

# Normative Elemente in Verfahren zur Beschreibung des Umweltzustands

Dissertation

zur Erlangung des Grades eines Doktors  
der Naturwissenschaften

der mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät  
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

vorgelegt von

Magdalena Steiner

aus Ochsenhausen

Kiel, 2001

Referent: Prof. Dr. O. Fänzle  
Korreferent: Prof. Dr. H. Wiggering, Müncheberg  
Tag der mündlichen Prüfung: 14.Juni 2001  
Schlußtermin: 20. Juni

Zum Druck genehmigt am 20.6.2001  
gez. Dekan Th. Bauer

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Werte und Normen – theoretische Grundlagen</b>	<b>6</b>
<b>2.1</b>	<b>Normative Begriffe</b>	<b>6</b>
2.1.1	Begriffsfeld „Werte“	6
2.1.2	Begriffsfeld „Norm“	8
2.1.3	Begriffsdefinitionen im Kontext dieser Arbeit	12
2.1.3.1	Normative Ladung von Indikatoren	12
2.1.3.2	Normierte (skalierte) Indikatoren, normative Indikatoren	12
<b>2.2</b>	<b>Werturteile in den Naturwissenschaften</b>	<b>15</b>
2.2.1	Zur Werturteilsfreiheit von Wissenschaft	15
2.2.2	Wertsetzungen im Rahmen wissenschaftlicher Arbeit	15
<b>2.3</b>	<b>Bewertung</b>	<b>19</b>
2.3.1	Naturschutzfachliche Bewertungsverfahren	21
2.3.2	Ökonomische Bewertung von Umwelt	26
2.3.3	Juristische Bewertung	27
<b>3</b>	<b>Zur umweltpolitischen Zieldiskussion</b>	<b>29</b>
<b>3.1</b>	<b>Philosophische Grundlagen</b>	<b>29</b>
3.1.1	Ethische Begründungen für den Schutz von Natur und Umwelt	29
3.1.2	Der Naturbegriff in Philosophie- und Wissenschaftsgeschichte sowie der wissenschaftlichen Ökologie	31
<b>3.2</b>	<b>Zur Leitbilddiskussion</b>	<b>36</b>
3.2.1	Leitbilder, Leitlinien und Konzepte in der umweltpolitischen Diskussion	37
3.2.1.1	Nachhaltigkeit als ethisches Prinzip	37
3.2.1.2	Leitlinien und Maße zur Umsetzung des Nachhaltigkeitsprinzips	38
3.2.2	Naturschutzfachliche Ansätze	41
3.2.2.1	„Konservativer“ Naturschutz und Erhalt biologischer Vielfalt	41
3.2.2.2	Prozeßschutz	44
3.2.3	Ökosystemare Ansätze	45
3.2.3.1	Ecosystem Health und Ecosystem Integrity	46
3.2.3.2	Ökologische Integrität	53
<b>3.3</b>	<b>Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele</b>	<b>56</b>
<b>3.4</b>	<b>Umweltstandards</b>	<b>61</b>

3.4.1	An Gefahrenabwehr orientierte versus vorsorgeorientierte Umweltstandards – das Beispiel Umweltstandards für Böden	65
3.4.2	Wissenschaftliche und normative Schritte bei der Festsetzung von Umweltstandards - das Beispiel Trinkwassergrenzwerte	70
<b>4</b>	<b>Von Meßdaten zu Indikatoren - Verfahrensschritte und normative Aufladung</b>	<b>76</b>
<b>4.1</b>	<b>Normative Elemente, die mit der Datenerhebung zusammenhängen</b>	<b>77</b>
4.1.1	Die Theorieabhängigkeit von Beobachtungsaussagen	77
4.1.2	Pragmatische bzw. subjektive Entscheidungen bei der Datenerhebung	78
4.1.2.1	Wahl der zu erfassenden Meßgrößen	78
4.1.2.2	Wahl der Meßmethode	79
4.1.2.3	Modellannahmen	80
4.1.2.4	Plausibilitätsprüfung	84
<b>4.2</b>	<b>Normative Elemente, die mit der Aggregation zusammenhängen</b>	<b>85</b>
4.2.1	Normative Ladung der Indikatoren auf den einzelnen Aggregationsniveaus	87
4.2.2	Analyse der „normativen Wirkung“ einzelner Verfahrensschritte	88
4.2.2.1	Selektion	88
4.2.2.2	Skalentransformation / Skalierung	90
4.2.2.3	Gewichtung	101
4.2.2.4	Methoden der beschreibenden Statistik	102
4.2.2.5	Logische Verknüpfungen auf der Grundlage Boolescher Algebra	105
4.2.2.6	Graphische Aggregation	107
<b>4.3</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>110</b>
<b>5</b>	<b>Indikatorensysteme</b>	<b>113</b>
<b>5.1</b>	<b>Nachhaltigkeitsindikatorensysteme</b>	<b>117</b>
5.1.1	Zum Stand internationaler Ansätze	117
5.1.2	Zum Stand nationaler Ansätze: Deutschland	121
5.1.3	Initiativen auf Bundesländerebene	122
5.1.4	Lokale Ansätze	122
<b>5.2</b>	<b>Umweltindikatorensysteme</b>	<b>126</b>
5.2.1	Internationale Umweltindikatorensysteme	126
5.2.2	Nationale Umweltindikatorensysteme	134
5.2.2.1	Deutschland	134
5.2.2.2	Schweden	140

5.2.2.3	Niederlande	141
<b>5.3</b>	<b>Zusammenfassung und normative Ladung</b>	<b>144</b>
<b>6</b>	<b>Normative Ladung der „Makroindikatoren des Umweltzustands“</b>	<b>149</b>
<b>6.1</b>	<b>Funktionalitätsindikatoren</b>	<b>151</b>
6.1.1	Funktionalitätsindikatoren zur Umsetzung der Leitlinie Ökologische Integrität	151
6.1.2	Ökosystemtheorien zur Umsetzung der Leitlinie Ökologische Integrität	152
6.1.3	Ableitung von Funktionalitätsindikatoren aus den Ökosystemtheorien	156
6.1.4	Annahmen und pragmatische Entscheidungen bei der Operationalisierung von Funktionalitätsindikatoren	158
6.1.5	Graphische Zusammenfassung der Einzelindikatoren in Form einer Amöbe	160
<b>6.2</b>	<b>Strukturindikatoren</b>	<b>163</b>
6.2.1	Strukturindikatoren zur Umsetzung der Leitlinie Biodiversität	163
6.2.2	Annahmen und pragmatische Entscheidungen bei der Operationalisierung von Strukturindikatoren	165
6.2.3	Normative Ladungen bei der Aggregation von Strukturindikatoren	169
<b>6.3</b>	<b>Stoffindikatoren</b>	<b>172</b>
6.3.1	Stoffindikatoren zur Umsetzung der Leitlinie „Erhaltung von Schutzgütern“	172
6.3.2	Auswahl relevanter Stoffe bzw. Stoffgruppen als Ausgangsindikatoren	173
6.3.3	Aggregationsschritte	177
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>183</b>
<b>8</b>	<b>Literatur</b>	<b>186</b>

## **Zusammenfassung**

In dieser Arbeit wird untersucht, in welcher Weise normative Elemente in die Konstruktion von Umweltindikatoren Eingang finden. Aufgrund wissenschaftstheoretischer Überlegungen wird festgestellt, dass rein deskriptive Verfahren zur Beschreibung des Umweltzustands nicht möglich sind. Neben dem Einfluss von Leitbildern und Umweltzielen auf die Indikatorwahl spielen vor allem Verfahrensschritte im Zusammenhang mit der Aggregation eine entscheidende Rolle für die normative Ladung der resultierenden Indikatoren. Diese Verfahrensschritte werden systematisch auf die damit verbundenen normativen Implikationen analysiert. Auf dieser Grundlage werden internationale und nationale Nachhaltigkeits- und Umweltindikatorensysteme vergleichend dargestellt und die im Forschungsprojekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ entwickelten Indikatoren systematisch auf normative Ladungen untersucht.

## **Summary**

This thesis investigates how value judgements take part in the construction of environmental indicators. According to scientific theory, it is obvious that there is no pure descriptive way to assess the state of the environment. Apart from the influence of general environmental goals and special environmental targets, different methods of aggregation are crucial for the normative load of the resulting indicators. These aggregation methods are systematically analysed with regard to their normative implications. On this basis environmental / sustainability indicator systems on national and international level are comparatively described. Furthermore, the normative load of the indicators elaborated in the research project “macro-indicators of the environment” are systematically analysed.

## 1 Einleitung

Seit den siebziger Jahren stellt in Deutschland die Frage nach dem Zustand der Umwelt ein gesellschaftlich bedeutsames Thema dar, das von der politischen Agenda nicht mehr wegzudenken ist. Dementsprechend entwickelte sich die Umweltpolitik zu einem eigenständigen Politikfeld. Während zu Beginn des neu erwachten Umweltbewußtseins Berichte über das Ozonloch, Gewässerverschmutzung, „neuartige Waldschäden“, Artensterben, usw. ein öffentliches Bewußtsein dafür schafften, daß der Zustand der Umwelt „nicht in Ordnung“ ist, besteht die neue Herausforderung an die Umweltpolitik darin, schleichende Umweltprobleme zu erkennen und zu bekämpfen. Unabhängig davon, ob es sich um eklatante oder schleichende Umweltveränderungen handelt, stellt sich jedoch die grundsätzliche Frage, wie der Umweltzustand aussehen würde, wenn er „in Ordnung“ wäre. Wie kann ein wünschenswerter Umweltzustand festgelegt werden und wem kommt diese Aufgabe zu? Und, grundsätzlicher noch: was wird unter „Umwelt“ überhaupt verstanden, wie kann ihr Zustand adäquat beschrieben werden?

Für beide Fragenkomplexe – sowohl den nach dem Sollzustand von Umwelt als auch den nach der Beschreibbarkeit des Umweltzustands - gilt, daß zur Beantwortung dieser Fragen zum einen naturwissenschaftlicher Sachverstand notwendig ist, gleichzeitig aber auch Entscheidungen getroffen werden müssen, die sich nicht ausschließlich wissenschaftlich begründen lassen, sondern Ergebnis individueller bzw. gesellschaftlicher Präferenzen oder Wertvorstellungen sind. Letztendlich greifen in der Praxis immer deskriptive und normative Aspekte ineinander. Dies bedeutet, daß sich wissenschaftliche Tätigkeit nicht völlig losgelöst von normativen Entscheidungen – zu denen auch ganz konkrete Nutzungsinteressen gehören – betreiben läßt.

Metaphorische Beschreibungen eines Idealzustands der Umwelt finden sich in Hülle und Fülle: eine „intakte Umwelt“, „natürliche Gewässer“, „unbelastete Böden“, „naturbelassene Landschaften“ – die Reihe ließe sich beliebig fortsetzen. Versucht man diese eher intuitiven Vorstellungen zu konkretisieren oder gar in meßbare Zielvorgaben umzusetzen, stößt man auf große Schwierigkeiten. Welche Konzentration eines Schadstoffes soll im Boden, in Gewässern angestrebt werden? Welche Artenzahl charakterisiert eine „ausreichende Biodiversität“ - welche Landschaftsformen garantieren die von Naturschützern gewünschte „Strukturvielfalt“? Unter welchen Bedingungen ist die Funktionalität von Ökosystemen optimal?

Es kann nicht alleine der Naturwissenschaft überlassen bleiben, Ziele für den Umweltzustand festzulegen - hier kommen unweigerlich auch Normen ins Spiel. Deshalb kann ein solcher Prozeß nur im Zusammenspiel zwischen gesellschaftlichen Anforderungen und wissenschaftlichem Sachverstand sinnvoll erfolgen. Daß dies mit großen Schwierigkeiten verbunden ist, kommt auch darin zum Ausdruck, daß es derzeit in Deutschland nur sehr wenige quantifizierte Umweltqualitätsziele gibt.

Die zweite, eher grundsätzliche Frage, ob sich „der Umweltzustand“ überhaupt beschreiben läßt, ist im öffentlichen Bewußtsein weit weniger präsent. Während es auf der Hand liegt, daß Qualitätsziele für die Umwelt festgelegt werden müssen, um eine sinnvolle Umweltpolitik zu

ermöglichen, ist die zugrundeliegende Vorstellung von „der Natur“ und der Beschreibbarkeit ihres Zustands oft sehr unreflektiert.

Ein herkömmlicher Ansatz besteht darin, als Umweltzustand die Summe der Zustände einzelner Umweltmedien (Luft, Wasser, Boden) zu verstehen, wobei auch hier in der Regel keine umfassende Beschreibung, sondern oft eine selektive Darstellung von Schadstoffgehalten unter toxikologischen – meist sogar ausschließlich humantoxikologischen – Gesichtspunkten erfolgt. Hingegen besteht ein neuer, besonders anspruchsvoller Ansatz zur umfassenden Beschreibung des Umweltzustands darin, die Funktionalität von Ökosystemen zu beschreiben. Dieser Funktionalitätsansatz betrachtet dabei nicht einzelne Kompartimente innerhalb einer Landschaft oder eines Ökosystems, sondern hat integrierende Größen wie z.B. Energieflüsse oder Stoffflüsse innerhalb eines Ökosystems im Blick. Diese sollen Aufschluß über den Gesamtzustand des Systems geben. Es stellt sich somit die Frage, welche Aspekte berücksichtigt werden sollen, wenn von „dem Umweltzustand“ die Rede ist. Läßt sich ein solch komplexes Phänomen überhaupt adäquat abbilden, und wenn ja, in welcher Weise? Inwieweit fließen auch hier normative Elemente mit ein?

Dem herkömmlichen Ansatz zur Beschreibung des Umweltzustands mit seiner medialen Betrachtung verschiedener Umweltkompartimente sowie dem Funktionalitätsansatz ist gemeinsam, daß sie die Umwelt letzten Endes mit Hilfe von Indikatoren beschreiben. Inwieweit diese Indikatoren, die bereits vereinfachend komplexe Sachverhalte darstellen, noch weiter aggregiert werden können bzw. ob es gesellschaftlich erwünscht und politisch sinnvoll ist, ist eine zentrale Fragestellung. Ob es jemals „die eine Zahl“ bzw. griffige und etablierte Indizes für den Umweltzustand, vergleichbar mit Makroindikatoren zur Beschreibung der Wirtschaft wie dem Deutschen Aktienindex (DAX) oder dem Bruttoinlandsprodukt (BIP) – deren genaue Konstruktion im übrigen auch kaum jemand kennt – geben wird, ist nicht abzusehen. Der Bedarf der Öffentlichkeit nach einer solchen aggregierten Größe als politisches Steuerungselement scheint allerdings vorhanden zu sein. So wurde z.B. der auf Initiative des Zweiten Deutschen Fernsehens in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt Anfang 2000 ins Leben gerufene Deutsche Umwelt-Index (DUX) ganz offensichtlich in Analogie zum DAX benannt (UBA 2000a).

Während es schon schwierig ist, den Umweltzustand adäquat zu beschreiben, gleichzeitig bei der Formulierung von überprüfbaren Qualitätszielen noch großer Nachholbedarf besteht, so ist die Kombination von beidem eine noch weitaus schwierigere Aufgabe. Zwar wird oft verlangt, daß Indikatoren einen Zielbezug aufweisen sollten (z.B. SRU 1994, Tz 163), doch die Vorstellung davon, wie dieser aussehen könnte, bleibt meist unkonkret. Auch mit dieser Fragestellung beschäftigt sich die vorliegende Arbeit.

### ***Bezug zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen und zum Forschungsprojekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“***

Wozu ist die Beschreibung des Umweltzustands bzw. seine Bewertung nützlich? Zum einen kann sie als wichtige politische Information für sich stehen. Zum anderen steht der Umweltzustand aber auch in einem sehr direkten Zusammenhang mit wirtschaftlichen Aktivitäten, weshalb schon frühzeitig die Forderung erhoben wurde, den Faktor Umwelt in die Volkswirt-



schaftlichen Gesamtrechnungen einzubeziehen. Dem wurde durch die Einführung der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) beim Statistischen Bundesamt seit Mitte der 80er Jahre nachgekommen (vgl. Radermacher 1998). Während anfänglich die Vorstellung bestand, man könne die Nutzung der Umwelt komplett monetarisieren und so ein Ökosozialprodukt errechnen, hat sich mittlerweile die Erkenntnis durchgesetzt, daß sich die Veränderung des Umweltzustands nicht ausschließlich in Geldwerten ausdrücken läßt. Zwar lassen sich bestimmte umweltrelevante Aktivitäten monetarisieren (z.B. Umweltschutzausgaben, Vermeidungskosten zur Erreichung politischer Handlungsziele), es bleibt jedoch ein großer Bereich entscheidungsrelevanter Aspekte, der nur anhand von physischen Einheiten adäquat beschrieben werden kann.

Die physische Beschreibung des Umweltzustandes (state) ist neben der Erfassung von Umweltbelastungen durch wirtschaftliche Aktivitäten (pressure) und den gesellschaftlichen Reaktionen (response), z.B. in Form von Umweltschutzausgaben, ein wichtiger Bestandteil der UGR. Sie lehnt sich somit an das von der OECD entwickelte pressure-state-response-Modell an (OECD 1998, S.108). Großer Forschungsbedarf bei der Beschreibung des Umweltzustandes besteht vor allem noch hinsichtlich der Frage, wie die in verschiedenen physischen Einheiten ausgedrückten Indikatoren weiter zusammengefaßt werden können, um ein adäquates und politikfähiges Instrument zu schaffen.

In diesem Themenfeld ist das Forschungsprojekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ angesiedelt. Ziel dieses vom Statistischen Bundesamt, dem Ökologiezentrum der Universität Kiel und der Forschungsstelle für Umweltpolitik in Berlin durchgeführten Projektes ist die Entwicklung „hochaggregierter Umweltzustandsindikatoren auf Basis naturwissenschaftlicher Modelle, statistischer Aggregationsverfahren und gesellschaftlicher Entscheidungsprozesse“.

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurde die vorliegende Dissertation erarbeitet. Sie widmet sich zum einen dem ersten der beiden eingangs dargestellten Fragenkomplexe – der Frage nach dem wünschenswerten Idealzustand der „Natur“, der Schwerpunkt liegt allerdings auf dem zweiten Fragenkomplex: inwieweit fließen bereits bei der Beschreibung des Umweltzustands normative Elemente mit ein, ohne daß es sich schon um eine ausdrückliche „Bewertung“ handelt? Ziel ist es aufzuzeigen, an welcher Stelle und in welcher Form normative Einflüsse im Verlaufe der Konstruktion von aggregierten Umweltzustandsindikatoren auftreten und eine systematische Methode zu entwickeln, wie diese möglichst transparent gemacht werden können. Es handelt sich dabei sowohl um normative Elemente, die mehr oder weniger implizit noch von Seiten der Wissenschaft eingebracht werden, als auch um explizite normative Entscheidungen, die zu treffen letztlich nur „der Gesellschaft“, nicht aber „der Wissenschaft“ zusteht – obwohl sie de facto von WissenschaftlerInnen sehr oft getroffen werden (müssen). Eine typische explizite normative Entscheidung dieser Art betrifft z.B. die Gewichtung verschiedener Aspekte im Rahmen einer Aggregation.

Eine zentrale Idee des Forschungsprojekts ist der Versuch, solche expliziten normativen Entscheidungen tatsächlich von „der Gesellschaft“ bzw. relevanten gesellschaftlichen Gruppen treffen zu lassen, wobei unter praktischen Gesichtspunkten die Wissenschaft mit konkreten Vorschlägen in Vorlage treten muß. Dies entspricht de facto einer frühzeitigen Beteiligung. Hierzu werden Vertreter gesellschaftlicher Interessengruppen zu Konsensfindungsrunden

eingeladen, in denen ihnen die bereits erarbeiteten Indikatorenvorschläge vorgestellt und die von wissenschaftlicher Seite nicht eindeutig zu beantwortenden Fragen präsentiert werden. Als Voraussetzung für dieses Vorgehen ist es notwendig, die zu verhandelnden expliziten normativen Elemente innerhalb der Indikatorenkonstruktion herauszuarbeiten, gleichzeitig aber auch die bereits in die wissenschaftlichen Vorarbeiten eingeflossenen impliziten Vorannahmen und Entscheidungen für Entscheidungsträger und spätere Nutzer transparent zu machen. Dies ist eine wesentliche Aufgabe, die die vorliegende Dissertation für das Gesamtprojekt zu erfüllen hat.

Die Arbeit geht somit von folgenden erkenntnisleitenden Fragestellungen aus:

- Welche impliziten und expliziten Normen liegen den Vorstellungen über einen wünschenswerten Umweltzustand zugrunde? Welche Leitbilder, Leitlinien, Ziele und Standards sind im politischen Raum bereits vorhanden? Wie stehen sie zueinander?
- Welche impliziten Normen fließen bereits in die Beschreibung des Umweltzustandes ein?
- Wie greifen naturwissenschaftliche Überlegungen und normative Entscheidungen bei der Entwicklung von Indikatoren ineinander?
- Wie kann der auf diese Weise zustande gekommene „normative Gehalt“ von Indikatoren, insbesondere von aggregierten Indikatoren, erfaßt und dargestellt werden?

### ***Aufbau der Arbeit***

Zur Bearbeitung der oben genannten Fragestellungen wird folgendermaßen vorgegangen:

In Kapitel 2 wird das Umfeld der Begriffe „Wert“ und „Norm“ beleuchtet sowie auf wissenschaftstheoretische Fragestellungen im Zusammenhang mit Wertung bzw. Wertfreiheit eingegangen. Außerdem werden die verschiedenen Facetten des Begriffes „Bewertung“ aus der Sichtweise unterschiedlicher Disziplinen (ökologische, ökonomische, juristische) dargestellt.

In Kapitel 3 werden zuerst die philosophischen Grundlagen der Beschreibung und Bewertung von Umwelt dargelegt. Darin werden die verschiedenen Hauptrichtungen ethischer Begründungen für den Schutz von Natur und Umwelt vorgestellt, gefolgt von einem kurzen geschichtlichen Abriss über die Entwicklung des Naturbegriffs. Im Anschluß daran wird auf bereits im gesellschaftlichen Kontext etablierte Leitbilder, Leitlinien, Umweltziele und Umweltstandards eingegangen und untersucht, in welchem Verhältnis sie zueinander stehen.

In Kapitel 4 werden die typischen Schritte, die bei einer Indikatorkonstruktion immer wieder erfolgen, auf ihre normative Wirkung untersucht. Es wird dargelegt, was dies für die „normative Ladung“ der so konstruierten Indikatoren bedeutet bzw. wie die normative Ladung im Verlaufe einer Aggregation zunimmt.

Kapitel 5 bietet eine Übersicht über den derzeitigen Stand der Entwicklung von Umwelt- bzw. Nachhaltigkeitsindikatorenssystemen, sowohl auf internationaler, nationaler, als auch regionaler und lokaler Ebene. Die daran anschließende vergleichende Analyse erfolgt insbesondere unter dem Gesichtspunkt normativer Ladungen.

In Kapitel 6 schließlich wird die in Kapitel 4 entwickelte Systematik exemplarisch auf einige im Verlauf des Projekts „Makroindikatoren des Umweltzustands“ entwickelte hochaggre-

gierte Indikatoren angewandt. Ergebnis ist eine transparente Darstellung aller in die Indikator Konstruktion einfließenden subjektiven bzw. wertenden Entscheidungsprozesse.

Kapitel 7 faßt die Ergebnisse der Arbeit zusammen.

Die Arbeit bewegt sich im Grenzgebiet verschiedenster Wissenschaftsbereiche. Aufgrund der Aufgabenstellung können viele Themen nur gestreift und nur einzelne weiter vertieft werden. Die Verknüpfung von Fragestellungen aus naturwissenschaftlicher, philosophisch-erkenntnistheoretischer, ökonomischer, juristischer und sozialwissenschaftlicher Sicht stellt allerdings einen neuen Blickwinkel dar. Ziel dieser Arbeit ist es, die Verbindung zwischen ganz unterschiedlichen Aspekten herzustellen und das Thema „Umweltzustand“ in diesen größeren Kontext einzubetten.

## 2 Werte und Normen – theoretische Grundlagen

Um die normativen Elemente zu identifizieren, die in Verfahren zur Beschreibung und Bewertung des Umweltzustands, insbesondere aber in Indikatoren, enthalten sind, ist es zuerst notwendig, sich mit der Bedeutung der Begriffe „normativ“ und „deskriptiv“ bzw. der Begriffe „Wert“ und „Norm“ auseinander zu setzen (Kap. 2.1.1 und 2.1.2). Ein spezielles Augenmerk liegt dabei auch auf der Frage, wie diese Begriffe in der derzeitigen umwelt- und forschungspolitischen Diskussion verwendet werden. Die dieser Arbeit zugrundeliegenden Begriffsdefinitionen werden dann in Kap. 2.1.3 festgelegt.

Inwiefern bewertende Elemente auch in den Naturwissenschaften selbst zum Tragen kommen, ist Thema von Kap. 2.2. In Kap. 2.3 schließlich wird eine Theorie der Bewertung entwickelt und anhand des Beispiels naturschutzfachlicher Bewertungsverfahren dargestellt.

### 2.1 Normative Begriffe

Normative Begriffe lassen sich in zwei große Gruppen aufteilen: in *deontische* Begriffe und in *axiologische* Begriffe. Der deontische Grundbegriff ist derjenige der *Pflicht* bzw. des Gebotenseins. Aus ihm lassen sich die Begriffe des Verbotenseins bzw. des Erlaubtseins logisch ableiten, ebenso weitere deontische Begriffe wie Rechte oder Ansprüche (Kutschera 1999, S.1). Axiologische Begriffe sind Begriffe, die eine *Wertung* zum Ausdruck bringen – der axiologische Grundbegriff ist der Begriff des Guten. Aus ihm lassen sich alle anderen axiologischen Begriffe ableiten. Auf die deontischen Begriffe wird in Kapitel 2.1.2 näher eingegangen, während im folgenden Kapitel die axiologischen Begriffe analysiert werden.

#### 2.1.1 Begriffsfeld „Werte“

Um eine klare und präzise Diskussion zu ermöglichen, ist es notwendig, zwischen den verschiedenen Begriffen und Begriffsgruppen genau zu unterscheiden. So muß zwischen den „Werten“ selbst und „Wertbegriffen“ oder „Wertaussagen“ unterschieden werden. Dazu soll der folgende Abschnitt dienen.

Der Begriff „Wert“ bzw. „Werte“ wird in verschiedenen Wissenschaftsdisziplinen in unterschiedlicher Bedeutung verwendet. In der Philosophie spielt er vor allem im Bereich der Ethik und hier insbesondere der Axiologie eine Rolle; in der Ökonomie ist er als Tauschwert bzw. Geldwert ein zentraler Begriff; in den Naturwissenschaften bezeichnet er als „Meßwert“ die spezifische Ausprägung einer Meßgröße. Im folgenden soll auf die Bedeutung des Begriffes „Wert“ im Kontext von Philosophie und Ethik eingegangen werden. Das ökonomische Verständnis von „Werte“ wird in Kapitel 2.3.2. behandelt.

Die Axiologie oder Wertlehre ist eine sehr alte philosophische Teildisziplin. Traditionell herrschte die Vorstellung von Werte als idealen Gegenständen, die man zwar weder sehen noch anfassen kann, denen aber eine eigenständige Existenz – unabhängig von der Güterwelt - zukommt. Konsequenterweise hatte sie schon Platon in seinem Ideenhimmel angesiedelt. Eine besondere Fähigkeit – das Auge des Geistes – oder eine besondere Wertintuition war

notwendig, um diese Werte erkennen zu können<sup>1</sup>. Diese bis ins 20. Jahrhundert reichende Vorstellung, wurde inzwischen von einer neuen Sichtweise abgelöst, wonach Werte keine zu erkennenden Gegenstände sind, sondern erst durch den Vorgang der Bewertung und in Verbindung mit einem wertenden Subjekt entstehen. Ein Beispiel für die heute vorherrschende Auffassung von Werten als „Interpretationskonstrukten“ bieten Lenk und Maring (1998):

„Das Gute“ ist offensichtlich gar kein zu erkennender Gegenstand, der irgendwie durch eine bestimmte methodische Verfahrensweise erkannt (...) werden könnte (...). Dennoch sind das Gute, das Schöne, das Wahre und andere Werte (z.B. das Nützliche, das Heilige usw.) relevant und handlungsbestimmend. Sie haben eine Art von „Realität“, aber nicht in dem Sinne, wie Gegenstände real existieren, sondern sie haben „Geltung“. (...) Darunter versteht man offensichtlich, daß sie von einer bestimmten Gruppe von Menschen (...) geglaubt oder befolgt werden, als handlungsverbindlich oder handlungsleitend bzw. als erstrebenswert oder als vorbildlich anerkannt werden. Werte sind also in diesem Sinne offensichtlich künstliche, fiktive Gegenstände, abstrakte Artefakte, die aus Bewertungen und Bewertungsverfahren entstanden sind. Sie gewinnen erst eine sekundäre, (...) durch soziale Konvention und Absicherung, etwa durch Vorschriften oder Gesetze, zustande gekommene Geltung“ (ebd., S.151f).

Sowohl der alten als auch der neuen Vorstellung ist jedoch das Verständnis gemeinsam, daß sich Werte dadurch auszeichnen, daß sie (allgemein) gelten bzw. anerkannt werden. Werte lassen sich nicht mit dem Prädikat „sein“ oder „existieren“, sondern nur mit dem Merkmal „ist gültig“ versehen. So wird die Frage nach der Existenz von Werten in die nach der Gültigkeit von Werten überführt<sup>2</sup>, oder, mit anderen Worten: „ihr Sein ist Geltung“ (Störig 1993, S.553).<sup>3</sup>

Die Bedeutung von Werten kann nur intuitiv erfaßt werden. Der Begriff „gut“ bezeichnet z.B. eine Eigenschaft, die nicht durch andere Begriffe erläutert werden kann. „Gut“ ist ein einfacher, nicht weiter analysierbarer und nicht definierbarer Begriff. Der Weg, die Bedeutung des Begriffes „gut“ zu erfassen, führt nur über die Intuition (vgl. auch Scheler 1921, S.40). Da sich keine Gründe anführen lassen, können die grundlegenden Wertaussagen nicht bewiesen werden. Sie sind durch sich selbst evident und wahr (Pfeifer 1997, S.44).

Häufig werden Werte in intrinsische (Wert „an sich“) und extrinsische (Wert „für etwas anderes“) unterschieden. In der *Umweltethik* hat sich inzwischen die weitere Differenzierung zwischen intrinsischen Werten im engeren Sinne und inhärenten Werten einerseits gegenüber den instrumentellen (extrinsischen) Werten andererseits eingebürgert (Eser 1998, S.160; Hampicke 1993). *Intrinsisch* wertvoll ist ein Objekt, das seinen Wert in sich selbst und nicht aufgrund einer besonderen Beziehung zur wertenden Person hat. Im Gegensatz dazu spricht man vom *inhärenten* Wert eines Gegenstandes, wenn er von einer ganz bestimmten Person ‚an sich‘ wertgeschätzt wird, wobei der Grund der Wertschätzung hier in der besonderen Beziehung zwischen der wertenden Person und dem Gegenstand liegt. Der *instrumentelle* Wert

---

<sup>1</sup> Vgl. z.B. die materiale Wertethik nach Scheler (1921, S.40) oder die Position eines objektiven Wertidealismus nach Hartmann (1926, S.107ff).

<sup>2</sup> Nach der Position Lotzes und des südwestdeutschen Neukantianismus werden Werte nicht geschaffen, sondern in ihrer Geltung anerkannt (Baran 1990, S.807).

<sup>3</sup> Viktor Kraft (1951a, S.59) widerspricht dieser Ansicht mit dem Argument, daß man Werte mit Normen verwechseln würde, wollte man ihnen Geltung zusprechen. Seiner Meinung nach kann man nur bei Werturteilen von Geltung sprechen.

eines Gegenstandes hingegen bezieht sich lediglich auf seine Funktion, vergleichbar dem *extrinsischen* Wert (vgl. auch Kap. 3.1).

Die sprachlichen Äquivalente von Werten, die *Wertbegriffe*, können in klassifikatorische, komparative und metrische Wertbegriffe unterschieden werden (Kutschera 1999, S.12). Der *klassifikatorische* Grundbegriff ist „gut“, aus ihm lassen sich auch alle anderen denkbaren klassifikatorischen Begriffe (z.B. „schön“, „gerecht“, „edel“, etc.) ableiten. Entsprechend dienen die Begriffe „besser“, „schlechter“ oder „ebenso gut“ als *komparative* Grundbegriffe. Ein *metrischer* Wertbegriff wird verwendet, wenn von dem Wert eines Sachverhalts als Zahlengröße die Rede ist. Zu dieser Zuordnung kommt man durch Metrisierung eines komparativen Wertbegriffs.

Wertaussagen können nach ihrem Gültigkeitsanspruch differenziert werden. *Individualistische* (oder *subjektive*) *Wertaussagen* verbalisieren die Werthaltung eines Individuums gegenüber einem Wertträger, ohne daß der Anspruch der allgemeinen Gültigkeit der Wertaussage erhoben würde. *Werturteile* hingegen sind wertende Urteile, die intersubjektive Gültigkeit beanspruchen und somit einen Forderungscharakter haben (Bechmann 1988, S.11; zum Thema „Werturteile in den Naturwissenschaften“ vgl. Kap. 2.2). Kutschera spricht entsprechend von Aussagen über subjektive Präferenzen, die sich von Aussagen über normative Präferenzen dadurch unterscheiden, daß sie einen Bezug zu Personen enthalten und daß sie keine moralischen Bewertungen, sondern subjektive Bewertungen durch eine Person ausdrücken (Kutschera 1999, S.26).

Anhand des Beispiels „Schönheit einer Landschaft“ sollen die verschiedenen bisher eingeführten Begriffe erläutert werden:

„Das Schöne“ bzw. „Schönheit“ ist ein abstrakter *Wert*. Er wird mit dem *klassifikatorischen Wertbegriff* „schön“ zum Ausdruck gebracht. Der Satz „diese Landschaft ist schön“ kann sowohl eine *individualistische Wertaussage* als auch ein *Werturteil* sein. Ein Satz wie „eine offene, abwechslungsreiche Landschaft finde ich schöner als eine Fichtenmonokultur“ stellt eine individualistische Wertaussage dar, während Sätze wie „kleinräumig gegliederte, offene Landschaften sind schöner als ausgeräumte Agrarlandschaften“ wegen ihres (impliziten) intersubjektiven Geltungsanspruchs eigentlich Werturteile darstellen. In beiden Sätzen wird der *komparative* Wertbegriff „schöner“ benutzt. Auf die Frage, ob es sich bei der „Schönheit“ der Landschaft um einen *inhärenten*, einen *intrinsischen* oder einen *instrumentellen* Wert handelt, gibt es keine eindeutige Antwort. Je nach Standpunkt lassen sich Argumente für alle drei Kategorien finden (vgl. auch Kap. 3.1.1).

### 2.1.2 Begriffsfeld „Norm“

Der Begriff der *Norm* geht zurück auf das lateinische Wort „norma“, ursprünglich „Winkelmaß“, das in der römischen Rechtswissenschaft schon früh im übertragenen Sinne von „Maßstab, Regel oder Vorschrift“ verwendet wurde. Die deutsche Übersetzung für „Norm“ ist „Richtschnur, Vorbild, Regel, Größenvorschrift, Standard“ (Wahrig 2000).

Der Begriff wird heute in mehreren Bedeutungen verwendet. Folgende Anwendungszusammenhänge können unterschieden werden (Höffe 1997, S.218):

- Norm im statistischen Sinn als empirisch ermittelter Durchschnittswert (z.B. durchschnittliche Körpergröße)
- Norm als Idee, als Grenzbegriff einer Eigenschaft im Status unüberschreitbarer Vollkommenheit (z.B. in der Geometrie oder Kunst)
- Norm als technisch-pragmatische Vorschrift (z.B. DIN-Normen)
- Norm als Handlungsorientierung; Zielsetzung, rechtlich/moralisch/sittliches Gebot

Für den Untersuchungsgegenstand der vorliegenden Arbeit ist in erster Linie der zuletzt genannte Anwendungszusammenhang von Bedeutung. Hier wird „Norm“ im Sinne eines Gebotes, also als deontischer Begriff benutzt. Dieser Gebrauch des Begriffes Norm kann noch genauer differenziert werden, wobei verschiedene Disziplinen eine unterschiedliche Systematik anwenden (vgl. Enzyklopädie Philosophie und Wissenschaftstheorie 1984):

- Im juristischen bzw. sozialwissenschaftlichen Kontext wird der Begriff „Norm“ folgendermaßen differenziert:
  - a) Im *juristischen* Sinne wird der Begriff „Norm“ meist synonym mit „Gesetz“ verwendet, ohne Rücksicht auf Entstehung, Form oder Inhalt. Normen in diesem Sinne können Sätze des positiven Rechts sein.
  - b) *Soziale* Normen sind die im sozialen Bewußtsein einer Gesellschaft verfestigten Handlungsregeln für typische Situationen, denen erwartungsgemäß weitgehend nachgelebt wird.
- Im handlungstheoretischen bzw. moralphilosophischen Kontext sind sogar drei verschiedene Bedeutungen des Begriffes „Norm“ zu unterscheiden, wobei die dritte vermutlich die Kernintention des mit dem Wort „Norm“ gemeinten enthält:
  - a) Im *regulativen* Sinn wird „Norm“ als Terminus für Aufforderungen (Präskriptionen) im Sinne allgemeiner Handlungsorientierungen verwendet. Unter den regulativen Normen können unterschieden werden:
    1. Handlungsregeln im engeren Sinne (allgemeine Handlungsanweisungen wie z.B. „Menschen in Not muß geholfen werden“)
    2. allgemeine Zielsetzungen (z.B. Verfassungsgrundsatz der Freiheit von Forschung und Lehre)
    3. Regeln, die Institutionen konstituieren (z.B. das Bundesgesetzbuch, Vereinssatzungen, aber auch Hausordnungen oder Spielregeln)
  - b) Im *deskriptiven* Sinn können Normen Gegenstand der Erörterung sein – z.B. bei soziologischen Analysen vom Typ: „n ist eine Norm in der Gesellschaft G“.
  - c) Während sowohl regulatives als auch deskriptives Verständnis von Normen keinerlei moralische Wertungen einschließen, bildet dieser *moralische* Sinn oft die Kernintention des mit dem Wort „Norm“ gemeinten. Dann heißen Normen lediglich solche Orientierungen, für die ein moralischer Rechtfertigungsanspruch erhoben wird. „Norm“ wird so synonym mit „(moralisches) Werturteil“. Der moralische Anspruch dieses Gebrauchs von „Norm“ geht vor allem auch in den Terminus „normativ“ ein.

Somit kommt im Begriff *normativ* in der Regel die moralische Dimension des Normbegriffs zum Ausdruck. In der Philosophie dient das Begriffspaar *normativ/deskriptiv* darüber hinaus der Unterscheidung zwischen wertenden Urteilen einerseits und beschreibenden, Sachverhalte lediglich feststellenden Urteilen andererseits (Vossenkuhl 1984). In diesem Kontext hat der Begriff „normativ“ eine umfassendere Bedeutung; er wird sowohl für präskriptive Urteile (normative Urteile im engeren Sinne) verwandt, als auch für evaluative (normative Urteile im weiteren Sinn). In Tabelle 2.1 sind Beispiele für normative und deskriptive Urteile aufgeführt.

Deskriptive Urteile	Normative Urteile	
	(im engeren Sinn)	(im weiteren Sinn)
	präskriptive Urteile	evaluative Urteile
„Es regnet.“	„Hans sollte sein Versprechen halten.“	„Das Bild ist schön.“ „Klara ist fleißig.“
wahr oder falsch	weder wahr noch falsch	
verifizierbar / falsifizierbar	gerechtfertigt oder ungerechtfertigt → abh. von <b>Normen</b> (moralische, juristische, gesellschaftliche, etc.)	richtig oder falsch → relativ zu <b>Werten</b> (Standards, Geschmack, Weltanschauung, etc.)

Tab. 2.1: Beispiele für normative und deskriptive Urteile

*Deskriptive Urteile* unterliegen nach der obigen Unterscheidung den Kriterien der Verifizier- bzw. Falsifizierbarkeit und sind entsprechend wahr oder falsch, während dies für *normative Urteile* nicht gilt.

*Präskriptive Urteile* (normative Urteile im engeren Sinn) sind weder wahr noch falsch, sondern unter bestimmten Bedingungen gerechtfertigt oder ungerechtfertigt, wobei zwischen deskriptiven und normativen Kontext-Bedingungen unterschieden wird. Ein präskriptives Urteil könnte z.B. lauten: „Die Person A sollte ihr Versprechen gegenüber Person B halten.“ Die deskriptive Kontextbedingung wäre hier, daß A tatsächlich der Person das Versprechen gegeben hat, die normative Kontextbedingung wäre, daß das Versprechen von A verpflichtend ist. Nur wenn beide Kontextbedingungen zutreffen, ist das normative Urteil für A verpflichtend.<sup>4</sup>

*Evaluative Urteile* (normative Urteile im weiteren Sinn) haben ebenfalls keinen Wahrheitswert, sondern sind richtig oder falsch im Hinblick auf Sachverhalte relativ zu Wertstandards, Standards weltanschaulicher Art, des Geschmacks, etc.. Besteht ein Anspruch auf Allgemeingültigkeit dieser Standards, handelt es sich um Werturteile; sind sie nur individuell gültig, handelt es sich um rein individualistische Wertaussagen.

<sup>4</sup> Kutschera (1999) verwendet anstelle der Bezeichnung „präskriptive Urteile“ den Begriff „Gebotssätze“ und weist auf den Unterschied zu reinen Imperativen hin, die oft dieselbe sprachliche Form haben. So ist der Satz „Du sollst jetzt Deine Schulaufgaben machen“ zwar ein Akt des Gebietens, er ist aber keine Behauptung über eine bereits bestehende Verpflichtung, wie sie in dem o.g. Beispiel das Gebot darstellt, daß Versprechen prinzipiell gehalten werden sollen (ebd., S.5).



Beide Arten normativer Urteile schließen deskriptive Urteile in Form deskriptiver Kontextbedingungen bzw. eines Bezugs auf Sachverhalte, Gegenstände, Handlungen und Personen ein.

### **Der Begriff „normativ“ in der umwelt- und forschungspolitischen Diskussion**

In der umweltpolitischen Diskussion - z.B. im Zusammenhang mit der Festlegung von Umweltqualitätszielen oder der Ableitung von Indikatoren - wird das Begriffspaar „normativ/deskriptiv“ häufig benutzt:

„Der [Umwelt-] Rat ist sich bewußt, daß die Ableitung von Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen und die Formulierung eines Zielvorschlags... durch ein enges Ineinandergreifen von *deskriptiven* Komponenten einerseits und normativen Wertungen und Entscheidungen andererseits bestimmt ist.“ (SRU 1998, Tz 91, Herv. M.S.).

„Es wird allerdings eingeräumt, daß auch *deskriptive* Indikatoren bereits einen gewissen *normativen* Gehalt aufweisen, der allein schon durch die Auswahl bestimmter Umweltprobleme sowie durch Selektion und Aggregation der Indikatoren entsteht.“ (SRU 1998:Tz 210; Herv. M.S.).

Gelegentlich wird der Begriff „normativ“ auch als Gegenpol zu „wissenschaftlich“ benutzt, wobei dieser Annahme strenggenommen das Postulat einer wertfreien Wissenschaft zugrunde liegt (vgl. Kap. 2.2):

„Obwohl sich innerhalb der fachlichen Ableitung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen *wissenschaftliche* und *normative* Aspekte nicht vollständig trennen lassen, sollte eine weitestgehende Trennung der wertenden von der sachlichen Ebene im gesamten Verfahren angestrebt werden.“ (SRU 1998: Tz 97)

Generell wird in der Umweltdiskussion alles, was zum gesellschaftlichen, politischen Entscheidungs- und Bewertungsprozeß gehört, mit dem Prädikat „normativ“ belegt, während der wissenschaftlichen Seite Objektivität, Rationalität und Sachlichkeit, eben die „deskriptive“ Seite zugeschrieben wird.

Auch innerhalb der Naturwissenschaften selbst wird von normativen Festsetzungen gesprochen, wobei es hier weniger um den Gegensatz<sup>5</sup> zwischen Gesellschaft und Wissenschaft, sondern um Entscheidungen über Forschungsmethoden oder deren Rahmenbedingungen geht, die sich nicht aus rein wissenschaftlichen Überlegungen ableiten lassen oder diesen gar widersprechen. So bezeichnet z.B. Theobald (1998) einen

„(...) typischen Fall *normativer* Festsetzungen im Bereich der Ökosystemforschung, (...) wenn man sich aus forschungslogistischen oder pragmatischen Gründen (Sachzwängen, finanziellem Druck, etc.) dazu entschließt, die Datenerhebung an einem bestimmten Punkt abubrechen und von dieser Basis aus versucht, Bewertungen vorzunehmen“ (ebd., S.11).

Die dieser Entscheidung zugrundeliegenden Werte könnte man hier als Kosteneffizienz interpretieren bzw. das Bevorzugen unvollständiger Ergebnisse gegenüber einem kompletten Verzicht auf Ergebnisse.

---

<sup>5</sup> Genaugenommen können Wissenschaft und Gesellschaft kein Gegensatzpaar sein, da Wissenschaft auch ein Teil der Gesellschaft ist. Diese etwas unpräzise, aber sehr gängige Formulierung meint im Grunde den Unterschied zwischen rein wissenschaftlichen Argumenten und Anforderungen einerseits und allgemeinen gesellschaftlich/politischen Anforderungen andererseits.

### 2.1.3 Begriffsdefinitionen im Kontext dieser Arbeit

Der Normbegriff umfaßt in dieser Arbeit weitaus mehr, als vom juristischen Normbegriff (oft synonym mit „Gesetz“) abgedeckt wird. „Norm“ wird hier als allgemeiner deontischer Begriff benutzt, d.h. als Handlungsorientierung, Zielsetzung oder rechtlich/moralisch/sittliches Gebot. In Kap. 2.1.2 wurde dieser Bedeutungszusammenhang des Begriffes „Norm“ noch genauer differenziert.

Außerdem werden - ausgehend von der philosophischen Bedeutung des Begriffes - alle präskriptiven und evaluativen Urteile bzw. Aussagen als *normative Aussagen* bezeichnet. Der Satz „Das Umweltqualitätsziel xy soll binnen z Jahren erreicht werden“, wäre z.B. eine präskriptive Aussage, der Satz „Biodiversität ist gut“ eine evaluative. Oft kommt jedoch der präskriptive bzw. evaluative Kern einer Aussage nur indirekt zum Ausdruck. So erscheint der Satz „Der Grenzwert für x ist um 50 % überschritten“ zuerst als deskriptive Aussage, die einen schlichten Sachverhalt darstellt. Tatsächlich impliziert die Festlegung des Grenzwertes aber eine ganze Reihe normativer Aussagen (vgl. auch Kap. 3.4.2), die der o.g. Aussage eine *normative Ladung* begeben.

#### 2.1.3.1 Normative Ladung von Indikatoren

Auch bei der Konstruktion von Umweltindikatoren greifen deskriptive und normative Elemente ineinander und sind nicht leicht zu trennen. Die in den Umweltindikatoren enthaltenen normativen Elemente werden in dieser Arbeit als *normative Ladungen* bezeichnet. Normative Ladungen kommen durch alle nicht ausschließlich naturwissenschaftlich/objektiv begründbaren Verfahrensschritte bei der Ableitung von Umweltindikatoren hinzu. Die Bandbreite dieser „normativen Verfahrensschritte“ erstreckt sich von einer pragmatischen Entscheidung für einen bestimmten Parameter aufgrund seiner besseren Meßbarkeit, über meßmethodische Ansätze, über ökonomische Abwägungen, etc. bis hin zur „subjektiven“ Auswahl eines für besonders wertvoll gehaltenen Schutzgutes bzw. der Einbeziehung umweltpolitischer Zielvorgaben in die Indikatorkonstruktion.

Die normative Ladung eines Indikators ist somit das ihm innewohnende wertende bzw. präskriptive Element, das sich oft nicht eindeutig vom deskriptiven Element abgrenzen läßt. Der Begriff „Ladung“ versinnbildlicht die Tatsache, daß sich das Normative nicht eindeutig vom Faktischen trennen läßt, sondern dieses überlagert, prägt oder eben „auflädt“. Anstelle von „Ladung“ werden in der vorliegenden Arbeit synonym auch die Begriffe „Fracht“, „Element“, „Anteil“ oder „Gehalt“ benutzt. Der Begriff der normativen „Wirkung“ hingegen bezieht sich auf Verfahrensschritte, die die normative Ladung eines Indikators erhöhen (vgl. Kap. 4.2.1).

#### 2.1.3.2 Normierte (skalierte) Indikatoren, normative Indikatoren

Der Begriff „**Normierung**“ wird in der Alltags- und Wissenschaftssprache im wesentlichen in drei Bedeutungsvarianten verwendet:

- a) Festlegung oder Vereinheitlichung (von Gegenständen, Verhaltensweisen, Löhnen, etc.); z.T. gleichbedeutend mit „Normung“ (im technischen Bereich)
- b) Gesetzgebung

- c) im technisch/naturwissenschaftlichen Sinne: Festlegung eines „Einheitsmaßes“, Maßstabstransformation, Skalierung

Darüber hinaus setzt sich im politikwissenschaftlichen Umfeld der Gebrauch des Begriffes „Normierung“ für eine wie auch immer verbindliche Orientierung an „Normen“ durch. Gleichzeitig wird gerade im Zusammenhang mit Indikatoren von einer Normierung im Sinne von c) gesprochen (z.B. von Heidt und Plachter 1997, s.u.). In dieser Arbeit wird der Begriff der „Normierung“ ebenfalls in der Bedeutung von c) verstanden.<sup>6</sup> Allerdings wird, um Mißverständnisse – vor allem im politikwissenschaftlichen Kontext - zu vermeiden, anstatt „Normierung“ im Sinne von c) ausschließlich der eindeutigere Begriff der „Skalierung“ verwendet. Trotzdem läßt sich der Begriff der Normierung nicht ganz umgehen, da er auch in der relevanten Fachliteratur Anwendung findet.

Unter der Normierung bzw. Skalierung eines Indikators soll somit das rechnerische In-Bezug-Setzen zu einem Referenzwert oder Referenzzustand verstanden werden, und zwar unabhängig davon, nach welchen Kriterien der Referenzwert bzw. -zustand ausgewählt wurde, ob es sich z.B. um einen hoheitlichen Umweltstandard, einen aus dem Datenmaterial errechneten Mittelwert oder einen fachlich begründeten Optimalzustand handelt.

So sprechen Heidt und Plachter (1997) von Normierung, wenn bei der naturschutzfachlichen Bewertung auf der Typusebene einer bestimmten Merkmalsausprägung 100 Wertpunkte pro Hektar Fläche zugewiesen werden, oder wenn auf der Objektebene eine bestimmte Merkmalsausprägung mit dem Faktor 1,0 versehen wird<sup>7</sup>. So bekommt z.B. ein Naturelement der Gefährdungskategorie 1 (vom Aussterben bedroht) 100 Wertpunkte pro ha Fläche zugewiesen, bei Gefährdungskategorie 2 sind es aufgrund der zugrunde gelegten exponentiellen Skalierung noch 28, bei Gefährdungskategorie 3 nur noch 8 Wertpunkte. Der Totholzanteil eines Waldes wird z.B. auf 5 % linear „normiert“, d.h. 5 % bekommen den Faktor 1.0 zugeordnet, 10 % den Faktor 2.0, etc. (Heidt und Plachter 1997, S.219ff). Beispielsweise würde dann eine 20 ha große Fläche der Gefährdungskategorie 2 mit 15 % Totholzanteil  $20 \cdot 28 \cdot 3,0 = 1.680$  Wertpunkte erhalten.

Erfolgt das in Beziehung-Setzen nur verbal bzw. qualitativ– wird zum Beispiel einem Indikator ein Umweltqualitätsziel gegenübergestellt, ohne daß dieses in die Berechnung des Indikators einfließt - soll nicht von Normierung bzw. Skalierung gesprochen werden. Ein solcher Indikator trägt mit Sicherheit eine normative Ladung und kann insofern auch als normativer Indikator verstanden werden, ist jedoch nicht „normiert“ im Sinne von c). Es soll hier begrifflich zwischen „normierten“ bzw. „skalierten“ Indikatoren“ und „normativen Indikatoren“ unterschieden werden.

---

<sup>6</sup> Der Begriff der „Normierung“ wurde im Projekt „Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik (Radermacher et al. 1998) in einem weiteren Sinne benutzt: „Hier geht es zunächst ausschließlich um die deskriptive Aggregation und Darstellung von Ergebnissen, nicht um eine wie auch immer geartete *Normierung*“ (ebd., S.114); oder: „(...) es ist jedoch nicht einfach, diese Trennlinie zwischen deskriptiven und normativen Indikatoren zu ziehen bzw. genau festzulegen, ab wann von einer *Normierung* gesprochen werden kann“ (ebd., S.113).

<sup>7</sup> Die Unterscheidung in Typus- und Objektebene bei der naturschutzfachlichen Bewertung geht auf Plachter (1994) zurück; bei der Wertermittlung nach dieser Methode wirkt der Ausdruck für die Objektparameter als Korrekturfaktor für den Wert auf der Typusebene.

*Normierte bzw. skalierte Indikatoren* sind somit Indikatoren, in deren rechnerische Konstruktion ein Referenzwert eingeflossen ist. Ein Beispiel für einen solchen Indikator stellt der Deutsche Umweltindex (DUX) dar, in dessen Konstruktion Umweltqualitäts- und Handlungsziele als Referenzwerte einbezogen wurden (zu Details siehe Kap. 5.2.2.1). Auch die von Adriaanse (1993) für die Niederlande vorgeschlagenen „target group indicators“ ergeben sich aus der Zusammenfassung von Indikatoren, die anhand von Nachhaltigkeitszielen („sustainability levels“) normiert bzw. skaliert werden (vgl. Kap. 5.2.2.3). Strenggenommen könnte man auch Indikatoren, die die Überschreitung von Critical Loads oder Critical Levels angeben, als skalierte Indikatoren auffassen. Hier wird jedoch nicht durch den Referenzwert dividiert – sondern er wird nur als absolute Grenze herangezogen, zu der die Differenz gebildet wird. Dadurch wird der skalierte/normierte Indikator nicht dimensionslos, sondern wird in der ursprünglichen Einheit angegeben, d.h. in kg/ha·a für die Überschreitung kritischer Eintragswerte für Stickstoff und Säure (vgl. Kap. 4.1.2.3) oder in ppb·h für die Überschreitung kritischer Ozon-Belastungswerte (vgl. Kap. 6.3.2).

*Normative Indikatoren* sind alle Indikatoren, deren normative Ladung ein bestimmtes Mindestmaß überschreitet. Da im Prinzip alle Indikatoren ein gewisses Ausmaß an normativer Ladung haben, zeichnet sich ein normativer Indikator durch eine hohe, ein deskriptiver demgegenüber durch eine geringe normative Ladung aus (Radermacher et al. 1998, S.113). Die beiden Begriffe stellen die beiden Pole einer ganzen Palette von Zwischenstufen mit graduellen Unterschieden dar. Als normative Indikatoren werden solche bezeichnet, „(...) die neben der deskriptiven Darstellung einer Umweltsituation auch eine entsprechende Zielgröße, d.h. einen Soll-Wert, beinhalten“ (ebd., S.113). Wird dieser rechnerisch in den Indikator eingebaut, handelt es sich in der oben dargelegten Nomenklatur gleichzeitig auch um einen normierten bzw. skalierten Indikator. Aber auch Indikatoren ohne rechnerischen Bezug zu einem Referenzwert können normative Ladungen enthalten und deshalb als normative Indikatoren bezeichnet werden. Beispiele dafür werden in Kapitel 5 genannt.

## 2.2 Werturteile in den Naturwissenschaften

In diesem Kapitel soll dargestellt werden, inwiefern Bewertungen auch innerhalb der Wissenschaftspraxis selbst unumgänglich sind. Diese Erkenntnis widerspricht dem Postulat einer wertfreien Wissenschaft und damit auch der vermeintlichen Gegensätzlichkeit der Begriffe „wissenschaftlich“ und „normativ“. Wissenschaft wird hier folgendermaßen verstanden:

Wissenschaft ist jede intersubjektiv überprüfbare Untersuchung von Tatbeständen und die auf ihr beruhende, systematische Beschreibung und – wenn möglich – Erklärung der untersuchten Tatbestände“ (Speck 1980, S.726).

### 2.2.1 Zur Werturteilsfreiheit von Wissenschaft

„Eine empirische Wissenschaft vermag niemanden zu lehren, was er *soll*, sondern nur, was er *kann* und – unter Umständen – was er *will*“ (Weber 1904, S.151; Herv. i.O.). Dieser als „Wertfreiheitsthese“ in die Literatur eingegangene Satz löste heftige Diskussion über die Wertfreiheit der Wissenschaft aus, den sogenannten Werturteilsstreit, der bis heute andauert. Er beschäftigt sich mit der Frage, ob die Wissenschaft bzw. die Person, die Wissenschaft betreibt, Wertungen vornehmen darf oder nicht. Der Werturteilsstreit wurde bzw. wird in erster Linie in den gesellschaftswissenschaftlichen Disziplinen geführt, da hier einerseits gesellschaftliche Werte und Normen den eigentlichen Forschungsgegenstand darstellen können, zum anderen aber auch wertende Stellungnahmen von Seiten der Wissenschaft eher nahe liegen als bei naturwissenschaftlichen Fragestellungen.

Das von Weber (1904) aufgestellte Postulat einer werturteilsfreien Wissenschaft, d.h. der Forderung nach einer Trennung von Wissenschaft und Politik, ist bis heute aktuell geblieben. Der Werturteilsstreit entzündete sich daran, daß Weber es den empirischen Wissenschaften nicht gestatten wollte, Werturteile mit dem Wahrheitsanspruch wissenschaftlicher Objektivität zu fällen, weil der Geltungsanspruch von Werturteilen nicht wissenschaftlich bewiesen werden kann.

WissenschaftlerInnen sehen sich dem Anspruch ausgesetzt, wertfreie Forschung zu betreiben, gleichzeitig ist es aber unmöglich, völlig losgelöst aus dem gesellschaftlichen Kontext zu forschen. Sie unterliegen zwangsläufig bestimmten gesellschaftlichen Wertungen bzw. müssen diese vornehmen, um Wissenschaft betreiben zu können. Dies gilt nicht nur für die Sozialwissenschaften, sondern auch für die Naturwissenschaften. Der einzig sinnvolle Weg, mit diesem Dilemma umzugehen, besteht darin, wertende Aussagen explizit als solche zu kennzeichnen. So kann der Vorwurf vermieden werden, daß versteckte Wertungen im Gewand der „wertfreien, neutralen“ Wissenschaft transportiert werden. Wo aber kommen diese unumgänglichen Wertungen in der Wissenschaft, und insbesondere in der Naturwissenschaft, zum Tragen?

### 2.2.2 Wertsetzungen im Rahmen wissenschaftlicher Arbeit

Die Wissenschaft selbst als Methode beruht auf gewissen Grundannahmen über Möglichkeiten der wissenschaftlichen Erkenntnisgewinnung, die in der entsprechenden Wissenschaftstheorie zum Ausdruck kommen. So gehen die Vertreter des Rationalismus (z.B. Platon, Descartes, Leibnitz) davon aus, daß das Wissen aus unserem eigenen Verstand stammt, während

die Empiristen (z.B. Aristoteles, Bacon, Hume) die These vertreten, daß Wissen nur aus der sinnlichen Erfahrung bezogen werden kann. Kant entwickelte mit seiner Transzendentalphilosophie eine Theorie, die beide Überlegungen einbezieht: Erkenntnis ohne Subjekt ist nicht denkbar, und dennoch ist Objektivität möglich. Die heute vor allem in der Naturwissenschaft anerkannte Wissenschafts- bzw. Erkenntnistheorie ist die von Karl Popper (1973) begründete Theorie des *kritischen Rationalismus*, eine Form des Empirismus, die davon ausgeht, daß Erkenntnis ohne subjektive Einflüsse möglich ist.

Im Gegensatz zu Popper gehen die Vertreter *relativistischer* Anschauungen wie Thomas Kuhn und Paul Feyerabend davon aus, daß es keine eigene, logisch konsistente Methode der Erkenntnisgewinnung gibt. Wissenschaftlicher Fortschritt erfolgt durch plötzliche, revolutionäre Prozesse (Kuhn 1976) oder kommt sogar erst durch Verletzung der gängigen Regeln, so auch der hypothetisch-deduktiven, zustande (Feyerabend 1986, S.21). Im *Konstruktivismus* hingegen wird jede Wahrnehmung der Realität als mentale Konstruktion gedeutet, weshalb es keinen prinzipiellen Unterschied zwischen Wahrnehmung und Interpretation gibt. Dies impliziert die Folgerung, daß es keine absolut gültige wissenschaftliche Behauptung gibt. Ludwik Fleck (1993) hingegen stellt die *soziale Dimension* von Erkenntnis in den Vordergrund: Erkenntnis findet nicht zwischen Subjekt und Objekt statt, sondern erfolgt innerhalb eines Denkkollektivs, das den dritten, notwendigen Bestandteil des Erkenntnisprozesses darstellt.

Da die heutige Wissenschaftspraxis – vor allem in den Naturwissenschaften - sehr stark von der Theorie des kritischen Rationalismus geprägt ist, soll auf diese hier näher eingegangen werden. Nach ihrem Verständnis lassen sich Theorien als Mengen von informationshaltigen Wenn-Dann-Aussagen bestimmen. Sie können als axiomatisch-deduktive Systeme geordnet werden. Axiome sind alle Wenn-Dann-Aussagen, die logisch voneinander unabhängig sind und nicht aus übergeordneten Sätzen ableitbar sind. Alle anderen Sätze sind dann aus den Axiomen abgeleitet (Prim und Tilmann 1997, S.77). Die logische Verknüpfung der Aussagen hat zur Folge, daß die Widerlegung einer bestimmten Hypothese auch die Widerlegung der mit ihr in logischer Beziehung stehenden Hypothesen bedingt. Auf dieser Eigenschaft beruht die Idee der Falsifikation: solange eine Hypothese nicht durch eine empirische Beobachtung widerlegt ist, kann sie als wahr gelten. Diese „Wahrheit“ gilt aber immer nur vorläufig, nämlich so lange, bis sie widerlegt wird. Die tatsächliche Verifikation einer Hypothese ist nach dieser Theorie logisch nicht möglich. Auf das Problem der Gültigkeit falsifizierender Basisätze wird hier nicht weiter eingegangen (vgl. hierzu Prim und Tilmann 1997, S.82 oder Eser 1998, S.29).

Im folgenden Abschnitt soll dargelegt werden, welche Wertentscheidungen mit der Akzeptanz eines bestimmten Wissenschafts- bzw. Erkenntnismodells verbunden sind. Sie werden als methodologische Werturteile bezeichnet.

### ***Methodologische Werturteile***

Ein sehr grundsätzliches methodologisches Werturteil besteht darin, der Wahrheit im Sinne von Übereinstimmung mit der Wirklichkeit einen sehr hohen Wert beizumessen. Max Weber (1904) schreibt dazu:

„[Wissenschaft ist] an die Voraussetzung des Wertes derjenigen Wahrheit gebunden (...), die das Erfahrungswissen allein uns zu geben vermag. (...) Wem diese Wahrheit nicht wertvoll ist – und der Glaube an den Wert wissenschaftlicher Wahrheit ist Produkt bestimmter Kulturen und nichts Naturegebenes –, dem haben wir mit den Mitteln unserer Wissenschaft nichts zu bieten.“ (ebd., S.212f).

Diese Korrespondenztheorie darf zwar nicht wörtlich genommen werden in dem Sinne, daß sich die Wirklichkeit eindeutig erkennen ließe, sie stellt aber eine sehr grundlegende Voraussetzung für die empirische Wissenschaft dar:

„(...) wer den Grundgedanken (ein Aussagesatz sagt über eine von uns verschiedene Realität „es verhält sich so und so“ und er ist genau dann wahr, wenn es sich wirklich so verhält) ablehnte, der könnte nicht empirische Wissenschaft betreiben“ (Keuth 1991, S.119f).

Ebenso ist auch das Prinzip der intersubjektiven Überprüfbarkeit für die Wissenschaft unverzichtbar, hat also einen sehr hohen Stellenwert. Eine Fülle weiterer Prinzipien, Anforderungen und Wertvorstellungen beziehen sich auf die wissenschaftliche Methode an sich. Genauigkeit, Widerspruchsfreiheit, Einfachheit, Vorhersagbarkeit, Allgemeingültigkeit, etc. gehören alle zu den methodologischen Wertvorstellungen (Shrader-Frechette und McCoy 1993, S.96).

Der Werturteilscharakter der dem Wissenschaftsverständnis zugrundeliegenden Annahmen soll am Beispiel der Theorie des kritischen Rationalismus dargestellt werden. Ein Wissenschaftler, der sich diesem Erkenntnismodell verpflichtet, trifft z.B. folgende Wertentscheidungen (vgl. Prim und Tilmann 1997, S.104):

- Es wird ein Wahrheitsideal bevorzugt, das sich auf eine ungehinderte kritische Diskussion aller Behauptungen stützt; dogmatische Erkenntnisquellen werden abgelehnt.
- Eine intersubjektiv verständliche Sprache wird einer „mystischen“ Aussageweise vorgezogen.
- Es wird der Anspruch aufgestellt, daß Explikationen den Kriterien der Ähnlichkeit und Exaktheit, Indikatoren den Kriterien der Gültigkeit und Zuverlässigkeit zu genügen haben.
- Aussagen, die der Forderung nach logischer Widerspruchsfreiheit entsprechen, werden kontradiktorischen Sätzen vorgezogen.
- Sätze mit höherem Informationsgehalt werden solchen mit niedrigerem vorgezogen.
- Falsifikationsversuche werden höher geschätzt als Versuche, positive Belege für die Wahrheit von Hypothesen zu finden.

Diese Art von grundlegenden Annahmen, die sich auf das Selbstverständnis von Wissenschaft an sich beziehen, werden auch als *kategorische* methodologische Werturteile bezeichnet. Ein klassisches Beispiel hierfür ist das Poppersche Falsifikationsprinzip als Ideal der empirischen Wissenschaften (Brodbeck 1996, S.6). In Abgrenzung dazu beziehen sich *instrumentelle* methodologische Werturteile darauf, wie gut eine wissenschaftliche Theorie für bestimmte Zwecke geeignet ist, z.B. ob sie ein gutes Erklärungsmuster abgibt, mehrere Phänomene gleichzeitig zu erklären imstande ist, einfach zu verstehen ist oder sich für Prognosen eignet (Shrader-Frechette und McCoy 1993, S.96).

Über diese grundsätzlichen Wertvorstellungen, was Wissenschaft bzw. Theorien leisten sollen, hinaus, sind bei der Durchführung eines Forschungsvorhabens auch viele *methodische*

*Einzelentscheidungen* zu treffen, die sich nicht eindeutig aus den wissenschaftstheoretischen Vorentscheidungen ableiten lassen, sondern zusätzliche Bewertungen von Alternativen bedingen“ (Prim und Tilmann 1997, S.106). Solche Einzelentscheidungen gehören zum täglichen Brot des Wissenschaftlers und sind notwendig, um überhaupt praktisch forschen zu können. Dies betrifft z.B. Entscheidungen im Zusammenhang mit der Datenerhebung (vgl. Kap. 4.1.2): welche Daten werden in welchem Zeitraum wo erhoben? Auch Entscheidungen über die Aufbereitung, Verarbeitung und Darstellung erhobener Daten gehören dazu. Ebenso fließen Wertungen in die Entscheidung, welche Vereinfachungen bei Modellannahmen noch akzeptabel sind, mit ein.

### ***Kontext-Werte***

Neben diesen methodologischen Wertungen spielen auch soziale und kulturelle Wertvorstellungen des Umfeldes, innerhalb dessen Wissenschaft betrieben wird, eine Rolle. Diese *Kontext-Werte* (Longino 1990, S.4) können beeinflussen, welche Themen überhaupt auf die Tagesordnung kommen, welche Forschungsmethoden erlaubt sind (z.B. Tierversuche, Versuche mit Menschen), unter welchen Gesichtspunkten ein Thema bearbeitet wird<sup>8</sup>, vor welchem Hintergrund Daten interpretiert werden, oder aber welche grundsätzlichen allgemeinen Theorien akzeptiert werden (Longino 1990, S.86). Daß auch die Entstehung bzw. Anerkennung wissenschaftlicher Theorien von solchen Kontext-Werten, insbesondere denen der „scientific community“ abhängt, hat Thomas Kuhn (1976) in seiner Theorie des Paradigmenwechsels dargestellt.

Daß Kontext-Werte die Theoriebildung in der Ökosystemforschung beeinflussen, wurde bereits nachgewiesen (z.B. von Trepl 1991, 1992; Schwarz und Trepl 1998, Ehrenfeld 1992; Golley 1993). Sie können sich z.B. in teleologischen Vorstellungen über „ökologische Strategien“ der Natur oder aber in verschiedenen anderen Paradigmata wie z.B. Stabilität oder Diversität äußern<sup>9</sup> (vgl. Kap. 3.2.3).

Eine sehr große Rolle spielen Kontext-Werte bei der *Auswahl von Forschungsthemen*. Die individuellen Motive eines Wissenschaftlers für die Wahl eines Forschungsgegenstandes können sehr verschieden sein: z.B. Hoffnung auf einen Erkenntnisfortschritt, auf Anerkennung in der Fachwelt, der Wunsch, Geld zu verdienen, die Hoffnung, einen Beitrag zur Lösung gesellschaftlicher Probleme zu liefern oder an einem bestimmten Thema eine Forschungsmethode besonders gut testen zu können (Prim und Tilmann 1997, S.105). Ähnlich verhält es sich mit Entscheidungen auf politischer Ebene, welche Forschungsthemen eine finanzielle Förderung bekommen. Hier ist die Wertung, welche Themen von gesellschaftlicher Relevanz sind, sehr bedeutsam. In welcher Weise *Forschungsergebnisse* dann *vermittelt und angewandt* werden, hängt ebenfalls von Entscheidungen des Forschers ab, die z.T. auch mit den Motiven für die Auswahl von Forschungsthemen zusammenhängen.

---

<sup>8</sup> So stellt z.B. Korenbrot (1979) fest, daß bei der Erforschung der medizinischen Nebenwirkungen der Pille durch Pincus (1965) in den 60er Jahren dessen ausdrückliches Bekenntnis zur dringenden Notwendigkeit der Bevölkerungskontrolle entscheidenden Einfluß auf die Art der Fragestellungen und Ergebnisse hatte (Korenbrot 1979, S.11ff).

<sup>9</sup> Shrader-Frechette und McCoy (1993, S.83) schreiben der GAIA-Hypothese von Lovelock eine solche teleologische Vorstellung zu. Dies wird jedoch von Lovelock (1991, S.9, 1992, S.11) ausdrücklich abgestritten.



### 2.3 Bewertung

Wie der Name schon sagt, basiert eine „Bewertung“ auf der Zuschreibung von „Werten“. Auf die Eigenschaften von Werten und Werturteilen wurde bereits in Kapitel 2.1.1 eingegangen. An dieser Stelle soll das Wesen des eigentlichen Bewertungsvorgangs näher beleuchtet werden. Das heute allgemein anerkannte abstrakte Verständnis des Bewertungsvorgangs geht zurück auf die Werttheorie Viktor Krafts (1951b). Dem zu bewertenden Gegenstand oder Sachverhalt – dem Wertträger – wird ein Wert zugeordnet, und zwar durch ein wertendes Subjekt. Ein Bewertungsverfahren wird demzufolge als Verknüpfung zwischen Sach- und Wertebene aufgefaßt:

„Ein Bewertungsverfahren ist eine regelhafte Verknüpfung von Sachinformationen und Wertmaßstäben zu einem Werturteil. D.h., ein Bewertungsverfahren hat die Aufgabe, das Wertsystem des Wert-Subjektes und das Modell des Wertträgers miteinander zu verknüpfen. Das Produkt dieser Verknüpfung sind Werturteile über den Wertträger.“ (Bechmann 1989, S.91).

Das Wert-Subjekt (wertende Subjekt) kann dabei ein individueller Mensch, eine Gruppe oder „die Gesellschaft“ sein. Ebenso kann das Wertsystem individuell oder allgemeingültig, bewußt oder unbewußt sein.

Fränze (1992, S.1) weist darüber hinaus auf die Bedeutung der hinreichenden Sachkenntnis über den zu bewertenden Gegenstand hin. Für ihn sind zum Verständnis von Bewertungsverfahren vier Fragedimensionen wichtig:

- Durch welches Modell wird der zu bewertende Sachverhalt adäquat abgebildet?
- Welches Wertsystem liegt der Beurteilung<sup>10</sup> zugrunde?
- Welche Regeln verknüpfen Sachmodell und Wertsystem zur jeweiligen Bewertung?
- Wird auf einem nominalen, ordinalen oder kardinalen<sup>11</sup> Skalenniveau bewertet?

Die erste Frage ist die nach einem adäquaten Sachmodell für den zu beschreibenden Sachverhalt (vgl. auch Bechmann 1988). Dabei ist wichtig, sich bewußt zu machen, daß die Beschreibung in der Regel nicht umfassend, sondern problembezogen, d.h. selektiv unter einem bestimmten Blickwinkel erfolgt. Dafür werden bestimmte Charakteristika als „Indikatoren“ herangezogen. Nur diese werden dann – stellvertretend für „das Ganze“ – auch bewertet. Auf die normativen Implikationen der Auswahl eines Sachmodells wird in Kap. 4.1.2.3 eingegangen; das grundsätzliche Problem, ob sich Wirklichkeit überhaupt abbilden läßt, wird in Kap. 4.1 behandelt.

Die zweite Frage zielt auf das zur Bewertung herangezogene Wertsystem. Nach Fränze sollte es hinreichend präzisiert sein, d.h. das Ergebnis politischer Abstimmungsprozesse sein und aus diesen ihre Verbindlichkeit herleiten (Fränze 1992, S.15). Diese Präzisierung erfolgt aber in der Regel erst auf dem Wege einer Operationalisierung ursprünglich nur sehr allgemein

---

<sup>10</sup> Hier wäre es im Sinne der Unterscheidung zwischen Bewertung und Beurteilung (vgl. Kap. 2.3.1) besser, von Bewertung zu sprechen

<sup>11</sup> In den Planungswissenschaften wird eher der Begriff „Kardinalskala“, in der Statistik eher der Begriff „metrische Skala“ verwendet (vgl. Kap. 4.2.2.2 „Skalierung“).

formulierter Normen und Werthaltungen. Idealerweise führt dies zu einem System immer konkreterer Ziele, bis letztendlich eine Ebene von überprüfbaren Zielen erreicht ist (Bechmann 1989, S.91). Das allgemeine Wertsystem, auf dessen Grundlage das präzisierte System überprüfbarer Ziele entwickelt wurde, stellt aber einen Grundwert oder ein System von Grundwerten dar, die nicht mehr aus anderen Werten deduziert werden können<sup>12</sup>.

Die dritte Frage zielt auf die Regeln, die Sachmodell und Wertsystem verknüpfen. Einerseits läßt sich die Struktur des Bewertungsvorgangs formal mit derjenigen einer Messung gleichsetzen (Bechmann 1989, S.94, Fränzle 1992, S.1), andererseits ist aus grundsätzlichen Erwägungen eine logische Verbindung zwischen der empirischen Analyse der gegebenen Wirklichkeit auf der einen Seite und praktischen Wertungen auf der anderen Seite nicht möglich (Jessel 1998, S.237). Die Verknüpfungsregeln lassen sich demnach nicht einfach aus dem empirischen Sachverhalt ableiten, sondern werden auf der Basis eines Wertsystems, d.h. normativer Prämissen, „gesetzt“. Sie können dann als Zuordnungsvorschriften aufgefaßt werden, die empirischen Elementen „ideelle“ Werte zuweisen. Die Analogie zu Meßverfahren liegt in der Art und Weise der Zuordnung von Werten zu empirischen Sachverhalten (vgl. auch Kap. 4.2.2.2). Die Zuordnungsregeln sollten idealerweise allgemein akzeptiert sein, auf alle Fälle aber transparent gemacht werden, bevor sie auf das empirische Material angewandt werden.

Die vierte Frage nach dem Skalenniveau ist die Frage nach den Beziehungen zwischen den empirischen Sachverhalten zugeschriebenen „Werten“ untereinander: stehen die Werte in keinem Verhältnis zueinander (nominal), gibt es eine Rangfolge (ordinal) oder sogar definierte Abstände (kardinal)? Auf das Problem der Skalierung wird in Kapitel 4.2.2.2 vertieft eingegangen.

Als logische Konsequenz aus dem oben dargestellten Verständnis von Bewertungen folgt die Forderung, daß erstens das zugrundeliegende Wertsystem und zweitens die Abbildungsvorschrift explizit genannt werden müssen, wenn Bewertungsprozesse nachvollziehbar sein sollen. Dies ist insbesondere dann unerlässlich, wenn Ergebnisse eines Bewertungsprozesses weitere (Forschungs-) Ergebnisse beeinflussen bzw. in zunehmend komplexere Bewertungsstrukturen eingehen. Daraus ergibt sich die Forderung an (Natur-) WissenschaftlerInnen, stets anzugeben, *wo* sie *was* in ihren Arbeiten selbst schon bewertet haben und *welche* konkreten Bewertungen sie dabei vorgenommen haben (Theobald 1998, S.12).

Diese Forderung ist vor allem bedeutsam für Gutachten im Umweltbereich, die letztendlich zu einer Gesamtbewertung kommen bzw. verschiedene Varianten auf der Grundlage einer Bewertung gegeneinander abwägen müssen (vgl. Feldhaus 1997). Im folgenden Kapitel wird am Beispiel naturschutzfachlicher Bewertungsverfahren die Bewertungsproblematik dargestellt.

---

<sup>12</sup> Zu diesem Problem schreibt Jessel (1998) in Anlehnung an das von Albert (1975, S.13) formulierte „Münchhausen-Begründungs-Trilemma, das in gleicher Weise sowohl für Erkenntnis- als auch Entscheidungsfragen gilt: „Da in der Suche nach Grundnormen ein infinites Regreß, d.h. ein endloses Zurückschreiten auf immer grundlegendere Normen, nicht durchführbar ist und das Zurückgreifen auf bereits begründete Aussagen einen logischen Zirkelschluß bedeutet, bleibt letzten Endes nur der Abbruch des Verfahrens an einem bestimmten selbstgewählten Punkt. Derartige Wertaxiome (Letztnormen) müssen demnach als Voraussetzungen eingeführt werden“ (ebd., S.239).

### 2.3.1 Naturschutzfachliche Bewertungsverfahren

#### *Zur Abgrenzung zwischen Natur- und Umweltschutz*

Naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren liegen die Ziele und Aufgaben des Naturschutzes zugrunde. Versucht man, Naturschutz zu definieren, stellt sich sofort auch die Frage nach seiner Abgrenzung gegenüber dem Umweltschutz. Diese läßt sich nicht klar treffen, zumal sich der moderne Naturschutz als „komplexer Naturhaushaltsschutz“ (SRU 1996, Tz 235) versteht, der neben seinen klassischen Aufgaben, nämlich dem Schutz wildlebender Tiere und Pflanzen, deren Lebensräumen sowie des Landschaftsbildes, auch den Schutz der Umweltmedien Wasser, Boden, Luft bzw. Klima fordert. Gleichzeitig beinhaltet der Umweltschutz neben dem Schutz menschlicher Gesundheit auch den Schutz der Umweltmedien, der ebenfalls für das Erreichen bestimmter Naturschutzziele von großer Bedeutung sein kann. Insofern können Maßnahmen positive Auswirkungen auf beide Belange haben, bzw. eine Maßnahme des Umweltschutzes kann unabdingbar sein, um ein Naturschutzziel zu erreichen, oder umgekehrt (Heiland 1999, S.16). Auch neue Ansätze aus der Ökosystemtheorie wie z.B. die Funktionalität von Ökosystemen (Müller und Wiggering 1999, Baumann und Müller 1999, Müller und Baumann 2000) stellen eine Verbindung zwischen den abiotischen und biotischen Teilsystemen des Naturhaushalts her.

Die begriffliche, historisch entstandene Trennung zwischen Natur- und Umweltschutz, die sich u.a. auch in der institutionellen Verankerung dieser beiden Aspekte in Form des Bundesamts für Naturschutz einerseits und des Umweltbundesamts andererseits widerspiegelt, wird jedoch z.B. von Engelhardt (1995) als unsinnig und verhängnisvoll für die Verwirklichung ihrer Ziele empfunden. Während er deshalb Umweltschutz als Teilbereich des Naturschutzes verstanden wissen möchte, könnte man umgekehrt auch den Naturschutz als ein Teilgebiet eines umfassend gedachten Umweltschutzes verstehen.

