Marina Fischer-Kowalski, Helmut Haberl, Harald Payer, Anton Steuer, Helga Zangerl-Weisz

Das System verursacherbezogener Umweltindikatoren

Ein nicht-monetäres System für die ökologische Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung

Schriftenreihe des IÖW 64/93

i | ö | w
INSTITUT FÜR
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

Schriftenreihe des IÖW 64/93

Marina Fischer-Kowalski, Helmut Haberl, Harald Payer,
Anton Steurer, Helga Zangerl-Weisz

Das System verursacherbezogener Umweltindikatoren

Ein nicht-monetäres System für die ökologische Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung

Diese Schriftenreihe geht auf ein Gutachten zurück, das von den Autoren am Institut für interdisziplinäre Forschung und Fortbildung an den Universitäten Insbruck, Klagenfurt und Wien erstellt wurde. Das IÖW hat hierfür die Veröffentlichungsrechte für die Bundesrepublik Deutschland.

Berlin 1993

ISBN 3-926930-58-6

Inhalt

1. Einführung 1

2. Das System verursacherbezogener Umweltindikatoren (SVU) 6

2.1 Theoretische Vorüberlegungen 6

2.1.1 Was ist ein "Umweltschaden"? 6
2.1.2 Was ist ein "Verursacher"? 14
2.1.3 Methodische Voraussetzungen 16
2.1.4 Das SVU im Überblick 18

2.2 Ökologisch-ökonomische Systemindikatoren (ÖSIs) 21

2.2.1 Einleitung 21
2.2.2 Indikatoren für die Materialintensität 21
2.2.3 Indikatoren für die Energieintensität 27
2.2.4 Indikatoren für die Transportintensität 29

2.3 Emissionen (EMIs) 33

2.3.1 Einleitung 33
2.3.2 Die Emissionsmodule 34
2.3.3 Emissionsdatenlage 36
2.3.4 Empfehlungen für ein Forschungsprogramm zur Entwicklung von Emissionkoeffizienten 39

2.4 Gezielte Eingriffe in Lebensprozesse (GELs) 42

2.4.1 Einleitung 42
2.4.2 EMIs und GELs: Unterschiede und Entwicklungen 43
2.4.3 Systematik der GELs 44
2.4.4 Eingriffe in Biotope 45
2.4.5 Gewalt gegen leidensfähige Lebewesen 54
2.4.6 Eingriffe in die Evolution 57

3. Resümé 64

Anhang: Das SVU - Stand der Entwicklung und Machbarkeit der einzelnen Indikatoren (Frühjahr 1993) 65

Literatur 68

1. Einführung

Angesichts der wachsenden Brisanz von Umweltproblemen ist eine internationale Diskussion um die praktischen Möglichkeiten einer "Ökologisierung" der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR) entfacht. Die Verknüpfung der VGR mit Umweltdaten soll einen vielversprechenden Weg für die Beobachtung, Kontrolle und Steuerung des angespannten Verhältnisses zwischen Ökonomie und Ökologie eröffnen. Immerhin handelt es sich bei der VGR um das Zentralmodell der wirtschaftlichen Wirklichkeit. Die Entwicklungen dieser Wirklichkeit werden mittels VGR gemessen, kontrolliert und gesteuert. Antizyklische Konjunkturpolitik, Beschäftigungspolitik, Strukturpolitik, Währungspolitik, Außenhandelspolitik bauen auf den Ergebnissen der VGR auf und beeinflussen sie dementsprechend. Die Ergebnisse der VGR sind aber auch das Ergebnis der Nutzung, Gestaltung und Belastung unserer Umwelt. So baut etwa die Produktionsleistung des Grundstoffsektors auf direkten materiellen Vorleistungen der Natur oder die Produktionsleistung der Landwirtschaft auf der strukturellen Veränderung von Landschaft auf. Veränderungen und Verluste der biogeochemischen Wirtschaftsgrundlagen wirken auf die Aggregate der VGR wieder zurück.

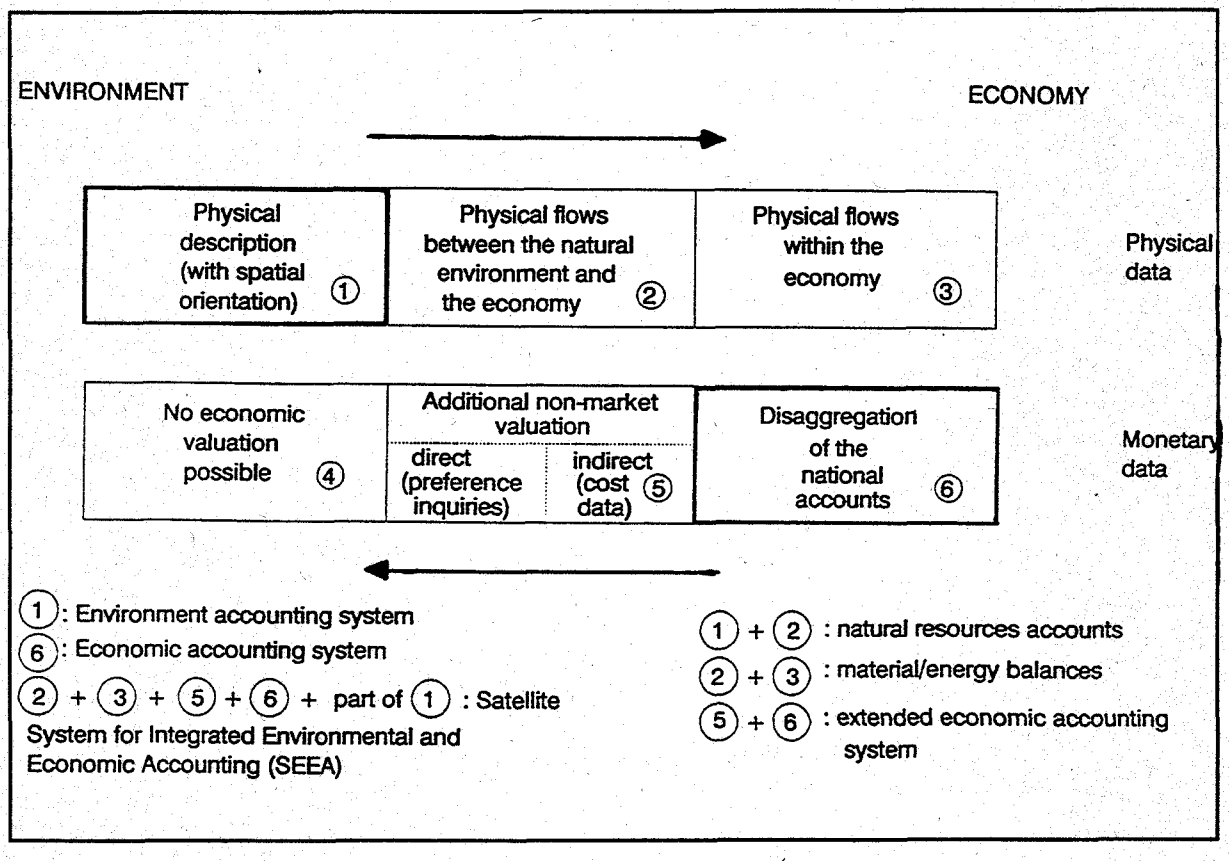
Die im Zuge der Auseinandersetzungen um die Ökologisierung der VGR eingebrachten Argumente und entwickelten Konzepte sind höchst kontrovers (Leipert 1989, Franz / Stahmer 1992). Es scheint sich jedoch jene Gruppe von Vorschlägen durchgesetzt zu haben, die eine Ergänzung bzw. Erweiterung der VGR um sogenannte Umwelt-Satellitensysteme favorisiert. Es handelt sich hierbei um relativ eigenständige Umweltinformationssysteme, die sowohl monetäre als auch nicht-monetäre Datensätze enthalten sollen. Ihre hohe begriffliche und methodologische Nähe zur Wirtschaftsberichterstattung soll eine laufende Ergänzung der VGR um umweltbezogene Informationen ermöglichen, ohne daß diese in ihrem Kernsystem verändert wird. Ein Überblick über die verschiedenen nationalen Konzepte und Bemühungen wurde bereits an anderer Stelle in umfassender Weise geleistet (Ebert / Klaus / Reichert 1991). Es sei hier lediglich auf die französischen "Comptes satellites de l'Environment", das "Satellite System for Integrated Environmental and Economic Accounting" der Vereinten Nationen, das sogenannte S.E.R.I.E.E. (Europäisches System umweltbezogener Wirtschaftsdaten) des Statistischen Amtes der Europäischen Gemeinschaft, das norwegische "System of Ressource Accounts", das Umwelt-Satellitensystem und das System STRESS (Stress-Response Environmental Statistic System) von Statistics Canada sowie die Arbeiten des Statistischen Bundesamtes Wiesbaden hingewiesen. Auch in Österreich ist eine Ergänzung der VGR durch ein Umwelt-Satellitensystem geplant. Erste Ergebnisse der diesbezüglichen Vorarbeiten durch die amtliche Statistik liegen bereits vor (Franz 1987, Franz 1988, Fickl 1991, Fickl 1992).

Die bisherigen Überlegungen und vorliegenden empirischen Ergebnisse weisen vor allem auf zweierlei hin: Erstens herrscht noch wenig Übereinstimmung hinsichtlich der Frage, was eigentlich als Umweltbelastung erfaßt werden soll. Die angestrebte Standardisierung und Vergleichbarkeit auf internationaler Ebene wird hier wohl noch einige Jahre auf sich warten lassen. Zweitens ist eine gewisse Ernüchterung hinsichtlich einstmals hochgesteckter Ambitionen zur Monetarisierung der gesellschaftlichen Inanspruchnahme von Umweltqualität sowie von Umweltfolgeschäden festzustellen. Die damit verbundenen massiven Bewertungs- und Zuordnungsschwierigkeiten werden jedenfalls nicht in näherer Zukunft zu lösen sein. Der Großteil der laufenden Bemühungen konzentriert sich gegenwärtig darauf, zumindest einen statistisch "sauberen" Anschluß der Berichterstattung über die laufenden Umweltschutzaufwendungen an die VGR herzustellen. Für Österreich etwa konnte errechnet werden, daß die gesamten Aufwendungen für den Umweltschutz im Zeitraum 1985-90 von 35,8 Mrd S auf 47,4 Mrd S angestiegen sind. Das entspricht einem durchschnittlichen Verhältnis von rund 2,7% zum Bruttoinlandsprodukt (Fickl 1992). Diese Ergebnisse sind mit ähnlichen Angaben für andere Länder wegen unterschiedlicher Erhebungs- und Bewertungsverfahren nur bedingt vergleichbar. Die Statistischen Ämter der OECD und der Europäischen Gemeinschaft sind derzeit bemüht, eine standardisierte Erhebung für ihre Mitgliedsländer aufzubauen.

Das System verursacherbezogener Umweltindikatoren (SVU) wurde im Rahmen des Vorhabens "Neue Wege zur Messung des Sozialprodukts", ein seitens des Österreichischen Parlaments beschlossenes begleitendes Programm zur Integration von Umweltinformationen in das System der VGR, entwickelt. Die Zielsetzung dieses Indikatorensystems ist es, eine wohlgeordnete Menge von Indikatoren zu spezifizieren, die die (potentiell schädlichen) Auswirkungen der Aktivitäten des österreichischen Wirtschafts- und Gesellschaftssystems zu beschreiben erlauben, die von der gegebenen Datenlage her im Rahmen des Erreichbaren liegen und in ein Umwelt-Satellitensystem der VGR integriert werden können.

Gesucht sind Indikatoren für Gebrauch und Verbrauch natürlicher Ressourcen und die Abgabe von Schadstoffen und sonstigem Material an die Umwelt, zugeordnet zu bestimmten gesellschaftlichen Aktivitäten. In der Terminologie der OECD gesprochen, geht es dabei um die Spezifikation von "stresses upon the environment". In den Begriffen des einschlägigen Programms der UNO (Franz / Stahmer 1992) geht es um die Erstellung eines sets von Indikatoren physischer Größen, die sich für das in Österreich geplante Umwelt-Satellitensystem zur VGR eignen. Das SVU bezieht sich also auf die Felder 2 und 3 der folgenden Abbildung:

Abb. 1: Data sources for environmental-economic accounting (UNSO 1990)



Den Sinn dieses Unterfangens sehen wir darin, zu erreichen, daß unser gesellschaftliches System besser und kontinuierlicher als bisher weiß, was es gegenüber der Umwelt bzw. der Natur tut - was noch nicht heißt, daß damit klar ist, was es dabei anrichtet oder an möglichen Rückwirkungen auf sich selbst heraufbeschwört. Die von uns angestrebten Indikatoren sollen ein Instrument der **gesellschaftlichen Selbstbeobachtung** (und nicht so sehr: der Naturbeobachtung) darstellen. So, wie wir über Geschehnisse innerhalb unseres Gesellschaftssystems mittels der verschiedensten Meßgrößen Bescheid wissen, so sollten wir genauer Bescheid wissen darüber, wie wir uns gegenüber der Umwelt verhalten.

Deshalb bildet das SVU nicht Geldströme, sondern physische Ströme ab. Gleichzeitig bleibt das gesamte Indikatorensystem der Logik der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung theoretisch, methodisch und politisch eng verbunden:

Theoretisch insofern, als es jene Stromgrößen, die in der klassischen VGR in monetären Einheiten dargestellt werden, in den physischen Stromgrößen Masse und Energie abbildet. Es beschreibt also die aktuellen, ökologisch relevanten Verhaltensmerkmale der Volkswirtschaft in den Naturprozessen angemessenen Kategorien. Dies geschieht in einer Weise, die der Input-Output-Logik der VGR voll kompatibel ist. Es ist allerdings nicht in demselben Maße reduktionistisch wie die klassische VGR: Qualitative Differenzen von

Naturprozessen lassen sich nicht in einer einzelnen Maßeinheit - wie der des Geldes - ausdrücken. Die Aggregierbarkeit der vorgeschlagenen Meßgrößen ist daher immer nur innerhalb einer Meßgröße, aber nicht quer über qualitativ verschiedene Meßgrößen gegeben. Ein höheres Aggregationsniveau wäre nur über politisch festzulegende Gewichtungsfaktoren zu erreichen.

Methodisch setzt es an den gleichen Einheiten an (nämlich betrieblichen Aktivitäten) und läßt sich von der betrieblichen Ebene über die Wirtschaftszweige bis zur volkswirtschaftlichen Ebene aggregieren. In einem ausgereifteren Entwicklungsstadium sollten sich die angestrebten Meßgrößen mittels technischer Koeffizienten (die einer periodischen Überarbeitung bedürfen) aus den wirtschaftlichen Parametern generieren lassen. Damit eignen sie sich auch zur Anbindung an Input-Output-Modelle zur Abschätzung alternativer Verläufe.

Politisch eignet sich dieses Beschreibungssystem besser als alle bisher entwickelten monetären Ansätze, tatsächlich die relevanten Dimensionen des aktuellen Umweltverhaltens der Volkswirtschaft abzubilden.

Bislang ist das, was sich in VGR-kompatibler Form monetär abbilden läßt, weder hinsichtlich des Umweltverhaltens der Volkswirtschaft, noch hinsichtlich des Zustands der Umwelt besonders aussagekräftig. Das, was sich in "Umweltschutzkosten" bzw. "Defensivkosten zugunsten der Umwelt" niederschlägt, bildet aus mehreren Gründen nur relativ marginale Aspekte des Umweltverhaltens ab.

Es ist nicht so, daß sich die wesentlichen Verhaltensänderungen zugunsten der Umwelt in zusätzlichen Kosten ausdrücken. Viele Veränderungen in Richtung umweltverträglicheren Verhaltens verlaufen konstenneutral bzw. sind u.U. mit unmittelbaren wirtschaftlichen Vorteilen verbunden. Dies gilt etwa für die Veränderung von Input-Materialien in Produktionsprozessen, die Recyclierung von Rohstoffen, Veränderungen der Produktpalette, die Benutzung von verbrauchsärmeren Maschinen und Fahrzeugen, die Verkürzung von Transportstrecken u.v.a.m. Selbst wenn es dabei um Anfangsinvestitionen gehen mag, so können sich umweltfreundlichere Varianten lediglich in der Auswahl zwischen preislich nicht unterschiedenen Alternativen niederschlagen. In Kosten bilden sich in erster Linie technische end-of-pipe- oder Sanierungsmaßnahmen ab, die - unter umweltpolitischen Gesichtspunkten betrachtet - eher eine veraltete Umweltschutzstrategie darstellen. Deshalb kann man weder schließen, daß Wirtschaftszweige, die hohe Umweltschutzaufwendungen haben, sich umweltfreundlicher verhalten als solche, die nur geringe Aufwendungen tätigen. Noch kann man aus einer Zeitreihe steigender Umweltschutzausgaben schließen, daß die Umwelt zu späteren Zeitpunkten weniger belastet wird als zu früheren - man kann daraus lediglich auf eine (möglicherweise durch politische Maßnahmen ausgelöste) höhere Zahlungsbereitschaft für solche Zwecke schließen.

Es ist auch nicht so, daß aktuelle Umweltschutzausgaben ein zuverlässiger Indikator für das aktuelle umweltfreundliche Verhalten sind. Es mögen damit Schäden kompensiert werden, die bereits vor Jahren und Jahrzehnten verursacht wurden (ohne daß sich das laufende aktuelle Umweltbeeinträchtigungsverhalten ändert), es mögen dadurch laufende Beeinträchtigungen gemildert werden oder Voraussetzungen dafür geschaffen, daß in Zukunft Schäden vermieden werden können - all dies bündelt sich in einer bestimmten Zahlung zu einem gegebenen Zeitpunkt.

Und schließlich wird dadurch nichts über Zustandsveränderungen der Umwelt ausgesagt. Dies scheint zwar trivial, wenn man sich der Komplexität von Naturprozessen, synergistischen und zeitverzögerten Effekten und unserer weitreichenden Unkenntnis derselben bewußt ist, wird aber nicht immer in voller Schärfe wahrgenommen.

Was an den von uns vorgeschlagenen verursacherbezogenen Umweltindikatoren politisch störend erscheinen mag, ist, daß sie die der Umwelt zugefügten Belastungen, und nicht, wie etwa Umweltschutzaufwendungen, die guten Taten der Ökonomie gegenüber der Umwelt fokussieren. Es hat aber einen tiefen Grund, daß Aktivitäten zum Schutze der Natur/Umwelt weniger aussagekräftig sind als belastende Aktivitäten: Die Natur, die "Umwelt", braucht menschliche Aktivitäten, Volkswirtschaften, nicht. Sie kommt ausgezeichnet alleine zurecht. Aber Volkswirtschaften brauchen die Natur als ihre Umwelt, sie brauchen, verbrauchen und mißbrauchen sie. Und das Maß, in dem sie dies tun, und Meßgrößen dafür, sind daher höchst bedeutsam.

Es war nicht Aufgabe unserer Arbeitsgruppe, für die vorgeschlagenen Indikatoren die "fertigen Daten" zu liefern. Wir sammelten und sichteten zwar die vorliegenden einschlägigen Daten für Österreich, aber in erster Linie zu dem Zweck, zu prüfen, wie weit sie verwendbar sind oder wären bzw. um Anhaltspunkte für die Machbarkeit (Feasibility) der von uns entwickelten Indikatoren zu gewinnen.

Dort, wo uns dies im gegebenen knappen Zeitrahmen durchführbar und zugleich geeignet erschien, die Brauchbarkeit und Machbarkeit unserer Vorschläge zu prüfen, haben wir uns mit den empirischen Daten eingehender auseinandergesetzt und können inhaltliche Ergebnisse anbieten. Diese Beispiele sollten aber in erster Linie als Illustration der Verwendbarkeit der theoretischen und methodischen Instrumente gesehen werden.

2. Das System verursacherbezogener Umweltindikatoren (SVU)

2.1. Theoretische und methodische Vorüberlegungen

2.1.1. Was ist ein "Umweltschaden"?

Versuche, diese Frage zu beantworten, standen am Beginn unserer Arbeit. Dabei stellte sich heraus, daß es dafür in der internationalen Literatur keinerlei Konsens gibt. In den verschiedenen Umwelt-Informationssystemen gibt es dazu bestenfalls pragmatische Antworten, die auch über die Zeit starken Veränderungen unterworfen sind und von "Moden" der Aufmerksamkeit gesteuert zu sein scheinen. In den gewissermaßen dahinterliegenden grundsätzlicheren wissenschaftlichen Arbeiten, die sich auch um theoretische Begründungen bemühen, findet sich eine Vielzahl von Ansätzen. Wie sich dabei aber herausstellte, variieren die Vorstellungen darüber, was "gut" (oder zumindest harmlos) und was "schlecht" für die "Umwelt" ist, sowohl nach wissenschaftlichen Disziplinen als auch nach dem grundsätzlichen politischen (oder ethischen) Verständnis der Beziehung zwischen Mensch und Natur.

Die Vielzahl dieser Vorstellungen läßt sich in vier grundlegende Paradigmen zusammenfassen. Jedes dieser Paradigmen bezieht sich auf ein spezifisches Grundkonzept, und jedes dieser Paradigmen vermag wichtige Aspekte dessen, was "umweltschädlich" heißen mag, abzubilden. Diese Paradigmen schließen einander nicht gegenseitig aus, in dem Sinn, daß eine bestimmte Form von Umweltschaden nicht in mehreren Paradigmen einen Stellenwert haben kann. Aber sie sind nicht aufeinander reduzierbar, und sie können unseres Erachtens auch nicht zu einem einzelnen "großen" Paradigma verschmolzen werden[1].

Jedes der vier Paradigmen hat seine eigene Argumentationsstruktur, seine eigene wissenschaftliche und politische Tradition und Bezugsöffentlichkeit. Aber alle 4 Paradigmen zusammengenommen erlauben, so meinen wir, eine vollständige Darstellung dessen, was gemeint sein kann mit "gesellschaftlich verursachter Umweltschaden".

---

[1] Der Begriff der "sustainability" erhebt den Anspruch, ein solches "großes" Paradigma zu sein. Trotz seiner Allgemeinheit glauben wir allerdings nicht, daß es alle Aspekte umschließen kann, die diese 4 Paradigmen implizieren. Die Konvivialitätsargumentation (Paradigma IV) ist ihm völlig fremd, und einige der kurzfristigeren Prozesse, die das schadstofforientierte Paradigma I erfaßt, fänden in ihm nur nach gewaltsamer "Dehnung" Platz. Am ehesten ist es noch mit dem Entropie-Paradigma III verwandt, und teilt auch einiges an dessen Unspezifizität.

Paradigma I: "Vergiftung"

Dies ist im Alltagsverständnis das wahrscheinlich am meisten verbreitete Denkmodell für Umweltprobleme. Seiner fachlichen Herkunft nach ist es der Medizin und der Chemie entlehnt. Gesellschaft fungiert in diesem Denkmodell als Ort, an dem Substanzen verarbeitet, dabei in die natürliche Umwelt freigesetzt werden und dort Störungen auslösen, welche dann direkt oder auf Umwegen auf die Gesellschaft und den Menschen unangenehm - vor allem im Sinne von Gesundheitsgefährdung - zurückwirken. Es stützt sich auf die aus der Umweltproblematik weitgehend ausgegrenzte Vorfragestellung: Was ist wie giftig? Dem naturwissenschaftlichen Apparat wird zugemutet, diese Vorfrage abzuklären.

Die umweltpolitischen Schlüsselfragen lauten dann: Wo werden giftige Substanzen freigesetzt? Wie kann man diese Freisetzung begrenzen? Welche Grenzwerte dafür müssen rechtlich festgeschrieben werden? Und schließlich: Wie kann man die Einhaltung dieser Grenzwerte kontrollieren?

Auch wenn dieser Ansatz wissenschaftlich in Medizin, Pharmakologie und Chemie verankert ist, überschreitet er notwendigerweise die chemisch-toxikologische Dimension. Auf die Fragen: Wie sind diese Grenzwerte beschaffen? Wie funktioniert ihre Einhaltung? folgen notwendigerweise Antworten, die den naturwissenschaftlichen Rahmen sprengen.

- Grenzwertfestsetzung ist ein sozialer Normierungsprozeß, in den Interessen und Machtverhältnisse eingehen. Kein Grenzwert ist naturwissenschaftlich begründbar; immer muß ein zumindest impliziter politischer Konsens darüber hergestellt werden, welches Risiko wem zugemutet werden kann und soll.

- Die praktische Wirksamkeit von Grenzwerten hängt von der sozialen Organisation ihrer Durchsetzung ab, von den ökonomischen und politischen Arrangements. Oft geht daher die von Naturwissenschaftlern geführte (und in sich schon hochkomplexe) Debatte über die zu begrenzenden Substanzen und die Höhe der Grenzwerte an den praktisch relevanten Kernfragen vorbei.

Die Fähigkeit dieses Denkmodells, ökologische Gefährdungen in den Griff zu bekommen, ist überdies noch mindestens durch folgende Schwierigkeiten beschränkt:

- toxikologisches Wissen hinkt systematisch hinter der Neuproduktion chemischer Substanzen her;

- der einzeldimensional-analytische Ansatz dieses Modells geht an synergistischen Wirkungen (also Kombinationseffekten) vorbei;

- Versuche, die Dominanz der Humantoxikologie (Stichwort: giftig für den Menschen) durch eine komplexere Fassung des Toxizitätsbegriffs zu kompensieren (Stichwort: "ökotoxisch") führen rasch in definitorische Schwierigkeiten;

- die Regelungsmechanismen (Grenzwerte, Einhaltungskontrolle) greifen nur sehr indirekt in den Entstehungszusammenhang der Schädigungsprozesse ein.

Paradigma II: "Natürliches Gleichgewicht"

Dieses Denkmodell entspricht den wissenschaftlichen Traditionen der Biologie und wird zB. auch von Klimatologen, Agrarwissenschaftler, Forstwissenschaftler und vielen Naturschutz-Organisationen favorisiert. Gesellschaft fungiert in diesem Denkmodell als Akteur, der absichtsvoll oder versehentlich in die Funktionszusammenhänge natürlicher Systeme in einer Weise eingreift, die die Selbsterhaltungsfähigkeit dieser Systeme bedroht. Dies wirkt auf die Gesellschaft zurück, weil bestimmte natürliche Systeme, die sie benötigt, plötzlich nicht mehr in gewohnter Weise funktionieren.

Die Vorfrage in diesem Paradigma lautet: Wie funktioniert ein bestimmtes Ökosystem, wo sind dessen Empfindlichkeiten und Verarbeitungsgrenzen? Die zentrale umweltpolitische Frage heißt dann: Wo werden Empfindlichkeiten von Ökosystemen durch menschliches Verhalten so stark berührt, daß deren Verarbeitungsvermögen überschritten wird oder werden könnte.

Dies ist eine ganz andere Frage als jene nach der Freisetzung giftiger Substanzen. Es ist eine Frage, die sich von vorn herein auf den systemischen Charakter der "Betroffenen" bezieht. Die gleiche Menge ein und derselben Substanz kann je nach Umständen einmal als Nährstoff, und einmal als "Gift" wirken. Zwei für sich genommen belanglose Substanzen können, zusammentreffend, Katastrophen auslösen. Außerdem sind die Eingriffe, die da ins Blickfeld rücken, keineswegs nur von der Art des "Substanzen Einbringens". Es kann sich dabei um die Bearbeitung von Boden mit schweren Maschinen handeln oder um die Regulierung von Gewässern, um das Importieren von fremden Organismen oder die künstliche Besamung von Kühen.

Umweltpolitische Konsequenz aus diesem Ansatz ist dann die Unterschutzstellung dieser empfindlichen Systeme oder die Setzung von Maßnahmen zur Aufrechterhaltung ihres Verarbeitungsvermögens. Und schließlich geht es um die Kontrolle des Resultats der Vorkehrung: Hält sich das System im Gleichgewicht?

