungsprojekte

Angesichts der Bedeutung der natürlichen Ressourcen für Malaysias wirtschaftliche Entwicklung[78] besteht von offizieller Seite ein ausgeprägtes Interesse an der Erfassung der Abschreibung des natürlichen Kapitals. So wurde 1993 von der Economic Planning Unit (EPU) in Zusammenarbeit mit dem WWF Malaysia ein Handbuch zur Ressourcenkalkulation erstellt, das erste empirische Ergebnisse für die Nutzerkosten der Erdölförderung, des Waldverlustes und der Bodenerosion enthält (GOM 1993a[79]). Dem voraus gingen eigene Berechnungen des WWF zur Erfassung der Kosten des Waldverlustes sowie der Nutzerkosten in der Öl- und Erdgasindustrie (WWF Malaysia 1993). Der WWF organisierte außerdem einen Trainingskurs zur monetären Erfassung natürlicher Ressourcen, der finanziell vom Sabah Forestry Department und der deutschen Bundesregierung unterstützt wurde (WWF 1995: 91).

Auch wenn die malaysische Regierung der Erstellung eines umfassend korrigierten BIP wohlwollend gegenübersteht, existiert bislang dennoch kein Zeitplan für einen eventuellen Übergang zu einer reformierten VGR. Es ist auch fraglich, ob eine solche Aufgabe ohne einen weiteren Ausbau des Statistikwesens zu bewerkstelligen wäre. Es existieren beispielsweise keinerlei Schätzungen über die jährlichen Abschreibungen des Sachkapitals (United Nations 1979: 109; United Nations 1993). Daten zur Ermittlung der Abschreibungen des natürlichen Kapitals sind dennoch erstaunlicherweise relativ leicht verfügbar. Ein Manko ist hierbei jedoch das bisherige Fehlen jeglicher Kostenfunktionen für Luftverschmutzung (New Straits Times 18/10/95). Dies liegt im wesentlichen daran, daß Luftverschmutzung vom malaysischen Umweltministerium als kein substantielles Problem betrachtet wird (GOM 1995), gleichwohl während der berüchtigten "October 1991 Haze" die SPS-Konzentration in Kuala Lumpur derart hoch war, daß der gesamte internationalen Flugverkehr aufgrund schlechter Sichtverhältnisse eingestellt werden mußte (Star 16/11/91).

2.2. Berechnungen

Abb. 11 gibt eine Übersicht über die einzelnen Komponenten der nachhaltigen Ersparnis Malaysias. Die Auswahl der natürlichen Ressourcen, deren Abschreibung berücksichtigt wurde, orientiert sich an ihrem Anteil an der volkswirtschaftlichen Wertschöpfung und ihrer strategischen Bedeutung für das malaysische und globale Ökosystem, wie z.B. im Falle des Verlustes an Feuchtgebieten und der CO_2 Emissionen. Dabei wird meines Wissens erstmals El Serafys (1989) Nutzerkostenansatz empirisch für erneuerbare Ressourcen angewandt.

---

[78] Die Wertschöpfung aus Land- und Forstwirtschaft sowie aus der Ausbeutung unterirdischer Ressourcen betrugen 25% des BIP im Jahre 1992 (berechnet aus United Nations 1995).

[79] Obwohl das Handbuch bislang unveröffentlicht ist, können hier die Ergebnisse mit freundlicher Genehmigung der Economic Planning Unit vorgestellt werden.

Abb. 11. Übersicht über die Komponenten der echten Ersparnis Malaysias

Inländische Bruttoersparnis (A)

- **Abschreibung des Sachkapitals** (B)
- **Abschreibung des natürlichen inländischen Kapitals**

  Erneuerbare Ressourcen

  Bodenerosion (C)

  Waldverlust (D)

  Verlust an Feuchtgebieten (E)

  Nicht erneurbare Ressourcen

  Zinn (F)

  Erdöl (G)

- **Abschreibung des inländischen Humankapitals**

  Gesundheitseffekte von Luftverschmutzung

  SPS (Schwebende partikulare Stoffe) Konzentrationen (H)

- **Abschreibung des globalen Gesamtkapitals verursacht durch inländische Aktivitäten**

  Globale Kosten der CO_2 Emissionen

  Industrielle CO_2 Emissionen (I)

  CO_2 Freisetzung durch Abholzung(J)

= Hamiltonsche echte Ersparnis

- **Nicht getätigte Ausgaben zur elementaren Grundbedürfnisbefriedigung**

  Nicht geleistete Transfers zur allgemeinen Sicherung des Existenzminimums (K)

  Nicht geleistete Investitionen zur einhundertprozentigen Trinkwasserversorgung (L)

  Nicht geleistet Investitionen zur Sicherung eines einhundertprozentigen Zugangs zu Grundschulausbildung (M)

= Nachhaltige Ersparnis

Die Auswahl der Komponenten trägt natürlich auch der vorgefundenen Datenlage Rechnung. So wären gerade im Falle der Abschreibungen des Humankapitals noch zahlreiche andere relevante Faktoren außer den SPS-Emissionen zu berücksichtigen, was aufgrund fehlender Kostenfunktionen jedoch nicht möglich war. Im Folgenden werden die Berechnungsgrundlagen und Datenquellen der einzelnen Komponenten vorgestellt. Die Daten sind in Anhang XI-2 zu finden.

A) Bruttoinlandsersparnis

Die Daten stammen aus World Bank (1995d).

B) Abschreibung des Sachkapitals

Diese Daten werden in Malaysia im Rahmen der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung nicht ermittelt (United Nations 1979: 109). Es liegen auch keine zuverlässigen anderen Quellen vor. Für eine grobe und extrem konservative Schätzung wurde daher der *minimale* Abschreibungssatz (in Prozent des Bruttoinvestitionen) in Ländern mit einer zu Malaysia vergleichbaren Kapitalakkumulation und klimatischen Bedingungen (Singapur und Thailand) in den Jahren 1973-93 ermittelt. Dieser Wert wurde bei der Ermittlung der nachhaltigen Ersparnis Malaysias als Konstante für alle Jahre benutzt. Die Bruttoinvestitionen stammen aus World Bank (1995d).

C) Bodenerosion

Hierfür lagen bereits Berechnungen der Economic Planning Unit (EPU) vor (GOM 1993a: 105ff.). Dabei wurde ausschließlich Bodenerosion auf Kautschuk- und Palmölplantagen berücksichtigt, was sich mit dem großen Anteil dieser Plantagen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche legitimieren läßt[80]. Für beide Plantagen wurden Erhaltungskosten anhand von tatsächlichen Konservierungsausgaben berechnet, für Palmölplantagen wurden zusätzlich die Substitutionskosten für den Mineralienverlust, der durch ineffektive, bzw. nicht geleistete Konservierungsmaßnahmen entstanden ist, berechnet (ausgedrückt in zusätzlichem Düngemitteleinsatz)[81]. Die Summe der Erhaltungs- und Substitutionskosten ergibt die Gesamtkosten der Bodenerosion. Die Berechnungen lagen jedoch lediglich für die Jahre 1973-89 vor. Die Substitutionskosten für 1990-93 wurden anhand einer Regression von Palmölplantagenfläche und Substitutionskosten der Jahre 1983-89 berechnet[82]. Für die Erhaltungskosten erzielte eine solche Regression jedoch kein statistisch befriedigendes Ergebnis, so daß für die Jahre 1990-93 lineare Trends berechnet werden mußten. Die Kosten der Bodenerosion für die Jahre 1990-93 sollten daher als grobe Schätzung angesehen werden.

---

80 Im Jahre 1991 beanspruchten Palmölplantagen 38,4%, Kautschukplantagen 33,4% der landwirtschaftlichen Nutzfläche (berechnet von: United Nations 1995: 261). Somit bleiben jedoch 28,2% der Nutzfläche unberücksichtigt, was verdeutlicht, daß die berechneten Erosionskosten eine sehr konservative Schätzung sind.

81 Die Erhaltungskosten (Ps) wurden wie folgt berechnet: $Ps=Pc/Gc$; wobei Pc die Konservierungskosten darstellt und Gc ein Index der Effektivität der Konservierungsmaßnahmen ist ($0 \geq Gc \leq 1$). Substitutionskosten (Pr) werden als Produkt des Preises von Düngemittel (Pz) und der Nettoveränderung des Mineralgehaltes des Bodens (dN/dt) gemessen: $Pr=Pz\ (dN/dt)$.

82 Die Regression lieferte ein hochsignifikantes Ergebnis bei einem 99% Konfidenzniveau mit einem Bestimmtheitsgrad (R^2) von 0,97 und einem t-Wert für die X-Variable von 70,4

D) Waldverlust als Abschreibung des malaysischen natürlichen Kapitals

Um den ökonomischen Wert des Waldverlustes festzustellen, wurden zweierlei Kosten berücksichtigt: erstens, die Nutzerkosten des vermarktbaren Waldbestandes (ein direkter ökonomischer Nutzungswert); zweitens, die globalen Kosten, welche aufgrund der Freisetzung von Kohlenstoff bei der Abholzung bzw. Konvertierung von Waldfläche in landwirtschaftliche Nutzfläche entstehen (ein direkter Nichtnutzungswert). Beide Kosten addiert ergeben die Gesamtkosten des Waldverlustes. Die Nutzerkosten geben die Abschreibung des Waldes als natürliche Ressource wieder, die globalen Kosten der Kohlenstoffreisetzung geben die Abschreibung des Human-, Sach- und natürlichen Kapitals über den zunehmenden Treibhauseffekt in Malaysia und dritten Ländern wieder. Um zwischen den in Malaysia und den global anfallenden Kosten zu differenzieren, werden hier zunächst die direkten Nutzerkosten berechnet. Globale Kosten des Waldverlustes finden sich in Absatz I.

Für die Nutzerkosten standen Berechnungen des WWF Malaysia (1993) für die Jahre 1973-90 zur Verfügung. Der dort gewählte "Nutzerkostenansatz", der nicht mit dem in Kapitel II.2.2 beschriebenen Nutzerkostenansatz von El Serafy (1989) zu verwechseln ist, geht davon aus, daß die Holzproduktion im Jahre t durch den antizipierten Nettopreis im Jahre t+1, die Diskontierungsrate (r) und die natürliche Wachstumsrate des Waldes (g) determiniert wird. Die Nutzerkosten (UC^*_t) sind dort somit:

$$UC^*_t = \frac{(P_{t+1} - C_{t+1})}{(1+r)}(1+g) \qquad \text{(III.2)}$$

wobei: P_{t+1} dem Exportpreis im Jahre t+1 und C_{t+1} den Kosten im Jahre t+1 entspricht.

Die Antizipation des Preises im folgenden Jahr durch den Produzenten erscheint als eine recht gewagte Annahme: die meisten empirischen Studien in Entwicklungsländern haben ergeben, daß Produktionsentscheidungen aufgrund fehlender Marktinformationen eher auf der Basis der Erträge des Vorjahres gefällt werden. Da die Nutzerkosten pro m^3 berechnet werden, macht auch die Berücksichtigung der natürlichen Wachstumsrate (g) keinen Sinn. Ich habe daher basierend auf den WWF-Daten eigene Nutzerkostenberechnungen durchgeführt, die sich an einer Adaption des Modells von El Serafy (1989) für erneuerbare Ressourcen orientieren (vgl. Kapitel II.2.2.2). Die Rente pro m^3 wird als: $R_t = P_t - C_t$ berechnet. Da in der WWF-Studie lediglich Preise und Kosten bis zum Jahre 1989 angegeben sind, wurden für die übrigen Jahre Schätzungen auf der Basis der Weltmarktpreisentwicklung durchgeführt (Quelle: United Nations 1995), wobei angenommen wird, daß die realen Produktionskosten im Zeitraum 1989-93 konstant geblieben sind. Holzproduktionsdaten stammen aus United Nations (1995; 1989; 1982). Die statische Lebenserwartung der Ressource kann anhand der Waldflächendaten der Jahre 1973 bis 1992 (Quelle: GOM 1985;1989;1993) auf ca. 116 Jahre für 1993 geschätzt werden. Die natürliche Produktivität (g_x) der malaysischen Wälder liegt jährlich bei 0,0167 (Salleh/Chan 1991:146).

Die hier berücksichtigten Nutzerkosten sind somit:

$$UC_t = \frac{R_t}{(1+r)^{n+1}} \qquad \text{(III.3)}$$

und die dabei verwandte statische Lebenserwartung (n) beträgt:

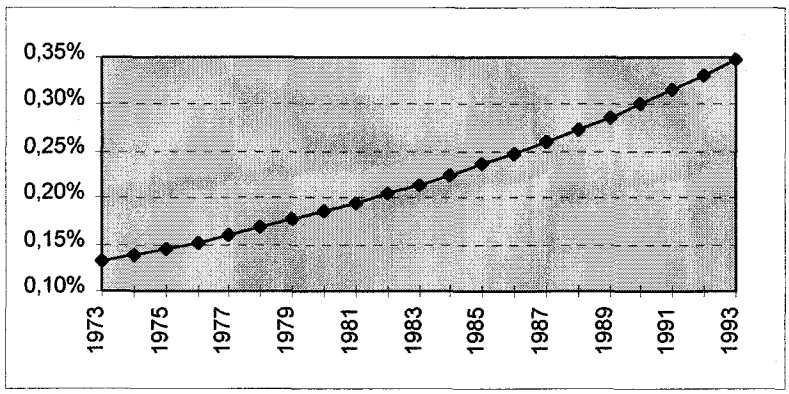
$$n = \frac{X_t}{H_t} + \frac{(g_x X_t)}{H_t} \qquad \text{(III.3.1.)}$$

wobei X den Waldbestand, H den Waldverlust und g_X die natürliche Wachstumsrate repräsentiert (vgl. Kapitel II.2.2.2).

Die Diskontierungsrate (r) entspricht der von El Serafy (1989: 16) vorgeschlagenen natürlichen Zeitpräferenzrate von 5%. Diese natürliche Zeitpräferenz dürfte aber länder-, bzw. kulturspezifisch sein und ihre exakte Ermittlung würde den Rahmen dieser Arbeit zweifelsohne sprengen. Die Wahl einer Rate von 5% für Malaysia und Indien ist daher als vorläufige second-best-Lösung zu interpretieren.

Wie bereits oben erwähnt, ist dies meines Wissens das erste Mal, daß El Serafys (1989) Nutzerkostenansatz empirisch für erneuerbare Ressourcen angewandt wurde. Die Wahl dieser Methode hat weitreichende Auswirkungen auf die Höhe der nachhaltigen Ersparnis. Wie Abb. 12 zeigt, betragen die Nutzerkosten des malaysischen Waldverlustes teilweise weniger als 0,15% der Nettopreise.

Abb. 12: Nutzerkosten in Prozent der Nettopreise für den malaysischen Waldverlust



Die so ermittelten Nutzerkosten geben auch nur einen Bruchteil der Kosten des Waldverlustes wieder, da ökologische Produktivitätsverluste, verursacht durch zunehmende Schadstoffbelastung, nicht berücksichtigt werden. Es wird lediglich der ökonomische Wert des endgültigen Verlustes an Waldbestand erfaßt.

E) Verlust an Feuchtgebieten (Mangrovenwälder)

Das Ausmaß des Verlusts an Feuchtgebieten in Malaysia ist schlecht dokumentiert: Khan (1991) schätzt, daß die totale Fläche an Feuchtgebieten von 1.076.670ha im Jahre 1966 auf 977.004ha im

Jahre 1974 reduziert wurde, was einer jährlichen Verlustrate von 1,16% gleichkommen würde. Etwas aktuellere Daten liegen für Mangrovenwälder vor, die einen Großteil der Feuchtgebiete ausmachen. So geben Ong/Gong und Chan (1989) den Gesamtbestand an Mangrovenwälder mit 505.000ha im Jahre 1980 und 445.802ha im Jahre 1989 an, was einer jährlichen Abnahme von 1,3% entspricht. Kiew (1991) gibt den Schwund der Mangrovenwälder mit 20% über die letzten 20 Jahre an, so daß auf der Basis seiner und Ong/Gong und Chans (1989) Schätzungen eine jährliche Verlustrate von 1,2% eine solide Schätzung zu sein scheint. Da keine ökonomischen Nutzenfunktionen von Feuchtgebieten im Allgemeinen vorhanden waren, habe ich mich darauf beschränkt, die Kosten des Schwundes an Mangrovenwäldern zu berechnen. Dabei wurden Doppelzählungen mit den Kosten des gesamten Verlustes an Waldbestand (Absatz D) vermieden. So sind die globalen Kosten der Kohlenstoffreisetzung aufgrund der Abholzung von Mangrovenwäldern bereits in Absatz K enthalten, die Nutzerkosten für Mangrovenwälder sind jedoch noch nicht in Absatz E enthalten, da sie höher sind als für andere Wälder. Mangrovenwälder haben eine Vielzahl ökonomischer und ökologischer Werte. Erstens unterstützen sie die Lebensfunktionen von nahezu allen Süß- und Salzwasserfischen: So sind alleine 1986 schätzungsweise 47,9 Mrd Krabben in Mangrovenwäldern gelandet (Salleh/Chan 1991: 144). Die Einnahmen aus dem malaysischen Meerestierfangs betrugen 19,3 Mio US$ im Jahre 1989 (Bennet/Reynolds 1992: 363), so daß die Dimensionen der anfallenden Kosten durch den Mangrovenwaldverlust für die Fischerei erahnt werden können. Zweitens sind aus den Mangrovenwäldern verschiedene Holzprodukte zu gewinnen, deren maximaler Ertrag von 9000 US$/ha für Kohle bis zu 3300 US$/ha für Feuerholz variiert (Tang 1984). Mangrovenwälder besitzen auch eine kürzere Regenerationszeit als inländische Wälder (30 im Vergleich zu 60 Jahren), so daß ein langfristig doppelt so hoher nachhaltiger Ertrag zu erzielen ist (Salleh/Chan 1991: 145). Dies liefert für das Jahr 1989 eine ungefähre statische Lebenserwartung der Mangrovenwälder von 83 Jahren bei konstanter Abbaurate. Drittens haben Mangrovenwälder eine erhebliche ökologische Funktion als Küstenschutz, deren Substitution durch künstliche Dämme alleine 3000 US$/km kosten würde (Salleh/Chan 1991: 143).

Ich habe die potentiellen Verluste für die Fischerei außer acht gelassen, da unklar ist, wie hoch der Anteil des Verlusts der Küstengebiete am Gesamtverlust ist. Ich beschränke mich in meinen Berechnungen daher auf den potentiell höchsten direkten ökonomischen Wert, der eindeutig für die Holzkohleproduktion gegeben ist. Ich benutze hierbei Tangs (1984) Schätzung eines maximalen Ertrags von 9000 US$/ha. Aus Salleh und Chans (1991:146) Studie können Produktionskosten von maximal 400 US$/ha abgeleitet werden. Die Nutzerkosten wurden auf der Basis dieser Daten analog zu den Kosten des Waldverlustes in Absatz D berechnet.

Ich gelange so zu Gesamtkosten von lediglich 105 M$/ha für das Jahr 1990, ein substantiell geringerer Wert als bei Cobb und Halsteads (1994) Berechnungen des Verlusts von Feuchtgebieten für den GPI-USA[83].

Die so gewonnen Kosten der Vernichtung der Mangrovenwälder sind mangels besserer Kostenfunktionen nur eine sehr schlechte Annäherung an die gesamten Kosten des Verlustes an Feuchtgebieten in Malaysia. Würden Verluste für die Fischerei, Tourismus und Küstenschutz mit eingerechnet, so läge die Zahl wahrscheinlich bis zum zehnfachen über den hier vorgelegten Schätzungen.

F) Nicht erneuerbare Ressourcen - Zinn

Zinn ist nach Erdöl der wichtigste nicht-landwirtschaftliche Rohstoff Malaysias, mit einem Produktionsvolumen von 90,4 Mio US$ im Jahre 1993 (berechnet aus: United Nations 1995; GOM 1993). Ausgehend von Zinnreserven von 1,2 Mio Tonnen im Jahre 1993 (Quelle: Crawson 1994: 272) wurden die tatsächlichen Reserven und die statische Lebenserwartung für die einzelnen Jahre anhand der Produktionsmengen berechnet, die in United Nations (1995;1989;1982) zu finden sind. Wären nicht die tatsächlichen, sondern die in den einzelnen Jahren bekannten Reserven berücksichtigt worden, so wären die Nutzerkosten um einiges höher ausgefallen, da in den berücksichtigten 20 Jahren teilweise enorme Entdeckungen neuer Reserven zu verbuchen waren. Die Preise sind den statistischen Jahrbüchern Malaysia entnommen (GOM 1993; 1989; 1985). Die Preise von 1986 bis 1993 sind die Weltmarktpreise, die auf dem *New York Metals and Minerals Exchange* gebildet werden, von 1973 bis 1986 wurden malaysische Exportpreise gewählt. Die Produktionskosten basieren auf einer Schätzung des Bureau of Mines, US Department of the Interior (1987) und beziehen sich auf das Jahr 1985. Produktionskosten sind somit für alle Jahre als konstant angenommen, was sicherlich eine Schwachstelle dieser Berechnungen ist. Die Nutzerkosten (UC_{Tin}) für die Periode t berechnen sich somit wie folgt:

$$UC_{Tin}(t) = \frac{P_{Ex}(t) - C_{Dom}(t)}{(1+r)^{n+1}} \qquad \text{(III.4)}$$

wobei:

$P_{Ex}(t)$	Export/Weltmarktpreis in der Periode t
$C_{Dom}(t)$	Produktionskosten in der Periode t, basierend auf inländischen Faktorkosten
r	Diskontierungsrate
n	Statische Lebenserwartung der Ressource.

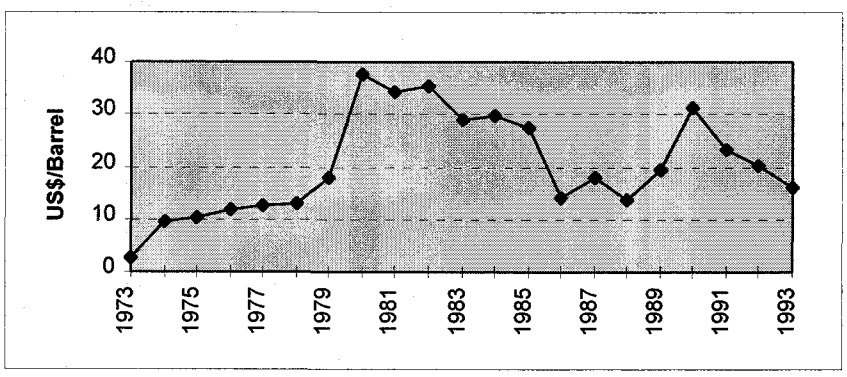
[83] Cobb und Halstead (1994: 24) schätzen die Dienstleistungen der Feuchtgebiete auf nicht weniger als 132.000 US$/ha. Diese Schätzung schließt ökologische Dienstleistungen für die Marinefischerei und Küstenschutz mit ein. Selbst bei Verwendung der Nettopreismethode wären lediglich 21.676 M$/ha in meinen Berechnungen veranschlagt worden.

Die Weltmarktpreise sind nach 1985 erheblich gesunken, was mit dem Zusammenbruch des *International Tin Agreement* zu erklären ist. Das Abkommen hatte in seiner sechsten Fassung einen Mindestpreis von 29,16 M$/kg festgesetzt, was sich zu einem Marktpreis von 15,39 M$ nach dem Zusammenbruch des Abkommens vergleicht (Crawson 1994: 274). Dies wirft die Frage auf, wie sinnvoll eine Bewertung der Abschreibung des natürlichen Kapitals anhand von "Marktpreisen" ist, falls diese letztlich durch politische Interventionen gebildet wurden. Das Problem wird allerdings weniger für zukünftige Berechnungen relevant sein, da die Zahl der Rohstoffabkommen seit den achtziger Jahren rapide abgenommen hat, was nicht zuletzt auf den Abschluß der Uruguay-Runde zurückzuführen ist (Page/Davenport 1994: 4).

G) Nicht erneuerbare Ressourcen - Rohöl

Hierfür lagen bereits Berechnungen nach der Nettopreismethode für die Jahre 1974 bis 1990 vor (WWF Malaysia 1993). Ähnlich wie bei Zinn könnte auch hier der substantielle Unterschied zwischen einer Berechnung nach der Nettopreismethode und der Nutzerkostenmethode aufgezeigt werden. Eine Berechnung nach der Nutzerkostenmethode scheint gerade hier problematisch, da in diesem Modell, wie erwähnt, implizit angenommen wird, daß die Preise und Produktionskosten konstant bleiben, während gerade Rohöl in der Vergangenheit enormen Preisschwankungen unterlag, wie Abb. 13 verdeutlicht.

Abb. 13: Weltmarktpreis für Rohöl



Quelle: GOM (1993;1989;1985)/Arthur Anderson & Co (1988)

Da bislang kein besseres Modell zur Verfügung steht, wurden auch hier die Berechnungen nach der Nutzerkostenmethode durchgeführt. Hierfür waren die Nettopreisberechnungen des WWF Malaysia (1993) für die Jahre 1973-90 als Leitlinie von Nutzen (Nettopreise entsprechen hier der Rente), die Werte erschienen jedoch für einige Jahre substantiell zu niedrig, weshalb neue Berechnungen erstellt wurden. Die Fördermengen stammen aus ADB (1994) und United Nations (1995), die Weltmarktpreise stammen aus GOM (1993; 1988;1985) und Arthur Anderson & Co (1988). Die Produktionskosten basieren auf den Kosten der (bis 1995) staatlichen Ölgesellschaft

PETRONAS im Jahre 1990[84]. Die Zahlen für die malaysischen Ölreserven beruhen ebenfalls auf Angaben von PETRONAS (1993).

H) Abschreibung des inländischen Humankapitals - SPS Konzentrationen

Wie bereits erwähnt, existieren keine Kostenfunktionen für Schadstoffemissionen in Malaysia, so daß hier auf eine Weltbankstudie über die Kosten der Luftverschmutzung in Bangkok, Thailand zurückgegriffen werden mußte (Wijetillete/Karunaratne 1995), was die Relevanz der hier vorgestellten Ergebnisse sicherlich erheblich schmälert. Die dabei ermittelten Kosten basieren auf dem dose-response Ansatz und beziehen sich ausschließlich auf Gesundheitseffekte. Gebäude- und Vegetationsschäden bleiben somit unberücksichtigt. Die Studie kommt zu dem Ergebnis, daß die implizite Zahlungsbereitschaft für eine 20prozentige Reduktion der SPS-Konzentrationen zwischen 18 und 169 US$ anzusiedeln ist (ebenda: 78). Da Durchschnittskosten ermittelt wurden, gilt dieser Wert unabhängig vom tatsächlichen Konzentrationsniveau. Das Fehlen marginaler Kosten ist sicherlich eine Schwäche der Studie. Ich habe daher die Durchschnittskosten als marginale Kosten von SPS-Konzentrationen, die mehr als 20% der WHO-Richtlinie von 70 $\mu g/m^3$ betragen behandelt, um so zu einer konservativen marginalen Kostenfunktion zu gelangen. Dabei wurden die Ergebnisse von Wijetillete/Karunaratne (1995) für malaysische Faktoreinkommen angepaßt. Daten über die durchschnittliche jährliche SPS-Konzentration lagen lediglich für Kuala Lumpur vor (Quelle: UNEP 1993;1991;1989), weshalb die hier berücksichtigten Kosten nur einen Bruchteil der tatsächlichen landesweiten Kosten ausmachen. Zudem mußten für einige Jahre Trends, bzw. Vorjahreswerte benutzt werden.

I) Kosten des Waldverlustes - Globale Kosten der CO_2 Freisetzung

Zur Berechnung der globalen Kosten der Kohlenstoffreisetzung habe ich auf Fankhauser/Pearce (1994: 83) zurückgegriffen, wo die marginalen globalen Kosten einer Tonne CO_2 im Jahre 1990 auf 20 US$ geschätzt werden. Die Anwendung dieses Wertes für alle Länder erscheint jedoch problematisch. Betrachtet man die marginalen Kosten als Leitfaden für eine CO_2-Steuer, welche die Zahlungsbereitschaft der malaysischen Bevölkerung zur Vermeidung zusätzlicher CO_2-Emissionen darstellt, so ist die Anwendung globaler Kosten sicherlich ungerechtfertigt. Es könnte angenommen werden, daß Malaysia durchschnittlich weniger zum gegenwärtigen globalen CO_2-Bestand beigetragen hat als beispielsweise die OECD-Staaten. Dies wurde auch von der Global Environment Facility (GEF) anerkannt, die in einer Pilotstudie versucht hat, Stimmrechte für das zu konstituierende GEF Council auf der Basis des Sozialprodukts, der industriellen CO_2-

[84] Produktionskosten umfassen Kosten der Ölförderung und inländischen Transport (Quelle: PETRONAS 1992). Die Verwendung konstanter realer Produktionskosten impliziert, daß in der malaysischen Ölindustrie keine Skalenerträge vorliegen, was zugegebenermaßen eine recht gewagte Annahme ist.

Emissionen und ökologischen Ressourcen jedes Landes zu verteilen (GEF 1995). Hierbei wurde jedoch unverständlicherweise nicht der Mittelwert der globalen Pro-Kopf CO_2-Emissionen berücksichtigt, sondern der Median, was den relativen Anteil der Industriestaaten unterschätzt. Ich habe daher einen alternativen Ansatz zur Einschätzung des malaysischen Beitrags zu den globalen CO_2-Emissionen gewählt. Basierend auf Daten des World Resources Institute (WRI 1992) habe ich zunächst die Summe der globalen und malaysischen industriellen CO_2-Emissionen pro Kopf für die Jahre 1973 bis 1989 ermittelt. Der Quotient der beiden Werte gibt somit den relativen Anteil Malaysias für diese Jahre wieder. Zusätzlich zu den industriellen CO_2-Emissionen habe ich versucht, den Anteil Malaysias an den Emissionen, die durch den weltweiten Waldverlust entstehen, zu ermitteln. Hierbei habe ich auf Brown/Pearce (1994) zurückgegriffen, die zu dem Ergebnis kommen, daß bei der Konvertierung von Waldfläche zu permanenter landwirtschaftlicher Nutzfläche 220t/ha Kohlenstoff bei geschlossenem Primärwald, 152t/ha bei geschlossenem Sekundärwald und 52t/ha bei offenem Wald freigesetzt werden[85]. Für die Ermittlung der globalen Emissionen durch Waldverlust, habe ich einen Wert von 141t/ha für die Jahre 1973 bis 1989 gewählt, in der heroischen Annahme, daß der globale Waldverlust auf alle drei Waldarten gleich verteilt ist. Da Malaysias Wälder jedoch zu 93% aus geschlossenem Primärwald bestehen (UNESCAP 1995a: 32), habe ich hier einen substantiell höheren Wert von 215t/ha gewählt. Die so identifizierten CO_2-Emissionen durch Waldverlust betragen fast 150% der industriellen Emissionen. Der gesamte malaysische Anteil an den globalen marginalen Kosten der CO_2-Emissionen beläuft sich somit auf 23,1 US$/t im Jahre 1990 und ist damit geringfügig größer als der globale Durchschnitt. Dieser Wert wurde verwandt, um die Kosten der CO_2-Emissionen durch Abholzung in Malaysia festzustellen, wobei wie oben erwähnt, eine CO_2 Freisetzung von 215t/ha angenommen wurde. Da ökologische und ökonomische Schäden durch den *Bestand* an CO_2 entstehen, habe ich anders als Hamilton (1995:7) die marginalen Kosten bis/nach 1990 mit der natürlichen Zeitpräferenzrate (r) diskontiert/skontiert. Andernfalls würden marginalen Kosten tatsächlich als Durchschnittskosten behandelt. Die globalen Kosten der CO_2-Freisetzung durch Waldverlust (GC_{DEF}) berechnen sich folglich als:

$$GC_{DEF}(t) = \frac{23{,}1\left(215\left(AFt - 1 - AFt\right)\right)}{\left(1+r\right)^{1990-t}} \qquad \text{(III.5)}$$

Der jährliche Gesamtwaldbestand (AF_t) findet sich in den statistischen Jahrbüchern Malaysias (GOM 1985;1989;1993), wobei darauf hingewiesen werden sollte, daß diese Daten nicht auf periodisch ermittelten Satellitenbildern beruhen und daher extreme Sprünge in der berichteten Waldfläche zu verzeichnen sind. Zu guter Letzt sollte angemerkt werden, daß der höchste gefundene Wert für CO_2-Freisetzung durch Waldverlust - 176 Mio Tonnen im Jahre 1989 - nur ein Bruchteil der vom WRI (1992) geschätzten 280 Mio Tonnen ist. Da die Grundlage der WRI

[85] Dies schließt eine Kohlenstoffkonservierung in der zukünftigen Nutzung des Landes mit ein (hier permanente Landwirtschaft). Die Bruttokohlenstofffreisetzung liegt bei 283t/ha für Primär- und 194t/ha für Sekundärwald. In der Tat wurden die meisten gerodeten Flächen in Malaysia jedoch für Palmölplantagen genutzt (GOM 1993a:111), so daß der gewählte Wert von 215t/ha eine adäquate Annahme scheint.

Daten (die auch nur für 1989 verfügbar sind) unklar ist, habe ich jedoch darauf verzichtet, meine eigenen Schätzungen nach oben hin zu korrigieren.

J) Globale Kosten der industriellen CO_2 Emissionen

Industrielle CO_2-Emissionen bis 1989 finden sich in der World Resource Database (WRI 1992). Für die übrigen Jahre wurden die Werte mittels einer Regression von industrieller Produktion und industriellen CO_2-Emissionen für die Jahre 1973-89 geschätzt. Die Regression ist erwartungsgemäß statistisch hochsignifikant[86]. Die Kosten der CO_2-Emissionen wurden auf der Basis des malaysischen Anteils an den marginalen globalen Kosten pro Tonne, 23,1 US$ für das Jahr 1990, berechnet. Die Kalkulationen, die zu diesem Wert führen, wurden bereits oben (Absatz I) erläutert.

K) Nicht geleistete Transfers an Bevölkerung unterhalb der Armutsgrenze

Zahlen für den Anteil der Bevölkerung unterhalb der Armutsgrenze gehen aus dem fünften und sechsten Fünfjahresplan hervor (GOM 1986;1991). Als Armutsgrenze wurde offiziell ein Jahreseinkommen von 166,1 M$ für das Jahr 1970 und 256 M$ für 1979 festgesetzt (GOM 1991b). Wie Ikemoto (1985: 358) richtig beobachtet, ist der Wert von 1979 geringer als es die Konsumentenpreisentwicklung seit 1970 erwarten ließe. Es scheint daher, daß der Warenkorb, auf dem die Armutsgrenze basiert, offiziell neu zusammengestellt wurde. Um zu einer konservativen Schätzung zu gelangen, habe ich als Armutsgrenze den für 1979 festgesetzten geringeren Wert verwandt. Dabei wird davon angenommen, daß das Durchschnittseinkommen der Armutsbevölkerung bei ca. 2/3 des Existenzminimums liegt.

L) Nicht geleistete Ausgaben zur Erreichung einer 100prozentigen Grundeinschulungsrate

Die Kosten für einen Grundschulplatz wurden aus den Gesamtausgaben in der vierten Planperiode (1980-85; entnommen aus GOM 1985) und der Anzahl von Grundschülern in dieser Periode (aus United Nations 1989) ermittelt. Die Einschulungsraten stammen aus World Bank (1995d).