Die begriffliche Grauzone zwischen Umwelt- und Naturschutz kann hier nicht aufgelöst werden. Um jedoch klar zu machen, was im Kontext von naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren mit „Naturschutz“ gemeint ist, soll im Rahmen dieser Arbeit eine Abgrenzung in Anlehnung an einen Vorschlag von Heiland (1999) erfolgen. Naturschutz umfaßt demnach folgendes:

„[Unter Naturschutz werden] all jene Aufgaben subsumiert, die sich aus den im Bundesnaturschutzgesetz geregelten Instrumenten (Landschaftsplanung, Eingriffsregelung, Schutzgebietsausweisungen, Arten- und Biotopschutz) sowie aus Anforderungen an „Naturschutz und Landschaftspflege“ in anderen Gesetzen (z.B. Baugesetzbuch, UVP-Gesetz) ergeben und die aufgrund historisch gewachsener Aufgabenverteilungen von Naturschutzverwaltungen und –verbänden, von Landschaftsplanern und anderen Akteuren des Naturschutzes wahrgenommen werden. Die Schutzgüter des Naturschutzes sind damit Tier- und Pflanzenarten, ihre Lebensräume, das Landschaftsbild sowie Boden, Wasser, Klima und Luft insofern, als ihr Schutz mit den im BNatSchG geregelten Instrumenten wahrgenommen werden kann“ (ebd., S.16).

Menschliche Nutzungsinteressen sind bei dieser Definition weder explizit genannt noch ausgeschlossen. Beim Umweltschutz hingegen steht traditionellerweise der Schutz der Umweltmedien Wasser, Boden und Luft als Lebensgrundlage zahlloser Organismenarten- einschließlich des Menschen – im Vordergrund. Diese werden in erster Linie als *Umwelt des Menschen*

aufgefaßt. Umweltschutzmaßnahmen zielen damit in der Regel auf den Schutz der menschlichen Gesundheit (vgl. Eser und Potthast 1999, S.15). Ein wichtiges Instrumentarium dafür bietet der sogenannte „technische Umweltschutz“ mit seinen Bereichen Abfallwirtschaft, Luftreinhaltung, Gewässerschutz oder Lärmbekämpfung.

### ***Bewertung und Beurteilung***

Sowohl bei der umwelt- als auch bei der naturschutzfachlichen Bewertung spielen gesellschaftliche Wertvorstellungen eine Rolle. Diese Wertvorstellungen können als sehr allgemein formulierte Leitbilder zum Ausdruck kommen - z.B. als Forderung nach dem Erhalt der menschlichen Gesundheit oder nach dem Erhalt von „Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft“ im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG 1998) - oder aber schon in sehr konkrete Zielvorstellungen eingeflossen sein - z.B. in humantoxikologisch begründete Grenzwerte, quantifizierte Umweltqualitätsziele oder auch Zielartenkonzepte (vgl. Reck et al. 1996, Walter et al. 1998). Auf diese Leitbilder, Qualitätsziele und Standards wird in den Kapiteln 3.2 bis 3.4. näher eingegangen.

Gesellschaftliche Wertvorstellungen können von der naturwissenschaftlichen Forschung zwar beeinflußt werden – zum Beispiel wurde ein gesellschaftliches Bewußtsein für die Bedeutung von Biodiversität erst durch wissenschaftliche Untersuchungen bzw. die entsprechende Öffentlichkeitsarbeit geschaffen - aber niemals ausschließlich naturwissenschaftlich begründet werden, da das gesellschaftliche Wertesystem prinzipiell jenseits der Wissenschaft steht. Seine Verknüpfung mit dem wissenschaftlichen Sachmodell bzw. das Aufstellen von Regeln für diese Verknüpfung kann nicht in der alleinigen Verantwortung von NaturwissenschaftlerInnen liegen, weil diese bei Bewertungsfragen nicht mehr legitimiert sind als andere Mitglieder der Gesellschaft. Anhand von Bewertungsverfahren im Naturschutz soll auf diese Thematik näher eingegangen werden.

Die Handlungsdisziplin „Naturschutz“ zeichnet sich gegenüber der Naturwissenschaft Ökologie dadurch aus, daß Naturelementen „Werte“ zugewiesen werden. In der Naturschutzpraxis gibt es inzwischen ein sehr breites Spektrum unterschiedlichster Bewertungsmethoden (Übersichten dazu finden sich u.a. bei Wiegand 1997, Usher und Erz 1994, Plachter 1994). Wichtig für die Nachvollziehbarkeit der Bewertung ist die Unterscheidung zwischen Datenanalyse und naturwissenschaftlicher Beurteilung auf der einen Seite (beides mit den Methoden der Naturwissenschaft leistbar) und der naturschutzfachlichen Bewertung auf der anderen Seite. Diese bedarf spezifischer Verfahrensweisen, die sich nicht mehr alleine naturwissenschaftlich ableiten lassen und auf jeden Fall nachvollziehbar dokumentiert werden müssen. Der methodische Ablauf von Bewertungsverfahren bleibt jedoch bei vielen Gutachtern unklar bzw. es wird nicht klar zwischen wissenschaftlicher Beurteilung und naturschutzfachlicher Bewertung getrennt.

Oft wird eine wissenschaftliche Beurteilung ebenfalls mit dem Begriff „Bewertung“ belegt, so daß schon alleine aus der Begrifflichkeit heraus Verwirrung entsteht. So „bewertet“ z.B. Usher (1994) eine Pflanzen- oder Tierart anhand bestimmter Kriterien als einheimisch oder nicht (ebd., S.17). Ist mit „Bewerten“ aber das Fällen eines sachgerechten Urteils anhand von (offengelegten) Kriterien gemeint, so sollte dies eher als wissenschaftliche Beurteilung be-

zeichnet werden (vgl. Eser und Potthast 1997). Diese Form der „Bewertung“ bzw. besser Beurteilung bedeutet in der Naturschutzpraxis sehr oft, einen komplexen Sachverhalt anhand von ordinalen Daten zu beschreiben bzw. zu klassifizieren. Gleichzeitig ist mit dieser Form der „Bewertung“ der Anspruch verbunden, daß sie rein deskriptiv, d.h. wertfrei, und objektiv im Sinne einer intersubjektiven Überprüfbarkeit sein sollen. Dennoch sind auch hier normative bzw. subjektive Elemente enthalten.

Als Beispiel für eine wissenschaftliche Beurteilung kann die Einstufung in eine bestimmte Hemerobiestufe dienen. Hemerobie ist im Naturschutz ein Maß für die „Natürlichkeit“ bzw. das Ausmaß menschlicher Eingriffe an einem Standort. Ein von Blume und Sukopp (1976) entwickeltes Verfahren ordnet Biotoptypen aufgrund bestimmter Kriterien (z.B. Arteninventar, Bodenveränderungen, etc.) eine bestimmte Hemerobiestufe (zwischen 1 und 7) zu. Die Hemerobiestufen 1 und 2 werden z.B. natürlichen oder naturnahen Biotoptypen zugeordnet, die Hemerobiestufen 6 und 7 künstlichen bzw. stark versiegelten Biotoptypen. Die Zuordnung in diese Stufen ist eine weitgehend deskriptive, wenn auch nicht ganz ohne subjektive Einflüsse auszuführende Tätigkeit. Trotzdem kann angenommen werden, daß unterschiedliche BearbeiterInnen zumindest zu ähnlichen Ergebnissen kommen, da sie dieselben, festgelegten Kriterien (s.o.) anwenden. Die Einordnung in die Hemerobiestufe ist demzufolge noch als wissenschaftliche Beurteilung aufzufassen. Eine explizite „Bewertung“ wird erst dann vorgenommen, wenn der Hemerobiestufe 1 das Prädikat „gut“ oder „wertvoll für den Arten- und Biotopschutz“ verliehen wird. Oft ist jedoch diese Art der Bewertung schon indirekt (und oft unbewußt) in der Beurteilung des Sachverhalts impliziert.

Das Ineinandergreifen von wissenschaftlicher Beurteilung und expliziter Wertzuweisung wird am Beispiel des von Back et al. (1996, S.24ff) vorgeschlagenen „Natürlichkeitsgrades als Indikator für die Landschaftsqualität“ deutlich: Jedem im Untersuchungsraum anzutreffenden Biotoptyp wird eine Natürlichkeitsstufe zwischen 1 und 4 zugeordnet (analog den Hemerobiestufen). Diese Zuordnung stellt für sich genommen eigentlich eher eine Beurteilung als eine Bewertung dar, denn über den „Wert“ der Natürlichkeit wird zuerst noch nichts ausgesagt, auch wenn dies unausgesprochen schon impliziert ist. Im nächsten Schritt kommt aber folgende Wertsetzung zum Tragen: „als für den Arten- und Biotopschutz wertvoll sind die Stufen 1, 1-2 und 2 anzusehen“ (Back et al. 1996, S.270). Der Natürlichkeitsgrad einer Stichprobenfläche wird nun anhand des Flächenanteils von in diesem Sinne „wertvollen“ Flächen an der Gesamtfläche der Stichprobe ermittelt. Die resultierenden metrischen Daten (Prozent-Angaben) werden durch Klassenbildung in ordinale Daten überführt. Sie charakterisieren den Natürlichkeitsgrad auf einer Skala von 1 bis 5 (vgl. Tab. 2.2).

Anteil „wertvoller“ Flächen an der gesamten Stichprobenfläche	Natürlichkeitsgrad der Stichprobenflächen	explizite Bewertung
0 – 5 %	1	sehr schlecht
6-10 %	2	schlecht
11-25 %	3	mittel
26-50 %	4	gut
> 50 %	5	sehr gut

Tab. 2.2: Bestimmung des Natürlichkeitsgrades von Untersuchungsflächen (nach Back et al. 1996, S. 270) und explizite Wertzuweisung

Die in Tab. 2.2 vorgenommene Einteilung könnte auf den ersten Blick als reine Transformation metrischer Daten in ordinale Daten aufgefaßt werden (vgl. Kap. 4.2.2.2). In den Prozentangaben ist aber auch die vorausgegangene Wertsetzung enthalten, nämlich die Einstufung der Natürlichkeitsstufen 1 bis 2 als „für den Arten- und Biotopschutz wertvoll“. Diese Vorannahme fließt in die Berechnung des Natürlichkeitsgrades mit ein, weshalb auch das Ergebnis „Natürlichkeitsgrad der Stichprobenfläche“ entsprechend normativ geladen ist. Die Zuweisung der Prädikate sehr gut bis sehr schlecht für die 5 Stufen ist wiederum eine explizite Wertzuweisung.<sup>13</sup>

### **Regeln für die Verknüpfung von Sachmodell und Wertsystem**

Da Werte in der Natur nicht vorgegeben sind, bedarf es bei der naturschutzfachlichen Bewertung eindeutiger Zuordnungsvorschriften oder Transformationsregeln, die Naturzuständen Werte zuweisen. Plachter (1994) bezeichnet diese Regeln als „Zustands-Wertigkeits-Relationen“. Sie dienen der Verknüpfung konkreter wissenschaftlicher Untersuchungsergebnisse bzw. der Ergebnisse wissenschaftlicher Beurteilungen mit durch einzelne Personen oder die Gesellschaft vorgegebenen Wertvorstellungen, die oft in Form von Konventionen zum Ausdruck kommen. Für die Akzeptanz des Bewertungsergebnisses ist es dabei von größerer Bedeutung, daß der Vorgang der Wertzuweisung plausibel und nachvollziehbar ist, als daß die Wertentscheidung selbst inhaltlich mitgetragen wird (vgl. auch Heidt und Plachter 1996, S.205f). Im Sinne prozeduraler Rationalität ergibt sich die „Legitimation“ des Ergebnisses eines solchen Bewertungsvorgangs somit eher aus dem Einhalten bestimmter Verfahrensregeln als aus den Inhalten selbst (vgl. FFU und StBA 1999).

In der gängigen Bewertungspraxis sieht es jedoch oft anders aus. So stellen z.B. Heidt und Plachter (1996) fest:

„In der mitteleuropäischen Bewertungspraxis bleibt gerade dieser Sachverhalt (gemeint ist der eigentliche Bewertungsvorgang; Anmerkung der Autorin) allzu oft im unklaren. Das Bewertungsergebnis leitet sich nicht aus eindeutigen Zuweisungsvorschriften, sondern aus diffusen „Wert-

<sup>13</sup> Der von Back et al. (1996) vorgeschlagene Indikator „Natürlichkeitsgrad“ wird in modifizierter Form im Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ angewandt. Es wird hier nur die metrische Skala „Anteil wertvoller Flächen an der Gesamtfläche“ benutzt, eine Klassenbildung unterbleibt.

kriterien“ (z.B. Natürlichkeit und Artenreichtum) in Verbindung mit der ‚fachlichen Kompetenz‘ des Gutachters her. Nun hat zwar (...) naturschutzfachliche Bewertung die Qualität eines Fachgutachtens. Dies darf aber nicht soweit gehen, daß wesentliche Entscheidungsschritte für den Außenstehenden generell unklar bleiben. (...) Gerade die Wertzuweisung (...) muß so dokumentiert sein, daß sie auch für Nicht-Fachleute (...) nachvollziehbar ist.“ (ebd., S.206).

Auch Wiegleb (1997) bemängelt, daß oft naturwissenschaftliche Fakten (Artenzahl, Flächengröße, Populationsgröße, Seltenheit, etc.) ohne ausdrückliche Wertzuweisung einfach als Kriterien für eine Bewertung verwendet würden. Sie könnten zwar als Entscheidungshilfe dienen, seien aber nur als Vorläufer einer eigentlichen Bewertung zu verstehen. Als Beispiel für ein Bewertungsverfahren mit expliziter Wertzuweisung nennt er die Nutzwertanalyse, bei der es notwendig ist, jeden Fakt explizit in einen Wert überzuführen (ebd., S.51f).

### ***Systematisierung von naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren***

Bewertungsverfahren im Naturschutz lassen sich anhand einiger Gesichtspunkte systematisieren (vgl. Wiegleb 1997):

- *Welche Werte werden den Sachverhalten zugewiesen; auf welcher Skala sind sie angeordnet?*

Nominal skalierte Verfahren arbeiten mit umgangssprachlichen Begriffen (z.B. naturnah, naturfern), die in der Regel in ordinale Skalen überführt werden (zum Thema Skalierung vgl. auch Kap. 4.2.2.2). Numerische (metrische) Verfahren haben den scheinbaren Vorteil, daß die zahlenmäßige Darstellung die direkte Umrechnung - z.B. in Hektar Kompensationsfläche - erlaubt. Sie gaukeln jedoch oft eine Pseudogenauigkeit vor. Darüber hinaus gibt es auch die Möglichkeit der Wertzuweisung in Form von monetären Einheiten. Der Ansatz der Monetarisierung hat sich in der naturschutzfachlichen Bewertungspraxis in Deutschland allerdings nicht durchgesetzt (zum Thema Monetarisierung vgl. Kap. 2.3.2).

- *Werden Referenzzustände benutzt?*

Einige Verfahren arbeiten mit festen Zielgrößen bzw. Referenzzuständen, messen also die „Zielabweichung“. Andere haben (in Ermangelung konkreter Zielvorgaben) nur eine Zielrichtung. Sie zielen auf einen Vergleich von Objekten untereinander ab.

- *Worauf bezieht sich der Gültigkeitsanspruch?*

Ein *sektorales* Verfahren erhebt nur den Anspruch, dasjenige Schutzgut zu bewerten, das gerade betrachtet wird (z.B. die Lebensraumbedingungen für eine bestimmte Tierart). Verfahren mit *symptomatischem* Anspruch versuchen, aus einem oder mehreren Teilbereichen Rückschlüsse auf die Gesamtheit zu ziehen. Bei *synthetischen* Verfahren schließlich werden verschiedene Teil-Bewertungen miteinander verrechnet. Hier ergibt sich das Aggregations- bzw. Gewichtungproblem (vgl. auch Kapitel 4.2).

- *Welches sind die Wertträger?*

Um den Bewertungsvorgang nachvollziehbar zu gestalten, ist die Unterscheidung von Typusebene und Objektebene mit je eigenen wertbestimmenden Parametern notwendig. Bewertungsverfahren können sich demnach auf einen bestimmten Typus beziehen oder aber auf ein konkretes Objekt unabhängig vom Typus. Meistens werden jedoch beide Verfahren gemischt. Auf der Typusebene wird einem Naturelement unabhängig von sei-

ner konkreten Ausprägung ein Wert zugesprochen. Auf der Objektebene wird dann die konkrete Ausprägung eines Naturelements betrachtet bzw. bewertet (vgl. Plachter 1994).

### 2.3.2 Ökonomische Bewertung von Umwelt

Die derzeit vorherrschende neoklassische Ökonomik geht davon aus, daß der Wert eines Objektes einzig in der Präferenzentscheidung eines Individuums zum Ausdruck kommt. Diese konsequent subjektive Wertlehre löste gegen Ende des 19. Jahrhunderts die bis dahin vorherrschende objektive Wertlehre ab (Hampicke 1998, S.104). Der Wert eines Gutes besteht nach moderner Auffassung in der Bereitschaft der Individuen, das betrachtete Gut gegen andere Güter einzutauschen. Zum Wesen ökonomischer Bewertung gehört damit das Denken in Alternativen. Diese Auffassung von Bewertung als Tätigkeit des Menschen deckt sich mit heute vorherrschenden Ansätzen in der Philosophie; nur wenige Autoren (z.B. Rolston 1994) sind der Auffassung, daß Werte objektiv in den Dingen enthalten sind und nur vom Menschen entdeckt und nicht definiert werden müßten (zum Thema „Werte“ vgl. auch Kap. 2.1.1).

Ein Spezifikum der ökonomischen Bewertung ist die *Monetarisierung*: Präferenzen werden mit Hilfe des Vergleichsmaßstabes „Geld“ zum Ausdruck gebracht. Wieviel Geld würde ich für Alternative A ausgeben, wieviel für B? Die Entscheidung für A anstelle von B könnte theoretisch auch ohne das Hilfsmittel Geld getroffen werden. Für komplexere Vorgänge, wie z.B. die Aggregation individueller Einzelentscheidungen zu gesamtgesellschaftlichen Entscheidungen (s.u.), ist jedoch ein einheitlicher Maßstab von großem praktischem Vorteil.

Gegen eine Monetarisierung im Bereich von „Naturgütern“ wird häufig eingewandt, daß es schlicht unmöglich sein, *die Natur, die Artenvielfalt, die Biosphäre* zu monetarisieren. Es wird dabei übersehen, daß jede monetäre Bewertung, auch von menschengemachten Dingen, marginal ist, das heißt, sich nur auf relativ kleine Mengen bezieht. Es ist genauso schwierig, den Wert *des Brotes, des Trinkwassers, der Wärme im Winter* anzugeben. Dennoch haben sie Preise (Hampicke 1998, S.106).

Ebenso können keine Wesen, die über einen intrinsischen Wert verfügen, monetär bewertet werden. Da diese nicht mit Blick auf bestimmte Zwecke, die sie zu erreichen helfen, bewertet werden dürfen, sondern nur für sich selbst, entfällt die Austauschbarkeit und damit die Grundlage einer monetären Bewertung, die ihrem Wesen nach stets instrumentell orientiert ist. Während z.B. der Wert eines Tropenwaldes wegen seiner Würde nicht monetarisierbar ist, könnten bestimmte Eigenschaften – wie z.B. seine Fähigkeit, Holz zu liefern, trotzdem monetarisierbar sein (Hampicke 1998, S.106).

Grenzen der Monetarisierung liegen jedoch dort, wo eine natürliche Ressource unteilbar und nicht substituierbar ist, denn hier fehlt die formale Voraussetzung einer Alternative. Weiterhin können Dinge und Wesen mit intrinsischem Wert nicht instrumentell, sondern nur moralisch behandelt werden. Letztlich ist eine monetäre Bewertung logisch auch dann unmöglich, wenn nach dem Prinzip der Nachhaltigkeit die Interessen zukünftiger Menschen gleichberechtigt mit einbezogen werden sollen. Da die Interessen noch nicht geborener Menschen nicht zu ermitteln sind, ist eine streng neoklassische Bewertung im Sinne von Einzelpräferenzen nicht möglich.



Innerhalb der geschilderten Grenzen ist Monetarisierung auch im Bereich von Umwelt und Natur möglich. Ein kühner Vorschlag wurde in einer Studie von Costanza et al. (1997) entwickelt, in der der Wert der Gesamtheit aller global relevanten ökologischen Leistungen auf 33.000 Milliarden US-\$ geschätzt wurde – diese Zahl wird z.B. auch vom WWF (Loh et al. 1998) verwendet. Die Methode der Studie von Costanza et al. wurde stark kritisiert, denn prinzipiell geht der gesamthafte ökonomische Werte der biosphärischen Leistungen wegen seiner überragenden Bedeutung für das Leben des Menschen auf dem Planeten gegen unendlich. Eine monetäre Bewertung der Biosphäre wird deshalb in der Regel eine marginale Bewertung sein, d.h. es wird gefragt, welcher Nutzen verloren geht, wenn eine Leistung der Natur bzw. ein „Naturgut“ durch menschliche Aktivitäten beeinträchtigt wird (WBGU 1999, S.75) Auch Marggraf und Streb (1997) betonen, daß in der Praxis eher Änderungs- als Zustandsgrößen bewertet werden. So soll z.B. der ökonomische Wert sauberer Luft nicht die Wertschätzung einer bestimmten Luftqualität wiedergeben, sondern die Wertschätzung einer Verbesserung der Luftqualität (ebd., S.39).

Nach der dargestellten Philosophie drückt sich der Wert eines Umweltgutes zuerst in einer individuellen Wertschätzung aus. Sie ist der Ausgangspunkt jeder monetären Bewertung im Sinne der neoklassischen Wohlfahrtsökonomie. Sie kann mit Hilfe unterschiedlicher Methoden ermittelt werden (vgl. WBGU 1999, S.67ff). Soll aber sein gesamtgesellschaftlicher Wert ermittelt werden, müssen diese individuellen Wertschätzungen aggregiert werden. Wie diese Aggregation erfolgen soll, ist Gegenstand verschiedener wohlfahrtsökonomischer Schulen (vgl. Marggraf und Streb 1997, S.103ff). Darauf soll hier nicht weiter eingegangen werden.

### **2.3.3 Juristische Bewertung**

Auch juristische Bewertungen folgen dem Prinzip, wonach einem zu bewertenden Sachverhalt (dem Wertträger) aufgrund bestimmter Bewertungsregeln ein Wert zugeordnet wird. Meistens enthalten Bewertungsregeln mehrere Voraussetzungen und haben dann die Form (Alexy 1986, S.130f):

Wenn x die Merkmale  $F_1, \dots, F_n$  aufweist, dann ist x gut.

Die Merkmale  $F_1$  bis  $F_n$  beziehen sich dabei auf bestimmte Werte - Alexy (1986) bezeichnet sie als „Bewertungskriterien“. Im juristischen Kontext ist vor allem von Bedeutung, daß diese Bewertungskriterien abwägungsfähig sind. Das Gesamturteil „ist gut“ kann somit das Resultat einer Abwägung zwischen unterschiedlichen zu berücksichtigenden, aber sich entgegenstehenden Werten bzw. Bewertungskriterien darstellen.

Die im juristischen Kontext als Abwägung bezeichnete Zusammenfassung von Einzelbewertungen zu einem Gesamtergebnis unterscheidet sich methodisch nicht grundlegend von einer Gesamtbewertung, wie sie sich z.B. aus der Zusammenfassung von Einzelbewertungen im Rahmen eines naturschutzfachlichen Bewertungsverfahrens ergibt. Während es allerdings bei Abwägungen im juristischen Kontext oft unmittelbar einleuchtet, daß keine rechnerischen Verfahren oder Algorithmen zur Ermittlung des Gesamtergebnisses herangezogen werden können, werden solche bei Bewertungsverfahren im ökologischen Bereich regelmäßig verwendet.

Juristische und naturwissenschaftliche Vorgehensweise bei der Bewertung eines Sachverhaltes sind also im Prinzip analog (vgl. Schröder 1996). Ein Unterschied besteht eher darin, auf welche Weise begründet wird bzw. bis zu welchem Aggregationsgrad verschiedene Einzelbewertungen zusammengeführt werden müssen. Juristische Bewertungen sind im Prinzip handlungsrelevant - das heißt, es muß am Ende eine eindeutige Entscheidung stehen, während eine naturwissenschaftlich/ökologische Bewertungen oft auch auf dem Niveau einer Sammlung von Einzelbewertungen stehenbleibt, deren Interpretation dann politischen Gremien überlassen bleibt.

### 3 Zur umweltpolitischen Zieldiskussion

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit der Frage nach dem wünschenswerten Zustand von Natur und Umwelt und spannt dabei den Bogen von den philosophischen Grundlagen über allgemeine Orientierungen und Leitbilder bis hin zu konkreten politischen Umweltzielen und Umweltstandards. Zu den philosophischen Grundlagen gehören die ethischen Begründungen für den Schutz von Natur und Umwelt (Kap. 3.1.1) ebenso wie der sich in stetiger Wandlung befindliche Naturbegriff (Kap. 3.1.2). Die in der umweltpolitischen Zieldiskussion existierenden Idealvorstellungen und Ziele können in eine Zielhierarchie eingeordnet werden. Während allgemeine Leitbilder noch relativ unkonkret sind (Kap. 3.2), nimmt der Konkretisierungsgrad bei Umweltqualitäts- und –handlungszielen schon deutlich zu (Kap. 3.3) und ist am höchsten bei Umweltstandards, die in jedem Fall quantifizierte Größen darstellen (Kap. 3.4).

#### 3.1 Philosophische Grundlagen

##### 3.1.1 Ethische Begründungen für den Schutz von Natur und Umwelt

Die Umweltethik, auch als ökologische Ethik oder Naturethik bezeichnet, ist eine vergleichsweise neue Disziplin innerhalb der philosophischen Ethik. Hampicke (1993, S.80) identifiziert als Startpunkt für die umweltethische Diskussion das Jahr 1973. Damals wurde auf dem 15. Weltkongreß für Philosophie in Sofia die Frage gestellt: „Is there a need for a new, an environmental ethic?“ (Routley 1973). Im selben Jahr veröffentlichte der Norweger Arne Naess seine Ideen über Deep Ecology und Shallow Ecology (Naess 1973), mit denen er die Diskussion um Physiozentrik und Anthropozentrik einleitete. Gleichzeitig bekam die moderne Tierschutzbewegung mit Peter Singers „Animal Liberation“ neue Impulse (Singer 1975). In Deutschland bestimmte vor allem Hans Jonas‘ „Prinzip Verantwortung“ (1979) die frühe ökoethische Diskussion. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen sieht als Schlüsselprinzip der Umweltethik das Retinitätsprinzip an, wonach der Mensch seiner Verantwortung für die Natur nur gerecht werden kann, „ (...) wenn er die ‚Gesamtvernetzung‘ all seiner zivilisatorischen Tätigkeiten und Erzeugnisse mit dieser ihn tragenden Natur zum Prinzip seines Handelns macht“ (SRU 1994, Tz 36). Inzwischen wird die Naturethik-Debatte sehr heftig und ausführlich geführt. Angelika Krebs (1997) gibt einen systematischen Überblick über die verschiedenen Richtungen und ihre Argumentationsweisen (vgl. auch Frankena 1997):

Grundsätzlich kann zwischen Anthropozentrik und Physiozentrik (oft auch als Biozentrik bezeichnet) unterschieden werden. *Anthropozentrische* Begründungen stellen den Menschen als einziges moralisches Subjekt in den Mittelpunkt – nach dieser Vorstellung hat die Natur keinen eigenen moralischen Wert und ist nur für den Menschen da. *Physiozentrismus* hingegen beruht auf der Überzeugung, daß Natur einen eigenen moralischen Wert hat. Deshalb muß der Mensch „um ihrer selbst willen“ Rücksicht auf sie nehmen.

Physiozentrismus kann weiterhin dahingehend unterschieden werden, welche Wesen als Wertträger angesehen werden - damit hängt auch die Einstufung als mehr oder weniger „radikale“ Position zusammen. Der *Pathozentrismus* schreibt allen empfindungsfähigen Wesen einen moralischen Wert zu, der *Biozentrismus* schließt alle Lebewesen mit ein und der *radi-*

*kale Physiozentrismus* schließlich spricht der gesamten Natur einschließlich unbelebter Elemente wie Gesteine einen Wert zu. Bei letzterem kann noch eine *individualistische* und eine *holistische* Variante unterschieden werden. Während erstere nur einzelnen Bestandteilen der Natur wie Tieren, Pflanzen oder Steinen einen Wert zuschreibt, ist in der holistischen Variante die Ganzheit der Natur Trägerin moralischer Werte. Als zwischen Biozentrismus und holistischem Physiozentrismus angesiedelte Position ist noch diejenige des *Ökozentrismus* zu erwähnen, der die Schutzwürdigkeit ökosystemarer Zusammenhänge um ihrer selbst willen postuliert (Ott 2000, S.40). Die holistische Variante des Physiozentrismus steht jedoch ebenso wie der Ökozentrismus vor dem Problem, daß entsprechend einer Grundauffassung der modernen Ethik sich moralischer Respekt in erster Linie auf Individuen und nicht auf Kollektive bezieht (vgl. Ott 2000, S.41).

Die oben beschriebene Unterscheidung zwischen Anthropozentrismus und Physiozentrismus bezieht sich alleine auf die Frage, *wer oder was* die Träger moralischer Werte sind. Stellt man hingegen die Frage, wer diese Werte den jeweiligen Wertträgern zuschreibt, so gibt es auch auf dieser erkenntnistheoretischen Ebene zwei verschiedene Sichtweisen. Nach dem *epistemischen Wertanthropozentrismus* kommen Werte ausschließlich mit den Menschen in die Welt. Ohne Menschen ist es quasi egal, wie sich die Welt entwickelt, es gibt keinen besseren oder schlechteren Zustand der Welt, da es niemand gibt, dem dies etwas ausmachen könnte. Der *epistemische Wertphysiozentrismus* hingegen glaubt an die Existenz von Werten in der Natur, die unabhängig von der Existenz wertender Menschen sind. Entsprechend gibt es für den epistemischen Wertanthropozentrismus nur *relationale Werte*, d.h. Werte für den Menschen, während es im epistemischen Wertphysiozentrismus *absolute Werte*, d.h. Werte unabhängig von menschlicher Bewertung, gibt (vgl. auch Kap. 2.1.1).

Während die o.g. Unterscheidungen sich darauf bezogen, wer oder was Wertträger sein kann bzw. wer die Werte zuschreibt, können auch die Werte als solche differenziert werden. So kann zwischen Eigenwert (Selbstzweck) und Nutzwert unterschieden werden. Ersteres wird im allgemeinen als *intrinsischer Wert*, letzteres als *instrumenteller Wert* bezeichnet. Moralische Subjekte können nie nur einen instrumentellen Wert besitzen, sie verfügen immer auch über einen Eigenwert. Komplizierter wird es mit dem Eigenwert. Dieser kann sowohl moralischen Subjekten als auch solchen Wesen, die selbst keine Adressaten von Pflichten und damit keine moralischen Subjekte sind, zugeschrieben werden. Hampicke (1993, S.79) unterscheidet deshalb zwischen *intrinsischen Werten im engeren Sinne*, die nur moralischen Subjekten zugeschrieben werden, und *inhärenten Werten*, die auch anderen Wesen oder Dingen zugeschrieben werden können.

Ein bedeutender Unterschied zwischen beiden Werten besteht im Grad ihrer Verbindlichkeit. Während intrinsische Werte den Anspruch auf Allgemeingültigkeit in einer Gesellschaft stellen (z.B. daß Menschen wegen ihres intrinsischen Wertes nicht getötet werden dürfen), sind inhärente Werte in viel stärkerem Maße „Privatsache“ und drücken eine persönliche, emotionale Beziehung zum Objekt der Wertschätzung aus. In diesem Sinne sind ein großer Teil der von Naturschützern der Natur zugeschriebenen Werte eher inhärente als intrinsische Werte. Das bedeutet aber auch, daß die Naturschutz-Gesinnung eher anthropozentrische als biozen-

trische Züge trägt. „Nicht die Natur ist das moralische Subjekt, sondern die Naturliebhaber sind es; nicht ihr wird Unrecht getan, sondern jenen“ (Hampicke 1993, S.80).

In der praktischen Naturschutzdebatte wird jedoch in der Regel wenig über die philosophischen Hintergründe nachgedacht, sondern „Bewertung“ oft sehr pragmatisch gehandhabt. Oft wird gar nicht explizit benannt, auf welcher Grundlage bewertet wird. Gängige Naturschutz-Kriterien wie „Seltenheit, Gefährdung, etc. werden oft unreflektiert angewandt (vgl. Kapitel 2.3.1). Obwohl der Naturschutz-Gedanke auf den ersten Blick bio- bzw. physiozentrisch wirkt, da hier die Natur „um ihrer selbst Willen“ geschützt werden soll, ist doch bei näherem Hinsehen zumindest ein epistemischer Wertanthropozentrismus auszumachen: z.B. kommt der Wert einer bestimmten – gar durch den Menschen geschaffenen Kulturlandschaft – nur durch die vom Menschen vorgenommene Wertung zustande. Sie ist nur deshalb schön, weil sie von Menschen als schön empfunden und deshalb für erhaltenswert gehalten wird. Man kann aber auch noch weiter gehen und sagen, daß die Schönheit der Landschaft dem Menschen insofern „nutzt“, als sie in ihm angenehme Empfindungen auslöst, ihm Muße und Entspannung bietet. Hier liegt die Argumentation schon ziemlich nahe bei einem „instrumentellen“ Wert der Natur und damit einer eindeutig anthropozentrischen Sichtweise.

### **3.1.2 Der Naturbegriff in Philosophie- und Wissenschaftsgeschichte sowie der wissenschaftlichen Ökologie**

Der Begriff „Natur“, obwohl sehr häufig in der Alltagssprache, aber auch in Gesetzen benutzt, hat keineswegs eine eindeutige und klare Bedeutung. So spricht der Sachverständigenrat für Umweltfragen von einem „hohen Grad der Unbestimmtheit des Begriffsinhalts von ‚Natur‘“ (SRU 1987, S.121). Er taucht oft in antithetischen Begriffspaaren wie Natur und Technik oder Natur und Kultur, aber auch in synthetischen wie „Natur und Umwelt“ oder „Natur und Landschaft“ auf. Natur gilt je nach Kontext als etwas Erhabenes, Bedrohtes, zu Erforschendes, zu Besiegendes, zu Schützendes; Ökonomen reden vom Naturkapital, Naturschützer vom Eigenwert der Natur. Die Reihe ließe sich beliebig fortsetzen.

Für die Analyse *normativer Aussagen* über einen idealen Natur- bzw. Umweltzustand ist es von entscheidender Bedeutung, welches *Naturbild* diesen Aussagen tatsächlich zugrunde liegt. Um den modernen Naturbegriff besser verstehen zu können, ist es hilfreich, sich vor Augen zu führen, wie sich die Vorstellung von „Natur“ im Lauf der Geschichte im Zusammenhang mit wissenschaftlichem Erkenntnisgewinn über die „Natur“ verändert hat. Vor diesem Hintergrund läßt sich auch der Naturbegriff der wissenschaftlichen Ökologie, der ja zahlreichen naturschutzfachlichen Zielen zugrunde liegt, besser einordnen. Darüber hinaus ist die Beantwortung der Frage, was wir unter „Natur“ verstehen, wenn wir von „Naturschutz“ oder vom Erhalt der „natürlichen Lebensgrundlagen“ reden, sowohl für die Entwicklung sinnvoller Strategien im Sinne der Nachhaltigkeit (vgl. Kap. 3.2.1.1) notwendig als auch für die Entwicklung geeigneter Meßinstrumente, die den Umweltzustand erfassen, beschreiben und bewerten.

### *Veränderungen des Naturbegriffs*

Die folgende Darstellung bezieht sich vor allem auf die Arbeiten von Mainzer (1989) und Heiland (1992).

In der Frühzeit wurde Natur mythologisch gedeutet – dieses kam in den entsprechenden Naturreligionen zum Ausdruck. Die Natur selbst erschien wie ein großer Organismus, in dessen natürliche Abläufe der Mensch eingebunden war. Die Naturphilosophie löste die Naturreligion ab, als Natur nicht mehr als schicksalhaft akzeptiert wurde, sondern nach dem ihr zugrundeliegenden Ordnungsprinzip gesucht wurde, das vom Menschen allein durch Denken - (noch) nicht durch Experimente - erkannt werden kann. Die auch von Aristoteles geteilte Vorstellung von der Natur als Organismus blieb jedoch bis in die frühe Neuzeit erhalten. Für Aristoteles war es die erste Aufgabe der Naturphilosophie, die Naturbestandteile zu klassifizieren und zu ordnen (Taxonomie); die zweite war die Beschreibung der verschiedenen Entwicklungsstadien der Dinge nach dem Vorbild der Pflanzen und Tiere über Wachstum und Reife bis zum Verfall (Physiologie). Aristoteles' teleologische Vorstellung einer „wirkenden und handelnden Natur, einer Natur, die sich wie ein handelndes Subjekt von vernünftigen und ökonomischen Gesichtspunkten leiten läßt“ (Mittelstraß 1992, S.6), bestand bis zum Beginn der Neuzeit. Nach dieser Vorstellung fällt ein Stein zur Erde, weil er bestrebt ist, seinen natürlichen Ort an der Erdoberfläche aufzusuchen. Für Galilei und Kepler hingegen, als Mitbegründer der neuzeitlichen mathematischen Naturwissenschaft, sind es mathematische Gesetze, nach denen ein Körper in einer bestimmten Zeit einen bestimmten Weg zurücklegt. Sie glaubten daran, daß Gott sich in der mathematischen Ordnung und Harmonie in der Natur offenbart; das „Buch der Natur“ ist nach ihrer Vorstellung in mathematischer Sprache geschrieben. Die Entdeckung wichtiger Naturgesetze, wie z.B. das Gravitationsgesetz durch Newton, leitete über zum mechanistischen Naturbild des 17. und 18. Jahrhunderts: „Wie in einem großen Uhrwerk sollte ein Rad ins andere greifen und, über viele Stufen vermittelt, Bewegungen verursachen“ (Mainzer 1989, S.20). Nun sollten auch physiologische Vorgänge mechanistisch erklärt werden, z.B. indem das Herz als Pumpmaschine angesehen wurde.

Metaphysische Vorstellungen von der Natur wurden also im Zeitalter der Aufklärung zunehmend verdrängt – statt dessen wuchs die Überzeugung von der Erklärungskraft der Naturwissenschaften. Gleichzeitig gingen Philosophie und Naturwissenschaft ein enges Bündnis ein – so hatte z.B. Voltaire ein populäres naturphilosophisches Buch über die Newtonsche Physik geschrieben. Natur war im 18. Jahrhundert vorwiegend ein Erkenntnisobjekt. Das zunehmende technisch-naturwissenschaftliche Wissen im 19. Jahrhundert ermöglichte aber auch die Industrialisierung und die Nutzung der Natur als Rohstofflieferant.

Als Reaktion auf den physikalisch bestimmten Naturbegriff der Aufklärung entwickelten Philosophen wie Hegel und Schelling im 19. Jahrhundert die romantische Naturphilosophie, in der die Natur wieder als ein durch Geist beseelter Organismus gedacht wurde. Da dies von mathematisch und experimentell orientierten Naturwissenschaftlern nicht mehr nachvollzogen werden konnte, kam es letztendlich zur scharfen Trennung zwischen Natur- und Geisteswissenschaften<sup>14</sup>.

---

<sup>14</sup> Dies kam u.a. in der Einführung unterschiedlicher Fakultäten an den Universitäten im 19. Jh. zum Ausdruck (z.B. in Tübingen, vgl. Mainzer 1989, S.23).

Im 19. Jahrhundert wurden auf den Gebieten der Naturwissenschaften rasante Fortschritte gemacht, auf dem Gebiet der Physik z.B. in der Elektrizitätslehre, Optik und Wärmelehre. Newtons Theorie von Kraft und Bewegung ließ sich erweitern, um auch thermische, elektrische und physiologische Phänomene zu erfassen: die Maschinenkraft (z.B. die der Dampfmaschine) erhielt ihre physikalische Grundlage. „Stoff“ und „Kraft“ waren die Schlagworte der positivistischen Naturphilosophie jener Zeit. In der Chemie setzte sich die Atomhypothese durch – das Periodensystem der Elemente wurde entwickelt. Auf dem Gebiet der Biologie schließlich revolutionierte Darwin mit seiner Evolutionstheorie die alte aristotelische Vorstellung von zielgerichteten Kräften in der belebten Natur.

Im 20. Jahrhundert schließlich stieß die Physik an die Grenzen der anschaulich vertrauten Natur: Relativitäts- und Quantentheorie wurden entwickelt. Auch die klassischen Grenzen zwischen den Disziplinen wurden zunehmend aufgehoben: die Quantenchemie oder die Biochemie sind Beispiele dafür. Das zunehmend komplexe naturwissenschaftliche Wissen schlug sich in einer Vielzahl von Wissenschaftszweigen nieder, die jeweils unterschiedliche Teilsysteme der Natur untersuchen. Auch die moderne Ökologie bzw. Ökosystemforschung beschäftigt sich mit einem hoch komplexen Forschungsgegenstand. Der dieser modernen Wissenschaftsdisziplin zugrunde liegende Naturbegriff ist jedoch keineswegs einheitlich.

### ***Der Naturbegriff in der wissenschaftlichen Ökologie***

Die heutige wissenschaftliche Ökologie baut ebenfalls auf der oben beschriebenen Tradition auf, wobei der Forschungsgegenstand ihrer Vorläufer-Wissenschaften, wie z.B. der klassischen Naturgeschichte als Beschreibung und Ordnung der Lebensformen (vgl. Trepl 1987, S.64ff), die konkret erfassbaren „Naturreiche“ waren, zu denen in dieser Zeit neben dem Tier- und Pflanzenreich auch das Reich der Mineralien gehörte.

Mit der Abtrennung der Natur- von den Geisteswissenschaften im 19. Jahrhundert, ergab sich aber auch eine Trennung in dem Verständnis von „Natur“, das die biologischen Wissenschaften hatten und dem, was die sogenannten exakten Wissenschaften unter „Natur“ verstanden. Die exakten Naturwissenschaften reduzierten ihren Forschungsgegenstand auf das, was meßbar und in Gesetzesform faßbar war. Die Erfahrung der „Ökologen“ bzw. ihrer Vorgänger war hingegen, daß die „Gesetze, welche die generalisierenden Wissenschaften an der bereinigten und konstruierten Natur des Laborexperiments herzustellen versprochen, draußen nicht gelten“ (Trepl 1987, S.65). Ihr Forschungsgegenstand blieben die konkret erfassbaren Naturdinge, wobei der Unterschied zwischen Organischem und Anorganischem nur ein gradueller, kein substantieller war.

Die radikale Trennung zwischen Organischem und Anorganischem war allerdings eine Voraussetzung für die Vorstellung von einem autonomen Leben, was wiederum Grundbedingung dafür war, die *Wechselwirkungen* des Lebendigen mit seiner Umwelt zu untersuchen. Dies ist eine relativ moderne Vorstellung. Zwar hatten auch die Naturphilosophen Zusammenhänge zwischen Lebewesen und ihrer Umwelt entdeckt, interpretierten diese aber unter dem Gesichtspunkt der Zweckmäßigkeit oder Nützlichkeit: die Giraffe hat einen langen Hals, *damit* sie besser von den Bäumen fressen kann. Die Vorstellung, daß morphologische oder andere Merkmale Folge von Umwelteinflüssen sind, kam erst sehr viel später und wurde vor allem

durch Darwins Theorien unterstützt. Nicht ein Schöpfergott hatte alles in weiser Voraussicht geregelt, sondern die Ausstattung der Lebewesen war eine Reaktion auf die Umweltbedingungen. Der Übergang von der rein beschreibenden Naturgeschichte hin zur analytischen Ökologie war somit auch verbunden mit einem Wandel weg von der Finalität hin zur Kausalität (Trepl 1987, S.77).

Inzwischen gehört die Vorstellung von Wechselwirkungen zwischen Lebewesen untereinander bzw. mit der sie umgebenden Umwelt zum allgemeinen Gedankengut - nicht nur von ÖkologInnen. Sie taucht bereits 1866 in Haeckels Definition von Ökologie als „gesamte Wissenschaft von den Beziehungen des Organismus zur umgebenden Außenwelt“ auf, wobei zur Außenwelt auch die anderen Lebewesen gehören (Haeckel 1866, S.286). Der Begriff „Wechselwirkung“ findet sich aber auch als unbestimmter Rechtsbegriff z.B. in § 2, Abs. 1 des UVP-Gesetzes (UVPG 1990). Im Zusammenhang mit dieser Auffassung steht oft auch die Vorstellung von Harmonie und Gleichgewicht in der Natur. Auch diese gehört inzwischen zum allgemeinen Gedankengut, hat aber ihre Wurzeln schon in den Anfängen der Ökologie – so wurde der Begriff des Gleichgewichts in ökologischem Zusammenhang erstmals von Derham (1713) benutzt (vgl. Schramm 1988, S.13). Die Vorstellung einer „wohlgeordneten und harmonischen Natur, die sich in einem immerwährenden Gleichgewicht befindet oder darauf zustrebt“ (Jax 1998, S.96) herrschte lange Zeit innerhalb der Ökologie, vor allem bis Mitte des 20. Jahrhunderts. Auch einflußreiche deutsche Ökologen der ersten Jahrhunderthälfte wie Thienemann und Friedrichs, oder systemtheoretisch orientierte Ökologen der 80er Jahre wie Odum und Patten sprachen von der „Harmonie“ in der Natur (vgl. Jax 1998, S.97).

Damit verbunden war oft auch die Betonung der Ganzheit gegenüber den sie konstituierenden Teilen, was sich im Extrem in der Vorstellung von Ökosystemen als „Superorganismen“, äußerte. Diese Theorie, deren Hauptprotagonist in den 20er und 30er Jahren Clements in den USA war, beinhaltete auch die Monoklimax-Theorie – eine Vorstellung, daß einem bestimmten Klimatyp nur ein Klimaxstadium entspricht, egal, wie unterschiedlich die sonstigen Standortvoraussetzungen (z.B. Bodenverhältnisse) sind (Clements 1936). Dahinter steht die Vorstellung, daß „ähnlich wie im Keim eines Organismus schon angelegt ist, wie die Entwicklung verlaufen wird. auch schon die Sukzession der (Pflanzen-) Gesellschaften determiniert [ist]“ (Trepl 1987, S.145). Die Superorganismus-Idee in ihrer Reinform ist zwar heute nicht mehr wissenschaftlich anerkannt, die Idee der Ganzheit taucht aber auch in den jüngeren kybernetisch bzw. systemtheoretisch orientierten Ökosystemtheorien wieder auf. Überzeugungen wie „das Ganze ist mehr als die Summe seiner Teile“, „das Ganze kann nicht analytisch durch Reduktion auf die Teile erklärt werden“, oder „das Ganze wirkt auf die Teile ein und umgekehrt“ sind charakteristisch für die holistische Variante der Ökosystemtheorie, die den „naturwissenschaftlichen Kern des Naturbilds darstellt, die heute den ökologischen Zeitgeist prägt“ (Trepl 1988).

Das dieser holistischen Sichtweise entgegenstehende „individualistische Konzept“ hingegen spricht den Kombinationen von Lebewesen den systemaren Charakter ab – es gibt kein Systemganzes, für das die Einzelorganismen funktionieren wie Organe für den Körper. Dieses Konzept wurde innerhalb der Ökologie zuerst ignoriert, in der Mitte des 20. Jahrhunderts aber rehabilitiert und als „populationstheoretischer Ansatz“ bezeichnet. Dieses Verständnis von



Lebensgemeinschaften hat aber gegenüber dem holistischen Ansatz den Nachteil, daß hieraus nicht notwendigerweise eine Strategie des Schutzes von Ökosystemen folgt. Während beim holistischen Verständnis die Bedeutung von allem, was geschützt werden soll, durch seine Rolle im Ökosystem garantiert ist, da die Eigengesetzlichkeit des Ökosystems sozusagen Selbstzweck ist, muß entsprechend dem individualistischen Konzept der Zweck, wofür ein Ökosystem dienen soll, von außen gesetzt werden. „Es gibt (dann) so viele intakte Ökosysteme, wie es gesellschaftlich gesetzte Zwecke gibt, die sie erfüllen können. Schutzbegründungen auf dieser Organisationsebene müssen also auf rein gesellschaftliche Wertsetzungen rekurrieren.“ (Trepl 1988, S.178).

Nicht nur der Widerspruch zwischen Holismus und Individualismus prägte die Diskussion innerhalb der Ökologie in der Mitte des 20. Jahrhunderts. Zu dieser Zeit begann sich das Bild von Natur innerhalb der Ökologie auch allmählich immer mehr von der Gleichgewichtsauffassung hin zu einer Nichtgleichgewichtsauffassung zu verschieben. Natur wurde als dynamisch, sich stetig verändernd verstanden, in der „Gleichgewicht“ allenfalls ein vorübergehender Zustand sein kann. In dieses Konzept paßten auch natürliche „Störungen“ wie z.B. Waldbrände, Hochwässer oder Schädlingsbefall. Holling (1986) entwickelte z.B. die Theorie der „kreativen Destruktion“. Entscheidend für ein „gesundes“ Ökosystem ist demnach nicht mehr seine Stabilität im Sinne eines gleichbleibenden Zustands, sondern seine Resilienz, d.h. seine Fähigkeit, mit Störungen umzugehen.

Zu den neueren Vorstellungen, die sich ab der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts innerhalb der Ökologie entwickelten, gehört auch die aus der allgemeinen Systemtheorie auf Ökosysteme übertragene Theorie der Selbstorganisation. In Verbindung damit steht die thermodynamische Auffassung von Ökosystemen, wonach es sich um offene Systeme handelt, die hochwertige Energie von außen bekommen, diese „degradieren“ und damit innere Strukturen aufbauen (vgl. Müller et al. 1998, Valsangiacomo 1998, S.293ff). Damit ist das Entropie-Problem, „(...) wie es möglich [ist], daß in einer Natur, die nach dem 2. Hauptsatz der Thermodynamik auf Unordnung, Tod und Zerfall programmiert scheint, die Evolution des Lebens zu immer komplexeren Ordnungs- und Lebenssystemen stürmt (...)“ (Mainzer 1989, S.25), gelöst.

Dieser kurze Abriß sollte einen groben Überblick darüber geben, daß die Vorstellung von dem, was „Natur“ ist, einem historischen Wandel unterliegt, und auch die heutige Auffassung von Natur bzw. Ökosystemen Wandlungen unterliegen kann bzw. auch in der wissenschaftlichen Diskussion keineswegs einheitlich ist. Während es hier aber in erster Linie um die Beschreibung bzw. Erklärung von Natur, also den „Ist-Zustand“ ging, soll im nächsten Kapitel dargestellt werden, welche „Soll-Zustände“, d.h. welche umweltpolitischen Leitbilder bzw. Leitlinien, aus diesen Auffassungen von Natur bzw. Ökosystemen abgeleitet werden.

### 3.2 Zur Leitbilddiskussion

Der Begriff „Leitbild“ beschreibt im allgemeinen Sprachgebrauch „ideelhafte, richtungsweisende Vorstellungen, deren Verwirklichung in der Praxis durch die Wahl entsprechender Grundsätze, Methoden und Einzelziele angestrebt wird (Brockhaus 1983). In diesem Sinne wird der Begriff auch für die im Rahmen der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio formulierten obersten Prinzipien einer nachhaltigen Entwicklung verwendet. Die Agenda 21 wird als allgemeines Leitbild verstanden, das es durch konkrete Ziele und Maßnahmen umzusetzen gilt. Demgemäß wird in der Nachhaltigkeitsdebatte inzwischen einvernehmlich der Begriff Leitbild benutzt, wenn vom „Sustainability“-Prinzip die Rede ist, welches von verschiedenen Institutionen unterschiedlich übersetzt wird (vgl. Kap. 3.2.1.1).

In Abgrenzung dazu hat der Begriff des Leitbilds in den Planungsdisziplinen (z.B. der Landschaftsplanung) eine andere, weitaus konkretere Bedeutung. Ein Leitbild bezieht sich hier in der Regel auf die langfristige Gestaltung eines Landschaftsausschnittes, wie z.B. für Küstenregionen (Straßer 1994) oder einzelne Bäche (Esser 1997), und ist in verschiedenen Schritten möglichst detailliert zu entwickeln (Jessel 1994). Leitbilder werden dann oft in Form von Karten, die die erwünschten Landschaftselemente darstellen, konkretisiert.

Im Kontext dieser Arbeit soll der Begriff Leitbild jedoch im zuerst genannten allgemeinen Sinne, das heißt als grundsätzliche Vorstellung über gesellschaftspolitische Ziele, die über rein umweltpolitische Ziele hinausgehen und auch soziale und ökonomische Ziele beinhalten, verwendet werden.

Die bekannte und viel zitierte „Zielpyramide“, wonach Leitbilder durch Leitlinien konkretisiert und aus diesen dann wiederum Umweltqualitätsziele und Umweltstandards abgeleitet werden, geht auf eine Arbeit von Fürst et al. (1989) im Auftrag des Umweltbundesamts zurück. Mit dem Ziel, Umweltqualitätsziele und Umweltstandards zu systematisieren, wurde auch deren Bezug zu Leitbildern und Leitlinien ansatzweise dargestellt (ebd., S.10f). Dieses Schema findet sich in vielen Arbeiten mehr oder weniger stark modifiziert wieder (z.B. SRU 1994, S.101, 1995, S.69; Sandhövel 1996, S.74; 1997, S. 27; Surburg 1995, S.25), obwohl die Begriffe nicht scharf gegeneinander abgegrenzt sind. Eine Auseinandersetzung mit den Begriffen Leitlinie, Leitbild usw. findet sich auch in Lehen und Härtling (1997).

In der Weiterentwicklung dieses Schemas gibt es demzufolge bezüglich der Definitionen bzw. Begrifflichkeiten einige Unterschiede, wobei unumstritten ist, daß sich (Umwelt-)Ziele von unterschiedlichem Abstraktionsgrad in eine hierarchische Struktur einordnen lassen. Einige Ansätze vermeiden den Begriff „Leitlinie“ völlig, da er zu wenig vom Begriff „Leitbild“ abgegrenzt ist (z.B. Esser 1997) oder verwenden die Begriffe weitgehend synonym (Surburg 1995). Der Sachverständigenrat für Umweltfragen benutzt den Begriff Leitlinie im Sinne von Handlungsprinzipien bzw. –anweisungen oder Managementregeln (SRU 1994, S.84, S.101). In der Wuppertal-Studie werden Leitlinien sowohl als Konkretisierung eines Leitbildes als auch als Handlungsprinzip benutzt (BUND und MISEREOR 1997). Die Enquête-Kommission (1998) führt ebenfalls eine hierarchische Kategorie unterhalb des Leitbildes ein und be-

zeichnet diese als Handlungsmaximen bzw. „grundlegende Regeln“<sup>15</sup>. Ähnliche Operationalisierungen des Leitbild-Begriffs finden sich beim BMU in Form von „Managementregeln der Nachhaltigkeit“ (BMU 1998b, S.9).

Im Kontext dieser Arbeit - die sich im weiteren ausdrücklich auf die ökologische Dimension des Nachhaltigkeitspostulats beschränkt und die ökonomische und soziale Dimension weitgehend unberücksichtigt läßt - sollen mit dem Begriff Leitlinie alle aus dem Nachhaltigkeits-Leitbild abgeleiteten Anforderungen bezeichnet werden, die sich nicht auf konkrete Einzelaspekte wie z.B. ein bestimmtes Umweltmedium oder eine quantifizierbare Größe (z.B. Schadstoffemissionen) beziehen. Als Leitlinien sind dann z.B. die o.g. Managementregeln des SRU oder BMU anzusehen oder aber das Prinzip der „Ökologischen Integrität“ (Barkmann 2000; vgl. Kap. 3.2.3.2).

In den folgenden Kapiteln wird auf das Leitbild der Nachhaltigkeit sowie verschiedene Umsetzungsstrategien eingegangen (Kap. 3.2.1), daneben werden naturschutzfachliche (Kap. 3.2.2) und ökosystemare Ansätze (Kap. 3.2.3) beleuchtet.

### **3.2.1 Leitbilder, Leitlinien und Konzepte in der umweltpolitischen Diskussion**

In diesem Kapitel werden Begriffe bzw. Konzepte, die derzeit in der allgemeinen umweltpolitischen Diskussion benutzt werden, erläutert und auch dargestellt, wo sie gegebenenfalls mit unterschiedlicher Bedeutung verwendet werden. Es handelt sich um das mittlerweile allseits akzeptierte Leitbild der Nachhaltigkeit sowie verschiedene Konzepte, die aus unterschiedlicher Perspektive zur Umsetzung des Nachhaltigkeitsprinzips dienen sollen.

#### **3.2.1.1 Nachhaltigkeit als ethisches Prinzip**

Das Prinzip der „Nachhaltigkeit“ bzw. der „nachhaltigen Entwicklung“ gelangte vor allem im Zusammenhang mit der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro 1992 ins Blickfeld der Öffentlichkeit. Seither ist die Flut der Veröffentlichungen zu diesem Thema – ebenso wie die Zahl der Definitionsvorschläge für den Begriff – nicht mehr überschaubar.

Die ursprüngliche, von der Brundtland-Kommission entwickelte Definition für „sustainable development“ lautete: „*to ensure that development meets the needs of the present generation without compromising the ability of future generations to meet their own needs*“ (WCED 1987). In der deutschen Sprache wurden die Begriffe „sustainability“ bzw. „sustainable development“ überwiegend mit „Nachhaltigkeit“ bzw. „nachhaltiger Entwicklung“ (Enquête-Kommission 1998, BMU 1997b, 1998, UBA 1997a) übersetzt, aber auch mit Zukunftsfähigkeit (z.B. BUND und MISEREOR 1997) oder „dauerhaft-umweltgerechter Entwicklung“ (SRU 1994, 1996).

Inzwischen ist „Nachhaltigkeit“ bzw. „nachhaltige Entwicklung“ zu einem allseits akzeptierten gesellschaftlichen Leitbild geworden. Konsens besteht auch im allgemeinen darin, daß das

---

<sup>15</sup> Diese werden für alle drei Dimensionen des Nachhaltigkeits-Leitbildes entwickelt, wurden allerdings erst für die ökologische Dimension abschließend diskutiert. Es sind dies die „vier Regeln zum dauerhaften Umgang mit natürlichen Ressourcen“ (sinngleich mit den vier grundlegenden Regeln zum Management von Stoffströmen der Enquête-Kommission des 12. Bundestages) inklusive der vom Sachverständigenrat für Umweltfragen geforderten Regel zum Schutz der menschlichen Gesundheit (Enquête-Kommission 1998, S.43ff).

Leitbild drei Dimensionen – die ökologische, die soziale und die ökonomische – beinhaltet, die nicht unabhängig voneinander betrachtet werden können. Einige Ansätze vertreten dabei den Standpunkt, daß die ökologische Dimension die wichtigste sei, da die natürlichen Ressourcen die unabdingbare Basis jeglicher Entwicklung darstellen. Andere Ansätze betonen hingegen die Gleichberechtigung aller drei Aspekte. Dabei liegt auf der Hand, daß es zwischen diesen drei Bereichen auch massive Zielkonflikte gibt – so z.B. denjenigen zwischen Ökologie und Ökonomie.

Der Grundgedanke des Nachhaltigkeits-Prinzips, wie es in der Konferenz in Rio diskutiert wurde, ist Gerechtigkeit, und zwar sowohl Gerechtigkeit zwischen heute lebenden Menschen - explizit zwischen armen und reichen Ländern (intra-generationelle Gerechtigkeit) - als auch Gerechtigkeit zwischen heutigen und zukünftigen Generationen (inter-generationelle Gerechtigkeit). Nachhaltigkeit ist damit ein ethisches Prinzip, das sich auf Menschen als moralische Subjekte bezieht. In diesem Sinne ist es auch als anthropozentrisches Prinzip einzuschätzen (vgl. Kap. 3.1.1).

Während die Komponente der intra-generationellen Gerechtigkeit in der aktuellen Diskussion einen immer geringeren Stellenwert einnimmt und hauptsächlich von entwicklungspolitisch orientierten Gruppen hervorgehoben wird (z.B. BUND und MISEREOR 1997, S.265), hat sich die Idee einer inter-generationellen Gerechtigkeit sehr weit verbreitet. Lokale Agenda 21-Gruppen machen sich Gedanken darüber, wie sie ihre konkrete Umwelt auch noch für nachfolgende Generationen lebenswert erhalten können<sup>16</sup>. Überlegungen zu einer globalen Verteilungsgerechtigkeit stehen dagegen erst – wenn überhaupt – an zweiter Stelle. Die schon erwähnte Vorrangstellung der ökologischen Dimension innerhalb des Nachhaltigkeitskonzepts verführt auch dazu, bisher unter dem Stichwort „Umweltschutz“ laufende Tätigkeiten und Konzepte nun mit dem neuen Label „Nachhaltigkeit“ zu versehen. Auch dies ist mit ein Grund für den inflationären Gebrauch des Begriffes.

### **3.2.1.2 Leitlinien und Maße zur Umsetzung des Nachhaltigkeitsprinzips**

Um das abstrakte ethische Prinzip der Nachhaltigkeit umzusetzen, bedarf es konkreter Vorschläge in Form von Leitlinien, Managementregeln oder Handlungsprinzipien. In diesem Kapitel sollen (ohne Anspruch auf Vollständigkeit) die in der derzeitigen umweltpolitischen Diskussion aktuellen Ideen vorgestellt und verglichen bzw. ihr normativer Hintergrund beleuchtet werden.

Vom Sachverständigenrat für Umweltfragen werden als Leitlinien zur Umsetzung des Nachhaltigkeitsprinzips z.B. die „Einhaltung der Tragkapazität“ oder die "Erhöhung der Ressourceneffizienz“ genannt (SRU 1994, Tz 136). Diese beiden Konzepte unterscheiden sich hinsichtlich ihres Ansatzpunktes. Während die Tragkapazität die absolute Belastungsgrenze eines bestimmten Systems angibt, hebt die Erhöhung der Ressourceneffizienz auf eine Reduktion der Nutzung natürlicher Ressourcen ab.

---

<sup>16</sup> Inzwischen haben rund 1200 Städte und Gemeinden in Deutschland einen Beschluß gefaßt, eine lokale Agenda 21 zu erarbeiten (Zipf 1999).

Die Berücksichtigung der Tragekapazität gehört zu den geläufigsten Forderungen innerhalb der ökologischen Dimension der Nachhaltigkeitsdiskussion. Das Konzept der Tragekapazität oder -fähigkeit wird jedoch in unterschiedlichem Sinne benutzt. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen verwendet es z.B. im Sinne von „Aufnahmefähigkeit“ für Schadstoffe oder sonstige Belastungen (vgl. SRU 1994, Wiggering und Rennings 1995). Die ökologische bzw. biologische Definition von Tragekapazität oder carrying capacity hingegen bezieht sich auf die Anzahl von Individuen einer bestimmten Spezies, die ein definierter Raum tragen kann (Mohr 1996, S.45). In der Ökonomie ist diese bestimmte Spezies der Mensch – allerdings bedeutet „tragen“ in diesem Kontext mehr als das schlichte Überleben, sondern bezieht auch noch bestimmte weitere Rahmenbedingungen wie z.B. den geforderten Lebensstandard oder auch technologische Entwicklungen mit ein. Nach diesem Verständnis kann die Tragekapazität eines bestimmten Raumes nicht absolut bestimmt werden (vgl. Renn und Kastenholz 1996) bzw. unterliegt auch zeitlichen Veränderungen. So hat sich z.B. die globale Tragekapazität aufgrund des technologischen Fortschritts seit den Zeiten des Neolithikums vertausendfacht (Mohr 1996, S.46).

Stellt man jedoch die Verhältnisse in Deutschland bzw. Europa ins Zentrum der Überlegungen, so wird der praktische Unterschied zwischen beiden Ansätzen weitaus geringer, als es ursprünglich scheint. Die Tragekapazität der Umwelt ist in Mitteleuropa vor allem im Hinblick auf die Aufnahmefähigkeit für Schadstoffe überschritten. Im Gegensatz zu anderen Gebieten der Erde ist dies hier das weitaus größere Problem als etwa eine unzureichende Nahrungsmittelproduktion. Insofern bedeutet die Beachtung der Tragekapazität der Umwelt in Mitteleuropa vor allem die Einhaltung kritischer Belastungsgrenzen für stoffliche und strukturelle Einwirkungen (vgl. SRU 1994).

Ähnliche Überlegungen wie bei der Tragekapazität liegen auch dem Konzept des *Umwelt-raums* (Opschoor 1992, 1994) zugrunde. Auch hier werden die Belastungsgrenzen eines definierten Raumes (wie z.B. eines Staatsgebiets oder einer Region) bestimmt. Sie werden z.B. aus Dosis-Wirkungs-Beziehungen theoretisch abgeleitet und auf einen bestimmten Zeithorizont bezogen. Daraus lassen sich maximal zulässige Nutzungsraten für einen Raum insgesamt bzw. maximal zulässige Nutzungsraten pro Kopf ableiten. Das Konzept des Umwelttraums wurde u.a. im niederländischen Umweltplan (Buitenkamp et al. 1992), in der Wuppertal-Studie „Zukunftsfähiges Deutschland“ (BUND & MISEREOR 1997) bzw. einer früheren Studie des Wuppertal-Instituts (Spangenberg 1995) und in einer für die Schweiz durchgeführten Studie (WWF et al. 1995) angewandt. In letzterer wurde eine „Nachhaltigkeits-Grenze der Umweltnutzung“ ermittelt, in die auch normative Prämissen wie z.B. intra-generationelle Gerechtigkeit einfließen (ebd., S.25). Entsprechend wird für jede Nutzung – unterschieden in Ressourcenverbrauch einerseits und Emissionen andererseits – ein spezifischer Umwelttraum angegeben. So beträgt z.B. der Umwelttraum für den Verbrauch an Primärenergie 75 GJ pro Kopf und Jahr, für den Verbrauch von Zement 80 kg/EW·a, für CO<sub>2</sub>-Emissionen 1,7 t/EW·a (ebd., S.9).

Der *Ökologische Fußabdruck* hingegen ist keine Belastungsgrenze, sondern stellt ein Maß für eine reale Inanspruchnahme von Ressourcen dar. Das Konzept des ökologischen Fußabdrucks wurde ursprünglich aus ökonomischer Perspektive entwickelt (vgl. Wackernagel und Rees

1996, Wackernagel et al. 1999). Es wird diejenige Fläche berechnet, die notwendig ist, um die Einwohner einer Region bzw. eines Staates mit Ressourcen zu versorgen und ihre Abfälle aufzunehmen. Auf eine Monetarisierung wird absichtlich verzichtet, weil diese eine Substituierbarkeit vorspiegeln würde, die tatsächlich aber nicht gegeben ist. Statt dessen wird der ökologische Fußabdruck in Flächeneinheiten angegeben. Je nachdem, welche Technologien theoretisch eingesetzt werden (sollen), ergibt sich bei gleichem Konsummuster eine unterschiedlich große Landfläche. Wackernagel et al. (1999) setzen z.B. bei ihrem Vergleich verschiedener Staaten voraus, daß nur herkömmliche Technologien verwendet werden (ebd., S. 376), während in der Schweizer Studie von der Hypothese ausgegangen wird, das aktuelle Konsumniveau ausschließlich mit nachhaltigen Technologien und Landbearbeitungsmethoden aufrecht zu erhalten. So wird bei diesem Ansatz z.B. berechnet, wieviel Waldfläche notwendig wäre, um den jährlichen CO<sub>2</sub>-Austoß zu absorbieren oder welche Fläche notwendig wäre, um den fossilen Energiebedarf durch nachwachsende Rohstoffe zu decken (WWF et al. 1995, S.105).

Ein weiteres Maß für die Inanspruchnahme von Ressourcen ist die *Ressourceneffizienz*. (Synonym dazu wird häufig auch der Begriff *Ressourcenproduktivität* gebraucht.) Sie beschreibt das Verhältnis zwischen einem Produkt oder einer Dienstleistung und dem dafür notwendigen Input an Rohstoffen bzw. Energie. Je kleiner der Ressourceneinsatz pro Produkteinheit, desto höher ist die Effizienz. Ein mögliches Maß, diese Effizienz zu messen, stellt der MIPS-Ansatz dar: „Das Maß für Umweltbelastungsintensität ist die das ganze Produktleben umspannende Material-Intensität pro Serviceeinheit, also der Materialverbrauch von der Wiege bis zur Wiege pro Einheit Dienstleistung oder Funktion – die MIPS“ (Schmidt-Bleek 1994, S.108). Je höher der Materialeinsatz pro Produkt, desto höher ist die MIPS und desto niedriger ist die Ressourceneffizienz. Sie stellt somit den Kehrwert der Ressourceneffizienz dar (Hinterberger und Schmidt-Bleek 1999). Die Ressourceneffizienz wird z.B. auch als Indikator im Umweltbarometer des Umweltbundesamts bzw. als Teilaspekt im DUX verwendet (vgl. Kap. 5.2.2.1). Prominente Vorschläge, in welcher Größenordnung die Ressourceneffizienz in Deutschland bzw. den Industrieländern gesteigert werden könnte bzw. sollte, sind die Konzepte „Faktor vier“ (von Weizsäcker et al. 1996) bzw. „Faktor zehn“ (Schmidt-Bleek 1994, 1998).

Synonym zur Ressourceneffizienz wird oft auch der Begriff der *Ökoeffizienz* verwendet. Er beinhaltet jedoch noch Aspekte, die über das reine Stoffstromkonzept hinausgehen. So kann Ökoeffizienz als „Verhältnis zwischen Wertschöpfung und Schadschöpfung“ (Schaltegger 1999, S.13) bezeichnet werden, d.h. es werden auch andere (Schad-)Wirkungen - unabhängig von Stoffströmen - berücksichtigt. Deutlich von diesen Effizienzmaßen, die den marktwirtschaftlichen Erfolg eines Produktes beschreiben, ist die *Öko-Effektivität* zu unterscheiden. Sie ist die Maßgröße dafür, ob umweltpolitische Ziele erreicht werden bzw. bestimmte Maßnahmen wirksam sind. Zur Unterscheidung zwischen Öko-Effizienz und Öko-Effektivität siehe auch Stahlmann und Clausen (1999) bzw. Schaltegger (1999).

Alle hier vorgestellten Konzepte beruhen auf der Grundidee, daß der Ressourcenverbrauch bzw. die Inanspruchnahme ökologischer Leistungen der Natur durch den Menschen derzeit zu hoch ist und reduziert werden müßte. Während einige Konzepte hierfür ein absolutes Maß oder eine absolute Grenze vorschlagen, beschränken sich andere darauf, lediglich Maße für

die Ermittlung bzw. Quantifizierung der Naturnutzung vorzuschlagen. Der Schwerpunkt bei allen genannten Konzepten liegt auf dem z.T. auch sehr ökonomisch ausgerichteten Ressourcenaspekt. Im nächsten Kapitel soll auf einen anderen Blickwinkel, nämlich auf naturschutzfachliche Ansätze eingegangen werden.

### **3.2.2 Naturschutzfachliche Ansätze**

#### **3.2.2.1 „Konservativer“ Naturschutz und Erhalt biologischer Vielfalt**

Der Ursprung des Naturschutzgedankens wird oft mit den Namen Ernst Rudorff und Hugo Conwentz in Verbindung gebracht (vgl. Schoenichen 1954). Rudorff verfaßte bereits 1880 eine programmatische Begründung von umfassenden Natur- und Heimatschutzforderungen (Rudorff 1880). Naturschutz war in seinem Konzept allerdings nur ein Teil eines umfassend gedachten Heimatschutzes, der auch Sitten und Gebräuche sowie von Menschen geschaffene Objekte wie Burgen, Städte, etc. als Gegenstand hatte (vgl. Knaut 1990). Ihm lag besonders der ganzheitliche Schutz der Landschaft, und zwar aus überwiegend ästhetischen Erwägungen am Herzen, weniger aber der Schutz einzelner Objekte bzw. Landschaftsbestandteile. Er stand damit im Gegensatz zu Hugo Conwentz, dem späteren Leiter der 1906 gegründeten „Staatlichen Stelle für Naturdenkmalpflege in Preußen“, der 1904 in seiner Denkschrift „Die Gefährdung der Naturdenkmäler und Vorschläge zu ihrer Erhaltung“ Naturschutz in Form von kleinen, über die Landschaft verstreuten Reservaten propagierte (vgl. Erz 1990, S.104, Knaut 1990, S.117). Naturdenkmäler konnten dabei sowohl einzelne Landschaftsbestandteile wie Felsen, Schluchten oder Berge, aber auch Einzelobjekte wie freistehende Bäume sein.

Die Ursprünge des Naturschutzgedankens bezogen sich somit auf zwei Aspekte: die ästhetisch-ganzheitliche Qualität von Landschaften – wobei hier nicht nur unberührte Landschaft, sondern ausdrücklich auch die vom Menschen geschaffene Kulturlandschaft gemeint war – sowie die Erhaltung von als besonders wertvoll erachteten einzelnen Objekten (Naturdenkmälern) innerhalb dieser Landschaft.

Im modernen Bundesnaturschutzgesetz von 1998 finden sich beide Aspekte wieder. Segregativer Naturschutz im Sinne von Conwentz findet nach wie vor durch die Ausweisung von Schutzgebieten und Naturdenkmälern statt (vierter Abschnitt des BNatSchG). Als eines der grundsätzlichen Ziele des Naturschutzes wird darüber hinaus in § 1 Abs. 1 BNatSchG die nachhaltige Sicherung der „Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft“ genannt, wobei hier keine Aussagen über eine räumliche Begrenzung des Schutzobjektes gemacht werden. Der Begriff der Eigenart entspricht dabei den Vorstellungen, wie sie vom Gedanken des Heimatschutzes<sup>17</sup> geprägt waren. Der Begriff der Schönheit wiederum korrespondiert mit den ästhetischen Vorstellungen Rudorffs.

Die besondere Wertschätzung der Vielfalt, insbesondere der Artenvielfalt, ist hingegen relativ neu. Vielfalt als eigenständiges Ziel ist in den älteren Konzepten noch nicht explizit enthalten – allenfalls implizit insofern, als mit dem bestehenden, damals sehr artenreichen Zustand auch

---

<sup>17</sup> Die Ursprünge des Heimatschutzgedankens und seine geschichtliche Entwicklung zeichnet Knaut (1993) detailliert nach. Eine ausführliche Auseinandersetzung mit dem Heimatschutzgedanken findet sich bei Eser (1998, S.97-106).

die damit bestehende Vielfalt erhalten bleiben sollte. Ein Bewußtsein über die Problematik des Aussterbens von Arten konnte sich in der Zeit des Höchststandes des Artenreichtums (Mitte des 19. Jahrhunderts) logischerweise auch kaum einstellen. Dieser Zeitraum, d.h. die vorindustrielle Agrarlandschaft des 19. Jahrhunderts, wird ja gerade als zeitlicher Bezugspunkt für die Beurteilung des heutigen Artenreichtums herangezogen.

Das Bewußtsein über den Verlust von Arten und Lebensräumen, der sich vor allem in den letzten Jahrzehnten beschleunigte, führte zu dem dezidierten Naturschutzziel, die *Vielfalt* von Natur und Landschaft zu erhalten. Dementsprechend stellt die Erhaltung der biologischen Vielfalt einen wesentlichen Bestandteil des heutigen Naturschutzes dar. Dabei wird die biologische Vielfalt in drei Ebenen unterschieden: die genetische Vielfalt, die Artenvielfalt und die Vielfalt der Lebensräume (BfN 1997, S.17). Die folgenden Ausführungen beziehen sich im Wesentlichen auf den Bericht der Bundesregierung zur biologischen Vielfalt (BMU 1998a).

In der Bundesrepublik werden ca. 1.400 Arten in Land- und Forstwirtschaft einschließlich Gartenbau genutzt. Insgesamt sind in der BRD 45.000 Tierarten und 28.000 Pflanzenarten (davon 3.200 Gefäßpflanzen) bekannt (ebd., S.15ff). Für ca. ein Viertel dieser Arten wurden sogenannte „Rote Listen“ erstellt, unter anderem für Gefäßpflanzen, Moose, alle Wirbeltierklassen, Tagschmetterlinge, Heuschrecken und Laufkäfer. Nach diesen Listen gelten ca. die Hälfte aller Wirbeltierarten und ein Drittel der Gefäßpflanzen als in ihrem Fortbestand gefährdet, bis zu 10 % der Arten einzelner Gruppen als ausgestorben oder verschollen (ebd., S.31). Bezugspunkt für die roten Listen ist in der Regel der Artenbestand in Deutschland um 1850<sup>18</sup>.

Die Anzahl der Biotoptypen in Deutschland wird mit ca. 750 angegeben. Dazu zählen sogenannte natürliche Lebensräume ohne (direkte) menschliche Beeinflussung wie z.B. Felsen, Hochmoore oder das Wattenmeer, weiterhin naturnahe Biotope, die zwar von menschlicher Nutzung beeinflusst sind, aber noch weitgehend Elemente der potentiellen natürlichen Vegetation aufweisen (Wälder, Extensivgrünland), sowie anthropogene Lebensräume, die ihre Entstehung menschlicher Tätigkeit verdanken und den größten Flächenanteil einnehmen. Zu letzteren gehören z.B. Äcker, Intensivgrünland, Forsten und urban-industrielle Lebensräume, aber auch zahlreiche, wegen ihrer speziellen Vielfalt als wertvoll erachtete Biotope, wie z.B. Heiden, Magerrasen oder Feuchtwiesen (ebd., S.14).

Nimmt man den Zustand Mitte des 19. Jahrhunderts als Referenz, so sind über zwei Drittel der Biotoptypen in ihrem Bestand gefährdet, 15 % bereits von völliger Vernichtung bedroht. Nur 6 % aller vorkommenden Biotoptypen gelten als nicht gefährdet, wobei sich darunter überwiegend Biotoptypen wie intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen oder Parkrasen befinden, die aus Naturschutzsicht als nicht besonders schutzwürdig gelten. Der Verlust an Lebensräumen hat sich insbesondere in den letzten Jahrzehnten aufgrund verschiedener Ursachen beschleunigt. Dazu zählen Stoffeinträge, Gewässerausbau, Intensivierung der Landwirtschaft sowie die Aufgabe herkömmlicher Nutzungen (ebd., S.30).

---

<sup>18</sup> Fauna: Binot et al. 1998, S.9; Gefäßpflanzen: Korneck et al. 1996, S.23; für die Biotoptypen ist die Kenntnis über den Zustand im Jahr 1850 allerdings sehr gering (Riecken et al. 1994).



Da für den Erhalt der Arten- und genetischen Vielfalt der Schutz von Lebensräumen notwendige Bedingung ist, lassen sich die drei Aspekte des Schutzes biologischer Vielfalt nicht trennen. Die Argumente zur Begründung der Notwendigkeit des Schutzes biologischer Vielfalt decken ein breites Spektrum ab – von umweltethischen Argumenten, die jeder einzelnen Art einen intrinsischen Wert zumessen, über utilitaristische Argumente (z.B. die Menschheit benötigt die genetische Vielfalt zur Produktion von Nahrungs- und Arzneimitteln) bis hin zum Argument, daß das globale Ökosystem letzten Endes auf keine Art verzichten kann, es „im Naturhaushalt entbehrliche Arten eigentlich nicht gibt“ (Kaule 1986, S.15). Einen guten Überblick über die utilitaristischen Argumente für den Schutz der Biodiversität gibt der Bericht der Bundesregierung nach dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt, da hier in erster Linie auf die *Leistungen* der Biodiversität für den Menschen abgehoben wird:

„Die wichtigsten Leistungen biologischer Vielfalt für Deutschland sind:

- Biologische Vielfalt trägt entscheidend zur Bereitstellung und Regeneration sauberer Umweltmedien wie Wasser und Boden bei. (...).
- Ohne eine ausreichende Vielfalt an Kulturpflanzen und –sorten sowie Nutztieren ließe sich auch in Deutschland eine gesunde und abwechslungsreiche Ernährung nicht dauerhaft sicherstellen. (...).
- Ein beachtlicher Teil – an die 50 % - der in Deutschland verwendeten Medikamente beruht auf der Nutzung von Wirkstoffen pflanzlichen und tierischen Ursprungs. (...).
- Eine große Anzahl nachwachsender Rohstoffe – Produkte biologischer Vielfalt – findet breite Anwendung in allen Bereichen unseres Lebens [Holz, Textilien, Wolle, Leder]. (...).
- Natürliche, naturnahe und oftmals artenreiche Lebensräume erfüllen wichtige Funktionen als Erholungsräume für die Bevölkerung. (...).
- Bestandteile biologischer Vielfalt, etwa in Form genetischer Ressourcen, sind unverzichtbarer „Rohstoff“ für moderne Biotechnologien (...).
- Die genetische Vielfalt wirkt sich über die Anpassungsfähigkeit von Populationen an sich ändernde Umweltbedingungen auf die Stabilität und Elastizität von Ökosystemen aus“ (BMU 1998a, S.8f)

Während die hier aufgeführten Argumente der Biodiversität und damit der Natur als solcher überwiegend einen *instrumentellen* Wert zuschreiben, existieren innerhalb der umwelt- bzw. naturethischen Diskussion durchaus auch Überzeugungen, die der Natur bzw. den in ihr vorkommenden Lebewesen einen Eigenwert unabhängig von menschlichem Nutzen zubilligen. Es kann sich dabei, wie in Kap. 3.1.1 ausgeführt, sowohl um *intrinsische* Werte, d.h. Eigenwerte im engeren Sinne handeln, die einzelne Naturbestandteile unabhängig von einer Wertschätzung durch den Menschen besitzen, oder aber auch um *inhärente* Werte handeln, die den Naturbestandteilen erst durch eine (nicht-instrumentelle) Wertschätzung durch den Menschen zukommt. So können Naturfreunde die bloße Existenz einer Art wertschätzen, ohne einen Nutzen daraus zu ziehen. Man könnte sogar noch weiter gehen und eine Art, z.B. im tropischen Regenwald, wertschätzen, ohne sie jemals gesehen haben. Noch weitgehender wäre die prinzipielle Wertschätzung einer (bzw. jeder) Art, selbst ohne von ihrer Existenz zu wissen.