Auch mit diesem Denkmodell gibt es Schwierigkeiten, die im Rahmen eines naturwissenschaftlichen Ansatzes nicht gelöst werden können: Welche Gleichgewichte sind erhaltungswürdig? Welche Systeme sind schützenswert, welche nicht? Dafür gibt es keine Metatheorie. Rekurriert wird dann auf einen globalen Zerstörungszusammenhang, globale Unsicherheit ("Wir können nie wissen, was wir noch brauchen werden") oder auf Ethik ("Wir müssen unseren Nachkommen die Welt übergeben, wie sie ist"). Auf einer abstrakten Ebene ist jedoch dem Argument, daß der Zerstörung eines bestimmten Gleichgewichts ein jeweils neuer Zustand, mit neuen Gleichgewichtsbedingungen, folgt, und daß Gleichgewicht als solches daher nicht erhaltungswürdig ist, nicht beizukommen.

Für den jeweils konkreten praktischen Zusammenhang leidet die umweltpolitische Wirksamkeit dieses Ansatzes - ähnlich wie die des Schadstoffparadigmas - unter stetem Hinterherhinken: Die Empfindlichkeit von natürlichen Systemen wird meist erst dann erkannt, wenn die Störung bereits erfolgt ist (vgl. zB. die globalen Klima-Probleme). Schutzmaßnahmen erfolgen dann, wenn überhaupt, mit beträchtlicher Verzögerung. Dieses Problem wird allerdings im Denkrahmen "Natürlicher Gleichgewichte" deutlich wahrgenommen, da dieser Denkrahmen auf die Irreversibilität von Prozessen ausdrücklich verweist, was im "Schadstoff-Paradigma" bestenfalls am Rande geschieht.

Paradigma III: "Entropie"

Dieses Modell stützt sich auf die theoretische Physik, die Thermodynamik, und stiftet zugleich eine gewisse Denkverwandtschaft zwischen Physiker und Ökonomen. Entropie bezeichnet dabei Unordnung, Nicht-Nutzbarkeit, wahrscheinliche Zustände zum Unterschied von unwahrscheinlichen. Alle Prozesse, Bewegungen, sind Prozesse der Umwandlung von Energie - wobei die Energie nicht "verbraucht" wird, sondern erhalten bleibt. Sie verändert dabei allerdings ihre Qualität: sie wird zerstreut, verteilt sich, m.a.W., die Entropie nimmt zu (vgl.Prigogine / Stengers 1990, S.125f). In einem isolierten System können alle ablaufenden Prozesse Entropie stets nur vergrößern, nicht verringern. Am Ende stehen alle Prozesse still ("Wärmetod").

Die Erde wird in diesem Paradigma als ein solches System betrachtet, dem laufend von der Sonne Energie zugeführt wird. Praktisch dieselbe Energiemenge wird von der Erde auch laufend wieder in den Weltraum abgestrahlt - allerdings in zerstreuter Form und mit niedrigerer Temperatur. Und aus dieser Differenz speisen sich alle Prozesse auf unserem Planeten. Gesellschaft wird in diesem Paradigma gesehen als ein System, das darüber hinaus Entropie produziert, indem es zurückgreift auf Jahrmillionen alte Speicher von Ordnungsleistungen seitens der Sonne und diese aufbraucht (vgl.Dürr 1989, S.13). Anhand des Verbrauchs fossiler Energieträger läßt sich auch berechnen, in welchen Dimensionen

sich die Entropieproduktion bewegt - und diese sind, verglichen mit allen übrigen Lebensprozessen auf der Erde, durchaus bemerkenswert (vgl. Ebeling 1991).

Demnach ist die zentrale umweltpolitische Frage: Welche Ressourcen werden in welchem Tempo verbraucht? Entspricht dieses Tempo jenem, mit dem sie sich erneuern?

Die umweltpolitische Stoßrichtung dieses Ansatzes zielt auf das Beschränken auf sogenannte "erneuerbare" Ressourcen, auf die Einhaltung des durch die laufende Sonneneinstrahlung als "Einkommen" gegebenen Maßes statt des Verbrauchs von "Naturkapital".

"Nachhaltiges Wirtschaften" (sustainable economy), "korrekte Verrechnungsformen mit der Natur" und die Sparsamkeit im Umgang mit Energie (und dank geologischer Prozesse hochkonzentrierter Rohstoffe) sind die zentralen umweltpolitischen Zielgrößen. Die Kritik am herrschenden sozio-ökonomischen System konzentriert sich darauf nachzuweisen, daß die sogenannte "Wertschöpfung" und der Wertzuwachs des ökonomischen Kapitals ein Ergebnis fortschreitender Ausbeutung der Erde sei, und daß der absinkende Grenznutzen dieser Ausbeutung trotz menschlichen Erfindungsreichtums einen Raubbau mit immer höherer Geschwindigkeit erzwinge.

Es ist wahrscheinlich nicht allen plausibel zu machen, daß die allgemeine Zunahme von Entropie auf dieser Erde die relevante Schranke für unsere gesellschaftliche Entwicklung darstellen wird; auch ist die Übersetzung eines so hoch abstrakten Modells von "Ordnung" in sozio-ökonomische Begriffe kaum durchführbar. Eine durchgängige Ökonomisierung der Natur mit dem Kernbegriff "Energie" (wobei es hier durchaus ein Naheverhältnis zur Systemökologie gibt, wo ebenfalls Energiebilanzen unter Absehung von den vielen qualitativen Besonderheiten eine zentrale Stellung einnehmen) wirkt für viele erschreckend. Und eine Menge lebensnähere Fragen, die zB. mit dem Schadstoff-Modell erfaßt werden können, entziehen sich in diesem Rahmen der Bearbeitung. Dennoch generiert auch dieses Paradigma einen relevanten Begriff von "umweltschädlichem" gesellschaftlichem Verhalten.

Paradigma IV: "Konvivialität"

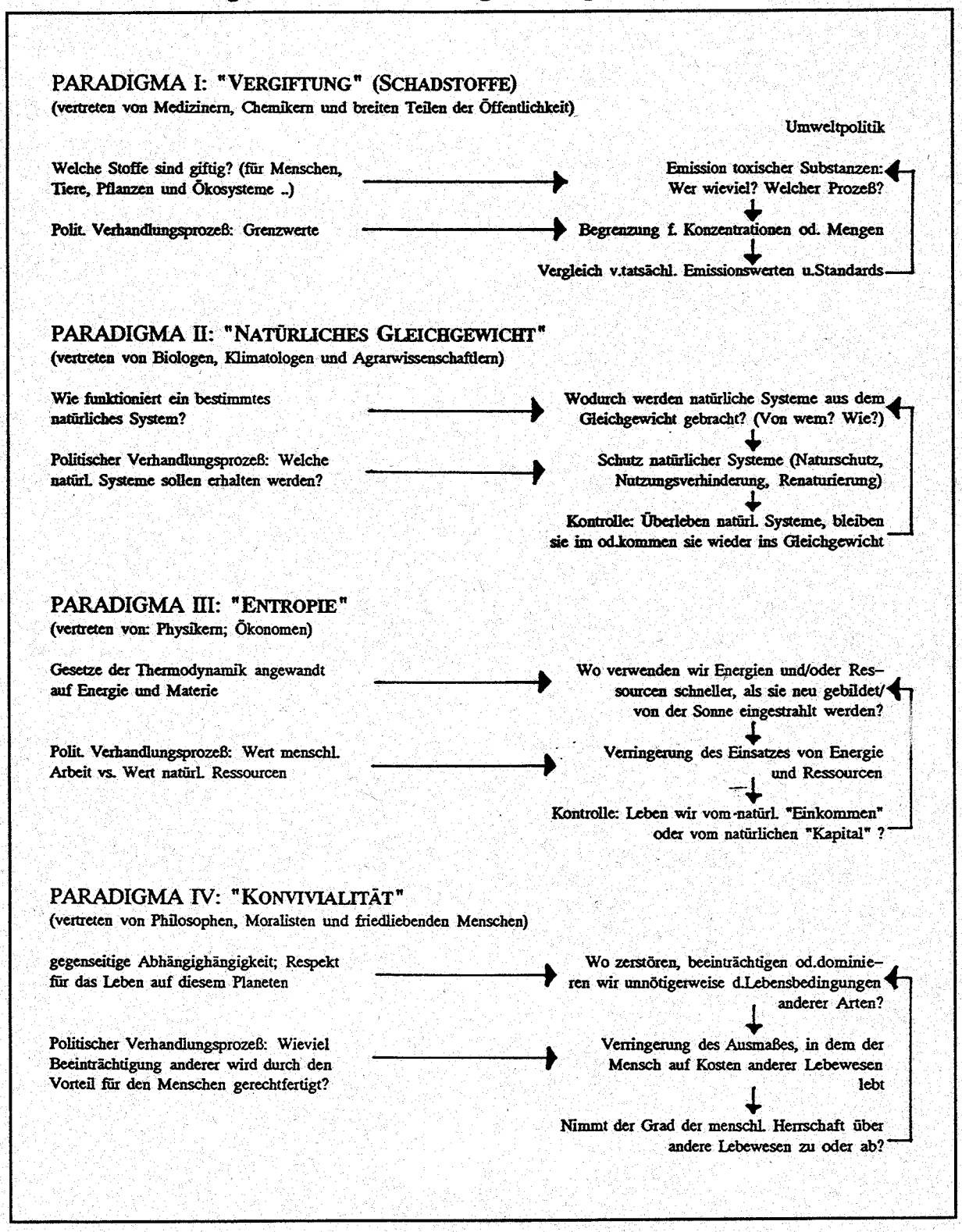
Dieses Denkmodell stützt sich auf philosophische und ethische Traditionen, die dem Menschen als einer einzelnen Spezies das Recht absprechen, über alle anderen in beliebiger Weise Herrschaft auszuüben. Natur sei nicht schlicht "Umwelt", sondern "Mitwelt" und besitze einen zu respektierenden Eigenwert (vgl.zB. Sachverständigenrat für Umweltfragen 1985, S.163). In Tier- und Naturschutzorganisationen oder auch in religiös bestimmten Umweltgruppen ist dieses Denkmuster weit verbreitet. Die Gesellschaft (oder oft auch "der Mensch") fungiert in diesem Paradigma als Apparat, der ständig größere Teile dieser Erde

und immer mehr Lebensprozesse seinen eigenen Bedürfnissen unterwirft, ohne die Bedürfnisse anderer zu respektieren. Die westliche Zivilisation muß sich dann oft andere menschliche Kulturen vorhalten lassen, zB. indianische oder fernöstliche, die einen respektvolleren Umgang mit der sie umgebenden Natur zeigten und deutlicher auf die Verhältnismäßigkeit von Bedürfnissen achteten (vgl.Devall 1991).

Die umweltpolitische Kernfrage in diesem Paradigma lautet: Wo werden die Lebensbedingungen anderer Arten (unnötig) zerstört, beeinträchtigt oder dominiert? Wo läßt sich das Ausmaß, in dem der Mensch auf Kosten anderer Lebewesen wirtschaftet, verringern? Dieses Paradigma kann als eine Grundlagenfrage von Ethik abgehandelt werden (vgl.zB. Jonas 1979). Das hat aber zur Voraussetzung, daß an der Vorstellung einer gottähnlichen Besonderheit des Menschen festgehalten werden muß (denn welche andere Art macht sich ethische Bedenken hinsichtlich ihres Handelns). Es kann auch im Rahmen eines biozentristischen Weltbildes formuliert werden, indem anstelle der kritisierten Herrschaft über die Natur die Unterwerfung unter sie gefordert wird, was dazu führt, daß "eine qualitativ andere Naturbeziehung jenseits von Herrschaft und Unterwerfung (...) in diesem Kontext nicht mehr denkbar" ist (Oechsle 1988, S.102). Oder es kann in durchaus anthropozentrischer Weise damit begründet werden, daß es einen inneren Zusammenhang zwischen der Gewaltförmigkeit des Umgangs mit anderen Lebewesen und der Gewaltförmigkeit im Umgang zwischen Menschen gibt (etwa in der Weise, wie Alice Miller ihre "Empathie"-Argumentation begründet). Damit stellt sich dann nicht ein ethisches, sondern ein Identitätsproblem des Menschen: Wer möchte nicht sich selbst als jemanden sehen, der anderen Lebewesen in freundlicher und gutnachbarlicher Weise begegnet. Auf dieser Schiene bewegen sich meist auch die medialen Verarbeitungen dieses Themas, wie etwa der legendäre Film mit Marilyn Monroe, "Misfits", oder in jüngster Vergangenheit der Kassenschlager "Der mit dem Wolf tanzt".

Dieses Paradigma fokussiert andere als die vorgenannten Prozesse als "umweltschädlich". Es macht auch nur unter dem Bezugspunkt der übrigen lebenden (und möglicherweise auch leidensfähigen) Organismen einen Sinn - Handlungen, die sich nicht darauf beziehen lassen, sind unter diesem Blickwinkel irrelevant.

Abb. 2: Vier Paradigmen zur Beantwortung der Frage "Was ist ein Umweltschaden?"



Die Unterschiede in den Argumentationsweisen, die sich aus den vier Paradigmen ergeben, sollen im folgenden am Beispiel des Autoverkehrs deutlich gemacht werden.

Unter dem "Vergiftungs"-Paradigma wäre das Hauptargument folgendes: Autos verursachen rund 60% der toxischen gasförmigen Emissionen (CO, NOx, CxHy). Daher sollten Grenzwerte für den Schadstoffausstoß eingeführt werden. Katalysatoren wären eine gute Lösung, weil sie die Emission toxischer Substanzen um rund 80% vermindern.

Im Hinblick auf das "Entropie"-Paradigma würde argumentiert, der Autoverkehr bedinge rund 50% des Endverbrauchs an nichterneuerbaren (fossilen) flüssigen Energieträgern. Daher brauchen wir technologische Innovationen, z.B. sparsamere oder solar betriebene Autos. Unter diesem Gesichtspunkt wären Katalysatoren sogar kontraproduktiv, weil für ihre Erzeugung Platin gebraucht wird (eine knappe Ressource), und weil sie den Treibstoffverbrauch erhöhen.

Unter dem Paradigma des "natürlichen Gleichgewichts" würde es von Bedeutung sein, daß der Autoverkehr 15% zur Destabilisierung der Atmosphäre beiträgt (CO2-Anstieg), und außerdem einen bedeutsamen Eingriff in verschiedene biologische Systeme (Wälder, Wasserkreislauf etc.) bedeutet. Wiederum würden Katalysatoren nicht helfen, weil sie den CO2-Ausstoß nicht vermindern können. Helfen würden unter Umständen elektrische oder solar betriebene Autos.

Das "Konvivialitäts"-Paradigma würde den Autoverkehr als wesentliche Ursache der unbeabsichtigten und sinnlosen Tötung von Tieren (Insekten, Vögeln, Nagetieren, Amphibien etc.) identifizieren; es würde die Aufmerksamkeit darauf lenken, daß das Verkehrsnetz den Lebensraum vieler Arten zerschneidet und damit auf Areale beschränkt, die für ein Überleben unter akzeptablen Bedingungen zu klein sind. Solarautos könnten dieses Problem nicht lösen.

Wie man an diesem Beispiel sehen kann, sind die umweltpolitischen Argumentationsfiguren ja nach Paradigma sehr verschieden, und führen auch zu unterschiedlichen Ergebnissen. So verwirrend das sein mag, so nützlich ist dies auch: Es eröffnet einen legitimen Spielraum für politische Diskussions- und Entscheidungsprozesse, der nicht durch vermeintliche naturwissenschaftliche Imperative oder unabweisbare "Sachlogik" zugedeckt werden kann. Gesellschaftliche Lösungen, die als "umweltfreundlich" gelten wollen, müssen gegenüber allen vier Paradigmen bestehen können. Die jeweilige Gewichtung der Argumente kann nur Produkt eines ideologischen und politischen Kräfteverhältnisses sein, eines "öffentlichen Bewußtseins".

Ein demokratisches Umweltinformationssystem - sei es im Rahmen der VGR oder in irgendeinem anderen Teil der amtlichen Umweltstatistik - sollte daher alle diese Paradigmen berücksichtigen und Daten und Fakten, die die wesentlichen Punkte jedes dieser Paradigmen betreffen, beinhalten. Dem politischen Diskurs bliebe es dann vorbehalten, Widersprüche zu

lösen und Argumente zu gewichten. Das Informationssystem selbst sollte aber nicht einer möglichen Argumentationsweise die empirische Basis von vorneherein entziehen, oder eine gegenüber einer anderen privilegieren.

2.1.2. Was ist ein "Verursacher"?

Eine der frühen Schlüsselfragestellungen dieses Projektes bezog sich weiters darauf, wer als der "Verursacher" von Umweltbelastungen aufzufassen sei. Hier sind zwei sehr unterschiedliche Herangehensweisen möglich. Die eine - man könnte sie als politisch-moralische bezeichnen - stellt tendentiell die Frage nach der "Schuld". Schuld an Schäden kann nur jemand sein, der auch die Wahl hat, sie zu unterlassen oder zu vermeiden. Dies setzt also Handlungsspielräume bzw. Macht voraus. (So zB. hat die Österreichische Mineralölverwaltung oder der Gesetzgeber weit bessere Möglichkeiten, den Bleigehalt von Treibstoffen zu regulieren, als der einzelne Autofahrer). Je nach Modell gesellschaftlichen Funktionierens ergeben sich dabei unterschiedliche Verantwortliche: So zB. führt ein marxistisches Paradigma dazu, die höchste Entscheidungsmacht in der Hand des Kapitals zu vermuten, ein liberales Paradigma hingegen schreibt sie eher dem politischen System zu. Danach wäre etwa der Gesetzgeber für Emissionen verantwortlich, der unterlassen hat, sie normativ zu begrenzen, oder die Vollzugsorgane, die die Einhaltung dieser Normen unzulänglich überwachen.

Die andere Herangehensweise - man könnte sie als technische bezeichnen - richtet sich danach, wessen Handlungen die (vom gesellschaftlichen System aus gesehen letzte) Grenze zur "Umwelt" überschreiten, wer also der Letztnutzer in einer längeren Kette gesellschaftlicher Produktion und Produktverwertung ist, bevor diese (oder ihre Nebenwirkungen) an die Umwelt "externalisiert" werden. Wir sind zu der Auffassung gelangt, daß letztere Herangehensweise - nämlich die technische - in einem ersten Schritt die geeignetere Möglichkeit darstellt, zu konsistenten Festlegungen und Ergebnissen zu kommen. Erst in einem zweiten Schritt kann es gelingen, alternative Modelle von "Verantwortlichkeit" zu spezifizieren und diesen gemäß bestimmte Umweltbelastungen in der Zurechnung "umzuverteilen".

Für das SVU heißt dies nun, daß als "Verursacher" bzw. Emittent i.w.S. jene Akteure gelten, deren Handlungen die Grenze zwischen Gesellschaftssystem und Umwelt überschreiten. Die Grenze zwischen Gesellschafts- bzw. Wirtschaftssystem und "Umwelt" ist dabei keine materielle, sondern eine systemische, funktionelle. Derselbe Wald ist in einem Fall funktioneller Bestandteil des Wirtschaftssystems, soweit man ihn als "Produktionsfläche" etwa mit forstlichen Maschinen bearbeitet, im anderen Fall funktionell Teil der "Natur" bzw. "Umwelt", als er durch Emissionen einer nahen Fabrik in seinem Wachstum beeinträchtigt wird.

Bei dieser Betrachtungweise geht es also um die Zurechnung (potentiell umweltschädlicher) Aktivitäten zu bestimmten Akteuren. Dies bedeutet, daß als Gliederungsmerkmal nicht die funktionelle (zB. "Verkehr", "privater Konsum" etc.), sondern die institutionelle Unterscheidung (zB. Transportsektor, Haushalte) verwendet werden muß. Nur dadurch wird auch die Verknüpfung mit der ökonomischen Input-Output-Rechnung möglich, die es gestattet, Ketten von Akteuren aneinanderzuknüpfen und damit die Vorleistungen, die eine bestimmte Branche von anderen bezieht, in die Auswirkungen auf die Umwelt miteinzubeziehen.

Eine besondere Stellung nimmt dabei der sogenannte "Entsorgungssektor" ein. Dieser wird in einer Reihe von einschlägigen Arbeiten gesondert abgebildet. Er erbringt eine spezifische Dienstleistung an der Schnittstelle von Wirtschaftssystem und Umwelt, die darin bestehen soll, die umweltbelastetenden Nebenwirkungen von Wirtschaftsprozessen zu mindern. Auch dann, wenn die Entsorgung dem Wirtschaftsprozeß zeitlich nachgelagert ist (zB. bei der Deponierung von Abfall), handelt es sich bei einem Entsorgungsbetrieb nicht um den "Letztnutzer" eines Produktes (bevor dieses aus dem Wirtschaftsprozeß ausgeschieden wird) - dies drückt sich auch darin aus, daß er für dieses "Produkt" nicht zahlt, sondern für dessen "Beiseiteschaffung" bezahlt wird; es handelt sich also (auch wenn dies zeitlich nicht immer stimmt) um eine Vorleistung für den Produktions- bzw. Konsumptionsprozeß eines anderen. Eine solche Betrachtungsweise verhindert zugleich, daß der Entsorgungssektor quantitativ in den Rang eines Haupt-Emittenten gerät. Ganz pragmatisch gesehen kommt hinzu, daß der Entsorgungssektor in der österreichischen Wirtschaftsstatistik empirisch nicht abzugrenzen ist.

Mit der Entscheidung für eine institutionelle Gliederung wirtschaftlicher Akteure als potentielle "Verursacher" erhebt sich die Frage, welche. Wie allen Kennern der österreichischen Wirtschaftsstatistik vertraut, sind eine ganze Anzahl von Gliederungsschemata in Verwendung, die sich nicht nur in ihrer "Tiefe" unterscheiden, sondern untereinander auch noch nicht immer kompatibel sind. In Anbetracht der Tatsache, daß in nächster Zukunft eine Angleichung der österreichischen Systematiken an die EG-Standards (zB. NACE) erfolgen wird, sind wir in unserer Arbeit pragmatisch vorgegangen: Wir präsentieren unsere Daten in der Gliederung, in der wir dies noch am ehesten können. In manchen Fällen handelt es sich dabei um die für die österreichische Energiestatistik eingesetzte Gliederung (in 43 Wirtschaftsbereiche auf Basis der Monatserhebungen des ÖSTAT), in anderen Fällen um die sog. Bundeswirtschaftskammer-Systematik, und für die Input-Output-Modellierungen beschränken wir uns auf ein 10-Sektoren-Modell.

Für die künftige Entwicklung des Umwelt-Satellitensystems zur VGR wird es anhand der sich in der Wirtschaftsstatistik neu durchsetzenden Systematik noch einmal eingehend zu prüfen sein, auf welcher Ebene dieser Systematik die Umweltinformationen angesetzt werden können und sollen.

2.1.3. Methodische Voraussetzungen

Umweltindikatoren, die in Ergänzung zur VGR die mit den wirtschaftlichen Aktivitäten direkt verbundenen Umweltbelastungen abbilden sollen, müssen eine Reihe von methodischen Anforderungen erfüllen. Die wichtigsten dieser Kriterien sind nach unserem Dafürhalten:

* *Die Erfassung und Darstellung, der mit Wirtschaftsprozessen verbundenen Umwelteingriffe in physischen Größen.*

* *Pluralismus bezüglich der beachteten ökologischen Dimensionen.* Die Entscheidung, welches spezifische Umweltverhalten gegenüber der Natur durch die Umweltindikatoren erfaßt bzw. was denn eigentlich als "umweltschädlich" erachtet werden soll, darf nicht zu selektiv ausfallen. Chemisch-toxikologische Kriterien, das Kriterium des "natürlichen Gleichgewichts" von Ökosystemen, Kriterien der Thermodynamik oder der generelle Respekt für alles Lebendige auf diesem Planeten vermögen auf wichtige Aspekte dessen, was "umweltschädlich" heißen mag, verweisen. Nur damit läßt sich auch vorsorgen, daß Belastungen nicht unbemerktvon einem auf den anderen Modus "verschoben" werden können.

* *Verursacherbezogene Erfassung und Darstellung.* Als Verursacher gelten dabei solche Wirtschaftssubjekte, deren Handlungen die Grenze zwischen Wirtschaftssystem und Umwelt überschreiten. Diese Grenze ist dabei keine materielle, sondern eine systemische, funktionelle Grenze. Die Zurechnung potentiell umweltschädlicher Aktivitäten zu bestimmten Akteuren erfolgt nach einer institutionellen Gliederung (nach Aktivitäten) - dies ist eine essentielle Voraussetzung für die Kompatibilität mit der VGR.

* *Erfassung und Darstellung des Umweltverhaltens als jährlicher Fluß über die funktionelle Grenze zwischen Wirtschaft und Umwelt.* Flußgrößen ermöglichen die adäquate Darstellung der dynamischen Stoffwechselprozesse zwischen Wirtschaft und Umwelt. Die Darstellung in Flußgrößen erfüllt eine weitere Voraussetzung für die Kompatibilität mit der VGR. Der direkte Bezug von physical flows auf monetary flows ermöglicht weiters die Berechnung von Intensitäten spezifischer Umweltbelastungen, die den Ausgangspunkt für intersektorale Vergleiche etwa im Rahmen einer ökologischen Strukturberichterstattung oder für die Ermittlung von Branchenkennziffern bilden können. Eine Ergänzung um Bestandsgrößen ist durchaus sinnvoll, der primärstatistische Aufwand allerdings enorm. Während Flußgrößen eine verursacherbezogene Erfassung unterstützen, wären Bestandgrößen stärker schadensbezogen (Nähe zur Immissionsberichterstattung).

* *Politikrelevanz.* Das heißt, mit Hilfe dieses Systems sollte es möglich sein, den Effekt alternativer ökonomischer oder politischer Maßnahmen zu simulieren und zu vergleichen - und zwar gemessen in ökologischer Belastung. Das setzt voraus, daß die Informationen als (jährliche) Flußgrößen vorliegen und nicht als Bestandsgrößen.

* *Die Indikatoren sollen gerichtet sein.* Das heißt, sie sollen so beschaffen sein, daß höhere numerische Werte ein Mehr an Umweltbelastung signalisieren und vice versa.

* *Das Indikatorensystem darf nicht zu umfangreich sein.* Eine der Lehren aus der "Sozialindikatoren"-Debatte war, daß Vorschläge, die eine umfangreiche und ständig wachsende Anzahl an Indikatoren beinhalten, wenig Chancen auf praktische Umsetzung haben.

* *Es sollte in nächster Zeit machbar sein.* Das heißt, es sollte soweit als möglich auf bestehenden oder zum Teil existierenden Daten aufbauen und nicht Bedarf nach umfangreichen neuen Meßsystemen schaffen.

2.1.4. Das System verursacherbezogener Umweltindikatoren (SVU) im Überblick

Das Ergebnis der beschriebenen Vorüberlegungen ist ein dreiteiliges Indikatorensystem, bestehend aus ökologisch-ökonomischen Systemindikatoren (ÖSIs), Indikatoren für das Emissionsverhalten (EMIs) und Indikatoren für gezielte Eingriffe in Lebensprozesse (GELs). ÖSIs liefern Makrodaten über die Stoffwechselbeziehungen zwischen Wirtschaft und Natur. Sie werden zum Großteil aus der amtlichen Wirtschafts-, Energie- und Verkehrsstatistik abgeleitet und ermöglichen die systematische Beschreibung der physischen Grundlagen, Strukturen und Entwicklungen einer Volkswirtschaft. EMIs liefern Informationen über chemisch-toxikologische Nebenwirkungen des Wirtschaftssystems. Die wichtigsten Datenquellen für ihre Bildung sind Hochrechnungen aus Wirtschaftsdaten (physische Inputs) mit Hilfe von technologischen Koeffizientenmatrizen. GELs bilden die strukturellen Einwirkungen des Wirtschaftssystems in Ökosysteme ab. Ihre zentrale Datenbasis ist die amtliche Agrar- und Flächennutzungsstatistik.