M) Nicht geleistete Ausgaben für eine 100prozentige Wasserversorgung

Hierbei wurde hauptsächlich die Landbevölkerung berücksichtigt. Die Zahlen für die urbane Bevölkerung werden von der malaysischen Regierung bis 1991 mit 100% angegeben (vgl. United

---

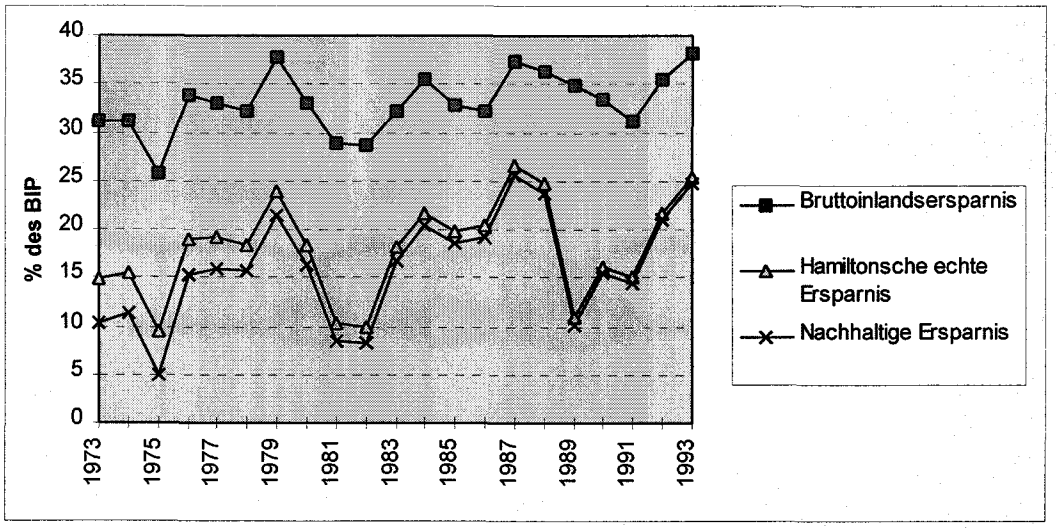
86 R^2 = 0,9; t-Werte: Konstante = 4,14; Variable = 11,5. Die Regression ist damit signifikant bei einem 99% Konfidenzniveau.

Nations 1995), teilweise übertrifft die Anzahl der (angeblich) mit sicherem Trinkwasser versorgten urbanen Bevölkerung die gesamte urbane Bevölkerung um bis zu 42%, was die Seriosität dieser Angaben mehr als zweifelhaft erscheinen läßt. Für die ländliche Bevölkerung ist jedoch ein klares Defizit auszumachen: So hatten zu Beginn der siebziger Jahre lediglich 6% der ländlichen Bevölkerung Zugang zu sicherem Trinkwasser (World Bank 1995c). Die geschätzten Kosten für die Trinkwasserversorgung sind aus United Nations (1995) und ADB (1991) berechnet worden. Die absolute Anzahl der Bevölkerung mit Zugang zu sicherem Trinkwasser wurde United Nations (1995;1989;1982) entnommen. Dabei lagen nur für knapp ein Drittel der Jahre Messungen vor, so daß lineare Trends ermittelt werden mußten. Die Urbanisierungsrate ist in United Nations (1995b) zu finden.

2.3. Analyse der Ergebnisse

Wie Abb. 14 veranschaulicht, ist eine substantielle Divergenz zwischen der konventionellen Ersparnis und der Hamiltonschen echten Ersparnis auszumachen, während die nachhaltige Ersparnis ab dem Ende der achtziger Jahre kaum von der echten Ersparnis abweicht, was einen hohen Grad an Grundbedürfnisbefriedigung anzeigt.

Abb. 14: Malaysische Sparquoten 1973-93

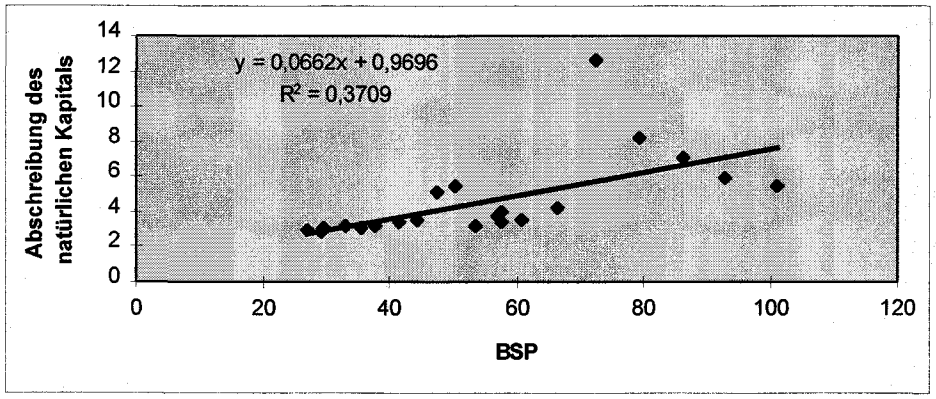


Die malaysische Ökonomie ist zusätzlich in allen Jahren von einer positiven Hamiltonschen Ersparnis gekennzeichnet, so daß insgesamt von einem relativ nachhaltigen Entwicklungspfad gesprochen werden kann, wobei bedacht werden sollte, daß hier nur ein Bruchteil der natürlichen Ressourcen berücksichtigt wurde. Wie aus Anhang XI-2-2 ersichtlich ist, fallen bei der Berechnung der echten Ersparnis neben den Abschreibungen des Sachkapitals insbesondere die Kosten der CO_2 Emissionen, der Erdölförderung und der Bodenerosion ins Gewicht. Insbesondere die rapide schwindenden Erdölvorkommen (mit einer statischen Lebenserwartung von 8 Jahren im Jahre 1993) dürften in naher Zukunft einen gravierenden Einfluß auf die

Sozialproduktwachstumsraten haben, falls keine neuen Vorkommen entdeckt werden. Erstaunlich ist hingegen, daß der Waldverlust, trotz der massiven Wahrnehmung in den internationalen Medien und NGOs (vgl. French 1991), aus nationalökonomischer Sicht noch kein gravierendes Problem darstellt, wobei allerdings berücksichtigt werden sollte, daß Nichtnutzungswerte, wie der Erhalt der biologischen Artenvielfalt in den Berechnungen nicht berücksichtigt wurden.

Die These, daß der wirtschaftliche Erfolg Malaysias im Wesentlichen auf einer Ausbeutung der natürlichen Ressourcen beruht, kann jedoch nicht vollständig zurückgewiesen werden[87].

Abb. 15: Abschreibung des natürlichen Kapitals und BSP (Mrd M$ in Preisen von 1978)



Wie Abb. 15 verdeutlicht, besteht allerdings nur ein schwacher Zusammenhang zwischen der Höhe des BSP und den Abschreibungen des natürlichen Kapitals. Gerade während der Rezession Mitte der achtziger Jahre ist kein Anstieg in der Ausbeutung natürlicher Ressourcen zu verzeichnen. Zusammenfassend kann gesagt werden, daß sich Malaysia gerade im Vergleich zu vielen afrikanischen Staaten (vgl. Kapitel II.3.2) auf einem relativ nachhaltigen Entwicklungspfad befindet, was sich auch durch die zunehmende Bedeutung des Dienstleistungssektors (vgl. World Bank 1995d) und einem damit einsetzenden ökologischen Kuznets-Effekt in absehbarer Zeit nicht gravierend ändern dürfte.

3. Die nachhaltige Ersparnis Indiens

3.1. Datenlage, bestehende Ansätze und Forschungsprojekte

Obgleich die indische Regierung bereits seit 1992 eine systematische Erfassung der jährlichen Veränderungen des Bestandes an natürlichen Ressourcen anstrebt (GOI 1992a: 33), befinden sich diese Bemühungen nach wie vor im Anfangsstadium. Eine Ursache hierfür ist, daß ein Großteil der momentan verfügbaren ökologischen Daten von unzureichender Qualität, bzw. sehr veraltet ist. Zwar verfügt Indien seit 1995 über einen eigenen Satelliten, der Bilder über Veränderungen

[87] Der t-Wert für die Variable beträgt 3,34 bei 20 Freiheitsgraden, somit ist die Regression bei einem 99% Konfidenzniveau noch signifikant. Das Bestimmtheitsmaß (R^2) ist mit 0,37 jedoch wenig überzeugend.

der Waldfläche, Bodenerosion, etc. übermittelt, die zuständige National Remote Sensing Agency (NRSA) ist jedoch nach wie vor nicht in der Lage, den Großteil dieser Daten auszuwerten (Menon 1996: 110). Eine weitere Ursache ist die mangelhafte Kommunikation zwischen den einzelnen Ministerien und Regierungsbehörden. Zwar wurde die Central Statistical Organisation (CSO) offiziell mit der Aufgabe der Erstellung physischer Konten über die Nutzung natürlicher Ressourcen beauftragt, die CSO hat aber bislang nur einen Bruchteil der momentan verfügbaren ökologischen Daten von den übrigen Ministerien übermittelt bekommen. So datiert die jüngste Schätzung der CSO über den indischen Waldbestandes nach wie vor auf das Jahr 1978 (GOI 1992), gleichwohl dem Umweltministerium seit 1989 aktuellere Zahlen vorliegen (GOI 1991a). Ein weiteres Hemmnis sind Personalengpässe: So besteht in der CSO nach wie vor keine Arbeitsgruppe, die sich ausschließlich der Erfassung natürlicher Ressourcen widmet, was angesichts der schieren Größe des Landes und der schlechten Datenlage keine baldigen Erfolge verspricht. Dennoch ist die CSO gewillt, in unbestimmter Zukunft auch monetäre Konten natürlicher Ressourcen zu erstellen[88]. Im Vergleich zu Malaysia fehlt in Indien auch eine Nichtregierungsorganisation, die eigene umfangreiche Ansätze zur ökologischen Reform der VGR vorstellt und Druck auf die Regierungsebene ausübt [89]. Die geringe Anzahl von Forschungsinstituten auf dem Gebiet der ökologischen Ökonomie macht auch die Ermittlung von Kostenfunktionen der Umweltbeeinträchtigung extrem schwierig. Daher mußte bei der Ermittlung der nachhaltigen Ersparnis Indiens teilweise auf Kostenfunktionen anderer Länder zurückgegriffen werden.

3.2. Berechnungen

Die einzelnen Komponenten der nachhaltigen Ersparnis Indiens unterscheiden sich nicht wesentlich von jenen Malaysias. Selbstverständlich wurden die strategisch wichtigsten natürlichen Ressourcen des Landes berücksichtigt, so daß sich hier eine leicht andere Auswahl als im Falle Malaysias ergibt (vgl. Abb. 16). Die Daten sind in Anhang XI-1 zu finden.

[88] Persönliches Interview mit Prensager Dongre, Direktor der CSO, vom 10.6.96

[89] Obwohl die Reform der VGR einer der Forschungsschwerpunkte des WWF international ist, hat der WWF-India weder eigenen Berechnungen noch ein Positionspapier veröffentlicht. Die einzige auf diesem Gebiet tätige NGO ist das Indira Ghandi Research Institute, das bereits Berechnungen für die Kosten der Bodenerosion vorgelegt hat (Parikh/Ghosh 1991a), aber keine direkte Zusammenarbeit mit der CSO sucht (persönliches Interview mit Prof. Parikh, Direktor des Indira Ghandi Institutes, vom 25.4.96).

Abb. 16: Übersicht über die Komponenten der echten Ersparnis Indiens

Inländische Bruttoersparnis (A)

- Abschreibung des Sachkapitals (B)

- Abschreibung des natürlichen inländischen Kapitals

Erneuerbare Ressourcen

Bodendegradierung (C)

Waldverlust (D)

Verlust an Feuchtgebieten (E)

Nicht erneurbare Ressourcen

Eisenerz (F)

Erdöl (G)

Kohle (H)

- Abschreibung des inländischen Humankapitals

Gesundheitseffekte von Luftverschmutzung

SPS-Konzentrationen (I)

- Abschreibung des globalen Gesamtkapitals verursacht durch inländische Aktivitäten

Globale Kosten der CO_2-Emissionen

Industrielle CO_2-Emissionen (J)

CO_2-Freisetzung durch Abholzung(K)

= Hamiltonsche echte Ersparnis

- Nicht getätigte Ausgaben zur elementaren Grundbedürfnisbefriedigung

Nicht geleistete Transfers zur allgemeinen Sicherung des Existenzminimums (L)

Nicht geleistete Investitionen zur einhundertprozentigen Trinkwasserversorgung (M)

Nicht geleistet Investitionen zur Sicherung eines einhundertprozentigen Zugangs zu Grundschulausbildung (N)

= Nachhaltige Ersparnis

A) Bruttoinlandsersparnis

Die Daten stammen aus World Bank (1995d).

B) Abschreibung des Sachkapitals

Anders als im Falle Malaysias werden diese Berechnungen in Indien jährlich im Zuge der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung erstellt. Es sollte jedoch darauf hingewiesen werden, daß die erhobenen Daten extrem unzuverlässig sind und teilweise noch nach 10 Jahren offiziell revidiert wurden (vgl. United Nations 1993). Die Daten für die Ermittlung der nachhaltigen Ersparnis wurden den United Nations National Accounts entnommen (United Nations 1993;1987), was die aktuellsten Revidierungen für die Jahre 1973-93 liefert. Um die Kompatibilität zu den übrigen volkswirtschaftlichen Hauptaggregaten zu gewährleisten (die aus World Bank 1995d stammen), wurden die Abschreibungen als Prozent der Bruttoinvestitionen berechnet und sodann mit Weltbankdaten erneut in absolute Zahlen umgerechnet.

C) Abschreibung natürlichen Kapitals - Bodendegradierung

Guptar/Gujar (1995: 96) schätzen, daß die Bodenerosion in Indien seit 1951 mit jährlich 2,4 Mrd Tonnen zu veranschlagen ist, was sie mit einem Verlust von 50 bis 60 Mio Tonnen Weizen gleichsetzen. Abgesehen von solch vagen Schätzungen sind exakte Studien des ökonomischen Ausmaßes der Bodenerosion rar. Eine exakte Schätzung wird auch durch die enorme geologische Vielfalt Indiens erschwert, die vom Himalayagebirge bis zur Wüste Thar reicht. Eine herausragende Ausnahme ist eine Studie des Indira Ghandi Institute (Parikh/Ghosh 1991a), die Schätzungen des jährlichen Produktivitätsverlustes aufgrund von Bodenerosion und -versalzung vorlegt (siehe Tabelle 2). Die Ergebnisse sind nach Bundesstaaten aufgeschlüsselt, so daß sie der geologischen Vielfalt des Landes zumindest annähernd Rechnung tragen.

Tabelle 2: Produktivitätsverluste durch Bodenerosion und -versalzung (in Prozent)

Erosion		Versalzung	
Andhra Pradesh	-1,344	Andhra Pradesh	-1,366
Assam	-0,828	Assam	-2,635
Bihar	-0,122	Bihar	-0,407
Gujarat	-1,491	Gujarat	-2,193
Haryana	-0,482	Haryana	-0,609
Karnataka	-2,259	Karnataka	-0,135
Kerala	-1,17	Kerala	-1,141
Madhya Pradesh	-1,291	Orissa	-0,346
Maharashtra	-2,035	Maharashtra	-0,973
Punjab	-0,047	Punjab	-3,621
Rajasthan	-0,443	Tamil Nadu	-0,078
Tamil Nadu	-1,869	Uttar Pradesh	-0,822
Uttar Pradesh	-0,322	West Bengal	-4,367
West Bengal	-0,78		

Anm.: Für Rajasthan und Madhya Pradesh lagen keine statistisch signifikanten Werte für Versalzungsverluste vor, für Orissa konnten kein Erosionskosten ermittelt werden.

Quelle: Parikh/Ghosh 1991a

Zur Einschätzung des nationalen Produktivitätsverlusts habe ich den Anteil der einzelnen Staaten an der landwirtschaftlichen Wertschöpfung für 1990/91 ermittelt (Daten aus GOI 1992). Die Gesamtkosten der Bodendegradierung beliefen sich somit im Jahre 1990/91 auf 2,08% der landwirtschaftlichen Wertschöpfung. Dieser Wert wurde für alle Jahre als Schätzgröße verwandt. Um den Einkommensverlust und damit die implizite Zahlungsbereitschaft zur Verhinderung der Bodendegradierung einzuschätzen, müssen jedoch von der Wertschöpfung die Produktionskosten abgezogen werden. Hierbei wurde mangels besserer Daten lediglich Arbeit, bewertet nach dem Mindestlohn in der Landwirtschaft im Jahre 1971 (Quelle: Azad 1976: 66) als Produktionsfaktor berücksichtigt.

Die Ergebnisse dieser Berechnungen scheinen eher im konservativen Bereich zu liegen: So schätzt die indische Regierung die Kosten der Bodenerosion alleine auf 7 Mrd Rs im Jahre 1972 (GOI 1980: 34), während meine Berechnungen die Kosten für Erosion *und* Versalzung lediglich mit 5,5 Mrd Rs für 1973 veranschlagen.

D) Abschreibung natürlichen Kapitals - erneuerbare Ressourcen (Wald)

Analog zur Berechnung der nachhaltigen Ersparnis Malaysias werden hier zunächst die Nutzerkosten des Waldverlustes berechnet. In Absatz K werden sodann die globalen Kosten der CO_2-Freisetzung durch den Waldverlust berechnet.

Die Angaben über die indische Waldfläche variieren erheblich. So beträgt die Gesamtwaldfläche nach Angabe des indischen Umweltministeriums 74,7 Mio ha im Jahre 1975 (GOI 1992: 72), während Khoshoo (1986: 42), angeblich auf der Basis von Satellitenbildern, im selben Jahr lediglich 55,2 Mio ha ausmacht. Die anerkannteste Zahl für die achtziger Jahre beruhte auf Schätzungen FAOs und gibt die Fläche im Jahre 1990 mit 51,7 Mio ha an, wobei eine durchschnittliche jährliche Waldverlustrate von 399ha (0.6%) verzeichnet wurde (zitiert in: UNESCAP 1995a: 32). Neuere Satellitenbilder geben die tatsächliche Waldfläche für 1991 jedoch mit 63,3 Mio ha an (exklusive Mangrovenwälder; Quelle: GOI 1991: 7). Aufgrund der divergierenden Zahlen habe ich vornehmlich Produktionsdaten von Industrie- und Brennholz verwandt (Quelle: United Nations 1982;1989;1995) und Flächendaten lediglich zur Schätzung der statischen Lebenserwartung des Waldbestandes benutzt. Die Nutzerkosten wurden nach der selben Methode wie im Falle Malaysias berechnet. Produktionskosten lagen jedoch lediglich für die staatliche Forstwirtschaft und für die Jahre 1973 bis 1978 vor (GOI 1992: 72). Da die Kosten jedoch relativ konstant bei 55% des Ertrages (basierend auf heimischen Preisen) liegen, dürfte dies die Schätzungen für die übrigen Jahre nicht wesentlich verzerren. Für die Nutzerkostenberechnung wurde jedoch ebenso wie im Falle Malaysias nicht der heimische, sondern der jährliche Exportpreis pro m^3 verwandt (Quelle: FAO Database 1995). Als Diskontierungsrate wurde ebenso wie bei der Berechnung der nachhaltigen Ersparnis Malaysias eine natürliche Zeitpräferenzrate von 5% angenommen. Für die Ermittlung der statischen

Lebenserwartung gehe ich davon aus, daß die aktuellste Schätzung des Waldbestandes auf 63,3 Mio ha korrekt ist. Für die Jahre 1980 bis 1989 wird eine jährliche Verlustrate von 399.000 ha[90], für die Jahre 1973 bis 1980 werden 800.000 ha jährlich angenommen[91]. Dies liefert eine aktuelle statische Lebenserwartung von 155 Jahren, was im Vergleich zur Nettopreismethode keine nennenswerten Abschreibungen für die achtziger und neunziger Jahre produziert. Seit 1990 wurde zudem der Nettowaldverlust nach Angaben des Umweltministeriums mit Hilfe von massiven Aufforstungsprogrammen gestoppt (GOI 1991a: 15).

E) Abschreibung natürlichen Kapitals - nicht erneuerbare Ressourcen (Feuchtgebiete)

Zahlen über den Bestand an Feuchtgebieten sind extrem rar und variieren beträchtlich. So gibt die IUCN (1989) den Bestand an Feuchtgebieten in Indien mit 58.286.000 ha an, während Chatrath (1992: 24) zu einer substantiell geringeren Zahl von 4.049.373 ha gelangt. Die einzige Schätzung des jährlichen Verlustes an Feuchtgebieten stammt vom indischen Umweltministerium und wird mit 500.000 ha/Jahr veranschlagt (GOI 1989). Bezogen auf die Schätzung der IUCN kommt dies einer Verlustrate von 0,85% gleich, was realistisch erscheint. Da jedoch für Indien keine Kostenfunktionen für den Verlust an Feuchtgebieten zur Verfügung standen, konnte nur der Verlust an Mangrovenwälder auf der Basis der malaysischen Kostenfunktion berechnet werden. Somit wurden erneut die Nutzerkosten für die Holzkohlenproduktion berechnet, wobei davon ausgegangen wurde, daß die indischen Mangrovenwälder ebenso produktiv sind und damit einen Exportpreis von maximal 9,000 US$/ha erzielen. Die Nutzerkostenermittlung erfolgte analog zum Vorgehen im Falle Malaysias, wobei jedoch die Produktionskosten für indische Faktorpreise angepaßt wurden. Die Mangrovenwaldfläche wird vom indischen Umweltministerium auf 670.000 ha im Jahre 1991 geschätzt (GOI 1993), d.h. der jährliche Verlust beträgt ca. 5700 ha, falls angenommen wird, daß die Mangrovenwälder mit der selben Rate abnehmen wie die übrigen Feuchtgebiete. Da keine verläßlicheren Daten zur Verfügung standen, wurde dieser Wert als Konstante für alle Jahre benutzt.

F) Abschreibung natürlichen Kapitals - nicht erneuerbare Ressourcen (Eisenerz)

Ebenso wie im Falle Malaysias wurden die Kosten für die Ausbeutung nicht-erneuerbarer Ressourcen nach der Nutzerkostenmethode errechnet. Die jährliche Förderung ist in den einschlägigen Handbüchern internationaler Organisationen dokumentiert (hier verwandt: United Nations 1995; 1989; 1982). Weltmarktpreise für Eisenerz für die Jahre 1981 bis 1992 stammen

---

90 Diese Schätzung der FAO basierte auf einem Waldbestand von 51,7 Mio ha im Jahre 1990 (UNESCAP 1995a: 32). Die tatsächliche Abholzungsrate ist daher wahrscheinlich höher einzuschätzen. Um zu einer konservativen Schätzung zu gelangen, habe ich jedoch darauf verzichtet, diesen Wert nach oben hin anzupassen.

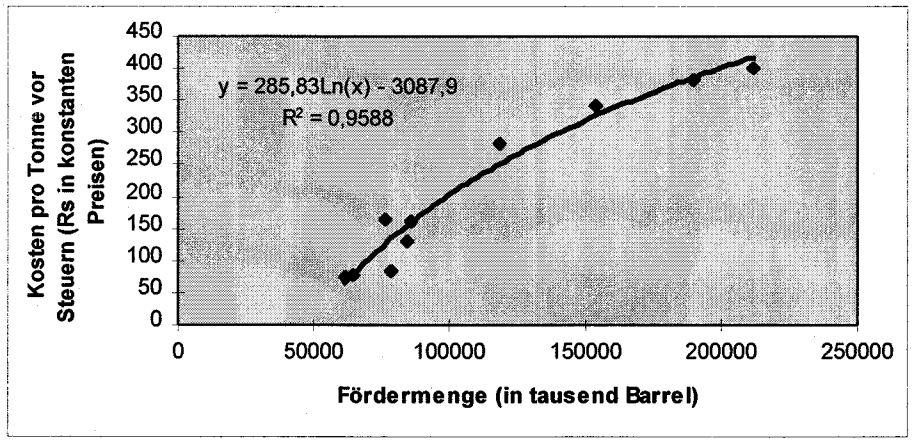
91 Die Weltbank schätzt die Waldverlustrate in diesen Jahren mit bis zu 1 Mio ha ein (World Bank 1993: 4)

aus UNCTAD (1993), für die Jahre 1973 bis 1980 wurden die Preise anhand der Exportmengen und -erträge ermittelt (Quelle: UNCTAD 1985). Für 1993 wurde der Preis von 1992 verwandt. Produktionskosten basieren auf Schätzungen des Bureau of Mines (1987). Die Reserven wurden auf der Basis des Jahres 1990 ermittelt (Quelle: WRI 1992).

G) Abschreibung natürlichen Kapitals - nicht erneuerbare Ressourcen (Rohöl)

Produktionsmengen für die Jahre 1973 bis 1992 stammen aus ADB (1994). Für 1993 wurde ein linearer Trend ermittelt. Die Weltmarktpreise wurden aus den Berechnungen der nachhaltigen Ersparnis Malaysia herangezogen, die Produktionskosten für 1975 bis 1984 finden sich in Sarkar/Kardekodi (1987: 24). Um eventuelle Skalenerträge zu identifizieren, habe ich eine Regressionsanalyse von realen Produktionskosten pro Tonne und Fördermengen erstellt, die ein erstaunlich hochsignifikantes Ergebnis lieferte.

Abb. 17: Statistischer Zusammenhang zwischen Kosten- und Fördermengenanstieg

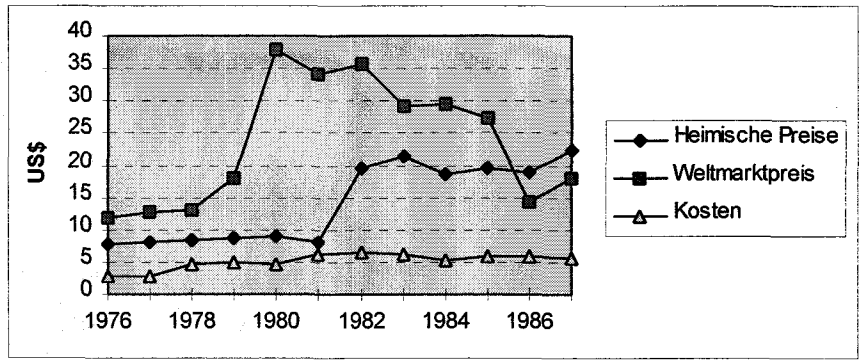


Datenquelle: Sarkar/Kadekodi (1987); ADB (1994)

Abb. 17 verdeutlicht, daß die Kosten beinahe proportional mit der Fördermenge angestiegen sind, was z.B. auf zunehmend hohe Explorationskosten hindeutet. Für Indien wurden somit die Kosten von 1985 bis 1990 (bei steigenden Fördermengen) anhand obenstehender Regressionsgleichung bestimmt. Ab 1991 fallen die Fördermengen, wobei ich jedoch nicht angenommen habe, daß dies ebenfalls für die Produktionskosten gilt, da natürlich nicht zu erwarten ist, daß die Explorationskosten entsprechend gesunken sind. Für 1991 bis 1993 wurden daher die Kosten des Jahres 1990 benutzt. Für 1973/74 wurden die Kosten von 1975 benutzt, da bis Ende der siebziger Jahre keine drastische Zunahme der Erdölimporte zu verzeichnen ist, die eine Knappheit der heimischen Ressourcen und somit höhere Explorationskosten indizieren würden (vgl. ADB 1994). Anhand des Nutzerkosten für Rohöl kann auch noch einmal verdeutlicht werden, wie gravierend heimische und Exportpreise variieren können (vgl. Abb. 18) Der indische Ölpreis ist bis Mitte der achtziger Jahre durch Subventionen verzerrt und würde bei Berücksichtigung substantiell

geringere Nutzerkosten der Rohölförderung liefern als Berechnungen auf der Basis der Weltmarktpreise.

Abb. 18: Rohölpreise und -kosten



Quelle: Sarkar/Kadekodi (1987: 22); GOM (1989;1985)

Die Reserven wurden TATA (1995) entnommen.

H) Abschreibung natürlichen Kapitals - nicht erneuerbare Ressourcen (Kohle)

Ebenso wie der Ölpreis sind die indischen Kohlepreise durch Subventionen verzerrt, so daß auch hier der Weltmarktpreis verwandt wurde (Quelle: World Bank 1989; United Nations 1980). Die Fördermengen sind ADB (1994) entnommen, die Kosten stammen aus TATA (1991). Die aktuellen Reserven finden sich in WRI (1995).

I) Abschreibung des inländischen Humankapitals - Kosten der SPS-Emissionen

Wie im Falle Malaysias, so existieren auch für Indien keine Kostenfunktionen für Emissionen schwebender partikularer Stoffe, so daß auch hier auf Wijetillete/Karunaratnes (1995) Studie über die Kosten der Luftverschmutzung in Bangkok, Thailand zurückgegriffen werden mußte. Angepaßt für indische Faktorpreise ergibt sich so eine implizite Zahlungsbereitschaft von 3,38 US$ für eine durchschnittliche 20 prozentige Reduktion von SPS-Konzentrationen über der WHO-Richtlinie von 70 $\mu g/m^3$. Daten über die durchschnittliche jährliche SPS-Konzentration lagen lediglich in hinreichendem Umfang für Delhi, Bombay und Calcutta vor (Quelle: United Nations 1995a; UNEP 1993;1991;1989; Guptar/Gujar 1995:203; CPCB 1990), wobei für die Jahre 1973-77 die Minimalwerte der Jahre 1978-89 verwandt werden mußte und für die Jahre 1990-93 die Werte des Jahres 1989 angenommen wurden. Die Ergebnisse sind daher nur als äußerst grobe Schätzung zu interpretieren. Die Einwohnerzahlen der drei berücksichtigten Großstädte finden sich in United Nations (1995b).

J) Abschreibung des globalen Gesamtkapitals - Globale Kosten der industriellen CO_2 Emissionen

Zur Ermittlung des indischen Anteils an den globalen Kosten der CO_2-Emissionen wurde analog zum Falle Malaysias vorgegangen. Dabei wurde die durchschnittliche CO_2-Freisetzung durch Waldverlust auf 112t/ha geschätzt[92]. Der Waldverlust wurde den Berechnungen der Nutzerkosten in Absatz D entnommen. Die weltweiten industriellen Pro Kopf CO_2-Emissionen wurden ebenso wie die indischen der World Resources Database entnommen (WRI 1992). Somit ist der indische Anteil an den marginalen globalen Kosten des CO_2-Bestandes der Jahre 1973-89 mit 2,87 US$/t (im Jahre 1990) zu veranschlagen, was erheblich unter dem weltweiten Durchschnitt von 20 US$/t liegt..

Zur Schätzung der industriellen Emissionen von 1990 bis 1993 wurde eine Regression zwischen Emissionen und industrieller Produktion in den Jahren 1973 bis 1989 erstellt, die ein hochsignifikantes Ergebnis lieferte[93].

K) Abschreibung des globalen Gesamtkapitals - Globale Kosten der CO_2 Freisetzung durch Waldverlust

Die globalen Kosten der CO_2-Freisetzung pro Hektar wurden bereits in Absatz J berechnet. Der jährliche Waldverlust findet sich in Absatz D.

L) Nicht geleistete Transfers an die Armutsbevölkerung

Die Armutsgrenze liegt offiziell bei einem monatlichen Einkommen von 49,1 Rs für die ländliche und 56,6 Rs (in Preisen von 1973/74) für die städtische Bevölkerung (GOI 1993: 145)[94]. Diese Werte wurden mit der Urbanisierungsrate (Quelle: United Nations 1995b) gewichtet, was eine durchschnittliche Armutsgrenze von 52 Rs liefert. Das durchschnittliche Monatseinkommen der Armutsbevölkerung wurde auf 35 Rs geschätzt. Dies entspricht einem Durchschnittseinkommen der Armutsbevölkerung von 2/3 der Armutsgrenze. Der prozentuale Anteil der Armutsbevölkerung in den Jahren 1972, 77, 83 und 87 findet sich in GOI (1993: 147), für die restlichen Jahre wurden lineare Trends ermittelt.

---

92 Dies basiert auf einer durchschnittlichen CO_2-Freisetzung bei Konvertierung von Wald zu landwirtschaftlichen Nutzfläche von 52t/ha für offenen Wald und 152t/ha für geschlossenen Sekundärwald (Brown/Pearce 1994). Angewandt auf die Aufteilung des indischen Waldes in 40% offenen und 60% geschlossenen Sekundärwald (WRI 1995: 89) ergibt sich somit ein Durchschnittswert von 112t/ha.

93 R^2 = 0,99; t-Wert für die Konstante = 3,5; t-Wert für die Variable = 39,2 (signifikant bei 99% Konfidenzniveau)

94 Dies entspricht den Marktpreisen für einen Warenkorb, der eine tägliche Kalorieneinnahme von 2400/Tag in ländlichen und 2100/Tag in städtischen Gebieten sichert (GOI 1993: 145).

M) Nicht geleistete Ausgaben zur Erreichung einer 100prozentigen Grundeinschulungsrate

Die absolute Anzahl der eingeschulten Kinder findet sich in United Nations (1982;1989;1994). Die Altersklasse (d.h. die gesamte Anzahl von Kindern im Einschulungsalter) wurde anhand der prozentualen Einschulungsraten aus World Bank (1995d) ermittelt. Die durchschnittlichen Kosten der Grundschulausbildung eines Kindes (511 Rs im Jahre 1980) wurden aus den Staatsausgaben in der sechsten Planperiode abgeleitet (GOI 1985: 265). Naiv (1983) gibt die Kosten im gleichen Jahr mit 265 Rs pro Schüler an, dies bezieht sich jedoch lediglich auf die Finanzierung bestehender Einrichtungen und schließt die Baukosten für zusätzliche Einrichtungen aus.

N) Nicht geleistete Ausgaben zur Sicherung einer 100prozentigen Trinkwasserversorgung

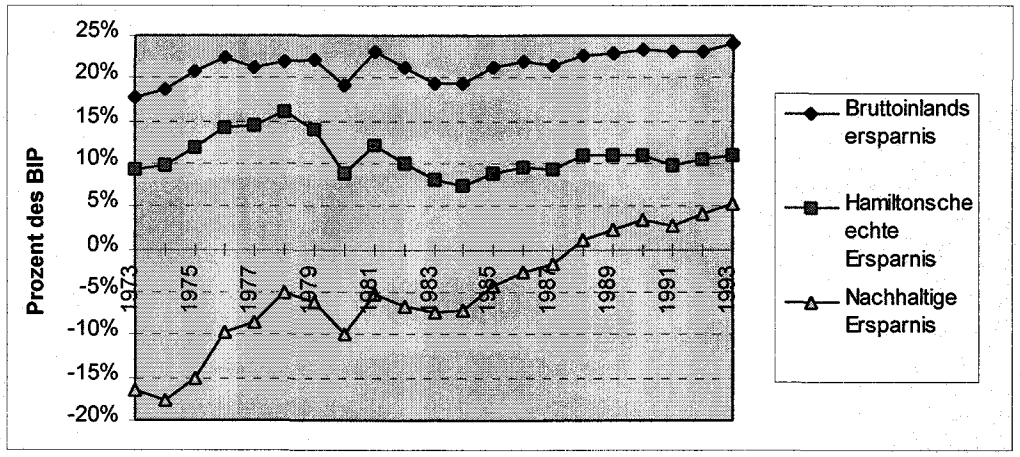
Der prozentuale Anteil der Bevölkerung mit Zugang zu Trinkwasser in den Jahren 1980, 85, 90, 93 findet sich in GOI (1993), für 1973 existiert eine Angabe in GOI (1980), für die restlichen Jahre wurden Trends ermittelt. Da diese Angaben getrennt für die ländliche und städtische Bevölkerung aufgeführt werden, mußte die Gesamtbevölkerung ohne Zugang zu Trinkwasser mittels der Urbanisierungsrate ermittelt werden, die in United Nations (1995b) zu finden ist. Die Kosten für die Trinkwasserversorgung wurden auf der Basis der tatsächlichen Staatsausgaben in der siebten Planperiode berechnet (GOI 1990b).