Unabhängig von der Begründung, warum die biologische Vielfalt geschützt werden soll, läßt sich festhalten, daß die Erhaltung der Biodiversität ein zentrales Anliegen des derzeitigen konservierenden Naturschutzes darstellt, während der rein ästhetische Aspekt des Landschaftsbildes (vgl. Dinnebier 1998) demgegenüber eher in den Hintergrund tritt. Einen etwas

anderen Blickwinkel nimmt hingegen das Konzept des Prozeßschutzes ein, auf das im folgenden Kapitel eingegangen wird.

### 3.2.2.2 Prozeßschutz

Der Schutz von Prozessen – anstatt von Arten oder Landschaftszuständen – als Aufgabe des Naturschutzes wurde erst ab etwa 1990 in zahlreichen Veröffentlichungen thematisiert und mit dem Begriff „Prozeßschutz“ belegt (vgl. Scherzinger 1990, Plachter 1996). Mangelnde wissenschaftliche und naturschutzpraktische Erfolge des bisher praktizierten Naturschutzes wurden auf überkommene theoretische Vorannahmen zurückgeführt, nämlich die Vorstellung einer harmonischen, sich im Gleichgewicht befindlichen Natur, verbunden mit einer an Stabilitätstheorien orientierten Ökologie. Sie hätten zu einer statischen, konservierend-musealen Naturschutzkonzeption geführt und seien somit auch für Mißerfolge in der Praxis verantwortlich (Botkin 1990, zit. nach Potthast 2000). Die Idee des Prozeßschutzes ist somit auch das Ergebnis eines Wandels ökologischer Theorien, der anhand folgender Elemente charakterisiert werden kann (nach Potthast 2000):

- Die Hypothese mittlerer Störungen als Ursache für hohe Artenmannigfaltigkeit (Connell 1978).
- Das Mosaik-Zyklus-Konzept, nach dem größere Bestandzusammenbrüche und die folgende Sukzessionsdynamik funktionell charakteristische Prozesse sind, wobei wichtig ist, daß alle Sukzessionszustände und –prozesse in einem Gebiet stets gleichzeitig vorhanden sind (vgl. Remmert 1991).
- Das patch-dynamics-concept (Picket und White 1985), das die Dynamik raumzeitlich sehr viel kleinerer „Flecken“ betont und die ökologische Heterogenität gerade auch auf größerem Maßstabniveau in den Blick brachte (hier existiert allerdings keine zyklische Sukzession).
- Das aus der Evolutionsbiologie stammende Metapopulationskonzept, das das Bild einer stabilen Ansammlung von Populationen durch die Vorstellung eines raumzeitlich fluktuierenden Musters ablöst (Levins 1968, Reich und Grimm 1996).
- Das Bewußtwerden der Grenzen deterministischer Modelle und der begrenzten Prognosefähigkeit der Ökologie.

Dieser Wandel des theoretischen Hintergrunds führte dazu, die *Prozesse* auch innerhalb des Naturschutzes stärker in den Mittelpunkt des Interesses zu rücken. Eine neue Definition für Prozeßschutz lautet folgendermaßen:

„Prozeßschutz bedeutet das Aufrechterhalten natürlicher Prozesse (ökologischer Veränderungen in Raum und Zeit) in Form von dynamischen Erscheinungen auf der Ebene von Arten, Biozöosen, Bio- und Ökotoxen, Ökosystemen und Landschaften. Prozeßschutz zielt sowohl auf den Erhalt

- anthropogen ungesteuerter Dynamik auf mindestens aktuell ungenutzten Flächen unter Ein-schluß von Sukzessionsprozessen auf durch den Menschen veränderten bzw. beeinflussten Standorten, welche zu naturnahen Stadien führen können (*Prozeßschutz in engerem Sinne* oder *segregativer Prozeßschutz*), als auch
- von Nutzungsprozessen, welche eine Kulturlandschafts-Dynamik mit positiven Auswirkungen auf Naturschutzziele (des Arten- und Biozöosen-, Biotop-, abiotischen Ressourcen- und

Kulturlandschaftsschutzes) als Nebeneffekt bedingen, ohne daß gezielt betriebene Pflegeeingriffe stattfinden (*Nutzungsprozeßschutz* oder *integrativer Prozeßschutz*)“ (Jedicke 1998, S.233).

Inwiefern Prozeßschutz tatsächlich neue Sichtweisen und auch neue Strategien beinhaltet, ist innerhalb der Fachdiskussion umstritten. *Segregativer Prozeßschutz* entspricht im Wesentlichen dem nordamerikanischen „wilderness“-Ansatz. Ziel sind hier nicht fiktive Urlandschaften, sondern die Einrichtung von Gebieten, in denen sich Natur nach ihren eigenen Regelmechanismen entwickeln kann (vgl. Plachter 1996, S.299). Dies wird in Deutschland schon seit langer Zeit – allerdings sehr kleinräumig – z.B. in Bannwäldern praktiziert. *Integrativer Prozeßschutz* ist hingegen an die restlichen Flächen gebunden, d.h. er findet dort statt, wo Naturschutz im Zusammenhang mit anderen Nutzungen, z.B. landwirtschaftlicher Nutzung, betrieben wird. Dabei wirkt sich nicht jede Nutzung unbedingt negativ für bestimmte Naturschutzziele aus – im Gegenteil. Manche Nutzungsformen sind geradezu Bedingung für die Erhaltung bestimmter Landschaftsformen bzw. den Fortbestand bestimmter Prozesse (z.B. Beweidung für Heidelandschaften oder Trockenrasen).

Es stellt sich jedoch die Frage, inwiefern sich ein prozeßorientierter integrativer Naturschutz von einem herkömmlich konservativen Naturschutz unterscheidet, und ob nicht beide letzten Endes weitgehend dasselbe Ziel verfolgen. Prozesse lassen sich nicht von den sie erzeugenden Mustern und Strukturen trennen. Prozesse zu schützen heißt in der Regel auch, die sich aus den Prozessen ergebenden (i.d.R. erwünschten) Strukturen zu schützen bzw. umgekehrt: bestimmte Strukturen lassen sich nur erhalten, indem die betreffenden Prozesse (z.B. regelmäßige Überflutungen, Beweidung, etc.) zugelassen oder eben „geschützt“ werden. Insofern werden durch Prozeßschutz unter einem neuen Label bereits bestehende Naturschutzziele, nämlich die Erhaltung bestimmter Strukturen, verfolgt.

In radikaler Konsequenz würde der reine Schutz von Prozessen als solchen (ohne Bezug zu gewünschten Mustern und Strukturen) das völlige Nicht-Eingreifen und Sich-selber-Überlassen der Natur bedeuten. Dies findet jedoch in den wenigsten Fällen statt und ist auch im Bereich der Kulturlandschaft eher selten erwünscht.

### **3.2.3 Ökosystemare Ansätze**

Während sich der klassische Naturschutz auf den Schutz von Arten oder Landschaftsteilen vor allem aus einer ästhetischen bzw. ideellen Perspektive beschränkte, stellt der Prozeßschutz nicht den Erhalt von Naturbestandteilen oder Strukturen in den Mittelpunkt, sondern die sie schaffenden bzw. erhaltenden Prozesse. Ansätze aus der Ökosystemforschung gehen in der Regel noch einen Schritt weiter, indem sie die Gesamtheit des Zusammenwirkens aller Prozesse im Ökosystem (abiotische und biotische), d.h. im weitesten Sinn seine Funktionalität, selbst zum Schutzgut erklären. Sie sollen nicht nur geschützt werden, damit bestimmte, als besonders wertvoll angesehene Naturbestandteile erhalten bleiben, sondern um ihrer selbst willen. So entstanden aus dieser ökosystemaren Perspektive im nordamerikanischen Raum die ganzheitlichen Schutzkonzepte der Ecosystem Health und Ecosystem Integrity; in Deutschland wurde am Ökologiezentrum der Universität Kiel in Anlehnung daran der Ansatz der ökologischen Integrität (Kap. 3.2.2.2) entwickelt.

### 3.2.3.1 Ecosystem Health und Ecosystem Integrity

Die Begriffe "Ecosystem Health" bzw. "Ecosystem Integrity" werden seit einiger Zeit vor allem in der nordamerikanischen Umweltdiskussion benutzt (z.B. Callicott 1992, 1995, Costanza 1992, 1995, Karr 1992, Kay 1993, Nelson 1995, Norton 1995, Rapport 1989, 1995, Regier, 1993, Westra 1994, 1995, Woodley 1993), ohne daß Einigkeit über die genaue Bedeutung der zugrunde liegenden Konzepte besteht. Dessen ungeachtet fanden sie Eingang in die Erklärung von Rio (UN CED 1992):

"States shall cooperate in a spirit of global partnership to conserve, protect and restore the *health* and *integrity* of the Earth's ecosystem" (ebd., Prinzip Nr.7; Herv. M.S.).

Beide Begriffe dienen als Metaphern für einen bewahrens- und schützenswerten Zustand des „Ökosystems Erde“. Während es Aufgabe der Umweltethik ist, diesen Schutzanspruch zu begründen (vgl. Kap. 3.1.1), besteht die Herausforderung an die Ökosystemforschung darin, diese Konzepte auf eine naturwissenschaftliche Ebene herunterzubrechen und konkrete Meßmethoden bzw. Indikatoren dafür zu liefern, wann ein Ökosystem als „gesund“ oder „integer“ anzusehen ist.

Daß die Konzepte auf einer übergeordneten Ebene einen normativen Charakter haben, liegt auf der Hand – und zwar in zweierlei Hinsicht: Einerseits werden Werturteile darüber gefällt, was als "gesund" oder "integer" bzw. "unversehrt" angesehen wird, das heißt sie sind „evaluativ“. Darüber hinaus enthalten sie zumindest implizit die Aufforderung, diesen Zustand auch zu bewahren, das heißt, sie enthalten auch eine präskriptive Komponente. (Zum Unterschied zwischen evaluativ und präskriptiv siehe Kap. 2.1.2).

Die Tatsache, daß es sich hier um normative Konzepte handelt, wird von einigen Kritikern als problematisch angesehen, die daraus schließen, daß die Konzepte für eine wissenschaftliche Beurteilung des Zustandes von Ökosystemen nicht brauchbar seien (vgl. Rapport 1995, S.297). Andere wiederum sehen gerade im normativen Gehalt dieser Konzepte ihre Stärke – nämlich dann, wenn es darum geht, Bewußtsein in der Öffentlichkeit zu schaffen. So argumentiert der Philosoph Nelson z.B. folgendermaßen: die einleuchtenden Metaphern „Gesundheit“ und „Krankheit“ könnten dazu beitragen, bestimmte gesellschaftliche bzw. umweltpolitische Reaktionen auszulösen und evtl. die Allgemeinheit dazu bringen, der Natur einen Eigenwert beizumessen (Nelson 1995, S.311). Die Gegenposition wird beispielsweise von Norton (1995, S.331) vertreten, der keine Notwendigkeit sieht, der Natur intrinsische Werte zuzuschreiben, da es seiner Ansicht nach genügt, wenn sie einen instrumentellen Wert für die Menschen darstellt, um daraus Schutzansprüche abzuleiten.

In diesem Kapitel soll nicht auf umweltethische Fragestellungen eingegangen werden (vgl. hierzu Kap. 3.1.1), sondern untersucht werden, wie die naturwissenschaftliche Umsetzung der Konzepte „Health“ und „Integrity“ mit Hilfe bestimmter Ökosystemtheorien erfolgt und welche impliziten normativen Gehalte in diesen Theorien, das heißt auf der „Umsetzungsebene“, enthalten sind. Das beinhaltet auch die Frage, auf welcher Art von Ökosystemverständnis die Vorschläge beruhen und welche Annahmen und impliziten Werturteile den Theorien zugrunde liegen. Wird das Ökosystem eher als ein *dynamisches* oder ein *statisches* System angesehen? Herrscht eher eine *organismische* oder *individualistische* Sichtweise vor? Liegt eher

ein *strukturelles bzw. räumliches* Verständnis zugrunde, das Ökosysteme als eindeutig abgegrenzte Räume mit bestimmten Organismen und Lebensgemeinschaften definiert, oder ein *funktionales*, das Ökosysteme als Systeme von Stoff- und Energieflüssen mit austauschbaren Arten begreift?

### ***Aldo Leopold als Begründer von Ecosystem Health***

Der Begriff "Health" geht auf den amerikanischen Naturforscher Aldo Leopold zurück, der ihn in den 30er und 40er Jahren in seinem Konzept "land health" benutzte. Nach seiner Überzeugung ist konservierender Naturschutz in der Form von Naturschutzreservaten - wie er im großen Maßstab in Amerika praktiziert wurde und wird - deshalb notwendig, damit die unberührte Natur ("wilderness") als Bezugsgröße ("base-datum of normality") für "land health" herangezogen werden kann. Reservate dienen dann sozusagen als natürliches Forschungslabor, in dem diejenigen ökologischen Parameter ermittelt werden, deren Einhaltung eine fort-dauernde Landnutzung der Gebiete außerhalb des Reservates durch den Menschen ermöglicht (Callicott 1992, S.48).

Aldo Leopold definiert land health als „state of vigorous self-renewal“ und führt dies weiter aus:

„Such collective functioning of interdependent parts for the maintenance of the whole is characteristic of an organism. In this sense land is an organism, and conservation deals with its *functional integrity, or health*“ (Leopold 1944, S.310; Herv. M.S.).

Das heißt, Aldo Leopold hatte sowohl ein eher funktionales Verständnis von "land" bzw. "land health" als auch eine eher organismische Sicht der Natur. Allerdings beinhaltet die Aufrechterhaltung von "land health" nicht notwendigerweise gleichzeitig, daß die existierenden Lebensgemeinschaften in ihrer historisch gewachsenen Struktur erhalten bleiben müssen. Neu in das System eindringende Arten werden nach seiner Vorstellung ausschließlich unter dem Gesichtspunkt bewertet, welchen Einfluß sie auf die "funktionale Integrität" des Systems haben, das heißt, ob das System noch in derselben Weise "funktioniert" wie im "unberührten" Zustand.

Health wird demnach von Aldo Leopold mit "funktionaler Integrität" gleichgesetzt, das heißt, die *Funktionsweise* des Systems – wie immer sie auch beschrieben werden kann, soll unverändert bleiben, auch wenn die Einzelteile bzw. einzelne Arten ausgetauscht werden. Hier liegt die Vorstellung von einem Ökosystem als System von Stoff- und Energieflüssen mit austauschbaren Arten zugrunde (vgl. Jax 1994, S.95). Diese Überlegung taucht auch in neueren Vorschlägen zur Abgrenzung der Konzepte "Health" und "Integrity" wieder auf (s.u.).

### ***Ansätze aus der allgemeinen Systemtheorie***

Im Gegensatz zu Leopold, der eindeutig aus der Sicht eines Naturforschers argumentiert, hat Costanza (1992) die Vorstellung eines umfassenden Konzepts von „Health“, das sich aus der allgemeinen Systemtheorie entwickeln läßt und für komplexe Systeme im allgemeinen - von der Zelle bis hin zum ökonomischen System - gleichermaßen anwendbar ist.

„What we are after is a general concept of complex system health that draws on ideas from human health practice and ecosystem (and economic system) theory and practice but is equally applicable to evaluating the health of any complex system at any scale – from cells to organs to organisms to populations to ecosystems and economic systems.” (Costanza 1992, S.243).

Mit Blick auf den Spezialfall „Ökosystem“ legte Costanza zusammen mit einigen anderen Wissenschaftlern im Rahmen eines Workshops folgende Arbeitsdefinition für „Ecosystem Health“ fest:

„An ecological system is healthy and free from distress syndrome if it is *stable* and *sustainable* - that is, if it is active and maintains its organisation and autonomy over time and is resilient to stress. (...) A key concept in this definition is sustainability, which implies that the system can maintain its structure and function over time.” (Haskell et al. 1992, S.9, Herv. M.S.).

Das heißt, die Wunsch- bzw. Sollvorstellung für Ökosysteme ist, daß sie stabil und nachhaltig sind, wobei die beiden Begriffe in diesem Kontext weitgehend synonym benutzt werden, da hier mit „nachhaltig“ gemeint ist, daß das System seine Struktur und Funktion im Zeitverlauf beibehält (vgl. obiges Zitat).

Zur konkreten Operationalisierung des hier als Zielvorstellung zum Ausdruck kommenden Stabilitätsgedankens muß auf Ökosystemtheorien zurückgegriffen werden: welche Ökosystemeigenschaften garantieren Stabilität bzw. anhand welcher Eigenschaften läßt sie sich messen? Nach o.g. Definitionsvorschlag soll das Ökosystem vital sein, seine Organisation und Autonomie beibehalten und Belastungen abpuffern können. Entsprechend schlägt Costanza (1995) vor, die drei Faktoren Vitalität, Organisationsgrad und Resilienz zu erfassen, um Aussagen über den Gesundheitszustand eines Ökosystems zu machen. Die Vitalität („vigor“) könnte dann anhand der Produktivität, der Organisationsgrad anhand von Strukturparametern wie Biodiversität und die Resilienz z.B. anhand von Maßen wie der „population recovery time“ oder der „disturbance absorption capacity“ gemessen werden (Costanza 1995, S.108).

Das diesen Überlegungen zugrunde liegende Verständnis von Ökosystemen fußt auf den von Norton (1991) als „basic elements of a worldview in the sense that they shape and give context to environmental science“ beschriebenen Vorstellungen (ebd., S. 193):

- Ökosysteme sind *dynamische Systeme*, d.h. Natur ist weniger eine Zusammenstellung von Objekten als vielmehr ein Satz von Prozessen; alles ist im Fluß.
- Alle Prozesse sind mit allen Prozessen verknüpft („*Relatedness*“).
- Ökosysteme sind *hierarchisch* aufgebaut: Prozesse sind nicht immer auf derselben Ebene miteinander verknüpft, sondern laufen auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Maßstabebenen ab. Es gibt Systeme innerhalb der Systeme.
- Ökosystemare Prozesse sind  *kreativ* und stellen die Basis für die Produktion von Biomasse dar.
- Ökosysteme sind *unterschiedlich empfindlich*. Sie unterscheiden sich darin, bis zu welchem Ausmaß sie anthropogene Beeinträchtigungen verkraften bzw. ausgleichen können.

Die Auflistung ist nicht eindeutig einer Denkrichtung zuzuordnen. Sie enthält Elemente aus der Netzwerktheorie, der Hierarchitätstheorie und der Selbstorganisationstheorie. Allerdings

zeigt sich hier ein Widerspruch zwischen dem im Definitionsvorschlag zum Ausdruck kommenden Stabilitäts-Paradigma und der Vorstellung von Ökosystemen als dynamische Systeme. „Stabilität“ ist offensichtlich eine sehr menschlichen Bedürfnissen entsprungene Idealvorstellung, die nicht unbedingt mit naturwissenschaftlichen Erkenntnissen über das Wesen von Ökosystemen zusammenpaßt. Daß beide Prinzipien in ein und derselben Publikation aufgeführt werden, zeigt umso mehr, wie schwierig – aber auch wie notwendig - die deutliche Trennung zwischen der normativen und der naturwissenschaftlichen Komponente ist.

### ***Ansätze aus der Netzwerk- und Informationstheorie***

Entsprechend der Netzwerktheorie kann der Grad der Vernetzung innerhalb eines Systems als Indikator für den Gesamtzustand benutzt werden. Diese Vernetzung bezieht sich sowohl auf den Austausch von Stoffen und Energie als auch von Informationen. Ulanowicz (1992) wendet das aus der Informationstheorie stammende Konzept der “Ascendency” auf Ökosysteme an und bezeichnet das Produkt aus dem gesamten System-Durchsatz (an Stoffen) und dem Grad der Netzwerkorganisation (average mutual information) als “system ascendency”. Nach dieser Vorstellung nimmt die “ascendency” im Laufe der Sukzession eines Ökosystems fortlaufend zu, sie charakterisiert sozusagen seinen Entwicklungszustand und ist eines unter mehreren (allerdings nicht genannten) Kriterien, anhand derer sein Gesundheitszustand beurteilt werden könne. Entsprechend lautet die Definition für „Ecosystem Health“ nach Ulanowicz (1992):

“A healthy ecosystem is one whose trajectory toward the climax is relatively unimpeded and whose configuration is homeostatic to influences that would displace it back to earlier successional stages” (Ulanowicz 1992, S.191).

Diesem Ansatz liegt die (inzwischen von vielen Vegetationskundlern als überholt angesehene) Vorstellung zugrunde, daß sich ein Ökosystem im Laufe seiner Sukzession in Richtung eines Klimaxstadiums entwickelt. Es ist dann gesund, wenn es auf dem Weg dorthin nicht “aufgehalten” wird bzw. wenn es solche Einflüsse kompensieren kann. Das heißt, Ulanowicz bedient sich eines *dynamischen* Ökosystemverständnisses, in dem Entwicklung und Veränderung mehr zählen als Stabilität und Gleichgewicht. Gleichzeitig hebt er das Problem hervor, daß es mit dieser engen Vorstellung von „Gesundheit“ in einem gesunden System eigentlich keine Evolution geben könnte:

“(…) hence the notion of health in the longer evolutionary scheme becomes problematical at best. A healthy ecosystem at one temporal scale would serve to impede evolution over the long duration” (Ulanowicz 1992, S.192).

Ulanowicz löst diesen Widerspruch dadurch auf, daß er das Health-Konzept nur für kürzere Betrachtungszeiträume (eben z.B. den einer Sukzession) für praktikabel hält. Für den längerfristigen Blickwinkel schlägt er das Konzept der “Ecosystem Integrity” vor. Integrity beziehe sich dann auf den gesamten Entwicklungsablauf einschließlich vergangener und zukünftiger Ökosystemzustände im Sinne von Holling (1986), wobei es auf jeden Fall das Health-Konzept umfassen soll:

“It necessarily follows that integrity subsumes ecosystem health. (...) That is, integrity addresses a system’s entire trajectory of past and future configurations“ (Ulanowicz 1995, S.77).

Insgesamt baut sich dabei aber ein Widerspruch auf, da zwar in die Definition von Integrität auch vorübergehend „ungesunde“ Zustände als Schritte der Weiterentwicklung des Systems einbezogen werden, Gesundheit aber gleichzeitig als wesentliche Grundvoraussetzung von Integrität begriffen wird.

### ***Ecosystem Integrity in Abgrenzung zu Ecosystem Health***

Nachdem in der früheren Diskussion die beiden Begriffe oft synonym benutzt wurden, schält sich neuerdings immer mehr eine Unterscheidung zwischen beiden Konzepten heraus. Das Health-Konzept wird eher auf die genutzten oder zumindest menschlich beeinflussten Ökosysteme angewandt, evtl. auch nur innerhalb eines kurzfristigen Betrachtungszeitraums (z.B. Ulanowicz 1995), während „Integrity“ ein umfassendes Konzept darstellt, das auf alle Ökosysteme anwendbar ist und eine längerfristige, wenn nicht sogar zeitlich unbegrenzte Perspektive beinhaltet. Konsequenterweise beinhaltet dann das Konzept von „Integrity“ auch dasjenige von „Health“ in dem Sinne, daß integere Systeme immer auch gesund sind, während umgekehrt Systeme, die gesund sind, nicht unbedingt auch die Kriterien für Integrität erfüllen müssen.

Health wird dabei sehr stark mit funktionalen Gesichtspunkten in Verbindung gebracht oder auch mit Managementmaßnahmen, während Integrity vorzugsweise den „unberührten“ Ökosystemen mit ihrer „ursprünglichen“ Ausstattung zugeschrieben wird. So machen Karr und Chu (1995, S.40) den Vorschlag, mit Ecosystem Health den idealen Zustand von Ökosystemen zu beschreiben, die durch menschliche Aktivitäten beeinflusst sind (wie z.B. Agrarökosysteme, Forste, Fischzuchtanlagen, Siedlungen), während der Begriff „Ecosystem Integrity“ natürlichen bzw. naturnahen Ökosystemen vorbehalten bleibt. Eine „gesunde“ Landnutzung würde nach ihrer Meinung bedeuten, mit den natürlichen Ressourcen bzw. dem Ökosystem einen solchen Umgang zu pflegen, daß es auch für künftige menschliche Nutzungen ohne Einbußen dienen kann. Einen ähnlichen Vorschlag macht auch Callicott (1995, S.358), indem er die Konzepte „Biological Integrity“ und „Ecosystem Health“ als komplementäre Prinzipien betrachtet: ersteres wird in Reservaten „bewahrt“, letzteres in den von Menschen genutzten Ökosystemen aufrechterhalten oder wiederhergestellt. Auch Westra (1994, S.24) unterscheidet zwischen Zielen für „instrumentelle“, d.h. genutzte Landschaften einerseits und Zielen für „ursprüngliche“ Landschaften andererseits. Als Bezeichnungen führt sie dann  $I_a$  für „Integrity“ und  $I_b$  für „Health“ ein (ebd., S.27).

Nach Westra (1994, S.24) können auch wenig naturnahe oder sogar degradierte Ökosysteme in einem Zustand der „Ecosystem Health“ sein, vorausgesetzt sie *funktionieren* in der gewünschten Weise. Als Beispiele werden organisch bewirtschaftete Agrarökosysteme oder ein See, der aufgrund anthropogener Einflüsse seine größeren Fischarten verloren hat, aber nun eine größere Anzahl anderer, kleinerer Fischarten beherbergt, genannt. Von „Health“ kann nach diesem Konzept sogar gesprochen werden, wenn ein System nur mit Hilfe von Unterstützung von außen funktioniert.

Funktionalität – und zwar durchaus in dem Sinne, daß diese Funktion dem Menschen dient – ist damit für Westra ein entscheidendes Kriterium der „Ecosystem Health“. Während aber der Zustand der „Ecosystem Health“ durchaus zeitlich und räumlich beschränkt sein kann, ist mit



dem Begriff „Integrity“ die Vorstellung verknüpft, daß es zumindest keine zeitliche Beschränkung mehr gibt. Ein integeres Ökosystem wird auch in Zukunft „integer“ bleiben. Ähnlich wie Leopold, der „Health“ mit funktionaler Integrität gleichsetzt, betont Westra die *funktionalen* Aspekte im Zusammenhang mit „Ecosystem Health“, während strukturelle Aspekte (z.B. Erhalt von Arten) in den Bereich der „Integrity“ fallen. Nach ihrer Vorstellung würde die Substitution einer Art durch eine andere Art lediglich die Integrität beeinträchtigen, nicht aber die Gesundheit (Westra 1994, S.40). Betont wird dabei der strukturelle Aspekt von Integrität.

Auch in der Begründung für den Erhalt von Integrity schließt sich Westra der Argumentation von Leopold an: „Ecosystem Integrity“ - der „absolute Wert“  $I_a$  - soll als Maßstab und als notwendige Unterstützung für „Ecosystem Health“ ( $I_b$ ) dienen, weil genutzte Ökosysteme nicht nachhaltig genutzt werden können, wenn sich ihr Management nicht an Verhältnissen in Gebieten orientiert, in denen „wahre“ (oder „rein natürliche“) Integrität das aktuelle Ziel ist (Westra 1994, S.27).

### ***Ansätze aus der Thermodynamik***

Während Westra als Philosophin noch auf einer recht allgemeinen Ebene argumentiert, stellen Kay (1993) bzw. Kay und Schneider (1995), aus der Ökosystemtheorie kommend, Verbindungen zwischen ihrem thermodynamischen Ansatz und dem Konzept der „Ecosystem Integrity“ her. Ein Schlüsselbegriff in ihrer Theorie ist der „optimum operating point“. Damit wird ein Punkt bezeichnet, an dem die von außen auf ein Ökosystem einwirkenden desorganisierenden Kräfte einer Umweltveränderung mit den organisierenden thermodynamischen Kräften des Systems im Gleichgewicht stehen. Allerdings kann ein solcher Gleichgewichtszustand nur ein vorübergehendes Stadium, nie ein Endzustand sein - er verändert sich ständig, wenn sich die Umweltbedingungen ändern (Kay und Schneider 1995, S.55). Integrität hängt danach mit der Fähigkeit des Systems zusammen, diesen „optimum operating point“ zu erreichen und beizubehalten. Gelingt dies unter normalen Umweltbedingungen, ist das System nach Auffassung von Kay und Schneider „gesund“. Kann es aber zusätzlich auch noch mit Streß umgehen, d.h. sich auf einen anderen „optimum operating point“ einstellen und diesen dann beibehalten, so ist eine weitere Anforderung des Integrity-Konzepts, nämlich die der Resilienz, erfüllt. Eine dritte, für die Erfüllung von Integritätsansprüchen wesentliche Eigenschaft eines Ökosystems ist die Erhaltung seiner Selbstorganisationsfähigkeit:

„(...) it must be able to continue the process of *self-organisation* on an ongoing basis. It must be able to continue to evolve, develop, and proceed with the birth, growth, death and renewal cycle“ (Kay und Schneider 1995, S.55, Herv. M.S.).

Die Anforderung an die Selbstorganisationsfähigkeit kommt in dem Integrity-Konzept von Kay und Schneider (1995) gegenüber den bereits erwähnten Konzepten neu hinzu. Es spiegelt jedoch eher den Einfluß eines anderen (neueren?) Ökosystemverständnisses wider als ein grundsätzlich anderes Verständnis von „Gesundheit“ oder „Integrität“.

Einen ähnlichen Ansatz verfolgt Müller (1998) mit seiner Definition von Ökosystemintegrität:

„Ein Ökosystem ist integer und kann nachhaltig bestehen, wenn es in der Lage ist, seine Organisation und seinen Fließgleichgewichtszustand gegenüber kleinen Störungen zu erhalten und wenn

es über eine hohe Anpassungs- und Entwicklungskapazität verfügt, so daß es sich langfristig selbstorganisiert fortentwickeln kann“ (Müller 1998, S.61).

Auch dieser Vorschlag beinhaltet – analog zu dem von Kay und Schneider (1995) - die Kriterien Resilienz und Selbstorganisation. Gleichzeitig steckt eine dynamische Vorstellung von Ökosystemen dahinter.

Eine davon abweichende Auffassung, die sich gleichwohl auf die thermodynamischen Grundlagen ökologischer Selbstorganisation bezieht, entwickelt Barkmann mit seiner Leitlinie "Ökologischer Integrität", die hier als „Leitlinie für die Vorsorge vor schwer bestimm- baren ökologischen Gefährdungen“ verstanden wird (Barkmann und Windhorst 2000, Barkmann 2000). Darauf wird in Kapitel 3.2.3.2 näher eingegangen.

### ***Fazit***

Daß die Konzepte „Health“ und „Integrity“ als solche einen normativen Anspruch haben, ist unumstritten. Einwände werden eher gegen die Wahl der Metapher der „Gesundheit“ erhoben, weil sie zu sehr an die mittlerweile überholte Vorstellung von Ökosystemen als „Superorganismen“ erinnere. Viele Schwierigkeiten mit dem Gesundheitsbegriff resultieren daraus, daß er aus der Erfahrung mit (menschlichen) Organismen entlehnt ist, Ökosysteme jedoch keine Organismen sind.

Interessant wird es dann, wenn die aus verschiedenen Ökosystemtheorie-Schulen stammenden Vorschläge zur Operationalisierung der Konzepte „Ecosystem Health“ und „Ecosystem Integrity“ genauer betrachtet werden - denn diese werden oft mit dem Anspruch vertreten, sich ausschließlich auf naturwissenschaftliche Tatsachen zu beziehen. Die Analyse zeigt jedoch, daß auch diese nicht unabhängig von normativen Festsetzungen sind und auch nicht sein können. Jede Ökosystemtheorie baut auf einer Vorstellung davon auf, was ein Ökosystem ausmacht und wie es „funktioniert“. Die Vorstellungen reichen von statisch (Costanza 1992, 1995) bis zu dynamisch, wobei letztere noch dahingehend differenziert wird, ob die Entwicklung auf einen Optimalzustand zuläuft (Ulanowicz 1992, 1995) oder eher zyklisch verläuft (Holling 1986). Außerdem kann das Ökosystemverständnis eher funktional (Leopold 1944) oder eher strukturell (Westra 1994) sein. Die Idealvorstellung von Ökosystemen kann die eines möglichst vom Menschen unbeeinflussten Systems sein, das in seinen Entwicklungsmöglichkeiten nicht vom Menschen beeinträchtigt wird (integere Ökosysteme nach Westra 1994) oder aber die eines Ökosystems, das gegenwärtig und zukünftig in der Lage ist, Umweltdienstleistungen für den Menschen zu erbringen (z.B. gesunde Ökosysteme nach Kay 1993, „Gefährdungsvorsorge“ leistende Ökosysteme nach Barkmann 2000). Erst auf der Basis dieser Wertsetzungen kann in einem weiteren Schritt darüber nachgedacht werden, wie der Erfüllungsgrad dieser Idealvorstellungen gemessen werden kann, wobei eigentlich erst jetzt die unterschiedlichen Ansätze zum Tragen kommen, die je nach theoretischem Hintergrund den Grad der Vernetzung (ascendency bei Ulanowicz 1992), den Selbstorganisationsgrad (Kay 1993) oder die Produktivität (Costanza 1992) als Indikator verwenden.

Von wenigen Ausnahmen in der neuesten Literatur abgesehen, werden die den Operationalisierungsvorschlägen zugrunde liegenden normativen Setzungen jedoch nicht explizit benannt, sondern mehr oder weniger unbewußt impliziert. Um eine sinnvolle „Arbeitsteilung“ zwi-

schen Naturwissenschaft und Gesellschaft zu ermöglichen, ist es jedoch notwendig, die jeweiligen normativen Anteile der Konzepte offenzulegen. Sowohl das naturwissenschaftliche Verständnis über die Funktionsweise von Ökosystemen als auch ein gesellschaftlicher Konsens darüber, was als wünschenswerter Zustand von Ökosystemen angesehen wird, sind Voraussetzung dafür, die Begriffe „Health“ oder „Integrity“ mit konkreten Zielvorstellungen in Verbindung zu bringen.

Ob die Begriffe „Health“ und „Integrity“ tatsächlich innerhalb der *wissenschaftlichen* Debatte hilfreich sind, scheint angesichts der dargestellten Vielfalt an Konzepten, die sich alle unter dem Dach von „Health“ oder „Integrity“ einordnen, eher fraglich. Unbestritten ist jedoch sicherlich die *psychologische* Zugkraft der Begriffe in der Öffentlichkeit. Es würde aber dem wissenschaftlichen Ethos widersprechen, der Öffentlichkeit zu suggerieren, es gäbe einen rein wissenschaftlich ermittelbaren Sollzustand von Ökosystemen. Die Auseinandersetzung zwischen wissenschaftlicher Erkenntnis und gesellschaftlichen Prioritäten kann letztlich nicht umgangen werden.

### 3.2.3.2 Ökologische Integrität

Im Gegensatz zu den im vorausgegangenen Kapitel dargestellten Konzepten von Health oder Integrity, deren normative Grundlagen eher implizit enthalten als explizit genannt werden, legt das von einer Arbeitsgruppe des Ökologie-Zentrums Kiel entwickelte Konzept einer „Ökologischen Integrität“ seine normativen Grundlagen bewußt offen (Barkmann 2000).

Das Konzept ist „aufgeklärt“ anthropozentrisch ausgerichtet, d.h. es orientiert sich an menschlichen Bedürfnissen unter Berücksichtigung strenger umweltethischer Maßstäbe. Im Gegensatz zu einigen der im vorigen Kapitel genannten eher bio- oder ökozentrischen Konzepte bleibt bei diesem Ansatz der Mensch zentraler Bezugspunkt. Dessen Bedürfnisse in Bezug auf ökologische Systeme werden durch die von Ökosystemen erbrachten „Umwelt-Dienstleistungen“ befriedigt.

Um nun die Befriedigung menschlicher Bedürfnisse auch in Zukunft sicherzustellen, muß die Fähigkeit der Ökosysteme, Umwelt-Dienstleistungen bereitzustellen, erhalten werden. Dies kann langfristig nur dadurch erfolgen, daß die Fähigkeit der ökologischen Systeme zum Erbringen dieser Umweltdienstleistungen vor Gefährdungen geschützt werden. Dabei kann prinzipiell zwischen bereits identifizierbaren Gefährdungen und (noch) nicht identifizierbaren Gefährdungen unterschieden werden. Auch wenn beide Gefährdungen nicht quantifizierbar sind in dem Sinne, daß sich aus Schadenshöhe und Eintrittswahrscheinlichkeit ein kalkulierbares Risiko errechnen läßt, so lassen sich doch *identifizierbare* Gefährdungen durch eine gezielte Vorsorgeorientierung vermindern, die einzelne Gefährdungsfaktoren in den Blick nimmt.

*Nicht identifizierbaren* Gefährdungsfaktoren ist jedoch schwieriger zu begegnen. Hier ist weder der potentiell belastende Faktor noch die betroffene Umwelt-Dienstleistung bekannt. Diese Gefährdungen stammen aus drei prinzipiellen Ungewißheiten<sup>19</sup>, die eine Prognose über die langfristige Bedeutung bestimmter ökologischer Systeme für die menschliche Bedürfnisbe-

---

<sup>19</sup> Zur Unterscheidung verschiedener Arten von Unsicherheit bzw. Ungewißheit siehe Jaeger 2000a.

friedigung erschweren. Es handelt sich dabei um die *soziale* Ungewißheit über zukünftige Bedürfnisstrukturen, die *stochastische* Ungewißheit über Richtung und Ausmaß langfristiger ökologischer Trends sowie die *epistemische* Ungewißheit über ökologische Zusammenhänge.

Diesen „unspezifischen“ Gefährdungen, kann nur begegnet werden, indem versucht wird, die Widerstandsfähigkeit ökologischer Systeme zu schützen bzw. zu erhöhen. „Unter Widerstandsfähigkeit ökologischer Systeme [wird dabei ihre] Fähigkeit verstanden, trotz der ökologischen Gefährdungen eine Vielzahl wichtiger Umwelt-Dienstleistungen langfristig zur Verfügung zu stellen“ (Barkmann 2000, S.3). Entsprechend dem unspezifischen Charakter der Gefährdungen kann auch nur ein unspezifisches Phänomen herangezogen werden, um die „Widerstandskraft“ zu beschreiben bzw. die Gefährdungsvorsorge zu leisten:

„Es gilt, Vorsorgemaßnahmen zu ergreifen, obwohl weder einzelne Gefährdungsfaktoren identifiziert noch die gefährdeten Ökosystem-Dienstleistungen näher bestimmt werden können. Der *unspezifische* Charakter der Gefährdungen vereitelt daher spezifische Vorsorgeanstrengungen; es muß nach einer hinreichend *unspezifischen* Vorsorge Ausschau gehalten werden. (Barkmann 2000, S.9, Herv. M.S.).

Ein solch „unspezifisches“ Phänomen stellt die thermodynamisch aufzufassende *Selbstorganisationsfähigkeit* ökologischer Systeme dar. Daher wird für die Operationalisierung der „Ökologischen Integrität“ die Beobachtung der langfristig wirksamen *Voraussetzungen* der Selbstorganisation ökologischer Systeme vorgeschlagen, wie sie z.B. biologische Information, der augenblickliche Grad der Selbstorganisation sowie deren materielle und energetische Substrate darstellen (Barkmann 2000, S.11). Auf Indikatoren im Zusammenhang mit der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen wird in Kap. 6.1 ausführlich eingegangen.

Das hier vorgestellte Konzept der Ökologischen Integrität kann als Vorsorgeprinzip – und zwar als Vorsorge vor unspezifischen Gefährdungen der ökologischen Systeme – beschrieben werden. Im Rahmen des Umwelt-Dienstleistungs-Konzept kann diese Vorsorge selbst wiederum als eine Umweltdienstleistung aufgefaßt werden, die der Befriedigung menschlicher Vorsorgebedürfnisse dient (vgl. Barkmann & Windhorst 2000). Zugleich handelt es sich um einen Versuch, dem ethischen Anspruch nachhaltiger Entwicklung zu entsprechen, indem ein solcher Umgang mit den natürlichen Lebensgrundlagen gefordert wird, der mit möglichst wenigen Risiken behaftet ist.

Zusammenfassend lassen sich folgende normativen Elemente des Konzepts der ökologischen Integrität identifizieren:

- die anthropozentrische Sichtweise, wonach die Befriedigung menschlicher Bedürfnisse durch Umwelt- bzw. Ökosystem-Dienstleistungen im Zentrum der Argumentation steht,
- die Entscheidung, das Risiko der Gefährdung ökologischer Systeme möglichst gering zu halten
- die Entscheidung, unspezifischen Gefährdungen mit einem ebenfalls unspezifischen Phänomen zu begegnen,
- die Entscheidung für die thermodynamische Selbstorganisationsfähigkeit als geeignetem unspezifischem Phänomen,

- im Hinblick auf die Operationalisierung: die Entscheidung für eine eingeschränkte Auswahl von Voraussetzungen thermodynamischer Selbstorganisation: z.B. biologische Information, augenblicklicher Grad der Selbstorganisation, materielle und energetische Substrate.

Während der normative Charakter der ersten Festlegung offensichtlich ist und auch explizit so benannt wird, kommen im Verlauf der weiteren Konkretisierung des Konzepts zunehmend auch Elemente hinzu, die Ergebnisse naturwissenschaftlicher Überlegungen und Untersuchungen darstellen – wie z.B. die aus der Theorie der thermodynamischen Selbstorganisation resultierenden Elemente. Trotzdem bleibt nach wie vor auch eine normative Komponente bestehen. Am wenigsten offensichtlich sind diese normativen Komponenten schließlich bei der Operationalisierung der thermodynamischen Selbstorganisation. Welche Überlegungen hier Eingang gefunden haben und wo ihr normativer Anteil liegt, wird im Zusammenhang mit der Analyse von Funktionalitätsindikatoren in Kap. 6.1 genauer untersucht.

### 3.3 Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele

Die Diskussion über Umweltqualitätsziele nimmt seit den 80er Jahren einen breiten Raum ein (vgl. Surburg 1992). Richtungsweisend für viele spätere Arbeiten war der von Fürst et al. (1989) im Auftrag des Umweltbundesamtes erstellte Bericht „Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung“. Hier wurde erstmalig die später viel verwendete „Zielpyramide“, bestehend aus den vier Ebenen Leitbild, Leitlinien, Umweltqualitätsziele und Umwelt- (qualitäts-) standards, entwickelt (ebd., S. 109).

Die Notwendigkeit der Formulierung von Umweltqualitätszielen ergab sich zwingend aus dem Wechsel von einer überwiegend emissions- und technikbezogenen Umweltpolitik hin zu einer stärker qualitätsorientierten Umweltpolitik (Wiggering 1999, S.11). Die Fülle an Vorschlägen und Publikationen ist kaum überschaubar. Einen Überblick über den Stand der Umweltqualitätszieldiskussion in Deutschland geben Wiggering et al. (1999, S.770ff).

Die Kategorie der *Umwelthandlungsziele* als eigenständige Ziele, die sich nicht auf den Zustand der Umwelt per se beziehen, sondern an menschlichen Tätigkeiten (z.B. Emissionen) ansetzen, wurde erst später entwickelt. So kommt der Begriff Umwelthandlungsziel weder bei Fürst et al. (1989) noch beim Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 1994) vor, sondern wird erst im Zusammenhang mit der Diskussion um die Operationalisierung von Umweltqualitätszielen eingeführt (SRU 1998, Tz 65). Insofern ist der Begriff Umwelthandlungsziel eng mit dem des Umweltqualitätszieles gekoppelt.

Die Unterscheidung zwischen Umweltqualitäts- und Handlungszielen ergibt sich damit dadurch, daß erstere den *Umweltzustand* charakterisieren, zweitere an konkreten, oft Verursacherbereichen zugeordneten *Umweltbelastungen* ansetzen und meist quantitative Zielvorgaben enthalten. Insofern können Umweltqualitätsziele dem Bereich „State“, Umwelthandlungsziele dem Bereich „Pressure“ im Sinne des OECD-Modells zugeordnet werden (OECD 1998, S.108; vgl. auch Kap. 5).

Umweltqualitätsziele	Umwelthandlungsziele
<ul style="list-style-type: none"> <li>• charakterisieren einen angestrebten Zustand der Umwelt.</li> <li>• enthalten sowohl naturwissenschaftliche als auch gesellschaftlich-ethische Elemente.</li> <li>• werden objekt- oder medienbezogen für Mensch und/oder Umwelt bestimmt, sind also immissions- oder wirkungsbezogen.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• sind an Belastungen ansetzende quantitative Zielvorgaben und beziehen sich auf Verursacherbereiche, also in der Regel die Emittenten. Die Ableitung erfolgt sektoren- oder bedarfsfeldorientiert.</li> <li>• beschreiben notwendige Schritte, um die durch Umweltqualitätsziele vorgegebenen Zustände und Eigenschaften der Umwelt zu erreichen. Sie sind insofern Maßstab für konkrete Einzelmaßnahmen, durch die sie operationalisiert werden.</li> </ul>

Tab. 3.1: Definition von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen (UBA 1999)

Die Definitionen des Umweltbundesamts (vgl. Tab. 3.1) entsprechen im wesentlichen auch denjenigen des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU 1998: Tz 9) und der Enquête-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des 13. Deutschen Bundestags (En-

quête-Kommission 1997, S.38f). Allgemein besteht Konsens darüber, daß sich Umweltqualitätsziele an übergeordneten Prinzipien oder Leitbildern orientieren müssen. Die Enquête-Kommission verweist ausdrücklich auf die Unverzichtbarkeit normativer Vorgaben:

„Grundlage [der Ableitung von Umweltqualitätszielen, M.S.] (...) sind einerseits der wissenschaftliche Erkenntnisstand (...) und andererseits (...) *gesellschaftliche Wertvorstellungen*. Letztere sind als *normative Vorgaben* unverzichtbar, da Umweltqualitätsziele nicht ausschließlich wissenschaftlich abzuleiten und zu begründen sind. Aufgabe der Wissenschaft ist es vielmehr, in erster Linie naturwissenschaftlich begründete Orientierungen zur Entwicklung gesellschaftlicher Wertvorstellungen zu liefern. (...) Nicht ob, sondern inwieweit dabei dem Vorsorgeprinzip Rechnung getragen wird, ist regelmäßig Gegenstand *normativer Abwägungen* im Zieldreieck aus Ökologie, Ökonomie und Sozialem“ (Enquête-Kommission 1997, S.38f, Herv. M.S.).

Am Beispiel des Gewässerschutzes läßt sich der Unterschied zwischen Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen bzw. State und Pressure illustrieren. Qualitätsziele im stofflichen Bereich beziehen sich z.B. auf gewünschte bzw. anzustrebende Konzentrationen an Schadstoffen im Gewässer, wie sie die Zielvorgaben des Bund-Länder-Arbeitskreises Qualitätsziele darstellen (BLAK-QZ 1993), während sich Handlungsziele auf die Reduktion der Einleitung bestimmter Schadstoffe beziehen, wie sie z.B. von der vierten Internationalen Nordseeschutzkonferenz festgelegt wurden (Claussen et al. 1996, S.39). Qualitätsziele im strukturellen Bereich beziehen sich auf den Zustand der Gewässermorphologie, während die entsprechenden Handlungsziele konkrete Maßnahmen wie Renaturierung oder Deichverlegung beinhalten (vgl. Tab. 3.2).

### ***Zur Konkretisierung von Umweltzielen***

Während die Abgrenzung zwischen Umweltqualitätszielen und –handlungszielen zumindest bei stofflichen Belastungen noch vergleichsweise klar ist, bestehen bei der Differenzierung zwischen Qualitäts- und Handlungszielen auf der einen Seite und Umweltstandards (vgl. Kap. 3.4.) auf der anderen Seite schon erheblich größere Probleme. Umweltziele können meist nicht direkt umgesetzt werden, sondern bedürfen einer weiteren Operationalisierung, was in der Regel eine Quantifizierung bedeutet. Diese erfolgt oft anhand bereits bestehender oder eigens entwickelter Umweltstandards. In der Regel enthalten Zielformulierungen aber auch noch eine räumliche und ggf. zeitliche Vorgabe – z.B. wenn festgelegt wird, daß bis zum Jahr 2010 die Fläche mit Überschreitung der Critical Loads für Säure halbiert werden soll.

Auf einen weiteren wichtigen Unterschied zwischen allgemeinen und quantifizierten Umweltqualitätszielen machen Fürst et al. (1989) aufmerksam. Ein Qualitätsziel kann vor allem bei komplexen Systemen wie z.B. Ökosystemen niemals erschöpfend durch einen Satz quantifizierter Einzelziele ersetzt werden. Die qualitative Zielformulierung kann also nie vollständig in quantifizierte Ziele bzw. anhand von Standards umgesetzt werden.<sup>20</sup> Eine Übersicht über allgemeine und quantifizierte Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele gibt Tab. 3.2.

---

<sup>20</sup> „Wenn Umweltqualität ausschließlich über Umweltstandards definiert wird, ist das gleichbedeutend mit der Eliminierung der nicht quantifizierbaren Inhalte aus dem Konzept der Umweltqualität“ (Summerer 1988).

<b>Themenbereich</b>	<b>Qualitätsziel allgemein</b>	<b>Quantifiziertes Qualitätsziel</b>	<b>Handlungsziel allgemein</b>	<b>Quantifiziertes Handlungsziel</b>
<b>Klima, Treibhauseffekt</b>	Stabilisierung der Treibhauskonzentration; Begrenzung der globalen Temperaturzunahme	globale Durchschnittstemperatur > 2° C über derjenigen vor der Industrialisierung <sup>21</sup> ; = 550 ppm CO <sub>2</sub> -Äquivalente	Reduktion der Emission von Treibhausgasen	Reduktion der CO <sub>2</sub> -Emission um 25 % in Deutschland bis 2005 auf der Basis von 1990 <sup>22</sup> = 760 Mio. t CO <sub>2</sub> -Ausstoß
<b>Ozonabbau</b>	Erhalt der Ozonschicht	Zielwert für die Chlor-Konzentration in der Atmosphäre: 1,3 ppb <sup>23</sup>	Reduktion der Emission bzw. Ausstieg aus der Produktion ozonzerstörender Substanzen	Reduktion der Emission von H-FCKW auf der Basis von 1989 um <ul style="list-style-type: none"> <li>• 35 % bis 2004</li> <li>• 65 % bis 2010</li> <li>• 90 % bis 2015</li> <li>• 99,5 % bis 2020</li> <li>• 100 % bis 2030<sup>24</sup></li> </ul>
<b>Sommersmog (Leitsubstanz Ozon)</b>	a) Schutz der menschlichen Gesundheit; b) Schutz der Vegetation	a) 110 µg/m <sup>3</sup> über 8 h, 200 µg/m <sup>3</sup> über 1 h, 65 µg/m <sup>3</sup> über 24 h <sup>25</sup> b) AOT <sub>40</sub> -Werte: 10.000 ppb·h v. April bis Sept. für Wald; 3.000 ppb·h v. Mai bis Juli für natürl. und Agrarökosysteme <sup>26</sup>	Reduktion der Emission von Vorläufersubstanzen	siehe Luftschadstoffe (direkte Wirkung)
<b>Luftschadstoffe (direkte Wirkung)</b>	Erhalt von Struktur und Funktion von Ökosystemen	Konzentration an Luftschadstoffen ≤ Critical Levels	Reduktion der Emission von Luftschadstoffen	Emissionsminderungen bis 2010 (bez. auf 1990) für <ul style="list-style-type: none"> <li>SO<sub>2</sub>: 90 %</li> <li>NO<sub>2</sub>: 60 %</li> <li>NH<sub>3</sub>: 28 %</li> <li>VOC: 69 %<sup>27</sup></li> </ul>

<sup>21</sup> BMU 1998b, S.39

<sup>22</sup> Beschluß der Bundesregierung 1990 (BMU 1998b, S.29)

<sup>23</sup> UBA 1999, Nr.2

<sup>24</sup> BMU 1998b, S.38; entsprechende zeitlich gestaffelte Reduktionsziele gibt es auch für Methylbromid

<sup>25</sup> UBA 1999, Nr. 5

<sup>26</sup> UN ECE 1996a, zit. nach Köble et al. 1997

<sup>27</sup> entsprechend dem Multi-Komponenten Protokoll der UN-ECE, verabschiedet am 1.12.1999 in Göteborg (UN ECE 1999)



<b>Boden- versauerung</b>	Rückführung der Versauerungsprozesse auf das natürlich ablaufende Maß	<p>a) flächendeckende Verringerung der Überschreitung von Critical Loads für Schwefel um 60 %<sup>28</sup></p> <p>b) mittelfristig: Halbierung der 1990 kritisch belasteten Fläche bis 2010<sup>29</sup></p> <p>c) langfristig: flächendeckende Vermeidung der Überschreitung von Critical Loads</p>	Reduktion der Deposition versauernd wirkender N- und S-Verbindungen	Emissionsminderungen bis 2010 (bez. auf 1990) für SO <sub>2</sub> : 92 % NO <sub>x</sub> : 59 % <sup>30</sup> → Ausstoß an Versauerungsäquivalenten ≤ 55 Gmol/a <sup>31</sup>
<b>Marine Ökosysteme</b>	<p>a) Schutz vor gefährlichen Stoffen</p> <p>b) Schutz vor Eutrophierung</p>	<p>a) nicht sinnvoll angebar<sup>32</sup></p> <p>b) 1 – 2,9 mg Ges.-N/l in den Zuflüssen<sup>33</sup></p>	<p>a) Reduktion der Stoffeinträge in die Meere</p> <p>b) Reduktion des direkten und indirekten (Flüsse, Atmosphäre) Eintrags</p>	<p>a) Reduktion der Einträge 1985-1995 in die Nordsee: ausgewählte Schadstoffe: 50 % ; Hg, Pb, Cd und Dioxine: 70 %<sup>34</sup></p> <p>b) Reduktion des N-Eintrags in die Nordsee um 50 % von 1985-1995<sup>35</sup></p>
<b>Oberflächen- gewässer</b>	<p>a) Erhaltung und Verbesserung der Wasserqualität durch Schutz vor Stoffeinträgen</p> <p>b) möglichst naturnahes Ökosystem mit einer gesunden Artenvielfalt<sup>36</sup></p>	<p>a) Zielvorgaben des BLAK-QZ<sup>37</sup> für gefährliche Stoffe oder der IKSR<sup>38</sup> für Pflanzenschutzmittel<sup>39</sup></p> <p>b) noch nicht vorhanden</p>	<p>a) Reduktion des Eintrags von Schadstoffen in Oberflächengewässer</p> <p>b) Renaturierung naturferner Gewässer; Deichverlegung; Wiederansiedlung von Wanderfischen</p>	<p>c) Reduktion des Eintrags von gefährlichen Stoffen und Nährstoffen in Nordsee, Ostsee, Rhein um 50 bzw. 70 % bis 1995 bzw. 2000<sup>40</sup></p> <p>d) spezielle Programme der IKSE<sup>41</sup></p>

<sup>28</sup> gemäß dem 2. Schwefelprotokoll 1994 zum ECE-Luftreinhalteübereinkommen von 1979 (BMU 1998b, S.130)

<sup>29</sup> Zwischenziel gemäß EU-Versauerungsstrategie (BMU 1998b, S.67,130)

<sup>30</sup> entsprechend der EU-Versauerungsstrategie von 1997 (BMU 1998b, S.67)

<sup>31</sup> Enquête-Kommission (1998, S.107;137); in Anlehnung an den Vorschlag einer Versauerungsstrategie der EU-Kommission 1997

<sup>32</sup> vgl. Claussen et al. 1999, S. 23ff

<sup>33</sup> BMU 1998b, S.66; Claussen et al. 1996, S.26: hier wird allerdings von 1,9-2,9 mg N / l gesprochen

<sup>34</sup> UBA 1999, Nr. 6

<sup>35</sup> UBA 1999, Nr.7; BMU 1998b, S.67

<sup>36</sup> Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) vom 8.10.1990 (vgl. Claussen et al. 1999, S. 22)

<sup>37</sup> Bund-Länder-Arbeitskreis „Gefährliche Stoffe- Qualitätsziele für oberirdische Gewässer“ (BLAK-QZ 1986)

<sup>38</sup> Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, 3. Aktionsprogramm

<sup>39</sup> konkrete Zahlenwerte siehe Claussen et al. 1996: Tab. 3a/b

<sup>40</sup> 4. INK, HELCOM und IKSR (Quelle: Claussen et al. 1996, S.62)

<sup>41</sup> IKSE 1993, 1994

<b>Eutrophierung (Gewässer)</b>	Erhaltung eines regional-spezifischen natürlichen Gehaltes an Nährstoffen zuzüglich eines unvermeidbaren aber tolerierbaren Anteils in Folge von Bewirtschaftung	Stickstoff: Grundwasser: 25 mg NO <sub>3</sub> / l Fließgewässer: 0,2 mg NH <sub>4</sub> -N / l 2,5 mg NO <sub>3</sub> -N / l 5 mg Ges.-N / l <sup>42</sup> Phosphor: Fließgewässer: 50-100 µg/l Ges.-P. <sup>43</sup>	Reduktion des Eintrags von Nährstoffen auf ein Maß, das das Grundwasser nicht beeinträchtigt und Oberflächengewässer nicht so belastet, daß dies zur Eutrophierung und ökotoxikologischen Belastung von Küstengewässern führen kann	a) Stickstoff: Reduktionsziele für N-Emissionen s. Versauerung / Luftschadstoffe Reduktion des N-Saldos bis 2005 auf 50 kg/ha-a bzw. 20-40 kg/ha-a für versickerungsgefährdete Standorte <sup>44</sup> N-Bilanz max. 14 kg N /ha-a <sup>45</sup> b) Phosphor: P-Saldo: ≤ 5 kg/ ha-a <sup>46</sup>
Grundwasser	Natürliche Grundwasserbeschaffenheit	Natürl. Stoffe: gemäß hydro-geologischen Gegebenheiten anthropogene Stoffe: Null	---	---
Flächenverbrauch / Versiegelung	Trendwende bei der Flächeninanspruchnahme	---	Entkopplung von Flächeninanspruchnahme und Wirtschaftswachstum	Versiegelung von max. 30 ha pro Tag im Jahr 2020 <sup>47</sup>
Biodiversität	Erhaltung der biologischen Vielfalt	---	Aufbau eines Biotopverbundsystems zur Erhaltung der biologischen Vielfalt	10-15 % der nicht besiedelten Fläche als ökol. Vorrangfläche zum Aufbau eines Biotopverbundsystems bis 2020

Tab. 3.2: Beispiele für Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele

<sup>42</sup> Zielvorgaben der IKSR bzw. IKSE (BMU 1998b, S.66)

<sup>43</sup> Claussen et al. 1996, S.26

<sup>44</sup> Enquête-Kommission (1997, S.78); BMU 1998b, S.62

<sup>45</sup> Die Orientierung am Qualitätsziel der EG für das Grundwasser ergäbe rechnerisch einen maximal zulässigen N-Überschuß im Boden von 14 kg N/ha-a (UBA 1999)

<sup>46</sup> Enquête-Kommission 1997, S.78)

<sup>47</sup> BMU 1998b, S.60; nach Auffassung des Sachverständigenrats für Umweltfragen (SRU 2000, Tz.533) kann dies jedoch nur als Zwischenziel angesehen werden – langfristig ist ein Nullwachstum anzustreben.

### 3.4 Umweltstandards

Der Begriff „Umweltstandard“ wird in der umweltpolitischen Diskussion in verschiedener Bedeutung benutzt (vgl. Fürst et al. 1989, S.8ff). In der Regel ist jedoch eine quantitative Festlegung in Bezug auf Immissionen, Emissionen, Konzentrationen, etc. gemeint. Das heißt, ein Umweltstandard markiert einen bestimmten Punkt auf einer Skala, „dessen Unter- oder Überschreitung für die Bewertung von besonderem Interesse ist“ (Lehnes und Härtling 1997, S.13).

Das Verhältnis zwischen Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen einerseits und Umweltstandards andererseits ist nicht immer eindeutig; eine widerspruchsfreie Abgrenzung ist nicht möglich. Zum einen sollen Umweltstandards aus Umweltzielen abgeleitet werden, zum anderen existieren Umweltstandards auch unabhängig von Zielen - bzw. existierten (zeitlich) schon vor der Formulierung entsprechender Ziele. Es gibt also in der umweltpolitischen Realität zwei parallele Vorgehensweisen: zum einen die top-down-Ableitung von Umweltstandards aus übergeordneten Leitbildern, Leitlinien und Qualitäts- bzw. Handlungszielen; zum anderen die pragmatische bottom-up-Methode, bei der unter Zuhilfenahme bereits vorhandener Umweltstandards zuvor nur qualitativ formulierte Umweltziele quantifiziert werden.

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen favorisiert die theoretische top-down-Ableitung von Umweltstandards und definiert den Begriff „Umweltstandard“ folgendermaßen:

„Umweltstandards sind *quantitative* Festlegungen zur Begrenzung von anthropogenen Einwirkungen auf den Menschen und/oder die Umwelt. Sie werden aus Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen abgeleitet - sind also als Umweltqualitäts- und als -verhaltensstandards möglich - und für unterschiedliche Schutzobjekte, Dimensionen, Schutzziele und nach alternativen Bewertungsansätzen mit unterschiedlicher Rechtsverbindlichkeit formuliert“ (SRU 1998, Tz 9, Herv. M.S.).<sup>48</sup>

Im Kontext dieser Arbeit soll der Begriff Umweltstandard jedoch auch auf Standards, die nicht explizit aus Qualitäts- oder Handlungszielen abgeleitet wurden, Anwendung finden. Das heißt, unter dem Begriff „Umweltstandard“ werden *quantitative* Festlegungen zur Begrenzung von anthropogenen Einwirkungen auf den Menschen und/oder die Umwelt (s.o.) verstanden. Dabei werden unter „Einwirkungen“ alle denkbaren negativen Veränderungen bzw. Gefährdungen verstanden; d.h. sowohl solche, die durch die Verbreitung von Schadstoffen, als auch solche, die durch strukturelle Eingriffe - wie z.B. Versiegelung, Zerschneidung, Verlust von Arten, etc. - oder andere menschliche Aktivitäten entstehen.<sup>49</sup>

Umweltstandards beinhalten in der Regel sowohl eine wissenschaftliche als auch eine politische bzw. normative Komponente. Auf diesen Aspekt wird am Beispiel von Trinkwassergrenzwerten in Kap. 3.4.2 ausführlich eingegangen. Im allgemeinen Sprachgebrauch wird außerdem mit dem Begriff „Standard“ auch die Übertragbarkeit auf verschiedene Situationen assoziiert. Stellt man für Umweltstandards die Forderung nach einem Mindestmaß an Wissen-

---

<sup>48</sup> In dieser Definition ist gegenüber früheren (z.B. SRU 1996a, Tz 727) die Möglichkeit, daß Umweltstandards nicht nur aus Umwelt*qualitäts*zielen, sondern auch aus Umwel*handlungs*zielen abgeleitet werden, neu aufgenommen.

<sup>49</sup> Zum Begriff der „Einwirkung“ im Gegensatz zur „Auswirkung“ vgl. auch Scheringer (1997, S.153).

schaftlichkeit und Übertragbarkeit, so ist es letzten Endes eine Frage der Interpretation, ob politische Zielvorgaben wie z.B. Reduktionsziele für Luftschadstoffe oder Zielvorgaben für Schadstoffkonzentrationen in Gewässern als Umweltstandards aufgefaßt werden können. Zudem kam eine Vielzahl der bereits bestehenden Umweltstandards auf sehr unterschiedliche, teilweise auch wenig nachvollziehbare Weise zustande (vgl. Akademie der Wissenschaften 1992, SRU 1996a, Tz 711ff, SRU 1996b, Jaedicke et al. 1992, Mayntz 1990; vgl. Kap. 3.4.2). Insofern können unter der Bezeichnung „Umweltstandard“ zahlreiche Begriffe subsumiert werden, z.B.: Alarmwert, Belastungswert, Einschreitwert, Gefahrverdachtswert, Grenzwert, Hintergrundwert, Höchstwert, Immissionswert, Maßnahmenwert, Orientierungswert, Prüfwert, Richtwert, Sanierungsleitwert, Schwellenwert, Toleranzwert, Toxizitätswert, Unbedenklichkeitswert, Vorsorgewert, Zielwert (vgl. SRU 1996a, Tz 727).

### ***Klassifikation von Umweltstandards***

Umweltstandards können nach unterschiedlichen Kriterien klassifiziert werden (vgl. SRU 1996a, Tz 727ff). Legt man das der Rechtsverbindlichkeit an, so können hoheitliche Umweltstandards (Grenzwerte, Richtwerte) von nicht hoheitlichen Umweltstandards (private, halbstaatliche, z.B. DIN-Normen) unterschieden werden. Weitere Typisierungsmerkmale sind die Angriffsebene im Ausbreitungspfad (Emission – Immission), Schutzgut bzw. -ziel, die Überprüfung der Aktualität, Überwachung, Verfahrensregeln, Beteiligte, Berichterstattung, etc.

Ein besonders interessantes Typisierungsmerkmal ist die Frage nach der *Begründung* von Umweltstandards, in der sich idealerweise auch der Bezug zum jeweiligen umweltpolitischen Leitbild widerspiegeln müßte. Leider sind die Begründungen oft nicht transparent. So enthielten von 154 vom Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 1996a) untersuchten Listen von Umweltstandards nur 20 eine Begründung, wovon die Hälfte naturwissenschaftlich-toxikologisch war. Bei weiteren 23 Listen wurden naturwissenschaftlich-toxikologische Informationen bei der Erarbeitung berücksichtigt (SRU 1996a, Tz 759). Bei allen anderen (111) Listen wurde keine Begründung mitgeliefert.

### ***Leitbildbezug und Begründung von Umweltstandards***

Werden Umweltstandards aus Umweltqualitäts- oder Umwelthandlungszielen abgeleitet, die sich wiederum auf bestimmte Leitlinien und Leitbilder beziehen, so ist der Leitbildbezug auch des Umweltstandards offenkundig. Ein Beispiel für solche Umweltstandards wären z.B. die von der Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) bzw. von der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) entwickelten Zielvorgaben für Schadstoffgehalte in Oberflächengewässern bzw. dem Rhein (Claussen et al. 1996). Das zugehörige *allgemeine Umweltqualitätsziel* ist die langfristige Nutzbarkeit des Rheins für die Trinkwasserversorgung, die *Leitlinie* (bzw. *Managementregel*) ist die Berücksichtigung der Regenerationsfähigkeit erneuerbarer Ressourcen bzw. ihrer Aufnahmekapazität für Schadstoffe. Alles zusammen steht unter dem übergeordneten *Leitbild* der Nachhaltigkeit.

Eine solche Ableitung läßt sich nicht für alle derzeit existierenden Umweltstandards nachvollziehen. Viele Standards existieren ohne nachvollziehbare Begründung. Vor allem ältere Umweltstandards beziehen sich sehr stark auf die Gefahrenabwehr für die menschliche Gesund-

heit, was sich auch aus ihrer geschichtlichen Entwicklung erklären läßt. So wurde der Prototyp moderner Umweltstandards 1886 im Arbeitsschutz geschaffen, nachdem sich Vergiftungen in Betrieben der sich rasch entwickelnden chemischen Industrie gehäuft hatten. Bereits 1939 gab es Arbeitsplatzstandards für mehr als 100 Stoffe (SRU 1996a, Tz 712). Eine erste Liste von MAK-Werten (Maximale Arbeitsplatzkonzentration) erschien 1957. Sie sind alle nach dem Prinzip der Vermeidung von gesundheitlichen Beeinträchtigungen angelegt. Da sie sich aber auf den Arbeitsplatz beziehen und nicht auf die „Umwelt“ bzw. bestimmte Umweltmedien, ist ihr Bezug zu Umweltqualitätszielen nur sehr indirekt, wenn überhaupt, herstellbar.

Um den Gültigkeitsbereich von Umweltstandards über den direkten Arbeitsplatz hinaus auszudehnen, wurden ab 1959 sogenannte MIK-Werte, maximale Immissionskonzentrationen, entwickelt. Sie gelten für durchgehende Exposition über die gesamte Lebenszeit (also nicht nur am Arbeitsplatz) und berücksichtigen auch Kinder, Alte und Kranke. Anfangs versuchte man, MIK-Werte rechnerisch aus den MAK-Werten abzuleiten, indem man sie einfach durch 20 teilte. Inzwischen werden sie unabhängig abgeleitet und ausführlich wissenschaftlich begründet, wobei neben dem Menschen auch andere Schutzgüter einbezogen werden (SRU 1996a, Tz 717).

Bei einer neueren Art von Grenzwerten wird eine „Sicherheitsspanne“ zwischen ermittelter Wirkungsschwelle und festgelegtem Grenzwert eingebaut, die Unsicherheiten bei der Übertragung von Ergebnissen aus Tierversuchen auf den Menschen, Meßungenauigkeiten, Kombinationseffekte mit anderen Schadstoffen, etc. auffangen soll. Diese Sicherheitsspanne kann je nach Fall zwischen 1:5 und 1:1000 liegen – darüber hinaus wird sie auch von unterschiedlichen Organisationen unterschiedlich angesetzt (vgl. Tab. 3.3).

Wirkdatum	Sicherheitsfaktoren		
	EG	OECD	ECETOC
Ein akutes Wirkdatum Alge, Daphnie oder Fisch		1000	
Akute Toxizität Alge, Daphnie oder Fisch	1000 (für das niedrigste Wirkdatum)	100	200
Chronische Toxizität Fisch oder Daphnie	1000 (NOEC)		
Chronische Toxizität für zwei Spezies zweier taxo- nomischer Gruppen	50 (für das niedrigste Wirkdatum)		
Chronische Toxizität Alge, Daphnie und Fisch	10 (für das niedrigste Wirkdatum)	10	5
Felduntersuchungen	Fall zu Fall – Betrachtung		1

Tab. 3.3: Vergleich von Sicherheitsfaktoren für aquatische Ökosysteme (aus Fränze 1999);  
ECETOC = European Centre für Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (Brüssel);  
NOEC = „no-observed effect-concentration“

Sicherheitsspannen sind vor allem im Bereich der Nahrungsmittelzusätze und –rückstände üblich. Auf der Basis solcher Höchstgehalte werden dann ADI-Werte eingeführt (Acceptable Daily Intake). Es handelt sich hierbei um die zumutbare Maximalaufnahme eines Fremdstoffes mit der Nahrung, d.h. um einen Dosiswert. Anhand eines durchschnittlichen Nahrungswarenkorbs lassen sich daraus die zulässigen Höchstkonzentrationen für einzelne Lebensmittel festlegen.

Für Stoffe mit kanzerogener oder mutagener Wirkung existieren keine Wirkungsschwellen. Hier kann nur mit Risikoberechnungen gearbeitet werden. Das verbleibende und tolerierte Risiko muß politisch festgelegt werden. Dieser Typ von Grenzwerten wurde 1974 als TRK-Werte (Technische Richt-Konzentrationen) eingeführt und wird vom Ausschuß für Gefahrstoffe nach den Kriterien technischer und sozioökonomischer Machbarkeit sowie analytischer Überwachbarkeit als technische Regel festgelegt. Damit heben sich TRK-Werte grundsätzlich von MAK-Werten ab, die nach dem Grundsatz gesundheitlicher Unbedenklichkeit aufgestellt wurden (SRU 1996a, Tz 722).

Der Anspruch eines strikten Wirkungsbezugs von Grenzwerten wurde in dem Maße aufgegeben, wie sich die Erkenntnis durchsetzte, daß für die Mehrzahl der Schadstoffe die Datenbasis nicht ausreicht, um einen wirkungsbezogenen Grenzwert zu formulieren. Ersatzweise wendete man zur Begründung der Grenzwerte das Vorsorgeprinzip an. Grenzwerte wurden nicht mehr nach Art und Ausmaß der Schädwirkung aufgestellt, vielmehr war ein Konzept zur Minderung von Umweltrisiken handlungsleitend, das sich „primär an technischer und sozioökonomischer Machbarkeit sowie an politischer Durchsetzbarkeit orientierte, allerdings teilweise in dem Bemühen, eine gewisse Proportionalität zum angenommenen Risiko zu wahren“ (SRU 1996a, Tz 724).

Die überwiegende Mehrzahl der bisher in Gesetzen, Verordnungen und Verwaltungsvorschriften, aber auch in Richtlinien, DIN-Normen, Merkblättern usw. aufgenommenen Umweltstandards bezieht sich auf (Schad-)Stoffe und wird als Konzentration, Dosis oder Fracht angegeben. Die Standards sind entweder immissionsorientiert, d.h. sie nehmen Bezug auf Wirkungsschwellen, oder aber sie sind emissionsorientiert und orientieren sich am technisch Vermeidbaren, d.h. nehmen Bezug auf den sogenannten „Stand der Technik“.

Bestehende Umweltstandards beschränken sich bisher vor allem auf diese stofflichen Aspekte. In jüngerer Zeit wird aber auch die Bedeutung struktureller und naturschutzfachlicher Aspekte, wie z.B. Landschaftsqualität, Artenausstattung, Gewässerstruktur, etc., immer größer, für die es bisher keine oder bestenfalls in Ansätzen quantifizierte Ziele<sup>50</sup> gibt. Einen noch weitergehenden Ansatz, Umweltqualität zu konkretisieren, stellt die Charakterisierung der Funktionalität von Ökosystemen mit Hilfe geeigneter Funktionalitätsindikatoren dar (Müller 1998, Müller und Baumann 2000). Diesen jedoch konkrete „Standards“ zuzuordnen, ist aus methodischen Gründen nicht möglich bzw. nicht vorgesehen.

Der Paradigmenwechsel in der Umweltpolitik, der sich u.a. in einer Entwicklung weg von der Emissions- und Grenzwertorientierung hin zu einer Qualitäts- und Zielorientierung äußert,

---

<sup>50</sup> Zum Vorschlag eines Mindeststandards im Artenschutz vgl. Walter et al. (1998, S.17ff), zum Vorschlag für einen Standard zur Landschaftszerschneidung vgl. Jaeger (2001).

zeigt sich auch in einem neuen Verständnis von Umweltqualität, das sich wiederum in der Entwicklung einer neuen Art von Umweltstandards niederschlägt. Quantifizierte Umweltqualitäts- oder auch Umwelthandlungsziele (vgl. Tab. 3.2 in Kap. 3.3) sollen nicht nur zur Schadensbegrenzung dienen, sondern einen angestrebten Zustand der Umwelt konkretisieren bzw. Maßnahmen, die zur Erreichung dieses Zustandes notwendig sind.

Vor diesem Hintergrund wird - in Anlehnung an die Klassifikation von Fürst et al. (1989, S.12) - eine Einteilung von Umweltstandards in vorsorgeorientierte (d.h. in der Regel auch umweltqualitäts- bzw. handlungsorientierte) Standards auf der einen Seite und in Standards, die sich an der Gefahrenabwehr orientieren, vorgeschlagen<sup>51</sup>. Die Zuordnung zu diesen Kategorien ist sicher nicht immer eindeutig, sondern es bestehen fließende Übergänge. Prinzipiell sind vorsorgeorientierte Standards eher geeignet, Nachhaltigkeitsanforderungen zu entsprechen, als an Gefahrenabwehr orientierte. Eine entsprechende Klassifikation soll im folgenden Kapitel am Beispiel von Umweltstandards im Bereich Boden/Altlasten durchgeführt werden.

### **3.4.1 An Gefahrenabwehr orientierte versus vorsorgeorientierte Umweltstandards – das Beispiel Umweltstandards für Böden**

Im Gegensatz zu den Umweltmedien Luft und Wasser wurde der Boden erst relativ spät unter gesetzlichen Schutz gestellt – die ersten Ländergesetze (Baden-Württemberg, Sachsen) traten 1991, das Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) erst 1998 in Kraft. Allerdings gab es bereits im Vorfeld zahlreiche Listen, die Bodenstandards<sup>52</sup> mit unterschiedlich verbindlichem Charakter enthielten.

Böden spielen im ökosystemaren Wirkungsgefüge eine ganz besondere Rolle. Sie können einerseits Schadstoffe von den Nachbarmedien zurückhalten (z.B. vom Grundwasser), andererseits aber auch mittel- oder langfristig an sie abgeben (z.B. an Nutzpflanzen, Atmosphäre oder Grundwasser). In der Regel ist der Mensch von Schadstoffen im Boden nur indirekt über diese Nachbarmedien betroffen (z.B. durch belastete Nahrungsmittel oder belastetes Trinkwasser), es sei denn, er nimmt Bodenpartikel direkt auf – z.B. auf Kinderspielplätzen. Die Tatsache, daß Gefahren für die menschliche Gesundheit in der Regel nur indirekt vom Boden ausgehen, erklärt, warum dem Boden an sich als schützenswertem Gut sehr lange nicht die nötige Aufmerksamkeit zuteil wurde.

Der Boden als wichtiger Bestandteil von Ökosystemen spielt auch eine zentrale Rolle bei den im Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ vorgeschlagenen Stoffindikatoren (siehe Kap. 6.3). Im folgenden werden deshalb am Beispiel Boden die verschiedenen Umweltstandards daraufhin untersucht, wie sie begründet werden, welches Qualitäts- oder Schutzziel dem formulierten Grenz-, Richt-, Vorsorgewert, etc. zugrunde liegt und ob es sich letztendlich eher um vorsorge- oder um an Gefahrenabwehr orientierte Standards handelt. Diese Klassifikation ist auch notwendig, um entscheiden zu können, welche Standards ggf. als Referenz-

---

<sup>51</sup> Implizit ist damit meistens gemeint, daß sich die Vorsorge auf das empfindlichste Schutzgut im Ökosystem einschließlich des Menschen bezieht, die Gefahrenabwehr sich aber meistens in erster Linie auf die menschliche Gesundheit bezieht.

<sup>52</sup> z.B. Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992), Eichmann-Kloke-Liste (Eikmann und Kloke 1993), Berliner Liste (1996), Niederländische Liste (1994), etc.

werte oder zumindest Interpretationshilfen für die entsprechenden Indikatoren herangezogen werden können.

### ***LABO-Hintergrundwerte für Böden***

Die von der Länder-Arbeitsgruppe Boden (LABO) zusammengestellten länderübergreifenden Hintergrundwerte beschreiben die geogene Stoffkonzentration im Boden incl. bereits ubiquitär verbreiteter anthropogener Zusatzbelastungen. Sie wurden im ländlichen Raum erhoben; punktuelle Belastungen blieben dabei ausgeklammert (zur genaueren Methodik siehe LABO 1998). Da geogene Grundgehalte sich je nach Ausgangsgestein unterscheiden, wurden die Hintergrundgehalte für verschiedene Ausgangsgesteine ermittelt. Dabei wurde jeweils das 50. und das 90. Perzentil der Meßergebnisse angegeben.

Hintergrundwerte sollen zum einen den stoffbezogenen Bodenzustand beschreiben, zum anderen aber auch als Vergleichsmaßstab (Referenzwerte) für die Beurteilung einzelner Schadensfälle herangezogen werden. Außerdem werden sie auch zur Ableitung von Vorsorgewerten im Rahmen des Bundesbodenschutzgesetzes (vgl. Abschnitt zur BBodSchV) benutzt.