Indikatoren	**wichtigste Datenbasen**
ÖSIs	Wirtschaftsstatistik, Energiestatistik, Verkehrsstatistik
EMIs	Hochrechnungen aus Wirtschaftsdaten technologischen Koeffizientenmatrizen
GELs	Agrarstatistik, Flächennutzungsstatistik

Das Indikatorensystem besteht aus insgesamt 27 Indikatoren. Mithilfe dieser Indikatoren können verschiedene ökologische Dimensionen wirtschaftlicher Entwicklung abgebildet werden, wie die folgende Tabelle zeigt. Die Indikatoren überschneiden sich zwar teilweise hinsichtlich der zugrundeliegenden physischen Entitäten (Energieträger sind beispielsweise sowohl als genutzte Energie in den Energieindikatoren als auch als genutztes Material in den Materialindikatoren enthalten), sie erfassen jedoch jeweils spezifisch unterschiedliche Aspekte. Ein Megaindikator für die hypothetische Gesamtheit aller Umweltbelastungen ist weder sinnvoll noch machbar.

Die folgenden Ausführungen fassen die theoretischen und methodischen Überlegungen zu den einzelnen Modulen zusammen und sollen anhand ausgewählter empirischer Beispiele den Zweck und die Berechnungsweise der Indikatoren näher erläutern.

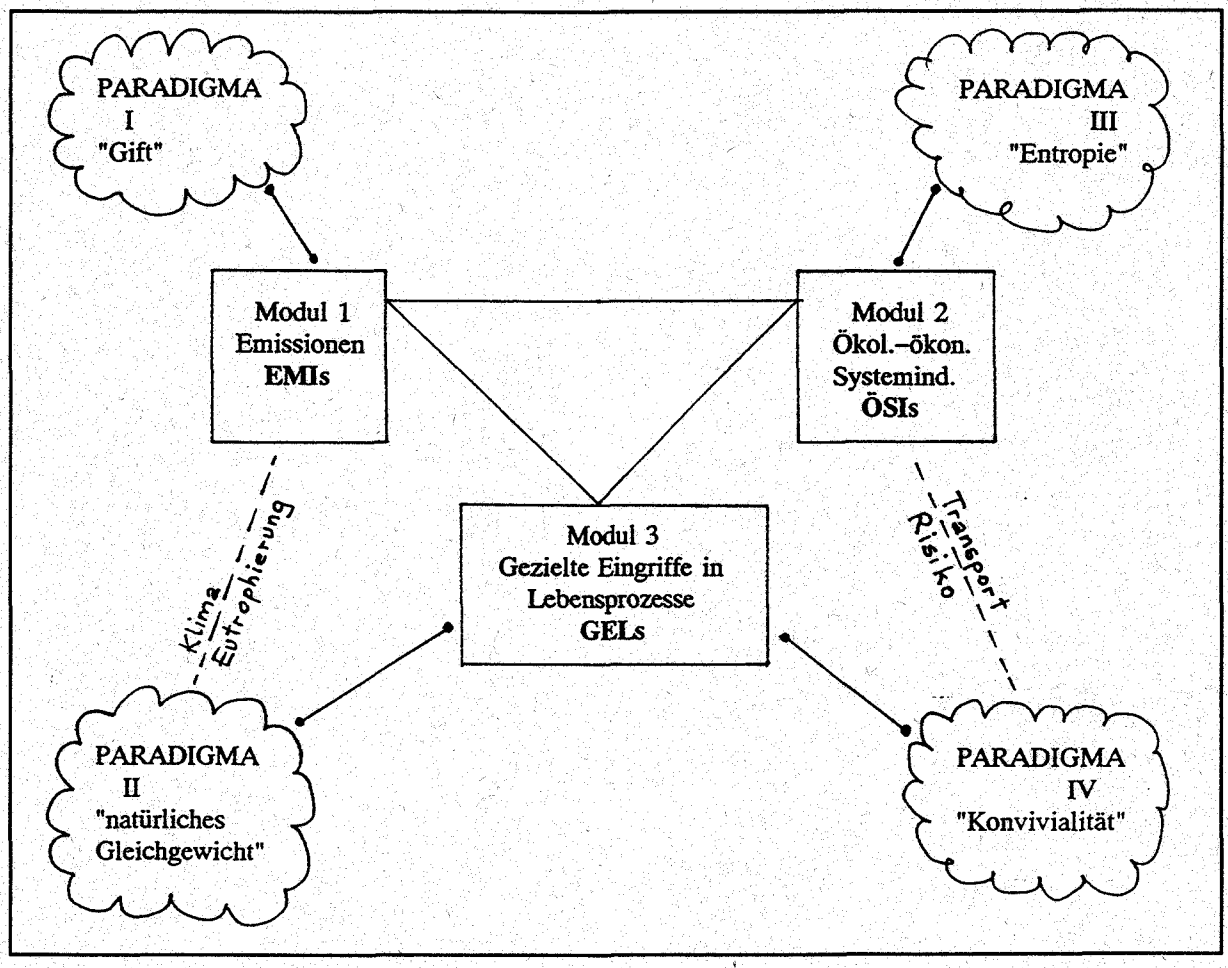
Abb. 3: Das S.V.U. im Überblick

MODULE	INDIKATOREN	MASZEINHEITEN
ÖSIs	Gesamtmaterialinput	t/a, t/öS.a
	Primärmaterialinput	t/a, t/öS.a
	Materialverschleiß	t/a, t/öS.a
	Materialeffektivität	%
	Verpackungsintensität	%
	Netto-Energieverbrauch	J/a, J/öS.a
	Nettoverbrauch nicht erneuerbarer Energie	J/a, J/öS.a
	Nettoverbrauch erneuerbarer Energie	J/a, J/öS.a
	Nettoverbrauch Elektrizität	J/a, J/öS.a
	Gütertransportintensität (Straße, Schiene)	tkm/a, tkm/öS.a
	Personentransportintensität (Straße, Schiene)	tkm/a, tkm/öS.a
EMIs	*gasförmig:*	
	Klimawirksamkeit	CO_2-Äquivalente/a
	Ozonwirksamkeit	F_{21}-Äquivalente/a
	Toxizität	offen
	flüssig:	
	Sauerstoffentzug	BSB_5/a
	Eutrophierung	t $Phosphor_{gesamt}$.a
	Toxizität	offen
	fest:	
	Abfälle	offen
	Toxizität	offen
GELs	*Biotope:*	
	Aneignung von Nettoprimärproduktion	J/a
	Eingriffe in den Energiehaushalt von Fließgewässern	J.km/a
	Wasserentnahme	m^3/a
	Handelsdüngereinsatz	t Wirkstoff/a
	Pestizideinsatz	t Wirkstoff/a
	Organismen:	
	Tierhaltung (langandauerndes Tierleid)	Anzahl der Tiere
	Tiertötung	Anzahl der Tiere
	Evolution:	
	Züchtung	offen
	gentechnische Eingriffe	offen

Abbildung 4 gibt eine Überblick über das Informationssystem in Relation zu den vier Paradigmen. Die drei Gruppen von Indikatoren unterscheiden sich, sowohl bezüglich ihres theoretischen Begründungszusammenhangs, ihres (natur)wissenschaftlichen Hintergrunds, als auch ihrer Datenbasis. Methodisch haben sie jedoch gemeinsame Kennzeichen: Sie werden gemessen als jährlicher Fluß über die funktionelle Grenze zwischen dem gesellschaftlichen

System und der "Natur". Sie sind so abstrakt formuliert, daß (prinzipiell) jeder ökonomische Akteur einen solchen Fluß produziert (oder produzieren könnte).[2] Und sie sind beziehbar auf spezifische ökonomische Akteure (Branchen, inkl. Haushalte) in einer institutionellen (nicht funktionellen) Gliederung. Diese Bedingungen stellen im Wesentlichen die Konsistenz des Systems sicher, daher ist es sehr wichtig, jeden Indikator daraufhin zu überprüfen, ob er diesen Bedingungen genügt. Es stellte sich heraus, daß dies eine der schwierigsten Aufgaben bei unseren Forschungen war, weil dies auf einer ökonomischen Logik beruht, die den anderen involvierten Disziplinen fremd ist.

Abb. 4: Der Bezug zwischen den vorgeschlagenen Indikatorengruppen und den Referenz-Paradigmen zur Umweltbelastung



[2] Daher könnte zB. ein Indikator "Ausmaß pflanzlicher Monokulturen" nicht inkludiert werden, weil nur die Land- und Forstwirtschaft charakterisiert würde.

2.2. Ökologisch-ökonomische Systemindikatoren (ÖSIs)

2.2.1. Einleitung

Ökonomisch-ökologische Systemindikatoren (kurz ÖSIs) liefern Informationen über die Beziehungen zwischen der physischen und der monetären Ebene eines Wirtschaftssystems. ÖSIs sollen die umweltrelevanten physischen Strukturen der Volkswirtschaft beschreiben. EMIs und GELs liefern dagegen Informationen über die direkten Einwirkungen des Wirtschaftssystems auf die Umwelt.

Gestützt auf die zentralen Ergebnisse des Entropieansatzes und der aktuellen Diskussion um "sustainable economic development" gehen wir von der Annahme aus, daß die Gesellschaft ceteris paribus desto umweltverträglicher ist, je geringer die mit ihrem Wirtschaften verbundenen physischen Größen sind. Je mehr Energie, Masse und Bewegung (Raum/Zeit) für ein gegebenes Maß an Bedürfnisbefriedigung aufgewendet werden muß, desto ökologisch ineffektiver ist eine Gesellschaft. Diesen allgemeinen Satz in operationalisierbare Größen zu übersetzen, ist jedoch alles andere als einfach. Insbesondere gibt es keine gesellschaftlichen Maßzahlen für ein "gegebenes Maß an Bedürfnisbefriedigung": alle monetären Größen bilden dies, wenn überhaupt, nur sehr unzulänglich ab.

Deshalb ist es als erster Schritt wohl entscheidend, die wirtschaftlichen Prozesse in den zentralen physischen Größen abzubilden. Welche Bezüge dann hergestellt und welche Berechnungen durchgeführt werden, bedarf weiterer Erfahrungen im Umgang mit diesen Daten und eingehender theoretischer Diskussion.

Die ÖSIs können Hinweise für das gesamte Spektrum an mitproduzierten Umweltproblemen liefern. Es handelt sich um Indikatoren auf sehr hohenm Aggregationsniveau. Ihre Informationen sind allerdings entsprechend unscharf bezüglich qualitativ zu differenzierender Umweltfolgen. Dies zu leisten ist vornehmlich Aufgabe der EMIs und GELs.

2.2.2. Indikatoren für die Materialintensität

Alles Leben unseres Planeten ist durch seine Fähigkeit zum Stoffwechsel (Metabolismus) gekennzeichnet. Lebewesen nehmen Stoffe und freie Energien aus der Umgebung auf, führen chemische Umwandlungen durch, scheiden Abfallprodukte aus und geben minderwertige Energie als Wärme ab. Auf diese Weise sind alle lebenden Organismen in große und in kleine sogenannte biogeochemische Kreisläufe eingebunden. Diese biogeochemischen Stoffkreisläufe sind nicht voneinander getrennt, sondern bilden in der Biosphäre ein komplexes

Netzwerk. Die wichtigsten Stoffkreisläufe sind der Wasserkreislauf, der Kreislauf des Kohlenstoffs, Sauerstoffs, Stickstoffs, Schwefels, Phophors und anderer Mineralstoffe (Schubert 1991, S.89ff).

Wirtschaftliche Systeme - in ihrer Gesamtheit als Technosphäre bezeichnet - sind auf kleinräumiger wie globaler Ebene in diesen Stoffwechsel ebenfalls eingebunden. In ähnlicher Weise wie die lebenden Organismen sind auch Wirtschaftssysteme durch ihren spezifischen Stoffwechsel gekennzeichnet. Die Umweltverträglichkeit der wirtschaftlichen Entwicklung wird schon einmal durch die schiere Größenordnung dieses Stoffwechsels bestimmt.

Ungeachtet aller bisherigen Folge- und Rückwirkungen ist dieser Stoffwechsel jedoch weitgehend unbeobachtet, unkontrolliert und ungesteuert. Umweltbezogenes Handeln wird in der Regel auf die Möglichkeiten weiteren wirtschaftlichen Wachstums fokussiert, gemessen in monetären Größen (Hauff 1987, Harborth 1989, Aiginger 1989). Angesichts der Begrenztheit ökologischer Ressourcen wird daher eine wirksamere Entkoppelung von monetärem und physischem Wachstum als bisher gefordert (Daly / Cobb 1989, Meadows et al. 1992). Über Art, Ausmaß und Bedingungen dieser Entkoppelung herrscht allerdings noch große Unklarheit.

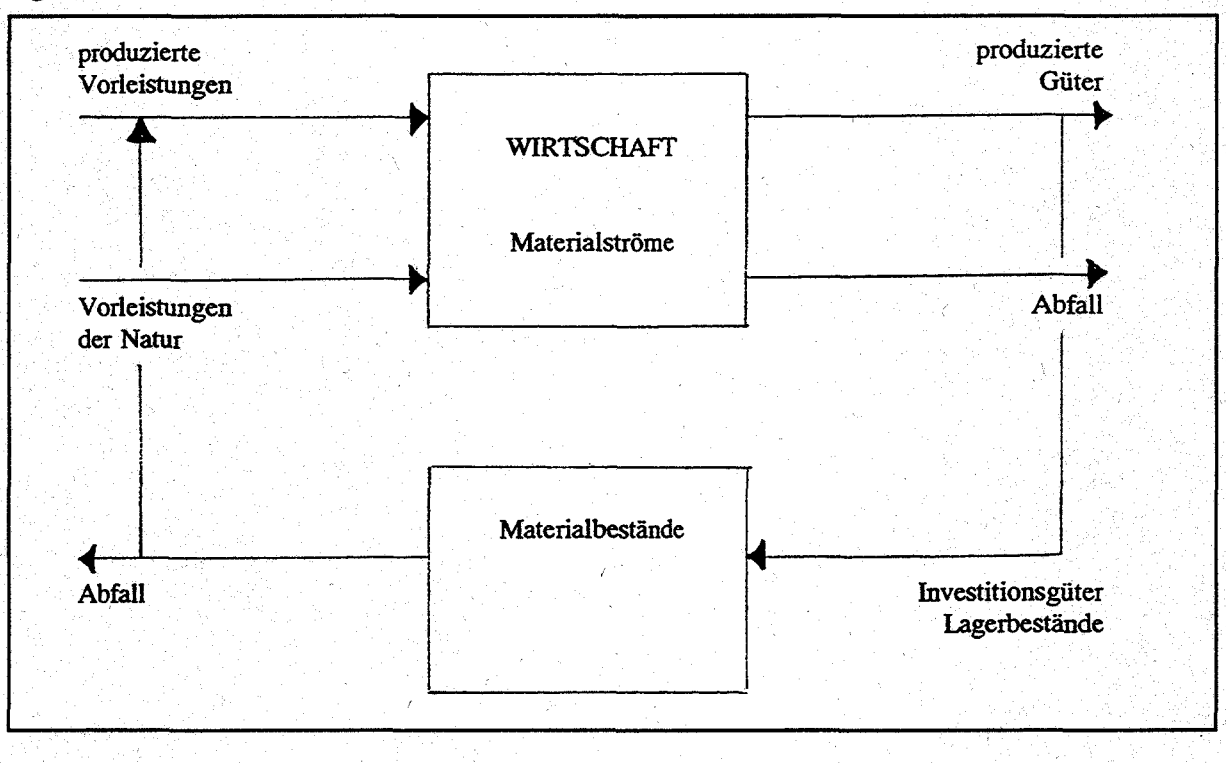
So z.B. war die im letzten Jahrzehnt beobachtbare Entkoppelung des Energieverbrauchs vom Wirtschaftswachstum das Ergebnis eines relativ autonomen technischen Fortschritts. Es handelt sich dabei um einen Teilerfolg, der noch keine generelle und langfristige Entkoppelung des Wachstums der wirtschaftlich umgesetzten physischen Mengen vom Wachstum der monetären Parameter erwarten läßt. Aber es ist immerhin ein empirisches Beispiel dafür, daß dergleichen möglich ist. In anderen Bereichen werden jedoch umweltpositive Rationalisierungseffekte durch reines Mengenwachstum kurz- bis mittelfristig rasch wieder aufgehoben (Jänicke et al. 1991).

In Reaktion auf dieses Defizit beginnt sich eine neue Sichtweise herauszubilden, die ihr Hauptaugenmerk weniger auf die Umlenkung bestimmter Schadstoffe oder die Erhaltung einiger naturnahen Biotope, als auf die Steuerung des gesamten Stoffwechselprozesses wirtschaftlicher Aktivitäten richtet (Baccini / Brunner 1991, Ayres / Simonis 1993). Diese Sichtweise beruht auf der Überlegung, daß die meisten Umweltschäden durch Gewinnung, Transport, Weiterverarbeitung und Nutzung von Materie verursacht werden. Je nach Menge, Entfernung und Toxizität sind Stoffströme mit mehr oder weniger großen Umweltgefährdungen verbunden.

Mithilfe von Stoffbilanzen wird diese allgemeine Formel in operationalisierbare Größen übersetzt. Stoff bzw. Materie kann in verschiedenen physikalischen Agreggatzuständen vorliegen, sie kann weder entstehen noch vernichtet werden und sie ist allgegenwärtig. Die

Erfassung des gesamten Stoffwechsels erfolgt nach der Grundeinheit von Masse: Kilogramm bzw. Tonne (Neumüller 1985). Nach dem Satz von der Erhaltung von Materie ist die Summe der Materie in geschlossenen Systemen immer konstant. Die daraus resultierende Kreislauflogik ermöglicht die Erstellung von Stoffbilanzen. Die Summe der Inputs ist stets gleich der Summe aller Outputs, es kann nichts verloren gehen. Diese Stoffbilanzen folgen einem Flow-Konzept. Erfaßt werden ausschließlich Materialströme, während Materialbestände (das sind i.w. aktivierungspflichtige Investitionsgüter) außer Betrachtung bleiben. Daß heißt selbstverständlich nicht, daß sie ohne ökologische Relevanz wären, bedenkt man beispielsweise den stetig wachsenden Gebäudebestand.

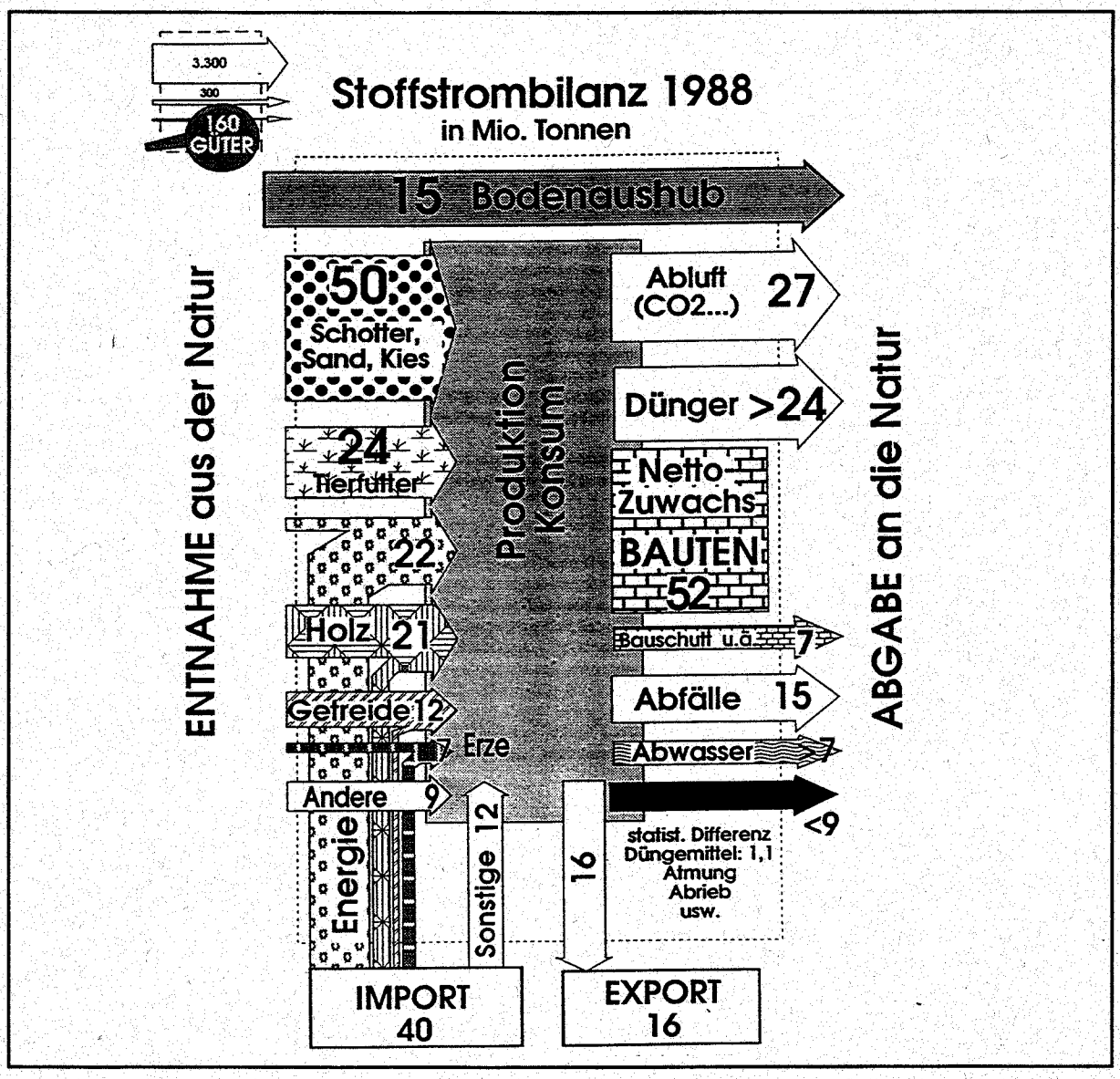
Abb. 5: Schematische Darstellung des Bilanzkonzeptes zur Erfassung von Stoffströmen (Quelle: Fischer-Kowalski et al. 1991)



Analog zu den Energiebilanzen der österreichischen Energieberichterstattung (BMWA 1990) ist mit diesem Konzept die Erstellung einer österreichischen Stoffbilanz machbar. Es kann eine periodische Gesamtbilanz aufgebaut werden, die die primären Entnahmen aus der Natur, die Stoffströme von Import- und Exportaktivitäten, das Abfallaufkommen und seinen Verbleib, Emissionen in Luft und Wasser sowie Bestandszugänge und -veränderungen auf einer aggregierten Ebene zusammenführt. Da es sich um eine Erfassung auf sehr hohem Aggregationsniveau handelt, liefert sie Hinweise für das gesamte Spektrum an mitproduzierten Umweltproblemen: von den Folgewirkungen der Entnahme von biogenem Material, über die Folgewirkungen des mit der Bewegung von Stoffströmen verbundenen Gütertransportaufkommens, bis zum Ausstoß an Massenschadstoffen. Da praktisch alle Trägerstoffe erfaßt werden, sind Detailuntersuchungen hinsichtlich der meisten hochtoxischen Effekte des wirtschaftlichen Stoffwechsels möglich und wohl auch notwendig.

Im Zuge der Entwicklung des SVU wurde erstmals der Versuch unternommen, eine Schätzung des gesamten jährlichen Stoffflusses einer Volkswirtschaft durchzuführen. Nach dieser Schätzung beträgt der jährliche Stoffdurchfluß Österreichs etwa 3.760 Mio Tonnen, davon ca. 3.300 Mio Tonnen Wasser, ca. 300 Mio Tonnen Luft und "nur" ca. 160 Mio Tonnen sonstige Materialien. Dieser Stoffwechsel erfolgt zum überwiegenden Teil in äußerst kurzfristigen Zeiträumen. Der größte Teil der verwendeten Materialien wird binnen Jahresfrist wieder an die Umwelt abgegeben. Rund 2% des jährlichen Stoffflusses wird einer längerfristigen Verwendung zugeführt (Bestandskonto). Der gegenwärtige Bestand an Bauwerken wird auf etwa 3.000 Mio Tonnen und die Bestände an Anlagen, Maschinen und sonstigen Gebrauchsgütern auf etwa 20 bis 50 Mio Tonnen geschätzt (Steurer 1992).

Abb. 6: Abb.4 Stoffbilanz Österreich 1988 (sonstige Materialien), geschätzt in Mio Tonnen (Quelle: Steurer 1992, auf der Basis von amtlichen Daten)



Materie ist hauptsächlich ein reiner Durchlaufposten bei der Befriedigung menschlicher Bedürfnisse und Wünsche. In ähnlicher Weise wie lebende Organismen benötigt unser Wirtschaftssystem enorme Mengen Wasser, Luft und organisches Material. Essen, Wohnen, Mobilität und Raumwärme erklären den größten Teil des gesamten jährlichen Materialdurchflusses. Die drei größten Stoffströme sind Baustoffe, Energieträger und Nahrungsmittel.

Mithilfe des Stoffbilanzkonzeptes kann weiters auf einer stärker disaggregierten Ebene der Stoffwechsel ausgewählter Wirtschaftsbereiche resp. Verursacherbereiche erfaßt werden. Der strukturelle Aufbau der branchenbezogenen Bilanzen folgt einer Differenzierung nach einerseits Primärinput (d.h. direkte Vorleistungen der Natur) und Sekundärinput (d.h. direkte Vorleistungen des Wirtschaftssystems) sowie andererseits Output in Form von Produkten und Output in Form von nicht weiterverwertetem Material. Je nach vorhandener Datenbasis lassen sich damit Aussagen über die jährlich mitproduzierten Materialverluste (Materialverschleiß), die Effektivität des Materialdurchsatzes (Produktenoutput zu Gesamtinput), die Struktur des gesamten Materialinputs (primäre Vorleistungen aus der Natur, sekundäre Vorleistungen des Wirtschaftssystems, Altstoffanteil, Verpackungsanteil) ableiten. Darüber hinaus bieten Materialstrombilanzen eine nützliche Informationsgrundlage für problembezogene Erhebungen wie z.B. Stoffstromrechnungen und können als Ergänzung und Revision der Emissionsberichterstattung eingesetzt werden.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnten Materialbilanzen für vier ausgewählte Branchen (Erdöl- und Erdgasförderung, Erdölverarbeitung, Papiererzeugung und Elektroindustrie) erstellt werden.:

Abb. 7: Materialindikatoren für ausgewählte Wirtschaftsbranchen 1988 (exkl. Wasser und Luft), vorläufige Schätzung (Quelle: Payer 1991)

		Erdöl-verarbeitung	Papier-erzeugung	Elektro-industrie
Gesamtmaterialinput/Beschäftigtem	in t/B	2.628	466	10
Gesamtmaterialinput/Produktionswert	in kg/öS	0,54	0,16	0,01
Materialverschleiß/Beschäftigtem	in t/B	231	137	2
Materialverschleiß/Produktionswert	in kg/öS	0,05	0,05	0,00
Materialeffizienz	in %	91,2	70,6	83,5

Die Elektroindustrie weist in diesem Vergleich die geringsten Materialintensitäten bezogen auf Beschäftigte und Produktionswerte auf, gefolgt von der papiererzeugenden und erdölverarbeitenden Industrie. Obwohl hier lediglich drei Branchen verglichen werden, ist der gegenläufige Zusammenhang von Materialintensität und Finalisierungsgrad deutlich zu erkennen. Der Materialverschleiß (Saldo aus Gesamtmaterialinput und Output in Form von

Gütern) ist z.T. beträchtlich. Die erdölverarbeitende Industrie erzeugte im beobachteten Zeitraum 231 Tonnen ungenutze Materialrückstände pro Beschäftigten, in der papiererzeugenden Industrie fallen 137 Tonnen pro Beschäftigten an. Eine Fortsetzung der Recherchen über die Höhe desjenigen Anteils der ermittelten Materialsaldi, der im Wirtschaftssystem verbleibt, wäre vonnöten, um die Aussagekraft der Ergebnisse zu erhöhen. Auffallend ist weiters die vergleichsweise geringe Materialeffizienz von rund 71% in der Papiererzeugung. Dies ist hauptsächlich darauf zurückzuführen, daß die thermisch genutzte Ablauge zwar zu einem hohen Anteil im Gesamtmaterialinput enthalten ist, aber praktisch nicht in den materiellen Output eingeht (Payer, 1991).