3.3. Analyse der Ergebnisse

Wie aus Abb. 19 ersichtlich wird, unterscheiden sich die Ergebnisse wesentlich vom Falle Malaysias. Zwar ist ebenfalls eine substantielle Differenz zwischen konventioneller Bruttoinlandsersparnis und Hamiltonscher echter Ersparnis auszumachen, die nachhaltige Ersparnis hebt sich jedoch anders als bei den malaysischen Sparquoten massiv von der echten Ersparnis ab[95].

[95] Siehe hierzu auch den prozentualen Anteil der einzelnen Komponenten in Anhang X-1-2.

Abb. 19: Indische Sparquoten 1973-93



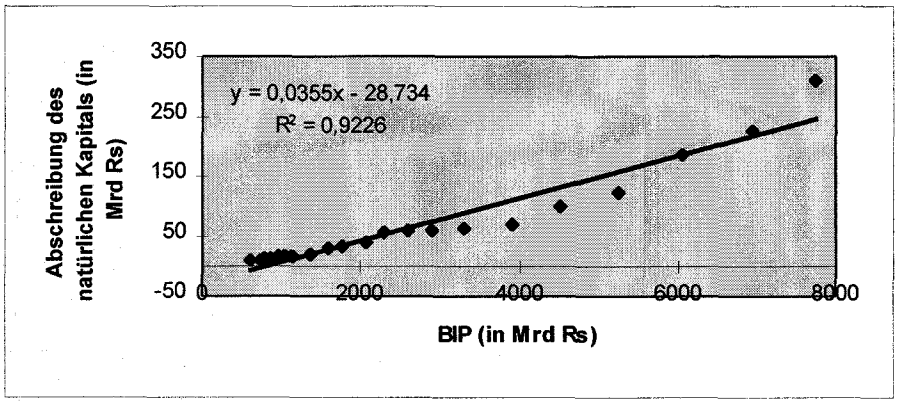
Dies ist eine eindrucksvolle Demonstration dafür, daß Nachhaltigkeit nicht mit nachhaltiger Entwicklung gleichzusetzen ist. Denn obwohl die echte Sparquote in allen Jahren positiv ist und die indische Ökonomie somit als ökonomisch nachhaltig klassifiziert werden muß, kann nicht davon gesprochen werden, daß ein nachhaltiger Entwicklungspfad verfolgt wurde. So verdeutlicht Abb. 19, daß für die Erreichung eines nachhaltigen Entwicklungspfades, im Sinne von Bedürfnisbefriedigung der gegenwärtigen Generation bei gleichzeitiger Aufrechterhaltung der notwendigen Ressourcen für die Bedürfnisbefriedigung zukünftiger Generationen, im Jahre 1974 externe Ressourcen in der Höhe von fast 20% des BIP hätten mobilisiert werden müssen. Erst ab 1988 wäre ein nachhaltiger Entwicklungspfad nur mit inländischen Ersparnissen möglich gewesen. Dennoch verdeutlicht die Annäherung der nachhaltigen an die echte Ersparnis, daß ein qualitativer Wachstumsprozeß stattgefunden hat, der mit einem zunehmenden Maß an Grundbedürfnisbefriedigung einherging. Erst wenn keine Differenz mehr zwischen echter und nachhaltiger Ersparnis besteht, und beide Größen positiv sind, kann jedoch davon gesprochen werden, daß sich Indien auf einem nachhaltigen Entwicklungspfad befindet.

Betrachtet man das Gewicht der einzelnen Komponenten auf die aggregierte nachhaltige Ersparnis (vgl. Anhang XI-1-2), so fällt natürlich insbesondere der relativ große Anteil der nicht-geleisteten Ausgaben zur Sicherung eines allgemeinen Existenzminimums auf, was angesichts des insbesondere in den siebziger Jahren geringen Grades an Grundbedürfnisbefriedigung nicht besonders erstaunlich ist. Bei den ökologischen Indikatoren fallen insbesondere die Bodenerosion, die Kosten der SPS-Konzentrationen und die industriellen CO_2-Emissionen ins Gewicht. Erstaunlich ist sicherlich, daß die Abschreibungen der erneuerbaren und nicht-erneuerbaren Ressourcen kaum ins Gewicht fallen. Dies sollte nicht den trügerischen Eindruck entstehen lassen, daß beispielsweise der Waldverlust kein gravierendes umweltpolitisches Problem in Indien darstellt, da sich die geringen Abschreibungswerte aufgrund des hohen Aggregationsniveaus ergeben. So gesehen ist der indische Waldverlust zwar kein nationales Problem, es nimmt aber in einigen Regionen wie dem Himalaya lebensbedrohliche Auswirkungen, z.B. in Form einer gravierenden Brennholzverknappung an (GOI 1992a). Mit zunehmend schwindenden Kohle- und

Erdölreserven und stetig steigender Energienachfrage werden auch die Abschreibungen der erneuerbaren Ressourcen zukünftig dramatisch ansteigen, falls in naher Zukunft keine neuen Vorkommen entdeckt oder verstärkt Substitute verwandt werden.

Im Gegensatz zum Falle Malaysias läßt sich auch die These bestätigen, daß das wirtschaftliche Wachstum Indiens zu einem Großteil mit der Ausbeutung natürlicher Ressourcen erkauft wurde.

Abb. 20: Statistischer Zusammenhang zwischen BIP und Abschreibung des natürlichen Kapitals

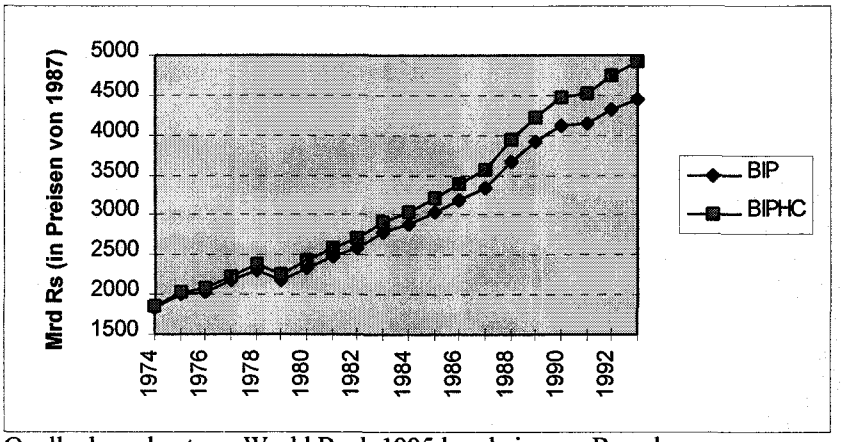


Wie aus Abb. 20 ersichtlich, besteht zwischen der Abschreibung des natürlichen Kapitals und dem Niveau des BIP eine erstaunlich hohe Korrelation. Mit einem t-Wert von 11,9 ist die statistische Beziehung zwischen beiden Variablen auch bei einem Konfidenzniveau von 99% signifikant.

Eine verbleibende Frage ist, ob eine Erreichung eines nachhaltigen Entwicklungspfades durch Auslandsverschuldung oder erhöhte inländische Ersparnis tatsächlich möglich gewesen wäre. Wie aus Abb. 19 hervorgeht, waren die Abschreibungen des natürlichen Kapitals im Jahre 1973 noch durch die inländische Ersparnis gedeckt, während eine Befriedigung der Grundbedürfnisse nur durch erhöhte Auslandsverschuldung möglich gewesen wäre. Dabei hätte im Jahre 1973 ein Betrag von 19,9 Mrd US$ bei internationalen Gebern aufgenommen werden müssen. Damit wäre folglich neben einer allgemeinen Sicherung des Existenzminimums und des Zugangs zu Trinkwasser auch eine einhundertprozentige Grundeinschulungsrate erreicht worden. Folgt man dem ökonometrischen Modell Barros (1990)[96], hätte dies zu einer Erhöhung der durchschnittlichen jährlichen BIP-Wachstumsrate (Pro-Kopf) um 0,52 Prozentpunkten geführt. Dies liefert eine substantielle Steigerung des indischen BIP, wie Abb. 21 verdeutlicht.

[96] Barro (1990: 416) kommt zu dem Ergebnis, daß eine Erhöhung der Grundeinschulungsrate um einen Pozentpunkt mit einer Erhöhung des BIP-Pro-Kopf-Wachstums von 0,025 Prozentpunkten einhergeht (vgl. auch Kapitel II.1.1). Die Grundeinschulungsrate Indiens im Jahre 1973 liegt bei 79% der Altersklasse, so daß eine Steigerung auf 100% einen Wachstumseffekt von durchschnittlich jährlich 0,52% liefert.

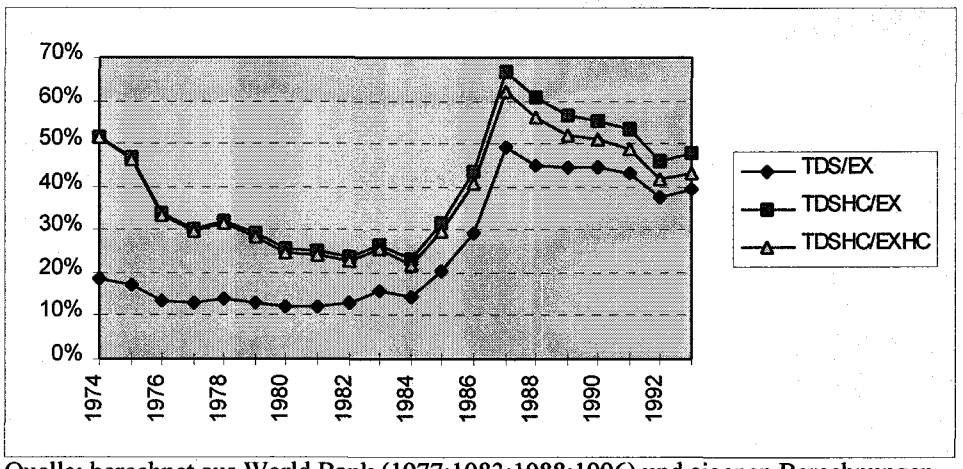
Abb. 21: BIP und projiziertes BIP bei einer 100prozentigen Grundeinschulungsrate (BIP^{HC})



Quelle: berechnet aus World Bank 1995d und eigenen Berechnungen

Läßt man Zins- und Tilgungszahlungen zunächst außer acht, so hätten sich diese Humankapitalinvestitionen bereits im Jahre 1982 amortisiert. Abb. 22 verdeutlicht jedoch, daß bis zu diesem Zeitpunkt auch der Schuldendienst, von ca. 20% der Exporte ohne zusätzliche Auslandsverschuldung (TDS/EX) auf ca. 50% bei zusätzlicher Verschuldung und konstanten Exportwachstumsraten (TDSHC/EX) im Jahre 1974 angestiegen wäre, was sicherlich nicht tolerabel ist.

Abb. 22: Projizierte Schuldendienste mit und ohne erhöhte Auslandsverschuldung



Quelle: berechnet aus World Bank (1977;1983;1988;1996) und eigenen Berechnungen

Selbst wenn man davon ausgeht, daß aufgrund der angestiegenen BIP-Wachstumsraten auch die Exporte im gleichen Maße stärker anwachsen, würde sich dies bis Mitte der achtziger Jahre nicht in einer drastischen Reduzierung des Schuldendienstes auswirken (TDSHC/EXHC). Eine völlige Befriedigung der Grundbedürfnisse durch Auslandsverschuldung wäre daher sicherlich nicht unproblematisch gewesen. Ab Mitte der achtziger Jahre hätte sich die zusätzliche Auslandsverschuldung jedoch nicht mehr in einer wesentlichen Erhöhung des Schuldendienstes niedergeschlagen (TDS/EX minus TDSHC/EXHC). Der erhöhte Schuldendienst in den siebziger

Jahren hätte daher durch Umschuldungsmaßnahmen in einem tolerablen Rahmen hätte gehalten werden können.

Dieses Szenario verdeutlicht, daß die wirtschaftspolitischen Implikationen einer negativen nachhaltigen Ersparnis unbedingt im Einzelfall zu prüfen sind und von allgemeingültigen Politikempfehlungen Abstand genommen werden sollte.

Zusammenfassung

Die ideengeschichtliche Rekonstruierung hat gezeigt, daß sich der breite theoretische und realpolitische Konsens über die Gültigkeit des Paradigmas der nachhaltigen Entwicklung im Wesentlichen auf seine starken historischen Wurzeln zurückführen läßt. So sind Bedenken über einen übermäßigen Schwund natürlicher Ressourcen durch den volkswirtschaftlichen Wachstumsprozeß und eine steigende Bevölkerungszahl bereits in der klassischen Ökonomie zu finden. Dieser Gedanke ging in der Neoklassik und im Keynesianismus verloren, was hauptsächlich mit der Zuwendung zur statischen Gleichgewichtsanalyse und dem damit einhergehenden Desinteresse an langfristigen ökonomischen Prozessen zu erklären ist. Nachhaltigkeitsgedanken haben ihren Weg zurück in die ökonomische Theorie vornehmlich durch ein wachsendes globales ökologisches und neomalthusianisches Krisendenken in den siebziger Jahren gefunden, worauf mit der ökologischen Ökonomie ein ganzer Theoriezweig wiederbelebt wurde. Nachhaltige Entwicklung sollte jedoch nicht auf Nachhaltigkeit reduziert werden. Neben den ökologischen Bedenken waren es vor allem die sich empirisch manifestierenden Defizite der Modernisierungstheorie, in der Entwicklung mit steigendem Pro-Kopf-Einkommen gleichgesetzt wird, die den Ruf nach einer neuen Entwicklungstheorie laut werden ließen. Diese Kritik, die in der Grundbedürfnisstrategie der siebziger Jahre mündete, wurde auch bei der Definition nachhaltiger Entwicklung im Brundtlandbericht berücksichtigt. Nachhaltige Entwicklung ist somit als Grundbedürfnisbefriedigung der gegenwärtigen Generation bei Erhalt der Vorraussetzungen für die Grundbedürfnisbefriedigung zukünftiger Generationen zu verstehen. Letzteres wird in der ökologischen Ökonomie als Aufrechterhaltung des volkswirtschaftlichen Kapitalstocks interpretiert, wobei nach wie vor eine Kontroverse darüber besteht, ob sich dies lediglich auf das Aggregat oder die einzelnen Kapitalformen beziehen soll. Diese Arbeit argumentiert für einen Erhalt des kritischen, nicht substituierbaren natürlichen Kapitalstocks, bei Annahme einer abnehmenden Grenzrate der Substitution jenseits dieses kritischen Stocks und schließt sich damit einem relativ breiten Konsens an. Gerade die Quantifizierung eines solchen kritischen Kapitalstocks scheint bislang jedoch theoretisch und noch weniger empirisch möglich. Die bisherigen Ansätze zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit haben sich daher auf eine schwache Nachhaltigkeitsfunktion beschränkt, die von einem solchen kritischen Stock abstrahiert und von perfekter Substitutionalität der einzelnen Kapitalformen ausgeht.

Eine solche Operationalisierung erscheint gerade im Rahmen einer reformierten VGR vielversprechend und wurde von einigen Autoren bereits durchgeführt. Dabei bestehen diese Ansätze im Kern aus der Berechnung der Abschreibungen des natürlichen Kapitals. Es wurde jedoch deutlich, daß ein korrigiertes Sozialprodukt wenig nützlich zur Beurteilung der Nachhaltigkeit eines Landes ist. Der meiner Meinung nach zu bevorzugende Ansatz ist eine

reformierte Berechnung der volkswirtschaftlichen Ersparnis, wie sie von Hamilton (1995) vorgeschlagen wird. Eine solche "echte" Ersparnis kann im Gegensatz zu einem ökologisch korrigierten Sozialprodukt direkt als Indikator für schwache Nachhaltigkeit benutzt werden. Ein weiteres Defizit der meisten empirischen Studien ist die methodische Grundlage zur Erfassung der Abschreibungen des natürlichen Kapitals. So wird zur Berechnung der Kosten des Abbaus erneuerbarer und nicht-erneuerbarer Ressourcen fast ausschließlich der Nettopreisansatz benutzt, gleichwohl die Absurdität dieses Ansatzes im Kontext einer reformierten VGR bereits 1989 von El Serafy demonstriert wurde. Auffällig ist auch, daß lediglich Methoden zur Erfassung ökologischer Kosten benutzt werden, die auf realen Marktinformationen beruhen. Dies erstaunt insbesondere da sich diese Märkte oft durch gravierende Imperfektionen auszeichnen und daher nicht *a priori* davon ausgegangen werden kann, daß sie verläßlichere Informationen als sekundäre und hypothetische Märkte liefern. Zudem liefern reale Marktinformationen, außer bei nicht-erneuerbaren Ressourcen, immer nur einen Bruchteil des Gesamtwertes eines ökologischen Gutes.

Das gravierendste Manko in der bisherigen empirischen und theoretischen Forschung ist jedoch die Konzentration auf eine Operationalisierung von Nachhaltigkeit, was die Gefahr birgt, daß nachhaltige Entwicklung immer mehr mit Nachhaltigkeit gleichgesetzt wird und so gerade in Entwicklungsländern, mit einem tendenziell geringen Grad an Grundbedürfnisbefriedigung, an Bedeutung zu verlieren droht. Zwar existieren bedürfnisorientierte Konzepte zur Reform der VGR, diese eignen sich jedoch insbesondere nicht zur Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung in Entwicklungsländern, da sie keine Differenzierung zwischen Grund- und weitergehenden Bedürfnissen vornehmen. Es muß daher festgestellt werden, daß nach wie vor kein theoretisch und methodisch fundierter Indikator zur Messung nachhaltiger Entwicklung vorhanden ist. Dennoch existieren vielversprechende Ansätze, die es weiter auszubauen lohnt.

Dies wurde in dieser Arbeit durch eine Erweiterung von Hamiltons Konzept der echten Ersparnis versucht. Der dabei vorgestellte Indikator der "nachhaltigen Ersparnis" besteht im Kern aus der Erfassung der Abschreibung des Gesamtkapitalstocks und den Kosten zur elementaren Grundbedürfnisbefriedigung. Eine positive echte Ersparnis ohne Differenz zur nachhaltigen Ersparnis indiziert dabei einen nachhaltigen Entwicklungspfad. Hieraus lassen sich auch direkte Politikempfehlungen ableiten. So sollte eine negative nachhaltige Ersparnis durch eine Besteuerung des Abbaus natürlicher Ressourcen oder Auslandsverschuldung bereinigt werden, um so einen Schwund des Gesamtkapitalstocks und damit einhergehende zukünftig sinkende Realeinkommen sowie Defizite in der elementaren Grundbedürfnisbefriedigung zu vermeiden. Dabei ist es wichtig anzumerken, daß eine Befriedigung der Grundbedürfnisse nicht aus altruistischen oder sozialpolitischen Motiven erfolgen muß. Eine Befriedigung der Grundbedürfnisse, wie sie in der nachhaltigen Ersparnis definiert sind, stellt zugleich Investitionen in das Humankapital dar, deren Ertrag inländische Schuldendienste zu ihrer Finanzierung bei weitem übersteigen dürfte, wie empirische Studien gezeigt haben. Eine Bereinigung einer negativen nachhaltigen Ersparnis ist somit grundsätzlich als wirtschafts- und sozialpolitisches

win-win-Szenario anzusehen. Wird eine negative nachhaltige Ersparnis jedoch durch Auslandsverschuldung bereinigt, sind vorab die potentiellen Auswirkungen auf den internationalen Schuldendienst zu prüfen.

Die empirischen Tests des Konzepts der nachhaltigen Ersparnis am Beispiel Indiens und Malaysias haben verdeutlicht, daß eine Erweiterung der Hamiltonschen echten Ersparnis um grundbedürfnisorientierte Kosten keine empirischen Probleme aufwirft. Problematisch gestaltet sich vielmehr nach wie vor die Erfassung der Abschreibungen des natürlichen Kapitals und insbesondere des Humankapitals. Im Falle des natürlichen Kapitals ist dies vor allem auf die schlechte Datenlage in beiden Ländern zurückzuführen, während im Falle des Humankapitals vor allem das Fehlen von fundierten Kostenfunktionen zu Buche schlägt. Trotz aller Defizite sind die Ergebnisse der Länderstudien jedoch eindeutig genug, um zu Schlußfolgerungen über die Entwicklung der beiden Länder in den Jahren 1973 bis 1993 zu gelangen. Malaysia zeichnet sich dabei durch eine klar positive echte Ersparnis und eine geringe Differenz zur nachhaltigen Ersparnis aus, was auf einen relativ nachhaltigen Entwicklungspfad hindeutet. Es läßt sich auch nur ein schwacher statistischer Zusammenhang zwischen der Abschreibung des natürlichen Kapitals und der BIP-Entwicklung nachweisen, was die oftmals formulierte These, Malaysias wirtschaftlicher Erfolg sei durch einen Raubbau der natürlichen Ressourcen erkauft worden, nicht gerade bekräftigt, auch wenn sie nicht vollständig zurückgewiesen werden kann. Im Falle Indiens läßt sich ein solcher Zusammenhang jedoch statistisch klar nachweisen. Die indischen Sparquoten kennzeichnen sich auch durch eine substantielle Divergenz zwischen echter und nachhaltiger Ersparnis, was auf einen vergleichsweise geringen Grad an Grundbedürfnisbefriedigung und somit einen unnachhaltigen Entwicklungspfad hindeutet. Während die echte Ersparnis in allen Jahren positiv und die indische Ökonomie somit als nachhaltig zu klassifizieren ist, bewegt sich die nachhaltige Ersparnis bis Ende der achtziger Jahre im negativen Bereich. Eine zusätzliche Mobilisierung externer Ressourcen für Humankapitalinvestitionen hätte sich bei Nichtberücksichtigung der Schuldendienste bereits nach 8 Jahren amortisiert. Eine Bereinigung der negativen nachhaltigen Ersparnis durch Auslandsverschuldung hätte jedoch einen vorübergehend substantiellen Anstieg des Schuldendienstes auf 50% der Exporte zur Folge gehabt, so daß eine solche Strategie nicht ohne zusätzliche Umschuldungsmaßnahmen ökonomisch durchzuhalten gewesen wäre.

Abschließend soll noch einmal verdeutlicht werden, daß die in dieser Arbeit vorgenommene Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung auf einem schwachen Nachhaltigkeitsverständnis beruht und damit, wie gezeigt, in den Bereich des ökologisch-ökonomischen Modelldenkens zu verweisen ist. Eine realpolitisch sinnvolle Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung muß unter allen Umständen einem kritischen, nicht-substituierbaren natürlichen Kapitalstock Rechnung tragen, weshalb zukünftige Forschungsarbeiten meiner Meinung nach einen Schwerpunkt auf die statistische Erfassung eines solchen Kapitalstocks legen sollten. Dem muß aber zweifellos ein theoretischer Konsens über die Komponenten eines solchen Kapitalstocks voraus gehen, was im

Moment aufgrund des geringen menschlichen Wissens über die Komplexität des Ökosystems so noch nicht abzusehen ist. Dies verdeutlicht, daß wir noch weit von einer theoretisch und methodisch stringenten Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung entfernt sind.

Anhang

I. Ergebnisse empirischer Tests der ökologischen Kuznets Kurve

II. Ursprünge von Schwefeldioxid in Europa im Jahre 1992

III. Matrix ökologischer Indikatoren

IV. Indikatoren für Lebensqualität in der ESCAP Region

V. Lebensqualitätsindikatoren der Stadt Jacksonville, Florida, USA

VI. Draft Classification of environmental protection activities

VII. Draft classification of non-financial assets

VIII. World Bank Social Indicators of Development

IX: Folgekosten der umweltbelastenden Produktions- und Konsumweise in der Bundesrepublik Deutschland: Kompensatorische Kosten in Mrd DM (in Preisen von 1980)

X. Ansätze zur Erfassung von Lebensqualität

XI. Daten zur Berechnung der nachhaltigen Ersparnis

XI-1. Indien

XI-2. Malaysia

XII. Komponenten des Genuine Progress Indicator (GPI)

Anhang I: Ergebnisse empirischer Tests der ökologischen Kuznets Kurve

Schadstoff	Studie	Wendepunkte [a)]
SO_2 (urbane Konzentrationen)	Grossman/Krueger 1991	1. 4,100 2. 14,000
	Grossman/Krueger 1994	1. 4,100 2. 14,000
SO_2 (aggregierte Emissionen)	Grossman 1993	1. 13.400 2. 24,000
	Panayotou 1992	1. 3,000
	Selden/Song 1994 [b)]	1. 8,900
Schwebende partikulare Stoffe	Grossman 1993	16,000
	Selden/Song 1994 [b)]	9,800
	Panayotou 1992	4,500
$NO_{2,x}$	Grossman 1993	18,500
	Selden/Song 1994 [b)]	12,000
	Panayotou 1992	5,500
CO	Grossman 1993	22,800
	Selden/Song 1994 [b)]	6,000

a) In 1985 US$. Ein zweiter Wendepunkt indiziert ansteigende Schadstoffkonzentrationen/-emissionen jenseits dieses Punktes

b) Fixierte Effekte ohne Bevölkerungsdichte

Anhang II: Ursprünge von Schwefeldioxid in Europa im Jahre 1992 (tausend Tonnen)*

	Emitters							
	GB	FR	DE	PL	CS	RU	SE	Sum**
Receivers								
Britain (GB)	522	9	18	4	5	1	0	609
France (FR)	38	235	60	9	14	0	0	533
Germany (DE)	66	59	924	34	87	1	0	1320
Poland (PL)	25	11	288	504	92	3	2	1043
Czechoslovakia	8	8	130	51	287	0	0	565
Russia (RU)	22	6	71	91	27	1006	6	2353
Sweden (SE)	21	4	37	13	6	5	23	187

Quelle: EMEP 1993

* selected countries: table does not include all emitters and receivers from the database.

** Sum includes unidentified emitters and emitters which are listed in the source but not in this table

Anhang III: Matrix ökologischer Indikatoren

Issues	Pressure	State	Response
I. Source Indicators			
1. Agriculture	-Value Added/Gross Output;	-Cropland as % of wealth	-Rural/Urban Terms of
a. Land Quality	Human Induced Soil	-Climate Classes & Soil	Trade
b. Other	Degradation	constraints	
2. Forest	-Land Use Changes, Inputs for EDP	-Area, volumes, distribution; value of forest	-In/Output ratio, main users; recycling rates
		-Stock of Marine Species	
3. Marine Resources	-Contaminats; Demand for Fish as Food		-% Coverage of International Protocols/Conventions
4. Water	-Intensity of Use	-Accessibilikty to Population	-Water efficiency measuresd
		-Subsoil Assets % wealth	-Material balances/NNP
5. Subsoil Assets	-Extraxtion Rate(s)		
		-Proven Reserves	-Reverse Energy Subsidies
a. Fossil Fuels	-Extraxtion Rate(s)		-In/Output ratio, main users, recycling rates
		-Proven Reseerves	
b. Metals & Minerals	-Extraxtion Rate(s)		
II. Sink or Pollution Indicators			
1. Climate Change			
a. Greenhouse Gases	-Emissions of CO_2	-Atmosph. Concentr. of Greenhouse Gases	-Energy Efficiency of NNP
b. Stratospheric Ozone	-Apparent Consumption of CFCs	-Atmospheric Concentrations of CFCs	-% Covegae of International Protocols/Conventions -Expenditures on Pollution Abatement
2. Acidification	-Emissions of SO_2, No_X	-Concentration of pH, SO_X, NO_X in precipitation	-% Pop. w/waste treatment -% Petrol unleaded
3. Eutrophication	-Use of Phosphates (P), Nitrates (N)	-Biological Oxygen Demand; P, N in rivers	
4. Toxification	-Generation of hazardous waste/load	-Concentration of lead, cadmium, etc. in rivers	
III. Life Support Indicators			
1. Biodiversity	-Land use Changes	-Habitat/NR	-Protected Area as % Threatened
2. Oceans	-Threatened, Extinct species as % total		
3. Special Lands (e.g. wetlands)			
IV. Human Impact Indicators			
1. Health	-Burden of Disease (DAILYs/person)	-Life Expectancy at birth	-% NNP spent on Health, vaccination
a. Water Quality		-Dissolved Oxygen, faecal coliform	-Access to safe water
b. Air Quality	-Energy Demand	-Concentration of particulates, SO_2, etc.	
c. Occupational Exposures			
2. Food Security & Quality			
3. Housing/Urban			
4. Waste	-Population Density		-% NNP spent on Housing
5. Natural Desaster	-Generation of industrial, municipal waste	-Accumulation to date	-Expenditure on collection & treatment, recycling rates

Quelle: World Resource Institute 1995: 14

Anhang IV: Indikatoren für Lebensqualität in der ESCAP Region*

Poverty and Plenty

(a) Income
1. Distribution of income, by income class
2. Distribution of income, by factor source

(b) Expenditure and saving
1. Percentage of household expenditure on specific basic needs
2. Percentage of household income saved

Health

(a) Life expectancy
Life expectancy

(b) Morbidity
1. Major types of morbidity (rate of incidence per disease)
2. Illness leading to disability

(c) Mortality
1. Infant mortality rate
2. Child mortality rate
3. Major causes of death

(d) Nutrition
1. Weight for age (under 5 years)
2. Weight at birth (as percentage of national normative requirement)
3. Calorie consumption (as percentage of national normative requirement)
4. Protein consumption (as percentage of national normative requirement)

(e) Disasters
1. Deaths/disabilities from disasters
2. Compensation for disaster victoms

Intellectual Life

(a) Literacy
Literacy rate

(b) Formal education
1. Enrolles (primary, secondary, tertiary) rates
2. Completers (primary, secondary, tertiary) rates

(c) Life-long learning
1. Libraries per 1,000 population
2. Newspapers and periodical circulation per 1,000 population
3. Radios per 1,000 population
4. TVs per 1,000 population

(d) Cultural life
1. Extent of cultural facilities
2. Rate of participation in cultural organisations

(e) Spiritual life

Working life

(a) Unemployment/underemployment
1. Unemployment rate
2. Underemployment rate

(b) Work-related accidents/injuries
Work-related accident/injury rate

(c) Industrial conflict
1. Number of strikes and lock-outs
2. Number of working days lost

(d) Working conditions
1. Hours of work per day
2. Number of holidays
3. Health and safety hazards

Physical Environment

(a) Housing
1. Percentage of households with potable water
2. Percentage of households with sanitation facilities
3. Percentage of households with electricity
4. Housing space per capita
5. ration of households to dwelling units

(b) Transport and communications infrastructure
1. Kilometres of paved roads per 1,000 population
2. Public transport per 1,000 population
3. Telephones per 1,000 population
4. Traffic accidents

(c) Natural environment
1. Incidence of natural disasters
2. Environmental pollution
3. Natural resources depletion and degradation (for example, percentage of arable land degraded and deforested)

Family life

(a) Children
1. Homeless children per 1,000 children
2. Children living apart from biological parents, per 1,000 population
3. Children in single-parent households, per 1,000 population

(b) Adoloscents
1. Youth drug abuse rate
2. Incidence of juvenile deliquency

(c) Adults
1. Elderly, living alone, as percentage of all elderly
2. Dicorce rate
3. Female-headed households

(d) Family violence
1. Reported cases of domestic violence
2. Reported cases of child abuse and neglect

Community life

(a) Social (community/civic) participation
1. Number of voluntary organisations, by type
2. Membership rate in voluntary organisations

(b) Political participation
1. Adult suffrage rate
2. Frequency of elections
3. Percentage of population voting
4. Number of political parties

(c) Civil strife
1. Number of mass protests

2. Deaths/casualties in public demonstartions
3. Refugee outflow
4. Internally-displaced persons

(d) Crimes against the person
Crime rate, by type of crime

Anhang V: Lebensqualitätsinidikatoren der Stadt Jacksonville, Florida, USA

Ökonomie
- Gesamtarbeitslosenrate
- Arbeitslosenrate farbiger Einwohner
- Jugendarbeitslosenrate
- Effektives verfügbares Pro Kopf Einkommen
- Jährlicher Verkaufsumsatz
- Durchschnittlicher Preis von Einfamilienhäusern
- Einnahmen durch die Bettensteuer
- Steuereinnahmen von Landbesitz
- Kosten von 1000 Kilowattstunden Elektrizität
- Neue Baumaßnahmen

Öffentliche Sicherheit
- Erfasste Verbrechen pro 100,000 Einwohnern
- Prozentualer Anteil der Verbrechensopfer
- Prozentualer Anteil der Einwohner, die sich Nachts sicher auf den Straßen fühlen
- Notrufbeantwortungszeit
- Feuerwehrrufbeantwortungszeit
- Polizeirufbeantwortungszeit
- Auto- und Motorradunfälle pro 1000 Einwohnern
- Feuerwehr- und sonstige Rettungsausgaben
- Polizeiausgaben

Gesundheit
- Nicht altersbedingte Tode pro 100,000 Einwohnern
- Totgeburten per 1000 Geburten
- Tode aufgrund von Herzkrankheiten pro 100,000 Einwohnern
- Selbstmordrate per 100,000 Einwohnern
- Tode aufgrund von Leberzerosen
- Verkaufte Zigarrettenpackete pro Kopf
- Prozentsatz der Bevölkerung der wöchentlich mindestens dreimal Sport treibt
- Prozentsatz der Bürger, die das Gesundheitswesen gut oder besser einschätzen
- Prozentsatz der Bürger, die ihren Gesundheitszustand als gut oder besser einschätzen

Erziehung
a)Kindergarden through 12th grade
- Standardtestergebnisse
- Schulabgänge
- Durchschnittliches Lehrereinkommen
- Prozentsatz der Lehrer, die eine Hochschulqualifikation besitzen

b) Höhere Erziehung
- Prozentsatz des Fakultätspersonals, die ein „terminal degree" besitzen
- Durschnittliches Einkommen der Fakultätsmitarbeiter
- Anzahl der Immatrikulationen

c) Bildungsstand der Bevölkerung
- Prozentsatz der Bevölkerung mit Highschool oder höherem Abschluß
- Prozentsatz der Bevölkerung mit College oder höherem Abschluß

Natürliche Umwelt
- Anzahl der Tage mit guter Luftqualität
- Anzahl der Tage, an denen der St. Johns River den Wasserqualitätsstandards entspricht
- Anzahl der neu ausgestellten Abwasserlizenzen
- Umweltarbeiter pro 100,000 Einwohner
- Pro Kopf Tonnen festen Abfalls

Mobilität
- Anzahl der wöchentlichen kommerziellen Flüge
- Direkte Flugverbindungen von und nach JIA
- Anzahl der beförderten Personen in JTA Bussen
- Durchschnittliche Meilen des JTA Busdienstes pro Woche
- Fahrzeit von der Innenstadt entlang diverser Straßen