Da Hintergrundwerte jedoch eine reale Situation beschreiben, ist dieses Vorgehen sehr pragmatisch. Hintergrundwerte können zwar bei der Beurteilung von Bodenbelastungen im Verwaltungsvollzug als Referenzwerte benutzt oder aber zur Ableitung von Vorsorgewerten herangezogen werden, sie stellen aber an sich weder „Vorsorgewerte“ noch „an Gefahrenabwehr orientierte Standards“ dar.

### ***Standards der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung***

In der „Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes“ vom 12.7.99 (BBodSchV 1999) werden in Anhang 2 Vorsorgewerte, Prüfwerte und Maßnahmenwerte sowie zulässige jährliche Frachten an Schadstoffen über alle Wirkungspfade angegeben, die der „(...) Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen, schädlichen Bodenveränderungen, altlastverdächtigen Flächen und Altlasten“ dienen sollen. Dabei dienen Prüf- und Maßnahmenwerte der Beurteilung bereits bestehender Belastungen, während Vorsorgewerte bzw. zulässige jährliche Frachten zur Beurteilung künftig entstehender Bodenbelastungen dienen sollen. Die Standards werden nach dem Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG 1998) folgendermaßen charakterisiert:

*Vorsorgewerte* sind „Bodenwerte, bei deren Überschreitung unter Berücksichtigung von geogenen oder großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen ist, daß die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht“ (§ 8, Abs. 2). Der Grundstücksnutzer kann dann zu Vorsorgemaßnahmen verpflichtet werden (§ 7).

*Zulässige zusätzliche Frachten* an Schadstoffen über alle Wirkungspfade (§ 8, Abs. 2 Nr. 2 bzw. § 11 BBodSchV) geben an, welche Frachten jährlich über die Vorsorgewerte hinaus toleriert werden können, wobei als Berechnungsgrundlage von einem Anreicherungszeitraum von 200 Jahren ausgegangen wird. Sie werden ausschließlich für Schwermetalle angegeben.

*Prüfwerte* sind „Werte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche



Bodenveränderung oder Altlast vorliegt“ (§ 8, Abs. 1, Nr. 1). Die Überschreitung der Prüfwerte begründet einen hinreichenden Verdacht auf eine schädliche Bodenveränderung, d.h. die Behörde kann Untersuchungen zur Gefährdungsabschätzung anordnen (§ 9, Abs. 2). Für die verschiedenen Wirkungspfade (Boden-Mensch, Boden-Nutzpflanze und Boden-Grundwasser) werden unterschiedliche Prüfwerte angegeben, zusätzlich wird zwischen verschiedenen Nutzungen differenziert. Beim Wirkungspfad Boden-Mensch (direkter Kontakt) wird zwischen Kinderspielplätzen, Wohngebieten, Parks und Industriegebieten unterschieden, beim Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze zwischen Ackerbau und Grünlandnutzung.

*Maßnahmenwerte* sind Werte für Einwirkungen oder Belastungen, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind“ (§ 8, Abs.1, Nr. 2). Sie werden nur für Dioxine und Furane und den Wirkungspfad Boden-Mensch angegeben, auch hier wiederum differenziert nach den vier o.g. Nutzungstypen.

Obwohl in der Konzeption der Bundesbodenschutzverordnung theoretisch für jeden Schadstoff die Ableitung sowohl eines Prüf- als auch eines Maßnahmenwertes vorgesehen ist, sind in der Praxis in der Bodenschutzverordnung für jeden Stoff / Nutzungstyp / Wirkungsbezug *entweder* Prüf- *oder* Maßnahmenwerte festgelegt. Dies hängt mit methodischen Problemen, aber auch Fragen der Verhältnismäßigkeit im Verwaltungsvollzug zusammen (vgl. Bachmann et al. 1997, S.8ff). Von ihrem Charakter her sind Prüf- und Maßnahmenwerte ähnlich einzustufen – sie markieren beide die Grenze zu einem Gefahrenverdacht und haben unmittelbar weitere Verfahrensschritte zur Folge. Insofern handelt es sich bei beiden um „an der Gefahrenabwehr orientierte Standards“.

Die anhand ökotoxikologischer Wirkungsschwellen abgeleiteten *Vorsorgewerte*<sup>53</sup> hingegen erheben den Anspruch, daß bei ihrer Einhaltung bzw. Unterschreitung keinerlei Besorgnis einer Bodenbelastung besteht. Ähnlich wird auch bei den zulässigen zusätzlichen Frachten argumentiert (Bachmann et al. 1997, S.99ff). Vorsorgewerte sollen einen langfristigen Schutz der Böden vor zukünftigen Einwirkungen ermöglichen mit dem Ziel, Böden vielfältig nutzbar zu erhalten. Mit diesem Anspruch sind sie tatsächlich als „vorsorgeorientiert“ einzustufen.

Die zulässigen Zusatzbelastungen über alle Eintragspfade (§ 11 BBodSchV) werden vom Umweltbundesamt als Orientierung bei der Formulierung von Umweltqualitätszielen für den Boden vorgeschlagen (UBA 1999, Nr.9). Eine Frachtbegrenzung für die Einträge von Schadstoffen in Böden wird auch von der Enquête-Kommission als Umwelthandlungsziel gefordert (Friege 1997, S.415).

In Tabelle 3.4 werden am Beispiel Cadmium die verschiedenen Standards der BBodSchV aufgeführt:

---

<sup>53</sup> Die so ermittelten Vorsorgewerte werden mit vorhandenen Hintergrundwerten abgeglichen, d.h. Vorsorgewerte werden nicht unterhalb von real gemessenen Hintergrundgehalten festgelegt (Bachmann et al. 1997, S.43).

Wirkungspfad	ohne			Boden-Mensch				Boden Nutzpflanze	Boden Grund- wasser	
	differenziert nach Bodenart			differenziert nach Nutzung				differenziert nach Nutzung		
	Ton	Lehm/Schluff	Sand	Kinderspielfläche	Wohngebiete	Park- und Frei-	Industriegebiete	Grünland	Ackerbau / Nutzgärten	
<b>Vorsorgewert</b>	1,5 mg/kg	1,0 mg/kg	0,4 mg/kg							
<b>Prüfwert</b>				10 mg/ kg	20 mg/ kg	50 mg/ kg	60 mg/ kg		---	
<b>Maßnahmenwert</b>				--- <sup>54</sup>				20 mg/kg <sup>55</sup>	0,1 mg/kg <sup>56</sup>	5 µg/l (in der Bodenlösung)
<b>Zulässige zusätzliche Fracht</b>	6 g/ha·a <sup>57</sup>									

Tab. 3.4: Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte sowie zulässige zusätzliche Frachten für Cadmium nach der BBodSchV (1999)

### *Verwaltungsvorschrift zur Umweltverträglichkeitsprüfung*

Anhang 1 der allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des UVP-Gesetzes (UVP-VwV 1995) enthält eine Orientierungshilfe zur Bewertung der Auswirkungen UVP-relevanter Vorhaben auf die stoffliche Bodenbeschaffenheit. Die hier ausdrücklich als Orientierungshilfe und nicht als Grenzwert bezeichneten Standards sollen als Entscheidungshilfe dienen, ob ein geplantes Vorhaben eine erhebliche oder nachhaltige Beeinträchtigung der Bodenfunktionen nach sich zieht und damit der Eingriff nicht mehr ausgeglichen werden kann.

<sup>54</sup> Zur Ermittlung von Maßnahmewerten fehlen noch die methodischen Grundlagen; bei organischen Stoffen werden allerdings wegen des unverhältnismäßigen Analytik-Aufwandes keine Prüf-, sondern ausschließlich Maßnahmenwerte festgesetzt (Bachmann et al. 1997, S.11f).

<sup>55</sup> Analyseverfahren: Königswasser-Aufschluß

<sup>56</sup> Analyseverfahren: Ammoniumnitratextrakt nach DIN 19730 (für alle anderen Standards außer der Sickerwasserbestimmung wird der Königswasseraufschluß nach DIN ISO 11466:06.97 verwendet); daraus resultiert die unterschiedliche Größenordnung für Acker und Grünland)

<sup>57</sup> Dabei wird rechnerisch eine Akkumulationsdauer von 40 Jahren angenommen (Bachmann et al. 1997, S.103).

Für verschiedene Schwermetalle sowie PAKs werden Orientierungswerte angegeben (vgl. Tab. 3.5).

Stoff	Orientierungswert 100 % (in mg/kg)	60 %-Wert	30 %-Wert	2 % - Wert
Arsen	40	24		0,8
Cadmium	1,5	0,9		0,03
Chrom	100	60		2
Kupfer	60	36		1,2
Quecksilber	1,0	0,6		0,02
Nickel	50	30		0,1
Blei	100	60		2
Thallium	1,0	0,6		0,02
Zink	200	120		4
Benzo(a)pyren	1,0		0,3	0,02
PAK (gesamt, nach EPA-Liste)	10		3	0,2

Tab. 3.5: Orientierungswerte nach Anlage 1 der UVP-VwV vom 18.9.95

Wird durch das zu prüfende Vorhaben eine Zusatzbelastung von maximal 2 % dieser Orientierungswerte innerhalb von 20 Jahren prognostiziert, gilt sie für die Bewertung als unerheblich. Der Zeitraum von 20 Jahren orientiert sich an der Betriebsdauer einer UVP-relevanten Anlage (Bachmann et al. 1997, S. 88). Wird die so berechnete Zusatzbelastung überschritten, so ist der Stoffgehalt im Boden zu ermitteln. Liegt der ermittelte Stoffgehalt einschließlich der prognostizierten Zusatzbelastung unterhalb 60 % (bei Schwermetallen) bzw. 30 % (bei PAKs) des Orientierungswertes, wird davon ausgegangen, daß die natürlichen Bodenfunktionen nicht beeinträchtigt sind. Liegt er darüber, aber noch unterhalb des 100%-Wertes, so ist „in der Regel eine Einzelfallprüfung durchzuführen“. Liegt er über dem 100 %-Wert, so „ist im Einzelfall zu prüfen, ob die natürlichen Bodenfunktionen beeinträchtigt sind (Nr. 1.3.2 und 1.3.3 in Anhang 1 der UVP-VwV).

Will man nun diese verschiedenen Orientierungswerte ebenfalls in die Kategorien „an Gefahrenabwehr orientiert“ und „vorsorgeorientiert“ einordnen, so können die 60 %- bzw. 30 %-Werte eindeutig als Vorsorgewerte eingestuft werden (vgl. auch Bachmann 1997, S.101). Bei den 100 %-Werten ist die Situation uneindeutig. Einerseits ziehen sie – wie die Prüf- bzw. Maßnahmenwerte der BBodSchV - weitere Maßnahmen nach sich, andererseits sind sie von ihrer Größenordnung her ebenfalls in den Bereich der Vorsorgewerte einzustufen (vgl. für Cd Tab. 3.4 und Tab. 3.5). Der 100 %-Wert markiert in dem Fall der Überschreitung des 60 %-Werts lediglich einen Unterschied hinsichtlich des Grads der Verpflichtung zu weiteren Prü-

fungen („ist *in der Regel* durchzuführen“ oder „ist durchzuführen“). Er ist insofern noch kein explizit an der Gefahrenabwehr orientierter Standard.

### **3.4.2 Wissenschaftliche und normative Schritte bei der Festsetzung von Umweltstandards - das Beispiel Trinkwassergrenzwerte**

Bei der Genese von Umweltstandards kommen Überlegungen und Argumente aus sehr verschiedenen Bereichen zum Tragen. Die Akademie der Wissenschaften (1992) formuliert es folgendermaßen:

„Das Zustandekommen von Umweltstandards ist ein komplexer Prozeß, an dem wissenschaftliche Einsichten verschiedener Disziplinen, normative Überzeugungen und soziale Rahmenbedingungen in jeweils spezifischer Weise beteiligt sind.“ (ebd., S.19).

Da Umweltstandards letztlich dazu dienen, ein kollektiv für zulässig gehaltenes Risiko festzulegen, drehen sich alle weiteren Überlegungen in erster Linie um den Begriff des Risikos:

„So erweist sich schließlich das Problem der Umweltstandards als Teilproblem eines umfassenderen Problems, nämlich des Problems, *Rationalitätskriterien des Handelns unter Risiko* anzugeben. Der Risikobegriff ist der Kernbegriff der Diskussion um die Umweltstandards“ (Gethmann und Mittelstraß 1992, S. 19; Herv. i. O.).

„Schaden“ wird als das (quantifizierbare) Risiko eines Schadenseintritts verstanden. Ein zentrales Instrument für den Entscheidungsprozeß bei der Standardsetzung ist deshalb die Abwägung zwischen Risiko bzw. Schaden und Nutzen.

Im Abwägungsprozeß kommen deutlich normative Elemente zum Tragen, denn die Entscheidung darüber, was als nützlich angesehen wird, ist von gesellschaftlich-kulturellen Wertvorstellungen und Präferenzen bestimmt. Es ist auch zu fragen: für wen nützlich? Sind Nutznießer und Betroffene identisch? Dies ist nicht immer der Fall (vgl. Scheringer und Hungerbühler 1997). Klassischerweise wird für den Fall einer *nützlichen Belastung* das Beispiel von Rückständen aus der Trinkwasserdesinfektion angeführt, wo der angenommene Nutzen eines hygienisch einwandfreien Trinkwassers höher angesetzt wird als der mögliche Schaden durch gesundheitsschädliche Nebenprodukte. Deshalb werden diese Rückstände in einem gewissen Ausmaß toleriert („akzeptierte funktionale Belastung“). Dies ist insofern noch leicht zu rechtfertigen, als die Gruppe der Nutznießer und Betroffenen identisch ist. Schwieriger zu begründen wird es jedoch, wenn Nutznießer und Betroffene nicht identisch sind (z.B. wenn die Bewohner Grönlands höheren PCB-Belastungen ausgesetzt sind als die Bewohner der diese verursachenden Industrieländer).

Die Akademie der Wissenschaften (1992) nennt drei Prozeßschritte, die für eine sinnvolle Abwägung notwendig sind:

- Festlegung von Schutzzielen (Aufgabe der Politik)
- wissenschaftliche Abschätzung der Auswirkungen, wenn diese Ziele umgesetzt werden (Aufgabe der Wissenschaft)
- die eigentliche Abwägung zwischen Schaden und Nutzen (Aufgabe der Entscheidungsträger, d.h. Politik)

Für diese Abwägung sind verschiedene formale Verfahren möglich, z.B. Risiko-Risiko-Vergleich, Kosteneffizienzverfahren, Kosten-Nutzen-Analyse, entscheidungsanalytische Verfahren und Verfahren der Vorsorge (vgl. Akademie der Wissenschaften 1992, S.358ff).

Der Sachverständigenrat (SRU 1996a, 1996b) empfiehlt für die Festlegung von Umweltstandards ein Mehrstufenmodell, das ausgehend von der (normativen) Festlegung von Schutzobjekten und Schutzziele eine (deskriptive) naturwissenschaftliche Datensammlung, Situationsanalyse und Problembeschreibung vorsieht. Die daran anschließende naturwissenschaftliche Evaluation ist ebenfalls noch als vorwiegend deskriptiv einzuschätzen, während in den daraus abgeleiteten Vorschlägen für eine Standardsetzung auch normative Elemente enthalten sind. Die Ermittlung technischer Reduktionsmöglichkeiten sowie eine Kosten-Nutzen-Analyse erfolgen als nächste Schritte und sind als Verfahren an sich noch nicht normativ. Die Art und Weise, in der ihre Ergebnisse aber wiederum in die Standardvorschläge aus naturwissenschaftlicher Sicht einfließen, ist weitgehend von subjektiven Entscheidungen geprägt und damit normativ. In der Diskussions- und Entscheidungsphase erfolgen dann die eigentlichen Bewertungen - dies ist die eindeutig „normative“ Phase. Als letzte Phasen sind dann Kontrollen und die Bestimmung einer Fortschreibungspflicht vorgesehen.

Bei diesem Vorschlag wird eine klare Rollenzuweisung an alle am Prozeß Beteiligten (ob Entscheidungsträger, Wissenschaftler, staatliche Organe oder gesellschaftliche Gruppen) gefordert, ebenso eine (nach Möglichkeit) klare Trennung zwischen Phasen, in denen naturwissenschaftlich-technischer Sachverstand gefordert ist, und den politisch bewertenden. Das Gebot höchstmöglicher Transparenz bezieht sich zum einen darauf, nachvollziehbar zu dokumentieren, wie bewertet und begründet wurde, aber auch darauf, wie die Zusammensetzung eines Entscheidungsgremiums zustande kommt (SRU 1996b, S.169f).

Entscheidungsgremium ist bei hoheitlichen Umweltstandards die Exekutive, d.h. die Ministerialbürokratie, nicht-hoheitliche Umweltstandards können auch von Verbänden (z.B. vom Verband Deutscher Ingenieure) oder anderen nicht-öffentlichen Gremien, wie z.B. dem Deutschen Institut für Normung (DIN), festgelegt werden (vgl. Mayntz 1990, S.145, Lamb 1995, S.71ff).

Anhand welcher Kriterien in der Praxis der Festsetzung von Umweltstandards entschieden wird bzw. wurde, wie Abwägungsprozesse ausfallen oder ausfallen sollten, und wie unterschiedlich Begründungen aussehen können, soll am Beispiel der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung dargestellt werden.

### ***Abwägungskriterien für Trinkwassergrenzwerte***

Ein möglicher Ansatz für eine Hierarchie von Abwägungskriterien ist der Vorschlag von Dieter (1996), der in der von ihm entwickelten „umwelthygienischen Grundregel“ die Forderung aufstellt, nutzlose Belastungen zu vermeiden, nützliche vernünftig zu minimieren und schädliche zu unterbinden. Um die entsprechenden Kriterien Schädlichkeit, Nützlichkeit und Vermeidbarkeit anwenden zu können, ist es sinnvoll, die im Trinkwasser vorkommenden unerwünschten Stoffe in drei Gruppen zu unterteilen:

- Stoffe, die aufgrund einer „nützlichen“ Anwendung in das Trinkwasser gelangen (z.B. Rückstände aus der Trinkwasserdesinfektion); hier ist eine Schaden-Nutzen-Abwägung sinnvoll.
- Stoffe, die „nutzlose“ Kontaminanten darstellen; hier gilt das Prinzip der Vorsorge (z.B. Pflanzenschutzmittelrückstände im Grundwasser).
- Geogene/biogene Inhaltsstoffe, die nicht vermeidbar sind bzw. nur durch Konsumverzicht oder technische Aufbereitung vermieden werden könnten (z.B. Arsen).

Das Kriterium Schädlichkeit – bezogen auf die menschliche Gesundheit - besitzt als unabhängiges Kriterium für alle drei o.g. Stoffgruppen dasselbe Gewicht, das heißt, die toxikologische Begründung ist auf alle drei Fälle gleichermaßen anzuwenden. Sowohl geogene als auch anthropogene, nutzlose oder nützliche, vermeidbare oder unvermeidbare Stoffe können theoretisch nach toxikologischen Gesichtspunkten beurteilt werden. Inwieweit jedoch die Kriterien Nützlichkeit und Vermeidbarkeit angelegt werden, unterscheidet sich für die verschiedenen Stoffgruppen:

Eine *geogene Belastung* wird dann ohne Aufbereitung akzeptiert, wenn sie unterhalb bekannter Schädigungsschwellen liegt. Dies ist normalerweise für die sogenannte „natürliche Hintergrundbelastung“ der Fall. Allerdings folgen „die Kriterien für die Wahrnehmung einer geogenen/biogenen Belastung als „schädlich“ nicht nur einer wissenschaftlichen, sondern auch einer gesellschaftlich und kulturhistorisch bestimmten Konsensfindung“ (Dieter 1996, S.162). Das heißt, auch die Festlegung dessen, was schädlich ist, hat eine normative Komponente - vor allem dann, wenn der Schaden mit einem bestimmten (Gesundheits-) Risiko in Verbindung gebracht wird, das je nach Einstellung toleriert wird oder nicht (s.o.). „Schädlich“ kann aber auch bedeuten, daß Trinkwasser ästhetischen Kriterien nicht mehr genügt, wenn z.B. aufgrund hoher Mangankonzentrationen das Trinkwasser eine unansehnliche braue Farbe annimmt. Beispiele für Grenzwerte für geogene Inhaltsstoffe, die sich an der Schädigungsschwelle orientieren, sind Fluor, Cadmium, Chrom und Cyanid sowie Arsen und Mangan, wobei die Grenzwerte teilweise unterhalb, teilweise in Höhe der Schädigungsschwelle liegen (z.B. bei Arsen, Cadmium und Fluorid).

Konzentrationen von *Stoffen, die einen technisch definierten Nutzen bringen*, sind in derjenigen Höhe im Produkt (d.h. Trinkwasser) akzeptiert, die ihrer Nutzungsschwelle (= Mindestbelastung zur Erzielung des Nutzeffekts) entspricht. Darüber hinaus gehende Belastungen sind nutzlos und damit auch vermeidbar. Hier hat also das Kriterium Nützlichkeit Vorrang, aber darüber hinaus gilt das Kriterium Vermeidbarkeit, beide natürlich unter der Prämisse der Unschädlichkeit. Ebenso wie das Kriterium Schädlichkeit folgen die Kriterien für das technisch Nützliche und das technisch Unvermeidbare nicht nur einer wissenschaftlich-technischen, sondern auch einer gesellschaftlichen Konsensfindung. So ist zum Beispiel entscheidend, ob von den allgemein anerkannten Regeln der Technik, vom Stand der Technik oder gar vom Stand des Wissens ausgegangen wird. Zur Gruppe derjenigen Stoffe, die einen Nutzen bringen, gehören die Rückstände (Chlor) oder Nebenprodukte (z.B. Trihalogenmethan) von Desinfektionsmitteln. Aus technischen Gründen ist es in der Regel nicht möglich, die Konzentration dieser Stoffe auf die Nutzungsschwelle zu beschränken, weshalb der Grenz-

wert sich an den technischen Möglichkeiten ihrer Vermeidung orientiert. Je nach technischem Fortschritt kann sich dann der Grenzwert ändern.

*Reine Kontaminanten* treten als Immissionsbelastungen oft großräumig oder ubiquitär in der Umwelt auf. Ihre Anwesenheit liefert „vor Ort“ keinen Nutzen, die Nutzungsschwelle ist damit gleich null. Die Duldungsschwelle und damit der Grenzwert hängt von der technischen Vermeidbarkeit ab, darf jedoch die Schädigungsschwelle nicht überschreiten. Oft liegt der Grenzwert weit unter der Schädigungsschwelle, so z.B. für Pflanzenschutzmittel, dessen Grenzwert von 0,1 µg/l als Vorsorgewert praktisch an der Nachweisgrenze angesiedelt ist. Anders hingegen ist die Situation bei Nitrat, wo der Grenzwert mit der Schädigungsschwelle übereinstimmt.

### ***Beispiele für Begründungen von Grenzwerten im Trinkwasserbereich***

Über die genannten Kriterien Vermeidbarkeit, Nützlichkeit und Schädlichkeit werden auf Grenzwerte in Gesetzen und Verordnungen, aber auch andere Umweltstandards eine Vielzahl von nicht ausschließlich naturwissenschaftlich/toxikologischen Kriterien angewandt (vgl. Dieter 1994a). So können z.B. kulturgeschichtlich entwickelte Sicht- und Verhaltensweisen eine große Rolle spielen, ebenso die individuelle oder gesellschaftliche Einstellung zu Risiken. Damit zusammen hängt auch die Frage nach der Unausweichlichkeit und Unvermeidlichkeit einer Belastung. Auch Überlegungen zur technischen Machbarkeit fließen ebenso wie ökonomische Überlegungen in die Entscheidungsfindung mit ein. Der Vorsorgegedanke sowie das Minimierungsprinzip sind klassische Prinzipien, die ebenfalls in der Regel berücksichtigt werden. Ob eine Kontamination reversibel oder irreversibel ist, spielt bei ihrer Bewertung ebenfalls eine große Rolle. Letzten Endes kommen auch ästhetische Kriterien bei einer Grenzwertfestsetzung zum Tragen.

Im folgenden sollen einige der genannten Prinzipien und Überlegungen, anhand von Beispielen aus dem Trinkwasserbereich illustriert werden. Diese Standards werden in der Regel von Sachverständigenkreisen festgelegt, ohne daß eine ausdrückliche gesellschaftliche Beteiligung an der Grenzwertfindung vorgesehen ist.

#### *Vorsorge*

Der Gedanke der Vorsorge legt nahe, irreversible, vermeidbare und nutzlose Belastungen so weit wie möglich zu minimieren. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung für Pflanzenschutzmittel von 0,1 µg/l nahe der Nachweisgrenze ist beispielsweise ein *Vorsorgewert*, der nicht in erster Linie unter dem Aspekt des unmittelbaren Gesundheitsschutzes festgelegt wurde. In diese Kategorie gehören auch die Grenzwerte für bestimmte Chlorkohlenwasserstoffe. Die gesundheitlich begründete Grenzkonzentration für Trichlorethan beträgt beispielsweise 2000 µg/l (Dieter 1997), es darf aber im Trinkwasser laut Trinkwasserverordnung als einer der 5 genannten Stoffe den Summengrenzwert von 10 µg/l nicht überschreiten.

#### *gesundheitliche Beeinträchtigung (Toxikologie)*

Die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (TVO) für Fluor, Arsen, Cadmium, Blei, Cyanid und Nitrat orientieren sich an ihrer *toxikologischen* Bedeutsamkeit. Dabei sind Fluor und Arsen geogene Inhaltsstoffe, die anderen überwiegend anthropogen.

#### *technische Überlegungen (Schutz der Wasserversorgungsanlagen)*

Grenzwerte für Mangan, Eisen oder den pH-Wert sind *technisch* begründet, um die Wasserversorgungsanlagen zu schützen. Dies kann auch mit gesundheitlichen Argumenten verknüpft sein, da sich aus Wasserleitungen, z.B. bei zu niedrigem pH-Wert, Schadstoffe (Kupfer, Blei, Zink) lösen können. Zu hohe Eisen- und Manganwerte können die Wasserversorgungsanlagen mit Oxiden überziehen und damit den Betrieb beeinträchtigen.

#### *überwachungstechnische bzw. -ökonomische Kriterien*

Die sechs in der TVO genannten Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) wurden deshalb ausgewählt, weil sie sich aufgrund ihrer Fluoreszenzeigenschaften *gut messen* lassen, nicht unbedingt wegen ihrer besonders hohen toxikologischen Relevanz (Dieter 1995). Aus ihrer Anwesenheit kann man darauf schließen, daß evtl. auch andere, schlechter nachweisbare und potentiell giftigere PAKs in der Trinkwasserprobe enthalten sind.

#### *Abwägung zwischen Nutzen und Schaden*

Das Kriterium der Nützlichkeit ist bei der Trinkwasserdesinfektion relevant. Der Nutzen der Desinfektion wird gegenüber der Schädlichkeit der Rückstände bzw. Nebenprodukte abgewogen. Deshalb gelten für Stoffe, die als Rückstände bei der Trinkwasserdesinfektion entstehen, höhere Grenzwerte als für solche, die dem Trinkwasser nicht absichtlich zugesetzt werden, wie z.B. Pflanzenschutzmittel, obwohl es sich chemisch sogar um dieselben Stoffe handeln kann (z.B. Chloroform). Die Grenzwerte orientieren sich an den Erfordernissen der Nutzbarkeit. Ist z.B. aufgrund von Störstoffen im Wasser eine erhöhte Chlordosis für eine zuverlässige Desinfektion erforderlich, gilt nicht der übliche Grenzwert für das Nebenprodukt Trihalogenmethan von 10 µg/l, sondern der erhöhte von 25 µg/l.

#### *ästhetische Kriterien*

Hierzu gehört der Trübungsgrenzwert (optisch) oder der ebenfalls optisch begründete Grenzwert für Mangan, dessen höher konzentrierte Präsenz im Leitungssystem zu bräunlichen Ausfällungen führen kann. Der Grenzwert für Aluminium von 0,2 mg/l ist geschmacklich/sensorisch begründet, ein gesundheitlicher Grenzwert läge weitaus höher (Dieter 1994b).

#### *Risikobetrachtungen*

Für karzinogene (z.B. Arsen, Benzol, Cadmium, PAK), mutagene oder andere Stoffe ohne Wirkungsschwelle kann es strenggenommen gar keine Grenzwerte geben, sondern nur die mit einem bestimmten Risiko verknüpften Aufnahmemengen. Die Höhe des akzeptierten Risikos muß gesellschaftlich ausgehandelt werden. In der Regel ist die Risikoakzeptanz bei geogenen Stoffen höher als bei vermeidbaren anthropogenen Belastungen.



### **Fazit**

Die Festlegung von Umweltstandards und insbesondere die Grenzwertfindung ist nicht nur ein wissenschaftlicher, sondern auch ein gesellschaftlich-politischer Prozeß. Insbesondere muß Einigkeit darüber erzielt werden, welcher Nutzen gewünscht bzw. welche Risiken dafür in Kauf genommen werden (Risiko/Nutzen-Verhältnis). Die individuelle wie gesellschaftliche Akzeptanz<sup>58</sup> hängt aber nicht nur vom Nutzen, sondern auch von kulturellen Aspekten, Gewohnheiten, etc. ab. Beispiele dafür sind die natürliche radioaktive Strahlung oder krebserregende Substanzen in traditionellen Lebensmitteln. Die Festlegung eines akzeptablen Risikos sollte allerdings nur konsensual in einem transparenten Prozeß erfolgen – was in der bisherigen Praxis nicht geschieht. Auch alle anderen bei der Grenzwertfestlegung berücksichtigten Kriterien müssen offengelegt werden, was heute leider noch nicht der Fall ist. Ein entsprechender Verfahrensvorschlag wurde bereits vom Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 1996a, 1996b) unterbreitet (s.o.).

Grenzwerte werden bisher oft als rein wissenschaftlich begründete letzte Wahrheiten angesehen. Aus diesem Grund werden sie manchmal für Zwecke herangezogen, für die sie wenig geeignet sind. So ist die Anzahl der Grenzwertüberschreitungen als Indikator für die Belastung eines bestimmten Systems nur dann sinnvoll, wenn der Grenzwert entsprechend definiert ist. Handelt es sich z.B. um einen humantoxikologisch begründeten Grenzwert, der auf empfindlichere Arten in einem Ökosystem angewandt wird, sind diese Aussagen für dieses Ökosystem nicht relevant.

---

<sup>58</sup> Zur Unterscheidung zwischen faktischer Geltung (Akzeptanz) und normativer Geltung (Akzeptabilität) siehe Akademie der Wissenschaften 1992, Kap. 1.3.1 oder WBGU 1999, S.81ff).

## **4 Von Meßdaten zu Indikatoren - Verfahrensschritte und normative Aufladung**

In diesem Kapitel wird systematisch untersucht, an welcher Stelle und in welcher Weise normative Elemente in die Konstruktion von (hochaggregierten) Indikatoren Eingang finden. Dabei kann grundsätzlich unterschieden werden zwischen der Datenerhebung, die zeitlich am Anfang steht und die „Basisdaten“ liefert (Kap. 4.1), und dem eigentlichen Aggregationsverfahren, das auf diesen Basisdaten aufbaut und diese verdichtet (Kap. 4.2). Kapitel 4.3 gibt einen tabellarischen Überblick. Während im Zusammenhang mit der Datenerhebung die normative Ladung eher implizit enthalten und in der Regel auch geringer ist, wird sie bei den Aggregationsschritten schon eher explizit formuliert und ist in der Regel auch ausgeprägter. Das heißt aber nicht, daß eine implizite normative Ladung immer gering und eine explizite immer hoch sein muß.

Der normative Gehalt aggregierter Indikatoren läßt sich nicht oder nur begrenzt quantifizieren, es soll aber versucht werden, diesen qualitativ abzuschätzen. Dies gelingt am ehesten anhand der Analyse unterschiedlicher Verfahrensschritte, die sich für Aggregationsverfahren anbieten (vgl. Kap. 4.2.2). Dabei stellt die Bewertung als Inbegriff einer normativen Vorgehensweise eine eigenständige Kategorie dar (vgl. auch Kap. 2.3), fließt aber gleichzeitig in alle bei einer Aggregation vorgenommenen Verfahrensschritte in unterschiedlichem Ausmaß mit ein.

Bevor auf die normative Ladung von Indikatoren eingegangen wird, soll hier eine kurze Definition von Indikatoren und ihren Aufgaben gegeben werden. Nähere Ausführungen zu Indikatoren finden sich in Kapitel 5.

### ***Definition und Aufgabe von Indikatoren***

Als *Indikatoren* werden Kenngrößen bezeichnet, die zur Abbildung eines bestimmten, nicht direkt meßbaren und oftmals komplexen Sachverhalts herangezogen werden. Diesen Sachverhalt bezeichnet man als *Indikandum* (vgl. SRU 1998:Tz 143). Ob eine Kenngröße als Indikator dienen kann, hängt vom Verwendungszusammenhang ab - eine Kenngröße ist niemals per se ein Indikator, sondern wird aufgrund wissenschaftlicher Überlegungen oder sonstiger Annahmen zu einem Indikator für ein bestimmtes Indikandum erklärt. So kann z.B. die Arbeitslosenrate sowohl als Indikator für den Zustand der Wirtschaft als auch als für das soziale Gefüge der Gesellschaft herangezogen werden. *Makroindikatoren* oder *hochaggregierte Indikatoren* sind in der Regel das Ergebnis eines Aggregationsverfahrens, bei dem mehrere Ausgangsindikatoren zu einem einzigen Indikator zusammengefaßt werden.

Aufgabe von Indikatoren ist die Beschreibung komplexer Sachverhalte durch Reduktion auf wesentliche Teilbereiche (z.B. als Schlüssel- bzw. Leitindikatoren) oder durch die Zusammenfassung einzelner Teilbereiche (aggregierte Indikatoren). Dies gilt ganz allgemein für alle denkbaren Einsatzbereiche von Indikatoren (z.B. Medizin, Umwelt, Wirtschaft, etc.). Im folgenden wird allerdings ausschließlich auf Umweltindikatoren eingegangen. Bioindikatoren oder chemische Indikatoren sind nicht Gegenstand dieser Arbeit.

#### 4.1 Normative Elemente, die mit der Datenerhebung zusammenhängen

Alle im Zusammenhang mit der Datenerhebung stehenden Setzungen, Vereinfachungen, Annahmen, Theorien, etc., bilden den normativen Anteil von Daten. Am Anfang der Überlegungen, wie der normative Gehalt von Daten aussehen könnte, stellt sich jedoch unweigerlich die wissenschaftstheoretische Frage nach der Meßbarkeit von Tatsachen bzw. die Frage, ob der erhaltene Meßwert mit der Wirklichkeit identisch ist.<sup>59</sup>

##### 4.1.1 Die Theorieabhängigkeit von Beobachtungsaussagen

Die Erhebung naturwissenschaftlicher Daten - d.h. in der Regel die Messung bestimmter Sachverhalte - wird im allgemeinen als rein deskriptiv und von Wertvorstellungen und subjektiven Entscheidungen unbeeinflusst angesehen. Im Kontrast zur Interpretation bzw. Bewertung dieser Daten mag die Datenerhebung auch als „objektiv“ erscheinen. Beobachtungsaussagen werden jedoch immer in der Sprache der einen oder anderen Theorie formuliert und können nur so genau sein, wie das theoretische oder begriffliche Gerüst, das sie verwenden<sup>60</sup>. Dies bedeutet, daß auch Messungen letzten Endes nicht frei von Festsetzungen, (willkürlichen) Annahmen und Entscheidungen sind. Hübner (1986) begründet dies folgendermaßen: Eine wissenschaftliche Theorie besteht aus einem Gebäude von Axiomen, Naturgesetzen und sogenannten „Basissätzen“. Diese gelten als die empirische Grundlage der Theorien; sie drücken entweder ein erhaltenes oder zu erwartendes Meßergebnis aus. Wird ein aufgrund einer Theorie vorausgesagtes Meßergebnis tatsächlich gemessen, wird dieser Basissatz zur Bestätigung der Theorie herangezogen (ebd., S.55f). Bei der Untersuchung, inwiefern Basissätze (d.h. Meßergebnisse) wirklich Tatsachen ausdrücken, kommt Hübner zum Ergebnis, daß

„die Basissätze, welche die eine Theorie begründenden Tatsachen ausdrücken sollen, keineswegs bloße Wahrnehmungen mitteilen (wie Zeigerablesungen, Kongruenzen, Verschiebungen, etc.), sondern daß auch die Basissätze einen theoretischen Gehalt haben. Basissätze sagen nicht: „Ich habe die und die Wahrnehmungen“, sondern: ‘Es wurde die und die Wellenlänge, Stromstärke, Temperatur, der und der Druck gemessen, usw.’. Und alle diese Begriffe haben Sinn und Gehalt nur innerhalb von Theorien“ (ebd., S.57f).

Die Theorie bezieht sich z.B. auch auf die Funktionsweise von Meßinstrumenten, aber auch auf die zu messenden Größen selbst. Hübner zieht die Schlußfolgerung:

„Der Basissatz drückt keine bloße Tatsache aus und ist niemals durch eine solche erzwungen; (...) er ist selbst theoretisch, durch Deutungen bestimmt und entspringt gewissen Entscheidungen.“ (ebd., S.59).

Das – in der Regel unausgesprochen gesetzte - Postulat, daß die gemessenen Daten die Wirklichkeit genügend abbilden, um damit weiter arbeiten bzw. argumentieren zu können, stellt eine normative Setzung dar. In der weiteren Analyse wird dieses Postulat übernommen, also von der grundsätzlichen Meßbarkeit von Tatsachen ausgegangen.

In dieselbe Kategorie gehört auch die Annahme, daß ein wissenschaftliches Sachmodell, auf dessen Grundlage die relevanten Meßgrößen ausgewählt werden, die Wirklichkeit für den

---

<sup>59</sup> Mit dieser Frage beschäftigt sich die abendländische Philosophie schon seit 2000 Jahren.

<sup>60</sup> Zum Problem der Theorieabhängigkeit der Wahrnehmung vgl. auch Chalmers (1999, S.27ff).

vorgesehenen Zweck genügend genau abbildet. Dieses Sachmodell ist dann letzten Endes auch die Grundlage für alle weiteren, sachlich begründeten Entscheidungen über weitere Verfahrensschritte bei der Aggregation.

#### **4.1.2 Pragmatische bzw. subjektive Entscheidungen bei der Datenerhebung**

Bei der Datenerhebung muß in der Regel eine Vielzahl von Entscheidungen zwischen verschiedenen denkbaren Optionen gefällt werden. Die Entscheidungen werden jedoch normalerweise nicht auf der Grundlage eines Wertesystems im moralischen oder ästhetischen Sinne getroffen, d.h. es wird nicht so argumentiert, daß ein Merkmal deshalb erhoben werden soll, weil es einen wichtigeren, schöneren, oder wertvolleren Teilaspekt beschreibt als ein anderes, sondern es wird oft auf der Basis guter und nachvollziehbarer Begründungen (finanzielle, technische, etc.) eine pragmatische Entscheidung getroffen. Die hierdurch entstehende normative Ladung könnte deshalb auch als subjektive oder pragmatische Komponente beschrieben werden. Bei folgenden Schritten werden Entscheidungen dieser Art getroffen:

##### **4.1.2.1 Wahl der zu erfassenden Meßgrößen**

Die Auswahl der Meßgrößen erfolgt auf der Grundlage bestimmter theoretischer Überlegungen, oft aufgrund von postulierten Ursache-Wirkungszusammenhängen. Diese als Arbeitsgrundlage vorauszusetzen, stellt bereits eine normative Setzung dar. Die konkrete Auswahl der Meßgrößen erfolgt dann zusätzlich anhand pragmatischer Überlegungen. Dies soll am Beispiel der Ökosystemaren Umweltbeobachtung bzw. ihrer modellhaften Umsetzung in der Rhön gezeigt werden.

Im Biosphärenreservat Rhön werden aufgrund von Ursache-Wirkungshypothesen bestimmte Meßgrößen ausgewählt, deren Erhebung für die Überprüfung dieser Wirkungszusammenhänge notwendig erscheint. Eine solche Ursache-Wirkungshypothese ist z.B. die Annahme, daß

„die Eutrophierung und Versauerung von Böden in der BRD weiter fortschreiten wird, wenn auch, aufgrund eines veränderten Emissions- und Immissionsregimes, mit regional unterschiedlichem Verlauf. Die Überschreitung der Pufferkapazitäten pufferschwacher Böden wird deutliche Veränderungen der Ökosystemstrukturen (u.a. Zusammensetzung der Biozönosen) und -funktionen (u.a. Veränderungen der Umsetzungsprozesse) zur Folge haben. Von diesen Änderungen werden auch Störungen benachbarter Ökosysteme oder ganzer Räume ausgehen (u.a. Verlust der Nutzbarkeit von Grundwasser zu Trinkwasserzwecken, Störungen des Wasserhaushalts)“ (Schönthaler und Köppel 1998, S.23).

Die entsprechenden Meßgrößen für die *Ursachen* (verändertes Emissions- und Immissionsregime) sind: Immission von NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, Deposition von N, P, S und Kationen, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Alkalinität des Niederschlags. Weiter sollen das Verkehrsaufkommen über eine Verkehrszählung, die Emissionen durch Emittentenanalysen für Gewerbe, Haushalte und Landwirtschaft ermittelt werden.

Um die (erwarteten) *Wirkungen* erfassen zu können, sollen folgende Meßgrößen erhoben werden: N- bzw. P-Gehalt im Boden, Bodentyp, Bodenart, Bodengefüge, Bodendurchwurzelung, Durchwurzelbarkeit, effektive Durchwurzelungstiefe, Bodendichte, Bodenwasserspan-

nung, Bodenwassergehalt und Wasserdurchlässigkeit, pH-Wert, Kationenaustausch- und Pufferkapazität des Bodens, Gehalte an Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn und Schwermetallen in der Bodenlösung, Gehalte an Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, NO<sub>3</sub> und NO<sub>2</sub> im Grundwasser. Für die Überprüfung der Zusammensetzung der Biozöosen werden als Meßgrößen u.a. die mikrobielle Aktivität der Bodenbiomasse, die Zusammensetzung der Bodenbiozönose, Abundanz von Tagfaltern und Laufkäfern und Insekten mit Massenentwicklung vorgeschlagen.

In diesem Beispiel stellt die Akzeptanz von Ursache-Wirkungs-Beziehungen den ersten normativen Schritt dar, d.h. er besteht in der grundsätzlichen Akzeptanz eines Sachmodells als Ausgangspunkt. Die zweite normative Komponente kommt mit der Selektion der Meßgrößen ins Spiel. Sie werden aus der Menge aller denkbaren Meßgrößen, die diese Phänomene beschreiben könnten, anhand von Praktikabilitätsgesichtspunkten wie Erhebbarkeit oder Akzeptanz ausgewählt.

#### 4.1.2.2 Wahl der Meßmethode

Die Wahl der Meßinstrumente sowie von Ort, Zeitpunkt und Häufigkeit der Messung ist oft außer von wissenschaftlichen Gesichtspunkten auch von pragmatischen bestimmt. Dazu gehören in erster Linie Kostengesichtspunkte, aber auch andere Überlegungen wie z.B. die Frage, wo es bereits bestehende Meßstellen gibt oder welche Geräte bereits vorhanden sind.

Ein Beispiel für die Wahl eines *Meßgerätes* wäre die Entscheidung, ob Bodenfeuchte mit der Neutronensonde oder aber mit Tensiometern gemessen wird. Auch bei der Depositionsmessung sind unterschiedliche Geräte verbreitet, die auch unterschiedliche Meßergebnisse produzieren. Nicht selten bedeutet eine Änderung der eingesetzten Meßgeräte einen Bruch in der Datenkonsistenz.

Die Frage nach der *zeitlichen* Auflösung ist neben einer Kostenfrage auch eine Frage der zeitlichen Varianz der ermittelten Größen. So ist es z.B. üblich, Ozonkonzentrationen in sehr geringen zeitlichen Abständen zu messen und daraus ein Stundenmittel zu bilden. Würde nur jede Stunde oder gar seltener gemessen, ergäbe sich ein deutlich anderes Bild. Ähnlich liegt der Fall bei der Messung von Sickerwasserkonzentrationen. Auch hier sind die Ergebnisse stark vom Tagesgeschehen – z.B. den Niederschlagsverhältnissen – abhängig. So ist z.B. eine einmalige Messung des Nitratgehalts im Grundwasser pro Jahr wenig aussagekräftig zur Beurteilung langfristiger zeitlicher Trends. Trotzdem ist diese Praxis in verschiedenen Meßnetzen, z.B. dem Grundwassermeßnetz des Landes Baden-Württemberg (LfU 1999), üblich. Die Ergebnisse können dann nur mit der entsprechenden Einschränkung verwertet werden.

Auch die Auswahl der *Lage* sowie *Anzahl* von Meßstellen kann die Meßergebnisse sehr stark beeinflussen. So wird z.B. im Konzept für eine Ökosystemare Umweltbeobachtung eine Vorgehensweise bevorzugt, bei der bereits etablierte Meßstellen in ein noch zu schaffendes Meßnetz integriert werden sollen (Schröder et al. 1999), während z.B. das Konzept der Ökologischen Flächenstichprobe mit dem Verfahren einer Zufallsstichprobe einen streng statistischen Ansatz verfolgt (Hoffmann-Kroll et al. 1998).

### 4.1.2.3 Modellannahmen

Viele Größen werden durch verschiedene Verfahren wie Umrechnung, Annäherung, Schätzung oder Interpolation aus anderen, direkt gemessenen Größen abgeleitet. Dies geschieht letzten Endes auf der Basis von Modellen, die mehr oder weniger kompliziert sind.

Normative Elemente sind hierbei die Modellannahmen, d.h. die zugrunde liegenden Annahmen über Zusammenhänge zwischen Meßwerten, ihre Übertragbarkeit von einem System auf ein anderes oder ihre räumliche und zeitliche Verteilung (bei Interpolation).

Dabei ist die Auswahl eines Modells zur Beschreibung eines bestimmten Sachverhaltes eine Entscheidung, die von vielen - auch außerwissenschaftlichen – Gesichtspunkten abhängt, d.h. subjektiv ist. Die Modellergebnisse unterscheiden sich je nach Art des angewandten Modells. So ergeben sich für die Berechnung der Verdunstung je nach Modell bei gleichbleibenden Eingangsdaten verschiedene Verdunstungswerte oder bei Stoffflußmodellen verschiedene Strom-, Speicher- oder Bilanzgrößen.

Um komplexere Systeme beschreiben zu können bzw. Berechnungen durchführen zu können, wird die Wirklichkeit auf ein notwendigerweise vereinfachendes Modell reduziert. Oft werden nur Schlüsselprozesse betrachtet bzw. die Betrachtung auf einen Teilaspekt eingeschränkt. Bestimmte Grundannahmen werden bewußt entgegen den tatsächlichen Gegebenheiten getroffen, um überhaupt Berechnungen anstellen zu können.

Im folgenden wird am Beispiel der Critical Loads für die Versauerung von Waldböden dargestellt, welche Art von Modellannahmen in ihre Berechnung einfließen und dadurch den so ermittelten Größen einen bestimmten normativen Gehalt mitgeben. Dies sind zum einen einfache Berechnungsvorschriften, die im Grunde auf Modellvorstellungen beruhen, diese aber nicht als solche bezeichnen, zum anderen auch bewußt vereinfachende Modellannahmen.

#### ***Beispiel: Normative Elemente bei der Ableitung von Critical Loads***

Critical Loads bzw. Levels für Luftschadstoffe stellen Wirkungsschwellen dar, ab denen es zu einer Belastung des Ökosystems (z.B. Laubwald, Nadelwald, Moor) oder auch zur Schädigung von Bauwerken kommt.

Der Critical Loads-Ansatz geht davon aus, daß „zur Erhaltung oder Wiederherstellung der nachhaltigen Existenz eines Ökosystems nur erforderlich ist, die Summe der Belastungen unter die Toleranzgrenze (...) zu drücken“ (Gregor 1995). Dabei wird das betrachtete (Öko-) System mit einem Becher verglichen, dessen Inhalt die Summe der auf das System wirkenden Belastungen darstellt. Wird eine davon auch nur geringfügig überschritten, bringt dieser Tropfen den Becher unabhängig von seiner Größe und der Zusammensetzung der in ihm enthaltenen Flüssigkeiten (entsprechend den auf das System wirkenden Belastungen) zum Überlaufen, d.h. es werden Schadsymptome (z.B. Gewässerversauerung, Ernteverluste, Waldschäden, Gebäudeschäden) festgestellt.

Von den von Luftschadstoffen betroffenen Ökosystemen wurde allgemein in Europa der Wald bzw. Waldboden als Rezeptor ausgewählt, in einigen europäischen Ländern wurden auch noch zusätzlich Critical Loads für die Versauerung von Seen berechnet.

Der Critical Loads-Ansatz wurde für eutrophierende und versauernde Substanzen entwickelt, ist aber für Versauerung am weitesten fortgeschritten. Im folgenden wird nur der Aspekt Versauerung von Waldböden betrachtet.

S- und N-Depositionen führen zu Bodenversauerung bzw. zur Auswaschung von basischen Kationen, was zur Abnahme der Säureneutralisationskapazität (ANC = Acid neutralising capacity) im Boden bzw. in der Bodenlösung führt. Dies hat eine Verschiebung des Ca/Al bzw. Mg/Al-Verhältnisses und eine Zunahme der Aluminiumkonzentration (bei gleichzeitiger pH-Abnahme) in der Bodenlösung zur Folge.

Grundlage der folgenden Ausführungen ist ein nicht-dynamisches Modell zur Berechnung der Critical Loads (Nagel et al. 1994). Dieses bildet die derzeitige Grundlage zur Berechnung der flächendeckenden Überschreitung der kritischen Eintragsraten in Deutschland. Dynamische Modelle mit höherer Aussagekraft können wegen ihrer hohen Datenanforderungen bisher nur auf wenigen, intensiv untersuchten Standorten (Level II) eingesetzt werden. Dennoch hält der Sachverständigenrat für Umweltfragen „(...) die Verbesserung des Ansatzes, wie sie vom Grundsatz her bereits im Level II-Ansatz angelegt ist, für zielführend“ (SRU 2000, Tz 481).

Die einfache Massenbilanz des bisher angewandten nicht-dynamischen Modells (Nagel et al. 1994) geht von folgenden Wirkungsschwellen („kritischen Werten“) in der Bodenlösung aus (UN ECE 1996b, S.86f):

- 0,2 eq/m<sup>3</sup> Aluminiumkonzentration in der Bodenlösung, entsprechend pH = 4,0, ausgehend vom Gibbsite-Löslichkeitsprodukt (Hettelingh und de Vries 1992) oder
- 1,5 eq/eq Al/BC<sup>61</sup> – Verhältnis (Sverdrup und Warfvinge 1993).

Diese Schwellenwerte werden zugrunde gelegt, um einen „kritischen Austrag an Säureneutralisationskapazität“ (critical ANC leaching) zu berechnen. Critical Loads sind dann die maximalen Eintragsraten, die eine Einhaltung dieser Schwellenwerte gerade noch gewährleisten. Als Indikator für die Gefährdung eines Ökosystems wird dann die Überschreitung dieser Wirkungsschwelle bzw. der entsprechenden Critical Loads benutzt, die sogenannte *exceedance*.

Zur Modellierung von Critical Loads bzw. ihrer Überschreitung hat man sich auf folgende Schlüsselprozesse im System Waldboden konzentriert:

- *Eintrag basischer Kationen aus der Gesteinsverwitterung:*
  - Es wird von einem steady state der Basenfreisetzung ausgegangen. Dies würde bedeuten, daß sich die Austauscherkapazität in einem Zeitraum von mehreren hundert Jahren nicht ändert, also keine Nettoänderung der Basensättigung erfolgt. Experimentelle Befunde zeigen aber andere Entwicklungen, wie z.B. die in Baden-Württemberg durchgeführte Bodenzustandserhebung im Wald (Buberl et al. 1994).
  - Die Freisetzung basischer Kationen wird aus der Gesteinsverwitterung anhand einer einfachen Matrix, die 5 Muttergesteinsklassen und 6 Texturklassen entsprechend der CORINE-Datenbank unterscheidet, berechnet. Daraus ergeben sich 10 Verwitterungsklassen mit Durchschnittswerten jeweils im Abstand von 250 eq/ha·yr.

---

<sup>61</sup> BC steht hier für die basischen Kationen Ca, Mg, K, Na; oft werden nur Ca und Mg berücksichtigt.

- *Nährstoffentzug*

- über Biomasse:

Die Stoffaufnahme durch die Vegetation wird als Funktion von Wachstumsrate und Elementgehalt im Stamm bzw. in den Ästen quantifiziert. Aus Durchschnittswerten dieser Größen für mitteleuropäische Baumarten wird die Aufnahme basischer Kationen in Deutschland berechnet. Eine weitere Annahme ist, daß sowohl Derb- als auch Reisholz geerntet wird. Diese Stoffaufnahmeraten werden in Abhängigkeit von der mittleren Jahrestemperatur approximiert. Über die Anbindung an die Temperatur hinaus müßte eigentlich noch ein Zusammenhang mit Feuchteverhältnissen und Nährstoffzustand des Bodens hergestellt werden. Entscheidend ist auch die Erntepraxis, da große Teile der Nährstoffe in der Rinde gespeichert sind. In der Praxis wird recht unterschiedlich verfahren und es lassen sich keine einheitlichen Aussagen treffen, weshalb die Stoffaufnahmeraten nur als eine grobe Approximation angesehen werden können. Die Stoffaufnahme über den Biomassezuwachs wird erst bei der Überschreitungsberechnung (exceedance) mit einbezogen, da es sich hier nicht um eine ökosystemare Eigenschaft, sondern um Landnutzungsphänomene handelt.

- über Sickerwasserrate

Diese wird aus Niederschlags-, Verdunstungs- und Abflußdaten aus dem Hydrologischen Atlas der BRD im Maßstab 1:1.500 000 bzw. den Abflußkarten des Atlas der DDR im Maßstab 1:750.000 abgeleitet. Sie geht in die Berechnung des „kritischen Austrags“ („critical ANC leaching“) mit ein.

- *Deposition basischer Kationen*

Zum Teil hohe lokale Quellen machen eine Interpolation unmöglich. Deshalb wurde die Gesamtdeposition basischer Kationen aus einem Norwegischen Modell entnommen, die eine Hintergrundbelastung darstellt und auf weiträumigen Transport zurückzuführen ist (lokale Emittenten werden nicht berücksichtigt). Dieser Prozeß wird erst bei der Berechnung der Überschreitung berücksichtigt.

- *Bodeninterne Stickstoffumsetzungen*

Dieser Prozeß wird erst bei der Berechnung der Überschreitung berücksichtigt.

- *Deposition von Säurebildnern*

Die Messung bzw. Modellierung der tatsächlichen Deposition von Säurebildnern ist notwendig, um die Überschreitung (exceedance) der Critical Loads durch aktuelle Säureeinträge zu berechnen. Folgende Probleme bzw. Vereinfachungen sind dabei zu bedenken:

- das grundsätzliche Problem der Übertragung von Meßwerten vom Punkt auf die Fläche bzw. die Interpolation von Meßwerten;
- die Umrechnung von Freiland- auf Bestandesdepositionsdaten anhand (gemittelter) Filterungsfaktoren;
- die Seesalzkorrektur<sup>62</sup>.

---

<sup>62</sup> Der marine Anteil der Deposition von Na, Cl, S, Ca, K und Mg wird in der Berechnung der Überschreitung von Critical Loads nicht berücksichtigt. Da man davon ausgehen kann, daß Na nahezu ausschließlich meeresbürtig ist, läßt sich der Anteil der anderen Elemente, der aus Meeresspray stammt, anhand der durchschnittlichen Zusammensetzung des Meerwassers abschätzen. Zu Details vgl. Gauger et al. 1997, S.41.



Bei der Berechnung von Critical Loads bzw. ihrer Überschreitung durch aktuelle (Säure-) Einträge wird offensichtlich eine Vielzahl von Annahmen getroffen, die zwar aus wissenschaftlicher Perspektive plausibel sind, aber nicht zwangsläufig genauso getroffen werden müßten. Im einzelnen handelt es sich um folgende Entscheidungen bzw. Modellannahmen:

- Der Waldboden wird als Rezeptor ausgewählt; dabei wird die Betrachtung auf den Mineralboden (0-50 cm) beschränkt, d.h. die Prozesse in der Humusschicht werden vernachlässigt. Außerdem spielen sich nicht in allen Böden bis in 50 cm Tiefe relevante Prozesse ab (z.B. auf Rohböden in den Alpen), dadurch kommt es zu Verzerrungen.
- Die Größen Al-Konzentration und Ca+Mg/Al-Verhältnis werden als entscheidende Parameter für die Bestimmung der Versauerungsgefährdung ausgewählt. Cronan und Grigal (1995) schlagen z.B. das Ca/Al-Verhältnis unter Berufung auf 36 Fallstudien vor mit dem Argument, daß dieser Indikator die beste Kombination von Einfachheit und hoher Reliabilität darstelle (ebd., S.220)
- Für diese Parameter werden Grenzwerte in einer bestimmten Höhe festgelegt. Beispielsweise bilden Cronan und Grigal (1995) aufgrund von 36 Fallstudien Summenhäufigkeiten. Dasjenige Ca/Al-Verhältnis, bei dem ein vorgegebener Prozentsatz an untersuchten Standorten Säurestreß zeigt, wird als Indikator für dieses „Risikoniveau“ vorgeschlagen (z.B. Ca/Al = 1.0 für 50 % Standorte mit Säurestreß).
- In einer vereinfachenden Massenbilanz erfolgt eine Beschränkung auf wenige maßgebliche Schlüsselprozesse, wobei nur Wirkungsmechanismen, die im Maßstab von Landschaftseinheiten (1:200 000 bis 1:1 Mio) erfaßbar sind, berücksichtigt werden.
- Für die Austauscherkapazität wird ein steady state angenommen, obwohl Befunde (z.B. der Bodenzustandserhebung in Baden-Württemberg) eine eindeutige Abnahme der Basensättigung zeigen.
- Modelleingangsgrößen werden aus anderen Größen abgeleitet:
  - Verwitterung aus Bodentyp und Textur,
  - Aufnahme basischer Kationen aus einer ganzen Reihe von Eingangsgrößen
  - Sickerwasserrate aus Niederschlags-, Verdunstungs- und Abflußdaten
  - Bestandesdeposition aus Freilanddeposition anhand gemittelter Filterungsfaktoren
- Die Deposition basischer Kationen wird aus einem Modell abgeleitet, das nur die Hintergrundbelastung darstellt und lokale Emittenten nicht berücksichtigt.
- Größen, die sich in langen Zeiträumen nur aufgrund von Landnutzungsmaßnahmen ändern, werden nicht in die Berechnung der Critical Loads, sondern nur in die Überschreibungsberechnung einbezogen. D.h. die aktuelle Nutzung wird für die Berechnung der Wirkungsschwelle außer acht gelassen.

Alle genannten Vereinfachungen, Annahmen und Setzungen sind notwendig, um überhaupt wissenschaftlich arbeiten zu können und z.B. Prognosen zu erstellen oder eben – wie im Falle der Critical Loads - wissenschaftliche Schwellenwerte abzuleiten. Die Modellannahmen sind in der Regel auch plausibel und gut begründet. Trotzdem stellen sie nicht die einzig denkbare Vorgehensweise dar. Andere Modellannahmen könnten ebenso zu sinnvollen, dann aber evtl. leicht abweichenden Ergebnissen führen. Im Bereich der Modelle, mit denen die Wirklichkeit

abgebildet wird, gibt es nicht die „eine Wahrheit“, sondern nur verschiedene Möglichkeiten, sich ihr anzunähern. Es ist deshalb immer sinnvoll und notwendig, sich die in die Berechnungen eingeflossenen Vorannahmen bewußt zu machen und sich den dadurch unweigerlich eingebrachten normativen Gehalt zu vergegenwärtigen.

#### **4.1.2.4 Plausibilitätsprüfung**

Bei der Plausibilitätsprüfung werden z.B. „Ausreißer“ nach bestimmten Kriterien eliminiert, die wiederum auf Annahmen über die Plausibilität von Meßwerten beruhen. Dies soll hier am Beispiel des Moosmonitorings erläutert werden (vgl. Herpin et al. 1994).

Anhand der Untersuchung von Moosen soll die durch atmogene Deposition verursachte Hintergrundbelastung mit Schwermetallen (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn) in Deutschland erhoben werden. Um zu vermeiden, daß die Untersuchungsergebnisse dadurch verfälscht werden, daß Schwermetalle aus an den Moospflanzen anhaftenden Bodenpartikeln mit erfaßt werden, wird auch Titan gemessen. Dieses wird in der Regel nicht aus der Luft eingetragen, sondern ist geogen vorhanden. Zur Unterscheidung, ob ein ermittelter Wert tatsächlich auf Depositionen aus der Luft oder aber auf eine Verunreinigung der Moosproben durch Bodenpartikel zurückzuführen ist, werden folgende Kriterien angelegt:

- a) Überschreitet ein Wert der neun Elemente (ohne Ti) das 98. Perzentil, ist zu prüfen, ob der zugehörige Ti-Wert ebenfalls das 98. Perzentil überschreitet; in diesem Fall wird der Wert herausgenommen.
- b) Überschreiten vier der neun Elementwerte gleichzeitig das 98. Perzentil und liegt der Ti-Wert unter dem 98. Perzentil, werden alle Elementwerte dieses Standortes herausgenommen, wenn keine plausible Erklärung der Länder vorliegt. Ausgenommen sind hiervon Standorte, für die die Länder eine plausible Erklärung liefern können. Dann bleiben alle Werte des Standortes unverändert.
- c) Überschreitet ein einzelner Elementwert (ohne Titan) das Dreifache des 98. Perzentils, dann wird dieser Wert ebenfalls herausgenommen.

Normative Setzungen sind hier sowohl die Festlegung der Grenzen (98. Perzentil bzw. der dreifache Wert des 98. Perzentils) als auch die Festlegung vier von neun. Schließlich ist eine Entscheidung darüber, was als plausible Erklärung anerkannt wird, ebenfalls subjektiv.

## 4.2 Normative Elemente, die mit der Aggregation zusammenhängen

Unter Aggregation wird hier ganz allgemein die Zusammenfassung und Verdichtung von Einzelinformationen verstanden. Im Falle von Indikatoren resultiert eine Aggregation immer in einer Verringerung der Anzahl von Indikatoren. Ein Aggregationsverfahren läuft so ab, daß bestimmte Verfahrensschritte einzeln oder in Kombination auf Daten eines bestimmten Aggregationsniveaus angewandt werden, was dann zum nächst höheren Aggregationsniveau führt. Dieses ist immer dann erreicht, wenn die Anzahl der Einzelinformationen reduziert wurde. Stellvertretend für alle zur Auswahl stehenden Verfahrensschritte steht in Abb. 4.1 die „Toolbox“.

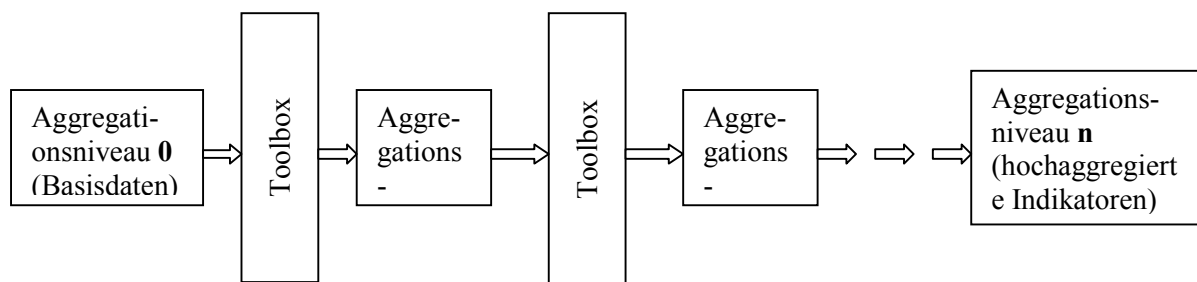


Abb. 4.1: Schematischer Ablauf eines Aggregationsverfahrens

Folgende Überlegungen liegen dieser Modellvorstellung zugrunde:

- Bereits die „Basisdaten“ auf Aggregationsniveau 0, aus denen Indikatoren aggregiert werden, enthalten eine gewisse (in der Regel noch geringe) normative Ladung, die sich aus der Methodik der Datenerhebung und –verarbeitung ergibt (vgl. Kap. 4.1).
- Im Verlauf der Indikatorkonstruktion nimmt die normative Ladung des Indikators bei jedem Konstruktionsschritt zu. Da sich die normative Ladung grundsätzlich nicht quantifizieren, sondern nur qualitativ beschreiben läßt, ist auch die Frage, ob sich die normativen Ladungen einfach addieren, multiplizieren oder gar exponentiell zunehmen, nicht zu beantworten.
- Es gibt im Verlauf der Aggregation bestimmte typische Verfahrensschritte, die in nahezu beliebiger Reihenfolge ausgeführt bzw. miteinander kombiniert werden können. Solche Verfahrensschritte sind z.B. Selektion, Skalierung, Gewichtung, Mittelwert- und Summenbildung, Verknüpfung über Relevanzbäume oder eine Präferenzmatrix (vgl. Kap. 4.2.2).
- Versucht man, diese Verfahrensschritte untereinander hinsichtlich ihrer normativen Wirkung zu vergleichen, so gestaltet sich das sehr schwierig. Es könnte beispielsweise angenommen werden, daß eine Selektion eine stärker normative Wirkung hat als eine Mittelwertbildung, oder daß eine Punktbewertung gegenüber einer Klasseneinteilung als stärker normativ einzuschätzen sei. Diese Annahme ist jedoch nicht haltbar - es lassen sich immer auch Gegenbeispiele finden. Wie stark normativ ein Verfahren letztendlich wirkt, ist deshalb immer von Einzelfall abhängig.

- Jeder Verfahrensschritt hat verschiedene Facetten. So wird eine Skalierung als weniger normativ eingeschätzt, wenn sie anhand des empirischen Datenmaterials erfolgt, als wenn zur Skalierung ein politisch festgelegtes Umweltqualitätsziel benutzt wird. Eine Gewichtung aufgrund von gesellschaftlichen Präferenzen ist stärker normativ als eine Gewichtung aufgrund von wissenschaftlichen Äquivalenzziffern (Bsp. Ozonzerstörungspotential, Toxizitätsäquivalente). Auch die Frage, *wer* (z. B. ob WissenschaftlerIn oder PolitikerIn) einen Verfahrensschritt durchführt bzw. wie diese Personen oder auch der Verfahrensschritt an sich legitimiert sind, gehört in diese Kategorie.
- Wie stark normativ ein Verfahrensschritt ist, hängt aber auch sehr stark davon ab, welche Art von Daten damit weiterverarbeitet werden. Ist es sach- bzw. zieladäquat, diese Daten so miteinander zu verrechnen? Eine Mittelwertbildung z.B. kann sowohl eine sehr hohe normative Aufladung bewirken - etwa dann, wenn Daten miteinander verrechnet werden, die nur einen losen sachlichen Bezug haben (z.B. Indizes zu verschiedenen Umweltthemen) - als auch eine verschwindend geringe (z.B. bei der Aufbereitung von Originaldaten zu einem Mittelwert für eine bestimmte Region).

In einem klassischen Aggregationsverfahren werden die Ursprungs- bzw. Ausgangsdaten sukzessive immer weiter zusammengefaßt und so die Information verdichtet. Nicht alle Ausgangsdaten müssen aber dieselbe Anzahl von Aggregationsschritten durchlaufen, bevor sie im letzten, hochaggregierten Indikator „aufgehen“. Theoretisch könnten in einem Aggregationsschritt Basisdaten (Aggregationsniveau 0) mit Daten verrechnet werden, die sich z.B. auf dem dritten Aggregationsniveau befinden. Um die Nomenklatur zu erleichtern, soll sich das daraus resultierende Aggregationsniveau am höheren der Eingangsniveaus orientieren, d.h. in diesem Beispiel die Nummer vier bekommen. Für das Aggregationsniveau ist es vor allem auch im Hinblick auf die damit verbundene normative Ladung entscheidend, wieviele Aggregationsschritte bereits durchgeführt wurden – auch wenn sie nicht alle der weiter zu aggregierenden Indikatoren betreffen.

Ein Beispiel für die Zusammenfassung von Indikatoren mit unterschiedlichem Aggregationsniveau ist der im Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ ursprünglich vorgeschlagene Makroindikator zur „Landschaftsqualität“, der die Indikatoren „Nutzungsintensität, Strukturvielfalt und Seltenheit/Gefährdung miteinander verknüpfen sollte. Die drei Indikatoren beruhen auf einem von Back et al. (1996) für die Ökologische Flächenstichprobe entwickelten Vorschlag. Sowohl bei der Strukturvielfalt als auch der Nutzungsintensität handelt es sich um Indikatoren, die bereits aus Daten zu verschiedenen Einzelaspekten (Biotopvielfalt, Monotonie von Lebensbedingungen, Dichte linienhafter Rückzugsgebiete, Dichte von Kleinbiotopen) aggregiert wurden. Für den Aspekt „Seltenheit“ wird nur ein einziges Datum verwendet, nämlich der Flächenanteil gefährdeter Biotoptypen in %. Das heißt, die Daten zur Strukturvielfalt und zur Nutzungsintensität befinden sich auf einem höheren Aggregationsniveau als die Daten zur Seltenheit/Gefährdung von Biotopen.<sup>63</sup>

---

<sup>63</sup> Der aktuelle Vorschlag im Rahmen des Makroindikatoren-Projekts sieht nur noch eine Zusammenfassung der Indikatoren „Nutzungsintensität“, „Strukturvielfalt“ vor – der Indikator „Seltenheit/Gefährdung“ bleibt als eigenständige Information aus der Aggregation ausgenommen.

Ein weiteres Beispiel für unterschiedliche Ausgangsniveaus der zu aggregierenden Indikatoren ist die Zusammenfassung der Indikatoren für Gehalte an Dioxinen/Furanen, PCB, PAK und HCB in Böden, die ebenfalls im Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ vorgeschlagen wird (vgl. Kap. 6.3.3). Bei den Dioxinen/Furanen handelt es sich um eine Stoffgruppe, bestehend aus derzeit 12 gemessenen (von insgesamt 210 zumindest papierchemisch denkbaren) Kongeneren, für die ein Summenparameter in Toxizitätsäquivalenten angegeben wird. Bei PAK handelt es sich um 16 gemessene Einzelstoffe, bei PCB um sechs, für die ebenfalls ein Summenparameter angegeben wird. Bei HCB hingegen handelt es sich um einen Einzelstoff. Werden nun diese Stoffgruppen zum Indikator „Persistente Organische Verbindungen (POPs) in Böden“ zusammengefaßt, werden aggregierte Werte (Aggregationsstufe 1) mit einem Ausgangsdatum (Aggregationsstufe 0) zu einem Indikator der Aggregationsstufe 2 zusammengefaßt.

Wie sich die normative Ladung eines Indikators auf einem beliebigen Aggregationsniveau bestimmen läßt, ist Thema der folgenden Kapitel.

#### 4.2.1 Normative Ladung der Indikatoren auf den einzelnen Aggregationsniveaus

Die normative Ladung der Indikatoren auf dem Aggregationsniveau  $n$  ist bestimmt durch den bereits in den Indikatoren auf Aggregationsniveau  $n-1$  (d.h. entweder Basisdaten oder schon höher aggregierte Daten) enthaltenen normativen Gehalt sowie die normative Wirkung des auf diese Daten angewandten Verfahrensschrittes.

Aus der Verbindung von normativer Ladung der Indikatoren der vorigen Aggregationsstufe mit der normativen Wirkung des jeweiligen Verfahrensschrittes ergibt sich dann der normative Gehalt der Indikatoren der nächsten Aggregationsstufe (vgl. Abb. 4.2).

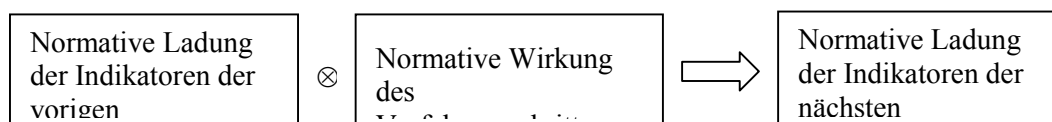


Abb. 4.2: Schema zu normativer Ladung und normativer Wirkung (⊗ steht für „Verbindung“)

Dies bedeutet, daß zum einen die bereits in den Indikatoren der niedrigeren Aggregationsstufe enthaltene normative Fracht, zum andern auch die „normative Wirkung“ der einzelnen Verfahrensschritte analysiert werden muß. Um letzteres abzuschätzen, müssen u.a. folgende Fragen gestellt werden:

- Wer aggregiert und wie ist diese Person legitimiert?
- Welcher Verfahrensschritt wird angewandt?
- Zu welchem Zweck wird der Verfahrensschritt angewandt?
- Wie wird er begründet?
- Wie sach- bzw. zieladäquat ist der Verfahrensschritt?
- In welcher Form wird er konkret realisiert?

Auf diese Fragen wird in Kapitel 4.2.2 weiter eingegangen.

In welcher Form die Zunahme der normativen Ladung im Laufe des Aggregationsprozesses erfolgt, kann nicht generell bestimmt werden, sondern ist von Fall zu Fall unterschiedlich. Es wird jedoch die Hypothese aufgestellt, daß die normative Ladung eines aggregierten Indikators stark mit der Anzahl der bereits durchgeführten Verfahrensschritte zusammenhängt (das heißt eine enge Beziehung zwischen  $n$  und der normativen Ladung besteht), auch wenn nicht jeder Verfahrensschritt dieselbe normative Wirkung hat.

#### 4.2.2 Analyse der „normativen Wirkung“ einzelner Verfahrensschritte

In diesem Kapitel werden „Aggregationswerkzeuge“ im Hinblick auf die im vorhergehenden Kapitel aufgeführten Fragen untersucht. Typische Werkzeuge sind folgende:

- Selektion
- Skalierung (nominal, ordinal, metrisch) bzw. Skalentransformation
- Gewichtung
- Mathematisch-statistische Methoden (Auszählen, Mittelwert-, Summenbildung, Median, Perzentile, Hauptkomponentenanalyse)
- Logische Verknüpfungen auf der Grundlage von Wenn-Dann-Beziehungen (Präferenzmatrix, Relevanzbaum)
- Graphische Verknüpfungen

Eigentliche Aggregationsschritte im Sinne einer Informationsverdichtung und dem damit verbundenen Verlust an Einzelinformation sind in dieser Auflistung nur die drei letzten Schritte: *mathematisch-statistische Methoden*, *logische Wenn-Dann-Verknüpfungen* und *graphische Verknüpfungen*. Die *Selektion* nimmt eine Sonderstellung ein, da hier zwar Einzelinformation verlorenggeht, aber im eigentlichen Sinne keine Informationsverdichtung stattfindet. *Skalierung* und *Gewichtung* sind lediglich vorbereitende Schritte, meist für eine mathematisch-statistische Methode wie z.B. Mittelwertbildung. Im folgenden sollen alle diese Schritte auf ihre normative Wirkung untersucht werden.

##### 4.2.2.1 Selektion

Unter dem Verfahrensschritt „Selektion“ wird in diesem Kapitel ausschließlich die Auswahl eines oder mehrerer Indikatoren aus einer Palette bereits etablierter Einzelindikatoren verstanden – wohl wissend, daß der Schritt einer Selektion im Verlauf der Indikatorenkonstruktion an zahlreichen Stellen unumgänglich ist<sup>64</sup>. Die Selektion eines einzelnen Indikators aus einer Vielzahl von Indikatoren kann formal als gewichtete Summen- bzw. Mittelwertbildung interpretiert werden, wobei der selektierte Indikator mit 1, die anderen mit 0 gewichtet werden. Der durch die Eingrenzung auf wenige bzw. einen einzelnen Indikator neu gewonnene Indikator bzw. Indikatorensatz befindet sich somit auf einem neuen Aggregationsniveau.

Das Verfahren der Selektion ist die technisch einfachste Vorgehensweise, die Fülle an Einzelinformationen, die mit einer Vielzahl von Indikatoren verbunden ist, zu reduzieren. Aller-

---

<sup>64</sup> Z.B. bei der Wahl einer bestimmten Meßgröße, eines Meßverfahrens, von Ort und Zeitpunkt der Messung (vgl. Kap. 4.1); bei der Wahl eines bestimmten Umweltthemas, Schutzguts, Umweltziels oder einer Risikopräferenz.

dings muß die Selektion eines oder mehrerer Indikatoren sehr gut begründet sein, da quasi alle mit den wegfallenden Indikatoren verbundenen Informationen verloren gehen. In der aktuellen Indikatordiskussion werden Indikatoren, die stellvertretend für einen komplexen Themenbereich herangezogen werden sollen, als Schlüsselindikatoren bezeichnet<sup>65</sup>. Dabei wird mit der Auswahl eines Schlüsselindikators in der Regel der Anspruch verbunden, tatsächlich aus einem ganzen Bündel von möglichen Indikatoren denjenigen auszuwählen, der den wichtigsten bzw. entscheidenden Sachverhalt abbildet. In der Realität erfolgt die Auswahl von Schlüsselindikatoren jedoch oft datengeleitet.

Die Vorgehensweise bei der Auswahl bestimmter Indikatoren kann unterschieden werden in solche Verfahren, die theoretisch aufgrund bestimmter grundsätzlicher Überlegungen einem Indikator gegenüber anderen den Vorzug geben („a priori-Auswahl“) und solchen, die die Auswahl eines bestimmten Indikators davon abhängig machen, wie die Indikatorausprägung ausfällt („a posteriori-Auswahl“).

Gründe für eine a priori-Auswahl könnten z.B. sein:

- Es wird die Hypothese aufgestellt, daß ein bestimmter Indikator einen Sachverhalt – z.B. den Zustand eines bestimmten Schutzgutes - besser beschreibt als ein anderer.
- Für einen Indikator liegen schon längere Zeitreihen vor als für einen anderen – was eine bessere Einordnung der aktuellen Situation ermöglicht.
- Für einen Indikator können die Daten mit weniger finanziellem Aufwand erhoben werden.
- Ein Indikator wird als umweltpolitisch bedeutsamer eingeschätzt als ein anderer.

Alle beispielhaft angeführten Begründungen für die Auswahl eines Schlüsselindikators sind stichhaltig und nachvollziehbar. Sie beziehen sich aber auf unterschiedliche Präferenzen und Wertvorstellungen: einmal geht es um Zieladäquanz, einmal um Praktikabilität, einmal um Wirtschaftlichkeit. Es kann also nicht entschieden werden, welche Begründung für eine Selektion die *höhere* normative Wirkung hat, sondern nur, daß es eine *andere* normative Wirkung ist. Eine mögliche „Wertehierarchie“ könnte sein, Zieladäquanz auf die höchste Stufe zu stellen, gefolgt von Praktikabilitätsgesichtspunkten und Wirtschaftlichkeitserwägungen. Aber auch andere Rangfolgen sind denkbar. Sie sind nicht rein naturwissenschaftlich begründbar, sondern sind abhängig von gesellschaftlich vorgegebenen Prioritäten. Bestehen z.B. sehr enge wirtschaftliche Restriktionen, wird der Kostenfaktor eine wichtige, wenn nicht die ausschlaggebende Rolle bei der Auswahl der Indikatoren spielen – umgekehrt kann die Zieladäquanz dann in den Vordergrund treten, wenn Geld keine Rolle spielt.

Zu den Verfahren, die Indikatoren anhand ihrer jeweiligen Ausprägung selektieren („a posteriori“), gehören z.B. die Faktoren- und Korrelationsanalyse. Darauf wird hier allerdings nicht weiter eingegangen. Schließlich gibt es auch die Vorgehensweise, aus einer Gruppe von Indikatoren denjenigen auszuwählen, der die schlechteste Ausprägung zeigt. Dem liegt die Vorstellung zugrunde, daß das Ganze höchstens so gut sein kann wie das Schlechteste seiner Teile. Auch dies ist eine normativ geladene Annahme.

---

<sup>65</sup> Die Diskussion um Schlüsselindikatoren versus aggregierten Indikatoren wird z.B. bei den Nachhaltigkeitsindikatoren der CSD oder auch den von EUROSTAT entwickelten Pressure-Indikatoren geführt (vgl. Kap. 5).

#### 4.2.2.2 Skalentransformation / Skalierung

Originaldaten zur Beschreibung des Umweltzustands werden auf unterschiedlichen Skalen abgebildet. Um das oft sehr heterogene Datenmaterial in eine Form zu bringen, die es erlaubt, Informationen weiter zu verdichten, sind Skalentransformationen notwendig. So dient z.B. die Transformation einer Verhältnisskala anhand der Division durch einen Referenzwert häufig als vorbereitender Schritt für eine Aggregation. Es können verschiedene Typen von Skalentransformationen unterschieden werden, die jeweils auch unterschiedliche normative Implikationen haben. Zum Beispiel können solche, bei denen ein Informationsverlust erfolgt, von solchen, bei denen zusätzliche Inhalte eingebracht werden, unterschieden werden. Bei ersteren wird eine „höhere“ Skalenart in eine „niedrigere“ transformiert - z.B. durch eine Klassenbildung; bei letzterem liegt der umgekehrte Fall vor - z.B. bei der Metrisierung ordinaler Daten. Beide Vorgehensweisen beinhalten jedoch implizit eine Form der Bewertung – im ersten Fall z.B. die Entscheidung, wo Klassengrenzen gezogen werden – im zweiten Fall z.B. die Zuordnung von Punkten zu ursprünglich ordinalen Daten.