Ausgehend von den branchenbezogenen Materialbilanzen ist es weiters möglich, ausgewählte Stoffströme einer tiefergehenden Analyse zu unterziehen sowie Zeitvergleiche anzustellen. Auf Grund der günstigen Datenlage ist beides hinsichtlich des Wasserverbrauchs der österreichischen Industrie möglich. Abbildung 8 zeigt die Entwicklung des spezifischen Wasserverbrauchs (Wasserverbrauch bezogen auf Nettoproduktionswerte zu laufenden Preisen) für den Großteil der österreichischen Industriezweige im Zeitraum 1975 bis 1989.

Abb. 8: Spezifischer Wasserverbrauch der Industrie Österreichs 1975-1989 nach Industriezweigen*), in m^3/1000 öS zu lfd.Preisen (eigene Berechnungen aus ÖSTAT, Industriestatistik)

	1975	1980	1985	1989
Bergwerke	12,0	4,0	3,0	3,2
Eisenhütten	78,9	59,6	41,2	36,8
Erdölindustrie	2,5	1,9	1,4	1,3
Stein- und keramische Industrie	3,3	2,8	2,2	1,7
Glasindustrie	3,1	1,7	1,1	1,0
Chemische Industrie	21,3	18,5	14,3	12,6
Papiererzeugende Industrie	64,9	53,4	33,3	21,2
Papierverarbeitende Industrie	1,1	0,3	0,2	0,2
Holzverarbeitende Industrie	0,7	1,2	1,0	0,8
Nahrungs- und Genußmittelindustrie	3,8	2,3	1,6	1,4
Gießereiindustrie	4,8	2,7	1,8	1,6
NE-Metallindustrie	12,3	7,6	6,1	4,9
Maschinen- und Stahlbauindustrie	0,9	0,7	0,5	0,3
Fahrzeugindustrie	1,2	0,8	0,6	0,4
Eisen- und Metallwarenindustrie	2,2	1,8	1,6	1,2
Elektroindustrie	0,7	0,8	0,4	0,4
Textilindustrie	3,1	2,0	1,6	1,2

*)(exkl. Kühlwassergebrauch von Elektrizitätsversorgungsunternehmen)

Der spezifische Wasserverbrauch der österreichischen Industrie ist im beobachteten Zeitraum in allen Industriezweigen deutlich gesunken. Der spezifische Wasserverbrauch der gesamten Industrie ist um etwas mehr als die Hälfte gesunken. Dies ist weniger auf Rationalisierungseffekte durch technischen Umweltschutz zurückzuführen als vielmehr auf den rechnerischen Bezug von physischen Größen auf monetäre Größen zu laufenden Preisen. Tatsächlich ist der absolute Wasserverbrauch weitgehend konstant geblieben. Im Jahr 1989 setzte der gesamte Industriesektor Österreichs um lediglich 1 % mehr Wasser durch als im Jahr 1975.

Der Anteil der Industrie am Wasserdurchsatz des gesamten Wirtschaftssystems Österreich beträgt etwa 45%. Die Eisenhütten, die chemische und die papiererzeugende Industrie verursachen 84% des gesamten industriellen Wasserverbrauchs, also etwas mehr als ein Drittel des gesamtwirtschaftlichen jährlichen Wasserdurchsatzes. Der Anteil dieser drei Industriezweige am Nettoproduktionswert der gesamten Industrie beträgt dagegen nur rd.20% (1989).

An diesen Ergebnissen läßt sich, ähnlich wie bezüglich der Energie, eine Entkoppelung von Mengenwachstum an Rohstoffen und "Wirtschaftswachstum" erkennen. Allerdings reichte diese Entkoppelung nicht aus, um einen realen Rückgang der benötigten Mengen herbeizuführen - aber immerhin, um praktisch Mengenkonstanz zu erzielen.

2.2.3. Indikatoren für die Energieintensität

Der Energieverbrauch ist mit Recht ein Schlüsselindikator für die Umweltverträglichkeit sozio-ökonomischer Prozesse. Die Verbrennung fossiler Energieträger verursacht einen Großteil der Luftschadstoffe und ist die wichtigste Ursache der zunehmenden Erwärmung der Erdatmosphäre. Die Datenlage ist ausgesprochen gut. Seit vielen Jahren existiert eine disaggregierte Energiestatistik. Ein Nachteil besteht allerdings in ihrer Inkompatibilität mit der Betriebssystematik. Die Bildung von verursacherbezogenen Indikatoren zur Energieintensität ist dennoch ohne größere statistische Schwierigkeiten möglich. Da die erforderlichen Primärdaten weitgehend vorhanden sind, wurde auf eine exemplarische Berechnung der vorgeschlagenen Indikatoren verzichtet.

Folgende Indikatoren für die Energieintensität von wirtschaftlichen Aktivitäten werden vorgeschlagen (jeweils in Joule p.a. bezogen auf den Produktionswert):

- **Nettoverbrauch Gesamtenergie:**
  Dieser Indikator deckt den gesamten Energieverbrauch ab, d.h. sowohl den Verbrauch nicht erneuerbarer als auch erneuerbarer Energiequellen. Alle Indikatoren zur Energieintensität folgen einem Nettokonzept, d.h. als Energieverbrauch gilt der Saldo aus eingesetzter und bereitgestellter Energie je Verursachergruppe.

- **Nettoverbrauch nicht erneuerbare Energie:**
  Dieser Indikator sollte den gesamten Nettoverbrauch fossiler Energieträger enthalten. Er entspricht weitestgehend (exkl. erneuerbare Energieträger in Tonnen, d.s. vor allem biogene Energieträger) der Position "Energieträger" der den Indikatoren zur Materialintensität zugrundeliegenden Materialbilanzen, allerdings nicht in Tonnen, sondern in Joule. Die begriffliche Abgrenzung zwischen "erneuerbar" und "nicht erneuerbar" bedarf allerdings noch einer eingehenderen theoretischen Diskussion. Genaugenommen ist ja "erneuerbar" und "nicht erneuerbar" keine glatte qualitative Unterscheidung, sondern eine Frage von Zeiträumen und verbrauchten Mengen. Außerdem kann "Erneuerbarkeit" nicht automatisch mit "Umweltverträglichkeit" gleichgesetzt werden: Auch die Nutzung sogenannter "erneuerbarer" Energieträger kann die unterschiedlichsten Umweltfolgeprobleme nach sich ziehen. Der Mangel der aktuellen Diskussion besteht u.E. darin, daß der Entwicklung von Umweltqualitätskriterien für die Nutzung "erneuerbarer" Ressourcen zu wenig bis gar keine Aufmerksamkeit geschenkt wird.

- **Nettoverbrauch erneuerbare Energie:**
  Die jährliche Energiestatistik des ÖSTAT enthält auch gesonderte Angaben über den Verbrauch an "biogenen Brennstoffen und sonstigen brennbaren Abfällen". Dieser Sektor deckt den Einsatz erneuerbarer Energieträger nicht vollständig ab.

  Nicht enthalten ist die Nutzung von Wasserkraft zur Erzeugung elektrischer Energie. Dieser Energieverbrauch ist in den Angaben über den Elektrizitätseinsatz immer enthalten. Da bekannt ist, zu welchen Anteilen Strom in Österreich aus Wasserkraft bzw. in kalorischen Kraftwerken erzeugt wird, empfiehlt sich eine pragmatische Vorgangsweise, wonach der Anteil der Wasserkraft an den bezogenen Elektrizitätsmengen nach einem entsprechenden Schlüssel laufend aktualisiert wird. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß die vorgeschlagene pauschale Differenzierung den höheren "Wärmekraftanteil" zB. des Haushaltssektors aufgrund seiner vergleichsweise intensiveren Nutzung von Elektrizität für Niedertemperaturzwecke während der wasserärmeren Wintermonate tendenziell unterschätzt. Eine monatliche Aktualisierung des Verrechnungsschlüssels würde die Genauigkeit des Indikators sicher erhöhen.

  Nicht enthalten ist die Nutzung von Sonnenenergie in Form von Solarkollektoren zur Warmwasserbereitung und in photovoltaischen Anlagen sowie die Nutzung von Umgebungswärme mittels Wärmepumpen. Angaben dazu werden seit Ende der 70er-Jahre vom Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf in seinen jährlichen Berichten zur Marktentwicklung der Solar- und Wärmepumpen-Technik in Österreich bereitgestellt. Im Energiebericht der Bundesregierung wird ebenfalls auf diese Angaben zurückgegriffen. Über die Elektrizitätserzeugung mittels photovoltaischer Zellen sind keine Daten verfügbar. Sie finden derzeit nur vereinzelt praktische Anwendung.

Nicht enthalten ist die Nutzung von Windenergie. Sie leistet derzeit ebenfalls keinen nennenswerten Beitrag zur inländischen Energieversorgung.

Enthalten ist dagegen die Verbrennung von Ablaugen, Müll und sonstigen Produktionsabfällen. Diese stellen jedoch keine "erneuerbaren" natürlichen Ressourcen, sondern "erneuerbare" Produktionsabfälle dar. Daher ist fraglich, ob sie im Indikator für den Nettoverbrauch erneuerbarer Energie enthalten sein sollten.

- **Nettoverbrauch Elektrizität:**
  Die explizite Darstellung des Nettoverbrauchs an Elektrizität empfiehlt sich vor allem wegen des wachsenden Stellenwerts, den dieser Energieträger seit Beginn der 80er-Jahre gegenüber allen anderen Energieträgern gewonnen hat. Bei Elektrizität handelt es sich um die hochwertigste Energieform. Sie hat einen Exergie-Anteil von beinahe 100%. Ihr Einsatz sollte daher möglichst auf solche Zwecke konzentriert sein, die diese Qualität nutzen. Derzeit entfallen ca 65% der gesamten Umwandlungsverluste (Gesamtaufkommen: Endenergie) auf die Erzeugung von Elektrizität (BMWA 1990).

Abb. 9: Verbrauch an erneuerbaren Energieträgern 1988
(Quelle: BMWA 1990, Bundeslastverteiler 1989)

Energieträger	in Terajoule	Anteil in %
Wasserkraft (exkl. Export)	101.725	59,3
Brennholz	55.269	32,2
Rinde	5.313	3,1
Hackschnitzel	4.249	2,5
Umweltwärme aus Wärmepumpen	1.753	1,0
sonstige Sägenebenprodukte	980	0,6
Stroh	952	0,6
Holz- und Rindenbriketts	409	0,2
Biogas	402	0,2
Sonnenkollektoren	393	0,2
Geothermie	76	0,0
Strohbriketts	34	0,0
Summe	**171.555**	**100,0**

2.2.4. Indikatoren für die Transportintensität

Die Transportintensität einer Gesellschaft abzubilden ist aus mehreren Gründen ein höchst legitimer Bestandteil ökonomisch-ökologischer Systemindikatoren. Der Transport von Gütern und Personen dient in aller Regel nicht unmittelbar der Befriedigung von Bedürfnissen (von

kontemplativem Spazierenfahren einmal abgesehen), sondern nur mittelbar. Daher ist die allgemeine Maxime der ÖSIs hier anwendbar, ökologisch verträglicher sei eine Gesellschaft, die ihre Bedürfnisse mit geringerem physischen Aufwand, dh. hier, mit einem möglichst geringen Transportaufkommen zu befriedigen vermag. Derzeit ist eher die umgekehrte Tendenz feststellbar: Der Transportaufwand steigt überproportional zu den anderen Leistungen (just-in-time Systeme, Verbraucher-Großmärkte etc.).

Daß das Transportieren - und zwar insbesondere das Transportieren auf der Straße - gravierende Umweltfolgen hat, ist allgemein bekannt. Diese reichen von Luftverunreinigungen, Lärm, Einträgen von Schadstoffen in Boden, Nahrung und Gewässer bis zu den artenbedrohenden Zerschneidungswirkungen von Landschaft. Selbst wenn man durch politische Maßnahmen auf jeder einzelnen dieser Schädigungsdimensionen Verringerungen erzielen mag, bleibt dennoch die schiere Menge des Transports eine entscheidende Größe.

Wegen seiner besonderen ökologischen Relevanz wurde von uns schwerpunktmäßig der Subindikator "Transportintensität - Straßenverkehr" untersucht. Nicht oder nur am Rande behandelt wurden die Bereiche Schiene, Rohrleitung, Schiff und Luftfahrt.

Von Anfang an wurde auf die Anwendung der Input/Output-Analyse hingearbeitet. Transport und im speziellen Straßen(güter)verkehr ist für die Anwendung der I/O-Methodik besonders geeignet. Dies deshalb, weil sich Transport i.d.R. **zwischen** einzelnen Branchen abspielt, sodaß ein Verursacherbezug nur sinnvoll im wirtschaftlichen Beziehungsgeflecht hergestellt werden kann.

Als physische Basiseinheiten wurden Tonnenkilometer (tkm) bzw. Personenkilometer (Pkm) gewählt, weil sie den Dienstleistungsaspekt am besten abbilden können, weil die Daten damit aggregierbar sind und weil der Bezug zur amtlichen Statistik (auch für internationale Vergleiche) gewahrt bleibt. Eine mögliche Alternative wäre die Verwendung von Fahrleistungen (km), differenziert nach mehreren Fahrzeugarten.

Da die Daten über Verkehrsleistungen lediglich sehr hochaggregiert vorliegen (bei tkm: Werksverkehr/Fuhrgewerbe, bei Pkm: Verkehrssektor und Schätzungen für "privaten Personenverkehr" inkl. Werksverkehr) widmete sich der größte Teil der Arbeit der Ermittlung und Aufbereitung der KFZ-Bestände und Verkehrsleistungen in einer sektoralen Gliederung, um Basisdaten für die I/O-Anwendungen zu erhalten.

Zunächst wurde eine sektorale Struktur gewählt, die 10 Sektoren und die privaten Haushalte umfaßt. Die Gliederung ist voll mit der Betriebssystematik des ÖSTAT (ÖSTAT 1988b) kompatibel. Der Bezug zur Energiestatistik des ÖSTAT wurde gewahrt, um Plausibilitätskontrollen durchführen zu können. Als Bezugsjahr wurde 1987 gewählt, um bei den Emis-

sionen den Bezug zu den Emissionsschätzungen des Energieberichts 1990 der österreichischen Bundesregierung (BMWA 1990) herstellen zu können.

Die Gliederungstiefe bei den Sektoren könnte mit den derzeit verfügbaren Daten und bei Abstrichen hinsichtlich der Genauigkeit auf maximal ca. 30 Sektoren erweitert werden.

In einem ersten Schritt wurden die KFZ-Bestände nach einzelnen Sektoren ermittelt bzw. z.T. geschätzt. In einem zweiten Schritt wurden die Fahrleistungen geschätzt und über die Treibstoff-Verbräuche mit der Energiebilanz 1987 abgeglichen. In einem dritten Schritt wurden die Verkehrsleistungen in Pkm und tkm nach Sektoren ermittelt. Die tkm wurden mit der Güterverkehrs-Statistik des ÖSTAT auf Plausibilität getestet. Diese Quervergleiche lieferten einigermaßen befriedigende Ergebnisse.

Schließlich wurden die Transport-Intensitäten (Straßenverkehr) mittels der Bruttoproduktionswerte des Jahres 1976 (!) ermittelt. Die letztverfügbare I/O-Tabelle für Österreich bezieht sich auf 1976, die I/O-Tabelle für 1983 steht vor der Fertigstellung. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in Abbildung 10 wiedergegeben.

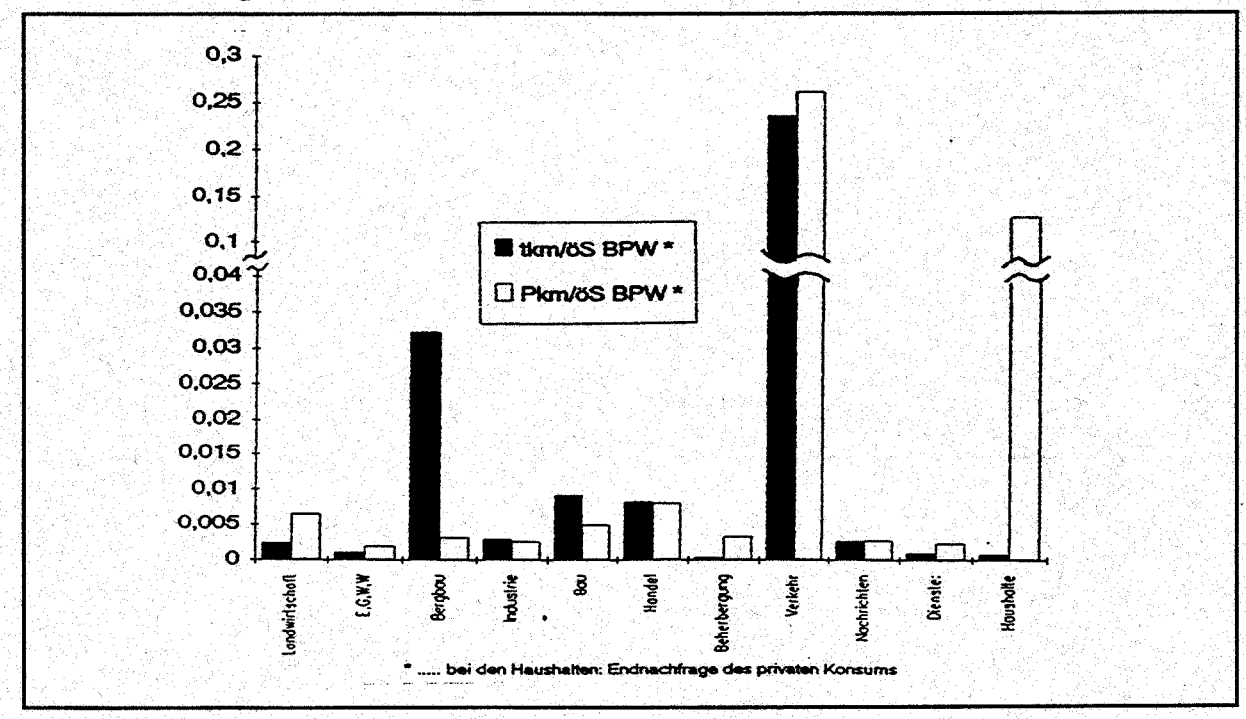
Abb. 10: Transportintensitäten (Straßenverkehr)

Sektor	tkm	Pkm	BPW '76	Intensitäten	
	Mio.	Mio.	Mio.	tkm/öS	Pkm/öS
Landwirtschaft	132	370	56.098	0,0024	0,0066
E,G,W,W	49	87	44.373	0,0011	0,0020
Bergbau	1.120	110	34.670	0,0323	0,0032
Industrie	1.438	1.306	495.600	0,0029	0,0026
Bau	871	468	94.141	0,0093	0,0050
Handel	1.061	1.036	127.892	0,0083	0,0081
Beherbergung	15	148	43.878	0,0003	0,0034
Verkehr	11.478	12.695	47.700	0,2406	0,2661
Nachrichten	43	45	15.976	0,0027	0,0028
Dienste	353	725	308.269	0,0011	0,0024
Haushalte *	365	57.204	434.000	0,0008	0,1318

* ..... private Endnachfrage

Aus dieser Tabelle ist ersichtlich, daß bezüglich des Gütertransports (tkm) der Verkehrssektor selbst zwei Drittel des Volumens bestreitet, an nächster Stelle folgen Handel, Bergbau und Industrie mit je 6-8% der Gesamtmenge. Bezogen auf die Brutto-Produktionswerte hat klarerweise der Verkehrssektor die höchste Transportintensität, gefolgt vom Bergbau. Bezüglich des Personentransports dominieren die privaten Haushalte mit drei Viertel aller Pkm, gefolgt vom Verkehrssektor mit einem weiteren Sechstel. In Intensitäten ausgedrückt erweisen sich neben dem Verkehrssektor und den Haushalten die Landwirtschaft, der Handel und die Bauwirtschaft als relativ transportintensive Sektoren (vgl. Abbildung 11).

Abb. 11: Transportintensitäten pro öS



Auf Basis der Bestände und Fahrleistungen konnten mittels Emissionsfaktoren auch die Emissionen des Straßenverkehrs in sektoraler Gliederung berechnet werden (Dell'Mour et all. 1991). Die prozentuelle Verteilung der Verkehrsemissionen zeigt folgende Abbildung:

Abb. 12: Anteile der Wirtschaftssektoren an den KFZ-Emissionen, geschätzt

ANTEILE in %	SO2	NOx	CxHy	CO	Part.	CO2
Landwirtschaft	1,37	1,14	0,82	0,98	1,49	1,24
landw. Zugmaschinen	9,66	4,21	7,16	2,45	23,84	5,52
E,G,W,W*	0,51	0,35	0,22	0,24	0,64	0,38
Bergbau	4,32	2,68	1,00	0,54	5,37	2,32
Industrie	8,70	6,35	3,84	4,00	10,31	6,52
Bau	4,60	3,16	1,71	1,64	5,47	3,16
Handel	6,10	4,56	2,75	2,89	7,06	4,60
Beherbergung	0,27	0,30	0,25	0,34	0,20	0,33
Verkehr	35,30	22,70	8,46	5,01	41,16	19,27
Nachrichten	0,47	0,29	0,18	0,19	0,59	0,34
Dienste:	2,56	2,03	1,33	1,50	2,81	2,09
Haushalte	26,13	52,08	46,14	67,72	1,06	52,38
Zweiräder insges.	0,00	0,14	26,14	12,50	0,00	1,84
GESAMT	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

* Elektrizitäts-, Gas-, Wasser- und Wärmeversorgung

2.3. Emissionen (EMIs)

2.3.1. Einleitung

Die deskriptive Darstellung von Emissionsmengen hat die längste und auch "sicherste" Tradition im Bereich verursacherbezogener Umweltberichterstattung. Historisch fußt diese Tradition stark in dem oben beschriebenen "toxikologischen" Schadensmodell und gewann im Zuge der klimatologischen Argumentation Ende der 80er-Jahre z.T. eine neue Dimension.

Das im folgenden als "Emissionsmodul" bezeichnete Bündel von Emissionsdaten hat mehrere Anforderungen zu erfüllen:

1. Die Kategorisierung des Emissionsmoduls (die Systematik der Schadstofflisten) ist so zu wählen, daß Doppelzählungen vermieden werden (Ausschließlichkeitsprinzip).

-> Dazu ist es notwendig, die herkömmliche Gliederung nach Umweltmedien in der Weise zu präzisieren, daß Emissionen nach dem Aggregatzustand, in dem die emittierten Substanzen das Wirtschaftssystem verlassen, klassifiziert werden. Hierbei sind - in Übereinstimmung mit dem gebräuchlichen Abfallbegriff - Gase oder Flüssigkeiten in Gebinden "feste Abfälle".

2. Die Auswahl der Emissionsdaten orientiert sich an nach der gegebenen Datenlage kurz- bis mittelfristig machbaren Informationen.

-> Dazu ist es notwendig, die derzeit verfügbaren Mengenangaben je Schadstoff bzw. Schadstoffgruppe nach ihrer Aktualität und Reichweite vollständig zu erfassen.

3. Das Emissionsmodul ist in seiner Kategorisierung und in der Qualität der darin enthaltenen Emissionsdaten mit der Struktur, Methodik und inhaltlichen Logik des geplanten Umweltsatellitensystems kompatibel.

-> Dazu ist es notwendig, erstens die dem Emissionsmodul zugrundeliegende Verursachersystematik mit der VGR-Systematik kompatibel zu halten und zweitens nur Flußgrößen abzubilden (d.h. Angaben über kumulierte Emissionen sind hier irrelevant).

Der Begriff "Emission" wird hier sehr eng gefaßt. Es handelt sich um den Transport von Materie über die Grenze zwischen ökonomischer Nutzung und Umwelt. Emissionen als

solche sind keine beabsichtigten Wirkungen von Produktion oder Konsumtion, sondern unbeabsichtigte, in Kauf genommene, mehr oder weniger unvermeidbare Nebenwirkungen gesellschaftlicher Nutzungen mit potentiell umweltschädlicher Wirkung. Unter den Gesichtspunkten eines "sustainable economic development" sollten sie möglichst klein (nahe 0) gebracht werden. Als Emissionen werden hier nur stoffliche Outputs betrachtet, die einer funktionellen Verwertung innerhalb des Wirtschaftssystems nicht mehr zugeführt werden. Das bedeutet, daß z.B. Schadstoffgehalte in Produkten, die nach wie vor "Güter" darstellen, keine "Emissionen" sind (z.B. Pestizidrückstände in Lebensmitteln, cadmiumhältige Lacke). Erst, wenn diese Produkte zu "Abprodukten" werden, jenseits gezielter gesellschaftlicher Nutzung, stellen ihre Schadstoffgehalte "Emissionen" dar. Demzufolge sind auch durch verschiedene Rückhaltetechnologien zurückgehaltene und wiederverwertete Schadstoffe (z.B. Schadstoffrückstände in Filterschlämmen) keine "Emissionen".

Dem hier verwendeten Emissionsbegriff liegt ein Ursprungskonzept zugrunde. Das ist wichtig für die erforderliche Zuordnung von Emissionen zu den sie verursachenden Aktivitäten. Ungeachtet dessen, ob ein Schadstoff innerbetrieblich oder außerbetrieblich (z.B. Einleitung in eine kommunale Kläranlage) erfaßt wird, sollte er als "Emission" immer dem Betrieb bzw. der Branche zugerechnet werden, aus der er tatsächlich stammt. Andernfalls entstünde längerfristig die absurde Situation, daß der Entsorgungssektor zum größten Emittenten wird.

2.3.2. Emissionsmodule

Bevor die Sammlung und Sichtung von Emissionsdaten begonnen wurde, stellte sich die Frage, welche Emissionsdaten für das geplante Umweltsatellitensystem überhaupt als relevant zu betrachten sind. Zur Beantwortung dieser Frage wurde ein mehrstufiges Verfahren gewählt. Zunächst war zu prüfen, bezüglicher welcher Emissionen ein gesellschaftliches "Selbstbeobachtungsbedürfnis" besteht. Dazu wurden die einschlägigen Gesetze, Verordnungen und ÖNORMEN hinsichtlich der darin enthaltenen Empfehlungen und Vorschriften zur Messung bestimmter Emissionen gesichtet. In einem zweiten Schritt wurden die vorhandenen Umweltberichte auf Bundes- und Länderebene hinsichtlich der tatsächlich beobachteten (gemessenen bzw. geschätzten) und publizierten Emissionsströme gesichtet. Es zeigte sich, daß das sich in Normsetzungen niederschlagende gesellschaftliche "Selbstbeobachtungsbedürfnis" bisher bei weitem nicht empirisch befriedigt werden konnte. Im dritten Schritt wurden provisorische Schadstofflisten einer ausgewählten Expertenrunde vorgestellt und hinsichtlich ihrer Eignung geprüft. Diese Listen wurden nochmals im Rahmen von weiteren Gesprächen mit in- und ausländischen Experten adaptiert.