Regierung/Politik
- Prozentsatz der über 18jährigen, die sich zurWahl registrieren lassen
- Wahlbeteiligung unter der registrierten Bevölkerung
- Prozentsatz der Haushalte, die ein Sonntagszeitung abonniert haben
- Prozentsatz der Einwohner, die den Namen zweier Stadtratsmitglieder nennen können
- Städtische Ausgaben pro Einwohner
- Anzahl der Farbigen unter den

Stadtratsmitgliedern
- Anzahl der Frauen unter den Stadtratsmitgliedern
- Prozentsatz der Bürger, welche die Politik der Stadtverwaltung als gut oder besser beurteilen
- Anzahl der Tage von Inhaftierung bis zur Prozeßeröffnung

Soziale Umgebung
-Kindsmißbrauch pro 1000 Kindern unter 18 Jahren
- Beschwerden über Benachteiligungen am Arbeitsplatz
- Anzahl der weißen Bevölkerung, die Rassismus als ein Problem einstufen
- Anzahl der nicht-weißen Bevölkerung, die Rassismus als ein Problem einstufen
- Sozialausgaben in Prozent der Gesamtausgaben
- Beiträge zum „United Way" und deren Mitgliedsorganisationen
- Anzahl der Voluntäre im vergangenen Jahr
- Kinderkrippenplätze pro 1000 Kindern unter 5 Jahren
- Öffentliche Parkanlagen in Hektar pro 1000 Einwohner
- Anzahl der Parks und anderer Erholungseinrichtungen pro 100,000 Einwohner
- Öffentliche Bibliotheksbestände pro Kopf
- Durchschnittliche Leihtage von Bibliotheksbeständen
- Anzahl der tage, an denen öffentliche Einrichtungen gebucht sind
- Zoobesuch pro 1000 Einwohnern

Anhang VI: Draft Classification of environmental protection activities*

1 Protection of ambient air and climate
1.1 Prevention of air pollution through in-process modifications
1.2 Treatment of exhaust gases and ventialtion air
1.3 Measurement, control, laboratories and the like
1.4 Other purposes
2 Protection of ambient water (excluding groundwater)
2.1 Prevention of water pollution through in-process modifications
2.2 Industrial pretreatment plants
2.3 Sewerage
2.4 Purification by mechanical treatment technology
2.5 Purification by biological treatment technology
2.6 Purification by advanced treatment technology
2.7 treatment of cooling water
2.8 Measurement, control, laboratories and the like
2.9 Restoring polluted surface water
2.10 Other purposes
3 Prevention, collection, transport, treatment and disposal of wastes
3.1 Prevention of wastes through in-process modifications
3.2 Collection and transport of wastes
3.3 Treatment and disposal of hazardous wastes
3.4 Treatment and disposal of other than hazardous waste
3.5 Measurement, control, laboratories and the like
3.6 Other purposes
4 Recycling of wastes and other residuals
5 Protection of soil and groundwater
5.1 Decontamination of soils and cleaning of groundwater
5.2 Measurement, control, laboratories and the like
5.3 Other purposes
6 Noise abatement
6.1 Noise from road and rail traffic
6.2 Air traffic noise
6.3 Industrial process noise
6.4 Measurement, control, laboratories and the like
6.5 Other noise abatement
7 Protection of nature and landscape
7.1 Protection of species
7.2 Protection of habitats
7.3 Erosion protection
7.4 Coastal protection, dune stabilization
7.5 Protection against avalanches
7.6 Fire protection
7.7 Measurement, control, laboratories and the like
8 Other environmental protection measures
8.1 Education and training, information
8.2 General administration of the environmental protection
9 Research and development

* developed on the basis of the Draft Commission for Europe (ECE); Standard Statistical Classification of Environmental Protection Facilities and Expenditures (UN Commission for Europe); the classification of characteristic activities of the European System for the Collection of Economic Information on the Environment (SERIEE) and the Statistical Office of the European Communities (EUROSTAT).
Quelle: United Nations 1993a: 159-160

Anhang VII: Draft classification of non-financial assets

1 Produced assets
1.1 Man-made assets
1.1.1 Fixed assets
1.1.1.1 Tangible fixed assets
1.1.1.1.1 Dwellings
1.1.1.1.2 Other buildings and structures (includgin historical monuments)
1.1.1.1.3 Machinery and equipment
1.1.1.2 Intangible fixed assets
1.1.1.2.1 Mineral exploration
1.1.1.2.2 Other intangible assets
1.1.2 Inventories
1.1.2.1 Materials and supplies
1.1.2.2. Work in progress (except on natural growth products)
1.1.2.3 Finished goods
1.1.2.4 Goods for resale
1.1.3 Valuables
1.2 Cultivated natural growth assets (living biota)
1.2.1 Cultivated fixed natural growth assets
1.2.1.1 Livestock for breeding, diary, draught, etc.
1.2.1.1.1 Livestock (except aquatic animals)
1.2.1.1.2 Fish stock and stock of other aquatic animals in fish-ponds and farms
1.2.1.2 Vineyards, orchards and other planatations of trees yieldiong repeat products
1.2.2 Work in progress on natural growth products
1.2.2.1 Livestock raised for slaughter
1.2.2.1.1 Livestock (except aquatic animals)
1.2.2.1.2 Fish stock and stock of other aquatic animals in fish-ponds and farms
1.2.2.2. Crops and plants of cultivated forests
1.2.2.2.1 Crops and other produced plants, not yet harvested (work in progress)
1.2.2.2.2 Trees of timber tracts
1.2.2.2.3 Other plants of cultivated forests

2 Non-produced assets
2.1. Non-produced natural assets
2.1.1 Wild biota
2.1.1.1 Wild animals (except of wild aquatic animals)
2.1.1.2 Wild fish and other aquatic animals
2.1.1.3 Wild plants (except of uncultivated forests)
2.1.1.4 Trees and other plants of uncultivated forests
2.1.2 Subsoil assets (proved reserves)
2.1.2.1 Fossil subsoil assets
2.1.2.1.1 Coal and lignite, peat
2.1.2.1.2 Crude petroleum
2.1.2.1.3 Natural gas
2.1.2.2 Metals and other ores
2.1.2.2.1 Uranium and thorium ores
2.1.2.2.2 Metal ores
2.1.2.3 Non-metallic mineral reserves
2.1.2.3.1 Stone, sand and clay
2.1.2.3.2 Other minerals
2.1.3 Land

2.1.3.1 Soil
2.1.3.2 Cultivated (economically used) land areas (with connected ecosystems)
2.1.3.2.1 Land undrlying buildings and work
2.1.3.2.2 Agricultural land
2.1.3.2.3 Forests (timber tracts) and other wood land
2.1.3.2.4 Reacreational and other land for economic purposes
2.1.3.2.5 Uncultivated land areas (with connected ecosystems)
2.1.3.3.1 Wet open land
2.1.3.3.2 Dry open land with vegetation cover
2.1.3.3.3 Open land without or with insignificant vegetation cover
2.1.3.3.4 Water areas (excpt areas of artificial watercourse or water impoundment)
2.1.4 Water
2.1.4.1 Groundwater
2.1.4.1.1 Aquifers
2.1.4.1.2 Other goundwater
2.1.4.2 Water of lakes, rivers, etc.
2.1.4.2.1 Water in water reservoires, artificial watercourses and water impoundments
2.1.4.2.2 Other
2.1.4.3 Coastal water
2.1.4.4 Ocean water
2.1.5 Air
2.2 Intangible non-producd assets (leases, goodwill, etc.)

Quelle: United Nations 1993a: 161

Anhang VIII: World Bank Social Indicators of Development

A. Human Resources

Size, growth, structure of population

A1. Total Population
A1.2. 14 and under (% of pop)
A1.3. 15-64 (% of pop)
A1.4. Age dependency ration (A1.2/A1.3)
A1.5. Percentage in urban areas
A2. Females per 100 males
A2.1. Urban
A2.2. Rural
A3. Population growth rate
A3.1. Urban
A3.2. Urban7rural growth differential
A3.3. Projected popualtion: 2000
A3.4. Stationary population

Determinants of population growth

A4. Fertility
A4.1. Crude birth rate
A4.2. Total fertility rate
A4.3. Contraceptive prevalence
A5. Child (0-4) / woman (15-49) ratios
A5.1. Urban
A5.2. Rural
A6. Mortality
A6.1. Crude death rate
A6.2. Infant mortality rate
A6.3. Under 5 mortality rate
A6.4. Life expectancy at birth (overall)
A6.4.1. Female

Labor force

A7. Total labor force
A7.1. Agriculture (% of total)
A7.2. Industry (% of total)
A7.3. Female (% of total)
A8. Females per 100 males
A8.1. Urban
A8.2. Rural
A9. Participation rate (% of pop in labor force)
A9.1 Female
A10. Educational attainment (mean years of schooling embodie in the labor force)

B. Natural Resources

B1 Area (1000 sq km)
B2. Density (pop per sq km)
B3. Agricultural land (% of land)
B4. Agricultural density (pop per sq km)
B5. Forests and woodland
B6. Deforestation rate (net rate of change)
B7. Access to safe water (% of pop)
B7.1. Urban
B7.2. Rural

C. Income and Poverty

Income

C1. GNP per capita
C2. Total household income
C2.1. Share to top 10% households
C2.2. Share to top 20% households
C2.3. Share to bottom 40% households
C2.4. Share to bottom 20% households

Poverty

C3. Absolute poverty income (estimated level below which a minimal nurtionally adequate diet plus essentiel nonfood requirements are not affordable, in US$ pp)
C3.1. Urban
C3.2. Rural
C4. Population in absolute poverty (% of total)
C4.1. Urban
C4.2. Rural
C5. Prevalence of malnutrition under 5 (% of age group)

D. Expenditure

D1. Food (% GDP)
D2. Staples
D3. Meat, fish, milk, cheese, eggs
D4. Cereals imports
D5. Food aid in cereals
D6. Food production per capita
D7. Share of agriculture in GDP
D8. Daily calorie supply
D9. Daily protein supply
D10. Housing (% GDP)
D11. Average household size (persons per hh)
D11.1. Urban
D12. Fixed investment: housing
D13. Fuel and power (% GDP)
D14. Energy consumption per capita
D15. Households with electricity
D15.1. Urban
D15.2. Rural
D16. Transport and communication
D17. Population per passenger car
D18. Fixed investment: transport equipment
D19. Total road lenght (1000 km)

D20. Population per telephone

E. Investment in Human Capital

E1. Medical care (% GDP)

E2. Population per physician

E3. Population per nurse

E4. Population per hospital bed

E5. Access to health care (within one hour; % of pop)

E6. Immunized (under 12 months): measels

E7. Immunized (under 12 months): DPT

E8. Oral Rehydration Therapy use (under 5; % of cases)

E9. Education (% of GDP)

E10. Gross nerollment ratios (% of school age group)

E10.1. Primary: total

E10.2. Primary: female

E10.3. Secondary: total

E10.4. Secondary: female

E11. Pupil-teacher ratio: primary

E11.1. Pupil-teacher ratio: secondary

E12. Pupils reaching grade 4 (% of cohort)

E13. Repeater rate: primary (% of total enrollment)

E14. Illiteracy rate: overall (% of pop 15+)

E14.1. Illiteracy rate: female (% of pop 15+)

E15. Newspaper Circulation (per 1000 pop)

Quelle: World Bank (1995c)

Anhang IX: Folgekosten der umweltbelastenden Produktions- und Konsumweise in der Bundesrepublik Deutschland: Kompensatorische Kosten in Mrd DM (in Preisen von 1980)

	1970	1980	1985	1986	1988
I. Kosten zur Verminderung von Umweltbelastungen					
1. Umweltschutzkosten im Produzierenden Gewerbe	5.7	7.8	11.65	13.4	ca. 16-17
2. Privatwirtschaftliche Entsorgungsunternehmen		1.1	2.3		mind. 2.8
3. Investitionen zur Einführung bleifreien Benzins				0.35	
4. Höhere Kosten der atomtechnischen Sicherheitsstandards			2.3	2.3	mind. 2.3
5. Umweltschutzkosten im Staatssektor	6.0	12.75	11.8	12.9	ca. 15
6. Mehrkosten für den Einbau des Katalysators				0.5	1.0
Summe I	11.7	21.65	28.05	31.25	37.1-39.1
II. Folgeskosten nicht-vermiedener Umweltschäden					
1. Zusatzkosten der privaten Haushalte aufgrund der Lärmbelästigung		ca. 2.0	ca. 2.0	2.0	ca. 2.0
2. Kosten der Altlastensanierung		0.05	0.15	0.25	1.0
3. Kosten der Asbestsanierung					0.4
4. Kosten des Ersatzes PCB-Haltiger Kondensatoren					0.1
5. Aufbereitungskosten von Wasserwerken					
a. Oberflächengewässerverschmutzung	1.6	3.3	4.8	4.8	5.0
b. Grundwasserverschmutzung	0.11	0.14	0.15		
c. Zusatzkosten aufgrund der CKW-Belsatung			0.94		mind. 1.0
d. Zusatzkosten aufgrund der Nitratbelastung			0.5		mind. 1.0
6. Wassertransportkosten aufgrund der Grundwasserbelastung	1.0	ca. 1.0	ca. 1.0		mind. 1.0
7. Kosten zur Beseitigung von Schäden aufgrund von Schiffsunfällen			0.1		0.1
8. Mehraufwendungen in der Forstwirtschaft aufgrund des Waldsterbens			0.4		0.5
9. Kosten zur Sicherung der Lawinenschutzfunktionen des Waldes und für technische Ersatzmaßnahmen			0.3		0.3-0.5
10. Zusätzliche Kosten aufgrund von Material- und Gebäudeschäden	2.4	2.4	ca. 4.0		mind. 4.0
11. Kosten zur Sanierung von Kunstwerken		0.05	0.15		0.15
12. Zusatzaufwand bei Autos aufgrund von Material- und Gebäudeschäden		2.55	2.85	3.0	3.1
SUMME II	5.1	11.5	17.2		19.7
SUMME I + II	16.8	33.15	45.25		58.1

Quelle Leipert 1989: 189

Anhang X: Ansätze zur Erfassung von Lebensqualität

Projekt	Anzahl der ausgewählten Indikatoren
Lokal	
Thorndyke (USA, 1939)	6
Places Rated Almanac (USA, 1985-)	53
Quality Indicators of Progress, Jacksonville (USA, 1985-)	74
WRI: *Green Metro Index* (USA, 1990-93)	8
Giardet's Gaia Atlas of Cities (1992)	40
Sustainable Seattle (USA 1993-)	40
LGMB: *Sustainability Indicators Project* (UK, 1994-)	13
New Economics Foundation: *Quality of Life Survey* (UK, 1995)	11
National	
The Economist: *Where Grass is green* (1971/72)	12
SPES (Germany, Diewald, 1984)	200
Environment Canada's preliminary indicators (1991)	90
New Economics Foundation *Global Report* (1991)	20
Netherlands Environmental Performance (1993)	7
New Economics Foundation: *Green Gauge* (UK, 1994)	10
Daly/Cobb (USA, 1989): *Index of Sustainable Economic Welfare*	18
International	
UNRISD: *Development Indicators* (1972/85)	40
Morris: *Physical Quality of Life Index* (1979-90)	3
OECD: *Social Indicators Development Programme* (1982)	33
UNDP: *Human Development Index* (1991-)	4
World Bank: *Social Indicators of Development*	94
New Economics Foundation: *Green League of Nations* (1993)	11
OECD: *Environmental Performance Reviews* (1994-)	60
UN Commission on Sustainable Development (1995-?)	140
Friends of the Earth: *Sustainable Europe* (1995)	7

* Diese Aufzählung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit

Quelle: MacGillivray/Zadek 1995: 21

Anhang XI-1: Daten der nachhaltigen Ersparnis Indiens

XI-1-1 Endberechnungen

XI-1-2 Mittelwert der einzelnen Komponenten

XI-1-3 Sparquoten

XI-1-4 Einzelberechnungen - Abschreibung des Sachkapitals

XI-1-5 Einzelberechnungen - Bodendegradierung

XI-1-6 Einzelberechnungen - Nutzerkosten des Waldverlustes

XI-1-7 Einzelberechnungen - Nutzerkosten des Mangrovenwaldverlustes

XI-1-8 Einzelberechnungen - Nutzerkosten des Eisenerzabbaus

XI-1-9 Einzelberechnungen - Nutzerkosten der Erdölförderung

XI-1-10 Einzelberechnungen - Nutzerkosten der Kohleförderung

XI-1-11 Einzelberechnungen - Kosten der SPS-Konzentration

XI-1-12 Einzelberechnungen - Anteil Indiens am globalen CO_2-Bestand

XI-1-13 Einzelberechnungen - Kosten der industriellen CO2-Emissionen

XI-1-14 Einzelberechnungen - Globale Kosten des CO2 Bestandes verursacht durch indischen Waldverlust

XI-1-15 Einzelberechnungen - Nicht-geleistete Transfers zur allgemeinen Sicherung des Existenzminimums

XI-1-16 Einzelberechnungen - Nicht-geleistete Investitionen zur 100prozentigen Trinkwasserversorgung

XI-1-17 Einzelberechnungen - Nicht geleistete Investitionen zur Sicherung eines 100prozentigen Zugangs zu Grundschulausbildung

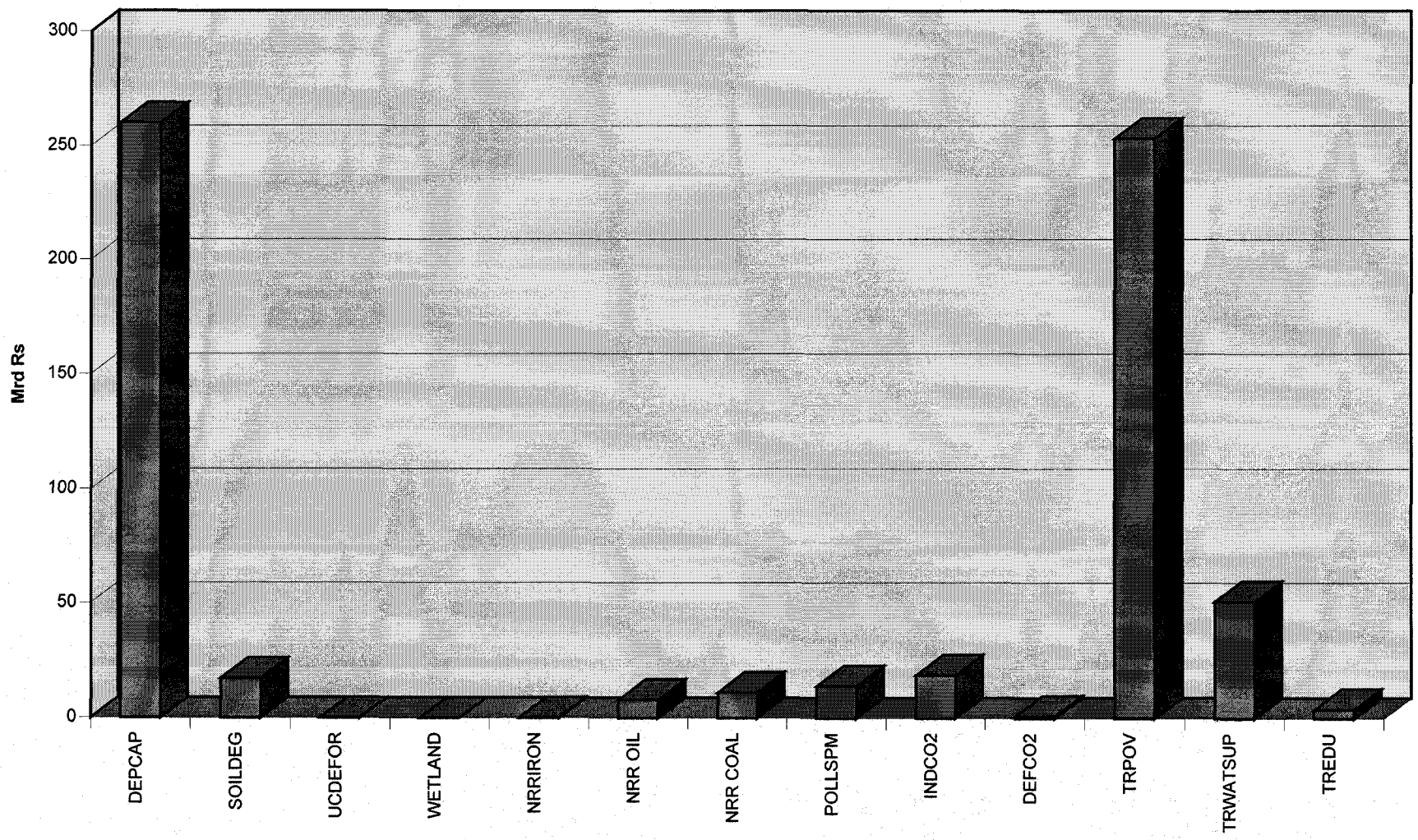
Nachhaltige Ersparnis Indien - Endberechnungen

	GROSSAV	DEPCAP	SOILDEG	UCDEFOR	WETLAND	NRRIRON	NRR OIL	NRR COAL	POLLSPM	INDCO2	DEFCO2	TRPOV	TRWATSUP	TREDU
1973	1,093E+11	4,2114E+10	5505406480	137871367	296059,391	321874,223	0	0	1124942657	2185269656	872626101	1,2667E+11	2,6692E+10	5428823309
1974	1,371E+11	5,3822E+10	6030229673	107062752	365708,895	372052,261	3214220,69	249864224	1395920432	2443397797	938014257	1,6467E+11	3,0804E+10	5994008244
1975	1,633E+11	5,7306E+10	5976176214	137130004	380959,081	2275522,36	8717482,97	972835851	1546597460	3022244776	1068514197	1,7586E+11	2,9989E+10	5982294348
1976	1,891E+11	5,5122E+10	6102381293	74288037,5	426819,685	3841556,41	15845048,5	920470375	1768089008	3433732990	1159022400	1,6368E+11	3,1396E+10	7019064609
1977	2,035E+11	4,9519E+10	7228831927	75370687,7	476137,374	3326214,37	55999791,4	853976142	1863750792	4131485331	1165784120	1,7857E+11	3,2737E+10	8567633676
1978	2,292E+11	4,5007E+10	7429900698	76711801,6	515806,871	1789852,74	74669731,1	1320719937	1993767903	4183429972	1173040490	1,8002E+11	3,3161E+10	6418897452
1979	2,539E+11	7,565E+10	7682457576	169745744	630970,2	2231003,39	126277218	482618230	2826514899	4512738319	1212179959	1,8769E+11	3,7941E+10	6737641320
1980	2,615E+11	1,2086E+11	9665997438	175840854	742622,372	3928823,81	180006862	1183481964	3278530996	4867422588	1243947900	2,0465E+11	4,178E+10	8222926829
1981	3,679E+11	1,4462E+11	1,0918E+10	38004798,5	864176,448	4782829,22	1366633676	5085009559	4439515875	6211105026	736945072	2,2621E+11	4,6181E+10	7379991089
1982	3,781E+11	1,6888E+11	1,1635E+10	56704220	978499,911	7575794,28	3964568208	5324898969	3877830059	7481067565	834368072	2,3822E+11	4,9692E+10	4089571178
1983	3,989E+11	1,9229E+11	1,3991E+10	65145880,7	1119116,35	2814500,38	6259915806	3755887618	5770755137	9128290173	938326104	2,5898E+11	5,4032E+10	4043692984
1984	4,448E+11	2,2092E+11	1,4913E+10	83181737,8	1266601,33	7927787,2	1,0397E+10	8728407847	8803845072	1,143E+10	1135723092	2,7203E+11	5,8166E+10	2531781797
1985	5,531E+11	2,6237E+11	1,6006E+10	18812419,3	1434490,53	11900164	1,0703E+10	8188947940	8954173297	1,3539E+10	1227621406	2,7782E+11	6,2685E+10	1365967118
1986	6,374E+11	2,9826E+11	1,708E+10	21065750,7	1608570,06	34583513,8	4683301508	7755830906	1,2942E+10	1,5881E+10	1346937538	2,9123E+11	6,2241E+10	3057873357
1987	7,073E+11	3,3339E+11	1,9145E+10	45624455,6	1837917,56	35363474,9	7207697267	0	1,7752E+10	1,7908E+10	1434303613	3,0429E+11	6,2662E+10	831462872
1988	8,872E+11	3,8922E+11	2,3651E+10	83191842,5	2088012,68	36387091,9	6271779259	1844117670	1,2703E+10	2,2612E+10	1681264195	3,1823E+11	6,2365E+10	1869383545
1989	1,0372E+12	4,4793E+11	2,6344E+10	102922826	2376708,76	70225388	1,445E+10	6099254280	2,0396E+10	2,9696E+10	2031888550	3,2185E+11	6,1762E+10	2057621117
1990	1,2214E+12	5,2329E+11	3,0692E+10	156905543	2771592,31	119021316	2,8073E+10	3115463636	2,5145E+10	3,7046E+10	0	3,3227E+11	6,2142E+10	0
1991	1,3942E+12	6,2366E+11	3,6511E+10	323344355	3335386,89	222029285	2,4627E+10	3,2228E+10	4,0785E+10	5,198E+10	0	3,5615E+11	6,9034E+10	0
1992	1,6144E+12	6,5523E+11	4,1435E+10	157984083	3837754,94	268660022	2,3506E+10	4,9063E+10	4,9836E+10	6,0988E+10	0	3,7244E+11	7,3283E+10	0
1993	1,8683E+12	7,0367E+11	4,5994E+10	264709223	4371501,46	375445468	2,3858E+10	9,4948E+10	6,6381E+10	7,8701E+10	0	3,6729E+11	7,6934E+10	0
	GROSSAV	DEPCAP	SOILDEG	UCDEFOR	WETLAND	NRRIRON	NRR OIL	NRR COAL	POLLSPM	INDCO2	DEFCO2	TRPOV	TRWATSUP	TREDU
MITTEL	6,2177E+11	2,6015E+11	1,733E+10	112934209	1510733,96	57847787,3	7896757673	1,1053E+10	1,398E+10	1,8637E+10	961928908	2,5328E+11	5,0747E+10	3885649278

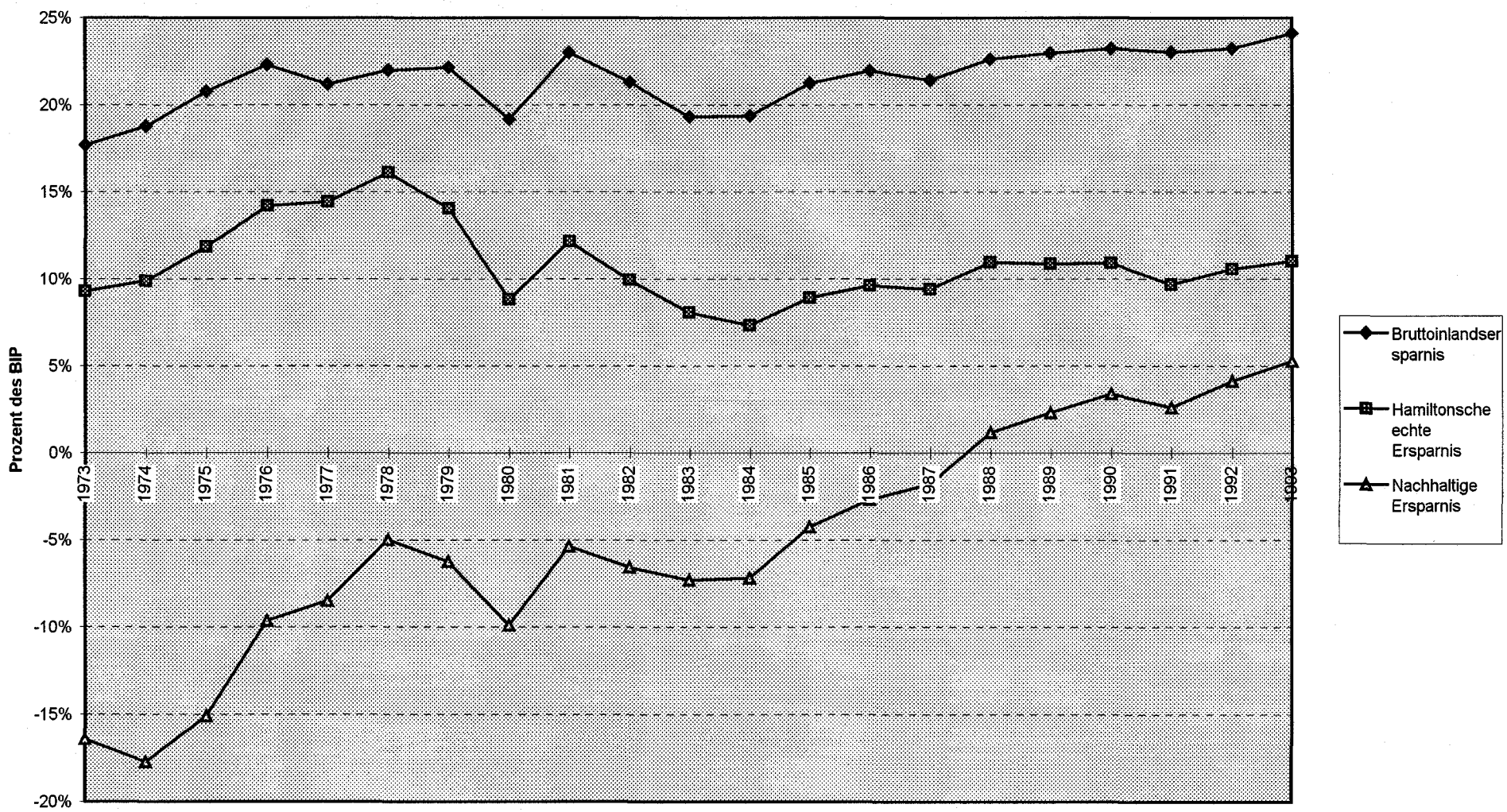
Legende:

GRSAV	Bruttoinlandsersparnis
DEPCAP	Abschreibungen des Sachkapitals
SOILEROS	Kosten der Bodenerosion
UCDEFOR	Nutzerkosten des Waldverlustes
WETLAND	Kosten des Verlustes an Feuchtgebieten
NNRIRON	Kosten des Abbaus nicht erneuerbarer Ressourcen - Eisenerz
NRROIL	Kosten des Abbaus nicht erneuerbarer Ressourcen - Erdöl
NRRCOAL	Kosten des Abbaus nicht erneuerbarer Ressourcen - Kohle
POLLSPM	Kosten der urbanen SPS-Konzentrationen
INDCO2	Globale Kosten der industriellen CO_2 Emissionen
DEFCO2	Globale Kosten der CO2 Freisetzung durch indischen Waldverlust
TRPOV	Nicht geleistete Transfers zur allgemeinen Sicherung des Existenzminimums
TREDU	Nicht getätigte Investitionen zur Erreichung einer 100prozentigen Grundschuleinschulungsrate
TRWATSUP	Nicht geleistete Ausgaben zur Erreichung eines 100prozentigen Zugangs zu sicherem Trinkwasser

Mittelwert der einzelnen Komponenten der nachhaltigen Ersparnis Indiens



Indische Sparquoten 1973-93

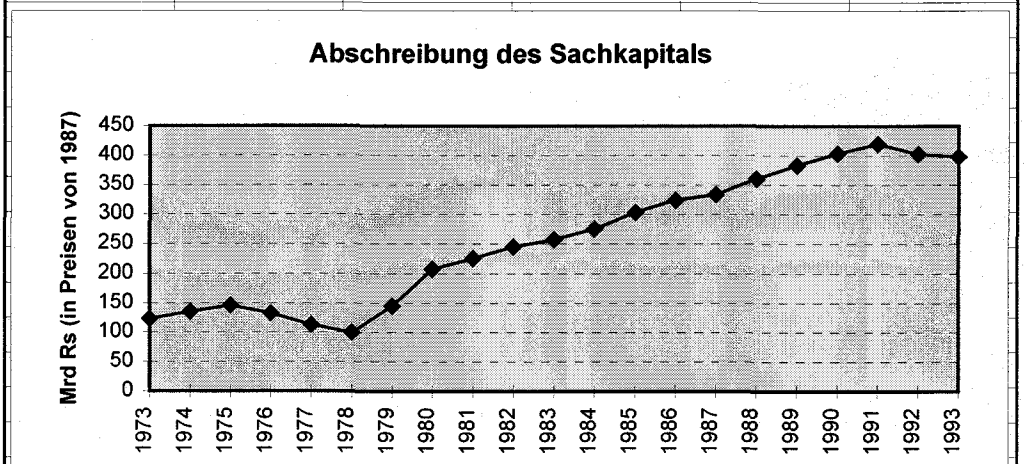


Nachhaltige Ersparnis Indien - Einzelberechnungen -
Abschreibung des Sachkapitals

	GROSUN	NETUN	DEPREC	GROSWB	**DEPCAP**
1973			0,3717	1,133E+11	4,2114E+10
1974			0,3717	1,448E+11	5,3822E+10
1975	165	107,38	0,3492	1,641E+11	5,7306E+10
1976	177,05	122,13	0,3102	1,777E+11	5,5122E+10
1977	186,21	137,73	0,2604	1,902E+11	4,9519E+10
1978	229,84	185,29	0,1938	2,322E+11	4,5007E+10
1979	261,43	185,8	0,2893	2,615E+11	7,565E+10
1980	284,53	163,66	0,4248	2,845E+11	1,2086E+11
1981	400,13	255,54	0,3614	4,002E+11	1,4462E+11
1982	407,84	238,98	0,4140	4,079E+11	1,6888E+11
1983	430,61	238,32	0,4466	4,306E+11	1,9229E+11
1984	487,88	266,97	0,4528	4,879E+11	2,2092E+11
1985	626,21	363,84	0,4190	6,262E+11	2,6237E+11
1986	714,43	416,2	0,4174	7,145E+11	2,9826E+11
1987	790,25	456,84	0,4219	7,902E+11	3,3339E+11
1988	1013,28	624,07	0,3841	1,0133E+12	3,8922E+11
1989	1190,81	735,11	0,3827	1,1705E+12	4,4793E+11
1990	1405,16	886,32	0,3692	1,4172E+12	5,2329E+11
1991	1464,2	846,11	0,4221	1,4774E+12	6,2366E+11
1992			0,3717	1,7628E+12	6,5523E+11
1993			0,3717	1,8931E+12	7,0367E+11

Legende:

GROSUN	Bruttoinvestitionen (United Nations 1993;1987)
NETUN	Nettoinvestitionen (United Nations 1993;1987)
DEPREC	Abschreibungen in % der Bruttoinvestitionen
GROSWB	Bruttoinvestitionen (World Bank 1995d)
DEPCAP	Abschreibung des Sachkapitals