Um die normative Wirkung verschiedener Skalentransformationen abschätzen zu können, ist es notwendig, die verschiedenen Skalenarten bzw. Skalenniveaus<sup>66</sup> und die daraus resultierenden Transformationsmöglichkeiten zu analysieren.

##### *Skalenniveaus*

Um eine Skala theoretisch definieren zu können, ist es notwendig, die Kategorie des Relativs (oder auch relationalen Systems) einzuführen. Ein Relativ (relationales System) besteht aus der Grundmenge  $M$  und den Relationen  $R_1, R_2, \dots, R_n$ .  $M$  ist eine beliebige Menge von Elementen, die untereinander in der Beziehung  $R_1$  bis  $R_n$  stehen. Die Elemente können *empirisch* (z.B. Personen, Gegenstände, Umweltzustände), *numerisch* (z.B. natürliche Zahlen) oder auch *normativ* (z.B. gut, mittel, schlecht) sein.

Ein Beispiel für ein *empirisches* Relativ wäre die Gruppe der Kinder  $\langle \text{Hans, Peter, Willi, Heidi, Beate und Ursel} \rangle$  und den Relationen  $R_1$ : „Hans ist nach dem Urteil des Musiklehrers besser in Musik als Heidi“;  $R_2$ : „Beate sitzt neben Ursel“,  $R_3$ : „Willi spricht oft mit Peter“,  $R_4$ : „Heide rechnet lieber als Hans“ usw.

Ein Beispiel für ein *numerisches* Relativ ist die Menge der natürlichen Zahlen und den Beziehungen  $\langle, >, =, \neq$ .

Ein *normatives* Relativ kann z.B. aus den Schulnoten sehr gut bis ungenügend bestehen. Die Relation zwischen den Schulnoten ist: „drückt eine höhere Leistung aus als ...“.

Eine *Skala* wird nun dadurch definiert, daß einem empirischen Relativ ein numerisches Relativ zugeordnet wird. Das Zuordnen von Zahlen zu empirischen Sachverhalten ist in der Praxis nichts anderes als der Meßvorgang. Formal ist die Skala somit definiert durch das geordnete Tripel  $(\underline{A}, \underline{Z}, \varphi)$ , wobei

$\underline{A}$  ein empirisches Relativ

---

<sup>66</sup> Die Begriffe Skalenart und Skalenniveau haben dieselbe Bedeutung. Im folgenden wird der Begriff Skalenniveau benutzt. Die theoretischen Ausführungen zur Definition von Skalen und zu verschiedenen Skalenniveaus beziehen sich auf Kriz (1978).



Z ein numerisches Relativ

$\varphi$  die Zuordnungsfunktion ist mit  $\underline{Z} = \varphi(\underline{A})$ .

Die Zuordnungsfunktion muß so beschaffen sein, daß alle numerisch gültigen Aussagen über das numerische Relativ eine gültige Entsprechung im empirischen Relativ haben und umgekehrt<sup>67</sup>. Zu jedem empirischen Relativ gibt es nicht nur genau ein mögliches numerisches Relativ, das diese Anforderung erfüllt, sondern es existiert eine Menge numerischer Relative, die zwar verschiedene Grundmengen, aber identische Relationen enthalten. Daher lassen sich die möglichen numerischen Relative durch Transformationen ineinander überführen. Welche Transformationen zulässig sind, d.h. welche die Relationen zwischen den Elementen des Relativs unverändert lassen, hängt dabei von der Art der Relationen ab (bei der größer-kleiner-Relation ist z.B. das Quadrieren positiver Zahlen zulässig, bei der Verhältnisrelation nicht).

Skalen, für die dieselben Transformationen zulässig sind, können zu Gruppen zusammengefaßt werden. Man spricht dann von verschiedenen Skalenniveaus. Unter der prinzipiell sehr großen Anzahl von Skalenniveaus sind die folgenden vier in der Praxis der Erfassung von Umweltdaten bedeutsam:

- a) Bei der *Nominalskala* werden nur die Relationen „gleich“ und „ungleich“ betrachtet. Falls Zahlen verwendet werden, haben sie nur eine namensgebende Aufgabe. Denkbar sind auch andere Klassifikationsmerkmale wie z.B. Farben oder graphische Symbole<sup>68</sup>. Zulässig sind alle Transformationen, die ungleiche Zahlen (oder Symbole) nicht in gleiche überführen oder umgekehrt.
- b) Bei der *Ordinalskala* werden zusätzlich zu den Relationen der Nominalskala auch die Relationen „kleiner“ und „größer“ betrachtet, d.h. die Zahlen haben eine ordnende Aufgabe. Zulässig sind alle Transformationen, die die Ordnung der Elemente unverändert lassen (z.B. Potenzieren, Logarithmieren). Praktische Beispiele sind die Skala der Windstärke oder der Erdbebenstärke, aber auch viele naturschutzfachliche Bewertungen (vgl. Kap. 2.3.1 ).
- c) Bei der *Intervallskala* werden zusätzlich zu den Relationen der Ordinalskala auch Relationen betrachtet, die Aussagen über das Verhältnis zweier Differenzen zwischen je zwei Zahlen zulassen, d.h. zwischen jedem beliebigen Abstandspaar  $x_1 - x_2$  und  $x_3 - x_4$  werden die Relationen  $=$ ,  $\neq$ ,  $<$ ,  $>$  und die Verhältnisrelationen (Quotient aus den Differenzen) betrachtet. Die Intervalle zwischen den Zahlen haben bei dieser Skala einen empirischen Sinn. Zulässig sind alle Transformationen, die die Relationen zwischen den Differenzen unverändert lassen, d.h. die linearen Transformationen der Form  $x' = ax + b$ . Praktisches Beispiel sind die Temperaturskalen in Celsius und Fahrenheit.

---

<sup>67</sup> Dies ist die Forderung nach Iso- bzw. Homomorphie der Zuordnungsfunktion. Außerdem ist zu beachten, daß hier mit den Relationen im empirischen Relativ nicht alle grundsätzlich denkbaren Beziehungen der empirischen Elemente untereinander gemeint sind, sondern lediglich diejenigen Beziehungen, die für die konkrete Fragestellung betrachtet werden.

<sup>68</sup> In der obigen Skalendefinition müßte dann allerdings das numerische Relativ Z durch ein anderes empirisches Relativ B ersetzt werden.

d) Bei der *Verhältnisskala* kommen als wichtigste zusätzliche Relationen diejenigen hinzu, die Aussagen über den Quotienten je zweier Zahlen erlauben. Zulässige Transformationen sind nur noch proportionale Transformationen der Form  $x' = ax$ . Praktische Beispiele sind die meisten physikalischen Skalen wie z.B. Länge, Gewicht, Konzentration, aber auch die absolute Temperaturskala in Kelvin, da hier ein absoluter Nullpunkt definiert ist.

Nominal- und Ordinalskala werden auch als *topologische* Skalen, Intervall- und Verhältnisskala als *metrische* Skalen bezeichnet. Topologische Skalen haben weder eine Einheit noch einen Nullpunkt, während metrische Skalen auf jeden Fall eine definierte Einheit - und damit auch definierte Abstände (bei Intervallskalen) bzw. Verhältnisse (bei Verhältnisskalen) haben. Intervall- und Verhältnisskala unterscheiden sich dadurch, daß die Intervallskala im Gegensatz zur Verhältnisskala keinen fest definierten Nullpunkt hat. Tab. 4.1 faßt zusammen, welche Relationen in der jeweiligen Skalenart dargestellt werden und welche Angaben einen empirischen Sinn machen.

Skalenniveau	Relationen	Empirischer Sinn
Nominalskala	Gleichheit bzw. Ungleichheit	gleich / ungleich
Ordinalskala	Rangfolge	größer / kleiner
Intervallskala	Verhältnis der Intervalle zwischen Zahlen	Differenz zwischen Zahlenwerten
Verhältnisskala	Verhältnis der Zahlenwerte zueinander	absolute Zahlenwerte

Tab. 4.1: Relationen auf verschiedenen Skalenniveaus und empirischer Sinn der Zahlenwerte.

Alle „niedrigeren“ Relationen sind automatisch in den „höheren“ enthalten; ebenso gelten neben den empirisch sinnvollen Aussagen auf einem bestimmten Skalenniveau auch diejenigen der niedrigeren Skalenniveaus.

Die meisten im Zusammenhang mit der Beschreibung des Umweltzustands „gemessenen“ Daten werden auf einer Verhältnisskala abgebildet. Diese Skala liegt in der Regel schon der Meßmethodik zugrunde, da diese ja auf bestimmten Annahmen über das empirische Material beruht (vgl. Kap. 4.1). Daneben gibt es auch nominale bzw. ordinale Skalen, die vor allem in der naturschutzfachlichen Bewertung eine Rolle spielen, wo es sich vielfach um qualitative, nicht quantifizierbare Merkmale dreht (vgl. Kap. 2.3.1).

### **Skalierung**

Unter Skalierung wird im allgemeinen Sinne die Zuordnung von Zahlen zu empirischen Elementen verstanden - was dem eigentlichen Meßvorgang entspricht (Kriz 1978, S.35).

Im Zusammenhang mit Aggregationsverfahren wird jedoch in der Regel unter Skalierung eine *Skalentransformation* verstanden – d.h. eine bereits existierende Skala wird anhand einer bestimmten Skalierungsfunktion in eine andere umgewandelt. Diese Skalierungsfunktionen können sehr unterschiedlich aussehen und auch solche sein, die im oben ausgeführten Sinne „unzulässige“ Transformationen darstellen. Dies bedeutet dann, daß die neue Skala die Eigenschaften des empirischen Relativs nicht mehr in derselben Weise abbildet wie die ursprüngliche Skala. Dies ist aber ausdrücklich dann gewollt, wenn die neue Skala eine *Interpretation* und nicht nur eine reine Beschreibung der empirischen Befunde darstellen soll.

Ein Beispiel: Als ein Indikator für die Strukturvielfalt von Biotopen wird die durchschnittliche Artenzahl pro Untersuchungsfläche dargestellt. Ist die Artenzahl im Folgejahr nur halb so hoch, so käme dies bei der ursprünglichen Verhältnisskala in einem halb so hohen Indikatorwert zum Ausdruck. Entsprechend wäre der Indikatorwert bei einer doppelt so hohen Artenzahl doppelt so hoch. Nun ist es aber denkbar, daß in diesem konkreten Fall aus fachlichen und politischen Überlegungen heraus gewünscht wird, daß sich der Indikator bei einer Änderung der Artenzahl im positiven Bereich (hohe Artenzahl) weniger deutlich verändert als bei einer Änderung im negativen Bereich (geringe Artenzahl). Dies kann z.B. dadurch erreicht werden, daß die ursprüngliche Verhältnisskala durch eine logarithmische Skalierungsfunktion in eine neue Skala überführt wird. Diese Transformation wäre zwar unzulässig, wenn gefordert würde, daß die neue Skala das empirische Material in derselben Weise abbildet wie die ursprüngliche Skala (da  $x/y \neq \log x / \log y$ ), denn eine logarithmische Transformation ist im Grunde nur für Ordinalskalen zulässig. Würde sie trotzdem als Skalierungsfunktion gewählt, dann deshalb, um zusätzlich zur Beschreibung des empirischen Relativs eine Interpretation oder gar Bewertung mit einzubringen.

Die neue Skala kommt dadurch zustande, daß einem bestehenden empirischen Relativ (den Meßdaten) ein neues numerisches Relativ (die skalierten Daten) zugeordnet wird. Faßt man diese Zuordnung als zwei Schritte auf, so könnte die neue Skala als Tripel ( $\underline{Z}$ ,  $\underline{S}$ ,  $\zeta$ ) aufgefaßt werden mit  $\underline{Z}$  als ursprünglichem numerischem Relativ (Ergebnis der Messung),  $\underline{S}$  als neuem numerischem Relativ (skalierte Werte) und  $\zeta$  als Skalierungsfunktion. Interpretiert man die Zuordnung aber nur als einen einzigen Schritt, so wäre die neue Skala definiert als Tripel ( $\underline{A}$ ,  $\underline{S}$ ,  $\psi$ ) mit  $\underline{A}$  als empirischem Relativ,  $\underline{S}$  als neuem numerischen Relativ und  $\psi$  als neuer, stärker normativ geladener Zuordnungsfunktion. Sie ordnet dem empirischen Relativ numerische Zahlen in der Weise zu, daß ihre (gesellschaftliche, umweltpolitische, fachliche) Bedeutung bzw. die fachliche und politische Relevanz der Zahlenverhältnisse zum Ausdruck kommt<sup>69</sup>.

---

<sup>69</sup> Die Funktion  $\psi$  kann als Verknüpfung zwischen der Zuordnungsfunktion  $\phi$  und der Skalierungsfunktion  $\zeta$  aufgefaßt werden:  $\psi = \zeta \otimes \phi$ .

**Die normative Wirkung bestimmter Skalentransformationen**

Durch bestimmte Transformationen können auch die verschiedenen Skalenniveaus – nominale, ordinale und metrische (als Überbegriff für Intervall- und Verhältnisskalen) – ineinander überführt werden. So kann z.B. eine metrische Skala durch Klassenbildung in eine Nominal- bzw. Ordinalskala überführt werden oder eine nominale Skala kann durch die nachträgliche Festlegung einer Rangfolge in eine Ordinalskala umgewandelt werden. Aus einer Ordinalskala kann eine metrische gemacht werden, wenn Wertpunkte zugewiesen werden und diese dann als metrische Daten behandelt werden. Schließlich und endlich können metrische Skalen in andere metrische Skalen überführt werden (vgl. Tab. 4.2). Eine ranghöhere Skala kann immer auch als Skala eines niedrigeren Niveaus interpretiert werden, da die rangniedrigeren Relationen auch immer in dem höheren Skalenniveau mit enthalten sind. Um eine „zulässige“ Transformation handelt es sich allerdings nur dann, wenn das Skalenniveau gleich bleibt.

Originalskala		Neue Skala	Vorgehensweise bei der Skalentransformation
Metrische Skala	⇒	Topologische Skala	Klassenbildung
Nominalskala	⇒	Ordinalskala	Rangfolgenbildung
Ordinalskala	⇒	Metrische Skala	Metrisierung
Metrische Skala	⇒	Metrische Skala	Rechnerische Skalierung (mit oder ohne Referenzwert)

Tab. 4.2: Übersicht über verschiedene Skalentransformationen

Im folgenden wird die normative Wirkung von im Zusammenhang mit der Daten- bzw. Indikatoraggregation gebräuchlichen Skalentransformationen analysiert.

*a) Klassenbildung - Umwandlung einer metrischen Skala in eine topologische Skala*

Ein bekanntes Beispiel für die Umwandlung einer metrischen Skala in eine Ordinalskala sind die Schadstufen für den Waldzustand, die im Rahmen der Waldschadenserhebung ermittelt werden (BMELF 2000). Hier werden Daten, die ursprünglich auf einer metrischen Skala abgetragen sind (Einheit: % Nadel- bzw. Blattverlust), in 5 Schädigungsklassen (0 bis 4) zusammengefaßt. Auch die Einteilung von Meßwerten in „Grenzwert überschritten“ / „Grenzwert unterschritten“ stellt eine Einteilung in zwei Klassen dar; hier handelt es sich – je nach Interpretation – eher um eine Nominalskala. Die Klassenbildung ist in der Regel nur ein vorbereitender Schritt für den weiteren Verfahrensschritt der Auszählung. Das normative Element bei der Klassenbildung steckt in der Begründung für die *Festlegung der Klassengrenzen*. Hierfür gibt es verschiedene Möglichkeiten:

- mathematische Einteilung aufgrund der vorgefundenen Verteilung der Meßwerte (z.B. Abstand zwischen Maximalwert und Minimalwert geteilt durch die Anzahl der gewünschten Klassen, dabei wäre z.B. auch eine lineare, logarithmische oder exponentielle Verteilung denkbar);
- wissenschaftlich begründbare Schwellenwerte als Klassengrenzen (wie z.B. Critical Levels / Loads);
- Festlegung anhand von Umweltstandards (Richtwerte, Grenzwerte, etc.; vgl. Kap. 3.4);
- Festlegung anhand politischer Vorgaben (Umwelthandlungs- und -qualitätsziele, vgl. Kap. 3.3).

Es kann auch einen Mix aus den aufgeführten Begründungen geben: z.B. wird eine Klassengrenze durch einen wissenschaftlichen Schwellenwert bestimmt, die anderen durch die lineare Unterteilung der vorgefundenen Bandbreite an Daten.

Hier entsteht ein ähnliches Problem wie bei der Selektion: lassen sich die Begründungen in eine Reihenfolge nach der Höhe ihres normativen Gehalts bringen? Auch darüber müßte strenggenommen zuerst Konsens erzielt werden. In der hier vorgeschlagenen Reihung nimmt der normative Gehalt von oben nach unten zu. Dem liegt die Überlegung zugrunde, daß die in den Klassengrenzen selbst enthaltenen normativen Elemente auch die Klassenbildung normativ beeinflussen. Als weniger normativ werden dabei Klassengrenzen eingeschätzt, die sich eher aus statistischen oder naturwissenschaftlichen Überlegungen ableiten, während politisch oder gesetzlich abgeleitete Klassengrenzen per se höhere normative Gehalte aufweisen. Diese Einschätzung erfolgt analog zur Einordnung der möglichen Referenzwerte (vgl. Abschnitt d).

#### *b) Bilden einer Reihenfolge – Umwandlung einer Nominal- in eine Ordinalskala*

Viele naturschutzfachliche „Bewertungen“ operieren mit ordinalen Skalen, wobei strenggenommen eine Nominal- in eine Ordinalskala umgewandelt wird, indem qualitativ erfaßte Phänomene in eine Reihenfolge gebracht werden. Das normative Element bei dieser Vorgehensweise ist die Festlegung der Reihenfolge bzw. die Ausrichtung der Skala anhand einer Wertehierarchie: was wird als besser, was als schlechter angesehen?

Ein Beispiel für die Bildung einer Reihenfolge ist das von Blume und Sukopp (1976) entwickelte Verfahren, wonach konkreten Biotopen aufgrund bestimmter Kriterien (z.B. Arteninventar, Bodenveränderungen, etc.) eine Hemerobiestufe zwischen eins und sieben zugeordnet wird. Die Hemerobie ist somit ein Maß für die „Natürlichkeit“ bzw. das Ausmaß menschlicher Eingriffe an einem Standort. Die Hemerobiestufen eins und zwei werden natürlichen oder naturnahen Biotoptypen zugeordnet, die Hemerobiestufen sechs und sieben künstlichen bzw. stark versiegelten Biotoptypen.

Bei den Hemerobiestufen wird die Reihenfolge eher aus der Sachlogik nachvollziehbar: je geringer das Ausmaß menschlicher Beeinflussung, desto weiter oben in der Rangfolge. Dies muß aber nicht immer der Fall sein. Beispielsweise liegt nicht von vornherein auf der Hand, wie verschiedene Ausprägungen von Ackerrandstreifen relativ zueinander zu bewerten sind. Hier wird aus einer eindeutigen Nominalskala durch nachträgliches „Sortieren“ eine Ordinal-

skala. In Tab. 4.3 wird die von Back et al. (1996) für die Ökologische Flächenstichprobe vorgeschlagene Nominalskala fiktiv in eine denkbare Ordinalskala umgewandelt.

Nominalskala:	Ordinalskala:
- Ohne	1. Gebüsch /Hecke
- Nährstoffreiches Grünland	2. Magerer Staudensaum
- mageres Grünland	3. Mageres Grünland
- nährstoffreicher Staudensaum	4. Ruderalsaum
- magerer Staudensaum	5. nährstoffreicher Staudensaum
- Ruderalsaum	6. nährstoffreiches Grünland
- Gebüsch / Hecke	7. ohne

Tab. 4.3: Umwandlung einer Nominal- in eine Ordinalskala am Beispiel von Ackerrandstreifen-Ausprägungen (Nominalskala nach Back et al. 1996, S. 203)

*c) Metrisierung – Umwandlung einer Ordinalskala in eine metrische Skala*

Ein bekanntes Beispiel für die Umwandlung einer Ordinal- in eine metrische Skala ist das Verrechnen von Schulnoten – sofern man diese als originär ordinale Daten auffaßt. Dann ist nämlich die Zuordnung der Zahlen 1 bis 6 zu bestimmten Leistungsniveaus in erster Linie als Ausdruck einer Rangfolge gedacht. Spätestens, wenn ein Klassendurchschnitt oder ein Abiturdurchschnitt errechnet wird, hat man jedoch diese Ebene verlassen und behandelt die ursprünglichen „Nummern“ als Zahlenwerte mit definierten Abständen. Aus der Ordinalskala wird so eine Intervallskala – und zwar einzig durch eine Änderung der *Relationen* zwischen den Elementen, nicht aber der Elemente selber.

Obwohl im Umweltbereich viele Meßdaten bereits in metrischer Form vorliegen und damit prinzipiell schon eine metrische Skala mit entsprechend geringem normativem Gehalt existiert, werden in bestimmten Bereichen auch ordinale Daten erhoben. Dies gilt vor allem für die naturschutzfachliche Bewertungspraxis. Auch hier werden oft ursprünglich nur ordinal erhobene Daten „metrisiert“, um sie weiter verrechnen zu können. Das Beispiel der Planung von Ersatzmaßnahmen im Ohmtal (Fallbeispiel in Heidt und Plachter 1996) zeigt, wie eine ordinale Skala in eine metrische Skala transformiert wird.

Der Gefährdungsgrad der im Untersuchungsgebiet auftretenden Biotoptypen wird durch Vergleich mit Rote-Liste-Biotoptypen abgeschätzt und in eine Ordinalskala eingereiht. Es wird angenommen, daß der „Wert“ eines gefährdeten Naturelements nicht linear, sondern exponentiell mit seinem Rangplatz ansteigt. Es werden 5 Gefährdungsklassen gebildet, von „nicht gefährdet“ (N) bis „ausgestorben oder verschollen“. Die entsprechende Zustands-Wertigkeits-Relation ist so normiert, daß ein Naturelement der Gefährdungskategorie 3 („vom Aussterben bedroht“) 100 Punkte erhält. Somit wird eine ordinale Skala in eine metrische transformiert.

Gefährdungsklasse	Nr.	Wertpunkte/ha
nicht gefährdet	N	0
leicht gefährdet	1	8
stark gefährdet	2	28
vom Aussterben bedroht	3	100
ausgestorben oder verschollen	0	gegen $\infty$

Tab. 4.4: Zuordnung von Wertpunkten zu Gefährdungsklassen nach Heidt und Plachter (1996)

Bei dieser (eigentlich im strengen Sinne unzulässigen) Transformation einer Ordinal- in eine metrische Skala wird für Daten, die bisher nur in der Beziehung größer/kleiner bzw. besser/schlechter standen, ein in Zahlenwerten ausgedrücktes Verhältnis angegeben, das zusätzlich in das Datenmaterial „hinein interpretiert“ wird. Die normative Wirkung dieser Vorgehensweise kann in mehrere Komponenten unterteilt werden:

- die Entscheidung für eine Metrisierung ordinaler Daten an sich
- die Entscheidung für das Skalenniveau: Intervall- oder Verhältnisskala?
- die Entscheidung für die Art der Skala: linear oder logarithmisch?
- die Bestimmung der Zahlenwerte, die den ordinal skalierten Elementen zugeordnet werden.

*d) Rechnerische Skalierung: Umwandlung einer metrischen in eine andere metrische Skala*

Eine sehr häufig angewandte Skalentransformation ist diejenige, bei der eine metrische, d.h. in einer bestimmten Maßeinheit angegebene Skala in eine Skala mit einer anderen Maßeinheit bzw. in eine dimensionslose Skala umgewandelt wird. Als Skalierungsfunktionen kommen hierfür außer den linearen u.a. auch logarithmische, exponentielle oder Potenzfunktionen in Betracht. Aus Gründen der Anschaulichkeit wird in der Regel die Skalierungsfunktion so gewählt, daß Orientierungspunkte auf der neuen Skala bei null, eins oder 100 liegen. Diese sind dann entweder mit einem Referenzwert identisch oder stehen zumindest in einer genau definierten Beziehung zu einem Referenzwert. Das heißt, die Skalentransformation erfolgt anhand eines oder mehrerer Referenzwerte.

In der Regel ist diese Form der Skalentransformation gemeint, wenn im Kontext der Indikatoraggregation von Skalierung<sup>70</sup> gesprochen wird. Da der Begriff Skalierung strenggenommen jedoch eine sehr viel allgemeinere Bedeutung hat (nämlich jede Abbildung eines empirischen bzw. numerischen Relativs auf ein numerisches Relativ), soll die für Aggregationsvorgänge wichtige Form der Skalentransformation anhand von Referenzwerten als *Skalierung im engeren Sinne* bezeichnet werden. Eine klassische Form der Skalierung anhand von Referenzwerten ist diejenige, bei der die Originalwerte einfach durch den Referenzwert dividiert werden. Dadurch wird dieser in der neuen Skala automatisch auf 1 gesetzt:

<sup>70</sup> In der Fachliteratur wird diese Vorgehensweise auch als Normierung bezeichnet. Um Mißverständnisse wegen der Vielschichtigkeit des Begriffes „Normierung“ zu vermeiden (vgl. auch Kap. 2.1.3.2), wird im folgenden für diese Art der Skalentransformation der Begriff „Skalierung“ verwendet.

$$x_{\text{neu}} = \frac{x_{\text{alt}}}{x_{\text{ref}}}$$

Die transformierten, in der neuen Skala angegebenen Werte  $x_{\text{neu}}$  werden als skalierte Werte bezeichnet. Das folgende Beispiel veranschaulicht eine Skalierung im engeren Sinne, bei der nur durch einen Referenzwert dividiert, der Nullpunkt aber nicht verändert wird.

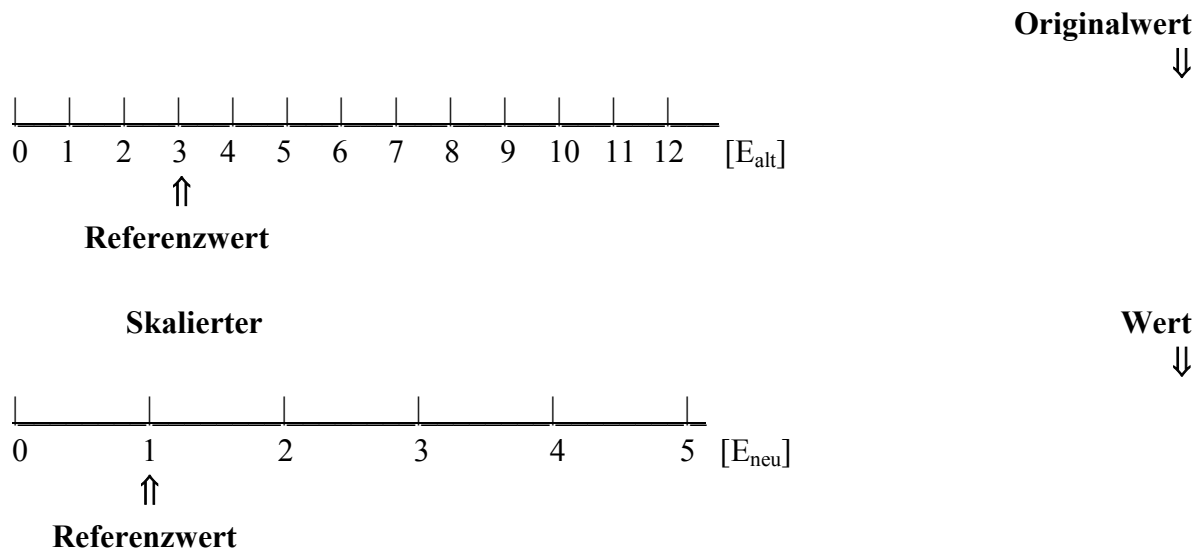


Abb. 4.3: Beispiel für eine Skalierung im engeren Sinne

In diesem Beispiel wird eine Verhältnisskala in eine andere Verhältnisskala transformiert, indem durch den Referenzwert 3 ( $E_{\text{alt}}$ ) dividiert wird. Die daraus resultierende Skalentransformation ordnet dem ursprünglichen Meßwert 6 ( $E_{\text{alt}}$ ) den skalierten Wert 2 ( $E_{\text{neu}}$ ) zu. Das Verhältnis zwischen Meßwert und Sollwert bleibt identisch, was daraus resultiert, daß eine zulässige Transformation der Art  $f(x) = ax$  angewandt wird.

Eine weitere, häufig angewandte Form der Skalierung erfolgt dadurch, daß aus dem Pool an Meßdaten der niedrigste Wert auf null, der höchste auf eins transformiert wird. Diese Transformation wäre eigentlich nur zulässig für Intervallskalen, nicht aber für Verhältnisskalen, da es sich formal um eine Transformation der Art  $f(x) = ax + b$  handelt. Hier dienen Minimal- und Maximalwert als Referenzwerte:

$$x_{\text{neu}} = \frac{x_{\text{alt}} - x_{\text{min}}}{x_{\text{max}} - x_{\text{min}}}$$

Es sind noch zahlreiche andere Skalierungsvarianten, bei denen ein Referenzwert einbezogen wird, vorstellbar. Für die Unterscheidung der normativen Wirkung der Skalierung ist die Eigenschaft dieser Referenzwerte von großer Bedeutung. Als Referenzwert kann dienen:



- eine statistische Größe aus der Gesamtheit aller erhobenen Meßwerte (z.B. Maximum, Minimum, Mittelwert, verschiedene Perzentile)
- ein Vergleichswert aus einem Basisjahr
- ein historischer Referenzwert
- ein Vergleichswert aus einem Referenzraum
- ein wissenschaftlich begründeter Schwellenwert (z.B. Critical Loads)
- ein nicht hoheitlicher Umweltstandard (z.B. Orientierungswerte aus Verwaltungsvorschriften)
- ein hoheitlicher Umweltstandard (z.B. Grenzwerte)
- eine politisch gesetzte Zielvorgabe

Die mit der Festlegung dieser Referenzwerte verbundenen normativen Setzungen nehmen sowohl hinsichtlich ihrer Anzahl als auch ihres Ausmaßes in dieser Aufstellung tendenziell von oben nach unten zu. So beinhaltet ein datenimmanenter Referenzwert zwar auch eine normative Komponente insofern, als hier eine Konvention geschaffen wird, er ist aber intersubjektiv nachvollziehbar. Eine politische Zielvorgabe hingegen beinhaltet u.U. ein ganzes Bündel normativer Setzungen, die von Sachzwängen über ökonomische Erwägungen bis hin zu politischen Aushandlungsprozessen reichen können. Innerhalb dieser Spannbreite gibt es eine Reihe anders begründeter möglicher Referenzwerte. Ihre Rangfolge zwischen den genannten Polen ist nicht eindeutig bestimmbar– die hier getroffene Anordnung stellt eine Möglichkeit unter mehreren dar. Wie groß die normative Ladung eines Referenzwertes tatsächlich bzw. im Vergleich zu anderen möglichen Referenzwerten ist, hängt immer auch von der konkreten Begründung und Ausgestaltung im Einzelfall ab.

Die normative Wirkung der entsprechenden Skalierungsfunktion wird stark durch den normativen Gehalt des herangezogenen Referenzwertes bestimmt. Allerdings spielt auch die Art der Skalierungsfunktion für deren normative Wirkung eine Rolle. So bringen z.B. logarithmische oder exponentielle Skalierungsfunktionen im Gegensatz zu linearen Skalierungsfunktionen eine Veränderung der Relationen zwischen den Ursprungsdaten mit sich und werden deshalb in vielen Fällen als stärker normativ angesehen.

Insofern beinhalten auch Skalierungsfunktionen ganz ohne Bezug zu einem Referenzwert eine normative Komponente. So hat z.B. das Logarithmieren einer Skala zur Folge, daß die Abstände zwischen niedrigen Ursprungswerten relativ groß, zwischen hohen Ursprungswerten relativ klein werden. Dieser Effekt kann unter bestimmten umweltpolitischen Gesichtspunkten sinnvoll sein (vgl. obiges Beispiel der Skalierung der Artenzahl).

**Explizite Wertzuweisung und normatives Relativ**

Die verschiedenen aufgeführten Skalentransformationen bewirken zwar eine normative Aufladung, beinhalten aber noch keine explizite Bewertung im Sinne einer ausdrücklichen Wertzuweisung. In dem o.g. Beispiel der Reihung von unterschiedlichen Ausprägungen von Ackerrandstreifen entsprechend ihrer naturschutzfachlichen Bedeutung beinhaltet die Ordinalskala zwar eine Priorisierung, aber noch keine explizite Bewertung. Es ist in diesem Beispiel noch nicht klar, welche (bzw. wie viele) der Merkmalsausprägungen als gut oder schlecht eingeordnet werden.

Werden hingegen Wertprädikate wie „sehr gut“, „gut“, „mittel“ oder „schlecht“ zugewiesen, so handelt es sich um eine explizite Bewertung (vgl. Kap. 2.3) – und damit die am höchsten normative Form einer Skalentransformation. In dem genannten Beispiel entspricht dies formal einer Transformation von einer Ordinalskala mit 7 Elementen in eine Ordinalskala mit 4 Klassen (s. Tab. 4.5).

<b>1. Ordinalskala:</b>	<b>2. Ordinalskala:</b>
1. Gebüsch /Hecke	1 = sehr gut
2. magerer Staudensaum	
3. mageres Grünland	2,3,4 = gut
4. Ruderalsaum	
5. nährstoffreicher Staudensaum	5,6 = mittel
6. nährstoffreiches Grünland	
7. ohne	7 = schlecht

Tab. 4.5: Explizite Wertzuweisung für die Ausprägungen von Ackerrandstreifen (nach Back et al. 1976, S.254)

In der Sprache der Skalentheorie könnte die explizite Bewertung auch als die Abbildung eines empirischen bzw. numerischen Relativs auf ein normatives Relativ aufgefaßt werden. Ein normatives Relativ könnte z.B. das Wertesystem „sehr gut - gut - mittel - schlecht“, die Schulnoten sehr gut bis ungenügend, das Punktesystem der gymnasialen Oberstufe von 0 bis 15 oder ein entsprechendes anderes System sein. Als normatives Relativ soll also eine Menge von Werten im Sinne einer verbalen Wertzuschreibung – etwa in der Form einer „Benotung“ aufgefaßt werden. Das heißt, selbst wenn ein numerisches Relativ zur Bewertung herangezogen wird, dann wird es dadurch zum normativen Relativ, daß jedem einzelnen Element ein in sprachlicher Form ausdrückbarer „Wert“ zugeordnet wird (13 Punkte entsprechen der Bewertung „noch sehr gut“, 8 Punkte der Bewertung „befriedigend“; die Note 4 bedeutet „ausreichend“, die Note 1 bedeutet „sehr gut“). Im normativen Relativ muß außerdem ebenso wie in anderen relationalen Systemen definiert sein, in welcher Beziehung die Elemente zueinander stehen. Handelt es sich um eine ordinale, eine Intervall- oder eine Verhältnisskala? Konkret beinhaltet dies Fragen in der Art, ob z.B. der Abstand zwischen „gut“ und „befriedigend“ gleich groß ist wie der zwischen „befriedigend“ und „ausreichend“ (Intervallskala); oder ob „gut“ doppelt so gut wie „befriedigend“ und viermal so gut wie „ausreichend“ ist (Verhältnisskala). Oder ob „gut“ einfach nur besser ist als „befriedigend“ (Ordinalskala).

Die explizite Bewertung könnte somit als Tripel ( $\underline{X}$ ,  $\underline{N}$ ,  $\beta$ ) aufgefaßt werden, wobei  $\underline{X}$  ein empirisches oder numerisches Relativ,  $\underline{N}$  ein normatives Relativ und  $\beta$  die Zuordnungsvorschrift, d.h. die Wertzuweisung, darstellt. Sowohl das empirische Relativ ( $\underline{A}$ ) als auch numerische Relative verschiedener Transformationsstufen ( $\underline{Z}_1$  bis  $\underline{Z}_n$ ) können anhand von  $\beta$  auf das normative Relativ  $\underline{N}$  abgebildet werden. Im Falle der Umweltzustandsbeschreibung wird eine Wertzuweisung in der Regel über zumindest einen zwischengelagerten Schritt (den Meßvorgang) erfolgen, d.h.  $\underline{X}$  wäre dann ein numerisches Relativ  $\underline{Z}$ . Es sind aber auch direkte Wertzuweisungen auf ein empirisches Relativ  $\underline{A}$  denkbar, z.B. bei ästhetischen oder moralischen Urteilen.

#### 4.2.2.3 Gewichtung

Gewichtung ist - mathematisch gesehen - die Multiplikation einzelner Größen wie z.B. Indikatoren mit einem Gewichtungsfaktor. In der Regel ist die Gewichtung ein vorbereitender Schritt, der einer weiteren Aggregation, meist einer Summen- oder Mittelwertbildung, vorausgeht. Es soll damit erreicht werden, daß in dem zu bildenden Aggregat die Einzelgrößen entsprechend ihrer relativen Bedeutung berücksichtigt werden. Einen Sonderfall stellt dabei die Selektion dar, bei der die selektierte Größe mit dem Gewichtungsfaktor eins, alle anderen mit dem Gewicht null belegt werden (vgl. Kap. 4.2.2.1). Erfolgt keine Gewichtung, so ist dies gleichbedeutend mit der Vergabe gleicher Gewichte an alle Einzelgrößen.

Grundsätzlich kann zwischen einer Gewichtung „a priori“ und einer Gewichtung „a posteriori“ unterschieden werden. Im ersten Fall werden die Gewichtungsfaktoren unabhängig von der konkreten Indikатораusprägung aufgrund allgemeiner Überlegungen festgelegt, d.h. bestimmte Indikatoren werden prinzipiell als wichtiger eingeschätzt als andere. Im zweiten Fall hängt der Gewichtungsfaktor direkt vom Indikatorwert ab – seine Relevanz gegenüber den anderen hängt damit davon ab, wie seine konkrete Ausprägung ausfällt. In diesem Fall können die Gewichtungsfaktoren für jede Indikatorconstruction aufgrund einer neuen Datenerhebung unterschiedlich ausfallen. Die Festlegung der Gewichtungsfaktoren kann aufgrund unterschiedlicher Kriterien erfolgen, z.B.:

a) bei der *a priori* – Festlegung:

- aufgrund wissenschaftlicher Erkenntnisse - Bsp. Toxizitäts- oder CO<sub>2</sub>-Äquivalente;
- auf Basis einer Expertenbefragung wie z.B. der „Delphi-Methode“ - Bsp. Pressure-Index von Eurostat (1999), Vorschlag für ein ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg (Kreimes 1996);
- aufgrund gesellschaftlicher Präferenzen - z.B. Umfrage in der Öffentlichkeit, runde Tische mit Vertretern gesellschaftlicher Gruppen;

b) bei der *a posteriori* – Festlegung:

- in Abhängigkeit von der Anzahl der in die zu gewichtenden aggregierten Größen einbezogenen Daten; wenn diese schon im Vorfeld feststeht, handelt es sich allerdings auch um eine a priori – Festlegung;
- in Abhängigkeit von der Verlässlichkeit der einbezogenen Daten (Bsp. „methodologischer Gewichtungsfaktor“ beim Vorschlag für ein ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg nach Kreimes 1996). Hier gilt dasselbe wie oben: steht dies schon

grundsätzlich vor der Datenerhebung fest, handelt es sich ebenfalls um eine a priori – Festlegung.

- in Abhängigkeit von der Indikatorausprägung: z.B. je nach Abstand von einer politischen Zielvorgabe.

Bei der a priori - Gewichtung kann grob unterschieden werden in eine eher intersubjektive Herangehensweise, wie sie z.B. die Ableitung von Äquivalenzziffern darstellt, oder eine eher subjektive Herangehensweise, wie sie z.B. in einer Expertenbefragung oder gar bei Umfragen in der Öffentlichkeit zum Tragen kommt. Dementsprechend nimmt die normative Wirkung der Gewichtung in dieser Richtung tendenziell zu.

Bei der a posteriori – Festlegung sind die rein datenimmanenten Kriterien wie die Anzahl der in einen Indikator bereits eingeflossenen Einzeldaten oder die Verlässlichkeit der erhobenen Daten weniger normativ befrachtet als die Gewichtung in Abhängigkeit von einer Zielvorgabe, da hier die normative Ladung der Zielvorgabe selbst mit einfließt. Dies gilt auch, wenn diese Gewichtungen a priori festgelegt werden. Insofern nimmt auch hier die normative Wirkung des Gewichtungsschrittes von oben nach unten zu.

#### **4.2.2.4 Methoden der beschreibenden Statistik**

Die Berechnungsmethoden der beschreibenden Statistik (z.B. Berechnung von Summen, Produkten, arithmetischem oder geometrischem Mittelwert, Quantilen, Auszählen, etc.) sind an sich objektiv bzw. intersubjektiv, das heißt sie ergeben unabhängig von der Person, die sie anwendet, dasselbe Ergebnis und haben von sich aus noch keine normative Wirkung (im Gegensatz zu den *Interpretationen*, die auf statistischen Größen aufbauen). Die Entscheidung, welche statistischen Verfahren angewandt werden, hängt von bestimmten Vorannahmen bzw. Einschätzungen – z.B. über die statistische Verteilung der Daten - sowie der Überlegung ab, welche Aussage mit Hilfe der statistischen Größen getroffen werden soll. Diese Vorannahmen bzw. Überlegungen bringen insofern eine normative Komponente mit ein.

#### ***Auswahl einer statistischen Größe zur Charakterisierung eines Datenkollektivs***

Die Entscheidung, welche statistische Größe zur Beschreibung eines Sachverhaltes bzw. als Indikator verwendet wird, beinhaltet bereits eine normative bzw. subjektive Komponente. Die Entscheidung kann z.B. – ähnlich wie bei der Entscheidung für bestimmte Meßgrößen – stark von pragmatischen Überlegungen beeinflusst sein: gibt es bereits längere Zeitreihen, so ist es naheliegend, die Auswertungsmethode aus Gründen der Datenkonsistenz beizubehalten. Aber auch inhaltliche Überlegungen spielen eine Rolle. So kann die Aussage, die der arithmetische Mittelwert über ein Datenkollektiv macht, eine völlig andere sein als diejenige des Medians. Andere Perzentile treffen wiederum völlig andere Aussagen.

Ein Beispiel: Die Schadstoffbelastung einer bestimmten Region kann zum einen anhand der 10 % aller Standorte, die am problematischsten sind, charakterisiert werden (90 Perzentil), zum anderen aber auch anhand des Durchschnittsstandorts (Median). Es handelt sich hier um zwei Aussagen mit völlig unterschiedlicher Aussagequalität. Zusätzlich ist auch die zeitliche Sensibilität beider Maße höchst unterschiedlich. Der Median reagiert nur auf Verbesserun-

gen oder Verschlechterungen, die auch den mittleren Bereich der Meßwerte tangieren, läßt aber Veränderungen, die sich ausschließlich im niedrigen und hohen Wertebereich abspielen, unberücksichtigt. Umgekehrt reagiert das 90 Perzentil nur auf Verbesserungen bzw. Verschlechterungen, die die problematischsten 10% aller Meßwerte tangieren; Veränderungen bei den übrigen 90% bleiben unberücksichtigt.

Welche statistische Größe „besser geeignet“ ist, ist somit eine Frage der Sach- bzw. Zieladäquanz. Die Entscheidung hängt davon ab, was zum Ausdruck gebracht werden soll. Je weniger sach- bzw. zieladäquat die zur Beschreibung des Datenkollektivs herangezogene mathematisch-statistische Größe ist, desto höher ist die normative Wirkung dieses Aggregations-schrittes. Das heißt, auch wenn auf der Aggregationsebene  $n$  der normative Gehalt noch sehr gering war (weil es sich z.B. um Basisdaten handelte), kann der normative Gehalt des daraus resultierenden aggregierten Indikators auf der Aggregationsebene  $n+1$  relativ hoch sein.

### ***Additive und mutiplikative Verknüpfung***

Der Übergang von einem Aggregationsniveau zum nächsten erfolgt oft durch einen Rechenschritt. Ein häufig angewandter Schritt ist die Summen- bzw. Mittelwertbildung. Beide stellen eine *additive* Verknüpfung dar. Diese wird dann angewandt, wenn aus der Sachlogik heraus die Qualität des zu berechnenden Aggregats im Wesentlichen nicht durch den schlechtesten der in seine Konstruktion einbezogenen Einzelindikatoren bestimmt wird, sondern durch alle – wenn auch gegebenenfalls mit unterschiedlichem Gewicht (vgl. Kap. 4.2.2.3).

Als Alternative zu einer additiven Verknüpfung besteht auch die Möglichkeit einer *multiplikativen* Verknüpfung. Ergebnis einer solchen Verknüpfung wäre dann das Produkt bzw. das geometrische Mittel (als  $n$ -te Wurzel aus dem Produkt von  $n$  Faktoren) der Einzelindikatoren. Diese Art der Verknüpfung hat die Eigenschaft, daß sich extrem schlechte Ausprägungen der Einzelindikatoren im Indikator des nächst höheren Aggregationsniveaus sehr stark niederschlagen. Diese Eigenschaft ist insbesondere dann erwünscht, wenn ein aggregierter Indikator nur dann einen hohen Wert annehmen soll, wenn ausnahmslos alle in die Aggregation eingehenden Indikatoren hohe Werte aufweisen. „Ausreißer“ schlagen sich bei dieser Verknüpfungsmethode sehr viel deutlicher im aggregierten Indikator nieder als bei einer additiven Verknüpfung.

Ein theoretisches Beispiel: Ein aggregierter Indikator soll sich aus drei Einzelindikatoren zusammensetzen, die alle einen Wert zwischen 0 und 10 annehmen können, wobei 10 die optimale Ausprägung ist. Wenn sich nun aus der Sachlogik die Forderung ergibt, daß der Gesamtzustand des Systems nur dann als gut bezeichnet werden kann, wenn alle drei Einzelphänomene gut sind, so bietet sich eine mutiplikative Verknüpfung an. Weisen zwei der drei Einzelindikatoren den Wert 10 auf, ein Indikator aber nur den Wert 5, so ergibt sich für den aggregierten Indikator der Wert 500. Der aggregierte Indikator erreicht auf diese Weise lediglich die Hälfte seines Optimalwerts, obwohl zwei von drei Einzelindikatoren optimale Werte annehmen und nur einer bei der Hälfte liegt. Lügen nun aber alle drei Einzelindikatoren beim Wert 5, so ergäbe sich für den Gesamtindikator der Wert 125 – was sehr weit vom

Optimalwert, aber sogar weit von der Hälfte entfernt liegt. Bei der multiplikativen Verknüpfung potenziert sich der Abstand des aggregierten Indikators von seinem Optimalzustand.

Die Entscheidung über die Art der mathematischen Verknüpfung von Indikatoren hängt also davon ab, wie das Zusammenspiel der einzelnen zu aggregierenden Indikatoren im Hinblick auf das Gesamtergebnis eingeschätzt wird. Grundsätzlich sind neben der additiven und multiplikativen Verknüpfung auch noch weitere mathematische Verknüpfungen denkbar, kommen in der Praxis aber quasi nicht vor.

Ein praktisches Beispiel, wo de facto eine multiplikative Verknüpfung von zwei Indikatoren erfolgt, ist das von der International Union for the Conservation of Nature (IUCN) vorgeschlagene „Barometer of Sustainability“ (Prescott-Allen 1995). Hierfür werden die beiden Indikatoren „human wellbeing“ und „ecosystem wellbeing“ mit einem Wertebereich zwischen 0 und 100 zum Gesamtindikator „sustainability“ zusammengefaßt (vgl. Abb. 4.4).

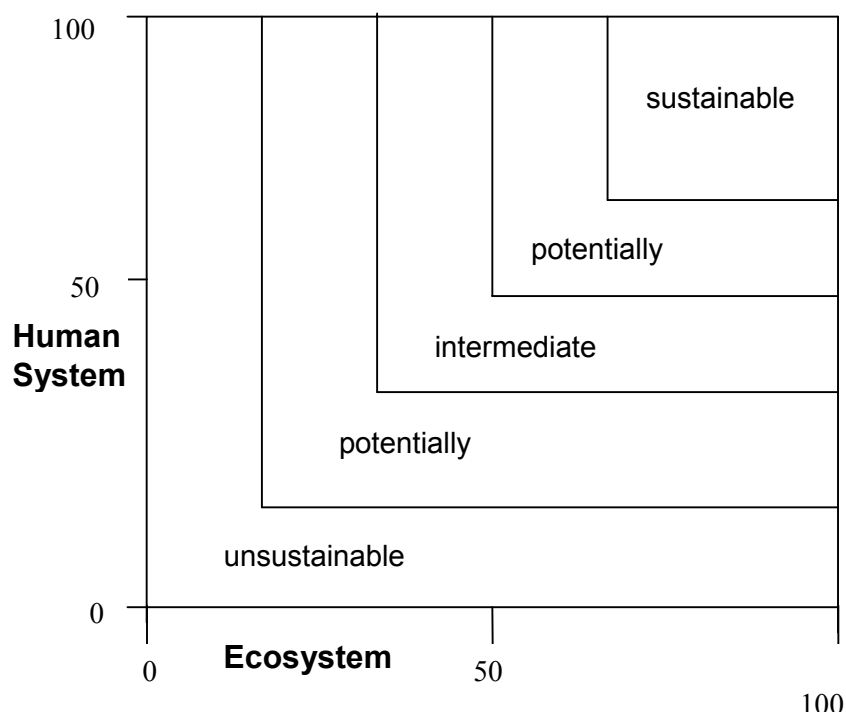


Abb. 4.4: Der Barometer of Sustainability (nach Prescott-Allen 1995)

Es handelt sich hier nicht exakt um eine multiplikative Verknüpfung, da die sich ergebenden Isolinien gleicher Produkte nicht rechtwinklig, sondern gekrümmt wären. Trotzdem liegt dieser Art von Verknüpfung derselbe Gedanke zugrunde wie einer multiplikativen Verknüpfung: der Gesamtindikator kann nur gut sein, wenn beide Einzelindikatoren gut sind. Wird einer schlecht, so kann auch die optimale Ausprägung des anderen das Gesamtergebnis nicht mehr „retten“.

Ein weiteres Beispiel: Es werden für den Gesundheitszustand eines Menschen verschiedene Risikofaktoren identifiziert: hoher Cholesterinspiegel, wenig Bewegung und Streß im Beruf. Die drei Einzelindikatoren „Cholesteringehalt“, „Bewegungsmangel“ und „Streß“ könnten zu einem Gesamtindikator „Gesundheitsgefährdung“ multiplikativ verknüpft werden – vor-

ausgesetzt, daß Streß oder Bewegungsmangel die Gefährdung durch zu hohen Cholesterin-gehalt vervielfachen.

Die multiplikative Verknüpfung unterscheidet sich von einer gewichteten Mittelbildung dadurch, daß die Gewichte nicht von vornherein festgelegt sind, sondern *jeder* Einzelindikator (bei einer extrem schlechten) Ausprägung sehr stark ins Gewicht fällt. Einen ähnlichen Effekt hat auch ein Verfahren, bei dem derjenige Einzelindikator mit der schlechtesten Ausprägung als Makroindikator selektiert wird (vgl. Kap. 4.2.2.1). Allerdings hat die multiplikative Verknüpfung gegenüber dieser Variante tendenziell schlechtere Ergebnisse für den Gesamtindikator zur Folge, da das Aggregat bestenfalls gleich gut sein kann wie der schlechteste Einzelindikator (s.o).

Welche Art der Verknüpfung gewählt wird, hängt also davon ab, wie die Einzelindikatoren in ihrer Gesamtwirkung eingeschätzt werden bzw. welche Aussage der aggregierte Indikator treffen soll. Insofern enthält auch die Wahl des Verknüpfungsverfahrens eine stark normative Komponente.

#### 4.2.2.5 Logische Verknüpfungen auf der Grundlage Boolescher Algebra

Logische Verknüpfungen auf der Grundlage Boolescher Algebra werden vor allem dazu benutzt, ordinal skalierte Daten weiter zu aggregieren, weil bei ihnen strenggenommen eine arithmetische Aggregation (Addition, Multiplikation, Durchschnittsberechnung, etc.) nicht erlaubt ist. Die logische Verknüpfung erfolgt auf der Grundlage von „Wenn-Dann-Beziehungen. Die einfachste Form solcher Verknüpfungen erfolgt in Form einer *Präferenzmatrix*, die zwei-, drei- oder mehrdimensional sein kann. Eine Weiterentwicklung der Präferenzmatrix stellt der *Relevanzbaum* dar.

##### *Präferenzmatrix*

Bei einer Präferenzmatrix beruhen die Verknüpfungsregeln idealerweise auf Kausalzusammenhängen bzw. empirischen Erfahrungen. Schematische Rechenvorschriften sind in der Regel nicht vorgesehen. Das Ergebnis der Aggregation ist damit keine Frage der Mathematik, sondern eine Wertsetzung. Hierin besteht das normative Element dieser Form der Aggregation. Als Beispiel für eine Präferenzmatrix kann das folgende Schema zur Beurteilung der Grundwassergefährdung dienen (vgl. Abb. 4.5).

		Ausbildung der Deckschicht		
		gering durchlässig	durchlässig	
			feinkörnig	grobkörnig
Mächtigkeit der Deckschicht	0-1 m	hoch		
	> 1-5 m	mittel		
	> 5-10 m	gering		
	> 10 m			

Abb. 4.5: Präferenzmatrix zur Beurteilung der Grundwassergefährdung (Haertle und Josopait 1982)

### Relevanzbaum

Zur Beschreibung hochkomplexer Sachverhalte, bei denen viele Merkmale miteinander kombiniert werden müssen, die zudem auch noch viele verschiedene Merkmalsausprägungen haben können, ist eine Präferenzmatrix ungeeignet. In diesem Fall muß die Komplexität reduziert werden, was sich anhand eines Relevanzbaumes verwirklichen läßt.

Die Erstellung eines Relevanzbaumes erfolgt in 4 Schritten:

1. Auflisten der Merkmale in der Reihenfolge ihrer Relevanz für das Gesamtergebnis;
2. Anordnung der Merkmalsausprägungen auf einer nominalen, ordinalen oder metrischen Skala;
3. Festlegung der Anzahl der Klassen der Ordinalskala, auf der die komplexe Größe als Gesamtergebnis abgebildet werden soll;
4. Zuordnung der Merkmale und ihrer Ausprägungen zu den Klassen der komplexen Größe durch logische Verknüpfungen (wenn/dann-Bedingungen).

Die Aggregationsbedingungen können graphisch oder auch als Boolesche Ausdrücke dargestellt werden, was allerdings weniger anschaulich und deshalb auch nicht so verbreitet ist. Ein Beispiel für eine Verknüpfung verschiedener Bedingungen in Form eines Relevanzbaums ist die Klassifizierung der Schutzwürdigkeit eines Gebietes (vgl. Abb. 4.6).

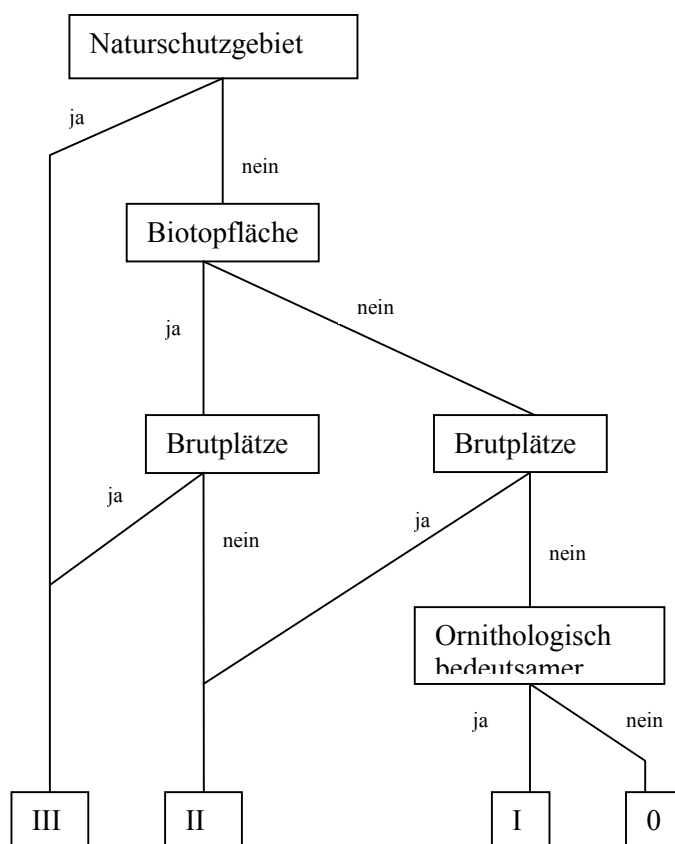


Abb. 4.6: Klassifizierung der Schutzwürdigkeit eines Gebietes nach Bachfischer (1978)



Die Schritte sind hier folgende:

1. Die Reihenfolge der Merkmale nach ihrer Wichtigkeit wird folgendermaßen festgelegt: Naturschutzgebiet - Biotopfläche - Brutplätze - ornithologisch bedeutsamer Raum.
2. Die Anordnung der Merkmalsausprägungen erfolgt auf einer einfachen Nominalskala: ja/nein.
3. Es werden insgesamt 4 Klassen für die Ausprägung des Gesamtergebnisses (hier: die Schutzwürdigkeit) festgelegt: 0 – III.
4. Die Zuordnungsvorschrift der Merkmale bzw. ihrer Kombination ergibt sich aus der Graphik.

Bei diesem Beispiel gibt es auch ein sogenanntes Tabu-Kriterium, d.h. ein Merkmal, das auf jeden Fall zur Einstufung des Endergebnisses in eine bestimmte Klasse führt, unabhängig von allen übrigen Kriterien. In diesem Fall ist es das Kriterium Naturschutzgebiet ja oder nein. Wird die Frage mit ja beantwortet, spielen alle anderen Kriterien keine Rolle mehr.

Die normativen Elemente des Relevanzbaums sind:

- die Auswahl der Einzelmerkmale
- die Einschätzung der Wichtigkeit der Einzelmerkmale
- die Skalierung der Einzelmerkmalsausprägungen
- die Skalierung der Ausprägungen der komplexen Größe
- die Festlegung der Zuordnungsvorschriften

Die mit der Skalierung zusammenhängenden möglichen normativen Elemente wurden bereits in Kap. 4.2.2.2 dargestellt. Ein bei dem Verfahrensschritt der logischen Verknüpfung neu hinzukommendes bedeutendes normatives Element sind die *Zuordnungsvorschriften*, anhand derer die Ausprägungen der Einzelmerkmale bzw. deren Kombination einer komplexen Größe (wie z.B. „Schutzwürdigkeit“) zugeordnet werden. Diese Zuordnungsvorschriften sind zwar meist begründet – die Begründungen fußen jedoch oft auf Wertsetzungen. So ist es in dem o.g. Beispiel eine normative Setzung, daß eine Fläche, die zwar keine Biotopfläche ist, dafür aber Brutplätze aufweist, denselben Schutzstatus genießt wie eine Biotopfläche, die keine Brutplätze hat. Eine andere Wertsetzung drückt sich in dem Tabukriterium „Naturschutzgebiet“ aus: die verwaltungsrechtliche Einstufung eines Gebietes als Naturschutzgebiet wird mit seiner maximalen Schutzwürdigkeit gleichgesetzt.

Sowohl bei der Präferenzmatrix (als einfache Variante) als auch beim Relevanzbaum (als komplexe Variante) spielen solche mit Zuordnungsvorschriften verbundenen Wertsetzungen eine Rolle.

#### **4.2.2.6 Graphische Aggregation**

Anstatt rechnerischer Verfahren oder logischer Wenn-Dann-Verknüpfungen bietet sich als Alternative auch die graphische Verknüpfung von Einzelindikatoren an. Der optische Eindruck ersetzt dann ein abstrakt berechnetes Aggregat und ist oft anschaulicher, da zumindest erkennbar bleibt, welche Einzelindikatoren in die Aggregation eingeflossen sind.

Ein klassisches Beispiel für eine graphische Aggregation ist die sogenannte Amöbe (s. Abb. 4.7). Sie gehört im Sinne der statistischen Methodik zu den multivariaten graphischen Verfahren und verfolgt das Ziel, möglichst ohne bzw. anstelle arithmetischer Aggregation beim Betrachter einen Gesamteindruck zu erzeugen. Jedem Einzelindikator entspricht eine radiale Achse des Diagramms. Die Indikorausprägungen werden als Punkte auf dieser Achse abgebildet. Verbindet man diese Punkte geradlinig, so entsteht ein Bild, das einer Amöbe ähnelt. Unterschiedliche Aggregate resultieren damit in verschieden großen und unterschiedlich geformten Amöben.

Für den optischen Gesamteindruck ist entscheidend, wie die Achsen skaliert werden. Falls anhand von Referenzwerten skaliert wurde, werden die Achsen so dargestellt, daß die Referenzwerte auf einem Kreis liegen. Es muß weiterhin beachtet werden, daß die Richtung einheitlich ist, d.h. z.B. negative Abweichungen vom Referenzwert durchgängig alle nach innen oder nach außen abgetragen werden. Dabei ist auch zu beachten, daß die Achsen nur nach außen hin beliebig verlängert werden können – zur Mitte hin ist ein definiertes Ende vorgegeben. Das kann heißen, daß der Nullpunkt einer einzelnen Skala im Mittelpunkt der Amöbe liegt, der Referenzwert auf dem Referenzkreis liegt (oft auf 1 skaliert) und die Skala nach oben offen ist. Der Wertebereich einer solchen Einzelskala wäre dann von 0 bis  $+\infty$ . Dreht man die Richtung um, so muß der Wertebereich irgendwo abgeschnitten werden, da die Skala im Zentrum der Amöbe endet. Gleichzeitig müßte der Nullpunkt außerhalb des Referenzkreises festgelegt werden – der Wertebereich dieser Skala wäre damit in beide Richtungen limitiert. Letztendlich tauchen alle Fragen und Probleme, die mit der Skalierung zusammenhängen, auch bei der graphischen Aggregation wieder auf.

Eine weitere Schwierigkeit ist der Effekt, daß sich die Fläche der Amöbe nicht proportional zu den Änderungen der Indikatorwerte vergrößert bzw. verkleinert. Verschiebt sich z.B. nur ein Indikatorwert auf der Amöbenachse nach außen und bleiben alle anderen konstant, dann ist die daraus resultierende Flächenzunahme davon abhängig, wo die (konstanten) Nachbarpunkte im Verhältnis zur Ausgangslage des verschobenen Indikators liegen. Es gibt somit keine konstante Beziehung zwischen der Änderung eines Indikatorwertes und der Änderung der Flächengröße der Amöbe.

Noch komplexer wird der Fall, wenn sich mehrere Indikatorwerte gleichzeitig ändern. Dann können sich diese Effekte noch gegenseitig verstärken (oder auch abschwächen). Die Zu- bzw. Abnahme der Flächengröße hängt dann zusätzlich auch noch von der (zufälligen) Aufeinanderfolge der Achsen ab. Das heißt, die Änderung der Flächengröße ist nicht mehr eindeutig auf die Änderung einzelner Indikorausprägungen zurückzuführen.

Die beschriebenen Effekte können durchaus gewollt sein und bewußt eingesetzt werden. So kann es sehr plastisch wirken und Handlungsbedarf signalisieren, wenn eine als negativ beurteilte Veränderung einer Amöbenachse optisch sehr stark ins Gewicht fällt. Dies würde dann für jede Amöbenachse de facto einer „unzulässigen“ Transformation einer Verhältnisskala in eine andere Verhältnisskala nahekommen (vgl. Kap. 4.2.2.2). Dem jeweiligen Indikatorwert wird eine Teilfläche der Amöbe zugeordnet, die zunimmt, je schlechter die Indikorausprägung ist. Die rechnerische Skalierungsfunktion ließe sich hierfür allerdings nicht

eindeutig bestimmen, da jede Amöbenteilfläche außer vom entsprechenden Indikatorwert auch von den Indikatorwerten der benachbarten Achsen abhängig ist.

Ein international bekanntes Beispiel für eine graphische Aggregation in Form einer Amöbe ist die in den Niederlanden für Aufgaben des Gewässerschutzes entwickelte Darstellung der Populationen von im Uferbereich, Wasser oder Boden von Gewässern lebenden Tier- und Pflanzenarten (Blom und Kruijf 1993, vgl. Abb. 4.7). Aus historischen Bestandslisten (um ca. 1900) wurden Referenzwerte abgeleitet und auf einem Referenzkreis abgebildet. In Relation dazu wurde der aktuelle Zustand abgetragen. Zusätzlich wurden auch die umwelpolitischen Zielvorstellungen für die einzelnen Populationen abgebildet. Diese stimmen allerdings keineswegs mit den rein historischen Referenzwerten überein, sondern stellen in der Regel das Ergebnis einer Expertenabschätzung vor dem Hintergrund bestimmter umwelpolitische Maßnahmen dar (Blom und Kruijf 1993, S. A-25).

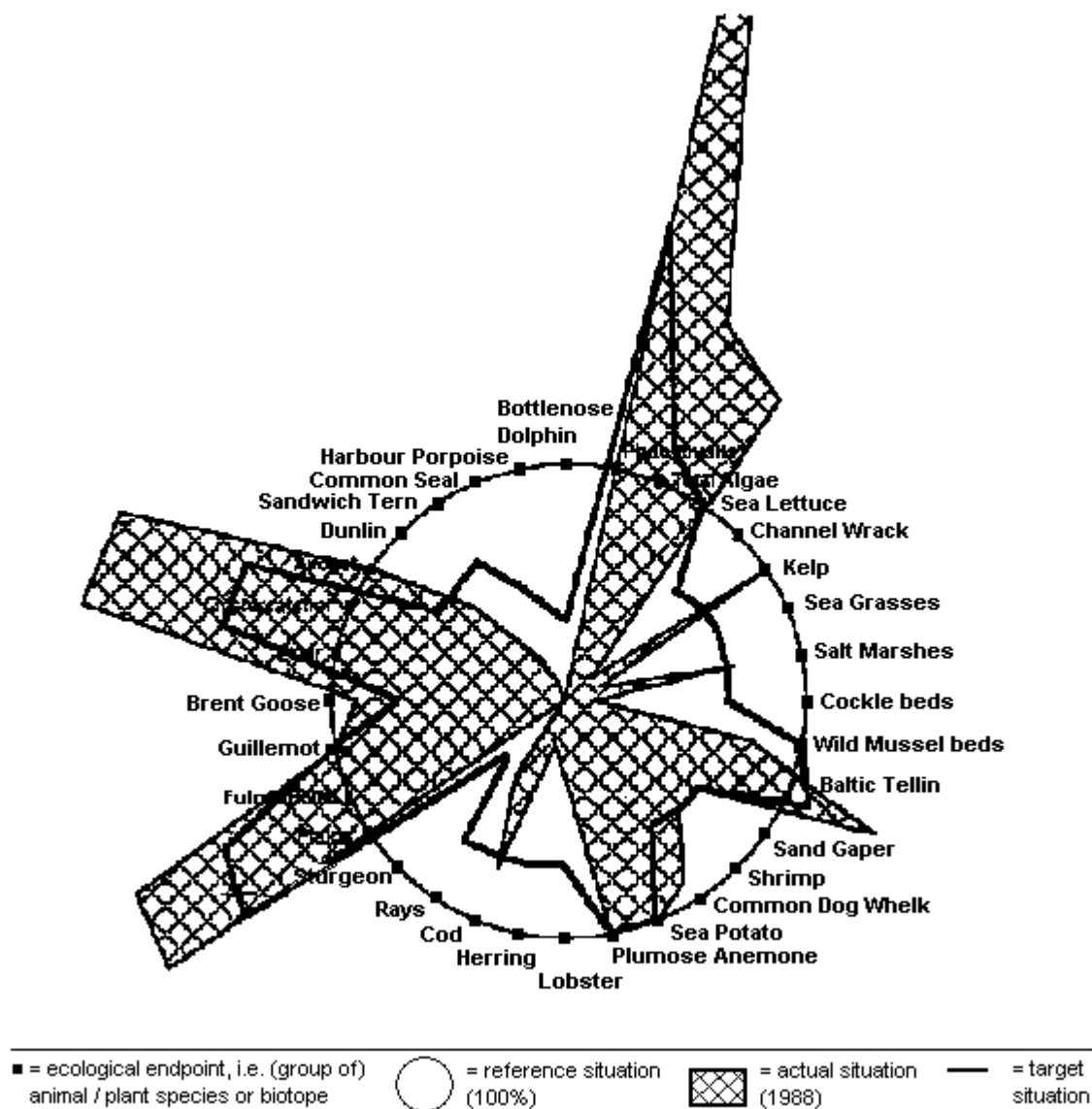


Abb. 4.7: Amöbendarstellung für den aktuellen, historischen und angestrebten Gewässerzustand in den Niederlanden (Quelle: ten Brink et al. 1991)

Die Darstellung vermittelt einen anschaulichen optischen Eindruck, ist jedoch mit allen oben genannten methodischen Schwierigkeiten behaftet. Insbesondere stellt die Festlegung der Referenz- und der Zielwerte einen hoch normativen Schritt dar.

Normative Elemente bei einer graphischen Amöbendarstellung sind somit alle diejenigen, die auch mit einer Skalierung verbunden sind. Zusätzlich kommen noch die normativen Gehalte hinzu, die durch die Flächendarstellung bedingt sind – d.h. z.B. die Abhängigkeit der Amöbenform von der Anordnung der Achsen.

Ein weiteres Beispiel für eine graphische Aggregation in Form einer Amöbe ist die Beschreibung der Funktionalität von Ökosystemen. Hierauf wird in Kapitel 6.1.5 vertieft eingegangen.

### **4.3 Zusammenfassung**

Die in den Kapiteln 4.1 und 4.2 aufgeführten Entscheidungen und Verfahren bewirken eine normative Aufladung der betroffenen Indikatoren. Sie kann zwar nicht quantifiziert werden, wohl können aber verschiedene Schritte qualitativ miteinander verglichen werden. Einen solchen Vorschlag einer qualitativen Einordnung verschiedener Schritte hinsichtlich ihrer normativen Wirkung enthält die folgende Tabelle. Dabei handelt es sich in einigen Fällen nur um einen Vorschlag bzw. eine grobe Einordnung. In zahlreichen Fällen könnten sicherlich die entsprechenden Kriterien innerhalb einer Zeile aufgrund nachvollziehbarer Argumente gegeneinander ausgetauscht werden. Daß die Reihenfolge nicht immer unverrückbar ist – noch weniger die Einordnung auf der imaginären Normativitätsskala absolut erfolgen kann – soll dadurch zum Ausdruck gebracht werden, daß keine festen Zellengrenzen definiert werden, sondern die Zeilen der Tabellen einen Vektor darstellen. In erster Linie ist die Tabelle als „Checkliste“ gedacht, anhand der alle Verfahrensschritte im Verlaufe einer Indikatorkonstruktion überprüft werden können und so der normative Gehalt des resultierenden Indikators qualitativ eingeschätzt werden kann. Dies ist besonders dann hilfreich, wenn zwei verschiedene Optionen einer Indikatorkonstruktion hinsichtlich ihres normativen Gehalts miteinander verglichen werden sollen.

Die Matrix ist in die zwei wesentlichen Hauptbestandteile einer Indikatorkonstruktion aufgeteilt. Tab. 4.8 stellt die normative Wirkung verschiedener Schritte bei der Datenerhebung dar, Tab. 4.9 alle im Zusammenhang mit der Aggregation hinzukommenden normativen Ladungen.

		<b>Normative Wirkung der Schritte</b>											
		gering	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	hoch
<b>Schritte bei der Datenerhebung</b>	<b>Auswahl der Meßgrößen</b>	Zugrundelegen von Ursache-Wirkungs-Hypothesen	Praktikabilitäts Gesichtspunkte: Datenkonsistenz - Zuverlässigkeit										Kosten
	<b>Wahl der Meßmethode</b>	Lage und Anzahl der Meßpunkte	Repräsentativitätsüberlegungen	Praktikabilitäts Gesichtspunkte: z.B. bereits bestehende Meßnetze									Kosten
	<b>Zeitpunkt /Häufigkeit der Messung</b>		Sachadäquanz	Praktikabilitäts Gesichtspunkte: z.B. Datenkonsistenz									Kosten
	<b>Wahl der Meßinstrumente</b>		Sachadäquanz	Praktikabilitäts Gesichtspunkte: z.B. vorhandene Geräte -									Kosten
	<b>Modellannahmen (bei modellierten Daten)</b>	Annahmen über Zusammenhänge zwischen verschiedenen Meßgrößen	Annahmen über räumliche und zeitliche Verteilung										
<b>Plausibilitätsprüfung</b>	Festlegung von Kriterien für die Ausreißerelimination												

Tab. 4.8: Übersicht zur Bestimmung der normativen Ladungen im Zusammenhang mit der Datenerhebung

		Normative Wirkung der Schritte														
		gering	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	hoch	
<b>Verfahrensschritte bei der Aggregation</b>	<b>Selektion:</b> a priori	Sachadäquanz	Praktikabilitätsgesichtspunkte (vgl. Datenerhebung)	Kosten	gesellschaftliche Präferenz / politische Entscheidung											
	a posteriori	statistische Verfahren (z.B. Faktoren- und Korrelationsanalyse)		extremste Ausprägung (i.d. R. schlechteste)												
	<b>Skalentransformation:</b> Festlegung der Klassengrenzen (metrisch → ordinal)	wissenschaftliche Schwellenwerte	statistisch / datenimmanent	Grenzwerte / Umweltstandards	politische Zielvorgaben											
	Festlegung der Reihenfolge (nominal → ordinal)	wissenschaftlich		gesellschaftlich / politisch												
	Punktbewertung (ordinal → metrisch)			je nach Begründung												
	Skalentransformation (metrisch → metrisch)	„zulässige Transformation“		„unzulässige“ Transformation												
	<b>Festlegung eines Referenzwertes</b>	statistisch / datenimmanent	räuml. oder zeitl. Bezugspunkt	wissenschaftl. Schwellenwert	Umweltstandard	polit. Zielvorgabe										
	<b>Gewichtung:</b> a priori	wissensch. Begründung (z.B. CO <sub>2</sub> -Äquivalente)	Expertenbefragung (z.B. Delphi-Umfrage)		gesellschaftl. Präferenz / polit. Entscheidung											
	a posteriori	Anzahl der einbezog. Daten	Zuverlässigkeit der Datenerhebung		Abstand von Zielvorgabe											
	<b>Logische Verknüpfungen auf der Grundlage Boolescher Algebra</b>	Empirische Erfahrungen / Kausalzusammenhänge			„willkürliche Setzungen“											

Tab. 4.9: Übersicht zur Bestimmung der normativen Ladungen im Zusammenhang mit der Aggregation

## 5 Indikatorensysteme

In diesem Kapitel werden Anforderungen an Indikatoren sowie einige Klassifikationsmöglichkeiten dargestellt. Weiterhin wird auf Modellvorstellungen im Zusammenhang mit Indikatorensystemen eingegangen. Zentrales Thema dieses Kapitels ist die Analyse derzeit in der Diskussion befindlicher Indikatorensysteme. Es handelt sich zum einen um ausdrückliche Nachhaltigkeitsindikatorensysteme, die mehrere Dimensionen der Nachhaltigkeit abdecken (Kap. 5.1), zum anderen um reine Umweltindikatorensysteme, die oft ebenfalls unter den Begriff „Nachhaltigkeitsindikatoren“ eingeordnet werden (Kap. 5.2). Für beide werden Beispiele auf verschiedenen Ebenen (international, national, regional) angeführt. Am Ende erfolgt eine vergleichende Gegenüberstellung hinsichtlich bestimmter Kriterien; die normative Ladung wird beispielhaft anhand einzelner Indikatorensysteme näher beleuchtet (Kap. 5.3).

### *Anforderungen und Klassifikationsmöglichkeiten*

Idealtypische Anforderungen an Indikatoren bzw. Indikatorensysteme wurden vom Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 1994, Tz 154ff) sowie von Walz et al. (1997, S.9ff) zusammengestellt. Neben den speziellen Anforderungen an Umweltindikatoren – wie der Berücksichtigung ökologischer Zusammenhänge – wurden auch allgemeine wissenschaftliche Anforderungen sowie Anforderungen aus Sicht der Nutzer formuliert. So muß ein Indikatorensystem auf einem transparenten Modell aufbauen, die Ergebnisse sollten verlässlich und reproduzierbar sein; ein (potentielles) Aggregationsverfahren muß nachvollziehbar sein bzw. bei der Selektion von Schlüsselindikatoren müssen die Auswahlkriterien nachvollziehbar sein. Weiter sollten die Indikatoren steuerbar sein – d.h. so gestaltet sein, daß sich politische Maßnahmen zumindest mittelfristig in einer Änderung der Indikatoren niederschlagen können; sie sollten an gesellschaftlich relevante Diskussionen anknüpfen und für die Öffentlichkeit verständlich sein. Letztendlich sollten sie auch mit internationalen Systemen kompatibel sein sowie mit einem vertretbaren Aufwand erstellt werden können.

Eine weitere, oft geäußerte Anforderung an Indikatoren lautet, daß sie einen Bezug zu quantifizierten Zielen haben sollen, d.h. die Möglichkeit, eine Zielabweichung zum Ausdruck zu bringen (z.B. SRU 1994, Tz 163 oder OECD 1994, S.10). Der Zielbezug kann auf unterschiedliche Weise hergestellt werden. Zum einen kann alleine durch die Gegenüberstellung von Indikatorwert und Zielwert eine Interpretation erfolgen. Diese erfolgt z.B. bei den „theme indicators“ des holländischen Indikatorensystems sehr anschaulich in Form einer Graphik (vgl. Kap. 5.2.2.3). Zum anderen kann der Zielwert aber auch rechnerisch in die Konstruktion des Indikators einfließen, wodurch die daraus resultierenden *Performance-* oder *Soll-Ist-*Indikatoren explizit eine Zielabweichung ausdrücken. Die Einbeziehung umweltpolitischer Ziele bereitet insbesondere bei der Konstruktion von *Umweltzustandsindikatoren* Probleme, weil die Quantifizierung umweltpolitischer Ziele derzeit fast ausschließlich für *Umwelthandlungsziele*, kaum aber für *Umweltqualitätsziele* erfolgt (vgl. Kap. 3.3). Eine Zielabweichung ist deshalb eher bei *Pressure-* als bei *State-*Indikatoren anzugeben. Dies kommt auch im deutschen Umweltbarometer bzw. dem „Deutschen Umweltindex“ (DUX) zum Ausdruck, der -

bis auf quantifizierte Qualitätsziele für Wasser – ausschließlich den Erfüllungsgrad von Handlungszielen beinhaltet (UBA 2000a, vgl. Kap. 5.2.2.1).

Interpretationsmöglichkeiten für Indikatoren ergeben sich jedoch auch dann, wenn (noch) keine entsprechenden quantifizierten Ziele vorliegen. Hilfsweise können Umweltstandards als Referenzwerte zur Interpretation herangezogen werden oder gar in die Konstruktion einfließen. Dies ist allerdings nicht ganz unproblematisch, da die meisten Standards im stofflichen Bereich keine Qualitätsziele darstellen, sondern eher der Grenzwertphilosophie unterliegen, d.h. schlechtestenfalls Auffüllwerte darstellen. Trotzdem können sie – wenn die Grenzen der Interpretierbarkeit transparent gemacht werden – dazu dienen, einen Indikatorwert einzuordnen bzw. verschiedene Indikatoren miteinander zu vergleichen. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, ein Basisjahr als Referenzwert einzusetzen. Hier können zumindest Trendaussagen gemacht werden. Solange es keine gesellschaftliche Übereinkunft über quantifizierte Ziele für die betreffenden Indikanda gibt, kann nur auf diese Möglichkeiten zurückgegriffen werden.