Als Ergebnis dieses Prozesses wird nun ein Emissionsmodul vorgeschlagen, das sich aus gasförmigen bzw. in Abgasen enthaltenen Emissionen, flüssigen bzw. Emissionen in Gewässer und festen Abfällen zusammensetzt (vgl. Abbildung 13 und 14). Die Emissionsmodule ermöglichen eine Beschreibung auf folgenden drei Aggregationsniveaus:

(1) Ubiquitäre (Schad-)Stoffe bzw. Leitschadstoffe, die in sehr vielen Wirtschaftszweigen vorkommen und für alle in Frage kommenden systematisch erhoben werden sollten (siehe Darstellung 12 und 13). Bei gasförmigen Emissionen sind diese häufig als (chemische) Einzelschadstoffe spezifiziert, bei Emissionen in Gewässer in der Regel als (chemische) Summenparamenter.

(2) Sonstige spezifische Schadstoffe, die nur bei ganz bestimmten Prozessen freigesetzt werden und sich durch hohe Toxizität auszeichnen (vgl. jeweils die letzten Zeilen der untenstehenden Auflistung). Diese Kategorie ist im wesentlichen "offen", und es ist fraglich, ob hier Summenbildungen nach Gewichtseinheiten sinnvoll sind.

(3) Effektparameter für (Schad-)Stoffe mit bestimmten gemeinsamen Wirkungen. Diese Effektparameter lassen sich unter bestimmten Annahmen aus (1) und (2) errechnen und gestatten eine zusammenfassende Darstellung unter ausgewählten Gesichtspunkten.
Diese Gesichtspunkte können nach dem derzeitigen Stand die folgenden sein:

für gasförmige EMIs:	Klima-Wirksamkeit (in CO_2-Äquivalenten)
	Ozon-Wirksamkeit (in F_{21}-Äquivalenten)
	Toxizität (noch fraglich)
für flüssige EMIs:	Sauerstoff-Entzug (in BSB_5)
	Eutrophierung (in Gesamtphosphor)
	Toxizität (noch fraglich)

Eine konsensfähige Schadstoffliste für feste Emissionen bzw. Abfälle ist derzeit nicht machbar. Im Unterschied zur Berichterstattung über gasförmige und flüssige Emissionen ist die laufende Abfallerhebung und -berichterstattung nämlich nicht stoffbezogen. Erfaßt werden stattdessen Abfallarten (d.h. die Trägermedien der zu beobachtenden Schadstoffe), für die allerdings keine einheitliche Kategorisierung besteht (ÖNORMEN, Abfallwirtschaftsgesetz und darüber hinaus auch länderspezifische Abfalldefinitionen). Ein einheitlich vollziehbarer Abfallbegriff ist also nicht vorhanden. Hinzu kommt, daß einer Erfassung der Abfallströme große Schranken im Bereich der Vollziehung gesetzt sind.

Die Vergleichbarkeit und Aggregierbarkeit des gesamten Emissionsmoduls erfordert stoffbezogene Abfalldaten. Es wird vorgeschlagen, diesen Emissionsbereich mittels

Schätzungen abzudecken, die auf Daten über Emissionskoeffizienten und Mengenströmen beruhen. Dazu ist es erforderlich, in gleicher Weise, wie es für Luftschadstoffe aus Verbrennungsprozessen schon seit mehreren Jahren üblich ist, systematisch Emissionskoeffizienten zu entwickeln. Es konnte gezeigt werden, daß das Know-How für die Entwicklung von Emissionskoeffizienten vorhanden ist und im Rahmen betrieblicher Abfallanalysen bereits in großem Umfang genutzt wird.

2.3.3. Emissionsdatenlage

Es zeigt sich, daß die Auffüllung des Emissionsmoduls mit "fertigen" Daten derzeit nur in den wenigsten Fällen möglich ist. Die Ursachen dafür wurden bereits ausführlich dargestellt (IFF 1990, ÖBIG 1989). Die mit Abstand brauchbarste Datenbasis ist für gasförmige Emissionen verfügbar. Für flüssige Emissionen gibt es derzeit praktisch keine bundesweiten Daten, die den Erfordernissen des geplanten Umweltsatellitensystems gerecht werden können. Die vorhandene Datenbasis kann allerdings in vielen Fällen für eine kurz- bis mittelfristige Zusammenstellung vollständiger Datensets als günstig bezeichnet werden. Für feste Emissionen müßte überhaupt erst ein neues Erhebungssystem entwickelt und vollzogen werden.

Die einzelnen Kategorien werden im folgenden hinsichtlich ihrer derzeitigen Datenverfügbarkeit beurteilt. Als relevante Emissionsdaten werden hier nicht nur aggregierbare Daten betrachtet, sondern auch unsystematisch vorliegende singuläre Maß- oder Schätzdaten, unabhängig davon, ob ausreichend Zusatzinformation für ihre Aggregation zur Verfügung steht. Das Kriterium der Vollständigkeit der Primärdaten bezieht sich auf die räumliche und institutionelle Reichweite der für Schadstofffrachten vorhandenen Daten.

Die Bewertung der Emissionsdatenlage erfolgt nach folgendem Schema:

Voraussetzungen für Primärdaten: Gesetzliche Bestimmungen zur Erhebung von Daten sind vorhanden und werden vollzogen. Oder: Basisinformationen zur Berechnung mittels Emissionsfaktoren sind gegeben.

Primärdaten: Mengenangaben über emittierte (Schad-)Stoffe liegen für alle Wirtschaftszweige vor.

Aufbereitung: Emissionsmengen können den einzelnen Wirtschaftszweigen zugeordnet werden.

Abb.13: Gasförmige Emissionen

Indikator	Maß-einheit	konzeptu-elle Reife	Datenlage V	Datenlage P	Datenlage A	Mach-bar-keit	vorgeschlagener nächster Schritt
Schwefeldioxid	kg/a	vollziehbar	(+)	(+)	(+)	1	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Stickoxide	kg/a	vollziehbar	(+)	(+)	(+)	1	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Ammoniak	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	(+)	1	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Kohlenmonoxid	kg/a	vollziehbar	(+)	(+)	(+)	1	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Kohlendioxid	kg/a	vollziehbar	(+)	(+)	(+)	1	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Halogene	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	(-)	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Gesamtstaub	kg/a	vollziehbar	(-)	(-)	(-)	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Blei(verbindungen)	kg/a	vollziehbar	(-)	(-)	-	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Cadmium(verb.)	kg/a	vollziehbar	(-)	(-)	-	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Kohlenwasserstoffe	kg/a	vollziehbar	(+)	(+)	(+)	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Methan	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	(+)	1	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Benzol,Toluol,Xylol	kg/a	vollziehbar	(-)	(-)	-	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Benz(a)pyren	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	(+)	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Phenole	kg/a	vollziehbar	(-)	-	-	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Formaldehyd	kg/a	vollziehbar	(-)	(-)	-	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
halogenierte KW	kg/a	vollziehbar	(-)	(-)	-	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
PCDD, PCDF	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	(+)	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
sonst.hochtox.Em.	kg/a	vollziehbar	(-)	-	-	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten

Legende (Abb. 13 und 14)

V: Voraussetzungen für geeignete Primärdaten
P: Primärdaten
A: Aufbereitung / Aufbereitbarkeit nach Wirtschaftsklassen

+ : gegeben
(): mit Einschränkungen
- : nicht gegeben

Machbarkeit:
1: kurzfristig machbar - innerhalb eines Jahres
1-3: mittelfristig machbar - innerhalb von 1-3 Jahren
3+: langfristig machbar - länger als drei Jahre

Abb.14: Flüssige Emissionen

Indikator	Maß-einheit	konzeptuelle Reife	Datenlage V	Datenlage P	Datenlage A	Machbarkeit	vorgeschlagener nächster Schritt
nicht gelöste Stoffe	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
BSB_5	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Summe organ.Stoffe	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Leitfähigkeit	µS/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Kohlenwasserstoffe	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Phenole	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
organ.Halogenverb.	kg/a	vollziehbar	-	(+)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Blei(verbindungen)	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Cadmium(verbindgen)	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Quecksilber(verbindungen)	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Chrom(verbindungen)	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Nickel(verbindungen)	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Zink(verbindungen)	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Zinn(verbindungen)	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
anorg.Stickstoffverbindungen	kg/a	vollziehbar	-	-	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Phosphat	kg/a	vollziehbar	-	(+)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Cyanide	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Tenside	kg/a	vollziehbar	-	-	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
sonst.hochtoxische Substanzen	kg/a	vollziehbar	-	-	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.

Zu keiner einzigen von insgesamt 37 Emissionskategorien liegen derzeit ausreichend spezifizierte Mengenangaben vor. Für 6 Emissionkategorien können mit geringem Aufwand (d.h.kurzfristig) spezifizierte Mengenangaben bereitgestellt werden. Für 26 Emissionskategorien sind aggregierbare Daten teilweise vorhanden. Die Qualität der Daten ist hinsichtlich ihrer räumlichen und verursacherbezogenen Reichweite allerdings unterschiedlich. Der erforderliche Erhebungsaufwand zur Vervollständigung der Daten erscheint jedoch in den meisten Fällen überschaubar. Zu 5 Emissionskategorien sind keinerlei Mengenangaben bekannt.

Es ist also erforderlich, entsprechende Aktivitäten zu setzen, die gesuchten Informationen zu beschaffen. Um dieses Ziel kurz- bis mittelfristig zu realisieren, wird vorgeschlagen, ein mehrjähriges Forschungsprogramm zur Entwicklung von Emissionskoeffizienten zu starten. Ein derartiges Programm wäre im wesentlichen die systematische Fortsetzung der bereits begonnenen Forschungs- und Erhebungsarbeiten zur Entwicklung und laufenden Wartung von Emissionskoeffizienten für Verbrennungsprozesse.

2.3.4. Empfehlung für ein Forschungsprogramm zur Entwicklung von Emissionskoeffizienten

Der Einsatz von Emissionskoeffizienten als integrierter Bestandteil von Emissionsschätzungen ist sehr unterschiedlich verbreitet. Das gegenwärtige Schwergewicht liegt im Bereich der Luftemissionen aus Verbrennungsprozessen.[3] Die Energiestatistik und die Kfz-Bestandsstatistik des ÖSTAT liefern die dafür erforderliche Datenbasis hinsichtlich der Bezugsmengen.

In den meisten anderen Bereichen liegt es bereits am Mangel des entsprechenden Datenmaterials über die Verbrauchsmengen der Bezugseinheiten (z.B. der Abwassermengen oder festen Abfälle) und der Technologie-Verteilung, daß Emissionskoeffizienten bisher keine breitere Anwendung finden. Darüber hinaus fehlen für viele Bereiche die erforderlichen Analysen der Zusammenhänge zwischen Technik und Emissionsverhalten.

Nach Meinung verschiedener Experten ist ein systematischer Einsatz in anderen Bereichen dennoch möglich und erstrebenswert. Einzelne Stichprobenmessungen, exemplarische Schätzungen im Rahmen von Fallstudien und viel spezifisches (oft ungeschriebenes) Expertenwissen sind als notwendige Voraussetzung für die Bildung von Emissionskoeffizienten durchaus vorhanden. Dieses Know-How liegt jedoch weitestgehend brach. Es ist nur weit verstreut, konzentriert sich auf wenige spezielle Problemfälle oder ist überhaupt nur inoffiziell oder gar nicht zugänglich.

Die Entwicklung von Emissionskoeffizienten ist daher nur im Rahmen eines mehrjährigen Forschungsprogramms sinnvoll, in das zahlreiche Institutionen und Personen mit Teilprojekten eingebunden sind. Der politische Wille zur Durchführung eines solchen Programms sollte sich aus der erklärten Absicht des Österreichischen Parlaments ergeben, ein sogenanntes Umwelt-Satellitensystem zur inländischen VGR aufzubauen.

---

[3] BMHGI 1984, BMHGI 1986, BMWA o.J., Ahamer 1989, Orthofer/Urban 1989, Orthofer/Vesely 1990, Klaasen 1990

Emissionskoeffizienten bieten mehrere Vorteile. Sie sind
- billiger in ihrer Erstellung als andere Beobachtungssysteme (z.B. Emissionsmessungen, Verwaltungskontrolle),
- liefern relativ rasch Ergebnisse und
- sind für eine Vielzahl von Anwendungszwecken einsetzbar.

Die praktischen Anwendungsmöglichkeiten von Emissionskoeffizienten gehen weit über das geplante Umweltsatellitensystem hinaus:
- laufende Emissionsberichterstattung,
- integrierte Planung der Wechselwirkungen zwischen Ökonomie und Ökologie,
- laufende Maßnahmenkontrolle sowie
- Möglichkeiten der Simulation der Auswirkungen wirtschaftlicher Veränderungen im Rahmen von Input-Output-Modellen.

Zur Verknüpfbarkeit von Emissionskoeffizienten mit Wirtschaftsdaten

Die ökonomische Theorie kennt das Modell der Produktionsfunktionen. Solche Funktionen verknüpfen Einsatzstoffe, Arbeit und Kapital mit den daraus hergestellten Produkten. Die Erzeugung von Schuhen etwa erfordert Leder, Kunststoffe, Energie, Arbeitszeit, Gebäude, Werkzeuge usw. Zwischen den Quantitäten dieser Inputs (in Quadratmetern, Stunden, Stück usw.) und dem Output produzierter Schuhe bestehen Zusammenhänge. Genauso bestehen Zusammenhänge zwischen der Anzahl und Art der produzierten Schuhe oder der Menge an Einsatzstoffen und der Abfallmenge, der Menge der emittierten Lösungsmittel usw.

Auf der Basis naturwissenschaftlich-technischer Informationen können in gleicher Weise Produktionsfunktionen aufgestellt werden, die neben Einsatzstoffen, Arbeit, Kapital und den erzeugten Gütern und Dienstleistungen auch die Emissionen und andere Natureingriffe enthalten.

Emissionskoeffizienten oder auch Emissionsfaktoren sind eine Möglichkeit der algorithmischen Verknüpfung von Wirtschaftsdaten mit Emissionsdaten. Ein Emissionskoeffizient gibt an, welche Mengen an verschiedenen Emissionen durch eine bestimmte Aktivitätseinheit (z.B. die Erzeugung einer Kilowattstunde elektrischer Energie, die Reinigung eines Kilogramms Textilien, der Verbrauch von einem Liter Milch usw.) entstehen. Ein Emissionskoeffizient stellt eine ganz spezifische Beziehung zwischen Wirtschaftssystem und Umwelt dar, die prinzipiell folgendermaßen aussieht:

Menge der		**spezifische Emissionsmenge**		
Referenzeinheiten	**x**	**----------**	**=**	**Schadstoff-Fracht**
(pro Zeitperiode)		**Referenzeinheit**		**(pro Zeitperiode)**

Die spezifische Emissionsmenge pro Referenzeinheit ist der Emissionskoeffizient. Ein bekanntes Beispiel für den Einsatz von Emissionskoeffizienten sind die Berechnungen der Emissionen an Luftschadstoffen in den Energieberichten der Bundesregierung.[4] Die Emissionskoeffizienten werden hier je nach Technologie als Vektor der Emissionen (in kg) bezogen auf den Energieeinsatz (in TJ Heizwert) - bzw. bei Kraftfahrzeugen bezogen auf gefahrene Kilometer - angegeben.

Die Ermittlung der Gesamtemissionen eines bestimmten Schadstoffes bzw. einer Schadstoffgruppe stellt einen mehrstufigen Arbeitsprozeß dar. Zunächst benötigt man Emissionskoeffizienten, die über Stichprobenverfahren oder Schätzungsverfahren gewonnen oder aus internationaler Literatur entnommen werden. Weiters benötigt man Informationen über die Verteilung von Technologien und Inputstoffen innerhalb der einzelnen Wirtschaftsbereiche (z.B. Tonnen eingesetzte Steinkohle), die z.T. in amtlichen Statistiken bereits vorhanden sind, z.T. erstmalig erhoben werden müßten. Je differenzierter (nach Emittentengruppen, Technologie-Gruppen und Inputstoffen) die Referenzeinheiten und die Koeffizienten vorliegen, desto differenzierter und genauer können die Ergebnisse sein. Bei räumlich differenzierten Referenzeinheiten ist sogar die Erstellung von Emissionskatastern möglich.

Mithilfe eines solchen Sets von Emissionskoeffizienten kann die wirtschaftliche Entwicklung mit der Entwicklung der Emissionen verknüpft werden. Es ließen sich die Auswirkungen von Wirtschaftswachstum, wirtschaftlichem Strukturwandel, Änderungen in der Zusammensetzung des Endkonsums, technischem Fortschritt, geplanten umweltpolitischen Maßnahmen u.v.m. auf die künftige Entwicklung verschiedenster Emissionen modellieren.

---

[4] BMHGI 1984, BMHGI 1986, BMWA o.J.

2.4. Gezielte Eingriffe in Lebensprozesse (GELs)

2.4.1. Einleitung

Der Begriff "verursacherbezogene Umweltinformationen" wird meist synonym mit "Emissionsberichterstattung" verwendet. In diesem Berichtsteil soll erläutert werden, warum dies eine wesentliche Einschränkung darstellt und wie dieser enge Rahmen verlassen werden kann. Dazu wird ein weiterer Typ von menschlichen Eingriffen in die Natur beschrieben, den wir "gezielte Eingriffe in Lebensprozesse" - GELs - genannt haben.

Unter "Emissionen" verstehen wir den unbeabsichtigten Transport schädlicher[5] Entitäten (Stoffe und/oder Energien) über die funktionale Grenze zwischen Wirtschaftssystem und Natur. Theoretisch ist bei Emissionen die Benennung einzelner Verursacher einfach: Derjenige Akteur, der (z.B.) einen bestimmten Schadstoff freisetzt, gilt als Verursacher. Der Vergleich verschiedener Emittenten ist unkompliziert, da es genügt, die emittierten Mengen zu vergleichen. Die Schwierigkeiten liegen in diesem Bereich weniger in den theoretischen Grundlagen als bei der Datenermittlung und Datenaufbereitung. Kontroversiell diskutiert wird allenfalls die Frage, welche Substanzen und Energien in ein verursacherbezogenes Berichterstattungssystem mit endlichem Umfang aufzunehmen und welche zu exkludieren sind.

Dieser Emissionsbegriff ist jedoch nicht umfassend genug, um alle Eingriffe des Menschen in die Natur abzubilden: Häuser, Fabriken, Straßen und Wasserkraftwerke beispielsweise beeinträchtigen die Natur durch ihre bloße Existenz. Gleichermaßen wird der anthropogene Ressourchenverbrauch bei einer reinen Emissionsberichterstattung nicht miterfaßt. Der Begriff "Emission" ist also für die Beschreibung wesentlicher Teile der menschlichen Eingriffe in die Natur unzureichend.

In der Ökologiedebatte hat der Bezug auf Verursacher eine gewisse Tradition; allerdings nur in jenen Bereichen, wo die Auswirkungen von Emissionen den wesentlichen Bezugspunkt darstellen. Beispiele für Themen, bei denen eine Verursacherorientierung bislang wenig Bedeutung erlangt hat, sind

- die Naturschutzfrage
- die Problematik des Tierschutzes und
- die Gentechnik.

---

[5] Was "schädlich" bedeutet, ist wiederum eine Frage, die sehr eng mit den angelegten Bewertungsmaßstäben zusammenhängt.

Das grundsätzliche theoretische Problem, das einer verursacherzentrierten Behandlung dieser Themen entgegensteht, ist das Fehlen ausreichend allgemein formulierter Verursachungsprozesse. Es ist zwar sehr wohl eine Reihe von menschlichen Eingriffen in die Natur bekannt, die zu den diskutierten Naturveränderungen führen, diese sind jedoch meist für bestimmte räumliche Gegebenheiten, für bestimmte Verursacher oder sonstwie spezifisch - ein Vergleich verschiedener Verursacher ist demgemäß i.a. nicht möglich.

Wenn Themen wie Naturschutz, Tierschutz und Gentechnik verursacherbezogen betrachtet werden sollen, so muß zunächst theoretisch geklärt werden, welche menschlichen Aktivitäten in diesem Bereich wesentlich sind und wie diese meß- und vergleichbar gemacht werden können. Erst auf dieser Basis ist es möglich, Daten zu generieren, die sinnvoll an die VGR angekoppelt werden können. Dieses Kapitel unseres Berichts beschreibt die bisher entwickelten Konzepte, die sich großteils noch im Stadium der theoretischen Grundlagenarbeit befinden.

2.4.2. EMIs und GELs: Unterschiede und Entwicklungen

Wir verwenden den Begriff "Emission" sehr eng gefaßt. Wesentlich ist vor allem, daß EMIs unbeabsichtigte Nebenwirkungen des Wirtschaftens sind. Das jeweilig verfolgte wirtschaftliche Ziel - z.B. Produktion - ist unabhängig von der verursachten Emission. So besteht etwa der Zweck eines kalorischen Kraftwerks in der Stromproduktion; könnte diese ohne Ausstoß an CO2, SO2, NOx usw. erreicht werden - umso besser.

Im Gegensatz dazu ist bei GELs der Eingriff in die Natur konstitutiv für die Erreichung des wirtschaftlichen oder sozialen Zieles; sie werden absichtlich, gezielt gesetzt (daher ihre Bezeichnung). Ein typisches Beispiel ist die Landwirtschaft: Diese ist insgesamt ein Eingriff in die Natur mit dem Ziel biologischer Güterproduktion. Ebenso ist der Energieentzug aus einem Gewässer mit Hilfe eines Wasserkraftwerks ein gezielter Eingriff - anstatt mit seiner Energie die Ufer zu erodieren, Auen zu überfluten und alle anderen zentralen ökosystemerhaltenden Funktionen auszuüben, soll der Fluß nunmehr Turbinen antreiben. Wenn auch diese teleologische Unterscheidung auf den ersten Blick überraschen mag, so wird sich doch im Verlauf der weiteren Argumentation erweisen, daß sie für eine Systematisierung verschiedener Eingriffsformen in die Natur recht nützlich ist.

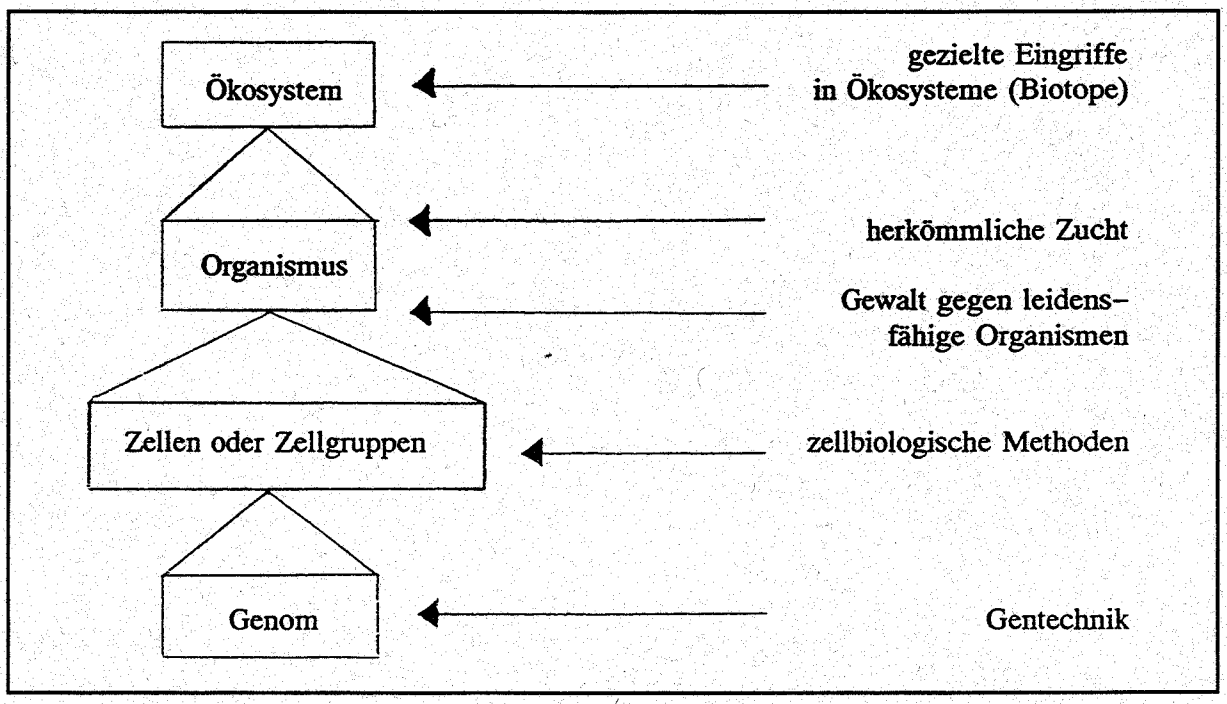
EMIs können als typisches Kennzeichen des mechanischen Paradigmas (Moscovici 1990), also der Vorstellung der Natur als einheitliche, homogene Maschine, angesehen werden (Oechsle 1988). Viel ist derzeit von einem Paradigmenwechsel die Rede, wobei noch unklar ist, wie das vielzitierte neue Paradigma aussehen wird. Ein wesentliches Kennzeichen dieses neuen Paradigmas wird jedoch ein kybernetisches Naturverständnis (Moscovici 1990) sein.

Dieses äußert sich in den Bestrebungen, verstärkt in die Regelmechanismen der Natur einzugreifen. Dies ist nicht nur in der Systemökologie[6] nachweisbar (Korab 1991), sondern viel stärker noch in der Gentechnik (die auf subzellulärer Ebene direkt in die biologischen Steuersysteme eingreift). Während die Bedeutung von EMIs in vielen Bereichen bereits am Abnehmen ist - Emissionsreduktion als Ziel der Umweltpolitik steht weitgehend außer Streit - muß eine Strategie des Ersetzens von EMIs durch GELs als zukunftsträchtige Strategie der Umweltpolitik konstatiert werden, z.B. der Einsatz biogener Rohstoffe statt fossiler. Die hierbei entstehenden Umwelteingriffe dürfen jedoch keineswegs unberücksichtigt bleiben. Sonst könnte es geschehen, daß die Umweltbelastung scheinbar verschwindet, in Wirklichkeit jedoch auf eine andere Ebene verlagert wird.

2.4.3. Systematik der GELs

Die Entwicklung einer Systematik gezielter Eingriffe in Lebensprozesse kann sinnvollerweise entlang jener hierarchischen Ebenen erfolgen, die in der Biologie üblicherweise unterschieden werden (vgl.zB. Riedl 1975).

Abb. 15: Hierarchie von Eingriffsebenen



[6] die zunehmend auf ökologisch optimierte Lenkung und Steuerung des Stoffwechsels der Natur für die Zwecke des Menschen hinarbeitet

Dabei können jedoch nicht alle Eingriffe berücksichtigt werden, sondern nur solche, die für wesentlich gehalten werden.[7] Unser Vorschlag einer Systematisierung folgt dieser hierarchischen Gliederung weitgehend:

- Eingriffe in Biotope (Eingriffsebene: Ökosystem; Bezugspunkt: Naturschutz)

- Gewalt auf leidensfähige Organismen (Eingriffsebene: Organismus; Bezugspunkt: Tierschutz)

- Gezielte Eingriffe in die Evolution (Eingriffsebenen: Organismus, Zelle, Genom ; Bezugspunkte: Allelvielfalt, genetische Information)

Zwischen diesen Eingriffsebenen können sowohl akteursbezogene als auch prozeßbezogene Verbindungen hergestellt werden: Einerseits spielen Wirtschaftsbereiche, die auf der Nutzung biologischer oder ökologischer Produktivität beruhen, eine große Rolle (die gleichen Akteure sind wesentlich, etwa die Landwirtschaft). Andererseits setzt der Prozeß, nämlich die gezielte Indienstnahme biologischer Vorgänge, offenbar ein schrankenloses Nutzungsrecht des Menschen an den übrigen Lebewesen voraus - in der Folge haben viele menschliche Eingriffe in die Natur mehr oder weniger gewaltförmigen Charakter. Theorien der Herrschaft und Gewaltausübung (Galtung 1975) lieferten vermutlich genau deswegen interessante Hinweise für die Entwicklung von Indikatorenansätzen.