Nachhaltige Ersparnis Indien - Einzelberechnungen - Bodendegradierung

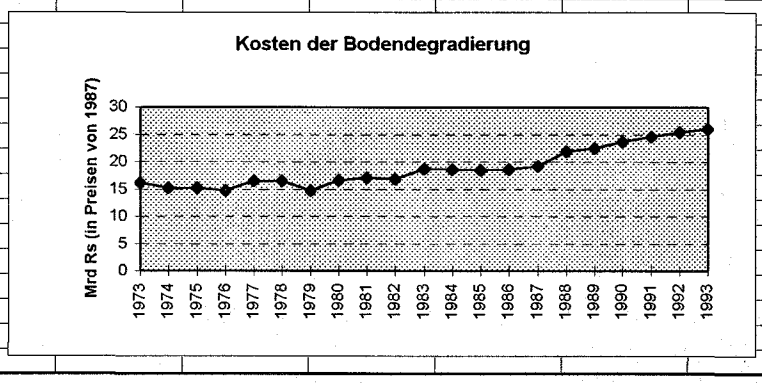
	AGRPROD	WAGE	AGRLAB	TOTWAGE	SOILDEG
1973	265,6	803	1124554	903016838	5505406480
1974	291	937,185836	1141502	1069799928	6030229673
1975	288,4	922,850746	1158000	1068661164	5976176214
1976	294,6	977,841089	1228000	1200788857	6102381293
1977	348,8	1032,12643	1203000	1241648091	7228831927
1978	358,5	1058,44659	1204000	1274369695	7429900698
1979	370,9	1226,23764	1249000	1531570807	7682457576
1980	466,5	1367,47351	1290000	1764040834	9665997438
1981	526,9	1508,47439	1320000	1991186198	1,0918E+10
1982	561,5	1619,86509	1308000	2118783533	1,1635E+10
1983	675	1757,81095	1323000	2325583881	1,3991E+10
1984	719,5	1888,47176	1308000	2470121061	1,4913E+10
1985	772,2	2031,11765	1305000	2650608529	1,6006E+10
1986	824,1	2163,89347	1348000	2916928403	1,708E+10
1987	923,8	2350,01463	1405000	3301770559	1,9145E+10
1988	1140,7	2538,72081	1398000	3549131689	2,3651E+10
1989	1270,5	2749,04712	1420000	3903646907	2,6344E+10
1990	1480	3051,024	1425000	4347709197	3,0692E+10
1991	1760,5	3495,88177	1447000	5058540918	3,6511E+10
1992	1997,8	3831,46386	1463498	5607337964	4,1435E+10
1993	2217,5	4157,17589	1479483	6150470198	4,5994E+10

	EROSION		SALINA		TOTLOSS	OUT 90/91	WEIGHT	LOSSDIS
Andhra Prade	-1,344	Andhra Prade	-1,366	Andhra Prade	-2,71	11634	0,07388965	-315,2814
Assam	-0,828	Assam	-2,635	Assam	-3,463	3393	0,02154956	-117,49959
Bihar	-0,122	Bihar	-0,407	Bihar	-0,529	11343	0,07204146	-60,00447
Gujarat	-1,491	Gujarat	-2,193	Gujarat	-3,684	4217	0,02678294	-155,35428
Haryana	-0,482	Haryana	-0,609	Haryana	-1,091	9021	0,05729402	-98,41911
Karnataka	-2,259	Karnataka	-0,135	Karnataka	-2,394	5847	0,03713536	-139,97718
Kerala	-1,17	Kerala	-1,141	Kerala	-2,311	1093	0,00694184	-25,25923
Madhya Prad	-1,291	Orissa	-0,346	Madhya Prad	-1,291	14895	0,09460086	-192,29445
Maharashtra	-2,035	Maharashtra	-0,973	Maharashtra	-3,008	10741	0,06821805	-323,08928
Punjab	-0,047	Punjab	-3,621	Orissa	-0,346	5847	0,03713536	-20,23062
Rajasthan	-0,443			Punjab	-3,668	19140	0,12156163	-702,0552
Tamil Nadu	-1,869	Tamil Nadu	-0,078	Rajasthan	-0,443	9215	0,05852614	-40,82245
Uttar Pradesh	-0,322	Uttar Pradesh	-0,822	Tamil Nadu	-1,947	7089	0,04502353	-138,02283
West Bengal	-0,78	West Bengal	-4,367	Uttar Pradesh	-1,144	32899	0,20894755	-376,36456
Quelle: Parikh, K.S./Ghosh, U. (1991)				West Bengal	-5,147	11077	0,07035205	-570,13319
				Summe:		157451	1	-3274,80784

LOSSDIS/OUT 90/91 = -2.08%

Legende:

AGRPROD	Landwirtschaftlicher Output
WAGE	Durchschnittlicher Jahreslohn eines landwirtschaftlichen Arbeiters
AGRLAB	Anzahl der in der Landwirtschaft beschäftigten Personen
TOTWAGE	WAGE * AGRLAB
EROSION	Produktivitätsverlust aufgrund von Bodenerosion (%)
SALINA	Produktivitätsverlust aufgrund von Bodenversalzung (%)
TOTLOSS	EROSION + SALINA
OUT 90/91	Landwirtschaftlicher Output in den einzelnen Bundesstaaten im Jahre 1990/91
WEIGHT	Anteil der einzelnen Bundesstaaten am bundesweiten landwirtschaftlichen Output
LOSSDIS	Produktivitätsverlust in den einzelnen Bundesstaaten aufgrund von Bodenderadierung
SOILDEG	Gesamtkosten der Bodendegradierung

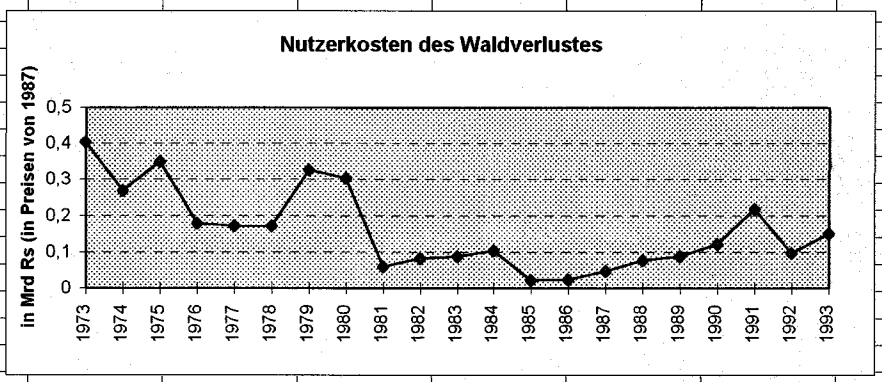


Nachhaltige Ersparnis Indien - Einzelberechnungen - Nutzerkosten des Waldverlustes

	AREA	PROD	EXPRICE	COST	STATLIFE	DISCOUNT	**UCDEFOR**
1973	73508200	184498	3995,33351	178,574024	175	5	137871367
1974	72708200	189674	2954,14538	208,414752	174	5	107062752
1975	71908200	194711	3467,98208	205,226863	173	5	137130004
1976	71108200	199919	1856,99838	217,455813	172	5	74288037,5
1977	70308200	207295	1757,40062	229,527981	171	5	75370687,7
1978	69508200	211913	1684,13284	235,381154	170	5	76711801,6
1979	68708200	216680	3258,666	272,695129	169	5	169745744
1980	67908200	221585	3184,8255	304,103671	168	5	175840854
1981	67509200	226303	916,072881	335,459952	167	5	38004798,5
1982	67110200	231130	1168,05145	360,231415	166	5	56704220
1983	66711200	237519	1251,03309	390,90831	165	5	65145880,7
1984	66312200	243056	1442,10923	419,965131	164	5	83181737,8
1985	65913200	248629	666,9165	451,687236	163	5	18812419,3
1986	65514200	253341	706,48175	481,214401	162	5	21065750,7
1987	65115200	258042	978,802087	522,604693	161	5	45624455,6
1988	64716200	262766	1342,56375	564,56985	160	5	83191842,5
1989	64317200	267534	1511,70439	611,34297	159	5	102922826
1990	63918200	272397	1962,424	678,497673	158	5	156905543
1991	63918200	277343	3252,41222	777,426741	157	5	323344355
1992	63918200	282359	1983,30109	852,054691	156	5	157984083
1993	63918200	287522,8	2697,304	924,487702	155	5	264709223

Legende:

AREA	Waldfläche in ha
PROD	Holzproduktion in 1000 Tonnen
EXPRICE	Exportpreis in Rs
COST	Produktionskosten in Rs
STATLIFE	Statistische Lebenserwartung des Waldbestandes
DISCOUNT	Diskontierungsrate
UCDEFOR	Nutzerkosten des Waldverlustes



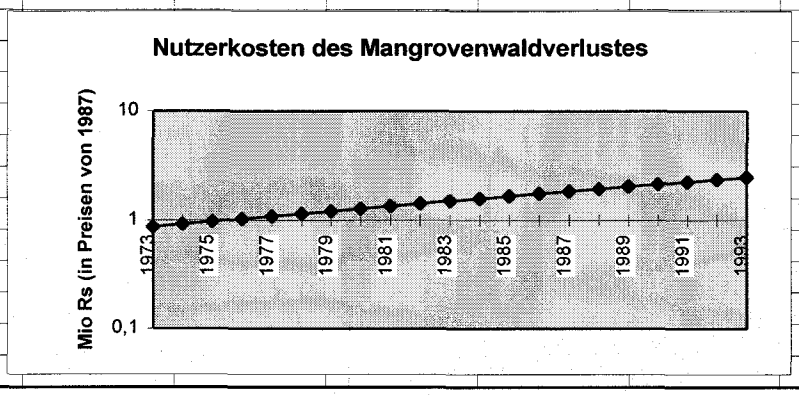
Nachhaltige Ersparnis Indien - Einzelberechnungen -
Nutzerkosten des Feuchtgebietverlustes (Mangrovenwälder)

	AREA	STATLIFE	NETPRICE	DISCOUNT	WETLAND
1973	786895,3	138,173011	251004007	5	296059,391
1974	780263,064	137,00844	292948195	5	365708,895
1975	773686,726	135,853683	288467292	5	380959,081
1976	767165,817	134,70866	305656329	5	426819,685
1977	760699,868	133,573287	322624993	5	476137,374
1978	754288,417	132,447483	330852224	5	515806,871
1979	747931,003	131,331168	383300823	5	630970,2
1980	741627,172	130,224262	427448733	5	742622,372
1981	735376,472	129,126685	471523185	5	864176,448
1982	729178,455	128,038359	506342003	5	978499,911
1983	723032,677	126,959206	549461509	5	1119116,35
1984	716938,698	125,889148	590303835	5	1266601,33
1985	710896,082	124,828109	634892490	5	1434490,53
1986	704904,394	123,776013	676395932	5	1608570,06
1987	698963,207	122,732784	734574210	5	1837917,56
1988	693072,094	121,698348	793560519	5	2088012,68
1989	687230,634	120,672631	859304911	5	2376708,76
1990	681438,408	119,655559	953697697	5	2771592,31
1991	675695	118,647059	1092752595	5	3335386,89
1992	670000	117,647059	1197649792	5	3837754,94
1993	664305	116,647059	1299461777	5	4371501,46

Konstanter Flächenverlust: 5695ha/Jahr
Rente: US$ 8975/ha (1984)

Legende:

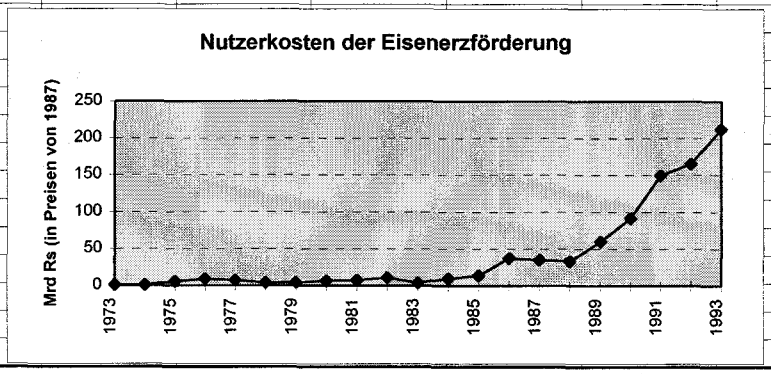
NETPRICE	Nettopreis des Mangrovenwaldverlustes (Rs in Preisen des jeweiligen Jahres)
DISCOUNT	Diskontierungsrate
AREA	Mangrovenwaldfläche (ha)
STATLIFE	Statische Lebenserwartung (in Jahren)
WETLAND	Nutzerkosten des Mangrovenwaldverlustes (Rs in Preisen des jeweiligen Jahres)



Nachhaltige Ersparnis Indien - Einzelberechnungen - Nutzerkosten des Eisenerzabbaus

	PROD	WMPRICE	RENT	RESERVES	STATLIFE	DISCOUNT	NRRIRON
1973	22369000	12,4691802	1216930297	3,78E+09	168,838974	5	321874,223
1974	22157000	14,6467275	1449521730	3,75E+09	169,454439	5	372052,261
1975	26147000	18,8717287	2391047925	3,73E+09	142,5959	5	2275522,36
1976	27430000	20,2206696	2776504004	3,70E+09	134,926176	5	3841556,41
1977	26759000	21,0455029	2700493643	3,67E+09	137,309541	5	3326214,37
1978	24776000	20,779623	2365856488	3,65E+09	147,299403	5	1789852,74
1979	25066000	22,7982967	2584471655	3,62E+09	144,595229	5	2231003,39
1980	26378000	26,1746377	3051776132	3,60E+09	136,403291	5	3928823,81
1981	26219000	28,1	3683946321	3,57E+09	136,230482	5	4782829,22
1982	26887000	32,5	4711398255	3,54E+09	131,845873	5	7575794,28
1983	23693000	29	3967792788	3,52E+09	148,619719	5	2814500,38
1984	26750000	26,1	4647555486	3,49E+09	130,635402	5	7927787,2
1985	27918000	26,6	5088958703	3,47E+09	124,170034	5	11900164
1986	32392000	26,3	6100286111	3,43E+09	106,019604	5	34583513,8
1987	32552000	24,5	5791683090	3,40E+09	104,498495	5	35363474,9
1988	32085000	23,5	6112748212	3,37E+09	105,01948	5	36387091,9
1989	33986000	26,6	8435734663	3,34E+09	98,1452363	5	70225388
1990	35564000	30,8	1,101E+10	3,30E+09	92,7904623	5	119021316
1991	36790000	33,3	1,6822E+10	3,26E+09	88,6982876	5	222029285
1992	37635025	31,6	1,759E+10	3,23E+09	85,7067313	5	268660022
1993	38480050	31,6	2,1357E+10	3,19E+09	82,8246046	5	375445468

PROD	Eisenerzförderung in Tonnen
WMPRICE	Weltmarktpreis (US$/t)
RENT	*Rente (in Rs) (Kosten konstant mit 0.44% des Ertrages angenommen)*
RESERVES	Reserven (in Tonnen)
STATLIFE	Statische Lebenserwartung
DISCOUNT	Diskontierungsrate
NRRIRON	Nutzerkosten der Eisenerzförderung

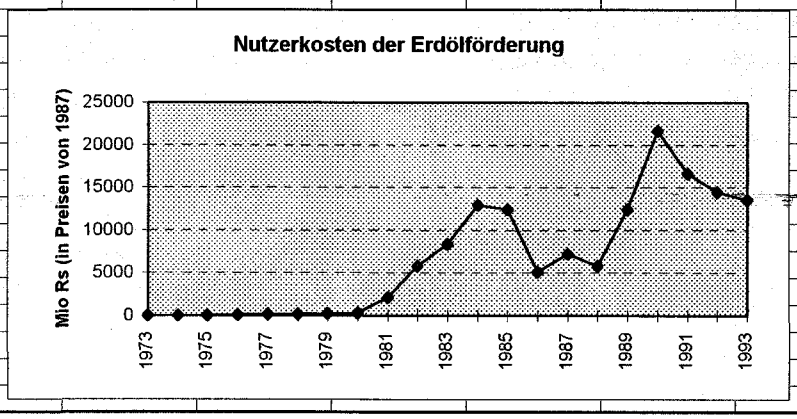


Nachhaltige Ersparnis Indien - Einzelberechnungen - Nutzerkosten der Erdölförderung

	PROD	WMPRICE	COST	RESERVE	STATLIFE	DISCOUNT	NRROIL
1973	52480	20,5487625	20,7471419	7882540193	150,200842	5	0
1974	56093	76,2705	24,2141066	7830060193	139,590683	5	3214220,69
1975	61670	90,25079	23,8286504	7773967193	126,057519	5	8717482,97
1976	64955	103,96057	23,7058593	7712297193	118,732926	5	15845048,5
1977	78570	107,63691	24,6397546	7647342193	97,3315794	5	55999791,4
1978	84921	105,93946	37,0345264	7568772193	89,1272146	5	74669731,1
1979	85892	144,07584	39,4207988	7483851193	87,1309458	5	126277218
1980	76701	298,3554	36,449145	7397959193	96,4519262	5	180006862
1981	118216	305,10393	56,2670863	7321258193	61,9311954	5	1366633676
1982	153760	342,7568	63,4676277	7203042193	46,846008	5	3964568208
1983	189946	299,5636	65,0881673	7049282193	37,1120329	5	6259915806
1984	211627	351,8552	63,8799437	6859336193	32,4123869	5	1,0397E+10
1985	220226	333,45825	72,8908256	6647709193	30,1858509	5	1,0703E+10
1986	222504	180,93605	73,7269194	6427483193	28,8870456	5	4683301508
1987	221606	233,424	73,3973267	6204979193	28,0000505	5	7207697267
1988	233592	198,3349	77,7965455	5983373193	25,6146323	5	6271779259
1989	248835	320,76275	83,3911803	5749781193	23,1068025	5	1,445E+10
1990	241053	563,5986	92,5504942	5500946193	22,8204843	5	2,8073E+10
1991	221526	571,2927	106,044917	5259893193	23,743909	5	2,4627E+10
1992	223833	536,1636	116,224544	5038367193	22,5094923	5	2,3506E+10
1993	235919,457	500,2558	126,104771	4802447736	20,3563021	5	2,3858E+10

Legende:

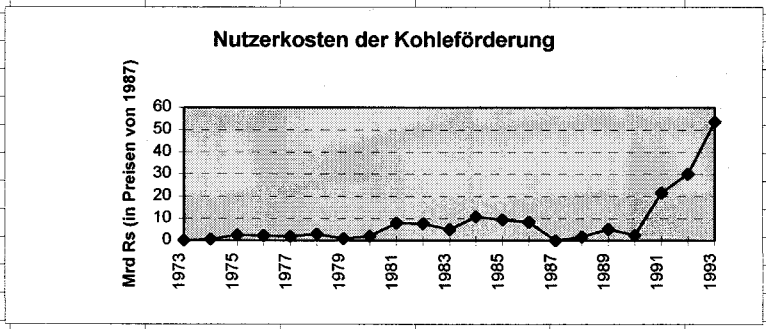
PROD	Erdölförderung in tausend Barrel
WMPRICE	Weltmarktpreis in Rs
COST	Produktionskosten in Rs
RESERVES	Reserven in Barrel
STATLIFE	Statische Lebenserwartung
DISCOUNT	Diskontierungsrate
NNROIL	Nutzerkosten der Erdölförderung



Nachhaltige Ersparnis Indien - Einzelberechnungen - Nutzerkosten der Kohleförderung

	PROD	WMPRICE	COST	RESERVES	STATLIFE	DISCOUNT	NRRCOAL
1973	81490	17,368	163,377907	5,16E+09	63,3273162	5	0
1974	91430	29,058	190,679278	5,08E+09	55,5512742	5	249864224
1975	102710	33,4	187,762669	4,99E+09	48,5602473	5	972835851
1976	105060	31,73	198,950972	4,88E+09	46,4964116	5	920470375
1977	104550	33,4	209,995835	4,78E+09	45,7183453	5	853976142
1978	105250	39,6	215,35092	4,68E+09	44,4209311	5	1320719937
1979	106850	35,4	249,489587	4,57E+09	42,7707347	5	482618230
1980	119020	43,1	278,225356	4,46E+09	37,4996051	5	1183481964
1981	130536	56,5	306,913311	4,34E+09	33,279578	5	5085009559
1982	137410	52,2	329,576796	4,21E+09	30,6647769	5	5324898969
1983	145517	44,5	357,643179	4,08E+09	28,0121017	5	3755887618
1984	155210	48,6	384,227352	3,93E+09	25,3251723	5	8728407847
1985	162290	46,6	413,25	3,78E+09	23,2639719	5	8188947940
1986	175200	43,9	440,264491	3,61E+09	20,6234018	5	7755830906
1987	190880	36,2	478,132593	3,44E+09	18,0114208	5	0
1988	207180	37	516,52664	3,25E+09	15,6730379	5	1844117670
1989	213530	37	559,319507	3,04E+09	14,2366881	5	6099254280
1990	225840	36	620,759545	2,83E+09	12,5151877	5	3115463636
1991	245250	38	711,270045	2,60E+09	10,6038328	5	3,2228E+10
1992	255340	40,925	779,547379	2,36E+09	9,22432835	5	4,9063E+10
1993	264251,037	43,85	845,816557	2,10E+09	7,94698869	5	9,4948E+10

PROD	Kohleförderung in tausend Tonnen
WMPRICE	Weltmarktpreis in US$
COST	Förderungskosten in Rs
RESERVE	Kohlereserven in Tonnen
STATLIFE	Statische Lebenserwartung der Ressource
DISCOUNT	Diskontierungsrate
NRRCOAL	Nutzerkosten der Kohleförderung in Rs



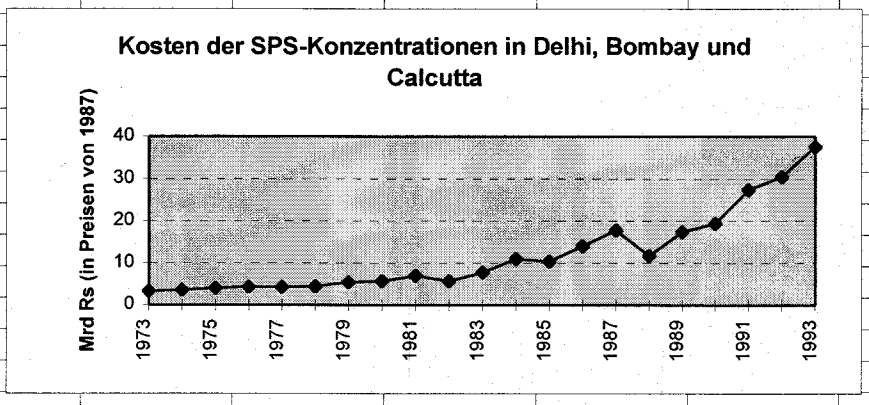
Nachhaltige Ersparnis Indiens - Einzelberechnungen -

Kosten der SPS Konzentration

	CONCDEL	CONCCAL	CONCBOM	WTPPPDEL	WTPPPCAL	WTPPPBOM
1973	329	308	192	79,43	14,872	9,27085714
1974	329	308	192	79,43	14,872	9,27085714
1975	329	308	192	79,43	14,872	9,27085714
1976	329	308	192	79,43	14,872	9,27085714
1977	329	308	192	79,43	14,872	9,27085714
1978	338,7	346	192	81,7718571	16,7068571	9,27085714
1979	398	445	220	96,0885714	21,4871429	10,6228571
1980	435	404	192,7	105,021429	19,5074286	9,30465714
1981	428	522	184,3	103,331429	25,2051429	8,89905714
1982	329	308	152	79,43	14,872	7,33942857
1983	388,5	394,5	236,5	93,795	19,0487143	11,4195714
1984	448	481	321	108,16	23,2254286	15,4997143
1985	391	439	299,5	94,3985714	21,1974286	14,4615714
1986	539	452,5	300	130,13	21,8492857	14,4857143
1987	687	466	300	165,861429	22,5011429	14,4857143
1988	310	433	300	74,8428571	20,9077143	14,4857143
1989	385	628	300	92,95	30,3234286	14,4857143
1990	385	628	300	92,95	30,3234286	14,4857143
1991	385	628	300	92,95	30,3234286	14,4857143
1992	385	628	300	92,95	30,3234286	14,4857143
1993	385	628	300	92,95	30,3234286	14,4857143

Legende:

CONCDEL	SPS-Konzentrationen in Delhi (ug/m3)
CONCCAL	SPS-Konzentrationen in Calcutta (ug/m3)
CONCBOM	SPS-Konzentrationen in Bombay (ug/m3)
WTPPPDEL	Zahlungsbereitschaft pro Person für SPS-Reduktion auf WHO-Richtlinie in Delhi (in 1989 US$)
WTPPPCAL	Zahlungsbereitschaft pro Person für SPS-Reduktion auf WHO-Richtlinie in Calcutta (in 1989 US$)
WTPPPBOM	Zahlungsbereitschaft pro Person für SPS-Reduktion auf WHO-Richtlinie in Bombay (in 1989 US$)
POPDEL	Einwohnerzahl von Delhi (tausend)
POPCAL	Einwohnerzahl von Calcutta (tausend)
POPBOM	Einwohnerzahl von Bombay (tausend)
POLLSPM	Kosten der SPS-Konzentrationen (in Rs in Preisen des jeweiligen Jahres)



	POPDEL	POPCAL	POPBOM	POLLSPM
1973	4068	7497,6	6438,4	1124942657
1974	4247	7692,8	6647,2	1395920432
1975	4426	7888	6856	1546597460
1976	4652,6	8116,4	7098,2	1768089008
1977	4879,2	8344,8	7340,4	1863750792
1978	5105,8	8573,2	7582,6	1993767903
1979	5332,4	8801,6	7824,8	2826514899
1980	5559	9030	8067	3278530996
1981	5798,4	9200,4	8433,2	4439515875
1982	6037,8	9370,8	8799,4	3877830059
1983	6277,2	9541,2	9165,6	5770755137
1984	6516,6	9711,6	9531,8	8803845072
1985	6756	9882	9898	8954173297
1986	7039	10053,8	10363	1,2942E+10
1987	7322	10225,6	10828	1,7752E+10
1988	7605	10397,4	11293	1,2703E+10
1989	7888	10569,2	11758	2,0396E+10
1990	8171	10741	12223	2,5145E+10
1991	8513,2	10927,4	12797	4,0785E+10
1992	8855,4	11113,8	13371	4,9836E+10
1993	9197,6	11300,2	13945	6,6381E+10

Nachhaltige Ersparnis Indiens - Einzelberechnungen -

Anteil Indiens am globalen CO_2 Bestand

	AREA	LOSS	SETOFFPC	WRLSTOFF	INDCO2	WRLINDCO2
1973	73508200	800000	0,15109612	0,23009439	0,3777403	4,32352
1974	72708200	800000	0,1476112	0,18593751	0,38385502	4,25024
1975	71908200	800000	0,14428341	0,17763706	0,40740741	4,14032
1976	71108200	800000	0,14132492	1,36635838	0,41798107	4,32352
1977	70308200	800000	0,13848532	0,29025394	0,48995363	4,36016
1978	69508200	800000	0,13555219	0,26453003	0,48260212	4,32352
1979	68708200	800000	0,13274074	0,261838	0,49333333	4,50672
1980	67908200	800000	0,13004354	0,35052566	0,50798258	4,32352
1981	67509200	399000	0,06356757	0,28606633	0,53485064	4,14032
1982	67110200	399000	0,06223955	0,33792543	0,55710306	4,06704
1983	66711200	399000	0,06104918	0,28890793	0,59289617	3,99376
1984	66312200	399000	0,05982329	0,27978491	0,60107095	4,0304
1985	65913200	399000	0,05856881	0,27746677	0,64482307	4,06704
1986	65514200	399000	0,05736585	0,27058712	0,67522465	4,10368
1987	65115200	399000	0,05621132	0,29833006	0,70062893	4,14032
1988	64716200	399000	0,05510234	0,18788176	0,73982737	4,2136
1989	64317200	399000	0,05397101	0,2152508	0,78743961	4,2136
SUMME			1,64903639	5,56937608	9,39471994	71,52128

Anteil Indiens am weltweiten CO_2 Bestand

(als Quotient der durchschnittlichen aggregierten Pro-Kopf Emissionen)

= 0,14325674

Anteil Indiens an den globalen Kosten des CO_2 Bestandes (US$/t) (1990)

= 2,86513486

Legende:

AREA	Waldfläche in ha
LOSS	Waldverlust in ha
SETOFFPC	CO_2 Freisetzung durch indischen Waldverlust (Tonnen pro Kopf)
WRLSTOFF	CO_2 Freisetzung durch weltweiten Waldverlust (Tonnen pro Kopf)
INDCO2	Industrielle CO_2 Emissionen Indiens (Tonnen pro Kopf)
WRLINDCO2	Weltweite industrielle CO_2 Emissionen (Tonnen pro Kopf)

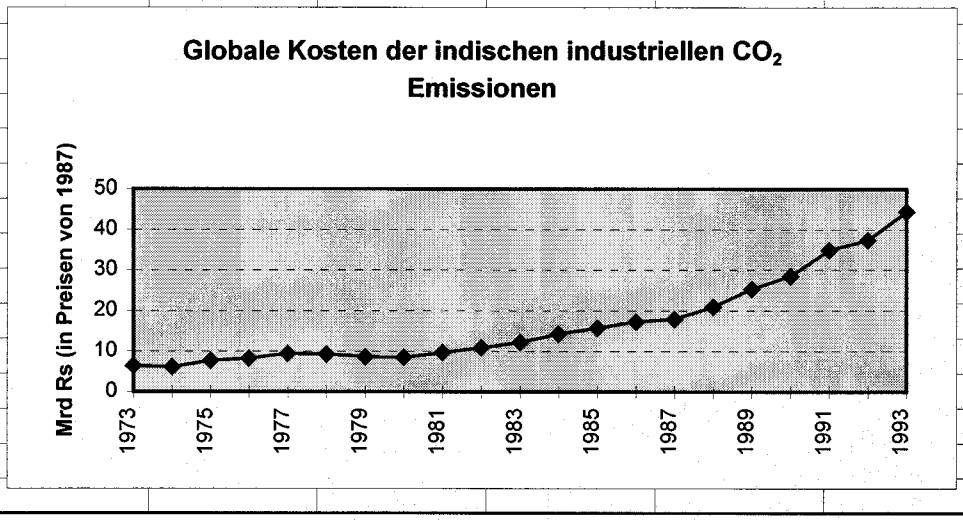
Nachhaltige Ersparnis Indiens - Einzelberechnungen -

Globale Kosten der indischen industriellen CO_2 Emissionen

	EMISSION	DISCOUNT	POLLCO2
1973	224000000	5	2185269656
1974	233000000	5	2443397797
1975	253000000	5	3022244776
1976	265000000	5	3433732990
1977	317000000	5	4131485331
1978	319000000	5	4183429972
1979	333000000	5	4512738319
1980	350000000	5	4867422588
1981	376000000	5	6211105026
1982	400000000	5	7481067565
1983	434000000	5	9128290173
1984	449000000	5	1,143E+10
1985	492000000	5	1,3539E+10
1986	526000000	5	1,5881E+10
1987	557000000	5	1,7908E+10
1988	600000000	5	2,2612E+10
1989	652000000	5	2,9696E+10
1990	719146601	5	3,7046E+10
1991	703500000	5	5,198E+10
1992	729768141	5	6,0988E+10
1993	755259836	5	7,8701E+10

Legende:

EMISSION	Industrielle CO_2 Emissionen (t)
DISCOUNT	Diskontierungsrate
POLLCO2	Globale Kosten der indischen industriellen CO_2 Emissionen



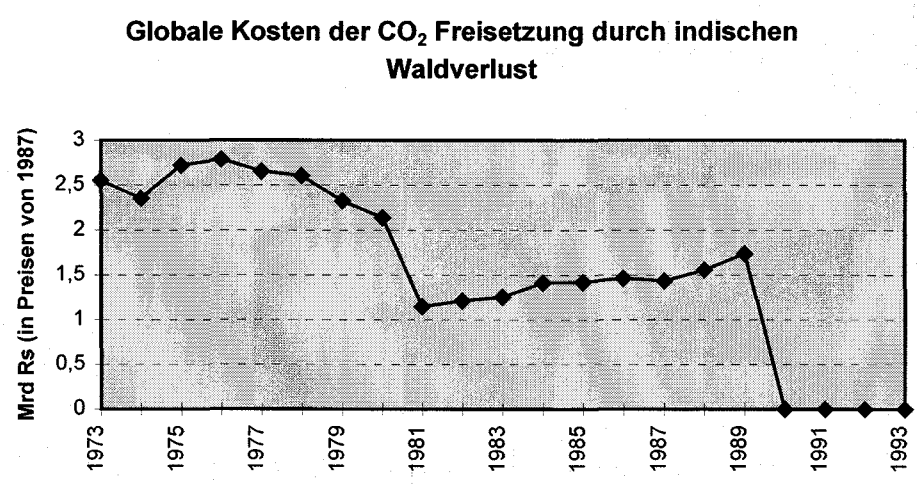
Nachhaltige Ersparnis Indiens - Einzelberechnungen -

Globale Kosten des CO_2 Bestand verursacht durch indischen Waldverlust

	AREA	LOSS	CARBOFFS	DISCOUNT	GLDEFOR
1973	73508200	800000	89600000	5	872626101
1974	72708200	800000	89600000	5	938014257
1975	71908200	800000	89600000	5	1068514197
1976	71108200	800000	89600000	5	1159022400
1977	70308200	800000	89600000	5	1165784120
1978	69508200	800000	89600000	5	1173040490
1979	68708200	800000	89600000	5	1212179959
1980	67908200	800000	89600000	5	1243947900
1981	67509200	399000	44688000	5	736945072
1982	67110200	399000	44688000	5	834368072
1983	66711200	399000	44688000	5	938326104
1984	66312200	399000	44688000	5	1135723092
1985	65913200	399000	44688000	5	1227621406
1986	65514200	399000	44688000	5	1346937538
1987	65115200	399000	44688000	5	1434303613
1988	64716200	399000	44688000	5	1681264195
1989	64317200	399000	44688000	5	2031888550
1990	0	0	0	5	0
1991	0	0	0	5	0
1992	0	0	0	5	0
1993	0	0	0	5	0

Legende:

AREA	Waldfläche in ha
LOSS	Waldverlust in ha
CARBOFFS	CO_2 Freisetzung in Tonnen
DISCOUNT	Diskontierungsrate
GLDEFOR	Globale Kosten der CO_2 Freisetzung des indischen Waldverlustes

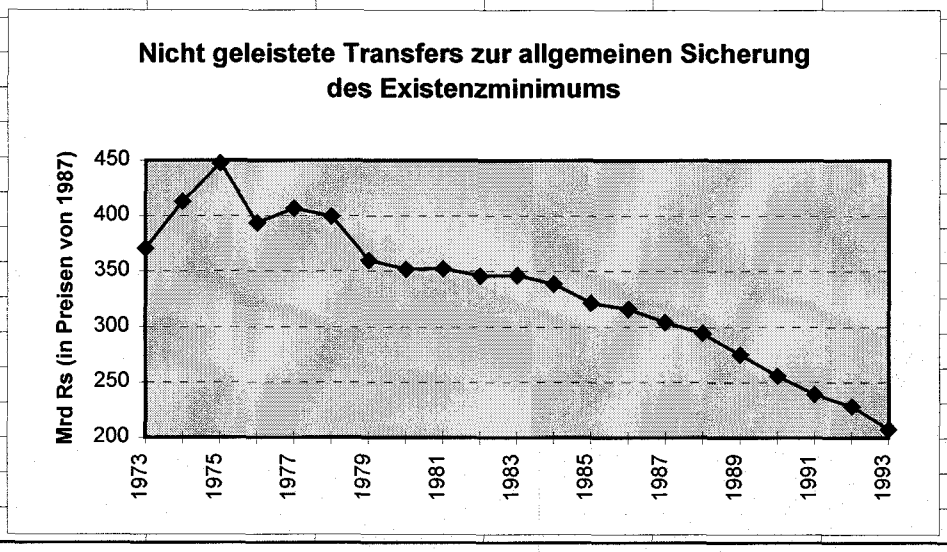


Nachhaltige Ersparnis Indiens - Einzelberechnungen -
Nicht geleistete Transfers zur allgemeinen Sicherung des Existenzminimums