Eine Klassifikationsmöglichkeit von Indikatoren bezieht sich somit darauf, ob gesellschaftliche bzw. umweltpolitische Ziele in die Indikatorenkonstruktion eingeflossen sind. *Ist-Indikatoren* sollen der weitgehend wertfreien Beschreibung eines Sachverhalts dienen, während *Soll-Ist-Indikatoren* (SRU 1998: Tz 143; Radermacher et al. 1998, S.116) eine Zielabweichung zum Ausdruck bringen sollen. Für ersteres wird vielfach auch der Begriff *deskriptive Indikatoren* (z.B. von der Weltbank) verwendet, wobei dieser Begriff etwas ungünstig ist, da auch *Ist-Indikatoren* nicht unbedingt rein deskriptiv sein müssen (s.u.). Viele internationale Institutionen gebrauchen für Soll-Ist-Indikatoren den Begriff *Performance-Indikatoren* (z.B. Weltbank 1995, S.79, EEA 1995). Eindeutige Zielabweichungs-Indikatoren in diesem Sinne sind z.B. die Performance-Indikatoren der Europäischen Umweltagentur (EEA 1995, S.3), des holländischen Systems NAMEA (National Accounting Matrix including Environmental Accounts, de Haan et al. 1993) oder der DUX (vgl. Kap. 5.2.2.1). Die von Adriaanse (1993) vorgeschlagenen aggregierten Indikatoren beinhalten ebenfalls umweltpolitische Ziele, allerdings fließen diese nur in die rechnerische Konstruktion für Aggregationszwecke ein. Einfache Soll-Ist-Indikatoren sind nicht vorgesehen (vgl. Kap. 5.2.2.3).

Indikatoren mit explizitem Zielbezug haben einen hohen Grad an Normativität. Trotzdem können Indikatoren ohne expliziten Zielbezug nicht immer als rein deskriptive Indikatoren bezeichnet werden. Vielmehr ist der Übergang von einem deskriptiven zu einem normativen Indikator fließend. Auf dieses Thema wurde bereits in Kap. 4 näher eingegangen. Andere Klassifikationen beziehen sich auf das Aggregationsniveau der Indikatoren, ein weiteres Unterscheidungsmerkmal ist die Einheit, in der die Indikatoren angegeben werden (monetär, physische Einheiten, dimensionslos). Analog zum Indikandum kann auch zwischen Umweltindikatoren, Sozialindikatoren, ökonomischen oder institutionellen Indikatoren unterschieden werden. Im Rahmen von INDECO<sup>2</sup> werden Umweltindikatoren vorläufig den drei Bereichen Stoffe, Struktur und Funktionalität zugeordnet. Weiterhin lassen sich Umwelt- bzw. Nachhaltigkeitsindikatoren entsprechend der jeweiligen Modellvorstellung über das Zusammenwirken zwischen menschlichen Aktivitäten und dem Umweltzustand bzw. der Nachhaltigkeit



einteilen. Je nach Modellvorstellung (s.u.) gibt es dann Driving Force-, Pressure-, State-, Response-, oder Impact-Indikatoren.

**Modellvorstellung zur Strukturierung von Umwelt- bzw. Nachhaltigkeitsindikatoren**

Der *Pressure-State-Response-Ansatz (P-S-R)* wurde bereits Anfang der 90er Jahre von der OECD<sup>71</sup> eingeführt und stellt eine Weiterentwicklung des Pressure-Ansatzes von Friend und Rapport (1991) dar. Der P-S-R-Ansatz bzw. daraus abgeleitete Modellvorstellungen finden bei der Umweltindikatorenbildung inzwischen breite Anwendung. Die Belastungsindikatoren (Pressure) drücken aus, welche Umweltbelastungen durch wirtschaftliche Aktivitäten verursacht werden, während die Zustandsindikatoren (State) die Umweltqualität beschreiben sollen. Die Reaktions- bzw. Maßnahmenindikatoren (Response) sollen aufzeigen, in welchem Ausmaß die Gesellschaft auf Umweltveränderungen reagiert und entsprechende Maßnahmen ergreift (z.B. Umweltschutzmaßnahmen, Änderungen von Gesetzen, etc.).

Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge können mit Hilfe dieses Modells jedoch nur ansatzweise abgebildet werden. Die OECD selbst weist darauf hin, daß die ökosystemaren Zusammenhänge und die Interaktionen von Mensch und Umwelt wesentlich komplexer sind, als sie in dem einfachen P-S-R-Modell abzubilden sind (OECD 1998, S.108). Das Modell stellt die Indikatoren zwar in einen (losen) thematischen Zusammenhang, erhebt aber nicht den Anspruch, streng kausale Beziehungen zwischen den Indikatorengruppen darzustellen (vgl. auch Walz et al. 1997). Abbildung 5.1 zeigt das P-S-R- Modell der OECD.

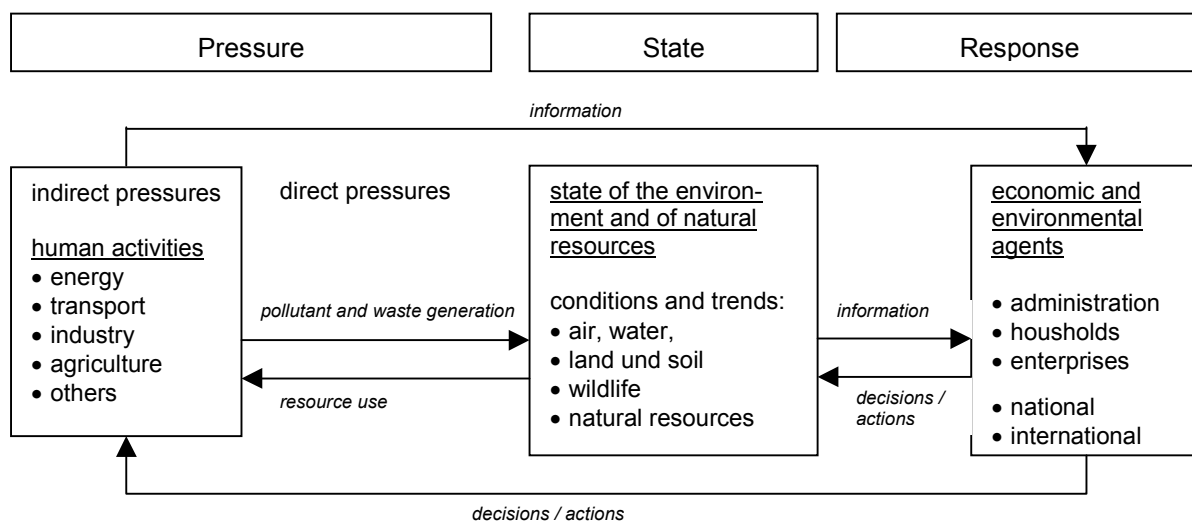


Abb. 5.1: der Pressure–State–Response–Ansatz der OECD (aus OECD 1998, S.108)

Der *Driving Force-State-Response-Ansatz (D-S-R)* wurde aus dem Pressure-State-Response-Ansatz (P-S-R) abgeleitet. Er findet für die Strukturierung von Nachhaltigkeitsindikatoren-systemen Anwendung. Die Kategorie „Pressures“ wurde durch die Kategorie „Driving Forces“ ersetzt, weil dieser besser für die verursachenden Größen in den nicht umweltbezoge-

<sup>71</sup> Organisation for Economic Co-Operation and Development; Mitgliedstaaten sind neben den EU-Ländern Norwegen, Island, Schweiz, Tschechische Republik, Polen, Ungarn, Türkei, Japan, Korea, Neuseeland, Australien, USA, Kanada und Mexiko (Stand 2000).

nen Teilbereichen des Indikatorensystems (Soziales, Wirtschaft, Institutionen) paßt (BMU 2000).

Der *Driving Force–Pressure–State–Impact–Response-Ansatz (D-P-S-I-R)* ist eine Weiterentwicklung aus den oben dargestellten Ansätzen (vgl. Abb. 5.2), der vor allem auf der Ebene europäischer Institutionen (Eurostat, Europäische Umweltagentur) angewandt wird. Die Differenzierung zwischen Driving Forces und Pressures besteht darin, daß Driving Forces eher grundsätzliche Trends innerhalb der Wirtschaftssektoren darstellen (z.B. die Anzahl der Autos), während Pressures tatsächliche umweltrelevante wirtschaftliche Aktionen (z.B. CO<sub>2</sub>-Emissionen) beschreiben. Eine gegenüber den früheren Ansätzen neue Differenzierung ist die zwischen State und Impact. Während State den derzeitigen Umweltzustand beschreibt (z.B. Bleigehalt in städtischen Regionen), sollen Impact-Indikatoren die aus Umweltveränderungen resultierenden Konsequenzen (z.B. Anzahl der Kinder mit durch Blei verursachten Erkrankungen) darstellen (vgl. Jesinghaus 1999).

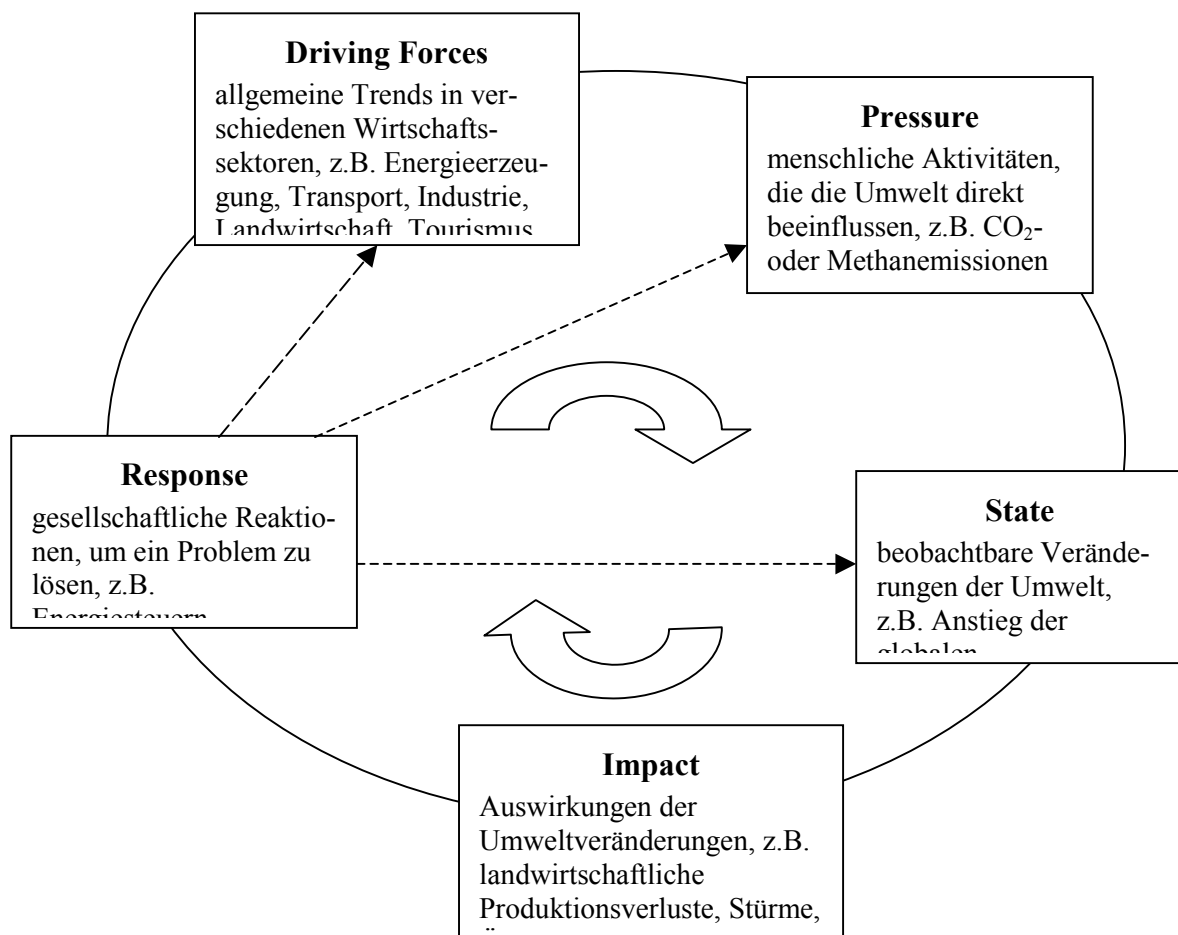


Abb. 5.2: Der Driving Forces–Pressure–State–Impact–Response–Ansatz (Eurostat 1999)

Allen drei Modellvorstellungen, sowohl dem P-S-R, dem D-P-S-R als auch dem D-P-S-I-R-Ansatz, liegt trotz fehlender eindeutiger Kausalzusammenhänge die Vorstellung einer Art „Wirkungskette“ zugrunde.

## 5.1 Nachhaltigkeitsindikatorensysteme

In Kapitel 40 der Agenda 21 wird die Entwicklung und Anwendung von Meßgrößen bzw. Beurteilungskriterien gefordert, mit deren Hilfe Entwicklungsprozesse daraufhin geprüft werden können, ob sie dem Ziel einer nachhaltigen Entwicklung gerecht werden. Diesem Zweck dienen Nachhaltigkeitsindikatoren, die die verschiedenen Aspekte von Nachhaltigkeit abdecken: soziale, ökonomische, ökologische, ggf. auch institutionelle (vgl. CSD-Indikatoren). Die Fülle nationaler und internationaler Initiativen zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren ist kaum noch überschaubar<sup>72</sup>. In diesem Kapitel soll ein knapper Überblick über umfassende Nachhaltigkeitsindikatorensysteme gegeben werden. Nachhaltigkeitsindikatorensysteme, die sich schwerpunktmäßig auf den Umweltaspekt beziehen, werden in Kap. 5.2. (Umweltindikatoren) behandelt. Einen Überblick über soziale und ökonomische Nachhaltigkeitsindikatoren verschiedener Institutionen geben Henseling et al. (1999). Auf sie wird hier nicht näher eingegangen

### 5.1.1 Zum Stand internationaler Ansätze

Zahlreiche internationale Organisationen beschäftigen sich mit der Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatorensystemen. Als wichtigste ist die United Nations Commission on Sustainable Development (UN CSD, s.u.) zu nennen, daneben auch die Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD 1994, 1998), das statistische Amt der EU (Eurostat 1997), die Weltbank (Dixon et al. 1997), das World Resources Institute (WRI 1998), die World Conservation Union (Prescott-Allen 1995, 1997), das United Nations Environment Programme (Dahl 1995), das Scientific Committee on Problems of the Environment (Billharz und Moldan 1995) sowie das International Institute for Sustainable Development (Meadows 1998). An dieser Stelle soll exemplarisch auf die Nachhaltigkeitsindikatoren der CSD eingegangen werden.

#### *Nachhaltigkeitsindikatoren der CSD*

Die Kommission der Vereinten Nationen für Nachhaltige Entwicklung (United Nations Commission on Sustainable Development) hat die Aufgabe, die in Kapitel 40 der Agenda 21 geforderten Indikatoren zu entwickeln. Diese „(...) sollen ‚Wegweiser‘ sein und Antwort auf die Frage geben, ob der gesamte Entwicklungsprozeß in die ‚richtige Richtung‘ geht bzw. wie der Handlungsbedarf einzuschätzen ist. Hierbei sollen auch die Wechselwirkungen zwischen der ökologischen, ökonomischen und sozialen Entwicklung berücksichtigt werden“ (BMU 2000, S.3). Mit dem Ziel, die unterschiedlichen Arbeiten an Indikatoren zu koordinieren und die Mitgliedstaaten bei der Nutzung von Indikatoren zu unterstützen, wurde 1995 ein mehrjähriges internationales Arbeitsprogramm zu Nachhaltigkeitsindikatoren verabschiedet und 1996 eine vorläufige Arbeitsliste mit Nachhaltigkeitsindikatoren vorgelegt (UN CSD 1996).

---

<sup>72</sup> Einen Eindruck über die Vielfalt der Ansätze vermittelt der Abschlußbericht von SCOPE über das „Project on Indicators of Sustainable Development“ (Moldan und Billharz 1997); eine Übersicht über Initiativen zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren gibt das „Compendium of Sustainable Development Indicator Initiatives and Publications“ (<http://iisd.ca/measure/compindex.asp>).

Derzeit existiert eine Liste mit 134 Einzelindikatoren, die den 4 Kategorien ökologisch – ökonomisch – sozial – institutionell und darüber hinaus den einzelnen Kapiteln der Agenda 21 zugeordnet werden<sup>73</sup> (vgl. Tab. 5.1). In der Testphase, die in 22 Ländern, darunter auch Deutschland, durchgeführt wird, sollen diese Indikatoren operationalisiert, d.h. mit empirischen Daten gefüllt werden. Gleichzeitig kann das Indikatorenset im Laufe der Testphase auch modifiziert werden. Im Hinblick auf Kommunizierbarkeit und Verständlichkeit in der Öffentlichkeit soll die Fülle der Einzelindikatoren reduziert werden. Dabei ist noch unklar, ob dies anhand von Schlüsselindikatoren oder durch die Aggregation von Einzelindikatoren zu Makroindikatoren umgesetzt werden soll. Für die Verknüpfung der Indikatoren untereinander („Interlinkages“) gibt es bereits erste Ansätze, die weiter ausgebaut werden sollen. Bisher werden die Indikatoren noch ohne Interlinkages dargestellt.

---

<sup>73</sup> Kapitel 3, 5-6 gehören zur Kategorie „Soziales“; Kapitel 2, 4, 33-34 zur Kategorie „Wirtschaft“; Kapitel 10-18 zur Kategorie „Umwelt“ und Kapitel 8, 23-32, 35-40 zur Kategorie „Institutionen“.

<b>Kapitel der Agenda 21</b>	<b>Antriebsindikatoren (driving forces)</b>	<b>Zustandsindikatoren (state)</b>	<b>Maßnahmenindikatoren (response)</b>
<b>Kategorie: Soziales</b>			
3: Armutsbekämpfung	Arbeitslosenquote	Gini-Index für die Einkommensverteilung	Ausgaben für Sozialhilfe je EW und Jahr
5: Bevölkerungsdynamik	Wachstumsrate der Bevölkerung	Bevölkerungsdichte	-
36:Förderung von Bildung, öffentlichem Bewußtsein und Fortbildung	Analphabetenrate	durchschnittliche Ausbildungslänge	Anteil der Bildungsausgaben am BIP
6: Schutz und Förderung der menschlichen Gesundheit	-	Lebenserwartung bei der Geburt	Anteil der Gesundheitsausgaben am BIP
7: Förderung einer nachhaltigen Siedlungsentwicklung	Wachstumsrate der städtischen Bevölkerung	Wohnfläche pro Person	Infrastrukturausgaben pro Kopf
<b>Kategorie: Wirtschaft</b>			
2: internationale Zusammenarbeit/ allgemeine ökonom. Entwicklung	BIP pro Kopf	Ökoinlandsprodukt	-
4: Veränderung der Konsummuster	jährlicher Energieverbrauch	Materialverbrauchsintensität	-
13: Finanzielle Ressourcen und Finanzierungsmechanismen	Anteil der staatlichen Entwicklungshilfenausgaben am BIP	Auslandsverschuldung pro BIP	Anteil der Umweltschutzausgaben am BIP
34: Transfer umweltverträglicher Technologien, Kooperation und „capacity building“	Import von Investitionsgütern	Anteil umweltverträglicher Güter am Gesamtimport	Hilfen zur technischen Zusammenarbeit
<b>Kategorie: Umwelt</b>			
18:Schutz der Süßwasserressourcen	Wasserverbrauch pro Kopf	Grundwasserreserven	Grad der Abwasserbehandlung
17:Schutz der Meere und Küstengebiete	Stickstoff- und Phosphoreintrag in Küstengewässer	Algenindex	-
10:Integrierter Ansatz für die Planung und Bewirtschaftung von Bodenressourcen	Veränderung der Landnutzung	Änderung des Landzustandes	dezentralisierte Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen auf lokaler Ebene
12:Schutz empfindlicher Ökosysteme: Bekämpfung von Wüstenbildung und Dürren	Bevölkerung in Trockengebieten unterhalb der Armutsgrenze	Monatlicher Niederschlagsindex	-
13:Schutz empfindlicher Ökosysteme: nachhaltige Entwicklung von Bergregionen	Bevölkerungsänderung in Bergregionen	Wohlfahrt der Bergbewohner	-
14:Förderung nachhaltiger Landwirtschaft und ländlicher Entwicklung	Einsatz von Pflanzenschutzmitteln	landwirtschaftlich genutzte Fläche pro Kopf	landwirtschaftliche Ausbildung

11: Bekämpfung der Entwaldung	Holznutzungsintensität	Veränderung der Waldfläche	Anteil geschützter Waldgebiete an Gesamtwaldfläche
15: Erhaltung der biologischen Vielfalt	-	Anzahl bedrohter Arten an Gesamtartenzahl	Anteil geschützter Gebiete an Gesamtfläche
16: umweltverträgliche Nutzung der Biotechnologie	-	-	Existenz nationaler Regelungen zur biologischen Sicherheit
9: Schutz der Atmosphäre: • Treibhauseffekt • Ozonabbau • Schadstoffbelastung	• Treibhausgasemissionen • Verbrauch ozonschädigender Stoffe • Emissionen von SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub>	Schadstoffkonzentrationen in städt. Gebieten	Ausgaben zur Bekämpfung der Luftverschmutzung
21: umweltverträglicher Umgang mit Abfällen	Erzeugung industrieller und kommunaler Abfälle	-	Abfallrecycling und Wiederverwendung
19: umweltverträglicher Umgang mit gefährlichen Chemikalien	-	akute Vergiftungen durch Chemikalien	Anzahl der verbotenen oder stark eingeschränkten Chemikalien
20: umweltverträgliche Entsorgung gefährlicher Abfälle	Aufkommen gefährlicher Abfälle	durch gefährliche Abfälle kontaminierte Flächen	Ausgaben für die Entsorgung gefährlicher Abfälle
22: sicherer und umweltgerechter Umgang mit radioaktiven Abfällen	Erzeugung radioaktiver Abfälle	-	-
<b>Kategorie: Institutionen</b>			
8: Integration von Umwelt- und Entwicklungsfragen in Entscheidungsprozesse	-	-	vorgeschriebene Umweltverträglichkeitsprüfungen
35: Wissenschaft im Dienste nachhaltiger Entwicklung	-	potentielle Wissenschaftler und Ingenieure pro Million Einwohner	in F+E tätige Wissenschaftler pro Million Einwohner
37: nationale Mechanismen und internationale Zusammenarbeit zur Stärkung personeller und institutioneller Kapazitäten in Entwicklungsländern	-	-	-
38: internationale institutionelle Rahmenbedingungen	-	-	-
39: internationale Rechtsinstrumente und -mechanismen	-	-	Umsetzung ratifizierter internationaler Abkommen
40: Informationen für die Entscheidungsfindung	-	Zugang zu Informationen	Programme für nationale Umweltstatistiken
23-32: Stärkung der Rolle wichtiger gesellschaftlicher Gruppen	-	-	Vertretung wichtiger Gruppen in nationalen Nachhaltigkeits-Komitees

Tab. 5.1: Themenbereiche des CSD-Indikatorensatzes mit ausgewählten Einzelindikatoren (nach BMU 2000)

### 5.1.2 Zum Stand nationaler Ansätze: Deutschland

Für die Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren gibt es in zahlreichen Staaten bereits mehr oder weniger weit fortgeschrittene Konzepte. So beschäftigen sich im Rahmen der CSD-Testphase 22 Länder aus allen Erdteilen mit Nachhaltigkeitsindikatoren. Auch in zahlreichen anderen Ländern gibt es Initiativen, wobei der Konkretisierungsgrad von einem bereits weit entwickelten Indikatorensystem wie z.B. in Großbritannien (DETR 1999) bis hin zur erstmaligen Einrichtung einer informellen Nachhaltigkeits-Arbeitsgruppe (z.B. Rumänien) reicht.

In Deutschland legte bereits 1994 die damalige Enquête-Kommission des deutschen Bundestags zum Schutz des Menschen und der Umwelt Vorschläge für ökologische, ökonomische und soziale Indikatoren vor (Enquête-Kommission 1994, S.448f, S.485f, S.495f). Die Diskussion um nationale Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland wird derzeit im Rahmen der Mitarbeit als Testland im CSD-Programm zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren geführt. Dabei wird auf der Basis des CSD-Indikatorenkatalogs ein modifizierter Indikatorenkatalog entwickelt, der auf die spezifische Situation in Deutschland zugeschnitten ist. So entfallen z.B. Themen wie Wüstenbildung, während das Thema Verkehr zusätzlich aufgenommen wird. Die Liste der Indikatoren, die im Rahmen der CSD-Testphase zu testen bzw. weiterzuentwickeln ist, enthält derzeit mehr als 200 Einzelindikatoren (BMU 2000, Anlage 1).

Kritik an dem Indikatorensystem der CSD kommt vom Forum Umwelt und Entwicklung, einem Zusammenschluß umwelt- und entwicklungspolitischer Aktionsgruppen, die als Nicht-Regierungsorganisationen am CSD-Prozeß beteiligt sind (Forum Umwelt und Entwicklung 1997). Insbesondere wird der CSD-Indikatorenkatalog als zu umfangreich für eine programmatische Diskussion angesehen. Weiterhin wird das Fehlen konkreter, d.h. quantifizierter Ziele für die vorgeschlagenen Indikatoren sowie fehlende „Interlinkages“ kritisiert. Die Idealversion des Entwurfs eines alternativen Indikatorensystems beinhaltet wenige Schlüsselindikatoren aus den vier Bereichen Ökologie, Ökonomie, Soziales und Institutionen, dazu Interlinkage-Indikatoren für alle sieben möglichen Kombinationen. So wird z.B. als Interlinkage-Indikator zwischen Ökonomie und Ökologie die Material-, Flächen- und Energieintensität des Wirtschaftens vorgeschlagen (ebd., S.29), zwischen Ökonomie und Sozialem die Armut- und Reichtumsverteilung (ebd., S.32). Zusätzlich sollen jedem Indikator zwei Unterindikatoren zugeordnet werden, die die Aspekte internationale Gerechtigkeit und Geschlechtergerechtigkeit abbilden – z.B. die Verteilung unbezahlter Versorgungsarbeit oder die Arbeitslosenquote der Ausländer in Deutschland als Unterindikatoren zum Sozialindikator Arbeitslosigkeit.

Einen anderen Vorschlag für Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung erarbeitete das Institut für Stadtforschung und Strukturpolitik in Berlin im Auftrag des Umweltbundesamtes (IfS 1996). Für die Problembereiche Siedlungsentwicklung, Energienutzung und Landwirtschaft wurden Indikatorensätze vorgeschlagen, die sich an jeweiligen problemspezifischen Leitbildern, wie z.B. der „Dezentralen Konzentration“ für die Siedlungsentwicklung, orientieren. Gleichzeitig wurden auch Aspekte der Datenverfügbarkeit berücksichtigt, so daß die resultierenden Indikatoren sowohl „bottom up“ als auch „top down“ abgeleitet sind. Die für die drei Bereiche vorgeschlagenen Indikatorensätze beinhalten sowohl ökologische, ökonomi-

sche als auch soziale Aspekte. Allerdings bestehen Probleme bei der Übertragbarkeit auf andere Problembereiche (vgl. SRU 1998, Tz 181).

Andere Initiativen zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren wie z.B. die von einer Arbeitsgruppe im Umweltbundesamt erstellte Studie „Nachhaltiges Deutschland“ (UBA 1997) oder die vom Wuppertal-Institut für Klima, Umwelt und Energie im Auftrag von BUND und MISEREOR erstellte Studie „Zukunftsfähiges Deutschland“ (BUND und MISEREOR 1997) beziehen sich ausschließlich auf den Umweltbereich und werden deshalb im Kapitel zu Umweltindikatoren (5.2.2.1) dargestellt.

### **5.1.3 Initiativen auf Bundesländerebene**

In fast allen Bundesländern gibt es Initiativen zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren, wobei auch hier der Schwerpunkt in der Regel auf Indikatoren zum Umweltzustand liegt. Nur in Hamburg werden bisher auch explizit Indikatoren für die Bereiche Ökonomie und Soziales entwickelt. In Baden-Württemberg, Bayern, Hamburg, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt liegen bereits konkrete Vorschläge in Form von Veröffentlichungen vor, in Brandenburg, Bremen, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen und Nordrhein-Westfalen ist die Erarbeitung von Ziel- bzw. Indikatorensystemen derzeit im Gange (Barkmann et al. 2000). Die Ansätze unterscheiden sich hinsichtlich verschiedener Aspekte. So ist der Verfahrensgang unterschiedlich; während einige Bundesländer die Öffentlichkeit in den Prozeß mit einbeziehen (z.B. Hamburg), erfolgt die Indikatorenentwicklung in anderen Bundesländern verwaltungsintern (z.B. in Bayern) oder wird an wissenschaftliche Einrichtungen delegiert (z.B. Bremen). Häufig wird verwaltungsintern ein Entwurf erarbeitet, auf dessen Grundlage dann der öffentliche Diskussionsprozeß stattfindet bzw. stattfinden soll.

Hinsichtlich ihres Bezugs zu Zielgrößen unterscheiden sich die verschiedenen Ansätze der einzelnen Bundesländer ebenfalls. In Bayern z.B. werden keine Ziele formuliert, hier erfolgt lediglich eine Trendbewertung. Auch in Baden-Württemberg wird eine Trendbewertung vorgenommen, wobei die Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg dies in Form von Ampeln (rot: schlechter, orange: stagnierend, grün: besser) vornimmt (Renn und León 2000) während die Landesanstalt für Umweltschutz die Trends verbal beschreibt (LfU 1997, S.265ff). Falls ein Zielbezug formuliert wird, so handelt es sich meistens um qualitative Ziele (z.B. Hessen, Sachsen-Anhalt). Ein Zielerreichungsgrad kann somit nicht angegeben werden, d.h. es handelt sich nicht um Performance-Indikatoren, sondern um deskriptive Indikatoren. Schleswig-Holstein geht als bisher einziges Bundesland den Weg, zuerst quantitative Umweltziele festzulegen und davon ausgehend ein Indikatorensystem zu entwickeln (Barkmann et al. 2000).

### **5.1.4 Lokale Ansätze**

#### ***Agenda-Prozesse auf kommunaler Ebene***

Im Rahmen der lokalen Agenda 21-Prozesse werden von den Kommunen Ziele festgelegt und entsprechende Nachhaltigkeitsindikatoren entwickelt. Die Indikatorensysteme sind in der Regel das Ergebnis von Konsensfindungsprozessen und sehr stark auf die örtlichen Verhältnisse abgestimmt. Ein allgemein verbindliches oder zumindest übertragbares System mit einer



überschaubaren Anzahl von Nachhaltigkeitsindikatoren für Kommunen gibt es bisher (noch) nicht. Damit ist - genauso wie die Festlegung der Ziele - die Einigung darauf, welche Indikatoren zur Messung von Nachhaltigkeit am besten geeignet sind, ebenfalls Bestandteil des Dialogs aller am lokalen Agenda-Prozeß Beteiligten (Kuhn 1998, S.126).

Allerdings soll im Rahmen eines gemeinsamen Forschungsprojekt der Länder Baden-Württemberg, Thüringen, Bayern und Hessen ein einheitliches Set kommunaler Nachhaltigkeitsindikatoren entwickelt und getestet werden. Zweck dieses 24 Indikatoren enthaltenden Sets ist es, eine Vergleichbarkeit der Kommunen sowohl untereinander als auch mit übergeordneten Ebenen (Landes- oder Bundesebene) herzustellen. Zusätzlich zum einheitlichen Indikatorenset soll jede Kommune jedoch auch Indikatoren entwickeln, die ihrer spezifischen Situation entsprechen. Eine Testphase in jeweils einem Landkreis bzw. drei Kommunen pro Bundesland fand im Jahr 2000 statt (Diefenbacher et al. 2000).

Während viele internationale und nationale Indikatorensysteme in Ermangelung konkreter quantifizierter Ziele auf einen ausdrücklichen Zielbezug verzichten, ist es auf kommunaler Ebene einfacher, sich auf Ziele zu verständigen und die Indikatoren tatsächlich auch als Meßgrößen für den Zielerreichungsgrad zu konzipieren. So hat sich Berlin-Köpenick eine ganze Reihe von konkreten Nachhaltigkeitszielen gesetzt wie z.B. 100 Straßenbäume pro km Straße, 1 m<sup>2</sup> Kinderspielfeld bzw. 6 m<sup>2</sup> wohnungsnaher Grünflächen pro Einwohner oder 100 % Anschlußquote der Haushalte an die Kanalisation (Bezirksamt Köpenick von Berlin 1997, zit. nach Kuhn 1998).

### ***Regionale Nachhaltigkeitsindikatoren: Beispiel Heidelberg und Rhein-Neckar-Kreis***

Im Rahmen eines von 1995 bis 1997 von der Forschungsstätte der evangelischen Studiengemeinschaft in Heidelberg (FEST) durchgeführten Projekts wurde ein regionales Nachhaltigkeitsindikatorensystem für die Stadt Heidelberg und sein Umland, den Rhein-Neckar-Kreis, entwickelt (Diefenbacher et al. 1997). Im Anschluß an die wissenschaftliche Diskussion wurde das Indikatorensystem mit der Öffentlichkeit in verschiedenen Gremien, runden Tischen und Arbeitskreisen diskutiert und modifiziert. Basis des Indikatorensystems ist ein System qualitativ formulierter Ziele, wobei jeweils sechs den Bereichen Umwelt, Wirtschaft und Soziales zugeordnet werden. Eine Quantifizierung der Ziele wird ausdrücklich nicht vorgenommen. Jedem Ziel werden drei Indikatoren zugeordnet, so daß sich insgesamt 54 Einzelindikatoren ergeben. Diese sind so konzipiert, daß sie auch auf andere Regionen übertragbar sind. Zusätzlich werden weitere sechs regionsspezifische Indikatoren vorgeschlagen (jeweils getrennt für Heidelberg und den Rhein-Neckar-Kreis), so daß sich insgesamt ein Set von 60 Nachhaltigkeitsindikatoren ergibt (vgl. Tab. 5.2).

Ziel		Indikatoren	
<b>I. Umwelt</b>			
A	geringe Abfallmengen	A 1 A 2 A 3	- Siedlungsabfälle in kg pro Einwohner (EW) - wiedergewonnene Wertstoffe in % der Siedlungsabfälle - aus der Region exportierte Abfälle in % der Siedlungsabfälle
B	möglichst niedrige Luftverschmutzung	B 1 B 2 B 3	- CO <sub>2</sub> -Emissionen aus dem Bereich Verkehr pro EW in kg - SO <sub>2</sub> -Emissionen aus dem Bereich Raumwärme pro EW in kg - Werte der Ozonbelastung in mg/Kubikmeter Luft
C	Erhaltung der Ökosysteme und der Artenvielfalt	C 1 C 2 C 3	- Siedlungs- und Verkehrsfläche in % der Gesamtfläche - Fläche der Naturschutzgebiete in % der Gesamtfläche - Amphibien-Populationen
D	Erhaltung des Bestandes an erneuerbaren Ressourcen	D 1 D 2 D 3	- Wasserverbrauch der privaten Haushalte pro EW und Tag - Anteil des geförderten Wassers mit < 25 mg/l Nitrat - Anteil der Bäume mit deutlichen Schäden (Schadstufen 2 - 4)
E	geringe Entnahme von nicht erneuerbaren Ressourcen	E 1 E 2 E 3	- End-Energieverbrauch pro EW in kg SKE - Produktion von Strom aus regenerativen Energieträgern (Solar, Wind, Wasser) in % des Stromverbrauchs insgesamt - Summe der Einheitswerte der Mineralgewinnungsrechte
F	Verbesserung des Umweltschutzes	F 1 F 2 F 3	- Öffentliche Ausgaben für den Umweltschutz in konstanten Preisen - Umweltschutz-Investitionen im Verarbeitenden Gewerbe in % der Gesamtinvestitionen - Zahl der Beschäftigten im kommunalen Umweltschutz
<b>II. Wirtschaft</b>			
G	gleichmäßige Verteilung der Arbeit	G 1 G 2 G 3	- Arbeitslosenzahl - arbeitslose Frauen in % der arbeitslosen Männer - Anzahl der Teilzeitbeschäftigten in % der Erwerbstätigen
H	angemessener Privater Verbrauch und Ausstattung der Haushalte	H 1 H 2 H 3	- Wohnfläche in qm pro EW - Bestand an Pkw bezogen auf 1.000 EW - Anzahl überschuldeter Haushalte in % der Zahl der Haushalte insgesamt
I	möglichst hoher regionaler Selbstversorgungsgrad	I 1 I 2 I 3	- Exportquote im verarbeitenden Gewerbe - Anteil der lokalen Produktion, der in der Region verkauft wird - Wert der Importe von Nahrungsmitteln in die Region als Anteil des Wertes der in der Region verzehrten landwirtsch. Produkte
K	ausgeglichene Wirtschaftsstruktur	K 1 K 2 K 3	- Bruttowertschöpfung in Marktpreisen (bereinigt) je EW - Selbständige als %-Anteil der Erwerbstätigen insgesamt - Beschäftigtenzahl der Unternehmen
L	Preisniveaustabilität	L 1 L 2 L 3	- Preisindex für die Lebenshaltung aller privaten Haushalte (1991 = 100) - Preisindex der Mieten (1991 = 100) - Preis von einem Hühnerei in konstanten Preisen
M	gesunde Struktur der öffentlichen Haushalte	M 1 M 2 M 3	- Ausgaben des Regionalhaushalts je EW in konstanten Preisen - Schulden-Stand im kommunalen Bereich je EW in konstanten Preisen - Anteil der Personalausgaben im kommunalen Haushalt

<b>III. Gesellschaft und Soziales</b>			
N	gleichmäßige Einkommens- und Vermögensverteilung	N 1 N 2 N 3	- Zahl der Sozialhilfe-Empfänger je 1.000 EW - Zahl der Vermögens-Millionäre je 100.000 EW (in konstanten Preisen) - Zahl der Wohnungslosen je 1.000 EW
O	hohes Niveau von Kultur und Ausbildung	O 1 O 2 O 3	- Ausstattung mit Kinos und Theatern (Plätze je 1.000 EW) - Schulabgänger ohne Hauptschulabschluß - Auslastungsgrad der Kindergartenplätze
P	ausgewogene Bevölkerungs- und Siedlungsstruktur	P 1 P 2 P 3	- Einpendler pro 1.000 EW - Auspendler pro 1.000 EW - Anteil der Ein-Pers.-Haushalte an d. Gesamtzahl der Haushalte
Q	sozial- und umweltverträgliche Mobilität	Q 1 Q 2 Q 3	- Personenkilometer je EW (MIV) - Personenkilometer je EW (ÖPNV) - Anteil des ÖPNV an den Personenkilometern in %
R	hohes Gesundheitsniveau	R 1 R 2 R 3	- durchschnittliche Lebenserwartung - Krankheiten der Atmungsorgane – Gestorbene je 100.000 EW - Anteil der Kinder mit allergischen Erkrankungen an der Gesamtzahl der Kinder
S	hohes Sicherheitsniveau	S 1 S 2 S 3	- bekanntgewordene Straftaten je 1.000 EW pro Jahr - Verkehrsunfälle mit Personenschaden je 100.000 EW - meldepflichtige Arbeitsunfälle je 1.000 Vollbeschäftigte
<b>IV. Regionenspezifische Indikatoren</b>			
(I)	spezifisch für Stadtkreis Heidelberg	X 1 X 2 X 3 X 4 X 5 X 6	- Zahl der Eintrittsbillets zum Heidelberger Schloß - durchschnittl. Übernachtungsdauer der Besucher Heidelbergs - Zahl der Studenten pro EW - Zahl der Beschäftigten an der Universität - Zahl der Beschäftigten im Gaststättenbereich - Menge des Mülls der amerikanischen Streitkräfte
(II)	spezifisch für Rhein-Neckar-Kreis	Y 1 Y 2 Y 3 Y 4 Y 5 Y 6	- Zahl der landwirtschaftlichen Betriebe - Anteil der landwirtschaftlichen Fläche mit Sonderkulturen - Gebäude- und Freifläche in gewerblicher und industrieller Nutzung in ha - Beschäftigte im Einzelhandel - NO <sub>2</sub> -Belastung - Besucherzahl bei Motorsportveranstaltungen in Hockenheim

Tab. 5.2: Indikatorenkatalog für nachhaltiges Wirtschaften (Diefenbacher et al. 1997)

## 5.2 Umweltindikatorensysteme

Die Vielzahl der Aktivitäten zur Entwicklung von Umweltindikatoren auf verschiedenen Ebenen (international, supranational (EU), national, regional, lokal) macht es unmöglich, eine umfassende Übersicht zu geben, zumal auf diesem Gebiet eine sehr dynamische Entwicklung zu verzeichnen ist. Viele der unter dem Thema Nachhaltigkeit entwickelten Indikatorensysteme beschäftigen sich ausschließlich oder zumindest überwiegend mit dem Umweltaspekt, so daß sie diesem Kapitel zugeordnet werden. Die Diskussion über Umweltindikatoren wird oft im Zusammenhang mit der Erstellung von Umweltplänen geführt. Eine Übersicht über den derzeitigen Stand der Umweltplanung in den OECD-Ländern gibt der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 2000, Tz 3); einen Vergleich zwischen den Umweltplänen in sieben ausgewählten Ländern bieten Koche-Clemens und Ballschmiter (2000).

Im folgenden soll auf die wichtigsten Indikatorenkonzepte eingegangen werden – insbesondere auf diejenigen, die maßgeblich die weitere Entwicklung von Umweltindikatoren beeinflusst haben.

### 5.2.1 Internationale Umweltindikatorensysteme

Im Rahmen ihrer Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren legen viele der unter 5.1.1 genannten internationalen Organisationen den Schwerpunkt auf Umweltindikatoren – so z.B. das WRI (Hammond et al. 1995), die Weltbank (1995), die OECD (1998), Eurostat (1999), die Europäische Umweltagentur (EEA 2000, 1998) oder der WWF (Loh et al. 1998). Die Ansätze unterscheiden sich sowohl hinsichtlich ihres Modellrahmens als auch ihres Aggregationsgrades. In diesem Kapitel werden exemplarisch die nicht weiter aggregierten Indikatoren der OECD nach dem Pressure-State-Response-Ansatz, die reinen Pressure-Indikatoren mit zumindest konzeptionellen Aggregationsansätzen von Eurostat sowie die hochaggregierten Pressure- und State-Indikatoren des WWF vorgestellt.

#### *Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD)*

Die „Group on the State of the Environment“ innerhalb der OECD legte bereits 1991 einen ersten Satz von Umweltindikatoren vor; die derzeit gültige Version wurde 1994 veröffentlicht (OECD 1994). Ziel dieses Indikatorensystems ist die Verbindung von wirtschafts- und umweltpolitischer Entscheidungsfindung. Gleichzeitig soll aber auch eine vergleichende Bewertung der Umweltpolitik in den einzelnen Mitgliedstaaten ermöglicht werden. Es handelt sich um deskriptive Indikatoren ohne expliziten Zielbezug.<sup>74</sup>

Die Strukturierung der Indikatoren erfolgt anhand des Pressure–State–Response–Ansatzes. Die Indikatoren werden 13 bzw. 14 Themenbereichen zugeordnet, wobei sich ein Teil der Themen explizit an Umweltqualitätsaspekten orientiert, ein Teil aus dem Blickwinkel klassischer Ressourcenökonomie (Wasser-, Wald-, Fischressourcen, Bodendegradation) entwickelt wurde und darüber hinaus sogenannte „generelle Indikatoren“ etwas über allgemeine Faktoren wie z.B. Bevölkerungswachstum, die auf die Umweltbelastung Einfluß nehmen, aussagen

---

<sup>74</sup> Ein Bezug zu nationalen oder internationalen Zielen wird allerdings im Rahmen von „Environmental Performance Reviews“, die von der OECD für einzelne Länder erstellt werden, hergestellt (OECD 1998, S.114).

sollen. Die Liste der Themen ist flexibel; sie kann verändert oder ergänzt werden – etwa wenn sich neue Umweltprobleme zeigen oder auch wenn sich die gesellschaftliche Problemwahrnehmung verschiebt (OECD 1994, S.13). So wurde z.B. der Themenbereich „biodiversity/ landscape“ inzwischen in zwei getrennte Bereiche „biodiversity“ und „cultural landscape“ aufgeteilt (OECD 1998, S.110). Insgesamt soll das endgültige „Core Set“ ca. 50 Indikatoren enthalten (OECD 1998, S.109). Im Indikatorenkatalog von 1994 werden noch insgesamt 73 Indikatoren aufgeführt, wobei es pro Themenfeld sowohl Leitindikatoren („main indicators“) als auch zusätzliche Indikatoren („complementary indicators“) gibt. Gegebenenfalls sollen „proxy indicators“ herangezogen werden, wenn Daten für die Leitindikatoren nicht verfügbar sind. So wird z.B. die CO<sub>2</sub>-Emission als „proxy indicator“ für die Emission treibhausrelevanter Gase vorgeschlagen. Tab. 5.3 gibt einen Überblick über die Struktur und den derzeitigen Stand des Kern-Indikatorensets der OECD.

Auf die Defizite im Konzept der OECD wird von verschiedenen Seiten hingewiesen (vgl. SRU 1994, Rennings 1994, S.186, Walz 1998, S.259ff). Insbesondere wird der fehlende Zielbezug bemängelt sowie die ungenügende Anknüpfung der Indikatoren an ökologische Zusammenhänge. Weiterhin wird das Übergewicht der Bedeutung der Datenlage im Verhältnis zur theoretischen Konsistenz kritisiert. Mangelnde Transparenz über den Prozeß der Indikatorenauswahl bzw. der herangezogenen Kriterien sind weitere Kritikpunkte.

	<b>Pressure</b>	<b>State</b>	<b>Response</b>
<b>Climate Change</b>	- Index of greenhouse gas emissions	- Global mean temperature	- Energy efficiency
<b>Ozone Layer Depletion</b>	- Index of apparent consumption of ozone depleting substances	- Atmospheric concentrations of ozone depleting substances - Ground level UV-B radiation	- CFC recovery rate
<b>Eutrophication</b>	- Emission of N and P in water and soil (→ nutrient balance)	- BOD/DO, concentration of N and P in inland waters and in marine waters	- % of population connected to biological and/or chemical sewage treatment plants
<b>Acidification</b>	- Index of acidifying substances	- Exceedance of critical loads of pH in water and soil	- % of car fleet equipped with catalytic converters
<b>Toxic Contamination</b>	- Emissions of heavy metals - Emissions of organic compounds	- Concentration of heavy metals and organic compounds in environmental media and living species	- Changes of toxic contents in products, production and processes
<b>Urban Environmental Quality</b>	- Urban air emissions: SO <sub>x</sub> , NO <sub>x</sub> , VOC	- Population exposure to: - air pollution - noise - Ambient water conditions in urban areas	- Green space - Economic, fiscal and regulatory instruments
<b>Biodiversity/ Landscape</b>	- Habitat alteration and land conversion from natural state	- Threatened or extinct species as a share of total species known	- Protected areas as % of national territory and by type of ecosystem
<b>Waste</b>	- Waste generation: - municipal - industrial - nuclear - hazardous		- Waste minimisation
<b>Water Resources</b>	- Intensity of use of water resources	- Frequency, duration and extent of water shortages	- Water prices and user charges for sewage treatment
<b>Forest Resources</b>	- Actual harvest / productive capacity	- Area, volume and structure of forest	- Forest area management and protection
<b>Fish Resources</b>	- Fish catches	- Size of spawning stocks	- Regulation of stocks (quotas)
<b>Soil Degradation (Desertification und Erosion)</b>	- Erosion risks: potential and actual land use for agriculture	- Degree of top soil losses	- Rehabilitated areas
<b>General Indicators, not attributable to specific issues</b>	- Population growth and density - Growth of GDP - Private final consumption expenditure - Industrial production - Structure of energy supply - Road traffic volumes - Stock of road vehicles - Agricultural production		- Environmental expenditures - Public opinion

Tab. 5.3: Leitindikatoren im Umweltindikatorensystem der OECD (Core Set, nach OECD 1994)

Eine Weiterentwicklung des Indikatorensets der OECD erfolgt derzeit hauptsächlich im Bereich sektoraler Indikatoren, die als Ergänzung zum Umweltindikatoren-Kernsatz dienen sollen. So wurden bereits für den Landwirtschaftssektor sowie die Bereiche Transport, private Haushalte und Energie Vorschläge entwickelt.<sup>75</sup> Sie sollen den Kernsatz an Umweltindikatoren ergänzen. Dafür wird je nach Sektor das ursprüngliche Pressure-State-Response-Modell modifiziert. Die Indikatoren für Transport (vgl. Abb. 5.3) bzw. private Haushalte sind entsprechend in folgende Gruppen eingeteilt (OECD 1999b, S.8, OECD 1999c, S.7):

- „Sectoral trends of environmental significance“: Indikatoren für umweltrelevante Trends und Muster, d.h. die wichtigsten driving forces und indirekten pressures;
- „Interactions with the environment“: Indikatoren für Wechselwirkungen mit der Umwelt, d.h. direkte „pressures“ und damit verbundene „states“ bzw. „impacts“;
- „Economic und policy aspects“: Indikatoren zu wirtschaftlichen und politischen Aspekten.

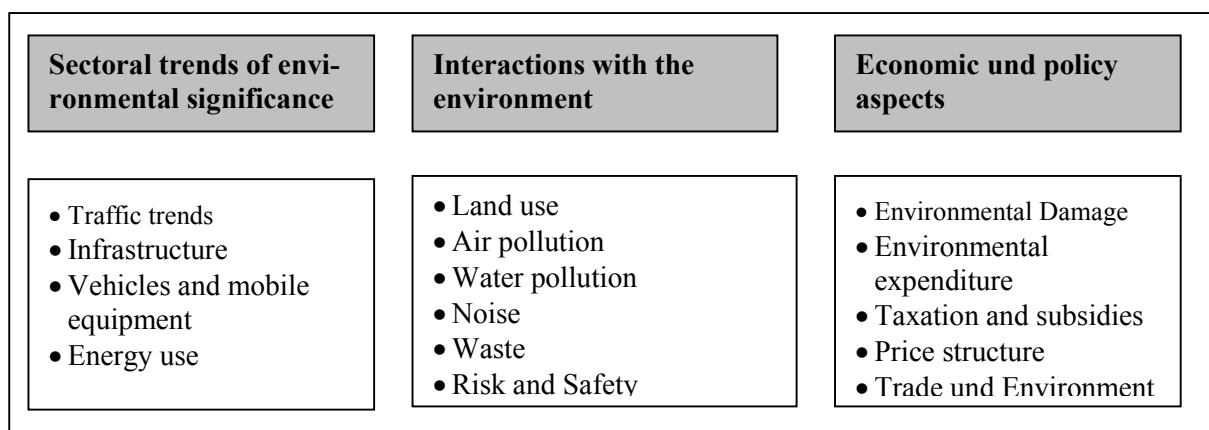


Abb. 5.3: Sektoriale Indikatoren der OECD für den Transportsektor nach dem modifizierten P-S-R-Ansatz

Die Indikatoren für den Bereich Landwirtschaft werden anhand einer leicht abgewandelten Struktur eingeordnet (Parris 1999, S.22): Die erste Gruppe stellt Driving Force bzw. Pressure-Indikatoren dar (Verbrauch der Ressourcen Wasser und Land, Einsatz von Stickstoff und Pflanzenschutzmitteln), die zweite eher State-Indikatoren (Qualität von Wasser und Boden, Biodiversität, Landschaft und Lebensräume, etc.), die dritte beinhaltet Indikatoren, die Wechselwirkungen zwischen Umwelt-, ökonomischen und sozialen Faktoren zum Ausdruck bringen (z.B. Management-Praktiken, sozio-kulturelle Faktoren, finanzielle Ressourcen der Landwirte).

### ***Statistisches Amt der Europäischen Union (Eurostat)***

Beim statistischen Amt der Europäischen Union (Eurostat) wird seit 1997 das mehrjährige Forschungsprojekt TEPI (Towards Environmental Pressure Indicators for the EU) durchgeführt (Eurostat 1999). Die Definition von „Pressures on the Environment“ folgt dem Driving force-Pressure-State-Impact-Response-Modell. Während sich Eurostat hauptsächlich

<sup>75</sup> Bei der OECD-Konferenz im Dezember 1999 standen sektoriale Indikatoren für die Bereiche Transport, Landwirtschaft und Energie auf der Tagesordnung. Zu Landwirtschaftsindikatoren siehe OECD (1999a), zu Transportindikatoren OECD (1999b), zu Indikatoren für privaten Verbrauch siehe OECD (1999c).

auf Driving Forces, Pressure und Response konzentriert, liegt die Zuständigkeit für die Bereiche State und Impact bei der Europäischen Umweltagentur (EEA). Diese Trennung wird allerdings nicht konsequent eingehalten. So enthält z.B. der zweite Umweltbericht der EEA auch Indikatoren für driving forces, pressure und response (EEA 1998). Im TEPI-Projekt liegt der Schwerpunkt auf Pressure-Indikatoren. Verbindungen zu ökonomischen Aspekten sollen dadurch hergestellt werden, daß zu jedem Indikator die Beiträge der sechs wichtigsten Wirtschaftssektoren dargestellt werden („sectoral breakdown“).

Ziel des Projektes ist es, sechs „top-priority-indicators“ pro „policy-field“ zu entwickeln. Diese „policy fields“ entsprechen den Themenbereichen des fünften Umweltaktionsprogramms der Europäischen Union. Die derzeitigen Vorschläge sind in Tab. 5.4 enthalten.

In einem nächsten Schritt sollen diese sechs top-priority zu einem einzigen Pressure-Index pro „policy field“ zusammengefaßt werden. Für diese Aggregation gibt es bisher allerdings nur konzeptionelle Vorschläge. In seinem Bericht für Eurostat bevorzugt Jesinghaus (1999) eindeutig aggregierte Indikatoren gegenüber der Auswahl von Schlüsselindikatoren. Seine Argumentation lautet folgendermaßen: Aggregierte Indizes, die anhand eines transparenten Gewichtungsprozesses entwickelt werden, seien neutraler, da viele verschiedene „Stimmen“ gleichmäßig eingehen - im Gegensatz zu mehr oder weniger willkürlich ausgewählten Schlüsselindikatoren, die den Politikern evtl. sehr einseitige Botschaften vermittelten.

<b>Policy Field</b>	<b>(Pressure-) Indikatoren</b>	<b>Headline-Indikator</b>
<b>Air Pollution</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Emissions of nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>),</li> <li>- Emissions of non-methane volatile organic compounds</li> <li>- Emissions of sulphur dioxide (SO<sub>2</sub>)</li> <li>- Emissions of particles</li> <li>- Consumption of petrol and diesel oil by road vehicles</li> <li>- Primary energy consumption</li> </ul>	?
<b>Climate Change</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Emissions of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>)</li> <li>- Emissions of methane (CH<sub>4</sub>)</li> <li>- Emissions of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O)</li> <li>- Emissions of Hydrofluorocarbons (HFCs)</li> <li>- Emissions of PerFluoroCarbons (PFCs)</li> <li>- Emissions of Sulphurhexafluoride (SF<sub>6</sub>)</li> </ul>	?
<b>Loss of Biodiversity</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Protected area loss, damage and defragmentation</li> <li>- Wetland loss through drainage</li> <li>- Agriculture intensity: area used for intensive arable agriculture</li> <li>- Fragmentation of forests und landscapes by roads / intersections</li> <li>- Threats to natural und semi-natural forested areas</li> <li>- Change in traditional land-use practice</li> </ul>	?
<b>Marine Environment und Coastal Zones</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Eutrophication</li> <li>- Fishing pressure</li> <li>- Development along shore</li> <li>- Discharges of heavy metals</li> <li>- Oil pollution at coast and at sea</li> <li>- Tourism intensity</li> </ul>	?



<b>Ozone Layer Depletion</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Emissions of bromofluorocarbons (halons)</li> <li>- Emissions of chlorofluorocarbons (CFCs)</li> <li>- Emissions of hydrochlorofluorocarbons (HCFCs)</li> <li>- Emissions of nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>) by aircraft</li> <li>- Emissions of chlorinated carbons</li> <li>- Emissions of methyl bromide (CH<sub>3</sub>Br)</li> </ul>	?
<b>Resource Depletion</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Water consumption</li> <li>- Energy use</li> <li>- Increase in territory permanently occupied by urbanisation</li> <li>- Nutrient balance of the soil</li> <li>- Electricity production from fossil fuels</li> <li>- Timber balance</li> </ul>	?
<b>Dispersion of Toxic Substances</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Consumption of pesticides by agriculture</li> <li>- Emissions of persistent organic pollutants (POPs)</li> <li>- Consumption of toxic chemicals</li> <li>- Index of heavy metals emissions to water</li> <li>- Index of heavy metals emissions to air</li> <li>- Emissions of radioactive material</li> </ul>	?
<b>Urban Environment Problems</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Energy consumption</li> <li>- Non-recycled municipal waste</li> <li>- Non-treated waste water</li> <li>- People endangered by noise emissions</li> <li>- Land use (change from natural to built-up area)</li> </ul>	?
<b>Waste</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Waste landfilled</li> <li>- Waste incinerated</li> <li>- Hazardous waste generated</li> <li>- Municipal waste generated</li> <li>- Waste from other economic sectors</li> <li>- Waste recycled / material recovered</li> </ul>	?
<b>Water Pollution</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nutrient (N+P) use (eutrophication equivalents)</li> <li>- Ground water abstraction</li> <li>- Pesticides used per hectare of utilised agriculture area</li> <li>- Nitrogen quantity used per hectare of utilised agriculture area</li> <li>- Water treated / water collected</li> <li>- Emissions of organic matter as BOD</li> </ul>	?

Tab. 5.4: Pressure-Indikatoren des TEPI-Projekts von Eurostat (Stand Dezember 1999)

### ***World Wide Fund for Nature (WWF)***

Im Gegensatz zu den Indikatorensystemen von OECD und Eurostat, die sich aus zahlreichen Einzelindikatoren zusammensetzen, beinhaltet das vom World Wide Fund for Nature (WWF, früher World Wildlife Fund) in seinem „Living Planet Report“ von 1998 vorgestellte System zwei hochaggregierte Indikatoren: den „Living Planet Index“ als Zustandsindikator sowie den „Consumption Pressure“ als Belastungsindikator (Loh et al. 1998). Der Bereich „Response“ ist nicht Thema des Indikatorensystems. Insofern legt der WWF seinen Indikatoren ein einfaches Pressure-State-Modell zugrunde.

Der Living Planet Index bezieht sich ausdrücklich und ausschließlich auf das Indikandum Biodiversität, was auch vor dem Hintergrund einer Organisation, die ursprünglich zum Schutz wildlebender Tiere gegründet worden war, naheliegt. Entsprechend werden die Populationsgrößen bestimmter Arten als Leitindikatoren benutzt. Der Living Planet Index setzt sich aus

drei Einzelindizes zu den Themen Waldökosysteme, Süßwasser- und marine Ökosysteme gleichgewichtig zusammen. Für die Charakterisierung der Artenvielfalt der Wälder wird wegen mangelnder Daten ersatzweise die Flächengröße benutzt; für die Beschreibung der Süßwasser- bzw. marinen Ökosysteme wird die Populationsgröße bestimmter Arten herangezogen (70 Arten für Süßwasser-, 87 Arten für marine Ökosysteme). Jeder Einzelindex wird gebildet, indem der Zustand im Jahr 1970 auf 100 gesetzt und der aktuelle Zustand in Relation dazu angegeben wird, der Gesamtindex stellt das arithmetische Mittel aus den Einzelindizes dar. So lassen sich langfristige Trends ablesen (vgl. Abb. 5.4).

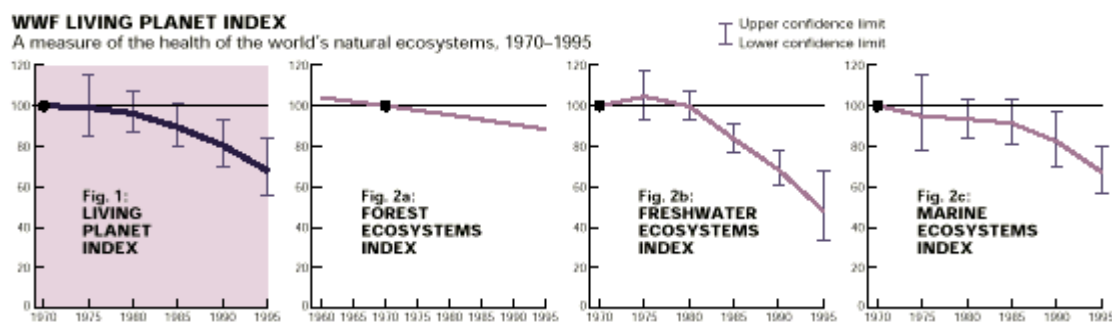


Abb. 5.4: Der „Living Planet Index des WWF (nach Loh et al. 1998, S.2)

Der „Consumption Pressure“ faßt die Umweltbelastungen in Form von Ressourcenverbrauch, Emissionen und Flächenversiegelung zusammen. Er wird für einzelne Länder oder Regionen in der Einheit „pressure unit“ angegeben. Der „Consumption Pressure per Person“ eines Landes gibt an, wie hoch die Pro-Kopf-Belastung in dem betreffenden Land im Verhältnis zur Pro-Kopf-Belastung im weltweiten Durchschnitt ist (vgl. linke Seite der Fig. 4 in Abb. 5.5). Er kann aber auch auf den Verbrauch der gesamten Bevölkerung bezogen werden (vgl. rechte Seite der Abb. 5.5, zur Berechnung s.u.). Da hier keine zeitlichen Trends angegeben werden, ist ein Vergleich nur zwischen verschiedenen Ländern, nicht aber verschiedenen Jahren möglich.

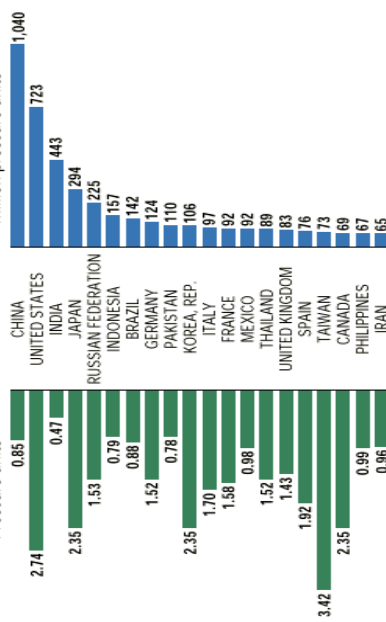
Die Berechnung des gesamten „Consumption pressure“ für ein Land erfolgt folgendermaßen: Für jeden der 6 Teilbereiche Getreidekonsum, Fischkonsum, Holzverbrauch, Wasserverbrauch, CO<sub>2</sub>-Emissionen (als proxy für den Verbrauch fossiler Brennstoffe) und Zementverbrauch (als proxy für Flächenversiegelung) wird der nationale pro-Kopf-Verbrauch durch den weltweiten pro-Kopf-Verbrauch dividiert. Die so ermittelten 6 Indizes werden ungewichtet gemittelt – dies ergibt für das jeweilige Land bzw. die jeweilige Region den „consumption pressure per person“ – angegeben in „pressure units“. Genaugenommen handelt es sich hier um einen dimensionslosen Index, wobei der Wert 1 dem globalen Durchschnittswert entspricht. Multipliziert man diesen wiederum mit der Bevölkerungszahl, so ergibt sich der „consumption pressure of whole country“. Diese Zahlen können allerdings nur relativ zueinander interpretiert werden. So steuern z.B. die Vereinigten Staaten fünfmal mehr zum globalen consumption pressure bei als Brasilien (vgl. Fig. 4 in Abb. 5.5).

**Fig. 4:**  
**CONSUMPTION PRESSURE**  
A measure of the burden placed on the environment by people, 1995

**CONSUMPTION PRESSURE PER PERSON**  
Pressure units

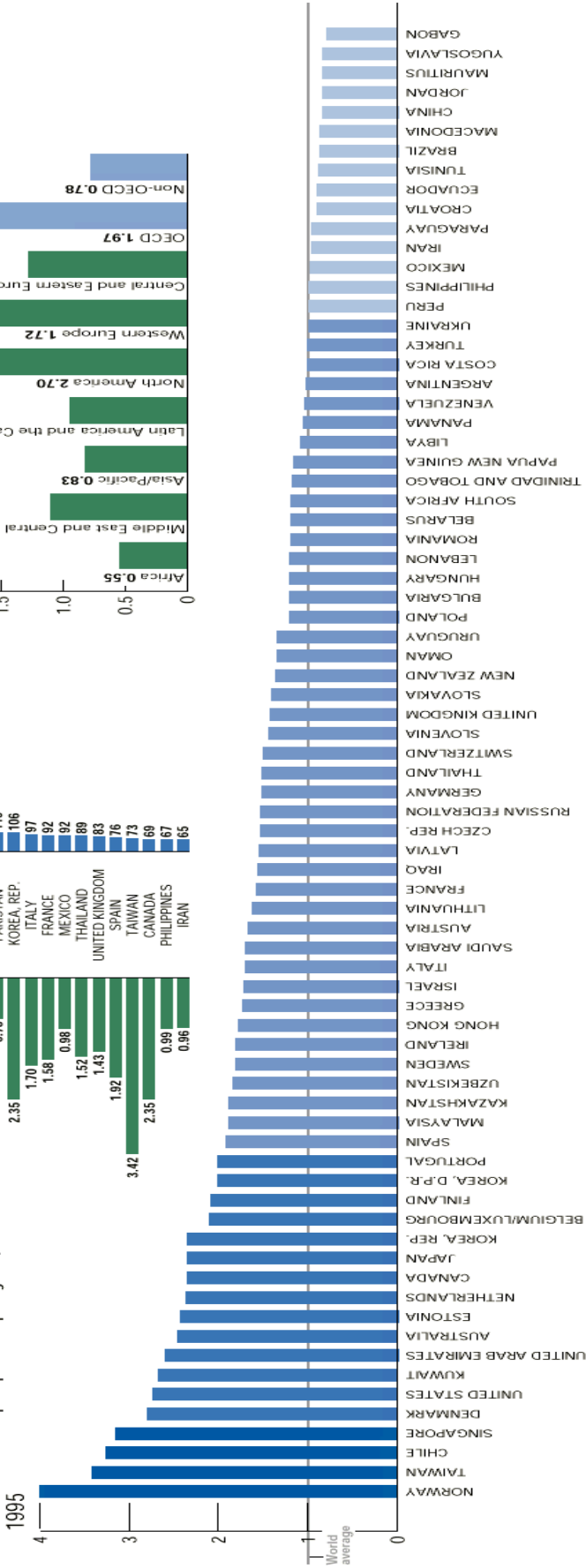
**CONSUMPTION PRESSURE OF WHOLE COUNTRY**  
Million pressure units

1 = world average consumer in 1995



**Fig. 6:**  
**CONSUMPTION PRESSURE BY COUNTRY**  
Pressure units per person per year, 1995

Pressure units per person per year, 1995



**Fig. 5:**  
**CONSUMPTION PRESSURE BY REGION**  
Pressure units per person per year, 1995

Pressure units per person per year, 1995  
(1 = world average consumer in 1995)

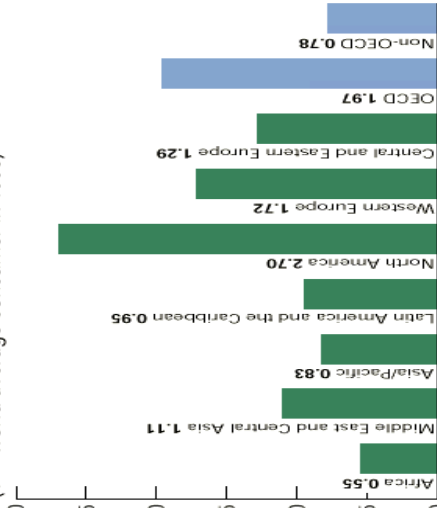


Abb. 5.5: Der Consumption Pressure – Index des WWF als Belastungsindikator (Abb. aus Loh et al. 1998, S.4)

## 5.2.2 Nationale Umweltindikatorensysteme

### 5.2.2.1 Deutschland

In Deutschland gab es innerhalb der letzten Jahre eine Vielzahl verschiedener Ansätze zur Entwicklung von Umweltindikatorensystemen. In diesem Kapitel werden Arbeiten des Wuppertal-Instituts und des Umweltbundesamtes bzw. Arbeiten im Auftrag des Umweltbundesamtes vorgestellt, wobei die hier getroffene Auswahl keinen Anspruch auf Vollständigkeit erhebt. Daneben wird auch auf das vom Statistischen Bundesamt, dem Ökologiezentrum Kiel und der Forschungsstelle für Umweltpolitik in Berlin gemeinsam durchgeführte Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ kurz eingegangen.

#### *Wuppertal-Institut für Klima, Umwelt, Energie*

In der 1996 erschienenen Studie „Zukunftsfähiges Deutschland“ des Wuppertal-Instituts für Klima, Umwelt, Energie beschränken sich die Autoren zur Beschreibung einer nachhaltigen Entwicklung auf Umweltaspekte (BUND und MISEREOR 1996). Es wird ein Satz hochaggregierter Belastungsindikatoren vorgeschlagen, die der politischen Steuerung umweltpolitischer Maßnahmen dienen sollen, jedoch eine detaillierte Beschreibung des Umweltzustands nicht ersetzen können oder sollen. Bestandteile dieses Systems von Umweltbelastungsindikatoren sind Indikatoren zur Ressourcenentnahme, zu ausgewählten Stoffemissionen sowie bestimmte hochaggregierte Belastungsindizes (vgl. Tab. 5.5).

Ressourcenentnahme	Ausgewählte Stoffemissionen	Belastungsindex
<b>Material</b> - Materialentnahme ( Mio t/Jahr) - Anteil erneuerbarer Rohstoffe (%)	CO <sub>2</sub>	GWP <sup>77</sup>
<b>Energie</b> - Primärenergieverbrauch (PJ/Jahr) - Anteil erneuerbarer Energien (%)	SO <sub>2</sub>	ODP <sup>78</sup>
	NO <sub>x</sub>	
<b>Wasser</b> - Wasserentnahme (Mrd m <sup>3</sup> /Jahr) - Anteil der Grundwasserförderung (%)	NH <sub>3</sub>	Versauerungspotential
	VOC <sup>76</sup>	
<b>Fläche</b> - Zu-/Abnahme von Siedlungs- und Verkehrsflächen (%/a) - Zu-/Abnahme unzerschnittener Flächen kritischer Größe (%/a)	Erosion	Eutrophierungspotential
	Synthetische Düngemittel	
	Pflanzenschutzmittel	Toxizitätsindex

Tab. 5.5: Das System von Umweltbelastungsindikatoren des Wuppertal-Instituts (nach BUND und MISEREOR 1997, S.47)

<sup>76</sup> Volatile Organic Compounds

<sup>77</sup> Global Warming Potential

<sup>78</sup> Ozone Depleting Potential

### ***Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung***

Im Auftrag des Umweltbundesamtes erarbeitete das Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung eine Studie, die die kurzfristige Umsetzbarkeit des OECD-Indikatorenansatzes sowie die Weiterentwicklungsmöglichkeiten bestehender Indikatorensysteme für ein nationales Umweltindikatorensystem zum Inhalt hatte. Ziel war die Ergänzung bzw. Anpassung der OECD-Indikatoren an die Verhältnisse in Deutschland.

Der von Walz et al. (1997) entwickelte Vorschlag baut auf dem Pressure-State-Response-Modell auf und strukturiert die Indikatoren entsprechend den Umweltproblembereichen bzw. generellen Indikatoren der OECD, wobei noch der Problembereich Strahlenschutz hinzu kommt. Die Liste der vorgeschlagenen Indikatoren umfaßt 140 Einzelindikatoren, von denen ca. zwei Drittel kurzfristig umgesetzt werden könnten. Um die Vielzahl der Einzelindikatoren zu reduzieren, werden Aggregationsmöglichkeiten zwar diskutiert, aber noch nicht umgesetzt. Es handelt sich dabei u.a. um Methoden, die bei der Erstellung von Ökobilanzen angewandt werden (vgl. Walz et al. 1997, S. 252ff, Schmitz und Paulini 1999). Ein Zielbezug wird dadurch hergestellt, daß den deskriptiven Indikatoren nationale Umweltziele gegenübergestellt werden (Walz et al., S.290ff) – diese Ziele fließen jedoch nicht direkt in die Indikatorenkonstruktion mit ein.

### ***Arbeitsgruppe Agenda 21 / Nachhaltige Entwicklung beim Umweltbundesamt***

Im Rahmen ihrer Studie „Nachhaltiges Deutschland“ schlug die Arbeitsgruppe „Agenda 21 / Nachhaltige Entwicklung“ beim Umweltbundesamt Nachhaltigkeitsindikatoren vor, die sich ebenfalls weitgehend auf Umweltaspekte beschränken (UBA 1997a). Die Indikatoren orientieren sich dabei nicht an den klassischen Problembereichen der OECD, sondern an menschlichen Grundbedürfnissen wie Nahrung, Wohnen, Mobilität, etc. und den damit verbundenen Handlungsfeldern. Als zentrale Handlungsfelder wurden Energienutzung, Mobilität, Nahrungsmittelproduktion, Stoffflüsse und Konsummuster ausgewählt. Für diese Handlungsfelder wurden deskriptive Indikatoren entwickelt (zweite Spalte in Tab. 5.6). Zusätzlich wird anhand dieser Indikatoren eine etwaige Abweichung von bestehenden (oder noch zu quantifizierenden) Umweltzielen identifiziert (dritte Spalte in Tab. 5.6).

<b>Handlungsfeld</b>	<b>Indikatoren</b>	<b>Zielabweichung</b>
<b>Energie-nutzung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- CO<sub>2</sub>-Emissionen (in t pro Jahr)</li> <li>- Energieverbrauch pro Kopf bzw. BSP</li> <li>- durchschnittl. Wirkungsgrade für Feuerungsanlagen (Kraftwerke, Industrieanlagen, Heizungen)</li> <li>- Anteil regenerativer Energien</li> <li>- Energiepreise</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Abweichungen vom CO<sub>2</sub>-Minderungsziel</li> </ul>
<b>Mobilität</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verkehrsleistung pro Kopf bzw. BSP</li> <li>- Anteil des öffentlichen Verkehrs</li> <li>- Preise bzw. Kosten des Verkehrs</li> <li>- Dimension externer Kosten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Abweichungen von verkehrsbezogenen Umweltzielen für</li> <li>- VOC-Emissionen</li> <li>- Verkehrslärm</li> <li>- kanzerogene Luftschadstoffe</li> <li>- CO<sub>2</sub>-Emissionen</li> <li>- Abfall und Entsorgung</li> <li>- Flächenverbrauch</li> <li>- Natur und Landschaftsschutz</li> </ul>
<b>Nahrungsmittelproduktion</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- N- und P-Bilanzüberschuß</li> <li>- Einsatz PSM pro Fläche bzw. Ertrag</li> <li>- Produktionsanteil im ökologischen Landbau</li> <li>- Energieverbrauch und Transportleistung pro Umsatz</li> <li>- Anteil Biotopflächen in der Landwirtschaft</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Vergleich Bodenabtragung mit Bodenbildung</li> <li>- Abweichung vom Ziel: 10 % der Fläche für Biotopverbundsystem</li> <li>- Abweichung v. Reduktionsziel für Treibhausgasemissionen bis 2010</li> </ul>
<b>Stoffströme</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Material- und Rohstoffverbrauch</li> <li>- Verbrauch fossiler Energien</li> <li>- Abfallaufkommen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Abweichungen von stoffflußbezogenen Umweltzielen für</li> <li>- Luftreinhaltung</li> <li>- Gewässerschutz</li> <li>- Abfälle und Entsorgung</li> <li>- Gefahrstoffe</li> <li>- Energieverbrauch/CO<sub>2</sub></li> <li>- Flächenverbrauch</li> <li>- Gesundheitsschutz</li> </ul>
<b>Konsum</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aufkommen Produktabfälle pro Kopf</li> <li>- Freizeitverkehrsleistungen pro Kopf</li> <li>- Marktanteil d. Produkte mit Umweltzeichen</li> <li>- Ausstattung mit umweltverträglichen langlebigen Ge- und Verbrauchsgütern</li> </ul>	

Tab. 5.6: Nachhaltigkeitsindikatoren aus der UBA-Studie „Nachhaltiges Deutschland (UBA 1997a)

### ***Umweltbarometer und DUX***

Der 1996 in Deutschland durch das Umweltministerium ins Leben gerufene Diskussionsprozeß zwischen verschiedenen gesellschaftlichen Gruppen über Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung resultierte in einem Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms (BMU 1997a, BMU 1998b). Dieser enthält auch Vorschläge dazu, „nachhaltige Entwicklung meßbar [zu] machen“ (BMU 1998b, S.29). Bei den hier vorgeschlagenen Indikatoren handelt es sich – bis auf die Indikatoren Energie- und Ressourcenproduktivität – um reine Umweltindikatoren (vgl. Tab. 5.7). Außerdem werden alle Indikatoren als Schlüsselindikatoren für ihren jeweiligen Themenbereich aufgefaßt.

Thema	Indikator	Quantifiziertes Umweltziel	UQZ / UHZ
<b>Klima</b>	Jährliche CO <sub>2</sub> -Emissionen	Reduktion der CO <sub>2</sub> -Emissionen um 25 % bis 2005 auf der Basis von 1990	UHZ
<b>Luft</b>	Emissionen von SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> und VOC	Reduktion um 70 % auf der Basis von 1990	UHZ
<b>Boden</b>	Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche pro Tag	Reduktion auf 30 ha pro Tag bis 2020 <sup>79</sup>	UHZ
<b>Natur</b> <sup>80</sup>	Anteil ökologischer Vorrangflächen an der nicht besiedelten Fläche	Sicherung von 10-15 % der nicht besiedelten Fläche des Jahres 1998 als ökologische Vorrangflächen zum Aufbau eines Biotopverbundsystems bis 2020	UQZ
<b>Wasser</b>	Anteil der Fließgewässer mit chemischer Gewässergüte II für wichtige Schadstoffe (AOX) und die Nährstoffbelastung	Erreichen der Zielvorgaben der Gewässergüteklasse II bei allen Fließgewässern (100 % der Meßstellen) bis 2010: < 25 mg/l für AOX; < 3 mg/l für Gesamt-N	UQZ
<b>Res-sourcen</b>	Energieproduktivität (BIP im Verhältnis zum Energieverbrauch)	Verdoppelung der Energieproduktivität bis 2020 auf der Basis von 1990	UHZ
	Rohstoffproduktivität (BIP im Verhältnis zum Verbrauch nicht erneuerbarer Ressourcen)	Erhöhung der Rohstoffproduktivität auf das 2,5-fache bis 2020 auf der Basis von 1993	UHZ

Tab. 5.7: Indikatoren des Umweltbarometers Deutschland (leicht verändert nach BMU 1998b, S.33)

Um das Ausmaß der Zielabweichungen zum Ausdruck zu bringen und die Umweltqualität in Deutschland in einer einzigen Zahl zusammenzufassen, wurde das Instrument des Deutschen Umwelt-Index (DUX) entwickelt (UBA 2000a). Er soll ähnlich wie bekannte Wirtschafts-Indizes (z.B. DAX, NEMAX, BIP) eine Trendaussage zum Umweltzustand ermöglichen. Am 30.1.2000 wurde der DUX zum ersten Mal veröffentlicht. Es handelt sich hier um einen aus sechs Einzelindikatoren gleichgewichtig aggregierten Indikator. Jeder Einzelindikator drückt die verhältnismäßige Abweichung vom festgelegten Umweltziel nach unten aus: bei Zielerreichung werden 1000 Punkte vergeben, höhere Punktzahlen sind nicht vorgesehen. Null Punkte werden vergeben, wenn sich ein Indikator gegenüber dem Bezugsjahr nicht verändert hat - negative Punktzahlen dann, wenn er sich gegenüber dem Bezugsjahr verschlechtert hat (z.B. bei -11 Punkte bei der Flächenversiegelung). Das bedeutet rechnerisch, daß aus dem Abstand des Indikatorwertes vom Basiswert und dem Abstand des Zielwerts vom Basiswert ein Quotient gebildet und dieser mit dem Faktor 1000 multipliziert wird. Alle Einzelindikatoren werden addiert - der DUX kann somit maximal 6000 Punkte erreichen. In Tab. 5.8 ist der DUX für das Jahr 1998 – veröffentlicht im Januar 2000 - dargestellt.

<sup>79</sup> Dies entspricht einer Reduktion um 75 % in Bezug auf das Jahr 1997 mit einer Versiegelung von 120 ha/Tag.

<sup>80</sup> Wegen methodischer Schwierigkeiten ist dieser Indikatorvorschlag inzwischen nicht mehr im Umweltbarometer enthalten und wurde deshalb auch nicht in den DUX (s.u.) integriert.