2.4.4. Eingriffe in Biotope

Verursacherbezogene Ansätze in der Naturschutzliteratur lassen sich zwar auffinden; die Zuweisung von Eingriffsintensitäten zu verschiedenen Verursachergruppen scheiterte jedoch bislang am Fehlen genügend allgemeiner Formulierungen von Verursachungsprozessen. In der Literatur finden sich zwar Abschätzungen, die das Aussterben von Arten verschiedenen Verursachern zuordnen. Da jedoch Artensterben ein Indikator für Naturzustandsveränderungen ist, und wir - im Gegensatz dazu - an Verursachungsprozessen interessiert sind, haben diese Ansätze für uns nur heuristischen Wert. Weiters finden sich sehr lange Listen mit Eingriffen in Biotope, die jedoch jeweils verursacherspezifisch sind, weil sie sehr konkret formuliert sind. Entlang dieser allzu konkreten Beschreibungen ist es nicht möglich, Indikatoren zu entwickeln, die den Anforderungen dieses Projekts genügen. Hierzu mußte vielmehr auf allgemeinere ökologische Modelle ("Globalmodelle") zurückgegriffen werden. Folgende Indikatorenansätze wurden bisher entwickelt und mehr oder weniger detailliert ausformuliert:

---

[7] Nach welchen Kriterien hier vorgegangen wurde, ist im nächsten Abschnitt beschrieben. Siehe auch Haberl et al. 1991, Kapitel 2.

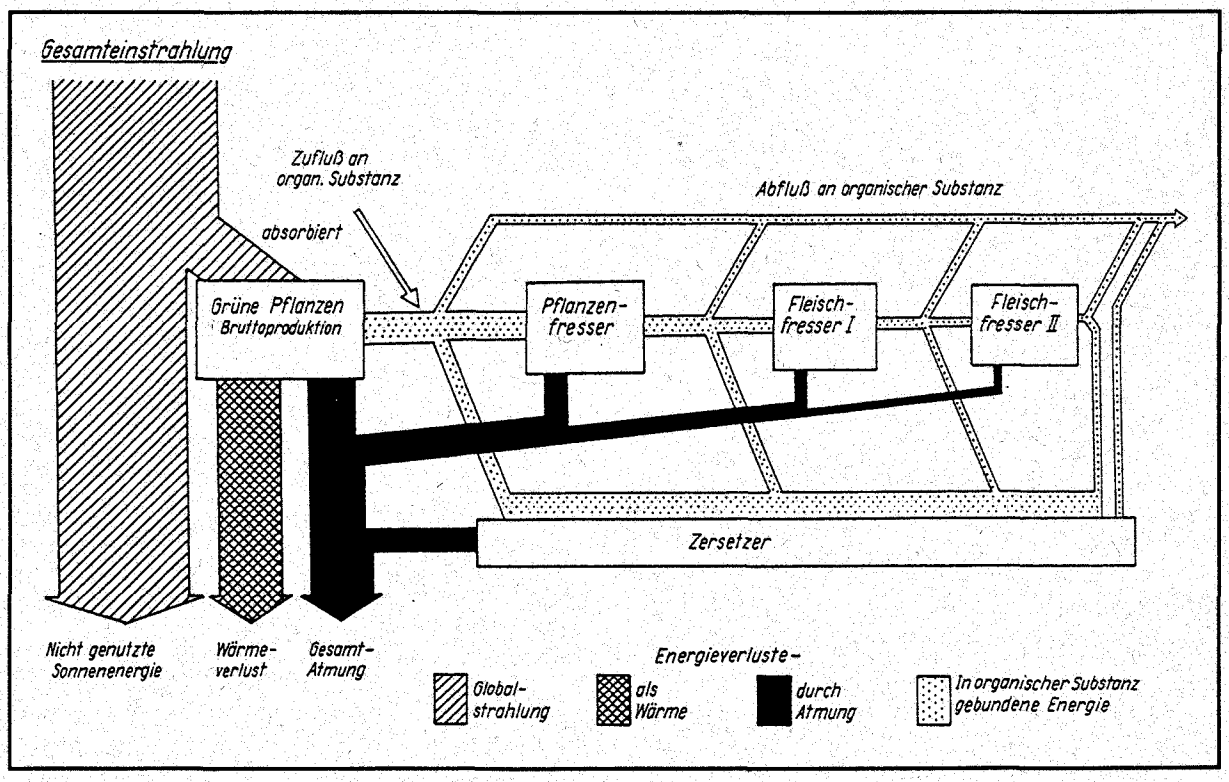
- Menschliche Aneignung der pflanzlichen Nettoprimärproduktion
- Eingriffe in den Wasserhaushalt
- Gezielte Einbringung synthetischer Substanzen

Die Indikatorenvorschläge werden im Folgenden genauer erläutert. Für Details ist auf den ausführlichen Teil des Endberichts (Haberl et al. 1991) zu verweisen.

Menschliche Aneignung der pflanzlichen Nettoprimärproduktion

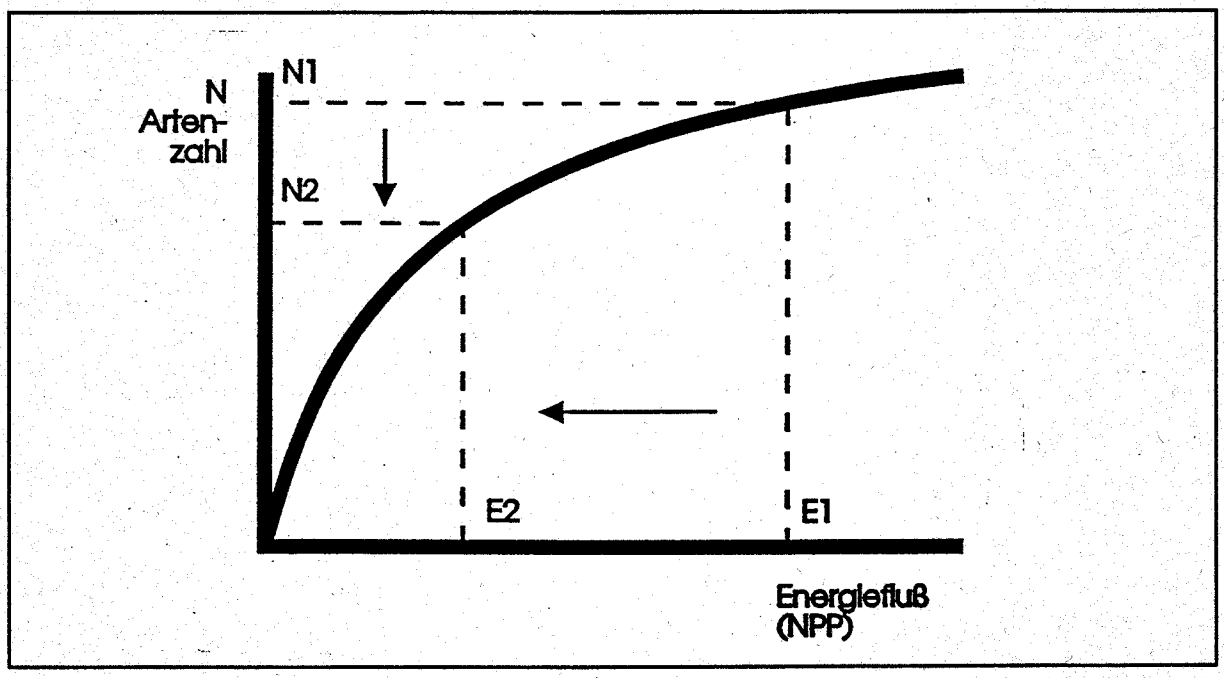
In der Photosynthese der grünen Pflanzen wird die Strahlungsenergie der Sonne in chemische Bindungsenergie umgewandelt. Bei diesem Vorgang werden anorganische Ausgangssubstanzen (CO_2 und H_2O) zu organischen, energiereichen Stoffen umgewandelt. Die photosynthetisch fixierte Energie ist damit der wesentlichste "Treibstoff" der natürlichen Ökosysteme. Das zentrale Ergebnis der sogenannten "Energieflußökologie" (Odum 1983) ist, daß diese Energie in sogenannten "Nahrungsketten" von autotrophen (zur Photosynthese befähigten) Organismen zu heterotrophen (auf die Aufnahme chemischer Bindungsenergie angewiesenen) Organismen fließt (dabei können verschiedene Gruppen heterotropher Organismen unterschieden werden).

Abb. 16: Energiefluß-Schema in einem Ökosystem



Der Mensch greift in diesen Energiefluß ein: Es wird geschätzt, daß weltweit bereits zwischen 20% und 40% der photosynthetisch fixierten Energie[8] vom Menschen genutzt wird, bzw. ihre Bildung in grünen Pflanzen aufgrund menschlicher Veränderungen der betreffenden Ökosysteme (zB. Überbauung, Wüstenbildung etc.) verhindert wird (Wright 1990, Vitousek et al. 1986). Die folgende Abbildung gibt den Zusammenhang zwischen Nettoprimärproduktion und Artenreichtum schematisch wieder. Es zeigt sich, daß diese beiden Größen korrelliert sind. (Wright 1990)

Abb. 17: Der Zusammenhang zwischen Energiefluß und Artenzahl in einem Ökosystem



Eine Maßzahl, die die Menge an fixierter Energie nach Abzug des Eigenverbrauchs der Pflanzen angibt, ist die Nettoprimärproduktion (NPP). Sie kann durch den Menschen auf zweierlei Arten beeinflußt werden:

- Biomasseentnahme: Biomasse besteht zu einem mehr oder weniger großen Anteil aus energiereichen chemischen Verbindungen. Mit der Entnahme von Biomasse aus dem ökologischen Kreislauf wird daher Energie - im Fall der Entnahme von Pflanzen NPP - entzogen. Die wichtigsten Beispiele dafür sind die Ernte von Holz und landwirtschaftlichen Produkten.
- Produktionsveränderung: Durch menschliche Eingriffe in Ökosysteme wird die NPP verändert - sie kann sowohl gesteigert als auch vermindert werden. So verhindert etwa die Bodenversiegelung (z.B. Straßen, Gebäude) das Pflanzenwachstum auf der entsprechenden Fläche.

[8] gemessen in NPP, s.u.

Durch Berücksichtigung beider Einflüsse kann ermittelt werden, wie groß die Differenz zwischen potentieller natürlicher NPP und aktueller NPP aufgrund einer speziellen menschlichen Nutzung in einem Ökosystem ist. Es wird vorgeschlagen, diese Differenz - gemessen in Energieeinheiten - als Indikator zu verwenden. Im allgemeinen wird die aktuelle NPP geringer sein als die potentielle, der Indikator kann daher als "menschliche Aneignung von NPP" bezeichnet werden. Der Indikator ist folgendermaßen definiert:

$$NPP_A = | NPP_0 - NPP_t |$$

wobei
NPP_A ...NPP-Aneignung
NPP_0 ...potentielle NPP
NPP_t ...aktuell im Ökosystem verbleibende NPP

Die NPP-Aneignung bildet ab, um wieviel die in den Ökosystemen einer Bezugsfläche (z.B. in ganz Österreich) verfügbare Energie im Vergleich zu einem hypothetischen Naturzustand durch menschliche Eingriffe verringert wird. Da Photosynthese immer in Pflanzen stattfindet, und diese auf bestimmten Flächen wachsen, besteht ein enger Konnex zur Flächen-Inanspruchnahme. Ein wesentlicher Vorteil des Indikators ist, daß er die Bestandsgröße "in Anspruch genommene Fläche" in die Flußgröße "NPP-Entnahme" umwandelt - und zwar in explizitem Rekurs auf jenen ökologischen Prozeß, der durch die Inanspruchnahme von Fläche für menschliche Nutzungen direkt unterbunden bzw. beeinflußt wird. Der zweite wesentliche Vorteil des Indikators ist, daß jedem "Verursacher" - d.h. jedem VGR-Sektor - eine Größe zuordenbar ist, wenn auch unter mehr oder weniger großen Schwierigkeiten. In Haberl et al. 1991 wurde gezeigt, daß diese jedoch durchaus als überwindbar betrachtet werden können.

Grundlage für die Aussagekraft des vorgeschlagenen Indikators ist, daß die Größe der Differenz zwischen der potentiellen NPP und der - infolge menschlicher Eingriffe davon abweichenden - aktuellen NPP Folgen für andere Arten hat, das heißt, daß sie ein Maß für die **Eingriffsintensität** menschlicher Aktivitäten in die Lebensbedingungen anderer Arten darstellt. Ein Beleg dafür, daß dies tatsächlich so ist, ist die in Abbildung 17 schematisch gezeigte Artenzahl-Energiekurve (die in vielen Beispielen empirisch belegt wurde, siehe Haberl et al. 1991). Ein konkretes Beispiel stellt die Abnahme der Anzahl der auf Totholz lebenden Arten dar, die darauf zurückzuführen ist, daß im Wirtschaftswald wesentlich weniger Holz natürlich verrottet (weil ein Großteil für die Bewirtschaftung entnommen wird, siehe Plachter 1991). Daß der Indikator sich auf die hypothetische "potentielle natürliche Vegetation" bezieht, liegt einerseits am Bestreben, menschliche Eingriffsintensität abzubilden, ist aber letztlich ein reines Standardisierungsproblem: Auch bei einem anderen Referenzmaßstab wären die Ergebnisse - je nach Flächeninanspruchnahme und Nutzungsart - prinzipiell die gleichen.

Abb. 18: Erste Schätzung der menschlichen NPP-Aneignung in Österreich im Jahr 1988 (Quelle: eigene Berechnungen)

Sozio-ökon. Eingriff	betroffene Fläche km²	Photosynthetisch fixierte Energie hypothet. NPP NPP_0 (PJ/a)	NPP-Aneignung NPP_A (PJ/a)	Verteilung der NPP-Aneign. NPP (%)
Landwirtschaft[1]	15.900	370	250	40,4
Weiden, Almen	21.000	280	180	29,0
Forstwirtschaft	34.300	580	110	17,7
Gärten	1.700	40	20	3,2
Verkehrsflächen	1.600	40	40	6,5
Gebäude	700	20	20	3,2
Andere Flächen[2]	8.000	40	0	0,0
Insgesamt	83.200	1.370	620	100,0

1 inkl. Wein
2 inkl. Wasserflächen und Ödland

Datenquellen: Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Statistisches Zentralamt, ökologische Literatur

Nach den derzeitigen Schätzungen werden 40 bis 50% der hypothetischen Nettoprimärproduktion in Österreich vom Menschen genutzt oder verhindert. Von den etwa 1.370 PJ natürlicher NPP in Österreich bleiben aufgrund der Nutzung der Landschaft für Land- und Forstwirtschaft sowie die Bodenversiegelung nur etwa 750 PJ als energetische Basis aller heterotrophen Organismen (Tiere, Mikroorganismen, Pilze) übrig. Aufgrund der Artenzahl-Energiekurven ist zu erwarten, daß dieser Eingriff maßgeblich zum Rückgang der Artenzahlen in Österreich beigetragen hat. Der Anteil versiegelter Flächen an der gesamten NPP-Aneignung ist derzeit noch relativ gering, wird aber im Zuge der weitergehenden Bodenversiegelung durch Ausbau der Verkehrsinfrastruktur, der Ausweitung der Siedlungsflächen und der Industriegebiete ansteigen. Offensichtlich ist der große Unterschied in der Nutzungsintensität bei verschiedenen Nutzungsformen: Während die Forstwirtschaft auf rund 41% der Fläche Österreichs nur 17,7% der NPP-Aneignung verursacht, tragen Gebäude- und Verkehrsflächen auf einer Fläche von nur 2,8% insgesamt etwa 9,7% zur NPP-Aneignung bei. Die Ursache hierfür ist, daß die Forstwirtschaft nur einen relativ kleinen Teil der NPP aus dem natürlichen System entnimmt (NPP-Aneignung weniger als 20% der hypothetischen natürlichen NPP), während Gebäude- und Verkehrsflächen überhaupt keine NPP zulassen (NPP-Aneignung 100% der hypothetischen natürlichen NPP) und sich vorwiegend in sehr fruchtbaren Gebieten mit einer hohen hypothetischen natürlichen NPP befinden (z.B. ehemalige Auwälder oder Laub-Mischwälder).

Eingriffe in den Wasserhaushalt

Wohl der wichtigste biogeochemische Kreislauf ist der des Wassers. Als Conditio sine qua non aller Lebensvorgänge nimmt die Verfügbarkeit von Wasser eine zentrale Stellung in allen ökologischen Vorgängen ein. Der weltweite Wasserkreislauf wird durch die Einstrahlung von Sonnenenergie in Gang gehalten; er verschlingt ungeheure Energiemengen (rund ein Fünftel der eingestrahlten Sonnenenergie).

Die Eingriffe des Menschen in den Wasserhaushalt sind recht beträchtlich und können nach den betroffenen Wasserkörpern - Oberflächenwasser und Grund- und Bodenwasser - unterschieden werden. Unter diesem Bezugspunkt werden zwei Indikatorengruppen zusammengefaßt, die zwar gewisse Zusammenhänge aufweisen, jedoch noch nicht in einem Meßkonzept vereinigt werden konnten. Generell wurde dieses Kapitel noch nicht soweit ausgearbeitet, wie die NPP-Entnahme.

Eingriffe in Fließgewässer

Die Liste der menschlichen Eingriffe in Fließgewässer ist lang. In Fachbüchern zum Thema "Wasserbau" finden sich zahlreiche verschiedene Bauwerke. Ein Charakteristikum ist jedoch allen Wasserbauten gemeinsam: Sie verringern die Energie des fließenden Wassers, oder sie verhindern, daß diese Energie in den flußbegleitenden Ökosystemen wirksam wird. Denn Wasserbauten haben im wesentlichen zwei Zwecke:

- entweder sie dienen der Umwandlung hydraulischer Energie in elektrische Energie (Wasserkraftwerke), oder

- sie sollen verhindern, daß die potentielle und kinetische Energie des Flusses dazu führt, daß Sohle, Ufer oder Umland erodiert oder überschwemmt werden. Hierzu werden Bauwerke errichtet, die die Energie des Flusses in Turbulenzen umwandeln bzw. an befestigten Sohleteile ableiten sollen (z.B. Wehre, Sohlstufen), die Erosion (Längswerke, Grobsteinschüttungen etc.), oder Überschwemmungen verhindern sollen (Dämme).

Der Eingriff besteht also letztlich in allen Fällen darin, daß die Energie des Flusses nicht oder nur abgeschwächt im Ökosystem wirksam werden kann. Es wird daher vorgeschlagen, diesen Energieentzug als Indikator für die Intensität von Eingriffen in Fließgewässer zu verwenden. Dieser Indikator hätte die physikalische Dimension Energie mal Weg (J.m - bezogen auf ein Jahr) und müßte auf Regelabflußbedingungen bezogen sein (um die tatsächliche Eingriffsintensität abzubilden, und nicht den Einfluß der schwankenden Niederschläge).

Die praktische Ermittlung erscheint bei Wasserkraftwerken einfach (unter Annahme eines bestimmten Turbinenwirkungsgrades ist der Indikator aus der Stromproduktion unter Regelarbeitsbedingungen ermittelbar - Daten hierüber besitzt der Bundeslastverteiler, siehe z.B. Bundeslastverteiler 1988), bei Schutzwasserbauten schwierig. Hierzu müßte die Wirksamkeit verschiedener Bauten ermittelt werden, wozu eigene Forschungsarbeiten notwendig erscheinen. Da Schutzwasserbauten überwiegend gefördert werden (zuständig: BMLF), dürften jedoch die Primärdaten darüber, wieviele Bauten welchen Typs an welchen Flüssen vorhanden sind, ermittelbar sein. Zusätzlich wären Wasserentnahmen zu berücksichtigen, wobei sich die potentielle Energie aus der Höhendifferenz zwischen Entnahmestelle und Wiedereinleitungsstelle und der entnommenen Menge ergibt.

Eingriffe in Grundwasser und Bodenspeicher

Unter diesem Gesichtspunkt wären primär Wasserentnahme und Wasserzuführung zu berücksichtigen, diese sollen in m^3/a gemessen werden. Dabei ist zu unterscheiden:

a. direkte Entnahme zum Zweck der Nutzung und
b. Drainagierung und Bewässerung

Während im Fall a.) der Bezug auf m^3/a üblich ist und die benötigten Daten in dieser Einheit vorliegen, ist dies im Fall b.) anders: Hier liegen - bestenfalls - Angaben über die be- und entwässerten Flächen vor, wobei insbesondere die Wirksamkeit von Drainagierungen schwer abzuschätzen sein dürfte. Diese müssen jedoch unbedingt berücksichtigt werden, weil sie aufgrund ihrer gravierenden Wirkungen sehr bedeutsam sind. Weiters sind sie quantitativ sehr wichtig. Es wird geschätzt, daß in ganz Österreich seit dem 2. Weltkrieg rund 500.000 ha Feuchtgebiete entwässert wurden. Nimmt man an, daß durch diese Drainagierungen rund 20% des Niederschlages umgeleitet werden, so beträgt bei einem durchschnittlichen Niederschlag von 1.000 mm/a die umgeleitete Wassermenge 1 Mrd. m^3/Jahr. Zum Vergleich: Der jährliche Wasserverbrauch der Industrie beträgt rund 1,5 Mrd. m^3/a (Quellenangaben siehe Haberl et al. 1991).

Da die verschiedenen Wasserkörper untereinander in Verbindung stehen, bilden natürlich die beiden Indikatorengruppen von einander abhängige Größen ab. So verändern etwa Wasserbauten an Fließgewässern den Austausch zwischen Fluß- und Grundwasser; Quellwasserfassungen vermindern die Wassermengen, die in den Flüssen verbleiben (bis zur Wiedereinleitung des Wassers in den Vorfluter) etc. Alle diese Zusammenhänge sind sehr komplex und vielschichtig; ob sie tatsächlich genau erfaßt werden können, muß beim derzeitigen Stand der Überlegungen offen bleiben.

Gezielte Einbringung synthetischer Substanzen

Da die Anwendung von Düngern und Pestiziden gezielt erfolgt, handelt es sich dabei nicht um eine Emission, sondern um einen GEL. Die Aufbringung von Wirtschaftsdünger wird von uns als Schließen ökologischer Kreisläufe betrachtet und nicht als GEL mitberücksichtigt. Dort, wo durch übermäßige oder fehlerhafte Aufbringung von Wirtschaftsdünger Umweltprobleme entstehen, handelt es sich um Emissionsprobleme.

Einbringung technisch erzeugter Pflanzennährstoffe

Abgesehen von der Frage, ob Mineraldünger die Qualität von Lebensmitteln beeinflußt oder nicht, und abgesehen vom Problem der Grundwasserbelastung aufgrund der Stickstoffdüngung und der Oberflächenwasserbelastung durch Phosphatdüngung, stellt mineralische Düngung einen massiven Eingriff in Ökosystembedingungen dar, der ganz bestimmte Organismen begünstigt und andere verdrängt. Dieser Indikator bildet die menschlichen Eingriffe in die biogeochemischen Kreisläufe wichtiger Pflanzennährstoffe (Odum 1983) ab.

Es gibt eine Unzahl verschiedener Substanzen, die als Düngemittel eingesetzt werden; hauptsächlich werden damit jedoch N, P und K aufgebracht. Vorgeschlagen wird daher, die Aufbringung an Pflanzennährstoffen als Reinnährstoffmenge zu messen; d.h. vorgeschlagen werden folgende Subindikatoren:
- Stickstoff (t/a)
- Phosphor (t/a)
- Kalium (t/a)
- sonstige Minerale (t/a)

Gezielte Einbringung toxischer Substanzen

Daß die Aufbringung von Pestiziden Probleme hervorruft, ist alleine aufgrund ihrer Toxizität klar. Ihr Zweck ist es, andere Organismen zu vergiften, damit die vom Menschen gewünschten Organismen mit einem höheren Ertrag gewonnen werden können. Selbst wenn die Gefährlichkeit der Rückstände in den Lebensmitteln umstritten sein mag, ist daher klar, daß Pestizide einen wichtigen GEL darstellen. Die Darstellung des Pestizideinsatzes erfolgt üblicherweise aufgrund der Wirkstoffmengen; die Einbeziehung eines Toxizitätsfaktors ist nicht unproblematisch (welcher Organismus gilt als Referenz?). Notwendig erscheint eine Gliederung mindestens in Insektizide, Fungizide, Herbizide und Sonstige Pestizide, wünschenswert wäre eine detaillierte Liste der eingesetzten Wirkstoffe. Detaillierte Aufschlüsselungen der Mengen an verwendeten Pestiziden nach chemischen Substanzen sind dem Fachverband der chemischen Industrie bekannt und wurden bis zum Jahr 1984 auch publiziert. Seither wurde die Informationsbasis ständig verengt; seit 1988 liegen überhaupt

nur mehr Summenwerte aller Stoffe (Gesamtgewicht der Produkte; kein Bezug zu Wirkstoffen) vor (Gerhold 1990). Ob eine Aufschlüsselung der Anwender nach Branchen (nicht nur die Landwirtschaft wendet Pestizide an) möglich ist, wurde nicht untersucht. Ohne gesetzliche Änderungen können jedoch nicht einmal die - an sich existierenden - Daten über die insgesamt eingesetzten Stoffe der Öffentlichkeit bekannt gemacht werden.

Resumee der "Eingriffe in Biotope"

Die bisher vorgeschlagenen Indikatoren bilden sicherlich einen wichtigen Teil der Eingriffe in Biotope ab. Gut erfaßt werden jedenfalls der Flächenverbrauch (durch die NPP-Verminderung), die Eingriffe in den Wasserhaushalt sowie die "chemischen" Eingriffe Düngung und Pestizide. Damit ist auch ein gewisser "Landwirtschaftsintensitätsindikator" enthalten. Wichtige Prozesse werden jedoch nicht erfaßt:

- Der Indikator NPP-Verminderung trifft keinerlei Aussage darüber, welches Biotop zerstört wurde. Daß bestimmte Biotoptypen von menschlichen Eingriffen stärker betroffen sind als andere (z.B. Trockenrasen, Feuchtbiotope etc.), wird nicht erfaßt.

- Der Indikator NPP-Verminderung kann auch nicht Ökosystemqualitätsveränderungen erfassen, die durch menschliche Eingriffe entstehen, aber keine Auswirkung auf die NPP haben, bzw. macht er keinen Unterschied zwischen zwei Eingriffen, die die gleiche NPP-Verminderung bewirken, jedoch unterschiedliche ökologische Auswirkungen haben. So könnte zB. theoretisch die NPP-Verminderung bei einer Fichtenmonokultur gleich groß sein, wie bei einem intensiv genutzten Mischwald. Ein wichtiges Defizit besteht daher offensichtlich im Fehlen eines Indikators, der künstliche "Mischung/Entmischung" (vgl.: Trennen/Konzentrieren als Mechanismus der Ausübung struktureller Gewalt) abbildet.

- Der Indikator NPP-Verminderung ist auch blind gegenüber bestimmten Formen, die Bauten haben. So ist es ökologisch nicht unbedeutend, ob eine asphaltierte Fläche langgestreckt und schmal (Straße) oder eher quadratisch (Parkplatz) ist, weil im ersten Fall die Dimension "Ökosystemzerschneidung" hinzukommt.

- Die Entmischung in der Landwirtschaft in reine Ackerbau- und reine Viehzuchtbetriebe wird nur insoweit abgebildet, als sie sich in erhöhtem Dünger- und Pestizidaufwand äußert. (Das Problem der Fäkalienentsorgung bei reinen Viehzuchtbetrieben muß als EMI-Problem gehandhabt werden).