	POPBEL	TRPOV
1973	301599800	1,2667E+11
1974	304835400	1,6467E+11
1975	307891800	1,7586E+11
1976	310279600	1,6368E+11
1977	312501000	1,7857E+11
1978	307254833	1,8002E+11
1979	301500000	1,8769E+11
1980	295236500	2,0465E+11
1981	288464333	2,2621E+11
1982	281575667	2,3822E+11
1983	273768000	2,5898E+11
1984	265371750	2,7203E+11
1985	256749500	2,7782E+11
1986	247527250	2,9123E+11
1987	237705000	3,0429E+11
1988	227282750	3,1823E+11
1989	216522000	3,2185E+11
1990	205123750	3,3227E+11
1991	193088000	3,5615E+11
1992	180620000	3,7244E+11
1993	167477000	3,6729E+11

Legende:

POPBEL	Bevölkerung unterhalb der Armutsgrenze
TRPOV	Nicht geleistete Transfers zur allgemeinen Sicherung des Existenzminimums

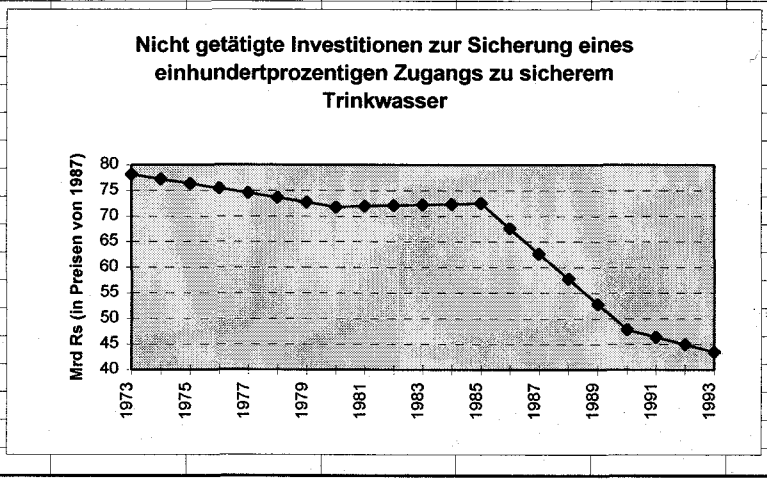


Nachhaltige Ersparnis Indiens - Einzelberechnungen -
Nicht geleistete Investitionen zur einhundertprozentigen Trinkwasserversorgung

	RURPOP	URBPOP	RURSERV	URBSERV	COSTRUR	COSTURB	WATSUP
1973	470578000	123810000	158761087	97809900	6,0696E+10	6819587459	2,6692E+10
1974	479004000	128540000	172411900	101546600	5,9679E+10	7080120927	3,0804E+10
1975	487430000	133270000	186062714	105283300	5,8662E+10	7340654395	2,9989E+10
1976	495434000	138896000	199713528	109727840	5,7563E+10	7650540503	3,1396E+10
1977	503438000	144522000	213364341	114172380	5,6464E+10	7960426611	3,2737E+10
1978	511442000	150148000	227015155	118616920	5,5364E+10	8270312719	3,3161E+10
1979	519446000	155774000	240665968	123061460	5,4265E+10	8580198827	3,7941E+10
1980	527450000	161400000	254316782	127506000	5,3166E+10	8890084935	4,178E+10
1981	536550000	168366000	267967596	130615134	5,228E+10	9901705467	4,6181E+10
1982	545650000	175332000	281618409	133724268	5,1394E+10	1,0913E+10	4,9692E+10
1983	554750000	182298000	295269223	136833402	5,0509E+10	1,1925E+10	5,4032E+10
1984	563850000	189264000	308920036	139942536	4,9623E+10	1,2937E+10	5,8166E+10
1985	572950000	196230000	322570850	143051670	4,8737E+10	1,3948E+10	6,2685E+10
1986	581246000	204774000	348869434	154489356	4,5233E+10	1,3189E+10	6,2241E+10
1987	589542000	213318000	375168018	165927042	4,1728E+10	1,243E+10	6,2662E+10
1988	597838000	221862000	401466602	177364728	3,8224E+10	1,1671E+10	6,2365E+10
1989	606134000	230406000	427765186	188802414	3,472E+10	1,0912E+10	6,1762E+10
1990	614430000	238950000	454063770	200240100	3,1216E+10	1,0153E+10	6,2142E+10
1991	622446000	249722000	469564764	210261678	2,9759E+10	1,035E+10	6,9034E+10
1992	630462000	260494000	485065758	220283256	2,8302E+10	1,0547E+10	7,3283E+10
1993							

Legende:

RURPOP	Landbevölkerung
URBPOP	Stadtbevölkerung
RURSERV	Landbevölkerung mit Zugang zu sicherem Trinkwasser
URBSERV	Stadtbevölkerung mit Zugang zu sicherem Trinkwasser
COSTRUR	Kosten zur Sicherung eines 100prozentigen Zugangs zu Trinkwasser für die Landbevölkerung (in Preisen von 1985)
COSTURB	Kosten zur Sicherung eines 100prozentigen Zugangs zu Trinkwasser für die Stadtbevölkerung (in Preisen von 1985)
WATSUP	COSTRUR + COSTURB (in Preisen des jeweiligen Jahres)



Nachhaltige Ersparnis Indiens - Einzelberechnungen -
Nicht geleistete Investitionen zur Sicherung eines einhundertprozentigen Zugangs zu Grundschulausbildung

	NOTENR	COSTPUP	TREDU
1973	17939239,7	302,622821	5428823309
1974	16970924,1	353,192804	5994008244
1975	17200860,8	347,790406	5982294348
1976	19046923,1	368,514357	7019064609
1977	22026315,8	388,972616	8567633676
1978	16091827,2	398,891772	6418897452
1979	14579650,6	462,126391	6737641320
1980	15955902,4	515,353291	8222926829
1981	12981705,9	568,491626	7379991089
1982	6699043,48	610,470911	4089571178
1983	6104075,27	662,457916	4043692984
1984	3557375	711,699441	2531781797
1985	1784510,2	765,457723	1365967118
1986	3749708,33	815,496323	3057873357
1987	938828,283	885,638926	831462872
1988	1953877,55	956,755731	1869383545
1989	1986081,63	1036,02042	2057621117
1990	0		0
1991	0		0
1992	0		0
1993	0		0

Legende:

NOTENR	Anzahl der nicht eingeschulten Kinder im Grundschulalter
COSTPUP	Kosten der Grundschulausbildung eines Kindes
TREDU	Nicht geleistete Investitionen zur Sicherung eines einhundertprozentigen Zugangs zu Grundschulausbildung

Anhang XI-2: Daten der nachhaltigen Ersparnis Malaysias

XI-2-1 Endberechnungen

XI-2-2 Mittelwert der einzelnen Komponenten

XI-2-3 Sparquoten

XI-2-4 Einzelberechnungen - Abschreibung des Sachkapitals

XI-2-5 Einzelberechnungen - Bodendegradierung

XI-2-6 Einzelberechnungen - Nutzerkosten des Waldverlustes

XI-2-7 Einzelberechnungen - Nutzerkosten des Mangrovenwaldverlustes

XI-2-8 Einzelberechnungen - Nutzerkosten des Zinnabbaus

XI-2-9 Einzelberechnungen - Nutzerkosten der Erdölförderung

XI-2-10 Einzelberechnungen - Kosten der SPS-Konzentration

XI-2-11 Einzelberechnungen - Anteil Malaysias am globalen CO_2-Bestand

XI-2-12 Einzelberechnungen - Kosten der industriellen CO2-Emissionen

XI-2-13 Einzelberechnungen - Globale Kosten des CO2 Bestandes verursacht durch malaysischen Waldverlust

XI-2-14 Einzelberechnungen - Nicht-geleistete Transfers zur allgemeinen Sicherung des Existenzminimums

XI-2-15 Einzelberechnungen - Nicht-geleistete Investitionen zur 100prozentigen Trinkwasserversorgung

XI-1-16 Einzelberechnungen - Nicht geleistete Investitionen zur Sicherung eines 100prozentigen Zugangs zu Grundschulausbildung

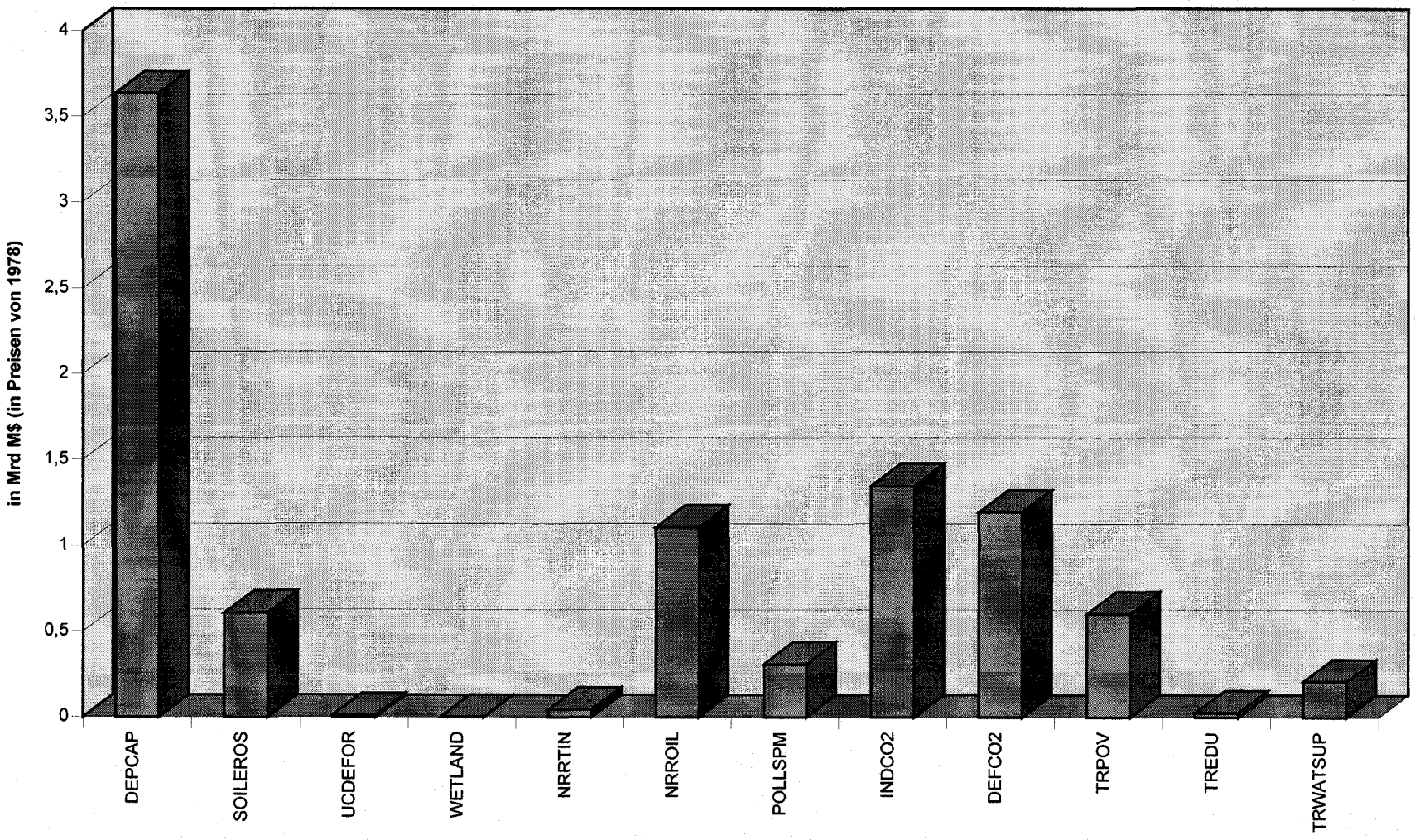
Nachhaltige Ersparnis Malaysia - Endberechnungen (alle Angaben in M$ Preisen von 1978)

	GRSAV	DEPCAP	SOILEROS	UCDEFOR	WETLAND	NRRTIN	NRROIL	POLLSPM	INDCO2	DEFCO2	TRPOV	TREDU	TRWATSUP
1973	8400221423	1400912584	387500000	2621271,61	674998,506	68061101,3	2213,35312	350570570	584587906	1606155272	877436962	50521810,3	273261789
1974	9122160835	1708582888	416666667	2994305,2	699757,157	64927330,2	226385,855	301436149	587898853	1477783834	913873506	45116159,2	283144074
1975	7626045098	1702498275	445833333	3112748,37	731392,231	69851255,8	1272395,04	350222942	651147739	1594367291	985322314	40952744,6	293026359
1976	1,1114E+10	1673430358	433333333	3967019,7	812405,151	70167857	33207244,3	317181730	791529079	1571650827	856629676	41338363,7	276593380
1977	1,1747E+10	1882943605	437500000	4097072,62	825780,315	64985349,8	53279636,1	290690523	715311827	1495729690	798058709	47045949,6	280541522
1978	1,221E+10	2033269525	466666667	4639211,97	813808,126	81569631,7	105790872	446247371	688455653	1402342621	751397151	42083893,9	284489663
1979	1,5652E+10	2369613872	516666667	5121008,7	808961,135	83576788,4	315820366	505951878	718992982	1244595288	651683696	42366681,2	288437805
1980	1,4654E+10	3004612113	512500000	5547358,48	844691,716	83632969,8	689535576	267094533	720873859	1216654855	604833835	44705412,4	278008752
1981	1,3707E+10	3718145912	512500000	6593343,06	938145,902	88247253,9	550830891	336126668	871934900	2723734952	610922370	42009519,6	267281726
1982	1,4409E+10	3974081135	541666667	7593370,1	997725,302	72329791,6	916647085	149328387	899093233	2826928354	580621316	39232227,2	258044565
1983	1,7218E+10	4199123723	533333333	8337012,47	1043832,39	41583814,7	1214069010	143503862	1111420907	189592320	522087350	26114980	245306222
1984	2,0483E+10	3994847043	591666667	8750659,67	1102848,83	39597149,7	1655100268	477810644	1016352182	189863082	457961694	12965982	225816929
1985	1,8675E+10	3693448947	687500000	8997599,15	1225834,8	32046090,7	1686721788	402464412	1170936215	-282331245	463672716	0	206327637
1986	1,8529E+10	3299494524	716666667	10155547,3	1336982,32	10000596,4	1025167799	335019071	1489714866	-135081970	507530485	0	186614864
1987	2,2701E+10	3028732815	629166667	12569883,7	1369637,14	12674795,1	1350766237	392272803	1623727941	-525715509	478285973	0	166902092
1988	2,4088E+10	3467251246	795833333	14889201,8	1493454,38	11423782,4	1070631246	381266118	1695598413	275134837	463833287	28726478	147189320
1989	2,5162E+10	4599096700	791666667	16882252,1	1620691,45	11829366,5	2009926576	294634070	2062719833	7426337538	456357207	37204121,4	127476548
1990	2,6567E+10	5574547335	819280731	17872404,8	1697759,1	10178805	3996764061	262928370	2464052583	608354658	449658951	14763963,6	107763776
1991	2,6814E+10	6670404320	837329033	18739378,8	1810675,83	3374430,81	2957623805	253939890	2822920821	198507765	449710875	7558263,5	86784618,4
1992	3,3018E+10	6921128676	863032114	20133789,1	1759207,39	693174,897	2168729503	179683382	2688546110	19297148,1	438638702	0	71443681
1993	3,8457E+10	7465609359	884716436	17647092	1864904,85	150778,548	1463923023	101561910	2961963864	0	431514809	0	56269802
		DEPCAP	SOILEROS	UCDEFOR	WETLAND	NRRTIN	NRROIL	POLLSPM	INDCO2	DEFCO2	TRPOV	TREDU	TRWATSUP
MITTEL	1,8588E+10	3637227379	610524999	9583882,41	1165404,48	43852481,6	1107906475	311425490	1349418084	1196376267	607144361	26795550	210034530

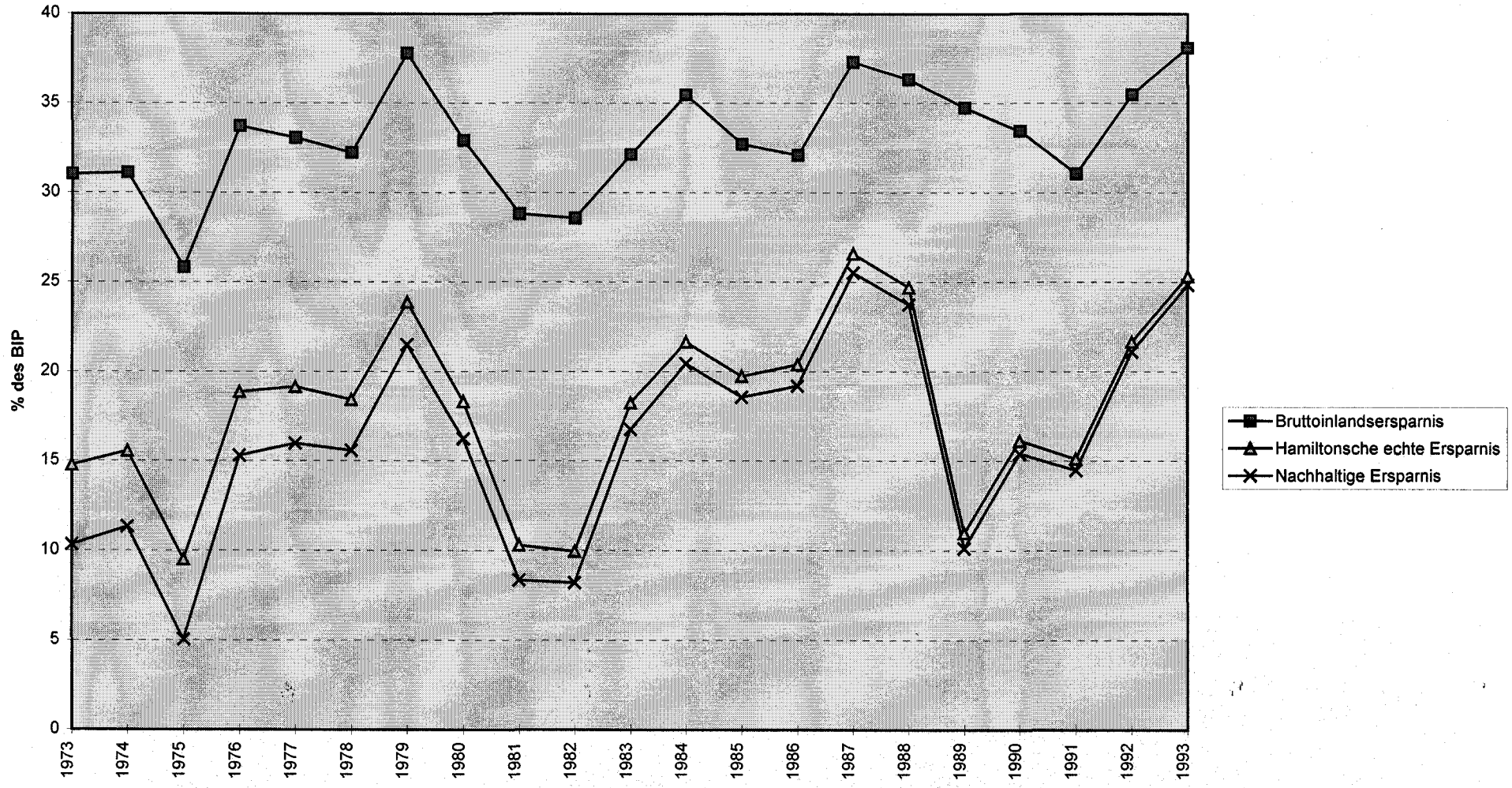
Legende:

GRSAV	Bruttoinlandsersparnis
DEPCAP	Abschreibungen des Sachkapitals
SOILEROS	Kosten der Bodenerosion
UCDEFOR	Nutzerkosten des Waldverlustes
WETLAND	Kosten des Verlustes an Feuchtgebieten
NNRTIN	Kosten des Abbaus nicht erneuerbarer Ressourcen - Zinn
NRROIL	Kosten des Abbaus nicht erneuerbarer Ressourcen - Erdöl
POLLSPM	Kosten der urbanen SPS-Konzentrationen
INDCO2	Globale Kosten der industriellen CO_2 Emissionen
DEFCO2	Globale Kosten der CO2 Freisetzung durch malaysischen Waldverlust
TRPOV	Nicht geleistete Transfers zur allgemeinen Sicherung des Existenzminimums
TREDU	Nicht getätigte Investitionen zur Erreichung einer 100prozentigen Grundschuleinschulungsrate
TRWATSUP	Nicht geleistete Ausgaben zur Erreichung eines 100prozentigen Zugangs zu sicherem Trinkwasser

Mittelwert der einzelnen Komponenten der nachhaltigen Ersparnis Malyasias



Malaysische Sparquoten 1973-93

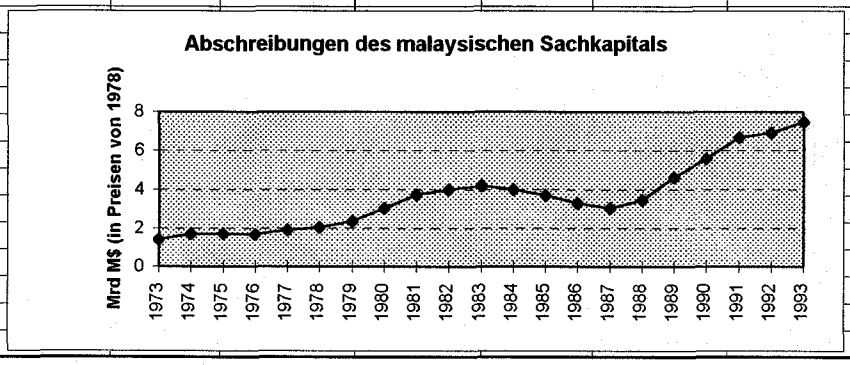


Nachhaltige Ersparnis Malaysia - Einzelberechnungen - Abschreibungen des Sachkapitals

	FIXINVTHAI	DEPTHAI	DEPTHAI%	FIXINVSING	DEPSING	DEPSING%	FIXINVMAL	DEPCAP
1973							4,67	1012299433
1974							6,42	1391640762
1975	69,4	21014	0,30279539	4698	1139	0,24244359	6,2	1343952138
1976	79,4	24041	0,30278338	5149	1769	0,34356186	6,87	1489185675
1977	104,8	28609	0,27298664	5282	2119	0,4011738	8,26	1790491074
1978	123,3	34428	0,27922141	6085	2431	0,39950698	9,38	2033269525
1979	142,9	41887	0,29312106	7166	2789	0,389199	12,25	2655389305
1980	184	46659	0,25358152	10203	3026	0,29657944	16,6	3598323466
1981	212,8	54584	0,25650376	12784	3551	0,27776909	20,76	4500071997
1982	226,7	63140	0,27851787	15505	4148	0,2675266	22,75	4931437280
1983	262,1	72442	0,27639069	17464	4900	0,28057719	25,28	5479856459
1984	282,6	82543	0,29208422	19122	5482	0,28668549	25,39	5503700771
1985	287	92958	0,32389547	16424	5782	0,35204579	23,12	5011640876
1986	292,2	104016	0,35597536	14130	6231	0,44097665	18,87	4090383362
1987	359,3	116507	0,32426106	15164	6751	0,44519916	18,28	3962491142
1988	478,5	133421	0,27883177	17344	7474	0,43092712	21,92	4751521107
1989	642,9	157125	0,24440037	20683	8105	0,39186772	30,06	6516000204
1990	881,7	191123	0,21676647	23840	8757	0,36732383	37,49	8126575105
1991	1042,7	234467	0,22486525				46,18	1,001E+10
1992							50,7	1,099E+10
1993							56,6	1,2269E+10
	MITTEL:		0,28099892	MITTEL:		0,35083521		
	Standardabw.:		0,03482738	Standardabw.:		0,06512111		
	MINIMUM :		**0,21676647**	MINIMUM :		0,24244359		

Abkürzungen:

FIXINVTHAI	Bruttoinvestitionen Thailand (Mrd Bhat)
DEPTHAI	Abschreibungen des thailändischen Sachkapitals (Mio Bhat)
DEPTHAI%	Abschreibungen des thailändischen Sachkapitals (% Bruttoinvestitionen)
FIXINVSING	Bruttoinvestitionen Singapur (Mio S$)
DEPSING	Abschreibungen des singapurianischen Sachkapitals (Mio S$)
DEPSING%	Abschreibungen des singapurianischen Sachkapitals (% Bruttoinvestitionen)
FIXINVMAL	Bruttoinvestitionen Malaysia (Mrd M$)
DEPCAP	Geschätzte Abschreibungen des malaysischen Sachkapitals, basierend auf minimalen Abschreibungen Thailands und Singapurs

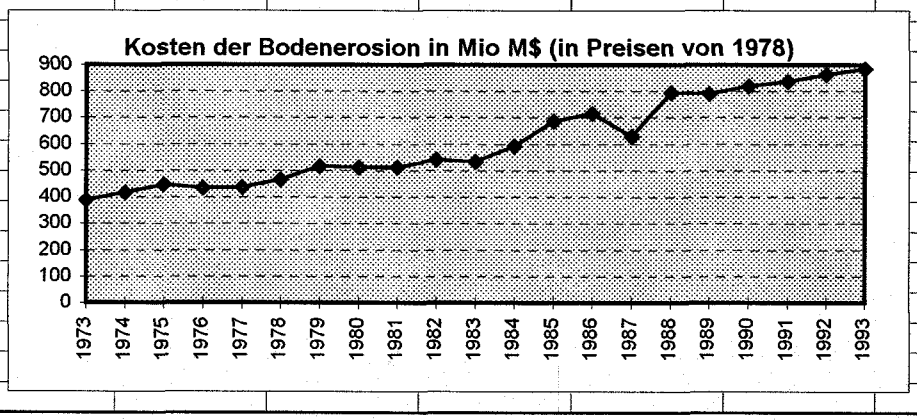


Nachhaltige Ersparnis Malaysia - Einzelberechnungen - Bodenerosion

	CONSRUBB	CONSPALM	SUBPALM	SOILEROS
1973	158333333	175000000	54166666,7	280007500
1974	158333333	191666667	66666666,7	339375000
1975	162500000	208333333	75000000	351940833
1976	158333333	183333333	91666666,7	385623333
1977	158333333	179166667	100000000	416018750
1978	158333333	191666667	116666667	466666667
1979	158333333	225000000	133333333	578976667
1980	158333333	200000000	154166667	613770000
1981	158333333	191666667	162500000	620278750
1982	158333333	191666667	191666667	672154167
1983	158333333	166666667	208333333	696000000
1984	158333333	204166667	229166667	815139167
1985	154166667	283333333	250000000	932868750
1986	150000000	308333333	258333333	888451667
1987	145833333	216666667	266666667	823138750
1988	145833333	316666667	333333333	1090610000
1989	141666667	283333333	366666667	1121633333
1990	140737337	290063317	388480078	1194347450
1991	139808007	296793301	400727726	1256579680
1992	138878676	303523284	420630153	1370408694
1993	137949346	310253268	436513821	1453942991

Legende:

CONSRUBB	Konservierungsausgaben für Kautschukplantagen in Preisen von 1978
CONSPALM	Konservierungsausgaben für Palmölplantagen in Preisen von 1978
SUBPALM	Substitutionskosten der Bodenerosion auf Palmölplantagen in Preisen von 1978
SOILEROS	Gesamtkosten der Bodenerosion (CONSRUBB+CONSPALM+SUBPALM) in jährlichen Preisen

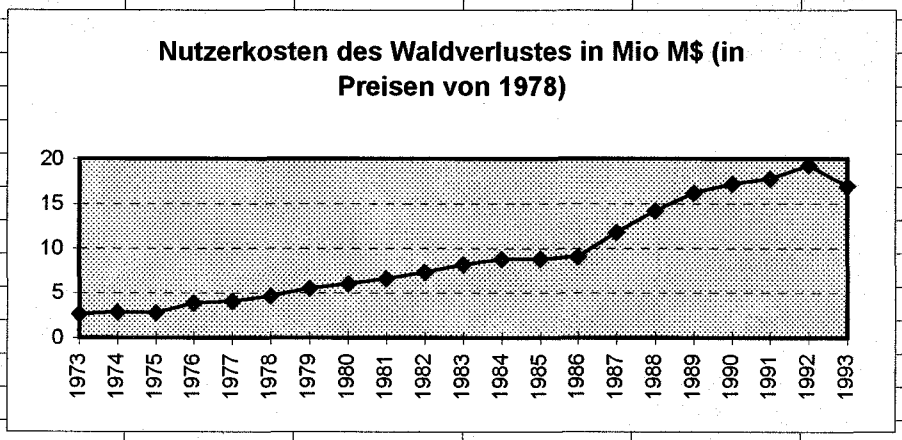


Nachhaltige Ersparnis Malaysia - Einzelberechnungen -
Nutzerkosten des Waldverlustes

	AREA	WOODPRO	STUMPVAL	NETPRWWF	NETPROWN
1973	22700600	33838000	59	1519633000	1996442000
1974	22480800	34718000	62,56	1719897000	2171958080
1975	22261000	32522000	66,12	1870921000	2150354640
1976	22041200	37457000	69,68	2624687000	2610003760
1977	21821400	35052000	73,24	3039349000	2567208480
1978	21601600	36048000	76,8	3438240000	2768486400
1979	21381800	36218000	80,36	3278725000	2910478480
1980	21162000	35780000	83,92	3116399000	3002657600
1981	20714500	38694000	87,84	3880803000	3398880960
1982	20267000	40949000	91,04	4115841000	3727996960
1983	20236850	41207000	94,6	4400912000	3898182200
1984	20206700	39698000	98,16	4192587000	3896755680
1985	20246400	37514000	101,72	4418173000	3815924080
1986	20262300	38962000	105,28	4263506000	4101919360
1987	20326000	44426000	108,84	5191649000	4835325840
1988	20294000	48530000	112,4	4564769000	5454772000
1989	19471800	50797000	115,96	3871129000	5890420120
1990	19405700	49690000	119,52		5938948800
1991	19384900	50131000	118,300373		5930515991
1992	19382700	54008000	112,360952		6068390311
1993*	19382700	55008751,1	92,087367		5065611054

Legende:

AREA	Waldfläche in ha
WOODPRO	Holzproduktion in m^3 (1993 Schätzwert)
STUMPVAL	Ertrag pro m^3 in M$ (Preise von 1978)
	(Werte für 1991-94 geschätzt aufgrund von Exportpreisentwicklung)
NETPRWWF	Nettopreis des Waldverlustes nach Angaben des WWF (1993)
	(in M$ in Preisen von 1978)
NETPROWN	Nettopreis eigene Berechnungen (n M$ in Preisen von 1978)
STATLIFE	Statische Lebenserwartung der Ressource
DISCOUNT	Diskontierungsrate
UCDEFOR	Nutzerkosten des Waldverlustes



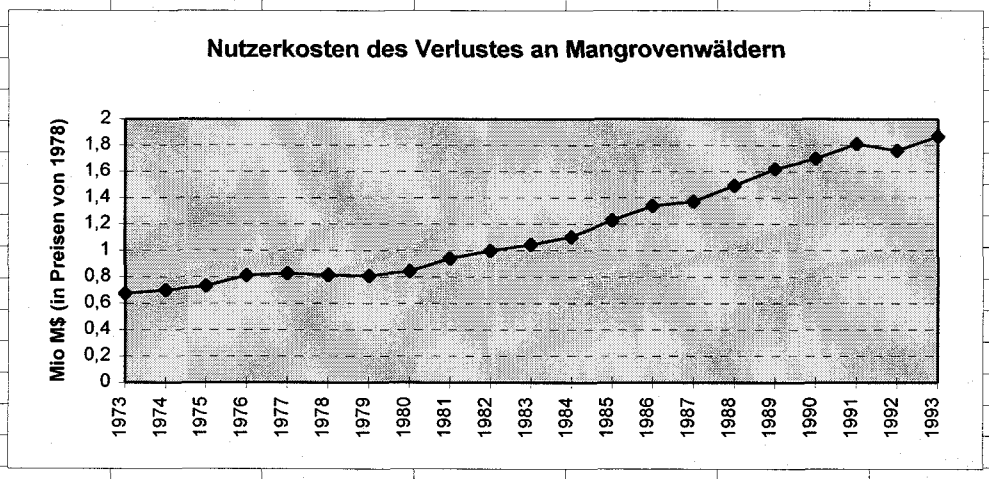
	STATLIFE	DISCOUNT	UCDEFOR
1973	136	5	1894130,87
1974	135	5	2438861,58
1975	134	5	2457203,57
1976	133	5	3530250,83
1977	132	5	3895906,35
1978	131	5	4639211,97
1979	130	5	5738602,35
1980	129	5	6643516,51
1981	128	5	7979923,11
1982	127	5	9422612,95
1983	126	5	10879801,3
1984	125	5	12055783,8
1985	124	5	12208842,3
1986	123	5	12589832
1987	122	5	16445178,8
1988	121	5	20404162,1
1989	120	5	23918774,8
1990	119	5	26054391,7
1991	118	5	28122185,8
1992	117	5	31970443,7
1993*	116	5	29001230,9

Nachhaltige Ersparnis Malaysia - Einzelberechnungen -
Nutzerkosten des Mangrovenwaldverlustes

	AREA	NETPR/ha	NETPRTOT	DISCOUNT	STATLIFE	WETLAND
1973	546438,6	10401,316	61573710,2	5	99	487753,921
1974	540518,8	11580,0021	68551296,2	5	98	569952,204
1975	534599	11176,5784	66163108,8	5	97	577361,027
1976	528679,2	13334,4599	78937335,5	5	96	722959,344
1977	522759,4	13799,7259	81691617,3	5	95	785234,502
1978	516839,6	13627,3837	80671386,2	5	94	813808,126
1979	510919,8	14464,334	85625964,3	5	93	906521,848
1980	505000	15380,5095	91049540	5	92	1011602,8
1981	499080,2	16450,383	97382977,2	5	91	1135437,99
1982	493160,4	17093,2315	101188512	5	90	1238077,33
1983	487240,6	17922,3103	106096493	5	89	1362201,27
1984	481320,8	19050,7804	112776810	5	88	1519394,84
1985	475401	19875,8206	117660883	5	87	1663335,24
1986	469481,2	18875,7889	111740895	5	86	1657456,98
1987	463561,4	19449,4976	115137136	5	85	1791896,26
1988	457641,6	21173,0466	125340201	5	84	2046629,88
1989	451721,8	22642,1706	134037122	5	83	2296195,64
1990	445802	23263	137712307	5	82	2474993,22
1991	439882,2	24345,97	144123273	5	81	2717281,22
1992	433962,4	23859,0199	141240626	5	80	2793445,42
1993	428042,6	24954,6987	147726825	5	79	3064784,63

Legende:

AREA	Mangrovenwaldfläche in ha
NETPR/ha	Nettopreis pro ha (in Preisen des jeweiligen Jahres)
NETPR	Gesamter Nettopreis
DISCOUNT	Diskontierungsrate
STATLIFE	Statistische Lebenserwartung der Ressource
WETLAND	Nutzerkosten des Verlustes an Mangrovenwäldern (in Preisen des jeweiligen Jahres)

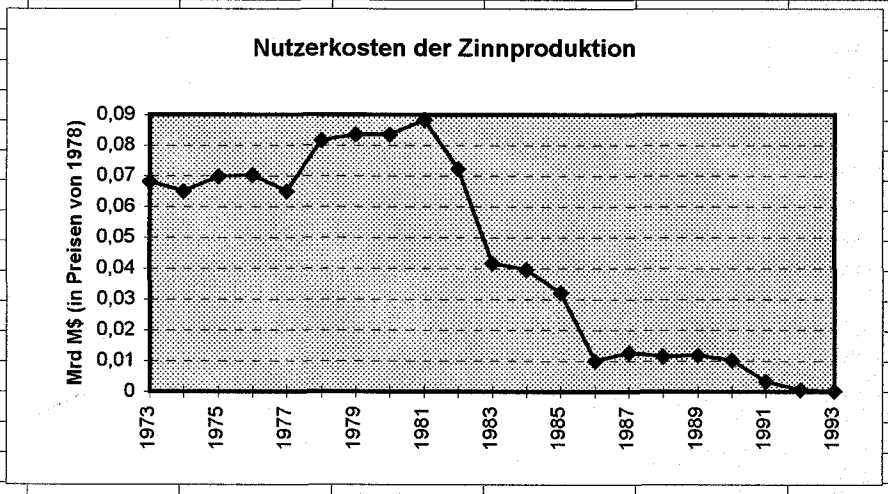


Nachhaltige Ersparnis Malaysia - Einzelberechnungen - Nutzerkosten der Zinnproduktion

	PRICE	RENT	PROD	RESERVES	STATLIFE	DISCOUNT
1973	4,88114754	1,46434426	72000	2128549	29,5631806	5
1974	5,78008299	1,7340249	68000	2056549	30,2433676	5
1975	6,64583333	1,99375	64000	1988549	31,0710781	5
1976	7,07480315	2,12244094	63000	1924549	30,5483968	5
1977	8,12601626	2,43780488	58709	1861549	31,7080686	5
1978	9,52813853	2,85844156	62650	1802840	28,7763767	5
1979	10,9826325	3,29478976	62995	1740190	27,6242559	5
1980	11,9660083	3,58980248	61404	1677195	27,3141001	5
1981	12,1831597	3,65494792	59938	1615791	26,9577063	5
1982	12,8865096	3,86595289	52342	1555853	29,7247526	5
1983	12,9424399	3,88273196	41367	1503511	36,345662	5
1984	12,440273	3,73208191	41307	1462144	35,3970029	5
1985	11,9492549	3,58477648	36884	1420837	38,521771	5
1986	6,129	1,8387	29134	1383953	47,5030205	5
1987	7,077	2,1231	30388	1354819	44,5840134	5
1988	7,165	2,1495	28866	1324431	45,8820412	5
1989	5,275	1,5825	32034	1295565	40,4434351	5
1990	6,235	1,8705	28480	1263531	44,3655548	5
1991	5,733	1,7199	20712	1235051	59,6297316	5
1992	6,359	1,9077	14339	1214339	84,6878443	5
1993	8,714	2,6142	10384	1200000	115,562404	5

Legende:

PRICE	Weltmarktpreis (US$/kg)
RENT	Rente (US$/kg)
PROD	Produktion in Tonnen
RESERVES	Reserven in Tonnen
STATLIFE	Statische Lebenserwartung der Zinnreserven (RESERVES/PROD)
DISCOUNT	Diskontierungsrate
NNRTIN	Nutzerkosten der Zinnproduktion

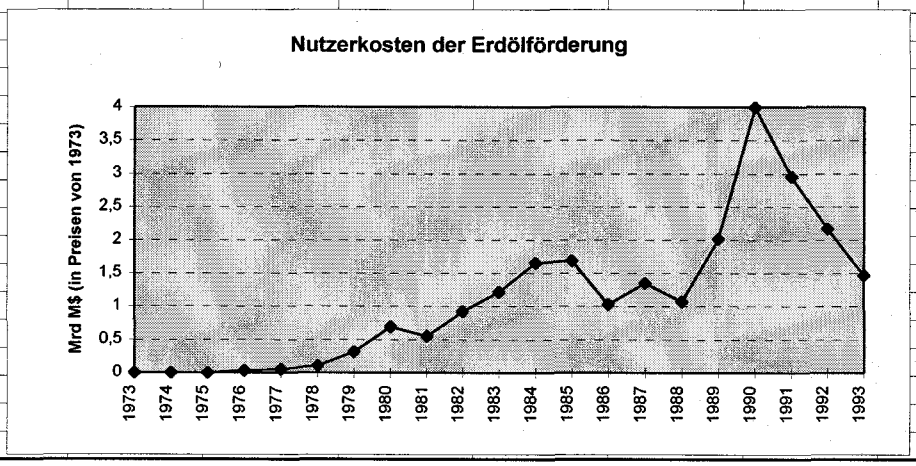


Nachhaltige Ersparnis Malaysia - Einzelberechnungen - Nutzerkosten der Erdölförderung

	PRICE	COST	PROD	RESERVES	STATLIFE	DISCOUNT	NRROIL
1973	6,4355	6,38376256	33323,376	4768596,38	143,100638	5	1599,36896
1974	23,045625	7,48964594	29542	4735273	160,28952	5	184391,279
1975	25,032	7,82591215	35781	4705731	131,514798	5	1004428,64
1976	29,5402	8,03243786	60552	4669950	77,1229687	5	29551126,7
1977	30,9222	8,41724644	66963	4609398	68,8349984	5	50663606
1978	29,8221	8,82588491	81493	4542435	55,7401863	5	105790872
1979	39,03392	9,14802971	105336	4460942	42,349643	5	353908302
1980	82,2906	9,75878095	102291	4355606	42,5805398	5	825787806
1981	78,72768	10,7057984	95634	4253315	44,4749252	5	666670628
1982	83,126	11,3289059	112299	4157681	37,0233128	5	1137467367
1983	67,6284	11,7825564	142127	4045382	28,4631492	5	1584360058
1984	69,3824	12,2061988	165724	3903255	23,5527443	5	2280231640
1985	67,66175	12,2485631	165561	3737531	22,5749482	5	2288712795
1986	36,52115	12,3385871	186410	3571970	19,1619012	5	1270900520
1987	45,36	12,3747732	184642	3385560	18,3358066	5	1767207468
1988	35,8803	12,6907399	200918	3200918	15,9314646	5	1467193060
1989	52,14825	13,0481883	216172	3000000	13,877838	5	2847663973
1990	84,937	13,38975	228575	2771425	12,1247949	5	5826482648
1991	64,075	13,973141	237634	2533791	10,6625777	5	4438506043
1992	51,7041	14,6394953	240776	2293015	9,52343672	5	3443725578
1993	41,0553	15,1566922	235238,152	2057776,85	8,74763226	5	2405811096

Legende:

PRICE	Weltmarkpreis in M$/barrel
COST	Förderungskosten in M$/Barrel
PROD	Förderungsmenge in tausend Barrel
RESERVES	Ölreserven in tausend Barrel
STATLIFE	Statische Lebenserwartung der Erdölreserven (RESERVES/PROD)
DISCOUNT	Diskontierungsrate
NNROIL	Nutzerkosten der Erdölförderung

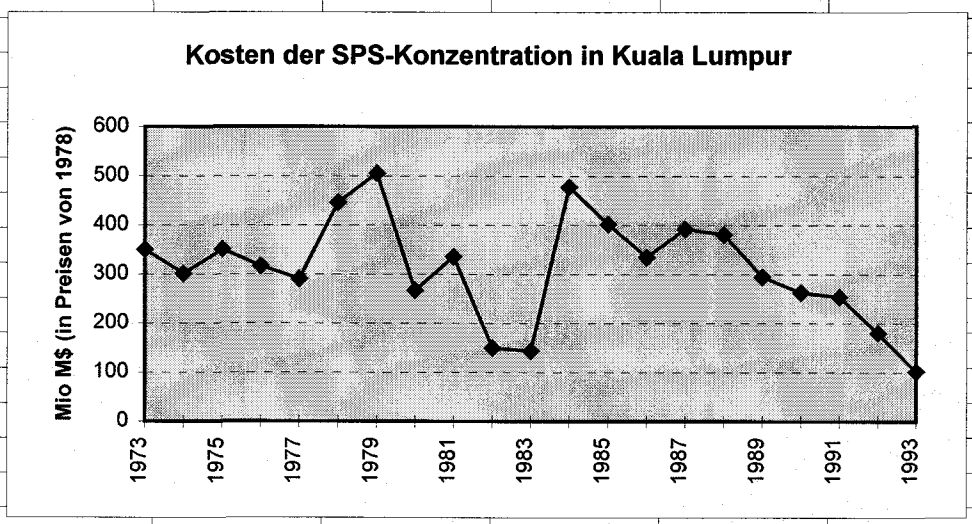


Nachhaltige Ersparnis Malaysia - Einzelberechnungen -
Kosten der SPS-Konzentrationen

	CONCTR	OVRGUIDE	COSTPC	KLPOP	POLLSPM
1973	122	74,2857143	479,777072	0,528	253322294
1974	122	74,2857143	420,410519	0,584	245519743
1975	122	74,2857143	431,97811	0,64	276465990
1976	122	74,2857143	405,546007	0,696	282260021
1977	122	74,2857143	367,57662	0,752	276417618
1978	157,5	125	552,28635	0,808	446247371
1979	193	175,714286	656,214901	0,864	566969674
1980	140	100	347,687405	0,92	319872412
1981	149	112,857143	410,92334	0,99	406814107
1982	104	48,5714286	174,812826	1,06	185301596
1983	104	48,5714286	165,727912	1,13	187272540
1984	188	168,571429	548,566437	1,2	658279725
1985	156	122,857143	430,003118	1,27	546103960
1986	124	77,1428571	307,191673	1,352	415323143
1987	138	97,1428571	357,887384	1,434	513210508
1988	136	94,2857143	344,648475	1,516	522487088
1989	120	71,4285714	261,225	1,598	417437550
1990	115	64,2857143	228,152963	1,68	383296978
1991	113	61,4285714	215,303725	1,77	381087593
1992	105	50	153,397442	1,86	285319242
1993	90	28,5714286	85,593253	1,95	166906843

Legende:

CONCTR	SPS-Konzentrationen in Kuala Lumpur (ug/m^3)
OVRGUIDE	Überschreitung des WHO-Grenzwertes (in %)
COSTPC	Kosten der SPS-Konzentrationen pro Kopf
KLPOP	Bevölkerung von Kuala Lumpur in Mio
POLLSPM	Gesamtkosten der SPS-Konzentrationen



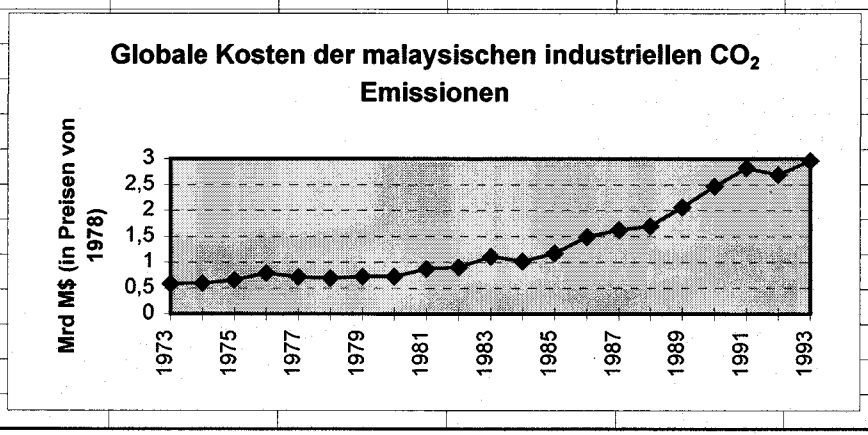
Berechnung der globalen Kosten der malaysischen CO2 Emissionen					
	DEFCO2	INDCO2	WORINDCO	WORDEFCO	
1973	4,04770878	1,4656	4,32352	0,23009439	
1974	3,95026331	1,57552	4,25024	0,18593751	
1975	3,85519661	1,57552	4,14032	0,17763706	
1976	3,7669988	1,90528	4,32352	1,36635838	
1977	3,68073838	1,75872	4,36016	0,29025394	
1978	3,59642314	1,75872	4,32352	0,26453003	
1979	3,51405413	2,0152	4,50672	0,261838	
1980	3,43362639	2,0152	4,32352	0,35052566	
1981	6,81826235	2,1984	4,14032	0,28606633	
1982	6,65002074	2,12512	4,06704	0,33792543	
1983	0,43686818	2,5648	3,99376	0,28890793	
1984	0,42618343	2,27168	4,0304	0,27978491	
1985	-0,54824196	2,27168	4,06704	0,27746677	
1986	-0,21304287	2,34496	4,10368	0,27058712	
1987	-0,83525138	2,5648	4,14032	0,29833006	
1988	0,40930454	2,49152	4,2136	0,18788176	
1989	10,256629	2,82128	4,2136	0,2152508	
SUMME	53,2457415	35,724	71,52128	5,56937608	
Malysischer Anteil an den aggregierten globalen CO2 Emissionen					
(als Quotient der durchschnittlichen aggregierten Pro-Kopf Emissionen)					
=	1,15409242				
Globale Kosten der malaysischen CO2 Emissionen (US$/t in Preisen von 1990					
=	23,0818483				
Legende:					
DEFCO2	Malaysische Pro-Kopf CO2 Emissionen durch Waldverlust				
	(in Tonnen)				
INDCO2	Malaysische Pro-Kopf CO2 Emissionen durch industrielle Aktivität				
	(in Tonnen)				
WORINDCO	Weltweite Pro-Kopf CO2 Emissionen durch industrielle Aktivität				
	(in Tonnen)				
WORDEFCO	Weltweite Pro-Kopf CO2 Emissionen durch Waldverlust				
	(in Tonnen)				

Nachhaltige Ersparnis Malaysia - Einzelberechnungen -
Globale Kosten industrieller CO2 Emissionen

	EMMISSION	DISCOUNT	POLLCO2
1973	17200000	5	422423221
1974	18800000	5	478843615
1975	19300000	5	514016025
1976	23800000	5	704381727
1977	22600000	5	680190016
1978	23200000	5	688455653
1979	27300000	5	805703536
1980	28000000	5	863318533
1981	30800000	5	1055302809
1982	30600000	5	1115684792
1983	38000000	5	1450404283
1984	34700000	5	1400228401
1985	35400000	5	1588843351
1986	37700000	5	1846799520
1987	42300000	5	2124323265
1988	42400000	5	2323648065
1989	49100000	5	2922461460
1990	57561626	5	3592095855
1991	63595003	5	4236357277
1992	65900013	5	4269142367
1993	70810719	5	4867691414

Legende:

EMISSIONS	CO_2 Emissionen in Tonnen
DISCOUNT	Diskontierungsrate
POLLCO2	Globale Kosten der CO_2 Emissionen in M$

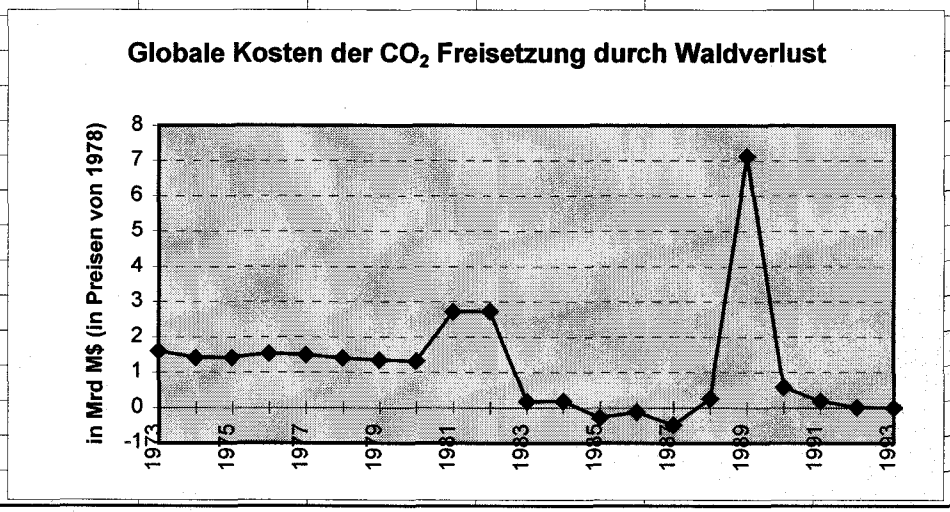


Nachhaltige Ersparnis Malaysia - Einzelberechnungen -
Globale Kosten der CO_2 Freisetzung durch Waldverlust

	AREA	CAROFFST	DISCOUNT	GLDEFOR
1973	22700600	47257000	5	1160607799
1974	22480800	47257000	5	1203654933
1975	22261000	47257000	5	1258593540
1976	22041200	47257000	5	1398612071
1977	21821400	47257000	5	1422289362
1978	21601600	47257000	5	1402342621
1979	21381800	47257000	5	1394693479
1980	21162000	47257000	5	1457065854
1981	20714500	96212500	5	3296536413
1982	20267000	96212500	5	3507935395
1983	20236850	6482250	5	247417978
1984	20206700	6482250	5	261574367
1985	20246400	-8535500	5	-383095266
1986	20262300	-3418500	5	-167461118
1987	20326000	-13695500	5	-687793600
1988	20294000	6880000	5	377044780
1989	19471800	176773000	5	1,0522E+10
1990	19405700	14211500	5	886859420
1991	19384900	4472000	5	297900603
1992	19382700	473000	5	30641941,4
1993	19382700	0	5	0

Legende:

AREA	Waldfläche in ha
CAROFFST	Freigesetzte CO_2 Emissionen durch Abholzung
DISCOUNT	Diskontierungsrate
GLDEFOR	Globale Kosten der CO_2 Freisetzung durch malaysischen Waldverlust

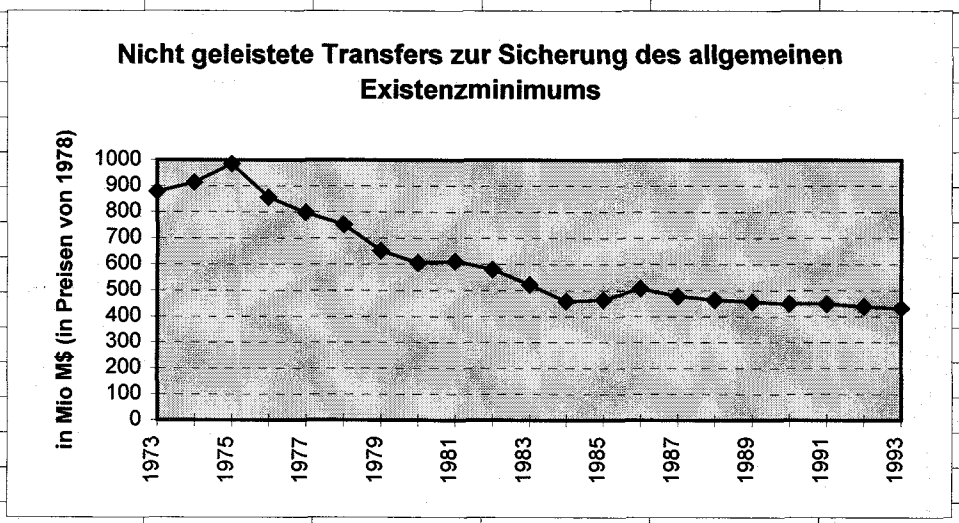


Nachhaltige Ersparnis Malaysia - Einzelberechnungen -
Nicht geleistete Transfers zur allgemeinen Sicherung des Existenzminimums

	POPBEL	TRPOV
1973	5377505	634035949
1974	5380957,4	744349971
1975	5381262	777813435
1976	5138432	762314749
1977	4881387,8	758874026
1978	4609512	751397151
1979	4322187,2	730276749
1980	4018796	724349001
1981	3739415	739399344
1982	3443384	720492990
1983	3130818	681323992
1984	2798640	630933826
1985	2781108,33	629157509
1986	2760940	629185542
1987	2737798	625741538
1988	2711852	635637136
1989	2682915	646566891
1990	2650650	655512819
1991	2615031,33	674881110
1992	2576010,67	696514394
1993	2533251	709151437

Legende:

POPBEL	Bevölkerung unterhalb der Armutsgrenze
TRPOV	Nicht geleistete Transfers zur allgemeinen Sicherung des Existenzminimums

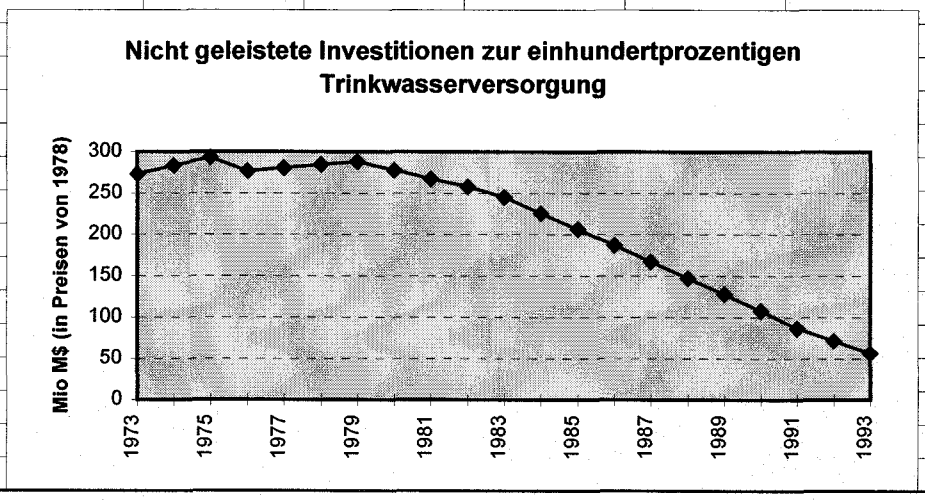


Nachhaltige Ersparnis Malaysia - Einzelberechnungen -
Nicht geleistete Investitionen zur einhundertprozentigen Trinkwasserversorgung

	URBNS	RURNS	WATSUP
1973	286000	7080000	197458969
1974	448000	7200000	230620849
1975	610000	7320000	231315008
1976	0	7426000	246140449
1977	0	7532000	266766933
1978	0	7638000	284489663
1979	0	7744000	323223404
1980	0	7464000	332943281
1981	0	7176000	323491073
1982	0	6928000	320207501
1983	0	6586000	320124619
1984	0	6062750	311107983
1985	0	5539500	279965970
1986	0	5010250	231346447
1987	0	4481000	218358007
1988	0	3951750	201708244
1989	0	3422500	180608773
1990	0	2893250	157098032
1991	0	2330000	130237677
1992	168750	1766750	113445421
1993	342500	1203500	92473792,6

Legende:

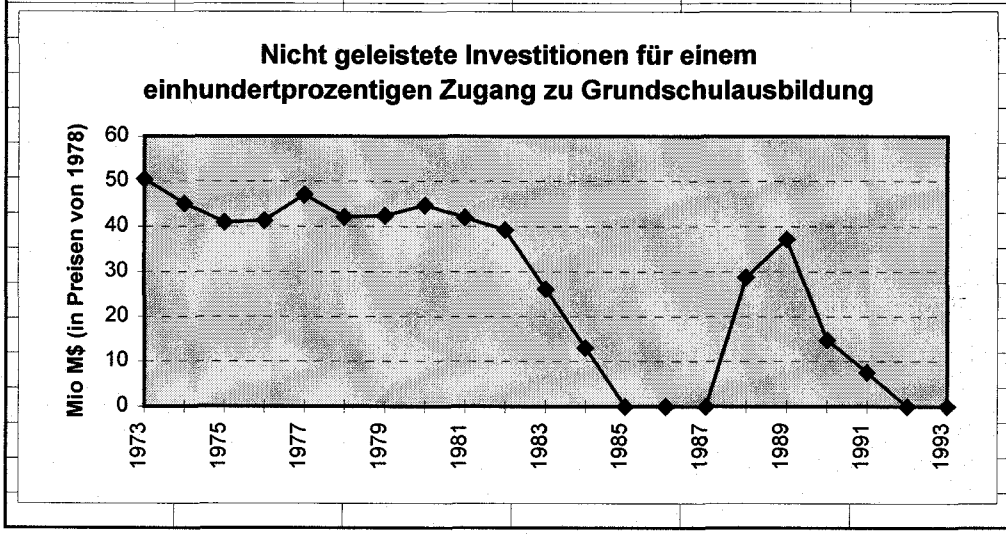
URBNS	Städtische Bevölkerung ohne Zugang zu Trinkwasser
RURNS	Ländliche Bevölkerung ohne Zugang zu Trinkwasser
WATSUP	Nicht geleistete Investitionen zur einhundertprozentigen Trinkwasserversorgung



Nachhaltige Ersparnis Malaysia - Einzelberechnungen -
Nicht geleistete Investitionen zur Sicherung eines einhundertprozentigen Zugangs zu Grundschulbildung

	NOTENR	COSTPC	EDU
1973	170889	213,630391	36507060,1
1974	152604	240,799825	36747111,7
1975	138522	233,379228	32328096,6
1976	139826	263,091177	36787009,8
1977	159132	281,125296	44735993,5
1978	142348	295,641283	42083893,9
1979	143304	331,295621	47476102,9
1980	151215	354,06	53539201,9
1981	142096	357,814644	50844121,5
1982	132702	366,861268	48683270,8
1983	88333	385,811874	34080048,8
1984	43857	407,304995	17863233,4
1985	0	401,155656	0
1986	0	366,506498	0
1987	0	386,78749	0
1988	97167	405,146814	39366765,4
1989	125842	418,864569	52710799,2
1990	49939	430,985862	21522906,2
1991	25566	443,668873	11342686
1992	0	469,448793	0
1993	0	485,856884	0

NOTENR	Anzahl der nicht eingeschulten Kinder im Grundschulalter
COSTPC	Kosten der Grundschulausbildung eines Kindes (M$)
EDU	Nicht geleistete Investitionen zur Sicherung eines einhundertprozentigen Zugangs zu Grundschulausbildung



Anhang XII: Komponenten des Genuine Progress Indicators (GPI)

Komponente	Addition/Subtraktion (+/-) zum GPI	verwandte Methode
1. Gewichteter Konsum	+	Gewichtet mit Index des Anteils der ärmsten 20% der Bevölkerung am Volkseinkommen
2. Hausarbeit und informelle ökonomische Aktivitäten	+	Haushaltsumfragen
3. Dienstleistungen des Haushaltskapitals	+	Berücksichtigung der Abschreibungen
4. Dienstleistungen des öffentlichen Kapitals	+	Abzug aller nicht-wohlfahrtssteigernden Staatsausgaben zum Erhalt des öffentlichen Kapitals
5. Verlust an Freizeit	-	Opportunitätskosten
6. Kosten der Arbeitslosigkeit	-	Opportunitätskosten
7. Kosten des Arbeitswegs	-	Opportunitäts- und reale Kosten (Fahrgeld)
8. Haushaltsausgaben für Umweltschutz	-	Defensivausgaben
9. Kosten von Automobilunfällen	-	Defensivausgaben
10. Kosten der Wasserverschmutzung	-	Produktivitätsverluste
11. Kosten der Luftverschmutzung	-	Produktivitätsverluste und Defensivausgaben
12. Kosten der Lärmbelästigung	-	Dose-response (gestiegene Gesundheitsausgaben)
13. Verlust an Feuchtgebieten	-	Produktivitätsverluste
14. Verlust an landwirtschaftlicher Fläche	-	Produktivitätsverluste
15. Abbau nicht-erneuerbarer Ressourcen	-	Nettopreise
16. Langfristige Umweltschäden	-	Projizierte Produktivitätsverluste
17. Kosten des Verlustes der Ozonschicht	-	Dose-response (steigende Gesundheitsausgaben)
18. Waldverlust	-	Produktivitätsverluste
19. Nettosachkapital-investitionen	+/-	Kapitalinvestitionen zum Erhalt einer konstanten Kapitalintensität
20. Nettoauslands-verschuldung	+/-	

Quelle: abgeleitet aus: Cobb/Halstead 1994: 8-37

Bibliographie

Adams, W.M. (1990): Green Development. London, UK: Routledge

Adelman, I./Robinson, S. (1989) Income Distribution and Development. in: Chenery/ Srinivasan (Hg) Handbook of Development Economics Vol. II: 950-1003. Amsterdam, Niederlanden: North Holland

Ali, I. (1995): Indicators for Sustainable Development. A Southern Perspective. World Wide Fund for Nature International, Genf, Schweiz

Anderson, V. (1991) Alternative economic indicators. London, UK: Routledge

Arthur Anderson & Co (1988): World Oil Trends. Houston, USA

Arora, D. (1994): Welfare in a developing country: the Indian case. Paper presented at the XVIth World Congress of International Political Science Association, August 21-25, 1994, Berlin

Asian Development Bank (ADB) (1991): The Urban Poor. Manila, Philippinen

Asian Development Bank (ADB) (1994): Energy Indicators of Developing Member Countries of ADB. Manila, Philippinen

Asian Development Bank (ADB) (1994a): Water Utilities Data Book. Manila, Philippinen

Azad, R.N. (1976): The landless agricultural labourer. in: Pandey, S.M.: Rural Labour in India. New Delhi, Indien: Shri Ram Centre

Barro, R.J. (1991): Economic Growth in a Cross-Section of Countries. Quarterly Journal of Economics (106): 407-444

Barry, B (1977): Justice Between Generations. in: Hacker, P.M.S. / Raz, J. (Hrsg): Law, Morality and Society. Oxford, UK

Beckerman, W. (1974): In Defence of Economic Growth. London, UK: Jonathan Cape

Beckerman, W. (1995): Small is stupid. London, UK: Duckworth

Bennet, E.L./Reynolds, C.J. (1992): The value of a mangrove area in Sarawak. Biodiversity and Conservation 2: 359-375

Berck, P. (1995): Empirical Consequences of the Hotelling Principle. in: Bromley, D.W.: The Handbook of Environmental Economics. Cambridge MA, USA: Blackwell

Bhagwati, J/Daly, H.E. (1993): Debate: Does Free Trade Harm the Environment. Scientific American November 1993

Bishop, R.C./Champ, P.A./Mullarkey, D.J. (1995): Contingent Valuation. in: Bromley, D.W.: The Handbook of Environmental Economics. Cambridge MA, USA: Blackwell

Blades, D.W. (1989): Measuring Pollution within the Framework of National Accounts. in: Ahmad, Y.C./El Serafy, S./Lutz, E.: Environmental Accounting for Sustainable Development. World Bank, Washington D.C., USA

Blanchard, O.J./Fischer, S. (1989): Lectures on Macroeconomics. Cambridge, Mass., USA: MIT Press

Bockstael, N.E. (1995): Travel cost methods. in: Bromley, D.W.: The Handbook of Environmental Economics. Cambridge MA, USA: Blackwell

Borchert, M. (1987): Aussenwirtschaftslehre. Wiesbaden: Gabler

Boserup, E. (1981): Population and Technological Change: A Study of Long-term Trends. Chicago, USA: University of Chicago Press

Boulding, K.E. (1992): The economics of the coming spaceship earth. in: Markandya, A./Richardson, J. (Hg): Environmental Economics. London, UK: Earthscan

Boyle, D. (1994): A patron for new economics. new economics (32)

Brandt, K./Engelkamp, P./Ottnad, A./Tristram, K.J. (1989): Grundzüge der Mikroökonomie. Freiburg i. Br.: Rudolf Haufe Verlag

Bringezu, S./Hinterberger, F./Schütz, H. (1994): Integrating Sustainability into the System of National Accounts: The Case of Interregional Material Flows. Prepared for the international AFCET symposium Paris, 1994

Brink, B.T./Douma, W. (forthcoming): Biodiversity Indicators for Integrated Environmental Assessments at the Regional and Global Level. RIVM Discussion Paper. Dutch National Institue of Public health and Environmental Protection, Bilthoven, Niederlanden

Brookshire, D.S./Thayer, M.A./Schulze, W./D'Arge, R.D. (1992): Valuing public ggods: a comparison of survey and hedonic approaches. in: Markandya, A./Richardson, J.: Environmental Economics. London, UK: Earthscan

Brown, K./Pearce, D. (1994): The Ecomomic Value of Non-Market Benefits of Tropical Forests: Carbon Storage. in: Weiss, J. (Hrsg): The Economics of Project Appraisal and the Environment. London, UK: Edwar Elgar

Bureau of Mines (1987): An Appraisal of Minerals Availability for 34 Commodities. Bureau of Mines, Department of the Interior, Bulletin 692, Washington D.C., USA

Burki, S.J./Ul Haq, M. (1981): Meeting Basic Needs: An Overview. World Development Vol. 9: 167-182

Business International (1992): Asia/Pacific and the Environment. Investing in the Future. Business International, Hong Kong

Cairncross, F. (1992) The freedom to be dirtier than the rest. The Economist, 30/5/95

Central Pollution Control Board (CPCB) (1990): National Ambient Air Quality Statistics of India 1987-89. Delhi, Indien

Cheng, H.K. (1994): The Biodiversity Value, Sustainability and Management of the Matang Mangroves. World Wide Fund for Nature Malaysia, Petaling Jaya, Malaysia

Christophersen, Scrivener and Paleokrassas (1994), Economic Growth and the Environment. Communication from the Commission to the European Parliament and Council, Brüssel, Belgien, 27 October 1994

Cobb, C.W./Cobb, J.B. Jr (1994): The Index of Sustainable Economic Welfare. in: Cobb, C.W./Cobb, J.B. Jr (Hg): The Green National Product. Lanham, Maryland, USA: University Press of America

Cobb, C. / Halstead, T. (1994): The Genuine Progress Indicator. Redefining Progress; San Francisco, USA

Cottingham, J. (1993): A Descartes Dictionary. Oxford, UK: Blackwell

Crawson, D. (1994): Minerals Handbook 1994. New York, USA: Stockton Press

Crowards, T.M. (1996): Natural Resource Accounting: A case study of Zimbabwe. Environmental & Resource Economics 7(3): 213-241

Cruz, W./Repetto, R. (1992): The Environmental Effects of Structural Adjustment Programs: The Phillipines Case. World Resources Institute, Washington D.C., USA

Cummings, R./Brookshire, D./Schulze, W. (Hrsg) (1986): Valuing Environmental Goods: An Assessment of the Contingent Valuation Method. Totowa, N.J., USA: Rowman and Allanheld

Daly, H.E./Cobb, J.B. Jr (1989): For the Common Good - redirecting the economy towards community, the environment and a sustainable future. Boston, USA: Beacon Press

Dasgupta, P. (1982): The Control of Resources. Oxford, UK: Basil Blackwell

De Graaf, H./Musters, C.J.M./ter Keurs, W.J. (1996): Sustainable Development: Looking for new Strategies. Ecological Economics 16(3)

Devarajan, S. / Weiner, R.J. (1990): Natural Resource depletion and National Income Accounting. Harvard Insitute for International Development Discussion Paper No.332, Harvard, USA

Diefenbacher, H. (1994): The Index of Sustainable Economic Welfare: A Case Study of the Federal Republic of Germany. in: Cobb, C.W./Cobb, J.B. Jr (Hg): The Green National Product. Lanham, Maryland, USA: University Press of America

Diefenbacher, H. (1995): The Index of Sustainable Economic Welfare - Aktualisierung der Fallstudie für die Bundesrepublik Deutschland. Protestant Institute for Interdisciplinary Research, Heidelberg

Domar, E.D. (1946) Capital Expansion, Rate of Growth, and Employment. Econometrica 14: 137ff.