Umwelt-thema	Quantifiziertes Umweltziel	Bezugs-jahr / Basiswert	Zustand bzw. Zielerreichung 1998	Berechnungsformel	Index
<b>Klima</b>	<b>Reduktion</b> der CO <sub>2</sub> -Emissionen um <b>25 %</b> bis 2005	1990: 1014 t	- 12,6 % (886 t)	$\frac{1000 \cdot 12,6 \%}{25 \%}$	505 <sup>81</sup>
<b>Luft</b>	<b>Reduktion</b> der Emissionen von SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> und VOC um <b>70 %</b> bis 2020	1990	- 42,9 %	$\frac{1000 \cdot 42,9 \%}{70 \%}$	613
<b>Boden</b>	<b>Reduktion</b> der Flächeninanspruchnahme auf 30 ha pro Tag bis 2020 (= <b>75 %</b> )	1997: 120 ha/d	- 1,1 % (121 ha/Tag)	$\frac{1000 \cdot -1,1 \%}{75 \%}$	- 11
<b>Wasser</b>	Erreichen der Zielvorgaben der chemischen Gewässergüteklasse II bei allen Fließgewässern (100 % der Meßstationen) bis 2010: < 25 mg/l für AOX; < 3 mg/l für Gesamt-N (Basis: 40 % 1996; 100 % in 2010 = <b>Steigerung um 150 %</b> )	1996: 40 %	± 0 % (40 %)	$\frac{1000 \cdot 0 \%}{150 \%}$	0
<b>Energie</b>	Verdoppelung der Energieproduktivität bis 2020 (= 438 DM/PJ) = <b>Steigerung um 100 %</b>	1990: 219 DM/PJ	+ 16,4 % (255 DM/PJ)	$\frac{1000 \cdot 16,4}{100 \%}$	164
<b>Rohstoffe</b>	Erhöhung der Rohstoffproduktivität auf das 2,5-fache bis 2020 (= <b>Steigerung um 150%</b> )	1993	+ 8 %	$\frac{1000 \cdot 8 \%}{150 \%}$	53
<b>DUX (Gesamtindex)</b>					<b>1324</b>

Tab. 5.8: DUX vom Januar 2000 (UBA 2000a)

Der DUX ist als Instrument gedacht, das Entwicklungen in Problembereichen der Umweltpolitik für die Öffentlichkeit in knapper und verständlicher Form vermittelt. Das Umweltbundesamt selbst betont, daß seine *Konstruktion* nicht wissenschaftlich begründet ist, er wohl aber auf wissenschaftlich fundierten und abgesicherten Daten beruht (UBA 2000a). Es handelt sich hier um einen Indikator, in dessen Konstruktion umweltpolitische Ziele als Referenzwerte bei der Skalierung der Einzelindikatoren eingeflossen sind. Aufgrund seiner überwiegenden Orientierung an Umwelthandlungszielen eignet er sich weniger zur Beschreibung des Umweltzustands als zur Beschreibung der umweltpolitischen Zielerreichung. Derselben Auffassung ist auch das Umweltbundesamt:

„Für die Beschreibung der Umweltqualität in Deutschland insgesamt kann der DUX nicht herangezogen werden; vielmehr stellt er eine Meßplatte dar, die zeigt, inwieweit die in der Umweltpolitik formulierten Ziele erreicht worden sind“ (UBA 2000a).

<sup>81</sup> Inzwischen liegen Zahlen für die CO<sub>2</sub>-Emissionen von 1999 vor: 860 t CO<sub>2</sub>-Ausstoß im Jahr 1999 ergeben einen neuen Index-Wert für das Klima von 607 und damit einen neuen DUX von 1426 (Stand April 2000).



### ***Projektverbund „Makroindikatoren des Umweltzustands“***

Das von einem Projektverbund, bestehend aus dem Statistischen Bundesamt, dem Ökologiezentrum der Universität Kiel und der Forschungsstelle für Umweltpolitik in Berlin, durchgeführte Forschungsprojekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ hat die Entwicklung (hoch-) aggregierter Umweltzustandsindikatoren zum Ziel (vgl. FFU et al. 2000). Auch hier werden die Indikatoren zwar unter dem Dach des Nachhaltigkeits-Leitbildes entwickelt, beschränken sich jedoch auf den Umweltaspekt. Innerhalb möglicher Umweltindikatoren erfolgt eine weitere Beschränkung auf den *Umweltzustand* im Sinne von „state“ nach dem pressure-state-response-Modell der OECD (vgl. Kap. 5 bzw. OECD 1998, S.108). Es unterscheidet sich hierdurch von vielen herkömmlichen Umweltindikatorensystemen (z.B. Eurostat), die sich aus Gründen der Datenverfügbarkeit weitgehend auf den Pressure-Aspekt beschränken.

Ein zentrales Ziel des Forschungsprojekts ist die Zusammenfassung verschiedener Einzelindikatoren zu wenigen, aggregierten Indikatoren, den „Makroindikatoren“. Hierin unterscheiden sich die im Projekt entwickelten Indikatoren ebenfalls von zahlreichen anderen Indikatorensystemen, die ausschließlich Listen von Einzelindikatoren aufweisen, wobei die fehlende Aggregation allerdings oft selbst kritisiert wird (vgl. Jesinghaus 1999). Allerdings wird nicht zu einer einzigen Zahl aggregiert, wie dies z.B. beim DUX der Fall ist. Während die Aggregation beim DUX auf einer relativ hohen Ebene einsetzt, indem sechs Schlüsselindikatoren zusammengefaßt werden, setzt die Aggregation beim Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ auf tieferer Ebene an und erfolgt in mehreren Stufen. Ergebnis sind dann eine Reihe verschiedener (hoch-)aggregierter Indikatoren auf unterschiedlichem Aggregationsniveau.

Eine *methodische* Besonderheit des Projekts stellt die Einbeziehung gesellschaftlicher Gruppen in den Prozeß der Indikatorkonstruktion dar. Diese erfolgt anhand von zwei Konsensfindungsrunden, bei denen Vertretern gesellschaftlicher Interessengruppen die Vorschläge der wissenschaftlichen Arbeitsgruppe zur Diskussion vorgelegt werden. Insbesondere explizite normative Entscheidungen im Zusammenhang mit der Aggregation (z.B. über ein wünschenswertes Aggregationsniveau), die von naturwissenschaftlicher Seite nicht eindeutig entschieden werden können, sollen so in den gesellschaftlichen Diskurs überführt werden.

Ein weiteres Spezifikum des Forschungsprojekts sind die drei Perspektiven, aus welchen der Umweltzustand beschrieben wird: Es handelt sich hier um die Perspektive der Funktionalität, die stoffliche sowie die strukturelle Perspektive (vgl. Kap. 6). Insbesondere die Funktionalitätsbetrachtung stellt einen neuen und innovativen Ansatz dar, der in bisherigen Indikatorensystemen noch nicht berücksichtigt wurde. Auf ihn wird in Kap. 6.1 ausführlich eingegangen.

### 5.2.2.2 Schweden

Vom schwedischen Umweltrat wurde ein Satz grüner Leitindikatoren („green headline indicators“) entwickelt, die in einer Broschüre der Öffentlichkeit vorgestellt werden (SEAC 2000). Insgesamt werden 12 Themenbereiche berücksichtigt, wobei drei die zugrundeliegenden Ursachen („underlying causes“) darstellen, fünf Themenbereiche Emissionen bzw. den Umweltzustand beschreiben und vier Bereiche die zum Umweltschutz ergriffenen Maßnahmen thematisieren. Jeder Themenbereich wird mit mindestens einem, höchstens drei Indikatoren abgedeckt (vgl. Tab. 5.9). Falls vorhanden, werden die entsprechenden umweltpolitischen Ziele genannt. Sie werden aber nicht in die Berechnung des Indikators mit einbezogen.

Themenbereich	Indikatoren	Umweltpolitische Ziele
<b>Energieverbrauch</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gesamtenergieverbrauch (TWh/a)</li> <li>• Energieeffizienz (Energieverbrauch pro BIP)</li> <li>• Stromverbrauch für Gebäudeheizung (TWh/a)</li> </ul>	-
<b>Materialverbrauch</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gesamt-Materialfluß (t/EW/a)</li> <li>• Abfallmenge auf Deponien (t/a)</li> </ul>	„factor 10 concept can be used as a compass“
<b>Chemikalienverbrauch</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Volumen gefährlicher Chemikalien, die hergestellt oder importiert werden (t/EW/a)</li> </ul>	Der Einsatz gefährlicher Substanzen soll eingestellt werden; persistente Substanzen, die sich in Lebewesen anreichern, sollen nicht mehr in für den Markt vorgesehenen Produkten verwendet werden
<b>Treibhauseffekt</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• CO<sub>2</sub>-Emissionen (t/a)</li> </ul>	Reduktion der Emission von Treibhausgasen um 5,2 % bis 2012 bezogen auf 1990 (UN Framework Convention on Climate Change 1997)
<b>Versauerung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• SO<sub>2</sub>-Emissionen (t/a)</li> <li>• NO<sub>x</sub>-Emissionen (t/a)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 25 % Reduktion der SO<sub>2</sub>-Emissionen bis 2010 bez. auf 1995</li> <li>• 40 % Reduktion der NO<sub>x</sub>-Emissionen im Transportsektor bis 2005 bez. auf 1995</li> </ul>
<b>Eutrophierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Phosphorfracht ins Meer (t/a)</li> <li>• Stickstofffracht ins Meer (t/a)</li> </ul>	40 % Reduktion der gewässerbürtingen N-Einträge ins Meer südlich der Sea of Aland
<b>Luftverschmutzung in Städten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Benzolgehalt der Luft (µg/m<sup>3</sup>)</li> </ul>	Halbierung der Emissionen krebserregender Substanzen (einschließlich Benzol) bis 2005 (bez. auf 1995)
<b>Biodiversität</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Index basierend auf bestimmten Bedingungen in 4 wichtigen Lebensräumen (Wälder, Seen, Landwirtschaftliche Gebiete, Meer)</li> <li>• geschützte Wälder als Anteil am gesamten produktiven Waldbestand</li> </ul>	Ausweisung von 250.000 ha geschützter Wälder in Naturreservaten und 25.000 ha in Habitatsschutzgebieten.
<b>Umweltverträgliche Transportmittel</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wege zur Arbeit zu Fuß, mit dem Fahrrad oder ÖPNV (%)</li> <li>• mit dem Auto zurückgelegte Kilometer (km / EW / a)</li> </ul>	-

<b>Umweltverträglicher Konsum</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kaufwert von Produkten und Dienstleistungen mit einem Umweltabzeichen (SEK/EW/a)</li> <li>• Kaufwert umweltverträglicher öffentlicher Beschaffung (SEK/a)</li> </ul>	Entwicklung von Konsum- und Produktionsweisen, die Umweltbelastungen reduzieren
<b>Nährstoffrecycling</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• aus Klärschlamm zurückgewonnener Schwefel, der als Dünger eingesetzt wird (t/a)</li> </ul>	Etablierung geschlossener Kreisläufe für Nährstoffe, insb. P, und organische Stoffe zwischen städtischen und ländlichen Gebieten
<b>Umweltverträgliche Arbeit</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Anzahl von Unternehmen mit Umweltmanagementsystemen</li> <li>• Anzahl von Schulen, die einen Umweltpreis erhielten</li> </ul>	-

Tab. 5.9: „Green Headline Indicators“ des Schwedischen Umweltrats (SEAC 2000)

### 5.2.2.3 Niederlande

Die Niederlande nehmen in Bezug auf die Entwicklung von Indikatoren und Umweltplänen eine Vorreiterrolle ein. Da im bereits 1989 veröffentlichten nationalen Umweltplan (MHSE 1989) quantifizierte Umweltziele festgelegt sind, können sich die Indikatoren auf diese Ziele beziehen. Eine weitere Besonderheit des niederländischen Indikatorensystems ist die Tatsache, daß man sich in dem Bemühen, die Anzahl der Indikatoren zu reduzieren, bei der Aggregation sehr weit vorgewagt hat. Es wird auch ausdrücklich als wichtige Aufgabe des Indikatorensystems betont, der Öffentlichkeit sowie Entscheidungsträgern einfache, überschaubare und politikrelevante Zahlen zur Verfügung zu stellen (ebd., S.7).

Die holländischen Umweltindikatoren beziehen sich in erster Linie auf Pressures. Das derzeitige Umweltindikatorensystem besteht aus mehreren Teilen, von denen einige bereits umgesetzt sind, andere sich aber noch in der Konzeptionsphase befinden. Im ersten Teil werden sogenannte „theme indicators“ zu den sieben Umweltthemen Klimawechsel, Ozonzerstörung, Versauerung, Eutrophierung, Freisetzung toxischer Substanzen, Abfall, sowie Lärm- und Geruchsbelästigung angegeben. Es handelt sich hierbei um bereits aggregierte Indikatoren; so werden z. B. die N- und P-Belastung in Form von Eutrophierungsäquivalenten, die Lärm- und Geruchsbelästigung als „Belästigungsäquivalente“, die Einträge verschiedener versauernder Substanzen als Versauerungsäquivalente, die Emission klimarelevanter Gase in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten und die Freisetzung toxischer Substanzen als „Dispersionssäquivalente“ angegeben. Für die Berechnung der Eutrophierungsäquivalente wurde beispielsweise ein Gewichtungsfaktor von 1:10 für die Nährstoffe N und P benutzt, der aus dem natürlich vorkommenden N:P-Verhältnis in Grund- und Oberflächenwasser, Böden und Organismen abgeleitet wurde (ebd., S. 41). Den auf diese Weise aggregierten Indikatoren werden sowohl die aktuellen politischen Zielvorgaben aus dem Umweltplan („targets“) als auch ein theoretisch ermitteltes „sustainability level“ graphisch gegenübergestellt.

In einem weiteren Teil wird der Beitrag einzelner Sektoren (wie Landwirtschaft, Verkehr, private Verbraucher, Energiesektor, etc.) zu jedem Umweltthema in Form der jeweiligen Äquivalente angegeben. Für ihre Berechnung sind mehrere Schritte notwendig. Zuerst werden für jedes Umweltthema die prozentualen Beiträge der einzelnen Sektoren zu einem sogenann-

ten „target group profile“ zusammengestellt. Da dies für die meisten Themen anhand von Emissionen erfolgt, ist die prozentuale Aufteilung unproblematisch. Demnach trägt beispielsweise der Sektor Verkehr zu 17 %, die Industrie zu 12 %, der Energiesektor zu 27 %, der Bausektor zu 13 %, die privaten Verbraucher zu 20 % und die restlichen Sektoren zu jeweils weniger als 5 % zum Klimawandel bei (ebd., S.69). In einem nächsten Schritt wird die Zuordnung umgekehrt; jedem Sektor werden die entsprechenden von ihm beeinflussten Umweltthemen zugeordnet. Anhand von Sensitivitätsanalysen wurde festgestellt, daß die drei jeweils am meisten betroffenen Umweltthemen 80 % der gesamten vom jeweiligen Sektor ausgehenden Umweltbelastung abdecken. Deshalb werden nur die drei bedeutendsten ausgewählt – z.B. für den Sektor Landwirtschaft die Versauerung, die Eutrophierung und die Verbreitung von Schadstoffen. Weiter werden den identifizierten Themenbereichen die entsprechenden wichtigsten Komponenten (Stoffe oder physikalische Größen) zugeordnet. Das sind z.B. im Zusammenhang mit dem Agrarsektor Ammonium (für Versauerung), Phosphat (für Eutrophierung) und Pestizide (Verbreitung von Schadstoffen). Für Fälle, bei denen mehrere Komponenten zu einem Thema beitragen, werden entsprechend der oben beschriebenen Vorgehensweise Äquivalente berechnet.

Eine weitere Zusammenfassung dieser sektoralen Indikatoren erfolgt zu sogenannten „target group indicators“ (Gesamtbelastungsindikatoren), die die von einem Sektor ausgehende Umweltbelastung angeben sollen, was in diesem Fall die Belastung im Hinblick auf die drei zuvor identifizierten Umweltthemen, die ca. 80 % der Gesamtbelastung verursachen, bedeutet. Hier besteht die Notwendigkeit einer Skalierung der noch in unterschiedlichen Einheiten (z.B. als Eutrophierungs- oder Versauerungsäquivalente) vorliegenden Indikatoren. Adriaanse schlägt die Skalierung anhand eines Referenzwertes und eine daran anschließende ungewichtete Summenbildung vor.<sup>82</sup> Von den beiden möglichen Referenzwerten - den bereits oben angesprochenen kurzfristigen politischen Zielvorgaben („targets“) oder aber den langfristig angelegten Nachhaltigkeitszielen („sustainability levels“) bevorzugt Adriaanse die Verwendung der Nachhaltigkeitsziele. Die aktuellen Indikatorwerte werden somit für jedes Umweltthema durch den Wert des entsprechenden sustainability levels dividiert, der resultierende dimensionslose Wert mit der Zahl 100 multipliziert, um Dezimalen zu vermeiden, und die resultierenden skalierten Werte aufsummiert zum „target group indicator“, der in der dimensionslosen Einheit „environmental pressure equivalents“ angegeben wird.

Um zusätzlich für jeden Sektor das Verhältnis zwischen wirtschaftlicher Tätigkeit und Umweltbelastung zum Ausdruck zu bringen, wird ein sogenannter Emissionsfaktor als Quotient aus einem aggregierten Produktionswert (i.d. Regel in physischen Einheiten angegeben, z.B. Stromerzeugung in GWh) und dem Gesamtbelastungsindikator („target group indicator“) errechnet. Alle drei Größen werden auf das Basisjahr 1980 bezogen und ihre zeitliche Ent-

---

<sup>82</sup> Die Vorgehensweise einer Skalierung mit anschließender ungewichteter Summen- oder Mittelwertbildung entspricht nach Adriaanses Sprachregelung einer Gewichtung. Er schreibt: „ (...) it has been decided to base the weighting procedure only on the basis of the distance to target principle“ (ebd., S.74). Im Kontext dieser Arbeit wird unter Gewichtung jedoch ausschließlich die Multiplikation mit einem Gewichtungsfaktor verstanden. Zwar fällt ein Indikator mit großem Abstand zum Zielwert auch bei einer ungewichteten Summenbildung automatisch stärker ins Gewicht, diese *indirekte* Gewichtung gehört jedoch zu den mit der Skalierung zusammenhängenden Effekten und wird nicht als (explizite) Gewichtung bezeichnet (vgl. auch Kap. 4.2.2.3).

wicklung in einer gemeinsamen Graphik aufgetragen. Die Änderung des Emissionsfaktors soll zum Ausdruck bringen, wieviel Anstrengung zur Emissionsreduzierung unternommen wurde. Sie sagt jedoch nichts über die tatsächliche Umweltbelastung aus.

Darüber hinaus schlägt Adriaanse noch weitergehende Aggregationsschritte vor. So sollen die themenbezogenen Indikatoren zu einem „theme index“, die sektorbezogenen Indikatoren zu einem „target group index“ zusammengefaßt werden (ebd., S.145ff). Im ersten Fall besteht noch die Notwendigkeit einer Skalierung, da die „theme indicators“ in unterschiedlichen Einheiten vorliegen. Dies erfolgt alternativ anhand von politischen Zielvorgaben oder „sustainability levels“ analog der Skalierung bei der Konstruktion der target group indicators. Im zweiten Fall liegen die Indikatoren schon in derselben Einheit (environmental pressure equivalents) vor. Diese müssen nur noch zum target group index aufsummiert werden. Beide Indizes stellen hoch aggregierte Indikatoren dar, die den gesamten Umweltzustand abbilden (sollen). Sie liefern insofern unterschiedliche Ergebnisse, als beim „target group index“ nur die jeweils drei bedeutendsten Umweltthemen pro Sektor in die Aggregation einfließen, beim „theme index“ jedoch alle Umweltthemen berücksichtigt werden.

### 5.3 Zusammenfassung und normative Ladung

Die in den beiden vorhergehenden Kapiteln getroffene beschränkte Auswahl aus der Fülle derzeit vorhandener bzw. in Entwicklung befindlicher Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren-systeme kann keinesfalls einen umfassenden Überblick geben. Vielmehr soll ein Eindruck von der inhaltlichen Bandbreite der unterschiedlichen Indikatoren-systeme vermittelt werden. In diesem Kapitel sollen die Unterschiede und Gemeinsamkeiten der Ansätze deutlich gemacht werden, wobei ein besonderer Schwerpunkt auf ihrem normativen Gehalt liegt.

Die gewählte Trennung zwischen *Umweltindikatoren-systemen* auf der einen und *Nachhaltigkeitsindikatoren-systemen* auf der anderen Seite läßt sich bei näherer Analyse nicht immer eindeutig aufrecht erhalten. Sie dient nur einer groben Systematisierung. Oft beinhalten Nachhaltigkeitsindikatoren-systeme mehr oder weniger ausschließlich Indikatoren zum Sektor Umwelt – umgekehrt werden ausschließlich unter Umweltgesichtspunkten entwickelte Indikatoren-systeme auf das Prinzip der Nachhaltigkeit zurückgeführt. Trotzdem kann grundsätzlich unterschieden werden zwischen Systemen, die ausdrücklich die drei (oder vier) verschiedenen Aspekte von Nachhaltigkeit anhand von Indikatoren abzubilden versuchen und dabei ggf. auch sogenannte „interlinkages“, d.h. Bezüge zwischen den einzelnen Kategorien, herzustellen versuchen, und solchen, die sich auf den Umweltaspekt beschränken. Für die erstgenannte Vorgehensweise steht exemplarisch der Ansatz der CSD, aber auch der von Dieffenbacher et al. (1996) für die Stadt Heidelberg und den Rhein-Neckar-Kreis entwickelte Vorschlag (vgl. Tab. 5.10). Eine Zwischenstellung nimmt z.B. der Vorschlag der Arbeitsgruppe Agenda 21 beim Umweltbundesamt ein, der sich zwar eindeutig auf das Prinzip nachhaltiger Entwicklung bezieht, de facto aber fast ausschließlich Umweltaspekte berücksichtigt. Das von der OECD entwickelte Umweltindikatoren-system hingegen verzichtet auch auf die theoretische Ausrichtung am Nachhaltigkeitsprinzip, sondern bildet einfach die klassischen Umwelt-themen ab. Der Bezug von Indikatoren zu (umwelt-) politischen Vorgaben macht einen wesentlichen Anteil ihres normativen Gehalts aus.

Ein anderer wichtiger Gesichtspunkt bei der Klassifikation von Indikatoren-systemen – vor allem unter dem Aspekt ihrer normativen Ladung - ist die Frage nach dem *Aggregationsgrad* der jeweiligen Indikatoren. Während z.B. der WWF (Loh et al. 1998) mit dem „living planet index“ und dem „consumption pressure“ hochaggregierte Indikatoren vorschlägt, beinhalten andere Indikatoren-systeme ausschließlich Listen von Einzelindikatoren, die mehr oder weniger umfangreich sind (z.B. die Listen der OECD oder der CSD). Bisher sind ausgereifte Aggregationsvorschläge in der Indikatoren-landschaft wegen ihrer zahlreichen methodischen Probleme noch relativ selten; einer davon ist der ziemlich weitgehende Vorschlag von Adriaanse (1993) für die Niederlande. In vielen anderen Indikatoren-systemen wird zwar die Notwendigkeit einer weiteren Zusammenfassung immer wieder betont, die Diskussion befindet sich jedoch meist noch im Stadium konzeptioneller Überlegungen, wie sie z.B. von Jesinghaus (1999) im Zusammenhang mit den Indikatoren von Eurostat angestellt wurden.

Die Indikatoren-systeme unterscheiden sich auch im Hinblick darauf, ob und in welcher Weise umweltpolitische Zielvorstellungen Bestandteil des Indikatoren-systems sind. Auch dieser *Zielbezug* wird in zahlreichen Publikationen als Defizit bestehender Systeme betont. Während

einige Indikatorensysteme, wie z.B. das bundesdeutsche Umweltbarometer oder die theme indicators des niederländischen Indikatorensystems, den Indikatorausprägungen die entsprechenden quantitativen Ziele nur gegenüberstellen (z.B. graphisch), gehen andere, wie z.B. der DUX oder die niederländischen target group indicators, noch einen Schritt weiter, indem sie die Ziele rechnerisch in den Indikator integrieren. Die folgende Übersicht faßt die wesentlichen Charakteristika der vorgestellten Indikatorensysteme zusammen.

	<b>Indikandum</b>	<b>räuml. Bezug</b>	<b>Modell</b>	<b>Zielbezug</b>	<b>Aggregationsniveau</b>	<b>Einheit</b>
<b>CSD</b>	Umwelt, Wirtschaft, Soziales, Institutionen	national	D-S-R	qualitativ	niedrig	verschieden
<b>Heidelberg / Rhein-Neckar</b>	Umwelt, Wirtschaft, Soziales	regional	---	qualitativ,	niedrig	verschieden
<b>OECD</b>	Umwelt	national	P-S-R	qualitativ	niedrig	physisch
<b>Eurostat: TEPI</b>	Umwelt	EU	D-P-S-I-R	qualitativ	niedrig (Aggregation vorgesehen)	physisch
<b>WWF: living planet index</b>	Biodiversität	international	---	Basisjahr	hoch	dimensionslos
<b>WWF: consumption pressure</b>	Ressourcenverbrauch	national / international	---	Basisjahr	hoch	dimensionslos
<b>Deutschland: Wuppertal-Institut</b>	Ressourcenentnahme	national	---	qualitativ	hoch	physisch
<b>Deutschland: UBA</b>	Energieprod., Mobilität, Nahrungsmittelprod., Stoffströme, Konsum	national	---	quantitativ; gegenübergestellt	niedrig	physisch
<b>Deutschland: Fraunhofer-Institut</b>	Umwelt	national	P-S-R	qualitativ	niedrig; Aggregation wird diskutiert	physisch
<b>Deutschland: Umweltbarometer</b>	Umwelt	national	---	quantitativ; gegenübergestellt	niedrig	physisch
<b>Deutschland: DUX</b>	Umwelt	national	---	quantitativ; einberechnet	hoch	dimensionslos
<b>Schweden: green headline indicators</b>	Umwelt	national	---	qualitativ	niedrig	physisch
<b>Deutschland: Makro-Indikatoren</b>	Umwelt	national	P-S-R (state)	Basisjahr	hoch	dimensionslos
<b>Niederlande: theme indicators</b>	Umwelt	national	---	quantitativ; gegenübergestellt	mittel	physisch
<b>Niederlande: target group indicators</b>	Umwelt	national	---	quantitativ, einberechnet	hoch	dimensionslos

Tab. 5.10: Übersicht über Indikatorensysteme



### *Normative Ladung*

Im folgenden werden an den Beispielen „Living Planet Index“ und „Consumption Pressure“ des WWF sowie des DUX die in Indikatorensystemen enthaltenen normativen Ladungen aufgezeigt. Living Planet Index und Consumption Pressure wurden ausgewählt, weil sich an ihnen sehr deutlich die normativen Elemente, die mit einer Aggregation verbundenen sind, aufzeigen lassen. Während hier allerdings noch ein Basisjahr bzw. ein globaler Durchschnitt als Referenzwert für die Skalierung herangezogen werden, erfolgt die Skalierung beim DUX anhand quantitativ formulierter Umweltziele, was noch weitergehende normative Implikationen mit sich bringt.

#### *a) Beispiel „Living Planet Index“ und „Consumption Pressure“ des WWF*

Bei der Konstruktion des *Living Planet Index* werden folgende Entscheidungen bzw. Einschränkungen getroffen, die eine normative Ladung mit sich bringen:

- der Index beschreibt ausschließlich das Indikandum Biodiversität;
- als Leitindikator für die Biodiversität wird der Faktor Populationsgröße ausgewählt;
- die Biosphäre wird in drei Ökosystemtypen eingeteilt: Waldökosysteme, Süßwasser- und marine Ökosysteme;
- für jedes Ökosystem werden bestimmte zu berücksichtigende Arten ausgewählt (70 für Süßwasser, 87 für marine Ökosysteme);
- für Waldökosysteme wird als Approximation für die Artenzahl die Flächengröße herangezogen;
- für die Skalierung der Indikatoren werden als Referenzwerte die Daten aus dem Basisjahr 1970 herangezogen;
- die drei resultierenden Einzelindizes werden gleichgewichtet zum „Living Planet Index“ zusammengefaßt.

Ähnliche Annahmen sind auch in der Konstruktion des Indikators *Consumption Pressure* enthalten. Es werden sechs als relevant angesehene Themenbereiche (Verbrauch von Getreide, Fisch, Holz, Wasser, Fläche und fossilen Rohstoffen) ausgewählt, für die jeweils ein Indikator mit der Einheit „pro-Kopf-Verbrauch“ gebildet wird. Dabei muß für zwei Themenbereiche ein approximierter Indikator herangezogen werden (CO<sub>2</sub> als Approximation für den Verbrauch fossiler Brennstoffe, Zementverbrauch für den Flächenverbrauch). Als Referenzwert für die Skalierung der Einzelindikatoren wird der weltweite pro-Kopf-Verbrauch herangezogen. Die resultierenden Einzelindikatoren werden dann ungewichtet gemittelt.

#### *b) Beispiel Deutscher Umwelt-Index (DUX)*

Beim Deutschen Umweltindex werden politisch festgelegte Umwelthandlungs- bzw. Umweltqualitätsziele (UHZ bzw. UQZ) als Referenzwert rechnerisch in die Indikatorkonstruktion einbezogen. Dabei wird ein Bezugsjahr (in der Regel 1990) festgelegt und der aktuelle Zustand sowohl im Verhältnis zum Bezugsjahr als auch zum Handlungs- bzw. Qualitätsziel dargestellt. Dadurch werden zwei Referenzpunkte festgelegt: der Zustand im Bezugsjahr

sowie das umweltpolitische Ziel. Die Formel zur Berechnung der Einzelindizes lautet folgendermaßen:

$$\text{INDEX}_i = \frac{Z_{\text{aktuell}} - Z_{\text{Basis}}}{UZ - Z_{\text{Basis}}} \times 1000$$

wobei

$\text{INDEX}_i$  = Einzelindex für einen der sechs Umweltbereiche des Umweltbarometers

$Z_{\text{aktuell}}$  = aktueller Zustand

$Z_{\text{Basis}}$  = Zustand im Basisjahr (in der Regel 1990)

UZ = Umweltziel, d.h. Umwelthandlungs- bzw. Umweltqualitätsziel

Ein Einzelindex kann maximal 1000 Punkte erreichen, und zwar dann, wenn das Umweltziel genau erfüllt ist. Eine „Übererfüllung“ wird nicht mit einer höheren Punktzahl abgebildet. Aus den so berechneten Einzelindizes für die sechs einbezogenen Umweltbereiche wird eine ungewichtete Summe, der Deutsche Umwelt-Index (DUX) gebildet. Er kann somit maximal 6000 Punkte betragen. Im April 2000 lag er bei 1426 Punkten (vgl. Kap. 5.2.2.1).

Im Zusammenhang mit der Konstruktion des DUX fließen - abgesehen von den in den Ausgangsdaten bereits enthaltenen normativen Gehalten - somit folgende normativen Ladungen mit ein:

- die Auswahl der als relevant erachteten Umweltbereiche;
- die Bevorzugung von Umwelthandlungszielen gegenüber Umweltqualitätszielen (UQZ nur für den Bereich Gewässerschutz);
- die in den Umweltzielen selbst enthaltenen normativen Elemente;
- die Auswahl eines Basisjahrs (z. T. noch verschärft durch verschiedene Basisjahre für verschiedene Umweltbereiche);
- die Wahl einer linearen Skalierungsfunktion;
- die Festlegung, die Skalierungsfunktion „abzuschneiden“, d.h. Punktzahlen über 1000 nicht zuzulassen.

Die hier aufgeführten Beispiele gehören zweifelsohne zu derjenigen Kategorie von Indikatoren(Systemen) mit besonders hoher normativer Ladung, da hier im Zusammenhang mit der Aggregation eine Vielzahl von Setzungen und Entscheidungen hinsichtlich von Skalierung und Referenzwerten getroffen wurde. Ähnlich ist auch der von Adriaanse entwickelte Vorschlag für die Niederlande einzuordnen. Dies bedeutet nicht, daß die anderen Indikatoren-systeme keine normative Ladung aufweisen. Allen gemeinsam ist z.B. der schon im Zusammenhang mit der Datenerhebung auftretende normative Gehalt (vgl. Kap. 4.1), der hier nicht weiter untersucht werden konnte, sowie die Ausrichtung an umweltpolitischen Themen und Zielen. Auf alle Details im Verlaufe einer Indikatorkonstruktion sollte hier nicht eingegangen werden. Dies erfolgt im nächsten Kapitel, wo der gesamte Konstruktionsprozeß der im Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ entwickelten Indikatoren ausdrücklich im Hinblick auf die damit verbundenen normativen Ladungen untersucht wird.

## 6 Normative Ladung der „Makroindikatoren des Umweltzustands“

Im Rahmen des vom Statistischen Bundesamt, dem Ökologiezentrum der Universität Kiel und der Forschungsstelle für Umweltpolitik in Berlin durchgeführten Forschungsprojektes „Makroindikatoren des Umweltzustands“ werden (hoch-) aggregierte Indikatoren entwickelt, die den Umweltzustand in Deutschland auf nationaler Ebene beschreiben sollen. einige Spezifika dieses Ansatzes wurden bereits in Kap. 5.2.2.1 beschreiben. An dieser Stelle soll vor allem auf die drei Perspektiven eingegangen werden, aus denen der Umweltzustand beleuchtet wird (vgl. Abb. 6.1). Zum einen werden Ökosysteme aus der Perspektive der „*Funktionalität*“ betrachtet – hierbei steht die langfristige Funktionsfähigkeit und damit auch Nutzungsfähigkeit von Ökosystemen im Vordergrund (Kap. 6.1). Mit Hilfe des Funktionalitätsansatzes können komplexe Zusammenhänge in Ökosystemen adäquater beschrieben werden als mit der herkömmlichen medialen Vorgehensweise in der Umweltberichterstattung. Es handelt sich hierbei um einen innovativen Ansatz, der bisher noch nicht in der traditionellen Umweltberichterstattung etabliert ist.

Eine zweite Perspektive eröffnet sich aus dem naturschutzfachlichen Blickwinkel. Hier geht es vor allem um die *Struktur* von Ökosystemen und Landschaften (Kap. 6.2). Wichtigster Gesichtspunkt ist dabei, welche strukturellen Voraussetzungen für eine möglichst große Vielfalt an Lebensräumen und damit auch einer großen Artenvielfalt gegeben sind. Überlappungen mit dem Funktionalitätsansatz ergeben sich insoweit, als auch die biotische Heterogenität von Ökosystemen ein wichtiger Indikator innerhalb des Funktionalitätsansatzes ist.

Die dritte, auf herkömmlichen Meßnetzen basierende Perspektive ist diejenige der *stofflichen Belastung* von Ökosystemen (Kap. 6.3). Dabei stehen vor allem Schadstoffe wie Schwermetalle oder Ozon, aber auch Nährstoffe wie Stickstoff im Vordergrund. Vor allem im Bereich der Nährstoffe ergeben sich auch hier Überschneidungen mit dem Funktionalitätsansatz. Die Nährstoffproblematik kann insofern als Teilaspekt des Funktionalitätsansatzes angesehen werden.

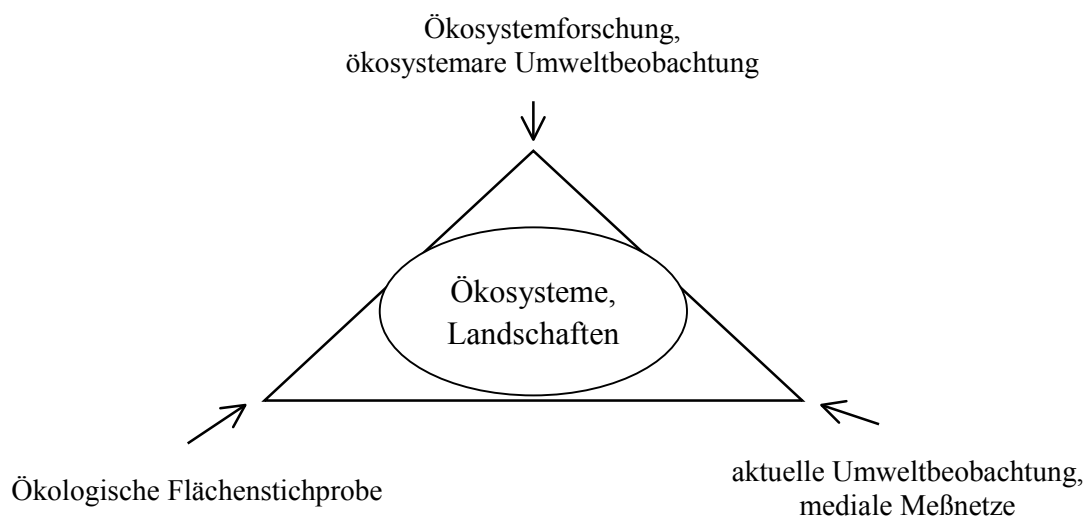


Abb. 6.1: Perspektiven der Umweltzustandsbeschreibung in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (aus: Statistisches Bundesamt et al. 2000)

Im Projekt wird angestrebt, die verschiedenen Perspektiven miteinander zu verschmelzen und ein einheitliches Indikatorensystem zu entwickeln. Dies ist bereits ansatzweise verwirklicht, indem Verknüpfungen zwischen den einzelnen Indikatorenbereichen hergestellt werden. Die konkreten Vorschläge für Makroindikatoren sind allerdings noch den einzelnen Bereichen Funktionalität, Struktur und Stoffe zugeordnet.<sup>83</sup> Dementsprechend wird auch die Untersuchung der normativen Ladung der Makroindikatoren getrennt nach Funktionalitäts-, Struktur- und Stoffindikatoren vorgenommen.

Dazu wird das in Kap. 4 entwickelte Instrumentarium zur Identifikation normativer Ladungen auf die im Rahmen des Projekts entwickelten „Makroindikatoren des Umweltzustands“ angewandt. Darüber hinaus werden auch die Theorien und Leitbilder, aus denen die Indikatoren abgeleitet werden, beleuchtet. Aus dem Zusammenwirken der aus den theoretischen Voraussetzungen sowie der praktischen Operationalisierung resultierenden normativen Elemente ergibt sich die gesamte normative Ladung der untersuchten Indikatoren.

---

<sup>83</sup> vgl. Endbericht des Projekts „Makroindikatoren des Umweltzustands“, in Vorbereitung.

## 6.1 Funktionalitätsindikatoren

Die normative Ladung von Funktionalitätsindikatoren setzt sich zum einen aus dem normativen „Überbau“ der Ökologischen Integrität sowie den normativen Gehalten der zu ihrer Umsetzung herangezogenen Theorien, zum anderen aus den in die konkrete Indikatorkonstruktion eingeflossenen Auswahlentscheidungen, Setzungen und Annahmen zusammen. Derjenige Teil der normativen Ladung, der durch die „top-down-Ableitung“ einfließt, wird in den Kapiteln 6.1.1 bis 6.1.3 behandelt. Diejenigen Anteile, die durch die „bottom-up-Operationalisierung“ hinzukommen, sind Untersuchungsgegenstand von Kapitel 6.1.4. In Kapitel 6.1.5 wird schließlich auf das für die Funktionalitätsindikatoren vorgeschlagene graphische Aggregationsverfahren in Form einer Amöbendarstellung eingegangen.

### 6.1.1 Funktionalitätsindikatoren zur Umsetzung der Leitlinie Ökologische Integrität

Die bereits in Kapitel 3.2.3.2 dargestellte Leitlinie der „Ökologischen Integrität“ stellt den normativen Hintergrund dar, vor dem Funktionalitätsindikatoren entwickelt werden. Entsprechend dieser Leitlinie sollen Ökosysteme in der Lage sein, an die jeweiligen Standort- bzw. Umweltbedingungen angepaßte Funktionsabläufe zu entwickeln (Müller und Baumann 2000, S.9). Gleichzeitig soll damit auch eine Art „ökologischer Vorsorgeschutz“ verwirklicht werden, d.h. das Risiko, daß Ökosysteme ihre vielfältigen - auch bzw. vor allem dem Menschen dienenden - Funktionen nicht oder nur noch eingeschränkt erfüllen können, soll minimiert werden (vgl. Barkmann 2000).

Die Leitlinie „Ökologische Integrität“ beinhaltet demnach zwei deutlich zum Ausdruck kommende Normen:

1. Ökosysteme sollen sich an die jeweiligen Standort- und Umweltbedingungen angepaßt entwickeln können.
2. Ökosysteme sollen ihre Funktionen langfristig uneingeschränkt erfüllen können.

Genaugenommen stellt die zweite Forderung die übergeordnete Norm dar, denn um sie zu erfüllen, muß die erste und evtl. noch andere Normen erfüllt werden.

Der Forderung nach einer langfristig uneingeschränkten Nutzbarkeit von Ökosystemen wird man aus anthropozentrischer Perspektive - die auch für die Leitlinie der Ökologischen Integrität symptomatisch ist - sofort zustimmen können. Dies wird besonders anschaulich, wenn man z.B. an die Funktion von Agrarökosystemen denkt, Nahrungsmittel bereit zu stellen. Aber auch viele andere Funktionen, wie z.B. die Filter- und Pufferfunktion von Ökosystemen für Schadstoffe oder ihre Ausgleichsfunktion für Wasser zum Schutz vor Überschwemmungen, sind elementar für das menschliche (Über-) Leben (vgl. z.B. de Groot 1992, Costanza et al. 1997).

Die erste Forderung – nämlich die nach einer angepaßten Entwicklungsmöglichkeit - ist dann nachvollziehbar, wenn man postuliert, daß sie im Grunde die Voraussetzung für die zweite darstellt. Auf Grundlage der Theorie über die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen wird davon ausgegangen, daß nur diejenigen Ökosysteme sich angepaßt entwickeln können, die zur Selbstorganisation in der Lage sind, bzw. daß sie dies um so eher sind, je höher die

Selbstorganisationsfähigkeit ist (vgl. Müller et al. 1998; Abschnitt „Selbstorganisationsfähigkeit in Kap. 6.1.2). Dies bedeutet, daß zur Selbstorganisation fähige Ökosysteme am ehesten in der Lage sind, langfristig auch bei einer Veränderung ihrer Randbedingungen weiterhin die für den Menschen lebenswichtigen Funktionen zu erfüllen (Müller und Baumann 2000, S.11ff). Somit stellt die Erhaltung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen eine weitere wichtige Norm dar. Dabei ist die Einschränkung zu beachten, daß sich z.B. für die Nahrungsmittelerzeugung genutzte Agrarökosysteme nur begrenzt selbst organisieren können, da sie durch Bewirtschaftungsmaßnahmen extremen äußeren Einflüssen ausgesetzt sind bzw. künstlich auf einem bestimmten Entwicklungsstand gehalten werden. Die Selbstorganisation von Agrarökosystemen steht somit immer in einem bestimmten Verhältnis zur „Fremdorganisation“ durch Bewirtschaftungsmaßnahmen. Die Normen „Nutzungsfähigkeit für den Menschen“ und „höchstmögliche Selbstorganisation(sfähigkeit)“ stehen in diesem Fall auf derselben Stufe und müssen gegeneinander abgewogen werden. Die optimale Kombination ist offensichtlich dann erreicht, wenn einerseits die Funktion der Nahrungsmittelproduktion erfüllt wird, andererseits dem Ökosystem noch genügend Freiheitsgrade gelassen werden, um sich so weit als möglich selbst organisieren zu können und somit im Zweifelsfall mit unvorhersehbaren Umweltänderungen zurecht zu kommen.

Ein weiteres normatives Element in der Leitlinie der Ökologischen Integrität ist die Entscheidung, angesichts von Unsicherheiten in der Prognose von Umweltveränderungen das *Risiko* einer nachteiligen Veränderung der Ökosysteme möglichst gering zu halten. Daß sich dieses Risiko durch die größtmögliche Erhaltung der Selbstorganisationsfähigkeit minimieren läßt, ist eine Hypothese, die erst langfristig verifiziert oder falsifiziert werden kann. Daß sie als Grundlage herangezogen wird, ist ebenfalls eine normative Entscheidung.

### **6.1.2 Ökosystemtheorien zur Umsetzung der Leitlinie Ökologische Integrität**

Die klassische Methode der Ökosystemanalyse besteht in der Bilanzierung von Stoffströmen, Energieflüssen und Informationsflüssen sowie der Beschreibung bzw. Quantifizierung der daran beteiligten Akteure, der Organismen, sowie von Speichern, Gradienten und Beziehungsnetzen. Es handelt sich um eine empirische Herangehensweise zur integrativen Beschreibung des Umweltzustandes (Müller und Baumann 2000, S.10).

Darüber hinaus eignen sich aber auch viele Ökosystemtheorien zur integrativen Beschreibung des Umweltzustandes. Diese postulieren allgemein gültige Gesetzmäßigkeiten über Strukturen, Prozesse, die Organisation und die Dynamik von Ökosystemen. Zur Herleitung von Funktionalitätsindikatoren wurden Argumente und Konzepte der ökologischen Thermodynamik, der Sukzessionstheorie, der Netzwerktheorie und der Ökophysiologie herangezogen (Müller und Baumann 2000, S.10).

Die Auswahl gerade dieser Ökosystemtheorien aus einem Bündel möglicher Theorien sowie die für die Ableitung der Funktionalitätsindikatoren geeignete spezifische Kombination der Theorien miteinander bzw. mit Elementen aus der empirischen Ökosystembeschreibung stellt einen weiteren normativen Schritt bei der Entwicklung von Funktionalitätsindikatoren dar.

Im folgenden werden die für die Ableitung der Funktionalitätsindikatoren herangezogenen Theorien getrennt erläutert und die darin enthaltenen normativen Elemente genauer analysiert.

### ***Ökologische Thermodynamik***

Im Gegensatz zur klassischen Thermodynamik, die sich mit geschlossenen Systemen beschäftigt, bezieht sich die ökologische Thermodynamik als ein Teilgebiet der „Ungleichgewichts-Thermodynamik“ oder auch „irreversiblen Thermodynamik“ (vgl. Valsangiacomo 1998, S.297f) auf offene Systeme, wie sie Ökosysteme, die im Austausch mit ihrer Umgebung stehen, darstellen. Ein Grundprinzip der ökologischen Thermodynamik besteht darin, daß Ökosysteme die ständige Zufuhr hochwertiger Energie nutzen, um sich zunehmend vom thermodynamischen Gleichgewicht zu entfernen. Sie wandeln dabei diese hochwertige Energie (Exergie) in geringerwertige Energie (hoher Entropieanteil) um und exportieren diese aus dem System. Dadurch wird die Entropie innerhalb des Systems niedrig gehalten und geordnete Strukturen können aufgebaut werden. Die Umwandlung von Exergie in geringerwertige Energie wird auch als Dissipation bezeichnet. Dabei werden Strukturen aufgebaut, wie sie für lebende Systeme typisch sind. Nicolis und Prigogine (1977) sprechen deshalb von dissipativen Zuständen, die in besonders eklatanter Weise hohe Ordnung, also niedriges Entropieniveau, mit einer hohen Entropieproduktion verbinden.

Die bedeutendste Erkenntnis der Ungleichgewichts-Thermodynamik ist die Tatsache, daß es fern vom Gleichgewicht strukturbildende, hochdissipative Systeme gibt, und daß diese lokal stationär und stabil sein können (Valsangiacomo 1998, S.297).

Die Theorie der ökologischen Thermodynamik wird anhand der folgenden Theorien konkretisiert und operationalisiert:

### ***Sukzessionstheorie / Orientorenansatz***

Die Sukzessionstheorie beschäftigt sich mit der regelhaften Abfolge einer Organismengesellschaft an einem Standort. Auf den Gesetzmäßigkeiten des zeitlichen Nacheinanders von Strukturträgern und Funktionsausprägungen baut das sogenannte Orientorenkonzept bzw. das Konzept der goal functions auf (vgl. Müller und Leupelt 1998). Diese Konzepte beruhen auf der Vorstellung, daß sich ungestörte Ökosysteme im Laufe ihrer Sukzession „optimal“ entwickeln. Dies bedeutet, daß bestimmte Zustandsvariablen – in diesem Fall als Orientoren<sup>84</sup> bezeichnet (Müller und Fath 1998a, S.272) - im Verlauf einer natürlichen Entwicklung in eine bestimmte Richtung optimiert werden. Ein möglicher Orientor aus der thermodynamischen Theorie könnte z.B. die Entropieproduktion sein. Der Punkt in der Raum-Zeit-Dimension, dem sich ein Orientor anhand einer sogenannten „goal function“<sup>85</sup> asymptotisch annähert, wird als „Attraktor“ bezeichnet (Müller und Fath 1998b, S.16). Auch wenn es sich bei den Attraktoren um rein theoretische Gebilde handelt, da in der Realität keine Entwicklung unter konstanten Randbedingungen ablaufen kann, so können sie doch eine Orientierung bieten, inwieweit das untersuchte System vom optimalen Zustand entfernt ist.

---

<sup>84</sup> Über die Bedeutung des Begriffs „Orientoren“ herrscht in der Fachwelt keine Einigkeit. So benutzt z.B. Bossel (1998, S.19f) den Begriff „Orientor“ für normative Konzepte, die das Verhalten und die Entwicklung eines Systems allgemein steuern; insofern können sie als Kriterien herangezogen werden, um den Entwicklungszustand eines Systems zu beschreiben und zu bewerten (Bossel 1992, 1994). Müller und Fath (1998a) hingegen bezeichnen die entsprechenden Zustandsvariablen als Orientoren (ebd., S.272).

<sup>85</sup> Goal functions sind mathematische Zielfunktionen, die die Richtung der Ökosystementwicklung als Folge seiner Selbstorganisationsfähigkeit beschreiben (Müller und Fath 1998a, S.272).

Kritik an dem Orientorenprinzip bzw. dem Konzept der goal functions bezieht sich vor allem darauf, daß dem Konzept eine teleologische Vorstellung zugrunde liegt (vgl. Barkmann et al. 1998). Der Begriff „Goal“ schreibt der Natur ein implizites Ziel zu, auf das sie sich hin entwickelt. Diese von Aristoteles geprägte Vorstellung ist inzwischen längst überholt (vgl. Kap. 3.1.2), findet aber auf diesem Wege wieder unbewußt Eingang in die Beschreibung von Natur. Legt man hingegen eine konstruktivistische Natursicht zugrunde, so können goal functions zur Erklärung der *Modelle* von Natur dienen, nicht aber zur Beschreibung von *Natur an sich* bzw. einer in ihr liegenden Zielgerichtetheit.

Die Vorstellung, daß sich Ökosysteme zweckgerichtet auf ein bestimmtes Ziel hin entwickeln (sollen), wäre somit ein höchst normativer Ausgangspunkt bei der Ableitung von Funktionsindikatoren nach dem Orientorenprinzip. Allerdings wird betont, daß dieses Konzept nicht aus der Vorstellung entwickelt wurde, nicht-menschliche Systeme, wie sie Ökosysteme darstellen, würden bestimmte Zwecke verfolgen. Vielmehr „stellen die entsprechenden Entwicklungen beobachtbare Konsequenzen sich selbst organisierender Prozesse dar, die die regelhaften Veränderungen von Systemen widerspiegeln, die sich vom thermodynamischen Gleichgewicht weg bewegen“ (Müller und Fath 1998a, S.272, übersetzt von M.S.). Allerdings können sowohl Sukzessions- als auch Orientoretheorie nur retrospektiv argumentieren – eine zuverlässige Prognose in die Zukunft ist bei probabilistischen Systemen, wie sie Ökosysteme darstellen, prinzipiell nicht möglich, sondern immer mit Unsicherheiten behaftet (vgl. auch Jessel 2000).

Als normative Komponente der Sukzessions- bzw. Orientoretheorie bleibt – läßt man die teleologische Vorstellung einer Zweckgerichtetheit beiseite - zumindest die Projektion von Erkenntnissen aus der Vergangenheit auf die Zukunft. Dabei werden Phänomene bzw. Entwicklungsrichtungen, die (nur) in der Retrospektive erkennbar sind, als Zielvorstellung auf die Zukunft übertragen, obwohl dies strenggenommen nicht möglich ist. In ähnlicher Weise gehen auch zahlreiche Vertreter der folgenden beiden Theoriezweige – der Netzwerk- und Informationstheorie sowie der Ökophysiologie – vor.

### ***Netzwerk- und Informationstheorie***

Untersuchungsgegenstand der Netzwerktheorie sind vor allem die komplexen Wechselwirkungen in Ökosystemen. Insbesondere werden Nahrungsnetze sowie Energie- und Stoffflüsse untersucht (Müller 1997, S.144f, Patten 1992). In der Regel geht die Netzwerktheorie auch von der Vorstellung aus, daß die Vernetzung im Laufe der Entwicklung eines Ökosystems immer mehr zunimmt. Insofern hat sie auch Parallelen zur Informationstheorie (vgl. Margalef 1995) die davon ausgeht, daß der im Ökosystem enthaltene Informationsgehalt im Laufe seiner Entwicklung ansteigt. Eine Kombination von Netzwerk- und Informationstheorie stellt der Ansatz von Ulanowicz (1992) dar. Er bezeichnet das Produkt aus dem gesamten Systemumsatz an Stoffen („total throughput“) und dem Grad der Vernetzung („average mutual organisation“) als „system ascendancy“. Auch sie nimmt nach Auffassung von Ulanowicz im Laufe der Sukzession eines Ökosystems fortlaufend zu.

Das normative Element in diesen Theorien ist die Vorstellung, daß sich Ökosysteme im Hinblick auf ihren Vernetzungsgrad und Informationsgehalt „optimieren“, d.h. daß stärkere Ver-



netzung als einem höheren Entwicklungsstand entsprechend angesehen wird. Das Wort „optimieren“ hat darüber hinaus auch noch eine weitergehende Konnotation, nämlich daß dieser Entwicklungsstand auch als „besser“ anzusehen ist. Ulanowicz als ein führender Vertreter der Netzwerk- und Informationstheorie geht zumindest soweit, den Grad der Vernetzung (in seinem Fall der ascendancy) als Indikator nicht nur für den Entwicklungsstand des Ökosystems, sondern auch für seine „Gesundheit“ bzw. „Integrität“ heranzuziehen (Ulanowicz 1992, S.190, vgl. auch Kap. 3.2.3.1).

### ***Ökophysiologie***

Aus ökophysiologischer Sicht hängt die Entwicklung von Ökosystemen in hohem Maße vom effizienten Umgang mit knappen Ressourcen wie Wasser, Energie oder Nährstoffen ab. Dies führt zu der Hypothese, daß effizientere Ökosysteme einen höheren Entwicklungsstand aufweisen bzw. umgekehrt weiter entwickelte Ökosysteme eine höhere Effizienz aufweisen. Effizienzmaße werden meistens in der Form von Quotienten angegeben (Kutsch et al. 2000).

Normatives Element dieser Theorie ist die Vorstellung, daß effizientere Ökosysteme als weiter entwickelt angesehen werden als weniger effiziente. Gleichzeitig wird implizit mit dem *höheren* Entwicklungsstand auch ein *besserer* oder *wünschenswerterer* Zustand assoziiert. Effizienz wird damit zur Norm erhoben.

### ***Ökosystemare Selbstorganisation***

Im Konzept der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen werden die oben beschriebenen empirischen und theoretischen Ansätze gebündelt. Die Selbstorganisationsfähigkeit ist eine grundlegende Eigenschaft von Ökosystemen (Müller et al. 1998). Sie ermöglicht ihnen, auf Veränderungen der Umwelteinflüsse zu reagieren, ohne daß ihr Organisationsgrad abnimmt. „Unter Selbstorganisation versteht man in diesem Zusammenhang die spontane Entstehung makroskopisch geordneter Strukturen aus mikroskopischer Unordnung. Die Selbstorganisationsfähigkeit ist somit das Potential eines Systems, sich weiterzuentwickeln und hierbei einen spezifischen Organisationsgrad zu erreichen“ (Müller und Baumann 2000, S.12).

Dieser Selbstorganisationsgrad wird als die Summe der Wechselwirkungen zwischen den beteiligten Systemkompartimenten aufgefaßt und ist damit gleichbedeutend mit Komplexität. Er ist somit „ein Maß für die Ausprägung der Interaktionen zwischen den Kompartimenten als Angabe der aktuellen Ausprägung selbstorganisierter Strukturen“ (Müller und Baumann 2000, S.12).

Der normative Gehalt dieser Theorie besteht in der Annahme, daß Ökosysteme mit einem höheren Selbstorganisationsgrad (und damit auch höherer Komplexität) einen besseren, da weiter fortgeschrittenen Entwicklungsstand aufweisen als solche mit geringerem Selbstorganisationsgrad. Dies setzt die Annahme voraus, daß sich eine höhere Selbstorganisations*fähigkeit* tatsächlich auch in einem höheren Selbstorganisations*grad* manifestiert. Diese Hypothese ist überhaupt die Voraussetzung dafür, aus dem Messen des Selbstorganisations*grades* Rückschlüsse auf die Selbstorganisations*fähigkeit* eines Ökosystems zu ziehen. Darüber hinaus wird auch die Hypothese aufgestellt, daß Ökosysteme mit einem höheren Grad an Selbst-

organisation eine höhere Resilienz aufweisen, d.h. „Störungen“ (vgl. Jax 1999) besser abpuffern können.

### 6.1.3 Ableitung von Funktionalitätsindikatoren aus den Ökosystemtheorien

Aus den dargestellten Theorien wird ein Theorienmix gebildet. Durch die Kombination unterschiedlicher Aspekte der verschiedenen theoretischen Ansätze, die hauptsächlich unter pragmatischen Gesichtspunkten (wie z.B. Datenverfügbarkeit, Kosten bei der Datenerhebung, etc.) erfolgt, kommt eine neue normative Komponente dazu. Aus diesem zu Indikationszwecken zusammengestellten Theoriengebäude werden dann potentielle Funktionalitätsindikatoren abgeleitet.

Diese beziehen sich auf Energie-, Wasser- und Stoffhaushaltsgrößen sowie ökosystemare Strukturgrößen. Grundgedanken zahlreicher vorgeschlagener Indikatoren sind zum einen der hohe Stellenwert der Effizienz (im Sinne der Ökophysiologie), zum andern das Ideal möglichst hoher Komplexität (im Sinne der Netzwerk- und Informationstheorie bzw. der Selbstorganisationstheorie). Zusätzlich ist auch das Phänomen der Vielfalt (von Strukturen oder Arten) eine normative Prämisse, die sich allerdings nicht direkt aus den oben dargestellten Ökosystemtheorien ableiten läßt, da hier nicht die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Bestandteilen, sondern alleine ihre Existenz bzw. Kombination von Bedeutung sind. Der Aspekt der Vielfalt steht allerdings vor allem bei den in Kap. 6.2 diskutierten Strukturindikatoren im Vordergrund.

In Tab. 6.1 werden die derzeitigen Indikatorvorschläge dargestellt und den Normen, auf die sie sich beziehen, zugeordnet. Dabei kann ein Indikator durchaus auch zwei oder drei Normen erfüllen (z.B. kann der Indikator Respiration/Biomasse sowohl Aussagen zur Effizienz als auch zur Komplexität machen); er wird in der Tabelle jedoch derjenigen Norm zugeordnet, auf der das Hauptaugenmerk bei der theoretischen Ableitung liegt.

Norm	Bereich	Thema	Indikator	Erläuterung
möglichst hohe Effizienz	Energie	effektive Nutzung der Sonnenenergie	Bruttoprimärproduktion	Menge an Makromolekülen, die durch Nutzung der Strahlungsenergie aufgebaut wird
		Nutzungskapazität für Sonnenenergie	Blattflächenindex	Approximation des Potentials zur Fixierung von Sonnenenergie
		Effizienz der Ressourcennutzung	Metabolischer Quotient: Respiration / Biomasse	Anteil an nutzbarer gespeicherter Energie, der für Erhaltung der Biomasse verwendet werden muß
	Wasser	Effizienz der Ressourcennutzung	Quotient: Transpiration / Evapotranspiration	Anteil an verfügbarem Wasser, der für den pflanzlichen Wasserhaushalt genutzt wird

möglichst hohe <b>Effizienz</b>	Stoffhaushalt	Effizienz der Ressourcennutzung	Speicherkapazitäten für Stoffe und Energie	z.B. anhand der Biomasse, der organ. Substanz, des Gesamtnährstoffgehaltes oder anhand von Umlaufzeiten
		Effizienz der Ressourcennutzung	Verlustminimierung	z.B. anhand gasförmiger, gelöster oder partikulärer Stoffexporte
		Effizienz der Ressourcennutzung	Quotient: Bruttoprimärproduktion / verfügbare Nährstoffe	Anteil an insgesamt verfügbaren Nährstoffen, der für den Aufbau von Biomasse verwendet wird.
möglichst hohe <b>Komplexität</b>	Stoffhaushalt	Komplexität des Nahrungsnetzes	Kreislauführung (= Nährstoffrückführung)	Maß für die Komplexität des Systems und Voraussetzung für die Minimierung von Stoffverlusten
		Komplexität der biotischen Flüsse	Anzahl der Trophiestufen	Maß für den Strukturaufbau; die höchste kann sich nur halten, wenn die darunter liegenden ausreichend differenziert sind
		Stoffflußdichten	Anzahl von Pfaden im Nahrungsnetz	Verteilung von Stoffflüssen zwischen verschiedenen Kompartimenten eines Systems
	Energie	Produktion und Abgabe von Entropie	Respiration (Atmung)	Durch den Abbau von Makromolekülen wird Entropie erzeugt, die in Form von Wärme an die Systemumgebung abgegeben wird.
Wasser	Produktion und Abgabe von Entropie	Transpiration (pflanzl. Verdunstung)	Durch die Verdunstung von Wasser wird Wärmeenergie an die Umgebung abgegeben; damit ist die Fähigkeit zur Nährstoffaufnahme verbunden (Bedingung der Kreislauführung)	
möglichst hohe <b>Vielfalt</b>	Struktur	Vielfalt räumlicher Strukturen	abiotische Heterogenität	Maß für den Strukturaufbau abiotischer Komponenten
		biotische Heterogenität	Artenzahl	Maß für die Biodiversität <sup>86</sup>

Tab. 6.1: Vorschläge für Funktionalitätsindikatoren und die ihnen zugrundeliegenden normativen Vorstellungen (Auswahl der Indikatorvorschläge nach Müller und Baumann 2000)

<sup>86</sup> Dabei wird immer nur die Artenzahl bestimmter Artengruppen, nie die Gesamtartenzahl angegeben; ein Beispiel für einen Diversitätsindex ist der Shannon-Index, ein Maß für die Antreffwahrscheinlichkeit einzelner Arten in einem Artenkollektiv. Ein hoher Wert kann hier sowohl durch hohe Artenzahlen als auch durch gleichmäßige Abundanzverteilung erreicht werden.

#### **6.1.4 Annahmen und pragmatische Entscheidungen bei der Operationalisierung von Funktionalitätsindikatoren**

Bisher wurde dargelegt, welche normativen Elemente in den Theorien enthalten sind, die der Ableitung von Funktionalitätsindikatoren zugrunde gelegt werden. Nun soll exemplarisch anhand einiger konkreter Indikatorenvorschläge untersucht werden, welche theoretischen Annahmen zur Auswahl dieser Indikatorenvorschläge führen und welche normativen Ladungen durch das Verfahren ihrer Konstruktion, sozusagen von „bottom up“, in die Indikatoren einfließen. Es handelt sich hier um die bereits in Kapitel 4 dargelegten Prozesse im Zusammenhang mit der Datenerhebung sowie der Aggregation.

##### ***Fallbeispiel abiotische Heterogenität***

„Unter Heterogenität versteht man die Verschiedenartigkeit, Ungleichartigkeit oder Uneinheitlichkeit im Aufbau und in der Zusammensetzung eines Ökosystems“ (Müller und Baumann 2000, S.16). Man kann drei Bereiche unterscheiden, auf die sich die Heterogenität bezieht: die abiotische Heterogenität bezieht sich auf physikalisch-chemische Größen wie z.B. Korngrößenverteilung oder stoffliche Größen; die biotische Heterogenität bezieht sich auf Lebewesen (z.B. wird sie als Artenzahl oder Biodiversitätsindex angegeben). Die funktionelle Heterogenität schließlich bezieht sich weder auf Arten noch auf physikalische Größen, sondern auf komplexe Phänomene wie z.B. Stoffflüsse (ebd., S.16).

Um Aussagen über die Funktionalität von Ökosystemen treffen zu können, bietet sich unter diesen drei Möglichkeiten die abiotische Heterogenität an, da abiotische Strukturen in Form von stofflichen Gradienten der vom System gespeicherten Exergie zugeordnet werden können<sup>87</sup>. Es wird davon ausgegangen, daß eine höhere Heterogenität einer höheren gespeicherten Exergie, damit einem höheren Selbstorganisationsgrad und letztendlich einem höheren Entwicklungsstand und damit einem „besseren“ bzw. „funktionsfähigeren“ Zustand des Ökosystems entspricht.

Zur konkreten Konstruktion des Indikators „abiotische Heterogenität“ müssen zwei Festlegungen getroffen werden. Zum einen müssen die betreffenden Zustandsgrößen ausgewählt werden, für die die Heterogenität berechnet werden soll, zum zweiten muß die Methode festgelegt werden, wie sie berechnet werden soll. Diese beiden Grundsatzfragen stehen prinzipiell am Anfang jeder Indikatorkonstruktion (vgl. Kap. 4).

Die Gründe, die zur Auswahl der vorgeschlagenen Zustandsgrößen Humusgehalt sowie Gehalte an  $H^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $NO_3^-$  führen, sind folgende:

- sie stehen als integrale Größen im Ökosystem mit vielen Prozessen im Zusammenhang;
- sie sind von besonderer Bedeutung als Standortfaktor;
- sie wirken als Triebfeder für Stoffflüsse;
- sie weisen eine hohe Sensitivität gegenüber Veränderungen im Prozeßgeschehen auf.

---

<sup>87</sup> Selbstverständlich können nicht alle abiotischen Strukturen auf biologische bzw. Selbstorganisationsprozesse zurückgeführt werden. So ist z.B. die Korngrößenverteilung eher das Ergebnis physikalischer Prozesse. Grund für die Auswahl dieses Teilaspekts ist auch eine vergleichsweise günstige Datenlage.

Für die Berechnung stehen verschiedene Methoden zur Auswahl (Müller und Baumann 2000, S. 17ff):

- a) die ungerichtete Variogrammanalyse;
- b) die Berechnung der fraktalen Dimension;
- c) die Berechnung des Heterogenitätsfaktors HETMAC nach E.W. Reiche (i.V.);
- d) der Variationskoeffizient.

Um eine begründete Entscheidung treffen zu können, wurden mit allen vier Methoden anhand von Beispieldaten für eine Acker- und eine Waldfläche Berechnungen durchgeführt. Dabei zeigte sich, daß Methode a) für ein Monitoringprogramm kaum geeignet ist, weil damit keine oder nur vage Aussagen gemacht werden können. Die anderen drei Verfahren liefern jedoch brauchbare Ergebnisse. Ein Prüfkriterium für die Anwendbarkeit war dabei, ob sich für Acker und Wald signifikante Unterschiede ergeben, da von der Hypothese ausgegangen wird, daß im Wald die abiotische Heterogenität grundsätzlich höher ist als auf Ackerflächen, weil dort die sich natürlicherweise entwickelnden Unterschiede im Stoffbestand durch Düngung und mechanische Bearbeitung wieder ausgeglichen werden.

Nachdem man sich aus der Reihe der prinzipiell möglichen Verfahren für eines entschieden hat, stellt sich als nächstes die Frage, wie die Einzelergebnisse der sechs Größen zu einer Gesamtaussage zusammengefaßt werden. Hier kommen prinzipiell die Selektion einer Leitgröße<sup>88</sup> oder eine tatsächliche Verrechnung der Einzelergebnisse, z.B. durch Mittelwertbildung, in Frage.

Die Entscheidung, ob selektiert oder aggregiert wird, ist letztlich nicht mehr ausschließlich wissenschaftlich zu begründen, sondern hängt auch von Praktikabilitäts Gesichtspunkten ab. Die Mittelwertbildung bietet beispielsweise den Vorteil, daß lokale Ausreißer einzelner Größen nicht so stark zum Tragen kommen und somit das Bild nicht so leicht verzerrt werden kann. Andererseits ist damit ein erheblich höherer Aufwand bei der Datenerhebung verbunden.

### ***Fallbeispiel Stoffverluste***

Im Sinne des Orientorenkonzepts zählt die Nährstoffrückführung zu denjenigen Größen, die im Laufe der Entwicklung eines Ökosystems tendenziell zunehmen. Dies wurde auch von Odum (1969) bereits postuliert. „Die Minimierung von Nährstoffverlusten ist somit eine Richtung, in die natürliche Entwicklungen von Ökosystemen generell tendieren. Diese Eigenschaft ist eine wesentliche Voraussetzung für einen Funktionalitätsindikator“ (Müller und Baumann 2000, S.22). Der normative Gehalt des Orientorenansatzes wurde bereits in Kapitel 6.1.2 behandelt.

Für die Auswahl des Themas „Stoffverluste“ als Indikator spricht nicht nur seine grundsätzliche Eignung aufgrund der oben beschriebenen theoretischen Voraussetzungen, sondern auch sein Bezug zum politisch bedeutsamen Umweltthema „Eutrophierung“ bzw. Grundwasser-

---

<sup>88</sup> Dies ist im strengen Sinne auch eine Aggregation, wobei der Leitgröße das Gewicht 1, den anderen das Gewicht 0 zugeteilt wird.

schutz, v.a. wenn man sich auf die Größe Stickstoff als Leitindikator beschränkt. Diese Begründungen sind umweltpolitischer Natur und damit stark normativ. Dies wird insbesondere daran deutlich, daß dem Grundwasserschutz hohe Bedeutung beigemessen wird, weil er eine unabdingbare Voraussetzung für eine unbedenkliche Trinkwassernutzung durch den Menschen darstellt. Die letztendlich zugrundeliegende Norm ist hier die Forderung nach der Erhaltung der menschlichen Gesundheit.

Diese Begründung spräche nicht zuletzt auch für die Auswahl eines Leitindikators „Stickstoffverluste“ aus der Reihe der möglichen Nährstoffe: Mg, K, P, N.

Eine weitere Entscheidung, die bei der Auswahl geeigneter Größen zur Beschreibung von Nährstoffverlusten notwendig ist, betrifft die Verwendung gemessener oder modellierter Daten. Während es für die Sickerwasserraten gemessene Werte für Mg-, K-, P- und NO<sub>3</sub>-Austrag gibt, können über Modellierungen mit Hilfe von Modellpaketen wie z.B. WASMOD oder STOMOD (Reiche 1996) auch atmosphärische Stickstoffverluste ermittelt werden. Dies ist besonders dann interessant, wenn man sich für den Leitindikator „Stickstoffverluste“ entscheidet. Normative Elemente liegen hier neben der Entscheidung für den Leitindikator an sich vor allem in der Auswahl der Modells bzw. den ihm zugrundeliegenden Modellannahmen (vgl. Kap. 4.1.2).

Alternativ dazu können auch die gemessenen Sickerwasserkonzentrationen von Mg, K, P und N aggregiert werden. Der Gesamtbetrag des Nährstoffaustrags wird dabei aufgrund von 14-tägig gemessenen Sickerwasserkonzentrationen hochgerechnet. Die Wahl des 14-tätigen Rhythmus<sup>89</sup> ist eine klassische Form normativer Entscheidungen, wie sie im Zusammenhang mit der Datenerhebung getroffen werden (vgl. Kap. 4.1.2).

Die Aggregation der vier Größen fordert weitere Entscheidungen. Soll eine einfache Summenbildung oder eine gewichtete Summenbildung erfolgen? Können die in kg/ha·a angegebenen Frachten einfach aufaddiert werden oder müssen „Äquivalente“ entsprechend ihrer Bedeutung für das Pflanzenwachstum (oder das Grundwasser) oder aber ihrem Vorkommen in der Natur<sup>89</sup> eingeführt werden? Dies käme einer Gewichtung der einzelnen Nährstoffe zueinander gleich. Die Aggregation ist somit ebenfalls mit mehreren normativen Entscheidungen behaftet.

### **6.1.5 Graphische Zusammenfassung der Einzelindikatoren in Form einer Amöbe**

Die Indikatoren werden in Form einer Amöbe angeordnet. Eine denkbare Amöbe ist in Abb. 6.1 dargestellt. Der als Ring dargestellte Bereich zwischen zwei Kreisen symbolisiert ein „window of viability“, innerhalb dessen die Indikатораusrägungen als „normal“ bzw. „optimal“ angesehen werden. Ob solch ein hypothetischer Referenzzustand tatsächlich (für bestimmte Ökosystemtypen) angegeben werden kann, ist in der Fachdiskussion bisher noch umstritten.

---

<sup>89</sup> Adriaanse (1993) faßt z.B. N und P zusammen, indem er sogenannte Eutrophierungsäquivalente berechnet, die sich am natürlich vorkommenden N:P-Verhältnis orientieren.

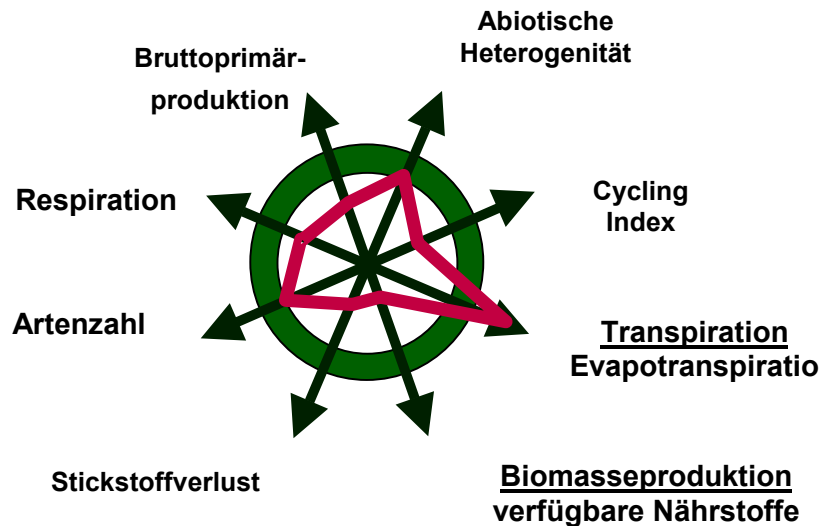


Abb. 6.1: Amöbendarstellung von Funktionalitätsindikatoren (nach Müller und Baumann 2000)

Bei der Darstellung handelt es sich um einen konzeptionellen Entwurf. So sind z.B. noch keine Einheiten auf den Achsen angegeben. Außerdem müßten alle Amöbenachsen gleich ausgerichtet sein (z.B. positive Ausprägungen zeigen nach innen, negative nach außen).

In diesem Beispiel wurden acht Indikatoren der in Tab. 6.1 zusammengestellten Vorschläge ausgewählt. Vier davon stammen aus dem Block, der der Norm „Effizienz“ zugeordnet wird, zwei aus dem Bereich „Komplexität“ und zwei aus dem Bereich „Vielfalt“. Mit der Auswahl gerade dieser Indikatoren sind weitere normative Entscheidungen verbunden: wie ist das Verhältnis der Bedeutung der einzelnen Normen? Soll eine Norm dadurch ein höheres Gewicht bekommen, daß ihr mehr Indikatoren zugeordnet werden? In diesem Fall erfolgt die Gewichtung der Normen Effizienz, Komplexität und Vielfalt anhand der Anzahl der sie repräsentierenden Einzelindikatoren im Verhältnis 2:1:1. Diese Problematik ist analog zu der Frage, ob die Gewichtung von bereits aggregierten Indikatoren vor einer weiteren Aggregation entsprechend der Anzahl der in ihnen zusammengefaßten Einzelindikatoren erfolgen soll (vgl. Kap. 6.2 „Strukturindikatoren“).

Ein weiterer wichtiger Gesichtspunkt ist die Tatsache, daß die Form der Amöbe stark davon abhängt, in welcher Reihenfolge die einzelnen Achsen angeordnet werden. Hier kann letztendlich keine eindeutige, wissenschaftlich begründete Entscheidung getroffen werden. Die Anordnung der Achsen hat damit den Charakter einer Konvention und birgt einen entsprechenden normativen Gehalt in sich.

Darüber hinaus spielt – wie bei jeder Form der Aggregation - auch bei der Amöbendarstellung die Skalierung der einzelnen Achsen (d.h. der zu aggregierenden Größen) eine entscheidende Rolle. Zwar wird hier „nur optisch“ aggregiert, trotzdem hängt das Erscheinungsbild der Amöbe sehr stark davon ab, wie die Achsen skaliert sind. Auf diese Problematik sowie die damit verbundenen normativen Elemente wurde bereits in Kapitel 4 bei den Themen „Skalierung (Kap. 4.2.2.2) sowie „graphische Aggregation (Kap. 4.2.2.6) ausführlich eingegangen.

Letztendlich stellt auch die Festlegung einer Referenzamöbe bzw. eines Referenzkreises eine höchst normative Entscheidung dar, wenn dadurch ein Sollzustand definiert würde. Wegen der Vielfältigkeit der Ökosysteme kann jedoch für ein einzelnes Ökosystem kein Referenzzustand im Sinne eines Sollzustandes festgelegt werden. Im Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ wird deshalb als Referenz ein Basisjahr herangezogen. Die Festlegung, welches Jahr als Basisjahr ausgewählt wird, beinhaltet eine weitaus geringere normative Fracht als diejenige eines Sollzustands.



## 6.2 Strukturindikatoren

Ebenso wie bei den Funktionalitätsindikatoren setzt sich die normative Ladung von Strukturindikatoren aus dem normativen „Überbau“ der Leitlinie Biodiversität als Teilaspekt der Ökologischen Integrität einerseits (Kap. 6.2.1) sowie den in die konkrete Indikatorkonstruktion einfließenden Setzungen, Annahmen und Entscheidungen zusammen (Kap. 6.2.2). Darüber hinaus sind auch alle im Zusammenhang mit der Aggregation auftretenden Entscheidungen von normativer Relevanz (Kap. 6.2.3).

### 6.2.1 Strukturindikatoren zur Umsetzung der Leitlinie Biodiversität

Die im Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ entwickelten hochaggregierten Strukturindikatoren setzen sich aus Einzelindikatoren zusammen, die im Zusammenhang mit der Indikatorenfestlegung für die Ökologische Flächenstichprobe<sup>90</sup> entwickelt wurden (Back et al. 1996). Diese Indikatoren beziehen sich direkt oder indirekt auf das naturschutzfachliche Ziel der Erhaltung der Biodiversität (vgl. auch Kap. 3.2.2.1). Wichtige Gesichtspunkte für die Beurteilung der Voraussetzungen für die Erhaltung der biologischen Vielfalt sind die *Nutzungsintensität* und die *Strukturvielfalt* von Landschaften. Hohe (landwirtschaftliche) Nutzungsintensität geht im allgemeinen mit dem Verlust von Lebensräumen für eine Vielzahl von Arten einher; eine hohe Strukturvielfalt, d.h. viele verschiedenartige Lebensräume, ermöglicht zahlreichen Arten das Auffinden optimaler Bedingungen und erhöht damit die Wahrscheinlichkeit für einen hohen Artenreichtum. Ein dritter wichtiger Gesichtspunkt ist das Vorhandensein *gefährdeter Biotop*e. Landschaften mit einem hohen Bestand an gefährdeten Biotopen und damit auch gefährdeten Tieren und Pflanzen werden unter naturschutzfachlichem Gesichtspunkt als wertvoller angesehen als solche, in denen wenige oder gar keine gefährdeten Biotop e bzw. Arten vorkommen.

Der normative Hintergrund dieser Überlegungen läßt sich somit dahingehend zusammenfassen, daß als Ideal eine Landschaft mit möglichst hoher Strukturvielfalt, niedriger Nutzungsintensität und einem hohen Anteil gefährdeter Biotop e gilt. Dies deckt sich auch weitgehend mit zentralen naturschutzfachlichen Themenfeldern (vgl. Kap. 3.2.2.1).

Die diesem Ideal zugrunde liegenden Normen sind:

1. Biodiversität im Sinne einer hohen Lebensraumvielfalt und Artenzahl ist gut und erstrebens- bzw. erhaltenswert.
2. Gefährdete Biotop e und damit auch Arten sind wertvoller als nicht gefährdete und sollen deshalb besonders geschützt werden.