Für die Behebung dieser Defizite besteht jedoch noch Bedarf nach weiteren theoretischen Arbeiten.

2.4.5. Gewalt gegen leidensfähige Lebewesen

Die Feststellung, "Tiere können leiden" steht inzwischen weitgehend außer Streit. Die emotionalen Erlebnisse der Tiere sind einer direkten wissenschaftlichen Erforschung zwar unzugänglich, durch eine Reihe an Beobachtungen, theoretischen Weiterentwicklungen und Experimenten konnte dieser Schluß inzwischen weitgehend abgesichert werden (Bartussek 1990). Auch wenn nicht genau abgrenzbar ist, welche Tiere leiden können und welche nicht, scheint für die Zwecke der vorliegenden Arbeit die Einschränkung auf Wirbeltiere vertretbar zu sein (siehe auch: Studiengruppe Ökologie 1989, Bittermann / Plank 1990 etc.).

Der Nachweis, daß Tiere leiden, muß jeweils mit einer Reihe an Methoden geführt werden, wobei die Gesundheit der Tiere, die Möglichkeiten, ihre artgerechten Verhaltensweisen auszuüben, die Zufügung von Schmerzen und Verletzungen etc. berücksichtigt werden müssen. Besonders bedeutsam ist dabei, nicht nur auf Gesundheitsschäden Bezug zu nehmen, sondern auch die motorische, perzeptive oder soziale Deprivation (also den Entzug, Verhaltensweisen auszuleben) zu berücksichtigen (Heizmann 1989).

Es gibt prinzipiell zwei unterscheidbare Formen der Gewaltausübung gegen Tiere, für die Indikatoren gefunden werden sollen:

- Gewaltausübung durch leiderzeugende Haltungsbedingungen
- kurzfristige gewaltförmige Akte gegenüber Tieren

Die gesellschaftliche Wahrnehmung des Tierschutzproblems ist sehr stark vom zweiten Typ geprägt (Grausamkeit gegen Tiere, z.B. durch Aussetzen von Haustieren, durch Tierversuche etc.). Im Vergleich dazu ist die "chronische" Leidzufügung durch nicht artgemäße Tierhaltungsformen vergleichsweise wenig in Diskussion, obwohl eine enorme Anzahl von teilweise sehr sensiblen Tieren (z.B. Schweinen) betroffen ist.

Langandauernde gewaltförmige Eingriffe (Tierhaltung)

Es gibt eine inzwischen beinahe unübersehbare Literatur darüber, daß und wie Tierhaltung Tierleid bewirkt (für Zusammenfassungen siehe Bittermann / Plank 1990, Haiger et al. 1988 u.v.a.). Dafür sind nicht nur die bei manchen Haltungssystemen häufig auftretenden Verletzungen und Krankheiten maßgeblich, sondern auch, daß die Tiere gehindert werden, ihre artgemäßen Verhaltensweisen auszuleben. So bedeutet u.a. für Hühner die Deprivation des Staubbadeverhaltens, für Schweine und Rinder die ihres hochentwickelten Sozialverhaltens sowie vieler anderer Verhaltensweisen eine schwere Beeinträchtigung. Viele Tiere werden

angebunden und können sich kaum bewegen, sie werden den Ausdünstungen ihrer eigenen Fäkalien ausgesetzt (was zB. Schweine, wenn sie können, peinlich vermeiden) u.v.a.

Zur Bewertung der Tiergerechtheit der Haltungssysteme von Schweinen und Rindern hat Bartussek (1988) ein Konzept entwickelt. Der sogenannte Tiergerechtheitsindex (TGI) bewertet Haltungssysteme mit einem Punktesystem. Es gibt 5 Kategorien, in denen jeweils 1 bis 7 Punkte vergeben werden können. Dies trägt dem Umstand Rechnung, daß Mängel in einem Bereich bis zu einem gewissen Grad durch Vorteile in einem anderen ausgeglichen werden können. Weiters gibt es jedoch bestimmte Mindestanforderungen, deren Nichterfüllung eine gute Bewertung ausschließen. Bartussek hat eine sechsstufige Skala entwickelt, die von sehr tiergerecht bis nicht tiergerecht reicht. Als "Mindeststandard" der Tierhaltung kann die Erreichung der Bewertung "ziemlich tiergerecht" definiert werden. Der Nachteil des TGI ist, daß er bisher nur für Rinder und Schweine definiert wurde, und daß er - als neues Konzept - bislang wenig verbreitet ist. Für andere Tierarten müßte wenigstens eine Mindeststandard-Definition erst erarbeitet werden. Hier ist weiterer Forschungsbedarf gegeben.

Vorgeschlagen wird, als Indikator zu erheben, welche Anzahl an Tieren unter Bedingungen gehalten werden, die schlechter sind, als ein - für die meisten Tierarten noch zu definierender - Mindeststandard. Hierbei könnte man sich sicherlich am TGI orientieren.

Für die praktische Erhebung kann folgender Weg vorgeschlagen werden:

- Erhebung der Gesamtzahl an gehaltenen Tieren in den einzelnen Branchen.
  Die Datenlage stellt sich hierbei folgendermaßen dar: Genau bekannt sind die landwirtschaftlichen Nutztiere (Landwirtschaftsstatistik). Unklar sind: Pelztiere, Versuchstiere, Haustiere sowie die vermutlich recht kleine Zahl an Zoo-, Zirkus- und sonstigen Tieren.
- Stichprobenerhebungen in den einzelnen Bereichen, welcher Prozentsatz der Tiere unter schlechteren Bedingungen als dem Mindeststandard lebt.
  Hierfür gibt es bislang nur in der Landwirtschaft Ansätze, in allen anderen Bereichen müßten entsprechende Stichprobenerhebungen erst durchgeführt werden, wobei dafür die Entwicklung des Mindeststandardkonzepts Voraussetzung wäre.

Kurzfristige gewaltförmige Akte gegenüber Tieren

Obwohl nicht selten Fälle eklatanter Tierquälerei recht viel Aufsehen erregen, muß vermutet werden, daß ein Großteil der hier besprochenen "Gewaltakte" systematisch und unbeachtet erfolgt. Die wichtigsten Bereiche dürften hier die Schlachtung von Tieren und die Tierversuche sein.

Die "schmerzfreie" Tötung von Tieren wird zwar immer gefordert, es kann jedoch leider keineswegs davon ausgegangen werden, daß diese immer Realität ist (die Frage ist, ob es sie überhaupt geben kann). So ist etwa der Transport zum Schlachthof für die Tiere häufig mit starken Belastungen verbunden, die Tiere riechen das Blut der schon getöteten Artgenossen, sehen, was mit ihnen passiert und haben daher Angst. Hühner werden bei der Schlachtung z.T. lebend mit dem Kopf nach unten auf ein Förderband gehängt, es gibt Berichte, daß einige durch den Betäubungsmechanismus nicht erfaßt werden und so bei vollem Bewußtsein die Tötung durch Verbluten miterleben. Manche Tötungsarten von Pelztieren sind zumindestens potentiell belastend; nicht alle Tötungsarten, die "waidgerecht" im Sinn der Regeln der Jäger sind, sind auch wirklich schmerzarm; das Angeln verursacht schmerzhafte Verletzungen im sensiblen Maulbereich bei Fischen etc. (siehe Studiengruppe Ökologie 1989, Bittermann / Plank 1990). Bislang gibt es jedoch kein Konzept der Bewertung der Belastung der Tiere bei verschiedenen Tötungsarten.

Ein weiteres Problem, das hierher gehört, sind die Tierversuche. Auch jene, die sie durchführen, bestreiten kaum, daß sie für die Tiere mehr oder weniger schmerzvolle Eingriffe beinhalten;[9] gerechtfertigt werden sie durch den Nutzen für den Menschen. Tierversuchsgegner bezweifeln hingegen den Nutzen bzw. die Berechtigung des Menschen, aus diesem Nutzen das Recht, Tieren Schmerz zuzufügen, abzuleiten. Die Frage, wer in diesem Streit Recht hat, gehört jedoch nicht hierher. Zur Bewertung der Intensität des Eingriffs gibt es bereits recht elaborierte Konzepte, das Belastungsmaß der Tiere festzustellen.

Insgesamt besteht Bedarf nach einer einigermaßen einheitlichen Definition einer "Relevanzschwelle" für gewaltsame Akte gegenüber Tieren, die im Idealfall für Tierversuche wie auch für Schlachtungen und sonstige Eingriffe anwendbar sein sollte. Hier ist Forschungsbedarf gegeben, wobei der bewertende - und somit politische - Charakter dieser Definition nicht übersehen werden darf.

Analog zum Bereich Tierhaltung wird vorgeschlagen, die Anzahl an gewaltförmigen Akten gegenüber Tieren als Indikator zu verwenden, wobei ein solcher durch das Überschreiten einer noch zu formulierenden "Relevanzschwelle" definiert werden kann. Die praktische Erhebung kann analog zum Bereich Tierhaltung folgendermaßen erfolgen:

- Ermittlung der Gesamtzahl von Tieren, die getötet werden bzw. Tierversuchen unterzogen werden.
  Die geschlachteten Tiere sind aus der landwirtschaftlichen Statistik genau bekannt, die von Tierversuchen betroffenen Tiere müssen aufgrund des Tierversuchsgesetzes jährlich in der

---

[9] So gibt es etwa eine "Schmerzskala" des Bundesverbands der Pharmazeutischen Industrie Deutschlands zur Messung des Belastungsmaßes von Tierversuchen.

Wiener Zeitung publiziert werden. Die im Rahmen der Jagd getöteten Tiere werden jährlich in der Jagdstatistik veröffentlicht. Für die übrigen Bereiche liegen keine Daten vor.

- Ermittlung des Prozentsatzes an Tieren, die bei Schlachtungen mehr leiden müssen, als nach der Definition dieses Mindeststandards zulässig ist nach Schlachtungstechniken und Tierarten. Da die Anzahl an genutzten Tierarten sowie die Anzahl an Tötungstechniken nicht sehr groß ist, scheint dies durchaus machbar. Im Gegensatz dazu ist bei Tierversuchen nur eine Totalerhebung sinnvoll, da das Belastungsmaß je nach Versuch sehr verschieden sein kann, und jeder Versuch einzeln zu beurteilen ist (mit Ausnahme einiger Routineverfahren). Dies wäre wahrscheinlich nur über eine Novellierung des Tierversuchsgesetzes möglich.

2.4.6. Eingriffe in die Evolution

Seit 1859, als Charles Darwin das berühmte Buch "The Origin of Species" veröffentlichte, hat sich die Evolutionstheorie zum zentralen Konzept in der Biologie entwickelt. Demnach ist Leben ein Entwicklungsprozeß, der nunmehr auf der Erde schon mehrere (rund 3-4) Milliarden Jahre andauert, in dessen Verlauf es zu einer Entfaltung zunehmend komplexer Lebensformen gekommen ist (ohne daß deswegen die einfacheren Formen verschwunden wären). Die zentralen Feststellungen der Evolutionstheorie sind (Wagner 1989):

- Es existieren Variationen zwischen den Organismen einer Art (nicht alle Organismen sind gleich);

- Reproduktion von Organismen über einen Mechanismus, der eine mehr als zufällige Ähnlichkeit von Eltern und Nachkommen sicherstellt (Vererbung, d.h. Merkmale werden an die Nachkommen weitergegeben);

- Produktion eines Nachkommenüberschusses: nicht alle Nachkommen gelangen selbst ins reproduktionsfähige Alter;

- Selektion: Wenn ein Merkmal die Chance seiner Träger erhöht, sich zu reproduzieren, dann wird es unter den Nachkommen verstärkt vertreten sein.

Voraussetzung für die Wirkung der Selektion ist, daß es eine Korrelation zwischen der Wahrscheinlichkeit, Nachkommen zu haben, und den unterschiedlichen Merkmalen gibt. Ergebnis der Selektion ist gemäß der weithin verbreiteten Vorstellung die Adaptation (Anpassung) der Organismen an die Umweltbedingungen. Tatsächlich gibt es eine große

Anzahl an Beispielen für hochfunktionelle Strukturen von Organismen, etwa die Stromlinienform der Fische etc.

Theoretisch formuliert, beschreibt der Begriff "Adaptation" das Postulat, daß jene Organismen mit einer höheren Chance überleben und selbst Nachkommen haben werden, die besser an die Umweltbedingungen angepaßt sind (eine höhere "Fitneß" haben). Dieser Begriff ist deshalb problematisch, weil es kein Modell gibt, einem bestimmten Organismus an sich einen bestimmten Fitneß-Wert zuzuweisen (dieser ergibt sich erst aus der Wechselwirkung zwischen Umweltbedingungen und Organismus, d.h. die Fitneß kann nur unter ganz bestimmten Randbedingungen wirklich angegeben werden). Allgemein gesprochen kann Fitneß aber letztlich nur am Reproduktionserfolg selbst gemessen werden, d.h. es kann lediglich postuliert werden, daß die Überlebenden eben auch die besser Angepaßten seien. Dies führt zu einer Tautologie, über die es einen ausführlichen Diskurs in der Evolutionstheorie gibt. Jedenfalls spricht dieses Argument sehr stark gegen eine Verabsolutierung des Adaptationsbegriffes in Form des sog. "Adaptionismus" - also des Versuchs, jede lebendige Struktur als Anpassung an irgend etwas zu erklären. Offenbar ist allerdings auch, daß Lebewesen nicht so gebaut sein können, daß ihre Fähigkeiten im **Widerspruch** zu den Anforderungen der Umwelt stehen.

Die Genetik bedeutete für die Evolutionstheorie eine wichtige Erweiterung, insofern, als sie einen Mechanismus der Vererbung sowie der Mutation und Rekombination (also der Erzeugung von Variation) ausfindig machen konnte. Heute wird allgemein angenommen, daß die gesamte Erbinformation eines Organismus in der DNA gespeichert sei. Mit Hilfe eines Ablesmechanismus kann DNA in Proteine übersetzt werden, deren spezifische Eigenschaften für die Merkmale der Organismen verantwortlich gemacht werden.[10] Die Anwendung genetischer Erkenntnisse auf die Evolutionstheorie führte zur heute allgemein vertretenen synthetischen Theorie der Evolution. Diese besagt, verkürzt gesagt, daß zufällige Mutationen in den Genen zu Variationen führten; die Selektion wähle daraus gewisse Varianten aus (nämlich die besser angepaßten).

In der theoretischen Biologie umstritten ist, welche Entität (Gen, Organismus, Art, Avatars[11] etc.) die Einheit der Selektion ist (Wagner 1989).[12] Klar ist zwar, daß es der Phänotyp (also der Organismus selbst, im Gegensatz zur Gesamtheit seiner Gene, d.i. der

---

[10] Es gibt jedoch auch Mechanismen der Informationsweitergabe von Eltern auf Nachkommen, die nicht mit der Weitergabe von DNA zusammenhängen; so enthält etwa das Plasma der Eizelle wichtige Informationen für die Embryonalentwicklung.

[11] Verkörperung einer Art in einem Ökosystem (Damuth 1985). "*Avatara:* indische Bezeichnung für die Inkarnation eines Gottes, insbesondere Vishnu" (Rushdie 1989).

[12] Wagners brillanter Vorschlag, wie diese Frage geklärt werden könnte, soll hier nicht diskutiert werden.

Genotyp) ist, der einer Auslese unterliegt. Die Vertreter der Gentheorie argumentieren jedoch, evolutionstheoretisch betrachtet sei der Organismus im Wesentlichen ein Vehikel zur Proliferation der Gene. Eliminierung und verstärkte Verbreitung einzelner Phänotypen sei daher insofern relevant, als sie zur Verringerung und Vergrößerung der Häufigkeiten bestimmter Gene führen; Evolution sei also letztlich identisch mit der Veränderung von Genhäufigkeiten.[13]

Dem halten morphologisch orientierte Biologen entgegen, daß es Systembedingungen der Evolution gäbe (Riedl 1975). Bevor eine Mutation äußerer Selektion ausgesetzt werden könne, müsse sie sich überhaupt erst in einem Organismus als lebens- und funktionsfähig herausstellen. Daraus ergeben sich innere Kohärenzbedingungen, die - so die von Riedl vertretene Systemtheorie der Evolution - den Gang der Evolution maßgeblich mitbestimmen. Der Bauplan eines Organismus läßt nur Entwicklungen in ganz bestimmte Richtungen zu, er bewirkt Einschränkungen ("Constraints") der Entwicklungsmöglichkeiten einer konkreten Klade.[14]

Ein weiteres zentrales Problem der Evolutionstheorie ist die Frage, wie es zur Bildung neuer Arten kommt. Eine Art wird üblicherweise als eine Reproduktionsgemeinschaft verstanden; die Artgrenze wird i.a. (was nicht bei allen Organismen möglich ist) dort gesetzt, wo eine reproduktive Isolation zweier unterscheidbarer Untergruppen vorliegt. Da sexuelle Fortpflanzung eine ständige Durchmischung des Genpools einer Fortpflanzungsgemeinschaft bewirkt, ist die reproduktive Isolation eine notwendige Bedingung für die Ausdifferenzierung verschiedener Kladen. Es werden zahlreiche Mechanismen der Artbildung (dieser Begriff wird i.a. synonym mit "Entstehung von reproduktiver Isolation" gebraucht) diskutiert; diese Diskussion stellt einen zentralen Bereich innerhalb der Weiterentwicklung der Evolutionstheorie dar.

Während also die konkreten Mechanismen der Evolution in der Fachwelt noch kontroversiell diskutiert werden (das Vorhandensein einer Evolution an sich steht außer Zweifel), ist offensichtlich, daß der Mensch in die Evolution sowohl indirekt, als auch direkt sehr massiv eingreift:

- Durch Veränderungen von Umweltbedingungen ändern sich die Selektionsbedingungen. Ein berühmtes Beispiel sind die Birkenspanner in England, bei denen aufgrund der Luftverschmutzung plötzlich die vorher benachteiligten dunklen Varietäten bevorzugt

---

[13] Vielleicht der bekannteste Vertreter dieser Theorie ist Richard Dawkins, der die Theorie der Gen-Selektion auf das Schlagwort des "selfish gene" (Das egoistische Gen) zugespitzt hat.

[14] z.B. Art, Gattung, Ordnung etc.

wurden, weil die Birken nunmehr durch den Schmutz dunkler gefärbt waren.

- Es gibt aber auch direkte Eingriffe in die Evolution. Durch gezielte Auswahl von Organismen, die zur Paarung gebracht werden (traditionelle Zucht), können Arten sehr stark verändert werden; man denke nur an die zahlreichen Hunderassen. Die Züchtung setzt auf der phänotypischen Ebene an und bleibt auf die vorhandenen Genvarietäten (und eventuelle zufällige Mutationen) angewiesen. Durch Zucht können nur **Häufigkeiten** von Genotypen innerhalb einer Art geändert werden. Das gleiche gilt für zellbiologische Methoden und herkömmliche Klonierungstechniken.

- Im Gegensatz dazu greift die Gentechnik direkt ins Genom ein; es ist möglich, Gene aus anderen Kladen in eine bestimmte Art einzubringen. Dadurch wird die Barriere der reproduktiven Isolation durchbrochen und es entstehen neue Genotypen, die weder durch Zucht noch auf natürlichem Wege hätten entstehen können. Auf Systembedingungen der Evolution wird keine Rücksicht genommen. Mit der Entwicklung der Gentechnik haben somit die Eingriffe in die Evolution durchaus eine neue Qualität erhalten.

Seit Entwicklung der Evolutionstheorie hat sich der Begriff "Evolution" als "unifying principle" der Biologie herauskristallisiert.[15] Eingriffe in die Evolution sind daher Eingriffe in einen der zentralsten Lebensprozesse schlechthin. Auch wenn mögliche, für unsere Art nachteilige, Folgen noch nicht absehbar sind, ist klar, daß diese Eingriffe einen beobachtungswürdigen "Eingriff in Lebensprozesse" darstellen. Im Rahmen eines Umweltinformationssystems wird daher zu überlegen sein, mit welchen Konzepten diese Eingriffe abbildbar gemacht werden können. Hierzu wurden von uns bisher nur Überlegungen in Richtung Gentechnik angestellt; klassische Züchtung und moderne zellbiologische Methoden müßten ebenfalls berücksichtigt werden - dies war bislang nicht möglich.

Gentechnik als gezielter Eingriff in Lebensprozesse

Obwohl sich die Gentechnik in bezug auf ihre industrielle Anwendung noch in einem "infant industry" Status befindet, muß sie schon jetzt als beobachtenswerte Technologie gelten. So meint etwa die OECD: "...new biotechnology is distinguished from all other major technologies of the 20th century by the fact that its impacts on the quality of life (...) are arriving earlier and may go deeper than its economic impacts" (OECD 1989, S. 4). Auch wenn die Einschätzungen über die zukünftige ökonomische Bedeutung weit auseinandergehen (für Österreich siehe zB. Polt 1989), gilt als sicher, daß diese rasch wachsen wird.

---

[15] Der Begriff "Evolution" wurde vom Wissenschaftstheoretiker Erhard Oeser in dieser Hinsicht sogar mit dem Begriff "Energie" auf eine Stufe gestellt.

Sollen gentechnische Eingriffe unter dem Bezugspunkt "Eingriffe in die Evolution" in ein verursacherbezogenes Umweltinformationssystem aufgenommen werden, so muß zunächst von den vielfältigen Anwendungsmöglichkeiten abstrahiert werden. Unter Berücksichtigung sowohl der basalen Merkmale als auch der umweltrelevanten Aspekte läßt sich ein zumindest zweistufiger Verursachungsprozeß definieren. Den prinzipellen Ablauf dieses Verursachungsprozesses erläutert Abbildung 19.

- Zunächst einmal werden Organismen aus ihrer natürlichen Umgebung isoliert und in ein, (zumindest theoretisch) geschlossenes System (Labor oder Produktionsstätte) gebracht. Hier werden DNA-Fragmente aus genetisch isolierten Arten in einem Organismus vereinigt; entweder durch Gentransfer von einem Spenderorganismus auf einen Wirtsorganismus oder durch Protoplastenfusion zweier nicht kreuzbarer Arten. Das Produkt ist ein lebender genetisch veränderter Organismus, ein sogenannter GEO. ("genetically engineered organism").

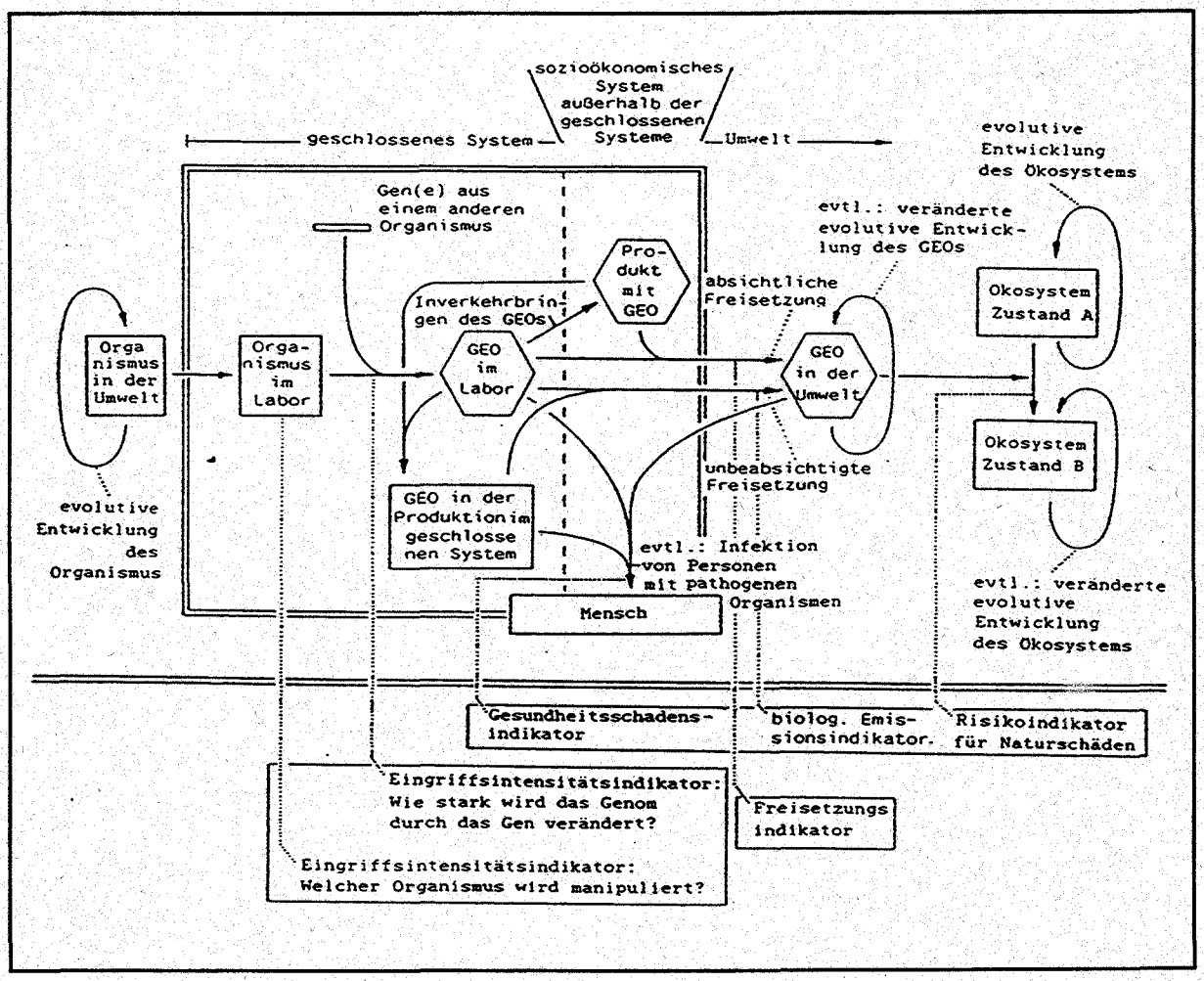
- Zweitens können GEOs das geschlossene System verlassen und in die Umwelt gelangen. Hierfür gibt es mindestens drei Mechanismen: Absichtliche Freisetzung, Freisetzung durch einen Unfall und Freisetzung durch Infektion von Laborpersonal (bei Mikroorganismen).In allen Fällen ist zu beachten, daß nicht ein einzelner GEO freigesetzt wird, sondern eine **Geo-Population**. Bei absichtlicher Freisetzung wird sie normalerweise gezielt durch Klonierung erzeugt.

Ein gentechnischer GEL liegt vor, wenn GEOs in die Umwelt freigesetzt werden (wobei auch der Mensch in diesem Sinn Natur ist).[16] Verbleiben die GEOs im geschlossenen System, so liegt gemäß unserer Definition kein GEL vor. Als Verursacher hat derjenige zu gelten, der die Freisetzung durchführt (auch wenn die genetische Manipulation durch eine andere Verursachergruppe durchgeführt wurde).

---

[16] Der Mensch als Lebewesen ist offenbar ein Teil der Natur, als soziales Wesen und sozio-ökonomischer Akteur selbstverständlich auch Teil des Wirtschaftssystems. Hier ist die Einbeziehung der Infektion von Menschen auch deshalb essentiell, weil dadurch auch praktisch die Freisetzung in die übrige Natur jedenfalls bedingt wird.