Dornbusch, R./Fischer, S. (1992): Makroökonomik. München: Oldenbourg Verlag

Ehrlich, P.R./Ehrlich A.H. (1990): The Population Explosion. London, UK: Heinemann

Ekins, P (1995), The Kuznets Curve for the environment and economic growth: examining the evidence. University of London, London, UK

Èl Serafy, S. (1989): The Proper Calculation of Income from Depletable Natural Resources. in: Ahmad, Y.C./El Serafy, S./Lutz, E.: Environmental Accounting for Sustainable Development. World Bank, Washington D.C., USA

Faiz, A./Sinha, K./Walsh, M./Varma, A. (1990): Automotive Air Pollution. Issues and Options for Developing Countries. World Bank, Policy, Research and External Affairs Working Paper WPS 492. Washington D.C., USA

Fankhauser, D./Pearce, D.W. (1994): The Social Costs of Greenhouse Gas Emissions. in: OECD: The Economics of Climate Change. Paris, Frankreich

Fergusson, D./Haas, C./Raynard, P./Zadek, S. (1996): Dangerous Curves. WWF International Research Report, Genf, Schweiz

Financial Times International Yearbook (1992): Oil & Gas. Harlow, Essex, UK: Longman

Food and Agricultural Organisation (FAO) (1984): Fertilizer Yearbook. Rom, Italien

Food and Agricultural Organisation (FAO) (1994): Fertilizer Yearbook. Rom, Italien

Freeman, A.M. (1995): Hedonic Pricing Models. in: Bromley, D.W.: The Handbook of Environmental Economics. Cambridge MA, USA: Blackwell

French, H.F. (1991): Costly tradeoffs. Reconciling trade and the environment. Worldwatch Paper 113

General Agreement on Tariffs and Trade Secretariat (GATT) (1992): Note on the United Nations Conference on Environment and Development. No. L/6892/Add.3, Genf, Schweiz

Gerking, S./Stanley, L. (1992): An economic analysis of air pollution and health: the case of St. Louis. in: Markandya, A./Richardson, J.: Environmental Economics. London, UK: Earthscan

Global Environment Facility (1995): Environmental Indicators for Global Cooperation. GEF Working Paper No. 11, Washington D.C., USA

Government of India (1980): 6th Five Year Plan 1980-85. New Delhi, Indien

Government of India (1985): 7th Five Year Plan 1985-90. New Delhi, Indien

Government of India, Ministry of Environment and Forests (1989): Conservation of Wetlands. New Delhi, Indien

Government of India (1990): 8th Five Year Plan 1990-95. New Delhi, Indien

Government of India (1990a): Statistical Abstract. New Delhi, Indien

Government of India (1990b): Annual Plan 1990/91. New Delhi, Indien

Government of India (1991): Economic Survey 1991/92. New Delhi, Indien

Government of India, Ministry of Environment and Forets (1991a): State of Forest Report 1991. New Delhi, Indien

Government of India (1992): Statistical Abstract. New Delhi, Indien

Government of India, Ministry of Environment and Forests (1992a): National Conservation Strategy and Policy Statement on Environment and Development. New Delhi, Indien

Government of India (1993): Economic Survey 1993/94. New Delhi, Indien

Government of India, Ministry of Environment and Forests (1993a): Annual Report 1992/93. New Delhi, Indien

Government of India (1994): Statistical Abstract. New Delhi, Indien

Government of Malaysia (1976): Third Malaysian Plan 1976-80. Kuala Lumpur, Malaysia

Government of Malaysia (1980): Fourth Malaysian Plan 1980-85. Kuala Lumpur, Malaysia

Government of Malaysia (1985): Statistical Yearbook 1985. Kuala Lumpur, Malaysia

Government of Malaysia (1986): Fifth Malaysian Plan 1986-90. Kuala Lumpur, Malaysia

Government of Malaysia (1989): Statistical Yearbook 1989. Kuala Lumpur, Malaysia

Government of Malaysia (1991): Sixth Malaysian Plan 1991-95. Kuala Lumpur, Malaysia

Government of Malaysia (1991b): The Second Outline Perspective Plan 1991-2000. Kuala Lumpur, Malaysia

Government of Malaysia (1993): Statistical Yearbook 1993. Kuala Lumpur, Malaysia

Government of Malaysia, Economic Planning Unit (1993a) (unveröffentlicht): National Conservation Strategy Volume 4: Natural Resource Accounting. Kuala Lumpur, Malaysia

Government of Malaysia, Ministry of Science, Technology and Environment, Department of the Environment (1995): Environmental Quality Report 1994. Kuala Lumpur, Malaysia

Graham-Tomasi, T. (1995): Quasi-Option Value. in: Bromley, D.W.: The Handbook of Environmental Economics. Cambridge MA, USA: Blackwell

Green, C.H./Tunstall, S.M. (1992): The non-use value of sites of environmental value: what, why and who? Flood Hazard Research Centre, Middlesex University, Queensway, Enfield, UK

Grossman, G & Krueger A (1994): Economic Growth and the Environment, Working Paper No 4634 of the National Bureau of Economic Research. Cambridge MA, USA

Grossman, G & Krueger, A (1991): Environmental Impacts of the North American Free Trade Agreement. Working Paper No 3914 of the National Bureau of Economic Research, Cambridge MA, USA

Grossman, G. (1993): Pollution and Growth: What Do We Know? Paper presented at Sustainable Economic Development: Domestic and International Policy, a joint CEPR/OECD Development Centre Conference in Paris 24/25 May 1993

Gulati, L. (1984): Women in the unorganised sector with special reference to Kerala. Centre for Development Studies, Trivandrum, Kerala, Indien

Guptar, A./Gujar, K. (1995): The Indian Environment. New Delhi, Indien: B.R. Publ.

Gútes, M.C. (1996): The Concept of Weak Sustainablility. Ecological Econmomics 17(3)

Hamer, G/ Stahmer, C. (1992): Integrierte Volkswirtschaftliche und Umweltgesamtrechnung (I): Konzeptionen ZfU 1/92: 85-117

Hamer, G/ Stahmer, C. (1992a): Integrierte Volkswirtschaftliche und Umweltgesamtrechnung (II): (Zahlen-) Beispiel und Realisierungsmöglichkeiten ZfU 2/92: 237-256

Hamilton, K./O'Connor, J. (1994): Genuine Saving and the Financing of Investment.World Bank, Washington DC, USA

Hamilton, K. (1995): Genuine Savings in Developing Countries.World Bank Environment Department Discussion Paper, Washington D.C., USA

Hamilton, K. (1995a): Saving and Wealth. World Bank Environment Department Discussion Paper, Washington D.C., USA

Hamilton, K. (1995b): Sustainable Development, the Hartwick Rule and Optimal Growth. Environment and Resource Economics 5(4)

Hammon, A., u.a. (1995): Environmental Indicators: A Systematic Approach to measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development, World Resources Institute, Washington D.C., USA

Hampicke, U. (1992): Neoklassik und Zeitpräferenz - der Diskontierungsnebel, in: Beckenbach, F.: Die ökologische Herausforderung für die ökonomische Theorie, Marburg

Hampsher-Monk, I. (1992): A history of modern political thought. Oxford, UK: Blackwell

Hardin, G: (1992): The tragedy of the commons. in: Markandya, A./Richardson, J.: Environmental Economics. London, UK: Earthscan

Harrod, R.F. (1954) Towards a Dynamic Economics. London, UK

Harvey, D. (1974): Population, Resources, and the Ideology of Science. Economic Geography (50): 256-277

Heal, G.M.: The optimal use of exhaustable resources. in: Kneese, A. (1993): Handbook of Natural Resource and Energy Economics Vol III. Amsterdam, Niederlanden: North Holland

Hetzner, A. (1994): Making Development Sustainable: From Concepts to Action, Environmentally Sustainable Development Occasional paper Series No. 2. World Bank, Washington D.C., USA

Hicks, J.R. (1939): The Concept of Income. in: Hicks, J.R. (1984): The Economics of John Hicks. Oxford, UK: Basil Blackwell

Hicks, J.R. (1946): Value and Capital. Oxford, UK: Oxford University Press

Hotelling, H. (1931): The economics of exhaustible resources. Journal of Political Economy (39,2): 137-75

Ikemoto, Y.C. (1985): Income Distribution in Malaysia: 1957-80. The Developing Economies XXIII(4)

Independent Bureau for International Development Issues (IBIDI) (1981): The Brandt Comission Papers. Genf, Schweiz

Instituto de Ecologia Politica (IEP) (1995): Chile`s Experience in Environmental Accounting: Results on Native Forests. Santiago de Chile, Chile

International Union for the Conservation of Nature (IUCN) (1980): The World Conservation Strategy. Genf, Schweiz

International Union for the Conservation of Nature (IUCN) (1989): A Directory of Asian Wetlands. Genf, Schweiz

International Institute for Environment and Development (IIED) (1995): Citizen Action to lighten Britain's Ecological Footprint, London, UK

Jackson, T./Marks, N. (1994), Measuring Sustainable Economic Welfare. Stockholm Environment Institute/New Economics Foundation, London, UK

Jacobs, M. (1991): The Green Economy. London, UK: Pluto Press

Jacobs, M. (1994): The Limits to Neo-Classicism: Towards an Institutional Environmental Economics. in: Redclift, M./Benton, T. (Hg): Social Theory and the Global Environment. London, UK: Routledge

Jamaluddin, M.J./Razak, A. (1992): Transport, Air Quality and Noise Pollution in the KL Area. Ensearch 6(2)

Jarchow, H.J./Rühmann, P. (1991): Monetäre Außenwirtschaft I: Monetäre Außenwirtschaftstheorie. Göttingen: Vandenhoeck & Ruprecht

Jespersen, J. (1994): Critical Presentation of the Daly & Cobb Index of Sustainable Economic Welfare. presented on the conference "Governing our Environment", Copenhagen, Dänemark

Kelley, A.C. (1988): Economic consequences of rapid population growth. Journal of Economic Literature (26): 1685-1721

Khan, N. (1991): Wetlands of Peninsular Malaysia. Ensearch 5(2)

Khandeka, R.N. (1992): Automobile Pollution in Urban India. in: Mayur, R. (1992): Indian Environment Directory. Bombay, Indien: Astra Publ.

Khoshoo, T.N. (1980): Environmental Priorities in India and Sustainable Development. Indian Congress Science Association, New Delhi, Indien

Kiew, R. (1991): The State of Nature Conservation in Malaysia. Malaysia Nature Society, Petaling Jaya, Malaysia

Knesse, A. (1984): Measuring the benefits of clean air and water. Washington D.C., USA: Resources for the Future

Kosmo, M. (1987): Money to burn? The High Costs of Energy Subsidies. World Resources Institute, Washington D.C., USA

Krelle, W. (1988) Theorie des wirtschaftlichen Wachstums. Berlin: Springer Verlag

Kuznets, S: (1955): Economic growth and income inequality. American Economic Review 65: 1-28

Kuznets, S. (1973): Modern economic growth: Findings and reflections. American Economic Review 63

Lauber, U./Riege-Wcislo, W./Schäfer, D. (1994): Umweltschutzmaßnahmen in Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Wirtschaft und Statistik 11/1994

Lee, T. (1992): NAFTA and the Environment: a critique of Grossman and Krueger. Economic Policy Institute

Leipert, C. (1983): Revision des Sozialprodukts und Nettowohlfahrtsmessung - Bemerkungen zum Stand der Diskussion. in: Reich, U.P./Stahmer, C. (Hg): Gesamtwirtschaftliche Wohlfahrtsmessung und Umweltqualität. Frankfurt a.M.: Campus Verlag

Leipert, C. (1989): Defensive Ausgaben und Sozialproduktrechnung zur Identifikation von versteckten Kosten der Wirtschaftsentwicklung. in: Leipert, C./Zieschank, R. (Hg): Perspektiven der Wirtschafts- und Umweltberichterstattung. Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung, Berlin

Lewis, A. (1955): The Theory of Economic Growth. London, UK: Unwin

Lipton, M. (1977) Why People Stay Poor. London, UK: Temple Smith

Lüchters, G./Menkhoff, L. (1994): The fourth Première of the Human Development Index Intereconomics January/February 1994

MacGillivray, A./Zadek, S. (1995): Accounting for Change. The New Economics Foundation, London, UK

Mäler, K.G. (1985): Welfare Economics and the Environment. in: Knesse, A.V./Sweeny, J.L: Handbook of natural resource and energy economics. Amsterdam, Niederlanden: North-Holland

Markandya, A. (1992): The value of the environment: a state of the art survey. in: Markandya, A./Richardson, J.: Environmental Economics. London, UK: Earthscan

Mikayakawa, M.C. (1993): Outline of Air Quality Management Study for Klang Valley Region 92-93. Prepared for the Seminar on Air Quality Management Study for Klang Valley Region, Kuala Lumpur, Malaysia

Meadows, D. u.a. (1972): Die Grenzen des Wachstums. Stuttgart: Deutsche Verlags Anstalt

Mehmet, O. (1995): Westernizing the Third World. London, UK: Routledge

Meier, G.M. (1970): Leading Issues in Economic Development. Oxford University Press

Menon, S. (1996): White Elephants Up in Space. India Today 15/6/96

Meyer, C.A. (1994): Environmental Resource Accounting. Where to Begin?. World Resource Institute, Washington DC., USA

Mikesell, R.F. (1992): Economic Development and the Environment. A Comaprison of Sustainable Development with Conventional Development Economics. London, UK: Mansell Publ.

Miles, I. (1985): Social Indicators for Human Development. London, UK: Frances Pinter Publ.

Mill, J.S. (1909): Principles of Political Economy. London, UK

Ministry of the Environment of Canada (1991): A Report on Canada's Progress towards a National Set of Environmental Indicators. Ottawa, Kanada: National Printing

Miranda, M.L. (1993): Multiple Objective Welfare Functions: ana application to Malaysian Forests. in: Adamowicz, W. u.a. (Hrsg.) (1993): Forestry and the environment. Wallingford, UK: CAB International

Mitchell, R.C./Carson, R.T. (1989): Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method. Washington D.C., USA: Resources for the Future

Morris, D.M. (1979): Measuring the Condition of the World's Poor. The Physical Quality of Life Index. New York, USA: Pergamon Press

Mulligan, C.B./Sala-i-Martin, X. (1995): Measuring Aggregate Human Capital. National Bureau of Economic Research Working Paper No. 5016. Cambridge, MA, USA

Munasinghe, M./Lutz, E. (1993): Environmental Economics and Valuation in Development Decisionmaking. in: Munasinghe, M. (Hg): Environmental Economics and Natural Resource Management in Developing Countries. World Bank, Washington D.C., USA

Murdoch, J.C./Thayer, M.A. (1992): Hedonic price estimation of variable urban air quality. in: Markandya, A./Richardson, J.: Environmental Economics. London, UK: Earthscan

Myers, N. (1977): Discounting and Depletion. The Case of Tropical Forests. Futures (11): 502-509

Naiv, G.P.R. (1983): Educational reforms in India: universalition of primary education in Kerala. Trivandrum, Kerala, Indien

Norgaard, R.B. (1985): Environmental Economics: An Evolutionary Critique and a Plea for Pluralism. Journal of Environmental Economics and Management 12: 382-394

Norgaard, R.B. (1989): The Case for Methodological Pluralism. Ecological Economics 1(1): 37-57

Norgaard, R.B. (1994): Development Betrayed. London, UK: Routledge

Nohlen, D. (1993): Lexikon Dritte Welt. Reinbeck: Rowohlt

Nohlen, D./Nuscheler, F. (1992) Was heißt Entwicklung? in Nohlen, D./Nuscheler, F.(Hg): Handbuch der Dritten Welt, Bonn

Ong, J.E./Gong, W.K./Chan, H.T. (1989): The socio-economic, ecological and environmental values of mangrove ecosystems in Malaysia and their present state of conservation. in: International Society for

Mangrove Ecosystems: The Economic and Environmental Value of Mangrove Forests and their Present State of Conservation in South-East Asia/Pacific Region. Kuala Lumpur, Malaysia

Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD) (1988): Coal Prospects and Policies. Paris, Frankreich

Page, S./Davenport, M. (1994): World Trade Reform- Do Developing Countries Gain or Lose? Overseas Development Institute, London, UK

Panayotou, T (1992) Empirical tests and policy analysis of environmental degradation at different stages of economic development. Harvard University, Cambridge MA, USA

Panayotou, T. (1992a): Economics of environmental degradation. in: Markandya, A./Richardson, J. (Hg): Environmental Economics. London, UK: Earthscan

Papola, T.S. (1984): The Indian Labour Market. Gokhale Institute of Politics and Economics, Pune, Indien

Parikh, K.S. (1991): Toward A National Resource Accounting System. Indira Ghandi Institute of Development Research, Bombay, Indien

Parikh, K.S./Ghosh, U. (1991a): National resource accounting. Towards an empirical estimate of costs of soil degradation in India. Indira Ghandi Institute Discussion Paper No. 48

Pearce, D.W. (1994): Global Environmental Value and the Tropical Forests: Demonstration and Capture (Revised Draft). Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University College of London and University of East Anglia, UK

Pearce, D.W. (1994a): Reflections on Sustainable Development. Paper presented at the European Association of Environmental and Resource Economists, Dublin, Ireland: June 22-24

Pearce, D.W./Atkinson, G. (1993): Capital Theory. Ecological Economics 8: 103-108

Pearce, D.W./Atkinson, G. (1995): Measuring Sustainable Development, in: Bromley, D.W.: The Handbook of Environmental Economics. Cambridge MA, USA: Blackwell

Pearce, D.W.; Barbier, E.; Markandya, A. (1990): Sustainable Development. Economics and Environment in the Third World. London, UK: Elgar Publishing Ltd.

Pearce, D.W./Markandya, A. (1989): Environmental Policy Benefits: Monetary Valuation. OECD, Paris, Frankreich

Pearce, D.W./Moran, D. (1994): The economic value of biodiversity. London, UK: Earthscan

Pearce, D.W./Turner, R.K. (1990): Economics of natural resources and the environment. New York, USA: Harvester Wheatsheaf

Pepper, D. (1986): The Roots of Modern Environmentalism. London, UK: Routledge

PETRONAS (1986-93): Annual Report. Kuala Lumpur, Malaysia

Pigou, A.C. (1932): The Economics of Welfare. London, UK: MacMillan

Pindyck, R.S. (1978): The optimal exploration and production of nonrenewable resources. Journal of Political Economy 86 (5): 841-61

Potter, W. (1982): Air Pollution and Acid Rain Report 4. US Department of the Interior, US Environmental Protection Agency, Washington D.C., USA

Prebisch, R. (1959) Commercial policy in the underdeveloped countries. American Economic Review 49: 251-273

Proops, J.L.R. / Atkinson, G. (1995): A practical sustainability criterion when there is international trade. Centre for Social and Economic Research on the Environment (CSERGE), London, UK

Psacharopoulos, G./Woodhall, M. (1985): Education for Development. New York, USA: Oxford University Press

Radetski, M (1992): Economic Growth and the Environment, in Low, P.: International Trade and the Environment. World Bank Discussion Paper No 159, Washington D.C., USA

Ramser, H.J. (1993): Grundlagen der "neuen" Wachstumstheorie. WiSt (3) März 1993: 117-123

Rangandhan, S. (1984): Relevant Forestry. in: Gadgil, M. u.a. (1984): Some aspects of forestry in India. Environmental Service Group, WWF India, New Delhi, Indien

Reclift, M. (1992): Sustainable development and popular participation: a framework for analysis. in: Ghai, D./Vivian, J.M (Hrsg): Grass roots environmentalism. London, UK: Routledge

Redclift, M./Woodgate, G. (1994) Sociology and the Environment: Discordant Discourse? in: Redclift, M. / Benton, T. (Hrsg) Social Theory and the Global Environment. London: Routledge

Repetto, R/Magrath, M./Wells, C./Behrs, C./Rossini, F. (1989): Wasting Assets: Natural Resources in the National Accounts. World Resources Institute, Washington D.C., USA

Robins, N. (1993): Tracking the ecological footprint. International Institute for Environment and Development (IIED), London, UK

Ropke, I. (1993): Economic Growth and the Environment. Technical University of Denmark, Lyngby, Dänemark

Romer, P.M. (1990): Endogenous Technological Change. Journal of Political Economy XCVIII: 71-102

Rostow, W.W. (1990): Theorists of Economic Growth from David Hume to the Present. New York: Oxford University Press

Ryll, A./Schäfer, D. (1988): Satellitensystem "Umwelt". in: Reich, U.P./Stahmer, C.: Satellitensysteme zu den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen. Stuttgart: Kohlhammer

Sahabat Alam Malaysia (Friends of the Earth Malaysia) (1985): The Crisis Deepens: A Review of Resource and Environmental Management in Malaysia. Penang, Malaysia

Salleh, M.N./Chan, H.T. (1991): Mangrove Forests in Peninsular Malaysia: an unappreciated resource. in: Ontman, B.H.R. et al (Hg): The Marine Environment, Challenges and Opportunities. Kuala Lumpur, Malaysia

Sarkar, H./Kadekodi, G.K. (1987): Energy Pricing in India. International Labour Office, Genf, Schweiz

Scherhorn, G./Haas, H./Hellenthal, F./Seibold, S. (1996): Informationen über Wohlstandskosten. Universität Hohenheim, Institut für Haushalts- und Kosumökonomik, Arbeitspapier 66, Stuttgart.

Schneider, R. (1992): An Economic Analysis of Environmental Problems in the Amazon. World Bank Latin America Country Operations Division, Report 9104-BR, Washington D.C., USA

Schultz, T.W. (1961): Investment in Human Capital. American Economic Review Vol LI (1): 1-16

Schulz, T.P. (1994): Human Capital Investment in Women and Men. Micro and Macro Evidence. International Center for Economic Growth, Occasional Paper No. 44. San Francisco, CA, USA

Schulze, E.D./Mooney, H.A. (Hrsg) (1993): Biodiversity and Ecosystem Functions. Berlin: Springer Verlag

Schwan, A. (1993): Politische Theorien des Rationalismus und der Aufklärung. in: Lieber, H.J. (Hg): Politische Theorien von der Antike bis zur Gegenwart. Bundeszentrale für politische Bildung, Bonn

Selden, T. & Song, D. (1994): Environmental Quality and Development: Is there a Kuznets Curve for Air Pollution? Journal of Environmental Economics and Management 27: 147-162

Sha, S. (1994): Producer Decisions and the Information Gap in Developing Countries. Overseas Devlopment Association, London, UK

Sidgwick, H. (1980): The Methods of Ethics. London, UK

Simon, J. (1992): Population and Development in Poor Countries. Oxford , USA: Princeton University Press

Simon, J. / Kahn, H (Hg) (1984): The Resourceful Earth. Oxford, UK: Blackwell

Simonis, U.E. (1996): Internationally Tradeable Emission Certificates. Linking Environmental Protection and Development. Wissenschaftszentrum Berlin Paper FS II 96-407, Berlin

Singh, D.Y. (1982): Urban poverty: a case study of Calcutta. St. Xavier College, Panjim, Indien

Smith, K./Desvousges, W.H. (1992): The generalized travel cost model and water quality benefits: a reconsideration. in: Markandya, A./Richardson, J.: Environmental Economics. London, UK: Earthscan

Solow, R.M. (1956) A Contribution to the Theory of Economic Growth. Quarterly Journal of Economics (70): 65ff.

Solow, R.M. (1974): The economics of resources or the resources of economics. American Economic Review (64): 1-14

Statistisches Bundesamt (1984): Statistik des Auslandes, Länderbericht Indien. Wiesbaden

Statistisches Bundesamt (1991): Ausgewählte Ergebnisse zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung. Wiesbaden

Steer, A:/Lutz, E. (1994): Measuring Environmentally Sustainable Development. in: Serageldin, I./Steer, A. (Hg): Making Development Sustainable: From Concepts to Action. Environmentally Sustainable Development Paper Series No. 2, World Bank, Washington D.C., USA

Stern, I. et al (1994): Economic Growth and Environmental Degradation: A critique of the Environmental Kuznets Curve. University of York: EEEM Discussion Paper No. 9409 in Environmental Economics and Environmental Management

Stobbe, A. (1989): Volkswirtschaftliches Rechnungswesen. Berlin: Springer

Stockhammer, E., u.a. (1995): The ISEW (Index of Sustainable Economic Welfare) as an alternative to GDP in measuring economic welfare. The results of the Austrian (Revised) ISEW calculation 1995. University of Massachusetts, USA

Stuvel, G. (1986): National Accounts Analysis. Houndsmill, UK: MacMillan Press

Summers, R./Heston, A. (1991): The Penn World Table (Mark 5): An Expanded Set of International Comparisons, 1950-1988. Quarterly Journal of Economics CVI (2): 327-368

Sustainable Seattle (1995): Indicators of Sustainable Community. Sustainable Seattle, Seattle, USA

Swanson, T. (1991): Conserving biological diversity. in: Pearce D.W: (Hrsg): Blueprint 2: Greening the World Economy. London: Earthscan

Syrquin, M. (1989): Patterns of Structural Change, in: Chenery, H./Srinivasan, T.N. (1989): Handbook of Development Economics, Vol 1, Amsterdam, Niederlanden: North Holland

Tang, H.T./Hassan, H.A./Cheah, E.K. (1984): Mangrove forests in Peninsular Malaysia. Proceedings of the Asian Symposium on Mangrove Environments August 1980. Kuala Lumpur Malaysia

TATA Research Institute (1991): Energy Yearbook 1990/91. New Delhi, Indien

TATA Research Institute (1995): Energy Yearbook 1994/95. New Delhi, Indien

Thomas, K. (1983): Man and the Natural World: changing attitudes in England 1500-1800. London, UK: Allen Lane

Tobin, J./Nordhaus, W.D. (1972): Is Growth Obsolete?. National Bureau of Economic Research, New York, USA

Todaro, M. (1981) Economic Development in the Third World, 2nd edition. New York, USA: Longman

Todaro, M. (1994) Economic Development in the Third World, 5th edition. New York, USA: Longman

Toman, M.A./Walls, M. (1995): Nonrenewable resource supply in: Bromley, D.W.: The Handbook of Environmental Economics. Cambridge MA, USA: Blackwell

Tongeren, van, J./Schweinfest, S./Lutz, E./Luna, M.G./Martin, F.G. (1993): Integrated Economic and Environmental Accounting: A Case Study for Mexico. in: Munasinghe, M.: Environmental Economics and Natural Resource Management in Developing Countries. World Bank, Washington D.C., USA

Tunstall, S.M./Coker, A: (1992): Survey-based valuation methods. in: Coker, A./Richards, C.: Valuing the Environment. Economic Approaches to Environmental Evaluation. London, UK: Belhaven Press

Ul Haq, M (1995): Human Development. Speech held at the United Nations Economic and Social Commission for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand, 28/8/1995

UNICEF (1995): The Progress of Nations: the nations of the world ranked according to their achievements in child health, nutrition, education, family planning, and progress for women. United Nations, New York, USA

United Nations (1979): National Accounting Practices in 70 countries. New York, USA

United Nations (1980): Yearbook of International Trade Statistics. New York, USA

United Nations (1982): Statistical Yearbook for Asia and the Pacific 1981. New York, USA

United Nations (1987): National Accounts Statistics: Main Aggregates and detailed Tables 1985. New York, USA

United Nations (1989): Statistical Yearbook for Asia and the Pacific 1988. New York, USA

United Nations (1990): Guidelines on methodological approaches to the conduct of a regional survey of the quality of life as an aspect of human resource development. New York, USA

United Nations (1993): National Accounts Statistics: Main Aggregates and detailed Tables 1991. New York, USA

United Nations (1993a): Integrated Environmental and Economic Accounting. New York, USA

United Nations (1995): Statistical Yearbook for Asia and the Pacific 1994. New York, USA

United Nations (1995a): Statistical Yearbook 39th Issue. New York, USA

United Nations (1995b): Prospects of World Urbanization. New York, USA

United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD) (1985): Commodity Yearbook 1985. New York, USA

United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD) (1993): Commodity Yearbook 1993. New York, USA

United Nations Development Programme UNDP (1989-94), Human Development Report, New York: Oxford University Press

United Nations Environment Programme (UNEP) (1993; 1991; 1989): Environmental Data Report. Oxford, UK: Blackwell Publ.

United Nations Economic and Social Commission for Asia and the Pacific (UNESCAP) (1990): Study on the Development of Quality of Life Indicators in Asia and the Pacific. United Nations, New York, USA

United Nations Economic and Social Commission for Asia and the Pacific (UNESCAP) (1995): Quality of Life in the ESCAP region. Bangkok, Thailand

United Nations Economic and Social Commission for Asia and the Pacific (UNESCAP) (1995a): The Lessons of East/South-East Asian Growth Experience. Development Papers No. 17, ST/ESCAP/1474, United Nations; New York, USA

United Nations Economic and Social Commission for Asia and the Pacific (UNESCAP)/ Asian Development Bank (ADB) (1995b): State of the Environment in Asia and the Pacific.Bangkok, Thailand

Van Dieren, W. (1995): Mit der Natur rechnen. Der neue Club of Rome Bericht. Basel, Schweiz: Brikhäuser Verlag

Victor, P.A. (1991): Indicators of Sustainable Development. Some Lessons from Capital Theory. Ecological Economics (4)

Wicke, L. (1991): Umweltökonomie. München: Vahlen

Willen, J.E. (1985) Bioeconomics of renewable resource use. in: Kneese, A.: Handbook of Natural Resource and Energy Economics Vol I. Amsterdam, Niederlanden: North Holland

Wijetillete, L./Karunaratne, S.A.R. (1995): Air Quality Management. World Bank Technical Paper No. 278. Washington D.C., USA

Winpenny, J. T. (1991), Values for the Environment. London, UK: H.M.S.O.

World Bank (1977): World Debt Tables. Washington DC, USA

World Bank (1983): World Debt Tables. Washington DC, USA

World Bank (1988): World Debt Tables. Washington DC, USA

World Bank (1989): Price Prospects for Major Primary Commodities 1988-2000. Washington, D.C., USA

World Bank (1992): World Development Report 1992: Development and the Environment, World Bank, Washington D.C., USA

World Bank (1993): India. Policies and Issues in the Forest Sector. Development Agricultural Operations Division, Country Department II, South Asia Regional Office, Report No. 10965-IN. Washington D.C., USA

World Bank (1994), The Environmental Kuznets Curve. Environment Department, Dissemination Notes Number 9, Washington D.C., USA

World Bank (1995), Monitoring Environmental Progress. Washington DC, USA

World Bank (1995a): Mainstreaming the Environment. Washington DC, USA

World Bank (1995b): World Development Report. Washington DC, USA

World Bank (1995c): Social Indicators for Development. Washington DC, USA

World Bank (1995d): World Tables. Washington DC, USA

World Bank (1996): World Debt Tables. Washington DC, USA

World Comission on Environment and Development (WCED) (1987): Our Common Future. Oxford, UK: Oxford University Press

World Wide Fund for Nature International (1995): Real Value for Nature: An Overview of Global Efforts to Achieve True Measures of Economic Progress. WWF International, Genf, Schweiz

World Wide Fund for Nature Malaysia (1993): Natural Resource Accounting. A manual on Malaysian Methods. WWF Malaysia, Petaling Jaya, Malaysia

World Resources Institute (1992): World Resources Database (Diskettenversion). Washington D.C., USA

World Resources Institute (1995): World Resources. Washington D.C., USA

Zadek, S. / Haas, C. (1995): Dangerous trading. New Economy 2(3)

Publikationen des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung

Das IÖW veröffentlicht die Ergebnisse seiner Forschungstätigkeit in einer Schriftenreihe, in Diskussionspapieren sowie in Broschüren und Büchern. Des Weiteren ist das IÖW Mitherausgeber der Fachzeitschrift „Ökologisches Wirtschaften“, die allvierteljährlich im oekom-Verlag erscheint, und veröffentlicht den IÖW-Newsletter, der regelmäßig per Email über Neuigkeiten aus dem Institut informiert.

Schriftenreihe/Diskussionspapiere

Seit 1985, als das IÖW mit seiner ersten Schriftenreihe „Auswege aus dem industriellen Wachstumsdilemma“ suchte, veröffentlicht das Institut im Eigenverlag seine Forschungstätigkeit in Schriftenreihen. Sie sind direkt beim IÖW zu bestellen und auch online als PDF-Dateien verfügbar. Neben den Schriftenreihen veröffentlicht das IÖW seine Forschungsergebnisse in Diskussionspapieren – 1990 wurde im ersten Papier „Die volkswirtschaftliche Theorie der Firma“ diskutiert. Auch die Diskussionspapiere können direkt über das IÖW bezogen werden. Informationen unter *www.ioew.de/schriftenreihe_diskussionspapiere*.

Fachzeitschrift „Ökologisches Wirtschaften“

Ausgabe 2/2010

Das IÖW gibt gemeinsam mit der Vereinigung für ökologische Wirtschaftsforschung (VÖW) das Journal „Ökologisches Wirtschaften“ heraus, das in vier Ausgaben pro Jahr im oekom-Verlag erscheint. Das interdisziplinäre Magazin stellt neue Forschungsansätze in Beziehung zu praktischen Erfahrungen aus Politik und Wirtschaft. Im Spannungsfeld von Ökonomie, Ökologie und Gesellschaft stellt die Zeitschrift neue Ideen für ein zukunftsfähiges, nachhaltiges Wirtschaften vor. Zusätzlich bietet „Ökologisches Wirtschaften online“ als Open Access Portal Zugang zu allen Fachartikeln seit der Gründung der Zeitschrift 1986. In diesem reichen Wissensfundus können Sie über 1.000 Artikeln durchsuchen und herunterladen. Die Ausgaben der letzten zwei Jahre stehen exklusiv für Abonnent/innen zur Verfügung. Abonnement unter: *www.oekom.de*.

IÖW-Newsletter

Der IÖW-Newsletter informiert rund vier Mal im Jahr über Neuigkeiten aus dem Institut. Stets über Projektergebnisse und Veröffentlichungen informiert sowie die aktuellen Termine im Blick – Abonnement des Newsletters unter *www.ioew.de/service/newsletter*.

Weitere Informationen erhalten Sie unter *www.ioew.de* oder Sie kontaktieren die

IÖW-Geschäftsstelle Berlin
Potsdamer Straße 105
10785 Berlin
Telefon: +49 30-884 594-0
Fax: +49 30-882 54 39
Email: *vertrieb(at)ioew.de*

INSTITUT FÜR
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

GESCHÄFTSTELLE BERLIN
MAIN OFFICE
Potsdamer Straße 105
10785 Berlin
Telefon: + 49 – 30 – 884 594-0
Fax: + 49 – 30 – 882 54 39

BÜRO HEIDELBERG
HEIDELBERG OFFICE
Bergstraße 7
69120 Heidelberg
Telefon: + 49 – 6221 – 649 16-0
Fax: + 49 – 6221 – 270 60

mailbox@ioew.de
www.ioew.de