Abb. 19: Ansatzpunkte für die Spezifikation von Indikatoren für Verursachungsprozesse seitens der Gentechnik



Der gentechnikspezifische Verursachungsprozeß, wie er hier definiert wurde, kann auf zwei verschiedene Arten interpretiert werden. In bezug auf die unbeabsichtigten Nebenwirkungen wäre das **Risiko** genetischer Manipulationen zu untersuchen.[17] Dieser Aspekt, der bisher

[17] Da es trotz empirischer und theoretischer Evidenz keinen wissenschaftlichen Konsens über die Risken der Gentechnik gibt, müßte der erste Schritt für die Entwicklung von Risikoindikatoren in einer Risikobegründung liegen. Ein zumindest "hypothetisches Risiko" (Häferle 1974) läßt sich, kurz zusammengefaßt, auf Grund folgender Überlegungen postulieren. Zunächst bedeutet eine Manipulation am Genom einen Eingriff in das zentralste System biologischer Steuerung, dessen syntaktisch - funktionelle Zusammenhänge erst zu einem geringen Teil verstanden sind. Damit bleibt, im Vergleich zu anderen Techniken, "die Zahl der Unbekannten im Gesamtplan riesig"(Jonas 1987 S.166). Weiters stellt das Genom die tiefste, noch als biologisch zu bezeichnende Ebene der Hierarchie lebender Systeme dar. Daraus folgt, daß die für die Manipulation am Genom notwendigen Isolierungsschritte und korrespondierend damit, die für die Regeneration eines biologischen Systems notwendigen Syntheseschritte, an Anzahl zunehmen. Die Freisetzung einer GEO Population kann demnach als multiple Koppelung komplexer Systeme beschrieben werden, die nur mangelhaft charakterisiert sind. Weder ist die übertragene DNA wirklich völlig "rein" (Chargaff 1989), noch ist der Regulationszusammenhang im Organismus ausreichend beschrieben (Kollek 1990), noch sind die Wechselwirkungen im Ökosystem vorhersagbar (siehe Wenzl/Zangerl-Weisz 1991).

das zentrale Thema der Gentechnikdebatte war, sollte durch eigene Risikoindikatoren abgebildet werden (siehe Wenzl / Zangerl-Weisz 1991).

Darüberhinaus stellt jedoch die Gentechnik durch die Überwindung reproduktiver Isolation eine qualitativ neue Form von Eingriffen in die Evolution dar. Im Gegensatz zur Evolution, die "darauf aufgebaut ist, neue Systeme auf Basis bestehender Systeme zu konstruieren" (Fischer-Kowalski et al. 1991b, S. 7), kombiniert die Gentechnik beliebige Gene ohne Berücksichtigung ihres evolutiven, historischen Kontexts. Die Gentechnik behandelt Organismen somit als ein "Arsenal von untereinander unverbundenen Teilen, die man beliebig kombinieren kann" (Gleich 1985, zit. in: Weingarten 1985). Sie stellt somit die bislang machtvollste Methode des Eingriffs in die Evolution dar. Die Intensität dieses Eingriffs sollte durch eine zweite Indikatorengruppe abgebildet werden.

Ziel der zu entwickelnden Indikatoren ist es, die Intensität gentechnischer Eingriffe in die Evolution abzubilden, die die Freisetzung von GEO-Populationen bedeutet. Die Freisetzung von GEOs kann nicht nur kurzfristige Veränderungen in Ökosystemen hervorrufen, sie könnte auch zu einem "genomischen Schock" führen, der eine Reihe evolutiver Veränderungen nach sich ziehen könnte. Indikatoren, die diese Eingriffsintensität abzubilden hätten, müßten beinhalten:

- Ein Modell zur Abschätzung der Intensität des Eingriffs auf der Ebene des Genoms;

- die spezifischen Charakteristik des genetisch veränderten Wirtsorganismus und

- die Menge bzw. Anzahl der freigesetzten Organismen (da ja i.a. nicht ein einzelner Organismus, sondern eine Population freigesetzt wird).

Wir haben dazu einige Vorstellungen entwickelt und in geeigneter Fachöffentlichkeit zur Diskussion gestellt (vgl. Fischer-Kowalski et al. 1991b). Für ausgereiftere Operationalisierungsvorschläge bedarf es jedoch noch weiterer Forschung.

3. Resumé

Das vorliegende System verursacherbezogener Umweltindikatoren stellt ein konsistentes Instrument der gesellschaftlichen Selbstbeobachtung zur Verfügung. Es bietet einen umfassenden, periodischen Überblick über die verschiedenen ökologischen Dimensionen wirtschaftlicher Entwicklung. Das System enthält jährlich aktualisierte Daten, kann relativ schnell mit der VGR verknüpft werden und ist dank seiner Differenziertheit relativ resistent gegenüber qualitativen Verlagerungen von Umweltbelastungen: Problemverschiebungen scheinen dann in einem anderen Indikator wieder auf. Um den Preis der Aggregierbarkeit aller Aspekte zu einem einzigen Megaindikator, akzeptiert das vorliegende Indikatorensystem die qualitativen Unterschiede von Umweltbelastungen. Sollte dennoch das Bedürfnis nach Prioritäten in der Darstellungsweise entstehen, so kann dies nur im Rahmen politischer Abwägungsprozesse stattfinden. Ein weiterer Vorteil der genannten Indikatoren liegt darin, daß sie weitgehend auf den vorhandenen Datenbasen aufbauen. Die Entwicklung völlig neuer Meßsysteme ist somit nicht erforderlich. Die konzeptiven und empirischen Vorarbeiten haben gezeigt, daß die Umweltindikatoren kurz- bis mittelfristig in die amtliche Statistik integriert werden können.

Das Indikatorensystem eröffnet neben seiner Funktion als ökologische Ergänzung der VGR eine breite Palette von vor allem vorsorgebezogenen Anwendungsmöglichkeiten. Es kann auf der Makrobene als Frühwarnsystem, als System der Erfolgskontrolle und als Informationsgrundlage zur Maßnahmenplanung, hinsichtlich der strukturellen Ökologisierung der Wirtschaft eingesetzt werden, indem es das notwendige Problembewußtsein für die gezielte Entkoppelung von monetärem und physischem Wachstum (Meadows et al. 1992) schafft. Eine Regionalisierung der Umweltindikatoren auf der Makroebene ist zum Teil ebenfalls möglich. Der Datenverfügbarkeit auf regionaler Ebene sind allerdings deutlich engere Grenzen gesetzt. Auf der Meso- und Mikroebene ergibt sich die Möglichkeit der Erstellung von ökologischen Branchen- und Betriebskennziffern bzw. -profilen. Die Entwicklung und Aufbereitung von Umweltindikatoren für die betriebliche Ebene sollte jedenfalls in enger Kooperation mit den laufenden Bemühungen um die Erstellung einzelbetrieblicher Umweltinformationssysteme erfolgen.

Anhang
Das SVU - Stand der Entwicklung und Machbarkeit der einzelnen Indikatoren (Frühjahr 1993)

Abb.20: Ökologisch-ökonomische Systemindikatoren - ÖSIs

Indikator	Maß-einheit	konzeptu-elle Reife	Datenlage V	Datenlage P	Datenlage A	Mach-bar-keit	vorgeschlagener nächster Schritt
Materialintensität							
Gesamtinput (m.u.ohne H_2O)	t/öS.a,t	vollziehbar	(+)	(+)	-	1-3	Durchführung, Zusatzerhebungen
Materialverschleiß (m.u.ohne H_2O)	t/öS.a,t	vollziehbar	(+)	(+)	-	1-3	Durchführung, Zusatzerhebungen
Materialeffektivität (m.u.ohne H_2O)	%	vollziehbar	(+)	(+)	-	1-3	Durchführung, Zusatzerhebungen
Verpackungsintensität	%	vollziehbar	(+)	(+)	(-)	1	Durchführung, Zusatzerhebungen
Energieintensität							
Netto-Energieverbrauch	J/öS.a	vollziehbar	+	+	+	1	Durchführung
Nettoverbr. nicht erneuerb.Energie	J/öS.a	vollziehbar	+	+	(+)	1	Durchführung
Nettoverbr. erneuerb.Energie	J/öS.a	vollziehbar	+	(+)	(+)	1	Durchführung
Nettoverbr.Elektrizität	J/öS.a	vollziehbar	+	+	+	1	Durchführung
Transportintensität							
Gütertransportintensität (Straße, Schiene)	tkm/öS.a	vollziehbar	+	(+)	(+)	1	Durchführung; Verbesserung KFZ-Bestandsstatistiken
Personentransportinten-sität (Straße, Schiene)	km/öS.a	vollziehbar	+	(+)	(+)	1	Durchführung

Legende

V: Voraussetzungen für geeignete Primärdaten
P: Primärdaten
A: Aufbereitung / Aufbereitbarkeit nach Wirtschaftsklassen

+ : gegeben
(): mit Einschränkungen
- : nicht gegeben

Machbarkeit:
1: kurzfristig machbar - innerhalb eines Jahres
1-3: mittelfristig machbar - innerhalb von 1-3 Jahren
3+ : langfristig machbar - länger als drei Jahre

Abb.21: Emissionen - EMIs

Indikator	Maß-einheit	konzeptuelle Reife	Datenlage V	Datenlage P	Datenlage A	Machbarkeit	vorgeschlagener nächster Schritt
gasförmige Emiss.							
Effektparameter Klimawirksamkeit	CO_2Äquiv./a (GWP)	vollziehbar	(+)	(+)	-	1	Durchführung, Em.Koeffizienten
Effektparameter Ozowirksamkeit	F_{21}Äquiv./a	vollziehbar	-	-	-	1-3	Em.Erklärungen FCKW Em.Koeffizienten FCKW
Effektparameter Toxizität	kg/Toxiz./a	Konzept	-	-	-	1-3	Em.Koeffizenten, Aggregationsmethoden
flüssige Emiss.							
Effektparameter Sauerstoff-Entzug	BSB_5/a	vollziehbar	(-)	(+)	(+)	1	Abwasserverordnungen, Abwasserabgabe, Em.Koeffizienten
Effektparameter Toxizität	kg/Toxiz./a	Konzept	-	-	-	3+	Abwasserverordnungen, Abwasserabgabe, Em.Koeffizienten, Aggregationsmethoden
Effektparameter Eutrophierung	t/$P_{ges.}$/a	Konzept	-	(+)	(-)	1-3	Abwasserverordnungen, Abwasserabgabe, Em.Koeffizienten
feste Emiss.							
Abfallgesamtmenge	t/a	Konzept	(-)	(-)	-	1-3	Primärerhebungen

Legende

V: Voraussetzungen für geeignete Primärdaten
P: Primärdaten
A: Aufbereitung / Aufbereitbarkeit nach Wirtschaftsklassen

+ : gegeben
(): mit Einschränkungen
- : nicht gegeben

Machbarkeit:
1: kurzfristig machbar - innerhalb eines Jahres
1-3: mittelfristig machbar - innerhalb von 1-3 Jahren
3+ : langfristig machbar - länger als drei Jahre

Abb.22: Gezielte Eingriffe in Lebensprozesse - GELs

Indikator	Maß-einheit	konzeptu-elle Reife	Datenlage V	Datenlage P	Datenlage A	Mach-bar-keit	vorgeschlagener nächster Schritt
Eingriffe in Biotope							
Eingriffe in Pflanzenwachstum	J/a	vollziehbar	(+)	(+)	-	1	Durchführung
Eingriffe in Wasser-haushalt der Fließ-gewässer	J.m/a	Konzept	+	(-)	-	1-3	konzept.Arbeiten
Wasserentnahme	m^3/a	vollziehbar	(+)	(+)	(+)	1	Operationalisierung LWS-Entnahme/Drainagen
Handelsdünger	t/a	vollziehbar	+	+	(+)	1	Durchführung
Pestizide	t/a	vollziehbar	-	(+)	-	1	Auskunftspflicht der Chemie-industrie
Tierleid							
Tierhaltung	Zl d.betroff. Tiere/a	Konzept	-	(+)	(+)	1-3	Entwicklung eines Mindeststan-dards, Stichprobenerhebungen
punktuelle Eingr.	Zl d.betroff. Tiere/a	Konzept	-	(+)	(+)	1-3	Entwicklung einer "Relevanz-schwelle", Stichprobenerhebungen Totalerhebung Tierversuche
Eingriffe in die Evolution							
Züchtung	?	offen	+	+	(-)	3+	konzeptuelle Weiterführung
gentechn.Eingriffe	Eingriffs-intensität/a	offen	-	-	-	3+	konzeptuelle Weiterführung Gentechnikgesetz

Legende

V: Voraussetzungen für geeignete Primärdaten
P: Primärdaten
A: Aufbereitung / Aufbereitbarkeit nach Wirtschaftsklassen

+ : gegeben
(): mit Einschränkungen
- : nicht gegeben

Machbarkeit:
1: kurzfristig machbar - innerhalb eines Jahres
1-3: mittelfristig machbar - innerhalb von 1-3 Jahren
3+ : langfristig machbar - länger als drei Jahre

Literatur

Ahamer, G. (1989): Emissionsfaktoren zur Verwendung in Emissionskatastern, Diplomarbeit Aufbaustudium Technischer Umweltschutz. Graz

Aiginger, K. (1989): Umweltpolitik bei Wirtschaftswachstum. 1.Teil, Diskussionsentwurf. Wien.

Ayres R.U. / Simonis E., Hg., (1992): Industrial Metabolism. Restructuring for Sustainable Development. Tokyo, New York.

Baccini P. / Brunner P.H. (1991): Metabolism of the Anthroposphere. Berlin.

Bartussek, H. (1990): Naturnähe in der Veredelungswirtschaft - der Tiergerechtheitsindex. In: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft: Bericht über die 8.IGN-Tagung "Ökosoziale Modelle für eine bäuerliche Tierhaltung", 22.-24.2.90, in Gumpenstein.

Bittermann, W. / Plank, F.J. (1990): Zeitbombe Tierleid. Wien, Frankfurt, Bern.

Bundeslastverteiler (1989): Energiestatistik 1988. Daten zur Energieversorgung Österreichs. Wien

Bundesministerium für Handel, Gewerbe und Industrie (BMHGI 1984): Energiebericht und Energiekonzept 1984 der Österreichischen Bundesregierung. Wien. S.64f.

Bundesministerium für Handel, Gewerbe und Industrie (BMHGI 1986): Energiebericht 1986 der österreichischen Bundesregierung. Wien. S.34ff.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (BMLF, 1987, 1989): Bericht über die Lage der österreichischen Landwirtschaft 1986 und 1988. Wien

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (BMUJF, 1992): Bundesabfallwirtschaftsplan. Wien.

Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten (BMWA, 1990), Energiebericht 1988 der Österreichischen Bundesregierung. Wien

Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten (BMWA, o.J.): Energiebericht 1990 der Österreichischen Bundesregierung. Wien. S.26ff.

Chargaff, E. (1989): Unbegreifliches Geheimnis. Wissenschaft als Kampf für und gegen die Natur. Frankfurt am Main

Daly, H.E. / Cobb J.B. (1989): For the Common Good: Redirecting the Economy toward Community, the Environment and a Sustainable Future. Boston.

Damuth, J. (1985): Selection among "Species": A Formulation in Terms of Natural Functional Units. Evolution, 39(5), 1985, S. 1132-1146

Dell'Mour, R. et al. (1991): Transportintensität und Emissionen. Beschreibung österreichischer Wirtschaftssektoren mittels Input-Output-Modellierung. IFF-Schriftenreihe Soziale Ökologie Bd.13. Wien.

Devall, B. (1991): Deep Ecology and Radical Environmentalism, in: Society and Natural Resources No. 3, Vol. 4, S. 247-258.

Dürr, H.-P. (1989): Für eine neue, verantwortbare Wissenschaft, in: Kommunalkredit AG (Hg.): wie teuer ist Wachstum wirklich. Wien. S. 11-24.

Ebeling, W. (1991): Modelle der Selbstorganisation in ökologischen und ökonomischen Modellen, in: F. Beckenbach (Hg.): Die ökologische Herausforderung für die ökonomische Theorie. Marburg. S. 341-347.

Ebert, W. / Klaus, J. / Reichert, F. (1991), Ansätze zur ökonomisch-ökologischen Berichterstattung. Ausgewählte Systeme auf nationaler und internationaler Ebene, in: Beiträge zur wirtschaftswissenschaftlichen Forschung 2, Nürnberg.

Fickl, S. (1991): Ökologische VGR in Österreich: Erste Ergebnisse, in: Statistische Nachrichten 3/1991

Fickl, S. (1991): Basisstatistische Erfordernisse zur empirischen Umsetzung der Konzepte der Öko-VGR in Österreich, Wien (ÖSTAT-internes Arbeitsdokument)

Fickl, S. (1992), Ökologische VGR: Umweltschutzausgaben in Österreich 1985-1990, in: Statistische Nachrichten 1/1992, 76 ff.

Fischer-Kowalski, M. / Haberl, H / Payer, H. / Steurer, A. / Vymazal, R. (1991a): Verursacherorientierte Umweltinformationen, Zwischenbericht im Auftrag des BMUJF. Wien

Fischer-Kowalski, M. / Haberl, H. / Wenzl, P. / Zangerl-Weisz, H. (1991): "Emissions" and "Purposeful Interventions into Life Processes" - Indicators for the Austrian Environmental Accounting System. Paper for the Congress "Ecologic Bioprocessing"; Graz. IFF-Schriftenreihe Soziale Ökologie Bd.18. Wien.

Fischer-Kowalski, M. / Haberl, H. / Payer H. (1993), A Paradise for Paradigms - Outlining an Information System on Physical Exchanges between the Economy and Nature, in: Ayres R.U./Simonis U.E., Industrial Metabolism. Restructuring for Sustainable Development, Tokyo/New York.

Franz, A. (1987): Grundzüge einer ökologischen Gesamtrechnung für Österreich, in: Österreichs Volkseinkommen 1987, Beiträge zur österreichischen Statistik, Heft 918, 225 ff

Franz, A. (1988), Ein Bearbeitungsraster für die Ökologische Gesamtrechnung in der VGR, in: Österreichs Volkseinkommen 1988, Beiträge zur österreichischen Statistik, Heft 958, 31* ff

Franz, A. / Stahmer, C. (1992), IARIW Special Conference on Environmental Accounting. 27-29 May 1991, in: Schriftenreihe der Österreichischen Statistischen Gesellschaft, unveröffentlichtes Manuskript, Wien.

Galtung, J. (1975): Strukturelle Gewalt. Beiträge zur Friedens- und Konfliktforschung. Reinbek.

Gerhold, S. (1990): Stoffstromrechnung: Polyvinylchlorid, Düngemittel, Verpackungsmittel, Wasch- und Reinigungsmittel. Div. Beiträge in: Statistische Nachrichten Heft 2-10.

Gerhold, S. (1991): Stoffstromrechnung: Produktspezifische Energieverbrauchsschätzungen, Asbest. Div. Beiträge in: Statistische Nachrichten Heft 6 und 11.

Gerhold, S. (1992): Stoffstromrechnung: Schwermetalle, Holzbilanz 1955-1991. Div. Beiträge in: Statistische Nachrichten Heft 4 und 8.

Haberl, H. (1991): Gezielte Eingriffe in Lebensprozesse. Vorschlag für Indikatoren zum Umwelt- Satellitensystem der VGR. IFF-Schriftenreihe Soziale Ökologie Bd. 11. Wien.

Hackl, A.E. (1989): Emissionsverringerung - Stand der Technik 1989, hg.v. Gesellschaft Österreichischer Chemiker und Kooperationsabkommen Forstwirtschaft-Platte-Papier, in: Schriftenreihe "Umweltschutz", Band 9. Wien

Häfele, W. (1974): Hypotheticality and the new challenges: The pathfinder role of nuclear energy. Minerva,3, 1974, S.302-322.

Haiger, A. / Storhas, R. / Bartussek, H. (1988): Naturgemäße Viehwirtschaft. Zucht, Fütterung, Haltung von Rind und Schwein. Stuttgart.

Harborth, H.-J. (1989): Dauerhafte Entwicklung (Sustainable Development) - Zur Entstehung eines neuen ökologischen Konzeptes, hg.v. Wissenschaftszentrum Berlin. Berlin.

Hauff, V. (1987): Unsere gemeinsame Zukunft. Greven.

Heizmann, V. (1989): Zum Leiden der Tiere. In: Studiengruppe Ökologie: Das Leiden der Tiere in unserer Gesellschaft, Wien (Studie des BMUJF)

Hohmeyer, O. et al (1990): Methodenstudie zur Emittentenstruktur in der Bundesrepublik Deutschland - Verknüpfung von Wirtschaftsstruktur- und Umweltbelastungsdaten, 1. Zwischenbericht, hg.v. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung. Karlsruhe

Hütter, L.A. (1988): Wasser und Wasseruntersuchung: Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. Frankfurt am Main.

Immler, Hans (1989): Vom Wert der Natur. Zur ökologischen Reform von Wirtschaft und Gesellschaft. Opladen.

Jänicke, M. / Mönch, H. / Binder, M. (1991), Ökologische Dimensionen industriellen Wandels. Forschungsbericht Freie Universität Berlin - Forschungsstelle für Umweltpolitik, Berlin.

Jonas, H. (1987): Technik, Medizin und Ethik. Zur Praxis des Prinzips Verantwortung. Frankfurt am Main.

Katterl, A. / Kratena K. (1990): Reale Input-Output Tabelle und ökologischer Kreislauf. Heidelberg

Klaasen. G. (1990): Emissions of Ammonia in Europe. IIASA Laxenburg.

Kollek, R. (1990): Ver-rückte Gene: Die inhärenten Risiken der Gentechnologie und die Defizite der Sicherheitsdebatte.In: Herbig, J. (Hg.): Die zweite Schöpfung - Geist und Ungeist in der Biologie des zwanzigsten Jahrhunderts. München. S.386-401.

Korab, R. (1991): Ökologische Orientierungen: Naturwahrnehmung als sozialer Prozeß. In: Pellert, A.: Vernetzung und Widerspruch. Zur Neuorganisation der Wissenschaft. München. S. 299-342

Leipert, Ch. (1989), Die heimlichen Kosten des Fortschritts. Wie Umweltzerstörung das Wirtschaftswachstum fördert, Frankfurt a.M.

Lenz, H.P. / Akhlaghi, M. (1989): Schadstoffemissionen des gesamten benzin- und dieselbetriebenen Straßenverkehrs in Österreich sowie zu erwartende Entwicklungen 1970-2000; in: Forschungsarbeiten aus dem Verkehrswesen, Band 18. Wien.

Meadows, D. / Meadows, D. / Randers J. (1992), Die neuen Grenzen des Wachstums, Stuttgart.

Moscovici, S. (1990): Versuch einer menschlichen Geschichte der Natur. Frankfurt.

Neumüller, O.-A. (1985): Römpps Chemie-Lexikon. Stuttgart.

Österreichisches Bundesinstitut für Gesundheitswesen (ÖBIG 1989): Umweltbericht Abfall, Luft, Wasser. Wien

Odum, E.P.(1983): Grundlagen der Ökologie. Band 1: Grundlagen. Stuttgart.

OECD (1989): Biotechnology: Economic and Wider Impacts. Paris.

Oechsle, M. (1988): Der ökologische Naturalismus. Zum Verhältnis von Natur und Gesellschaft im ökologischen Diskurs. Frankfurt am Main.

Orthofer, R. / Urban, G. (1989): Abschätzung der Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen in Österreich. Seibersdorf.

Orthofer, R. / Vesely, A. (1990): Abschätzung von toxischen Emissionen (PCDD, PCDF, PAH, BaP) aus Verbrennungsprozessen in Österreich. Seibersdorf.

Österreichisches Statistisches Zentralamt (ÖSTAT, 1985): Input-Output-Tabelle 1976, Band 1. Wien.

Österreichisches Statistisches Zentralamt (ÖSTAT, 1986): Nutzenergieanalyse 1983. Wien

Österreichisches Statistisches Zentralamt (ÖSTAT, 1988): Bestands-Statistik der Kraftfahrzeuge in Österreich 1987. Wien

Österreichisches Statistisches Zentralamt (ÖSTAT, 1989, 1991): Industrie- und Gewerbestatistik 1988 1.Teil. Wien

Österreichisches Statistisches Zentralamt (ÖSTAT, 1989): Der Außenhandel Österreichs 1988. Wien.

Österreichisches Statistisches Zentralamt (ÖSTAT, 1990): Baustatistik 1988 2.Teil. Wien.

Österreichisches Statisches Zentralamt (ÖSTAT, diverse Jahrgänge): Energiebilanz, in: Statistische Nachrichten

Payer, H. (1991): Indikatoren für die Materialintensität. IFF-Schriftenreihe Soziale Ökologie Bd. 14. Wien.

Payer, H. (1992): Ökologische Dimensionen wirtschaftlicher Entwicklung, in: Wirtschaftspolitische Blätter 5/6/1992. Wien.

Polt, W. (1989): Ökonomische Aspekte der neuen Biotechnologien. In: Menschen nach Maß - Gene am Fließband. Institut für berufsbezogene Erwachsenenbildung, Universität Linz.

Prepare Österreich (1992): EUREKA - Forschungsprojekt PREPARE. Zwischenbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung und des Bundesministeriums für UMwelt, Jugend und Familie mit Unterstützung des Innovations- und Technologiefonds. Wien.

Progogine, I. / Stengers, S. (1990): Dialog mit der Natur. Neue Wege naturwissenschaftlichen Denkens. München.

Riedl, R. (1975): Die Ordnung des Lebendigen. Systembedingungen der Evolution. Hamburg.

Rushdie, Salman (1989): Satanische Verse. O.O.

Sachverständigenrat für Umweltfragen (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. Stuttgart.

Schubert, R. (1991): Lehrbuch der Ökologie. Gustav Fischer Verlag Jena, 3.Aufl.

Steurer, A. (1992), Stoffstrombilanz Österreich 1988. IFF-Schriftenreihe Soziale Ökologie Bd. 26. Wien.

Steurer, A. / Fischer-Kowalski, M. (1992), Informationsgrundlagen struktureller Ökologisierung. Beitrag zur Tagung "Ganzheitlicher Umweltschutz" des Instituts für Verfahrenstechnik an der Technischen Universität Graz. IFF-Schriftenreihe Soziale Ökologie Bd. 25. Wien.

Studiengruppe Ökologie (1989): Das Leiden der Tiere in unserer Gesellschaft. Studie im Auftrag des BMUJF; Wien.

Tagungsband (1989): Umwelt & Öffentlichkeit. Erfassung und Darstellung von Zuständen, Prozessen und Maßnahmen in Österreich. Dokumentation der gleichnamigen Tagung. IFF-Schriftenreihe Soziale Ökologie Bd.3. Wien.

Tagungsband (1991): Verursacherbezogene Umweltinformationen. Bausteine für ein Satellitensystem zur österreichischen Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung. Dokumentation des gleichnamigen Workshops. IFF-Schriftenreihe Soziale Ökologie Bd. 8. Wien.

Umweltbundesamt (1989): Luftreinhaltung '88: Tendenzen-Probleme-Lösungen, Materialien zum 4. Immissionsschutzbericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag. Berlin

UNSO, Statistical Office of the United Nations (1990): SNA Handbook on Integrated Environmental and Economic Accounting. Preliminary Draft of the Part II: General Concepts. New York.

Vitousek, P.M. / Ehrlich, P.R. / Ehrlich, N.H. / Matson, P.A. (1986): Human Appropriation of the Products of Photosynthesis. Bioscience 36. S. 368-373.

Wagner, G.P. (1989): Der Gen-Selektionismus: Grundlagen, Grenzen und Alternativen. In: Kratky, K. et al.: Systemtheorie und Reduktionismus. Wien.

Weingarten, M. (1985): Frankensteins Monster oder die Natur der Reproduktion und die Reproduktion der Natur. In: Forum Wissenschaft 4/1985. S. 11-13.

Wenzl, P. / Zangerl-Weisz, H. (1991): Gentechnik als gezielter Eingriff in Lebensprozesse. Vorüberlegungen für verursacherbezogene Umweltindikatoren. IFF-Schriftenreihe Soziale Ökologie Bd. 12. Wien.

Wright, D. (1990): Human Impacts on Energy Flow Through Natural Eco-systems and Implications for Species Endangerment. In: Ambio, Vol. 19, No. 4. S. 189-194

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