Man könnte annehmen, daß die zweite Norm von der Vorstellung ausgeht, daß gefährdete Arten auch deshalb vor dem Aussterben bewahrt werden müssen, *um* die Biodiversität *zu* erhalten, sie wäre dann der ersten Norm untergeordnet und diene in erster Linie zu ihrer Umsetzung. Gleichzeitig geht es aber beim Schutz gefährdeter Arten nicht nur um das Beibehal-

---

<sup>90</sup> Die Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) als Monitoringinstrument des Naturschutzes auf Bundesebene wird vom Bundesamt für Naturschutz und vom Statistischen Bundesamt angestrebt; eine Entscheidung über ihre Anwendung steht derzeit jedoch noch aus. Die ÖFS wurde bisher in einer Pilotstudie getestet, die 1995/1996 in einem Testgebiet in der Agrarlandschaft Thüringens, Berlins und Brandenburgs durchgeführt wurde. Hier wurde erstes empirisches Datenmaterial zusammengetragen. Zu den Ergebnissen vgl. StBA (1998).

ten einer bestimmten Artenzahl, sondern das Verschwinden (meist bekannter, da auf roten Listen erfaßter) Arten wird als eine Entwicklung angesehen, die es auf jeden Fall zu verhindern gilt, oder die doch jedenfalls als bedauerlich gilt. Dies wird – zumindest im traditionellen Naturschutz - in der Regel selbst dann so gesehen, wenn die bekannte, ausgestorbene Art durch eine neu entstandene Art ersetzt würde. So wird es zum Beispiel auch oft in Naturschutzfachkreisen nicht gern gesehen, wenn „heimische“ Pflanzenarten durch „fremde“ Arten, sogenannte Neophyten, ersetzt werden, diese sozusagen „verdrängen“.<sup>91</sup> Beide Normen stehen damit unabhängig voneinander. Sie entsprechen beide erklärten Zielen innerhalb der naturschutzfachlichen Diskussion.

Für die oben genannten drei wichtigen Gesichtspunkte für die Beschreibung der Biotop- und Artenvielfalt bzw. der zu ihrer Erhaltung notwendigen Voraussetzungen wurden die Indikatoren „Nutzungsintensität“, „Strukturvielfalt“ und „Seltenheit / Gefährdung“ entwickelt. Es handelt sich dabei um bereits aggregierte Indikatoren, die sich jeweils aus mehreren Einzelindikatoren zusammensetzen (vgl. Abb. 6.2).

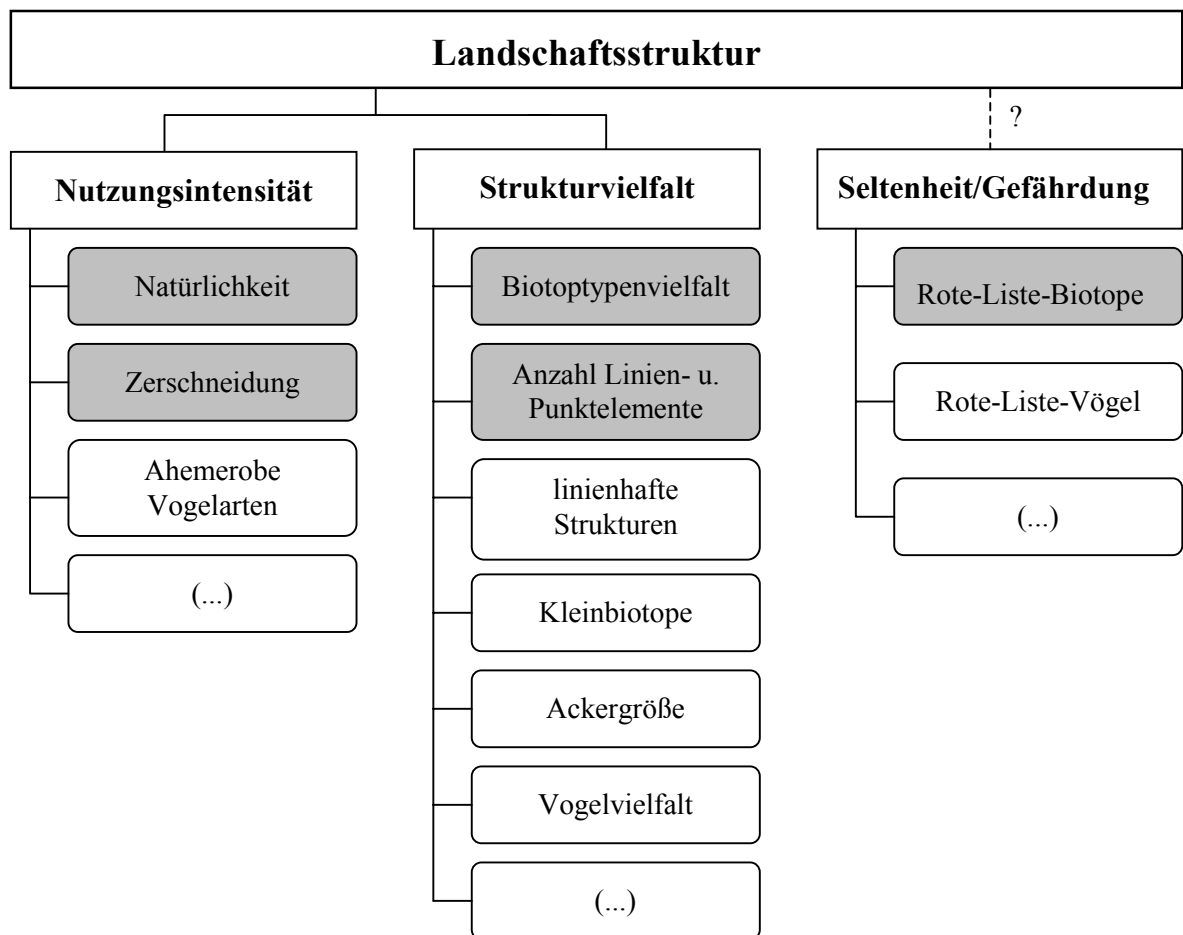


Abb. 6.2: Vorschlag für einen hochaggregierten Indikator zum Thema Landschaftsqualität aus naturschutzfachlicher Sicht (in Anlehnung an Schoer et al. 2000); nur für grau hinterlegte Kästchen sind bisher Beispieldaten verfügbar.

<sup>91</sup> Zu den diesen Bewertungen zugrunde liegenden normativen Vorstellungen vgl. Eser (1998).

Nach dem derzeitigen Vorschlag sollen die beiden Indikatoren für „Nutzungsintensität“ und „Strukturvielfalt“ noch weiter zu einem hochaggregierten Indikator „Landschaftsstruktur“ zusammengefaßt werden, während der Indikator „Seltenheit/Gefährdung“ eine Sonderrolle spielt und deshalb nicht mit den beiden anderen zu einem einzigen Makroindikator zusammengefaßt werden soll.<sup>92</sup>

Neben den mit der Aggregation hinzu kommenden normativen Ladungen (vgl. Kap. 6.2.3) sind im aggregierten Indikator auch alle in den Ausgangsindikatoren enthaltenen normativen Frachten mit enthalten. Diese werden im folgenden Kapitel anhand einiger Einzelbeispiele exemplarisch aufgezeigt.

## **6.2.2 Annahmen und pragmatische Entscheidungen bei der Operationalisierung von Strukturindikatoren**

Für die Operationalisierung der Strukturindikatoren wurden bestimmte Einzelindikatoren ausgewählt, die wiederum anhand bestimmter Prämissen wie z.B. Datenverfügbarkeit, bundesweiter Aussagefähigkeit oder Praktikabilität bei der Erhebung ausgewählt wurden (zu normativen Gehalten im Zusammenhang mit der Datenerhebung vgl. Kap. 4.1.2). In den Strukturindikator „Nutzungsintensität“ fließen die Einzelindikatoren „Natürlichkeit“, „Zerschneidung“, „ahemerobe Vogelarten“ und evtl. noch weitere zu entwickelnde Indikatoren ein. Hier sollen die beiden ersten Einzelindikatoren näher beleuchtet werden. Beim Indikator „Strukturvielfalt“ wird aus der Vielzahl der vorgeschlagenen Einzelindikatoren (vgl. Abb. 6.2) die „Biototypenvielfalt“ herausgegriffen. Beim Indikator „Seltenheit/Gefährdung“ wird der Einzelindikator „Rote-Liste-Biotope“ analysiert.

### ***Fallbeispiel Zerschneidung***

Die für das Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ ursprünglich vorgesehene Definition des Indikators für Zerschneidung ist die Gesamtlänge der Verkehrswege außerhalb von Ortschaften pro km<sup>2</sup>. Als zerschneidungsrelevant werden dabei alle Verkehrswege mit mindestens 5 Metern Breite sowie alle versiegelten Verkehrswege unabhängig von ihrer Breite angesehen. Diese Definition liegt der Auswertung der Pilotstudie für die Ökologische Flächenstichprobe zugrunde (StBA 1998, S.19). Aus Gründen, die mit der Skalierungsrichtung bei der Aggregation (s.u.) zusammenhängen, ist aber der Kehrwert praktikabler, wenn auch weniger anschaulich. Der Indikator beschreibt damit die durchschnittliche Fläche außerhalb von Ortschaften pro km Verkehrsweg von mindestens 5 Metern Breite. Über dieses einfache Linien-Fläche-Verhältnis hinaus gäbe es auch noch einige andere denkbare Zerschneidungsmaße, wie z.B. die effektive Maschenweite<sup>93</sup>, die z.T. auch in anderen Indikatoren-systemen Verwendung findet. Diese anderen Zerschneidungsmaße sind aber generell von der

---

<sup>92</sup> Der ursprüngliche Vorschlag lautete, alle drei Indikatoren gleichgewichtet zu einem einzigen Makroindikator „Landschaftsqualität“ zusammenzufassen. Nach intensiver Diskussion in der Konsensfindungsrunde vom 23./24.März 2000 wurde beschlossen, den Indikator „Gefährdung“ wegen seiner Sonderstellung nicht mit den beiden anderen Indikatoren zusammenzufassen.

<sup>93</sup> Die effektive Maschenweite wird z.B. im neuen Statusbericht der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg: „Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung“ verwendet werden (Jaeger, schriftl. Mitteilung vom 3.2000). Zu weiteren Vorschlägen für verschiedene Zerschneidungsmaße vgl. Jaeger 1999, 2000.

Datenerhebung her weit aufwendiger und ließen sich in dem Konzept der Ökologischen Flächenstichprobe nicht oder nur mit hohem Aufwand verwirklichen. Insofern beinhaltet schon die Festlegung dieses Zerschneidungsmaßes eine normative Setzung, indem der Einfachheit der Verfahrens Vorrang eingeräumt wird.

Eine eindeutig normative Setzung ist bei diesem Verfahren die Festlegung der Mindestbreite von Verkehrswegen auf 5 Meter. Dies kann zum einen datentechnische Gründe haben – zum anderen kann aber auch die Annahme dahinter stehen, daß Verkehrswege, die schmäler als 5 m sind, keine Barrieren für Organismen darstellen und deshalb auch keine Zerschneidungswirkung haben. Gleichzeitig wird auch nicht zwischen verschiedenen Verkehrswege-Arten bzw. –breiten differenziert. Es ist anzunehmen, daß eine Autobahn für die meisten Tierarten eine ungleich höhere Barriere darstellt als eine wenig befahrene Kreisstraße mit 5,50 m Breite. Beide gehen aber gleich stark in die Indikatorberechnung mit ein.

Weiterhin bleibt auch unberücksichtigt, wie die Verteilung der Verkehrswege innerhalb eines Stichprobenquadratkilometers aussieht. Sowohl ein gleichförmiges Netz von Zerschneidungslinien als auch eine Konzentration von Verkehrswegen in einem Teil, während ein anderer Teil unzerschnitten bleibt, werden identisch eingestuft, wenn die Gesamtlänge der Verkehrswege gleich ist. Es stellt sich auch die Frage, ob sich die Zerschneidung von Lebensräumen auf einem (zufällig ausgewählten) Landschaftsausschnitt von nur einem km<sup>2</sup> adäquat erfassen läßt, oder ob nicht hierfür größere Landschaftsausschnitte brauchbarer wären. Die Entscheidung für den km<sup>2</sup> beruht auf bestimmten organisatorischen Überlegungen im Zusammenhang mit der Datenerhebung und dem Stichprobenkonzept. Sie ist insofern zwar begründet, jedoch ist fraglich, ob die Größenordnung aus fachlichen Überlegungen genauso gewählt würde.

### ***Fallbeispiel Natürlichkeit***

Um die Natürlichkeit von Ökosystemen zu beschreiben, wurde in Anlehnung an das von Blume und Sukopp (1976) entwickelte 7-stufige Hemerobiekonzept eine vierstufige Natürlichkeitsskala entwickelt (vgl. Tab. 6.2).

<b>Natürlichkeitsstufe</b>	<b>Hemerobiestufe</b>	<b>Beschreibung</b>
1. natürliche oder naturnahe Biotoptypen	1, 2	keine bzw. geringe direkte menschliche Einflußnahme
2. halbnatürliche Biotoptypen	3, (4)	mäßige menschliche Einflußnahme, z.B. „Management“ von Magerrasen durch extensive Beweidung
3. kulturgeprägte / kulturbedingte Biotoptypen	4, 5	mäßig starke bis starke menschliche Einflußnahme (z.B. absichtliche Veränderung der natürlichen Artenzusammensetzung durch Pflanzung /Anbau von Feldfrüchten)
4. künstliche Biotoptypen	6, 7	sehr starke bis übermäßig starke menschliche Einflußnahme (z.B. Versiegelung)

Tab. 6.2: Natürlichkeitsstufen nach Back et al. (1996)<sup>94</sup> bzw. Hemerobiestufen nach Blume und Sukopp (1976)

<sup>94</sup> Diese Natürlichkeitsskala wurde von Back et al. (1996) zusammen mit der Bundesanstalt für Naturschutz speziell für die Anwendung im Rahmen der Ökologischen Flächenstichprobe entwickelt. Die siebenstufige

Der Indikator Natürlichkeit wird berechnet als Flächenanteil der natürlichen, naturnahen und halbnatürlichen Ökosysteme an der Gesamtfläche der Ökosysteme<sup>95</sup>. Dies entspricht den Natürlichkeitsstufen 1 und 2 nach der oben dargestellten Natürlichkeitsskala bzw. den Hemerobiestufen 1 bis 3 bzw. 4 nach Blume und Sukopp (1976). Zur Ermittlung dieser Größe werden auf einem Stichprobenquadratkilometer die verschiedenen Ökosystemtypen ermittelt und den Natürlichkeitsstufen zugeordnet. Eine pragmatische, durchaus normative Elemente beinhaltende Setzung bei dieser Vorgehensweise ist die Festlegung, daß genau die beiden ersten Natürlichkeitsstufen berücksichtigt werden, um „Natürlichkeit“ zu erfassen. Es wäre auch denkbar, die zweite Natürlichkeitsstufe wegzulassen und nur die natürlichen und naturnahen Biotoptypen noch mit einzubeziehen; andererseits ließen sich Argumente dafür finden, die ersten drei Natürlichkeitsstufen zu berücksichtigen und nur die künstlichen Biotoptypen auszuklammern.

Weiterhin berücksichtigt dieses Verfahren nicht, welcher Natürlichkeitsstufe diejenigen Ökosysteme angehören, die nicht den natürlichen bis halbnatürlichen Biotoptypen zugeordnet werden. Der Indikator versieht z.B. einen km<sup>2</sup>, der zur Hälfte aus halbnatürlichen, zur anderen Hälfte aus künstlichen Biotoptypen besteht und einen solchen, der zur Hälfte aus natürlichen, zur anderen Hälfte aber aus kulturgeprägten Biotoptypen (Natürlichkeitsstufe 3) besteht, mit einem identischen Natürlichkeitsgrad. Intuitiv würde man jedoch davon ausgehen, daß der erste km<sup>2</sup> als natürlicher einzustufen wäre als der zweite. Das Beispiel zeigt, daß aus Praktikabilitätsgründen notwendige Vereinfachungen in Spezialfällen zu Ungenauigkeiten führen können. Gleichzeitig sind solche Vereinfachungen nicht gänzlich zu vermeiden, wenn man komplexe Information auf wenige Indikatoren reduzieren möchte.

Zusätzlich dazu steckt natürlich auch der normative Gehalt des Hemerobie-Konzepts bzw. der daraus abgeleiteten Natürlichkeitsskala mit in den daraus abgeleiteten Indikatoren. Während es in Wirklichkeit nur fließende Übergänge zwischen dem Natürlichkeitsgrad einer Pflanzengesellschaft gibt, werden hier Klassengrenzen eingeführt, um eine Klassifikation möglich zu machen. Diejenige Person, die ein Ökosystem bzw. ein Biotop einer Klasse zuzuordnen hat, sei es aufgrund von Luftbildern oder Geländearbeiten, steht somit des öfteren vor schwierigen Entscheidungen, wenn sich die Pflanzenausstattung im Grenzbereich zwischen zwei Hemerobie- bzw. Natürlichkeitsstufen befindet und nicht eindeutig zuordnen läßt. Die gutachterliche Entscheidung für eine bestimmte Hemerobie- bzw. Natürlichkeitsstufe birgt somit auch eine normative Komponente (vgl. den Abschnitt zu Beurteilung und Bewertung in Kap. 2.3.1).

---

Hemerobiestufenskala war für den vorgesehenen Zweck ungeeignet, weil zur Einstufung der einzelnen Biotoptypen detaillierte Kenntnisse erforderlich sind, die nur im Gelände ermittelt werden können. Eine derartige Erfassungsgenauigkeit war aber bei der Ebene 1 nicht erforderlich bzw. vorgesehen (Back et al. 1996, S.25).

<sup>95</sup> Um innerhalb der Projektlogik konsistent zu bleiben, ist hier von Ökosystemen anstatt von Biotopen die Rede. Das Hemerobiekonzept bzw. die daraus abgeleitete Natürlichkeitsskala beziehen sich jedoch ausschließlich auf Pflanzengesellschaften und damit auf Biotope. Da für diesen Zweck Ökosysteme anhand ihrer Pflanzenausstattung charakterisiert werden, werden hier die Begriffe „Biotop“ und „Ökosystem“ synonym benutzt.

### ***Fallbeispiel Biotoptypenvielfalt***

Die Biotoptypenvielfalt wird ausgedrückt als durchschnittliche Anzahl von Biotoptypen, die in einem Quadratkilometer vorkommen<sup>96</sup>. Äcker werden nur grob nach Fruchtarten differenziert (z.B. Hackfrucht- oder Getreideanbau), technische Biotoptypen wie Straßen oder Depo-nien werden nicht mitgezählt. Hintergrund dieses Indikators ist die Überlegung, daß die Bio-toptypenvielfalt eines Landschaftsausschnitts ein Maß für die Vielfalt von Lebensbedingun-gen für wildlebene Arten darstellt und indirekt Rückschlüsse auf die Artendiversität zuläßt (StBA 1998, S.12).

Grundlage der Einstufung der Biotoptypen ist eine von Back et al. (1996) vorgenommene Modifikation des Biotoptypenverzeichnisses für die Bundesrepublik Deutschland (Riecken et al. 1993). Die subjektiv-pragmatischen Entscheidungen, die bei der Erstellung dieses Ver-zeichnisses bzw. seiner Modifikation im Hinblick auf die Abgrenzung zwischen verschiedenen Biotoptypen getroffen wurden, fließen auch in den Indikator ein, der sich darauf bezieht. Wurde im zugrundeliegenden Verzeichnis ein bestimmter Biotoptyp in Subtypen differen-ziert, so ergeben sich bei gleicher Landschaftsausstattung höhere Indikatorwerte. Umgekehrt wird der Indikatorwert geringer, wenn verschiedene Biotoptypen zu einem einzigen zusam-mengefaßt werden.

Weiterhin wird nicht berücksichtigt, wieviele verschiedene Biotope real in einer Stichproben-fläche enthalten sind – entscheidend ist nur die Anzahl der *Biotoptypen*. So wird z.B. ein Quadratkilometer, der vier verschiedene Biotope unterschiedlichen Typs, aber mit großer Flächenausdehnung enthält, als vielfältiger eingestuft als einer, in dem sich kleinräumig die Biotope abwechseln, aber insgesamt nur drei verschiedene Typen vorhanden sind.

### ***Fallbeispiel Rote-Liste-Biotope***

Der Einzelindikator „Rote Liste-Biotope“ wird ermittelt als Flächenanteil gefährdeter Biop-toptypen gemäß der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen in Deutschland (Riecken et al. 1993) in % der Gesamtfläche, wobei dieser aus den einzelnen Stichprobenflächen hochgerechnet wird.

Beim Einzelindikator „Rote-Liste-Biotope“ liegt der Fall ähnlich wie beim Indikator „Biotoptypenvielfalt“. Er hängt ab von der Ausgestaltung der zugrunde liegenden Roten Liste, d.h. von den Entscheidungen, die bei der Zuordnung von Gefährdungskategorien getroffen wurden. Dazu gehört auch die zeitliche Bezugsbasis für die Einstufung des Gefährdungs-grades. Während bei Tieren oder Gefäßpflanzen in der Regel als Bezugsbasis das Jahr 1850 gewählt wird und hierfür auch Informationen vorliegen, ist der Informationsstand über die Verhältnisse bei den Biotoptypen vor 100 bis 150 Jahren sehr unbefriedigend. Mangels Kenntnis früherer Zustände können deshalb nur ganz wenige Biotoptypen in die Kategorie „ausgestorben“ aufgenommen werden (Riecken et al. 1994, S.24).

---

<sup>96</sup> In der Agrarlandschaft von Brandenburg, Berlin und Thüringen sind dies z.B. durchschnittlich 32 verschiede-ne Biotoptypen pro km<sup>2</sup> (StBA 1998, S.12).

Die Rote Liste der Biotoptypen unterscheidet zwischen sechs verschiedenen Gefährdungskategorien: vollständig vernichtet (0), von vollständiger Vernichtung bedroht (1), stark gefährdet (2), gefährdet (3), potentiell gefährdet (p) und nicht gefährdet (\*). Weiterhin wird noch unterschieden, ob die Gefährdung in Form von direkter Vernichtung, d.h. Flächenverlust, besteht, oder die Gefahr durch eine qualitative Veränderung, d.h. eine schleichende Degradierung, z.B. durch Stoffeinträge, droht.

Die Umsetzung dieser Gefährdungskategorien in den Indikator erfolgt in der Form, daß die Gefährdungskategorien 0 und 1 der Roten Liste zu einer Kategorie zusammengefaßt werden; die Gefährdungskategorie „p“ ist für Agrarökosysteme irrelevant. Die Differenzierung zwischen Gefährdung durch Flächenverlust und Gefährdung durch qualitative Veränderung wird nicht übernommen. Somit ergeben sich für den Indikator „Rote Liste-Biotope“ die drei Gefährdungskategorien:

- von vollständiger Vernichtung bedroht bis stark gefährdet
- gefährdet
- nicht gefährdet

Es handelt sich hier genaugenommen um drei bzw. zwei Einzelindikatoren, die noch weiter zusammengefaßt werden können. Hier sind auch verschiedene Möglichkeiten denkbar. Es könnte die (ungewichtete) Summe der Flächenanteile aus den ersten beiden Kategorien gebildet werden. Einiges spräche auch dafür, die beiden Kategorien unterschiedlich zu gewichten. Im Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ wurde die normative Entscheidung getroffen, die zwei ersten Kategorien ungewichtet zum Indikator „Rote-Liste-Biotope“ zusammenzufassen.

### **6.2.3 Normative Ladungen bei der Aggregation von Strukturindikatoren**

Um die in Abb. 6.2 dargestellten Einzelindikatoren zu den Indikatoren „Nutzungsintensität“, „Strukturvielfalt“ und „Seltenheit/Gefährdung“ zu aggregieren, müssen sie in dieselbe Dimension überführt, d.h. skaliert werden. Dazu werden die metrischen Daten (Anzahl der Biotoptypen bzw. Linien- und Punktelemente, Flächenanteile von natürlichen bzw. gefährdeten Biotopen in %, Zerschneidung in  $m/km^2$ ) anhand eines noch festzulegenden Basisjahrs skaliert. Eine Skalierung anhand eines anderen Referenzwertes, z.B. einer politischen Zielvorgabe oder eines Umweltstandards, wie sie bei stofflichen Indikatoren evtl. in Erwägung gezogen werden könnte (vgl. Kap. 6.3), scheidet im Fall von Strukturindikatoren aus, da es hierfür noch keine formulierten quantitativen Ziele oder Standards gibt. Die Skalierung anhand eines Basisjahres beinhaltet eine relativ niedrige normative Wirkung, verglichen mit der Skalierung anhand von Umweltzielen oder –standards (vgl. Kap. 4.2.2.2).

Ein weiterer Gesichtspunkt bei der Skalierung ist die Richtung, die sich für die Anordnung der skalierten Werte auf der neuen Skala ergibt. Wird einfach durch einen Referenzwert dividiert, bleibt die Richtung erhalten, das heißt ursprünglich niedrigere Indikatorwerte resultieren auch in niedrigeren skalierten Werten. Dies führt allerdings bei der Aggregation der Einzelindikatoren „Natürlichkeitsgrad“ und „Zerschneidung“ zu Problemen, wenn für die Zerschneidung die ursprünglich vorgesehene Größe  $m/km^2$  benutzt wird. In diesem Fall wird

nämlich ein Indikatorwert für die Natürlichkeit als um so positiver angesehen, je höher er ausfällt, während es bei der Zerschneidung umgekehrt ist: je niedriger der Zerschneidungsgrad, desto besser. Diesem Problem könnte dadurch begegnet werden, daß eine entsprechende Skalierungsfunktion gewählt wird, die höheren Indikatorwerten niedrigere skalierte Werte zuordnet. Damit würde die Skalierungsrichtung umgedreht. Diese Vorgehensweise ist aber mit weiteren praktischen Problemen verbunden. Zum einen würden sich hiermit unterschiedliche Wertebereiche für die skalierten Indikatoren ergeben. Eine noch schwerwiegendere Konsequenz wäre allerdings die Tatsache, daß mit dieser Skalierungsfunktion aus einer Verhältnisskala eine Intervallskala gemacht wird, d.h. das Skalenniveau reduziert wird.<sup>97</sup>

Wegen dieser Schwierigkeiten wird im Projekt für die Darstellung der Zerschneidung eine andere Lösung gewählt, nämlich die Änderung der Indikatordefinition in eine Form, bei der höhere Indikatorwerte auch besser bewertet werden als niedrigere: es wird nicht die Linie pro Fläche angegeben, sondern der Kehrwert (s.o.). Die Entscheidung für diese Indikatordefinition beinhaltet eine normative Komponente, die durch die oben geschilderten pragmatischen Überlegungen bestimmt wird.

Ebenso ist die Entscheidung für die eigentliche *Skalierungsfunktion* bzw. das daraus resultierende *Skalenniveau* normativ befrachtet. Eine Möglichkeit der Skalierung wäre z.B. auch die ursprünglich von Back et al. (1996, S.269ff) für die Einzelindikatoren „Natürlichkeit“, „Zerschneidung“, „Biototypenvielfalt“ und „Rote-Liste-Biotope“ vorgeschlagene Einteilung der Größen in fünf Klassen. Jeder Klasse könnten dann bestimmte Bewertungspunkte (z.B. von 1 bis 5) zugeteilt werden, die sich leicht miteinander verrechnen ließen. Im Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ wird diese Klasseneinteilung jedoch nicht vorgenommen, da durch die Umwandlung einer metrischen in eine Ordinalskala unnötigerweise auf Informationen verzichtet würde und sich gleichzeitig damit auch der normative Gehalt erhöhen würde. Statt dessen wird, wie vorne schon beschrieben, eine Skalierungsfunktion gewählt, die die ursprüngliche Verhältnisskala in eine andere Verhältnisskala überführt und somit die normative Ladung geringer hält. Es handelt sich um eine proportionale Transformation in Form der Division durch einen Referenzwert (in diesem Fall der Wert aus einem Basisjahr). Denkbar wäre auch eine lineare Skalierungsfunktion, die die ursprüngliche Verhältnisskala („unzulässig“) in eine Intervallskala transformiert. Theoretisch könnten auch exponentielle oder logarithmische Skalierungsfunktionen als ebenso „unzulässige“ Transformationen gewählt werden. „Unzulässige“ Transformationen bringen grundsätzlich eine höhere normative Ladung mit sich als „zulässige“. Außerdem ist der normative Gehalt der resultierenden Skala höher, je weiter sich das Skalenniveau vom ursprünglichen Niveau durch die Skalierung entfernt. (Zum Thema Skalenniveaus und Skalierungsfunktionen vgl. auch Kap. 4.2.2.2).

Normative Gehalte entstehen bei der Aggregation somit durch die Skalierung der Einzelindikatoren, aber auch durch ihre anschließende Gewichtung bei der Aggregation. Im vorliegenden Fall werden die skalierten Einzelindikatoren gleichgewichtet zusammengefaßt, ebenso wie die Zusammenfassung der bereits aggregierten Indikatoren zum Makroindikator mit der vorläufigen Bezeichnung „Landschaftsstruktur“ gleichgewichtet erfolgt.

---

<sup>97</sup> Zu Details der Skalierungsproblematik siehe den Endbericht zum Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“, in Vorbereitung.



Gleichzeitig beinhaltet auch die Entscheidung über das jeweilige Aggregationsniveau ein normatives Element. So muß z.B. entschieden werden, ob überhaupt Indikatoren zu einem höheren Aggregationsniveau zusammengefaßt werden und wenn ja, welche. Die Diskussion, die in der Konsensfindungsrunde am 23./24. März 2000 darüber stattfand, ob alle drei Indikatoren „Nutzungsintensität“, „Strukturvielfalt“ und „Seltenheit/Gefährdung“ zu einem einzigen Makroindikator zusammengefaßt werden sollen, ob nur die ersten beiden weiter zusammengefaßt werden sollen oder über die bereits erreichte Aggregationsebene hinaus gar nicht weiter aggregiert werden soll, zeigt die normativen Implikationen dieser Entscheidung.

### 6.3 Stoffindikatoren

Ebenso wie bei den Funktionalitäts- und Strukturindikatoren setzt sich die normative Ladung der im Projekt formulierten Stoffindikatoren aus deren „normativem Überbau“ (Kap. 6.3.1) sowie den in die konkrete Operationalisierung der Einzelindikatoren eingeflossenen pragmatischen und subjektiven Annahmen (Kap. 6.3.2) zusammen. Einen großen Anteil ihrer normativen Ladung erhalten die Stoffindikatoren zudem im Verlauf ihrer Aggregation (Kap. 6.3.3).

#### 6.3.1 Stoffindikatoren zur Umsetzung der Leitlinie „Erhaltung von Schutzgütern“

Die Interpretation von Aussagen zur stofflichen Belastung von Ökosystemen sollte im Projekt idealerweise ebenfalls unter dem Gesichtspunkt der Ökologischen Integrität (vgl. Kap. 6.1.1 bzw. 3.2.3.2) erfolgen, wozu die bisher vorherrschende mediale durch eine ökosystemare Sichtweise ersetzt werden müßte. Um dieser zu entsprechen, müßten die in sektoralen Meßnetzen erhobenen Daten bzw. Indikatoren anders verknüpft oder zumindest in einen neuen interpretativen Zusammenhang gestellt werden (Schoer et al. 2000b, S.2). Die Verknüpfung gestaltet sich jedoch schwierig, da das Wissen um ökosystemare Zusammenhänge in vielen Fällen hierfür noch nicht ausreicht. Als Annäherung an die ökosystemare Betrachtungsweise kann jedoch eine Interpretation von Indikatoren aus medialen Meßnetzen angesehen werden, die das betreffende Umweltmedium nicht isoliert, sondern als Kompartiment eines Ökosystems begreift. Insofern kann als Ergänzung zur Leitlinie der Ökologischen Integrität die Leitlinie der Erhaltung von Schutzgütern herangezogen werden.

Das Anliegen, wertvolle Schutzgüter (Luft, Wasser, Tiere und Pflanzen, Boden, menschliche Gesundheit) zu erhalten, hat in der Umweltpolitik schon eine relativ lange Tradition. Damit verbunden ist oft die Ansicht, daß Schutzgüter in erster Linie vor stofflichen Beeinträchtigungen geschützt werden müssen. Diese Einschätzung liegt in den Anfängen des Umweltbewußtseins begründet, als Umweltschutz in erster Linie die Reduktion von Schadstoff-Emissionen bedeutete. Nach wie vor hat das Anliegen, Schutzgüter vor Schadstoffeinträgen zu schützen, seine Berechtigung. Allerdings wurden inzwischen auch Beeinträchtigungen festgestellt, die sich eher auf einer strukturellen als einer stofflichen Ebene abspielen – so z.B. die zunehmende Versiegelung von Flächen oder die Ausräumung der Landschaft. Der Verlust an Biodiversität ist z.B. ein Ergebnis des Zusammenwirkens stofflicher (z.B. durch Nährstoffeinträge) und struktureller Beeinträchtigungen (z.B. durch die Zerstörung von Lebensräumen).

Eng verbunden mit der Schutzgutphilosophie war in der Vergangenheit auch eine mediale Denkweise. Dies spiegelt sich in den entsprechenden medial angelegten Gesetzen oder auch in den Ressortaufteilungen von Umweltbehörden wider. Inzwischen gibt es allerdings neuere Ansätze, die ganze Ökosysteme sowie deren Funktionen und Prozesse zu Schutzgütern erklären (z.B. SRU 1994, Tz 183). Ein noch weitergehender Ansatz schlägt vor, auch die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen als Schutzgut zu betrachten (Müller et al. 1998, S.14). Diese steht allerdings vor allem bei der Entwicklung von Funktionalitätsindikatoren im Vordergrund (vgl. Kap. 6.1.2). Bei den stofflichen Indikatoren werden unter Schutzgütern entweder die klassischen medialen Schutzgüter oder aber Ökosysteme verstanden.

Die relativ lange Tradition der stoffbezogenen medialen Umweltpolitik hat zur Folge, daß auf diesem Gebiet bereits früh Meßnetze etabliert wurden und somit z.T. auf lange Datenreihen zurückgegriffen werden kann, was zuverlässige Trendergebnisse erlaubt. Auch wenn die Informationen über stoffliche Beeinträchtigungen alleine nicht ausreichen, den Umweltzustand adäquat zu beschreiben, so bieten sie doch einen wichtigen Baustein dafür.

Normative Grundlage der im Projekt entwickelten Stoffindikatoren ist neben der allgemeinen Leitlinie der Ökologischen Integrität das Bestreben, die im Projekt für relevant erachteten Schutzgüter vor Beeinträchtigungen durch Stoffeinträge zu schützen. Normativ ist dabei auch die Festlegung, welche Schutzgüter als relevant eingestuft werden. Im Projektkontext stellen Ökosysteme diese Schutzgüter dar. Ihre stoffliche Beeinträchtigung wird vorläufig anhand der Teilsysteme Boden und Pflanzen dargestellt.

### 6.3.2 Auswahl relevanter Stoffe bzw. Stoffgruppen als Ausgangsindikatoren

Als relevante Stoffe bzw. Stoffgruppen wurden persistente organische Verbindungen (POPs), Schwermetalle, Pflanzenschutzmittel, Ozon und Stickstoff ausgewählt. Die Festlegung auf genau diese Stoffgruppen beinhaltet normative Entscheidungen, die aufgrund von Überlegungen sowohl hinsichtlich ihrer gesellschaftlichen und umweltpolitischen Relevanz als auch der Datenverfügbarkeit getroffen wurden. Für jede Stoffgruppe wurden dann auf derselben Basis die relevanten Einzelstoffe festgelegt. Als Ergebnis dieser Entscheidungen ergibt sich das Indikatorensystem in Abb. 6.3.

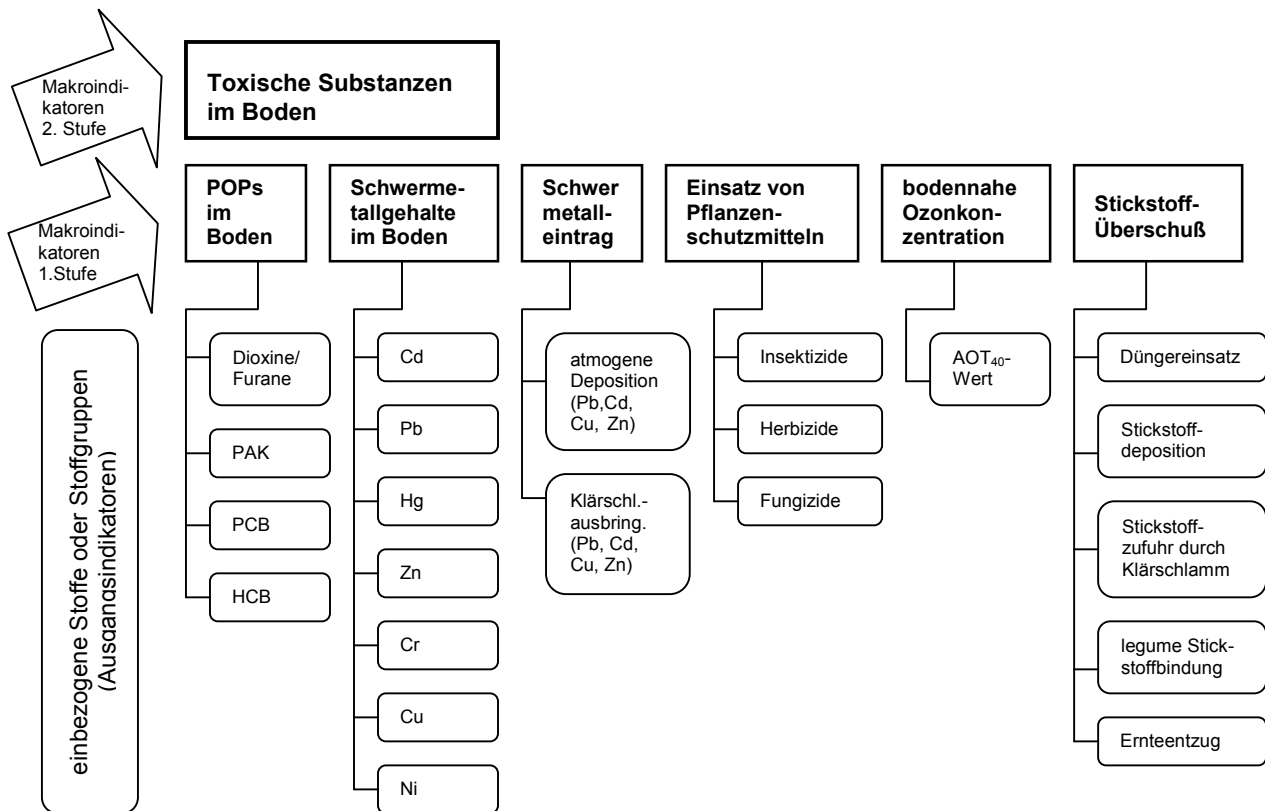


Abb. 6.3: Stoffindikatoren im Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“, Stand Juli 2000 (verändert nach Schoer et al. 2000b), Stand Juli 2000; die Indikatoren zu Schwermetallen und Pflanzenschutzmitteln befinden sich aufgrund von Anregungen aus den Konsensfindungen noch in der Überarbeitung.

Im folgenden werden beispielhaft verschiedene Aspekte bei der Indikatorenauswahl dargestellt, die normative Implikationen mit sich bringen. Am Beispiel der POPs wird die *Auswahl* der zu indizierenden Stoffbelastungen begründet. Am Beispiel der Schwermetalle wird die Frage diskutiert, an welcher *Stelle im Wirkungspfad* ein Indikator ansetzen soll, d.h. das Thema Stoffeinträge versus Stoffgehalte wird näher ausgeführt. Die Problematik eines *Proxy-Wertes* läßt sich am Beispiel des Indikators für Pflanzenschutzmittel illustrieren. Auf die bereits in der *wissenschaftlichen Ableitung* der Indikatoren enthaltenen normativen Elemente wird am Beispiel des Indikators für die Ozonbelastung ausführlich eingegangen. Oft treten auch mehrere der hier exemplarisch dargestellten Aspekte in Kombination auf.

***Begründung für die Auswahl bestimmter Stoff(-gruppen):***

***Das Beispiel persistente organische Verbindungen (POPs) im Boden***

Persistente organische Verbindungen (engl.: persistent organic pollutants = POPs) gelangen überwiegend aus anthropogenen Quellen in die Biosphäre. Eine Ausnahme stellen PAKs dar, die auch auf natürliche Weise, z.B. bei Wald- und Moorbränden entstehen können. Mengemäßig spielt diese Quelle gegenüber den anthropogenen Quellen jedoch eine untergeordnete Rolle. Wegen ihrer hohen Persistenz, der damit verbundenen Akkumulierbarkeit sowie ihrer z.T. extrem hohen Toxizität (z.B. Seveso-Dioxin) werden POPs als besonders problematisch angesehen. Dabei steht im allgemeinen ihre Humantoxizität im Vordergrund; aber auch ihre Ökotoxizität, wie z.B. die mikrobielle Toxizität von PAK und PCB oder die Unfruchtbarkeit von Vögeln durch HCB, ist nachgewiesen (Schütze und Nagel 1998:74ff). Die Auswahl von POPs als relevante Stoffgruppe spiegelt darüber hinaus ein Idealbild von Natur wider, in dem „nicht-natürliche“ Stoffe per se unerwünscht sind.

Aus der Gruppe der POPs wurden die Stoffgruppen der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK), der Polychlorierten Biphenyle (PCB), der Dibenzo-Dioxine und -furane (Dioxine und Furane) sowie Hexachlorbenzol (HCB) ausgewählt. Grundlage hierfür war ihre toxikologische Relevanz sowie die Aktualität der Emissionen – so ist z.B. die Anwendung von HCH in Europa inzwischen verboten. Wichtig ist auch eine ausreichende Datengrundlage, die für diese vier Stoffgruppen vorhanden ist (UBA 1997b). Andere Stoffgruppen von zunehmender Bedeutung, wie z.B. hormonartig wirkende Substanzen, die vor allem durch Gülle und Klärschlamm in die Böden eingetragen werden (SRU 1999: Tz 158), können allerdings wegen der völlig unzureichenden Datenlage nicht berücksichtigt werden.

***Stoffeinträge oder Stoffgehalte? – Das Beispiel Schwermetalle im Boden***

Auch bei der Auswahl der zu berücksichtigenden Schwermetalle spielen Toxizitätsgesichtspunkte eine große Rolle. Dabei sind nach derzeitigem Wissensstand humantoxikologische Risiken durch Schwermetalle fast immer geringer als ökotoxikologische (Schütze et al. 2000).

Die Frage, ob eher Konzentrationen, d.h. *Stoffgehalte*, oder Frachten, d.h. *Einträge*, von Belang sind, stellt sich bei den Schwermetallen in besonderer Weise, da hier im Gegensatz zu anderen Stoffgruppen tatsächlich Daten für beide Bereiche vorliegen.<sup>98</sup> Dies berührt auch die

---

<sup>98</sup> Bei den POPs hingegen gibt es bisher repräsentative Daten ausschließlich zur Konzentration (Schütze und Nagel 1998:38), d.h. die Entscheidung ist von vornherein durch die Datensituation vorgegeben.

Frage, ob eher die aktuelle Wirkung auf das Ökosystem erfaßt werden soll oder aber eine handlungsrelevante Größe gewünscht wird, anhand derer der Erfolg umweltpolitischer Maßnahmen (z.B. zur Emissionsbegrenzung) abgelesen werden kann. Gleichzeitig ist es aber auch eine Frage der Datenverfügbarkeit bzw. Zuverlässigkeit bei der Datenerhebung. So lassen sich z.B. jährliche Schwermetalleinträge mit Hilfe von Depositionssammlern recht gut messen – die entsprechende jährliche Änderung der Schwermetallkonzentration im Boden ist jedoch nur sehr unzuverlässig bestimmbar, da bereits relativ hohe geogene Schwermetallgehalte im Boden vorliegen und die durch die zusätzliche Deposition zu erwartende Änderung innerhalb des Meßfehlers liegen kann.

Bei den Schwermetallen wurde diese Frage so entschieden, dass beide Indikatorarten, d.h. sowohl die Gehalte als auch die Einträge, in das Indikatorensystem aufgenommen werden. Aufgrund der Datenverfügbarkeit können bei den Stoffgehalten Angaben für die Einzelindikatoren Cadmium (Cd), Blei (Pb), Quecksilber (Hg), Zink (Zn), Chrom (Cr), Kupfer (Cu) und Nickel (Ni) gemacht werden, während sich die Datensituation bei den Einträgen schlechter darstellt als bei den Gehalten – hier können bestenfalls die vier Schwermetalle Pb, Cd, Cu und Zn berücksichtigt werden. Weiter mußten auch die relevanten Eintragspfade festgelegt werden. Diese sind im Projekt derzeit die atmogene Schwermetalldeposition sowie der Eintrag über Klärschlamm. Diese Festlegung erfolgte aufgrund der Datenlage – ob auch Angaben über Schwermetalleinträge durch Düngemittel möglich sind, wird derzeit geprüft.

#### ***Proxy-Indikatoren:***

##### ***Das Beispiel Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM)***

Bei Pflanzenschutzmitteln sind keine bundesweiten Daten über Rückstände in Böden verfügbar. Auch die genaue Menge und Zusammensetzung der applizierten Wirkstoffe ist nicht bekannt bzw. kann keinen bestimmten Flächen zugeordnet werden. Deshalb bleibt als Indikator nur die gesamte Absatzmenge (als proxy für die Anwendungsmenge) von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, bezogen auf die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche. Dieser Ersatz-Indikator ist sehr ungenau, da hier nicht zwischen Wirkstoffen verschiedener Toxizität differenziert wird, sondern ausschließlich die Masse der Wirkstoffe aufsummiert wird. Gleichzeitig wird bei dieser Berechnungsmethode vorausgesetzt, daß die in Deutschland verkaufte Menge auch auf deutschen Flächen ausgebracht wird. Zudem wird das Abbauverhalten der Wirkstoffe nicht berücksichtigt. Neue Vorschläge für einen sachadäquateren PBSM-Indikator werden derzeit im Rahmen des Projekts diskutiert. So wäre es denkbar, sich z.B. an den Vorschlägen für Risikoindikatoren für Pflanzenschutzmittel, die im Rahmen der OECD-Agrar-Umweltindikatoren entwickelt wurden, zu orientieren. Diese berücksichtigen neben der Einsatzmenge auch deren Toxizität (OECD 2000). Die bisherige Indikation über die Menge an Wirkstoffen kann allenfalls unter der Annahme, daß sowohl die Toxizität der Wirkstoffe als auch das Mengenverhältnis der einzelnen Wirkstoffe gleich bleibt, verlässliche Trends abbilden.

#### ***Normative Elemente bei der wissenschaftlichen Ableitung von Einzelindikatoren:***

##### ***Das Beispiel AOT<sub>40</sub>-Werte für Ozon***

Als Indikator für die Ozonbelastung der Pflanzen in Agrarökosystemen wurde der AOT<sub>40</sub>-Wert (Accumulated exposure over a Threshold of 40 ppb) bzw. seine Überschreitung ausgewählt. Im Hinblick auf die menschliche Gesundheit wird die Ozonbelastung zwar nach wie vor durch die Messung der kurzfristigen Spitzenbelastungen bestimmt (vgl. UBA 2000b), für die Schädigung von Pflanzen ist jedoch neben der kurzzeitigen Belastung auch die Dauer der Exposition ein maßgeblicher Faktor. Diese wird bei der Berechnung von AOT<sub>40</sub>-Werten berücksichtigt.

AOT<sub>40</sub>-Werte werden folgendermaßen berechnet (vgl. UN ECE 1992): Für alle Tageslichtstunden, deren Stundenmittel 40 ppb überschreitet, wird die Differenz zu 40 ppb aufsummiert und mit der Anzahl der betreffenden Stunden multipliziert. Eine Tageslichtstunde wird definiert durch eine mittlere Globalstrahlung von  $> 50 \text{ W/m}^2$ ; ersatzweise wird ein bestimmter Tageslichtzeitraum festgelegt (s.u.). Als Einheit für den AOT<sub>40</sub>-Wert ergibt sich dann ppb·h.

Die so ermittelten AOT<sub>40</sub>-Werte werden nun mit Schwellenwerten, den sogenannten Critical Levels für Ozon, verglichen. Critical Levels für Ozon existieren seit 1992 und wurden sowohl für Wald- als auch Agrarökosysteme definiert. Der AOT<sub>40</sub>-Wert darf für Waldökosysteme im Zeitraum April-September während der Tageslichtstunden den Critical Level von 10.000 ppb·h, für landwirtschaftliche Nutzpflanzen während der Hauptwachstumsphase von Mai bis Juli den Wert von 3.000 ppb·h nicht überschreiten (UN ECE 1996a). Darüber hinaus darf der Wert während 5 aufeinanderfolgender Tage während der Tageslichtstunden bei Trockenheit (Dampfdrucksättigungsdefizit  $> 1.2 \text{ kPa}$  im Mittel von 9.00 bis 16.30) höchstens 500 ppb·h, bei Feuchtigkeit (Dampfdrucksättigungsdefizit  $< 1.2 \text{ kPa}$  im Mittel von 9.00 bis 16.30) höchstens 200 ppb·h betragen.

In der methodischen Ableitung der AOT<sub>40</sub>-Werte bzw. der Überschreitungen (Excess) der Critical Levels stecken einige Entscheidungen und Vereinfachungen, die diesem Indikator eine normative Ladung mitgeben. Dazu zählen beispielsweise:

- die Festlegung der „cut-off-line“ bei 40 ppb; sie stellt keinen Grenzwert dar, sondern wurde statistisch ermittelt;
- die Festlegung eines einheitlichen Umrechnungsfaktors von  $2 \mu\text{g/m}^3 \text{ O}_3$  in 1 ppb  $\text{O}_3$ . Dies ist notwendig, weil keine Angaben über Druck und Temperatur zum Zeitpunkt der Messung vorhanden sind.
- die Festlegung der Tageslichtgrenze auf  $50 \text{ W/m}^2$ . Um diese aufwendige Messung zu umgehen, wird standardmäßig ein Berechnungszeitraum von 8-18 Uhr festgelegt, obwohl die tatsächliche Dauer der Tageslichtstunden je nach Standort variiert (Gauger et al. 2000, S.17).
- die Festlegung der Grenze zwischen trocken und feucht bei einem Dampfdrucksättigungsdefizit von 1,2 kPa.
- verkehrsbeeinflusste Meßstationen werden anhand folgender Kriterien ausgeklammert:
  - das Verhältnis von  $\text{NO}_2$  zu  $\text{NO}$  ist  $\leq 2$
  - der  $\text{NO}_2$ -Gehalt der Luft liegt über  $30 \mu\text{g/l}$ .

Die Überschreitung der kritischen Konzentrationen (Excess) wird ebenfalls als AOT<sub>40</sub>-Wert angegeben und in Kartenform in der Einheit ppb·h dargestellt. Um zu einem einzigen natio-

nalen Indikatorwert zu kommen, müssen diese für einzelne Meßstationen angegebenen Indikatorwerte räumlich aggregiert werden. Darauf wird in Kapitel 6.3.3 eingegangen.

### ***Zusammenfassung der normativen Elemente bei der Auswahl von Ausgangsindikatoren***

Die im Zusammenhang mit der Auswahl von Ausgangsindikatoren getroffenen normativen Setzungen und Entscheidungen lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

Bei den *POPs* wurden die relevanten Einzelstoffe anhand der Kriterien Toxizität, Aktualität und Datenverfügbarkeit ausgewählt. Wie diese Kriterien gegeneinander abgewogen wurden, war ebenfalls Gegenstand normativer Entscheidungen

Bei den *Schwermetallen* mußte zwischen Sachadäquanz (Gehalte) und Handlungsrelevanz (Einträge) abgewogen werden.

Bei den *PBSM* wurde eine Vielzahl von Einschränkungen getroffen:

- Das Abbauverhalten wurde vernachlässigt.
- Die Toxizität der einzelnen Wirkstoffe wurde vernachlässigt. Dies konnte nur unter der Annahme erfolgen, daß sich die Toxizität der Wirkstoffe nicht verändert und das Mengenverhältnis der einzelnen Wirkstoffe zueinander gleich bleibt.
- Anstatt der Menge der ausgebrachten Wirkstoffe wurde die Absatzmenge herangezogen. Die zugrundeliegende Annahmen waren hier, daß keine Lagerhaltung erfolgt und die PBSM nicht im Ausland ausgebracht werden.

Bei *Ozon* wurden bei der wissenschaftlichen Ableitung des AOT<sub>40</sub>-Wertes die oben ausgeführten Festlegungen getroffen bzgl.

- der cut-off-line
- des Umrechnungsfaktors von µg/m<sup>3</sup> in ppb
- der Tageslichtgrenze
- der Grenze zwischen trocken und feucht
- der Ausklammerung verkehrsbeeinflußter Meßstationen.

### **6.3.3 Aggregationsschritte**

Im vom Projekt vorgeschlagenen Stoffindikatorensystem (vgl. Abb. 6.3) wird auf verschiedenen Ebenen aggregiert. Bei allen Ausgangsindikatoren (abgerundete Kästchen) handelt es sich um bereits *räumlich aggregierte* Indikatoren; z.T. sind sie auch auf einer *inhaltlichen* Ebene aggregiert. So verbergen sich hinter den Einzelindikatoren für POPs mit Ausnahme des HCB eine Vielzahl von Einzelwerten. Bei den Dioxinen/Furanen werden insgesamt mindestens 12 Kongenere anhand von internationalen Toxizitätsäquivalenten zusammengefaßt (UBA 1997, S.204f). Bei PAK und bisher auch noch PCB ist ein einfacher Summenparameter üblich, bei dem die Trockenmasse der sechs bzw. 16 Einzelstoffe addiert wird. Für PCBs werden zwar auf internationaler Ebene auch Toxizitätsäquivalente diskutiert, ihre Verwendung hat sich aber in Deutschland noch nicht durchgesetzt.

Der nächste Aggregationsschritt spielt sich auf der Ebene der Makroindikatoren der ersten Stufe ab. Hier handelt es sich nur noch um eine inhaltliche Aggregation mit den klassischen Verfahrensschritten der Skalierung und Gewichtung. So werden z.B. die vier Ausgangsindi-

katoren Dioxine/Furane, PAK, PCB und HCB zum Makroindikator POPs oder die sieben Ausgangsindikatoren Cd, Pb, Hg, Zn, Cr, Cu, Ni zum Makroindikator Schwermetallgehalte zusammengefaßt. Der Indikator zur Ozonbelastung steht für sich – er wird nicht mehr mit anderen Ausgangsindikatoren zusammengefaßt.

Ein weiterer Aggregationsschritt ist die Zusammenfassung der beiden Makroindikatoren der ersten Stufe „POPs im Boden“ und „Schwermetallgehalte im Boden“ zum Makroindikator der zweiten Stufe „Toxische Substanzen im Boden“.

Im folgenden wird auf das Thema *räumliche Aggregation* von Ausgangsdaten zu Ausgangsindikatoren sowie auf die verschiedenen Schritte bei der *Aggregation zu Makroindikatoren* vertieft eingegangen. Die normativen Implikationen bei der inhaltlichen Aggregation wurden bereits am Beispiel Ozon aufgezeigt.

### ***Räumliche Aggregation von Ausgangsdaten***

In welcher Form räumlich aggregiert wird, ist Gegenstand normativer Entscheidungen. Eine gängige Vorgehensweise bei einer räumlichen Aggregation ist die Mittelwertbildung über alle Meßstationen. Nationale Durchschnittswerte können so als Ergebnisse einer räumlichen Aggregation aufgefaßt werden. Neben dem arithmetischen Mittelwert bieten sich zur räumlichen Aggregation der Median oder auch andere statistische Lagemaße wie z.B. das 10. oder 90. Perzentil an. Die Entscheidung, welche davon herangezogen werden soll, trägt einen normativen Charakter (vgl. Kap. 4.2.2.4). Da im Falle der POPs und der Schwermetallgehalte in den entsprechenden Veröffentlichungen (UBA 1997, LABO 1998) in der Regel nur *Median* und *90. Perzentil* ausgewiesen werden, beschränkt sich hier die Entscheidung auf diese beiden Optionen. Im Projekt wurde die Entscheidung für den Median gefällt, „weil das 90. Perzentil im Zeitablauf nur bei Veränderungen, die Räume mit Spitzenbelastungen betreffen, [reagiert] und unsensibel bezüglich des großen Rests von Deutschland [ist]“ (Schoer et al. 2000b).

Für die Schwermetalldepositionen hingegen wird in den Datenquellen der arithmetische Mittelwert angegeben (Schütze et al. 2000), dasselbe gilt für Klärschlämme (UBA 1997, S.201). Bei den Angaben zur Absatzmenge an Pflanzenschutzmitteln wird direkt mit bundesweiten Zahlen gerechnet, die dann auf die landwirtschaftliche Fläche umgerechnet werden. Auch dies ergibt formal einen arithmetischen Mittelwert. Die in den Stickstoffsaldo eingehenden Ausgangsindikatoren werden zum einen direkt als arithmetische Mittelwerte angegeben (z.B. die N-Deposition) oder aber analog zur Vorgehensweise bei den Pflanzenschutzmitteln anhand von bundesweiten Zahlen auf die landwirtschaftliche Fläche umgerechnet (z.B. N-Zufuhr durch Klärschlamm) und stellen damit ebenfalls arithmetische Mittelwerte dar.

Bei den AOT<sub>40</sub>-Werten zur Ozonbelastung kann die Aggregation auf verschiedene Art und Weise erfolgen. So ist z.B. ein arithmetischer Mittelwert der Überschreitung aller Meßstationen denkbar (z.B. Köble et al 1997, S.24), wobei es empfehlenswert ist, diesen wegen der extremen witterungsbedingten Schwankungen bei Ozon über einen Zeitraum von 5 Jahren zu ermitteln (Gauger et al. 2000, S. 20). Als Variante davon wäre eine länderspezifische Mittelwertbildung der Stationsdaten und daran anschließende gewichtete Mittelwertbildung der Länderwerte entsprechend ihrer Flächenanteile an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche möglich. Weiterhin muß entschieden werden, ob die verkehrsbeeinflussten Meß-



stationen aufgrund der Tatsache, daß hier die Ozonwerte in der Regel niedriger sind, weil das Ozon in Anwesenheit bestimmter Luftschadstoffe schneller abgebaut wird, mit in die Berechnung einfließen sollen oder nicht. Eine grundsätzlich andere Möglichkeit, bei der auf eine Mittelwertberechnung verzichtet werden kann, ist die Berechnung des Flächenanteils, auf dem Critical Levels überschritten sind (Gauger et al. 2000, S.20f). Im Moment wurde im Projekt noch keine endgültige Entscheidung darüber getroffen, auf welche Art die räumliche Aggregation erfolgen soll.

Die sowohl mit den hier dargestellten räumlichen als auch den inhaltlichen Aggregations-schritten (vgl. Kap. 6.3.2 – Bsp. Ozon) verbundenen Annahmen und Setzungen bilden die normative Ladung der Einzelindikatoren.

### ***Aggregation zu Makroindikatoren***

Bei der weiteren Aggregation der Ausgangsindikatoren zu den „Makroindikatoren der ersten Stufe“ wird eine *Skalierung* notwendig, da die Einzelindikatoren nicht einfach miteinander verrechnet werden können, auch wenn sie z.T. in derselben Einheit angegeben werden. Dies ist für POPs (Angaben in ng I-Teq bzw. mg/kg) und Schwermetallen (Angaben in mg/kg für die Gehalte, in mg/ha·a für die Einträge) der Fall. Obwohl es eine Fülle von Umweltstandards, z.T. auch politische Zielvorgaben (bei Dioxinen, vgl. Tab. 6.3) gibt, die theoretisch als Referenzwerte herangezogen werden könnten, wurde im Projekt entschieden, als Referenzwert für diese Skalierung den entsprechenden Wert eines Basisjahrs heranzuziehen. Ein Hauptgrund für diese Entscheidung war die unterschiedliche Begründung bzw. Zielsetzung der potentiellen Referenzwerte (vgl. Tab. 6.3). So handelt es sich teilweise um vorsorgeorientierte, teilweise um schadensbezogene Standards (zu dieser Unterscheidung vgl. Kap. 3.4) mit unterschiedlicher Rechtsverbindlichkeit, z.T. auch unterschiedlichem Schutzgutbezug; bei Dioxinen existieren wiederum nur politische Zielvorgaben. Eine Aggregation, die auf einer Skalierung anhand unterschiedlich begründeter Referenzwerte aufbaut, macht jedoch inhaltlich keinen Sinn. Ein weiteres Argument für die Skalierung anhand eines Basisjahrs ist die Kompatibilität mit der Vorgehensweise bei den Indikatoren zur Funktionalität und zur Struktur, für die es (zumindest bisher) keine etablierten Standards als potentielle Referenzwerte gibt. Außerdem sind Umweltstandards in der Regel für die ordnungsrechtliche Beurteilung von *Einzelfällen* gedacht, nicht aber zur Beurteilung von nationalen *Durchschnittswerten*.

Zur *Interpretation* der Indikatoren können Umweltstandards jedoch nützlich sein. Hier wurde die normative Entscheidung getroffen, im Hinblick auf das Leitbild der Nachhaltigkeit bzw. die Leitlinie der Ökologischen Integrität nur vorsorgeorientierte Standards heranzuziehen. Tab. 6.3 bietet eine Übersicht über derzeit vorhandene Umweltstandards inclusive nicht vorsorgeorientierter Standards.

Stoff	Referenzwert-	Bezeichnung	Quelle	Schutzgut	Rechtsverbindlichkeit	Leitbildbezug/ Begründung
Dioxine / Furane	5 ng I-Teq / kg	Zielgröße	Bund-Länder AG Dioxine	Mensch	nicht hoheitlich, Empfehlung	vorsorgeorientiert; gewährleistet alle Nutzungen,
	2 ng I-Teq / kg	Hintergrundwert <sup>99</sup>	4. VwV z. BodSchG Ba-Wü	?	nicht hoheitlich, verbindlich für die Verwaltung	-----
PCB <sub>6</sub>	100 µg /kg	Vorsorgewert für Böden mit Humusgehalt ≤ 8%	BBodSchG	Boden, Ökosystem	hoheitlich	vorsorgeorientiert
	50 µg/kg	Vorsorgewert für Böden mit Humusgehalt > 8%	BBodSchG	Boden, Ökosystem	hoheitlich	vorsorgeorientiert
HCB	4 mg/kg	Prüfwert für den Wirkungspfad Boden-Mensch auf Kinderspielplätzen	BBodSchG	Mensch	hoheitlich	schadensbezogen
	50 µg/kg	Prüfwert für den Wirkungspfad Boden-Pflanze	4. VwV z. BodSchG Ba-Wü	Nutzpflanzen, Futterpflanzen	nicht hoheitlich, bindet die Verwaltung	schadensbezogen
	20 µg /kg	Prüfwert für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser	4. VwV z. BodSchG Ba-Wü	Grundwasser	nicht hoheitlich, bindet die Verwaltung	schadensbezogen
	2 µg/kg	Hintergrundwert	4. VwV z. BodSchG Ba-Wü	?	nicht hoheitlich, bindet die Verwaltung	-----
PAK <sub>16</sub>	3 mg/kg	Vorsorgewert für Böden mit Humusgehalt ≤ 8 %	BBodSchG	Boden, Ökosystem	hoheitlich	vorsorgeorientiert
	10 mg/kg	Vorsorgewert für Böden mit Humusgehalt >8 %	BBodSchG	Boden, Ökosystem	hoheitlich	vorsorgeorientiert
	3 mg/kg	30 % des Orientierungswertes	UVP-VwV	natürliche Bodenfunktionen	nicht hoheitlich, bindet die Verwaltung	vorsorgeorientiert
	10 mg/kg	Orientierungswert	UVP-VwV	natürliche Bodenfunktionen	nicht hoheitlich, bindet die Verwaltung	schadensbezogen

Tab. 6.3: Umweltstandards als potentielle Referenzwerte bzw. Interpretationshilfen für Indikatoren zum Gehalt an POPs in Böden

<sup>99</sup> Hintergrundwerte sind insofern als Referenzwerte ungeeignet, als zur Beschreibung der Konzentration von Schwermetallen und POPs in Böden ebenfalls bundesweite Hintergrundgehalte herangezogen werden.

Die Entscheidung für ein Basisjahr als Referenz ist zwar sinnvoll, bringt aber dennoch normative Implikationen mit sich. Anstatt eines nachvollziehbar begründeten Umweltstandards wird nun der (zufällige) Wert in einem willkürlich festgelegten Basisjahr zur Referenz erklärt. Trotzdem kann die resultierende normative Ladung der skalierten Indikatoren bei der Wahl eines Basisjahrs als Referenz als geringer angesehen werden, als es z.B. bei einer politischen Zielvorgabe als Referenz der Fall wäre, weil der resultierende Indikator immer nur als *relativ* zum Ausgangsjahr interpretiert und nie als Abweichung von einem absoluten Referenz- bzw. Zielwert aufgefaßt werden kann.

Auch die Entscheidung für die Art der Skalierungsfunktion und der *Gewichtung* bringt weitere normative Elemente mit sich. Als Skalierungsfunktion wird eine einfache lineare Funktion der Form  $f(x) = ax$  gewählt, d.h. es handelt sich um eine proportionale Transformation. Die skalierten Werte können daher in derselben Weise interpretiert werden wie die ursprünglichen Indikatorwerte (zur Skalentheorie vgl. Kap. 4.2.2.2). Anschließend wird aus den skalierten Werten für Dioxine/Furane, PCB, PAK und HCB ein ungewichteter Mittelwert gebildet. Denkbar wäre auch eine Gewichtung entsprechend der Anzahl der in den jeweiligen Einzelindikatoren zusammengefaßten Einzelstoffe (d.h. 12 für Dioxine/Furane, 6 für PCB, 16 für PAK, 1 für HCB). Diese Möglichkeit wurde im Projektkontext verworfen, weil jeder Stoffgruppe unabhängig von der Anzahl der Einzelstoffe dieselbe Bedeutung beigemessen werden sollte.

Ein noch weiter gehender Aggregationsvorschlag besteht darin, die beiden Makroindikatoren der ersten Stufe, „POPs im Boden“ sowie „Schwermetallgehalte im Boden“ zusammenzufassen zum Makroindikator der zweiten Stufe: „Toxische Substanzen im Boden“. Diese beiden Makroindikatoren wurden ausgewählt, weil sie als einzige Indikatoren Stoffgehalte angeben, d.h. tatsächlich Angaben zur für das Ökosystem bedeutsamen *Akkumulation* von Stoffen machen. Der Pflanzenschutzmittelindikator kommt als Proxy nicht für eine weitere Aggregation in Frage. Stickstoff ist keine toxische Substanz, und Ozon bildet ebenfalls eine eigenständige Kategorie von Schadstoffen.

Beide zu aggregierenden (Makro-) Indikatoren liegen bereits als dimensionslose Größen vor und müssen deshalb nicht mehr skaliert werden. In welcher Form sie weiter miteinander verrechnet werden, ist u.a. auch eine Frage der Vermittelbarkeit der Ergebnisse. Es gibt keine aus wissenschaftlichen Gesichtspunkten heraus eindeutig zu bevorzugende Variante. Sowohl das *ob* als auch das *wie* einer weitergehenden Aggregation ist hier Gegenstand normativer Entscheidungen.

### ***Zusammenstellung der normativen Elemente bei der Aggregation***

Aggregationen finden einerseits räumlich, andererseits inhaltlich statt. Darüber hinaus spielen sich inhaltliche Aggregationen auf verschiedenen Ebenen ab. So ergeben sich je nach Aggregationsniveau Makroindikatoren erster oder zweiter Stufe.

Bei der *räumlichen* Aggregation müssen folgende Entscheidungen getroffen werden:

- Soll die mittlere Belastung oder die Spitzenbelastung indiziert werden?
- Soll im Falle der mittleren Belastung der Median oder der arithmetische Mittelwert herangezogen werden?
- Soll anhand bestimmter Flächenanteile gewichtet werden?
- Sollen bestimmte Meßstationen (z.B. verkehrsbeeinflusste bei Ozon) ausgeklammert werden, und wenn ja, nach welchen Kriterien?

Bei der Aggregation zu *Makroindikatoren der ersten Stufe* werden folgende Entscheidungen getroffen:

a) *Skalierung*

- Beim *Referenzwert* wird die grundsätzliche Entscheidung für ein Basisjahr als Referenz gefällt; hinzu kommt die Festlegung eines konkreten Jahrs als Basisjahr.
- *Umweltstandards* werden *nur zur Interpretation* der resultierenden Indikatoren herangezogen. Dafür werden vorsorgeorientierte (im Gegensatz zu schadensbezogenen) Umweltstandards ausgewählt.
- Bei der *Skalierungsfunktion* müssen die Richtung, das Skalenniveau sowie die zugehörigen Wertebereiche festgelegt werden.

b) Eine *Gewichtung* wird nicht vorgenommen, bzw. es wird gleichgewichtet.

c) Als *statistisches Verfahren* zur Aggregation wird eine Mittelwertbildung durchgeführt.

Bei der Aggregation zu *Makroindikatoren der zweiten Stufe* wurden dieselben Entscheidungen wie bei den Makroindikatoren der ersten Stufe getroffen – allerdings entfällt hier die Skalierung. Auch die grundsätzliche Entscheidung, daß bis zu einem bestimmten Niveau aggregiert werden soll, ist ein bedeutendes normatives Element.

## 7 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurde der Frage nachgegangen, inwieweit normative Elemente in die Beschreibung des Umweltzustands anhand von Indikatoren Eingang finden. Dabei wurde festgestellt, daß es keinen Schritt innerhalb der Indikatorkonstruktion gibt, der gänzlich frei von normativen Elementen ist, so daß ein Indikator auf jeder Ebene eine bestimmte *normative Ladung* erhält. Diese läßt sich zwar nicht exakt quantifizieren, wohl aber systematisch analysieren und qualitativ beschreiben, so daß sich gegebenenfalls die normative Ladung unterschiedlicher Indikatorversionen zumindest relativ zueinander abschätzen läßt.

Ein erster Systematisierungsschritt ist die Unterscheidung zwischen expliziten und impliziten normativen Elementen. *Explizit* normativ sind beispielsweise Wunschvorstellungen in Bezug auf den Umweltzustand, die sich in eine „Zielpyramide“, bestehend aus Leitbildern, Leitlinien, Umweltqualitäts- und –handlungszielen sowie Umweltstandards einordnen lassen. Diese expliziten Wunschvorstellungen schlagen sich in den Indikatoren nieder, die dem jeweiligen Ziel zugeordnet sind. Auch bei *Begründungen* zum Schutz von Natur und Umwelt handelt es sich um explizit normative Konzepte – unabhängig davon, ob es sich eher um physiozentrische oder um anthropozentrische Ansätze handelt. Auch die Vorstellung dessen, was unter „Natur“ überhaupt verstanden wird, ist letzten Endes normativ, wenn auch weniger explizit.

Zusätzlich zu den genannten expliziten normativen Elementen fließen bei der naturwissenschaftlichen Beschreibung des Umweltzustands mit Hilfe von Indikatoren auch zahlreiche *implizite* normative Elemente mit ein. Bei der Analyse der Konstruktion von Umweltindikatoren kann weiter unterschieden werden zwischen dem Aspekt der *Datenerhebung* und dem der *Aggregation*. Läßt man das philosophische Problem der grundsätzlichen Abbildbarkeit von Wirklichkeit beiseite, so fließen bereits im Zusammenhang mit der Datenerhebung normative Elemente mit ein – so z.B. bei der Auswahl von Meßgeräten und Meßmethoden, bei der Entscheidung über Lage und Anzahl der Meßstellen sowie Zeitpunkt und Häufigkeit der Messung. Auch die Plausibilitätsprüfungen zugrunde liegenden Annahmen gehören zu diesem Komplex.

Bei der Aggregation von Indikatoren läßt sich eine Vielzahl verschiedener Schritte identifizieren, die dem resultierenden Indikator eine normative Ladung mitgeben. Zu den vorbereitenden Schritten bei einer Aggregation gehören die Skalierung und die Gewichtung. Aggregationsschritte im eigentlichen Sinne stellen mathematisch-statistische Methoden wie z.B. Summen- oder Mittelwertbildung, logische Verknüpfungen auf der Basis von Wenn-Dann-Beziehungen sowie graphische Methoden dar. Auch die Selektion kann als Aggregationsschritt aufgefaßt werden. Für jeden dieser Verfahrensschritte können verschiedene Facetten identifiziert werden, die jeweils unterschiedliche normative Implikationen mit sich bringen.

Bei der *Skalierung* ist es beispielsweise von Bedeutung, ob sich durch eine Transformation das Skalenniveau ändert; ebenso ist von Interesse, ob es sich um eine „zulässige“ oder aber eine „unzulässige“ Transformation handelt. Wird anhand eines Referenzwertes skaliert, so ist entscheidend, welchen Charakter dieser Referenzwert hat bzw. wer ihn festgelegt hat. Weitere

entscheidende Fragen sind die nach der Skalierungsfunktion an sich – handelt es sich um eine lineare, logarithmische oder exponentielle Funktion? Wie ist die Skalierungsrichtung - d.h. wird aus einem höheren Ausgangsindikator auch ein höherer skaliertes Indikator, oder dreht sich die Reihenfolge um? Auch bei der *Gewichtung* ist es bedeutsam, auf welcher Basis die Gewichte bestimmt werden. Die *Selektion* läßt sich in ähnlicher Weise daraufhin unterscheiden, welche Auswahlkriterien zugrunde gelegt werden – die Bandbreite reicht hier von Sachadäquanz bis hin zu Entscheidungen vor dem Hintergrund des politischen Tagesgeschehens. Während *mathematisch-statistische Verfahren* per se objektiv im Sinne von „intersubjektiv nachvollziehbar“ sind, birgt auch die Entscheidung, welche statistische Größe zur Beschreibung eines Sachverhalts (z.B. auch zur räumlichen Aggregation) herangezogen werden soll, einen normativen Aspekt. So können z.B. der Median oder der arithmetische Mittelwert sehr unterschiedliche Aussagen treffen. Bei den *logischen Wenn-Dann-Verknüpfungen* sind die Verknüpfungsregeln selbst normativ begründet. Die *graphische Aggregation* in Form einer Amöbe birgt letztendlich alle mit der Skalierung verbundenen normativen Elemente in sich, erweitert um den Aspekt der optischen Aggregation, die ein Ergebnis der – unter Umständen zufälligen – Anordnung der Amöbenachsen darstellt.

Die aus der systematischen Analyse dieser Verfahrensschritte gewonnenen Erkenntnisse über die mit ihnen zusammenhängende normative Aufladung der Indikatoren werden in der vorliegenden Arbeit auf zwei Bereiche angewandt.

Zum ersten handelt es sich um derzeit in der aktuellen Diskussion befindliche Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatorensysteme auf internationaler, nationaler und regionaler Ebene. Sie werden ausführlich dargestellt und hinsichtlich der für das Ausmaß der normativen Ladung entscheidenden Kriterien – wie z.B. Zielbezug und Aggregationsgrad – verglichen. Hier bestehen große Unterschiede: während sich zahlreiche Indikatorensysteme auf vorwiegend deskriptive Indikatoren ohne Zielbezug beschränken (z.B. die Umweltindikatoren der OECD oder von Eurostat), werden in anderen Indikatorensystemen umweltpolitische Ziele zumindest gegenübergestellt (z.B. beim ersten Schritt des niederländischen Indikatorensystems) oder gar rechnerisch eingebaut (z.B. beim Deutschen Umweltindex). Ebenso wie der Deutsche Umweltindex (DUX) weist auch der Living Planet Index des World Wide Fund for Nature ein hohes Aggregationsniveau auf – allerdings wird hier ein Basisjahr anstatt umweltpolitischer Zielvorgaben als Referenzwert für die Skalierung herangezogen.

Zum zweiten werden die im Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustands“ erarbeiteten aggregierten Indikatoren systematisch auf ihre normative Ladung untersucht. Hier liegt der Schwerpunkt auf einer genauen Analyse der jeweiligen Indikator konstruktion und dem Offenlegen der dem Indikator in jedem einzelnen Schritt mitgegebenen normativen Ladung. Dabei wird entsprechend der im Projekt vorgenommenen Unterscheidung in Funktionalitäts-, Struktur- und Stoffindikatoren vorgegangen. Für alle drei Indikatorengruppen gilt, daß sich ihre normative Ladung zum einen aus ihrem theoretischen „Überbau“, zum anderen aus Elementen, die bei der konkreten Umsetzung einfließen, zusammensetzt. Den gemeinsamen theoretischen Überbau bildet das Leitbild nachhaltiger Entwicklung. Darüber hinaus besteht er bei den Funktionalitätsindikatoren aus dem normativen Konzept der Ökologischen Integrität, der Theorie der Funktionalität von Ökosystemen sowie den zu ihrer Umsetzung he-

rangezogenen Theorien zu Selbstorganisation, Sukzession, Thermodynamik und Ökophysiologie. Bei den Strukturindikatoren steht vor allem die Leitlinie der Erhaltung der Biodiversität im Vordergrund, während die Stoffindikatoren weiterhin an der klassischen Vorstellung der Erhaltung von (medialen) Schutzgütern ausgerichtet sind.

Zahlreiche Entscheidungen sind weiterhin notwendig, um die aus diesen theoretischen Vorannahmen abgeleiteten Indikatoren praktisch umzusetzen. Hier fließen in der einen oder anderen Weise die normativen Wirkungen der bereits theoretisch analysierten Verfahrensschritte bei der Aggregation mit ein. Die Schwerpunkte der Herkunft normativer Ladungen sind bei den drei Indikatorengruppen unterschiedlich. Während bei den Stoff- und Strukturindikatoren die normativen Ladungen überwiegend aus dem eigentlichen Aggregationsprozeß stammen und der theoretische „Überbau“ relativ einfach gestaltet ist, liegen die Verhältnisse bei den Funktionalitätsindikatoren eher umgekehrt. Hier rührt die normative Ladung zu großen Teilen aus dem theoretischen „Überbau“, während die mit der Aggregation von Einzeldaten oder Indikatoren zusammenhängenden normativen Ladungen weniger stark ins Gewicht fallen.

Die detaillierte Analyse aller Verfahrensschritte bei der Konstruktion der „Makroindikatoren der Umweltzustands“ zeigt auf, inwieweit hier „naturwissenschaftliche“ und normative Schritte ineinandergreifen. Da sich viele Entscheidungen im Zusammenhang mit der Indikatorkonstruktion nicht ausschließlich wissenschaftlich begründen lassen, werden gesellschaftliche Vorstellungen und Präferenzen in Form von zwei sogenannten „Konsensfindungsgesprächen“ mit Vertretern gesellschaftlicher Interessengruppen mit einbezogen. Dies kann aber nur unter der Voraussetzung geschehen, daß die bereits in die Indikatorkonstruktion eingeflossenen normativen Elemente transparent gemacht werden bzw. diejenigen Entscheidungen, die an „die Gesellschaft“ abgegeben werden können – oder müssen – auch explizit als solche gekennzeichnet werden. Insofern ist die in dieser Arbeit geleistete Analyse normativer Ladungen eine wichtige Basis für sinnvolle Entscheidungen, die im Rahmen dieser Konsensfindungsrunden getroffen werden sollen.

Die Arbeit bietet eine systematische Grundlage für das Herausarbeiten normativer Elemente bei der Indikatorenkonstruktion und führt dies am Beispiel der „Makroindikatoren des Umweltzustands“ exemplarisch durch. Das Wissen um die normative Ladung von Umweltindikatoren verhilft zum einen zu einer besseren Interpretierbarkeit der Ergebnisse von Umweltzustandsbeschreibungen. Gleichzeitig stellt es aber auch die Voraussetzung für rationale und bewußte Entscheidungen darüber dar, auf welche Weise der Umweltzustand beschrieben und welche Art von Information zur Grundlage umweltpolitischen Handelns werden soll.

## 8 Literatur

- AbfKlärV (1992): Klärschlammverordnung. Bundesgesetzblatt, Teil I, vom 15.4.1992. Bonn. S. 912-934.
- Adriaanse, A. (1993): Environmental policy performance indicators. A study on the development of indicators for environmental policy in the Netherlands. Sdu Uitgeverij Koninginnegracht. Mai 1993.
- Akademie der Wissenschaften (1992): Umweltstandards: Grundlagen, Tatsachen und Bewertungen am Beispiel des Strahlenrisikos. Akademie der Wissenschaften zu Berlin - Arbeitsgruppe Umweltstandards (K. Pinkau (Sprecher), K. Decker, C.F. Gethmann, H.W. Levi, J. Mittelstraß, S. Peyerimhoff, G. zu Pultz, A. Randelzhofer, O. Renn, C. Streffer, F.E. Weinert). Forschungsbericht 2. Gruyter. Berlin, New York.
- Albert, H. (1975): Traktat über kritische Vernunft. Dritte, erweiterte Auflage. Mohr (Paul Siebeck) Tübingen.
- Alexy, R. (1986): Theorie der Grundrechte. Suhrkamp-Taschenbuch Wissenschaft 582. Erste Auflage. Nomos Verlagsgesellschaft. Baden-Baden. 547 S.
- Bachfischer, R. (1978): Die ökologische Risikoanalyse. Dissertation an der Technischen Universität München.
- Bachmann, G., Bannick, C.-G., Giese, E., Glante, F. Kiene, A., Konietzka, R., Rück, F., Schmidt, S., Terytze, K., Borries, D. (1997): Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes. In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G., Harreß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag. Losebl.-Ausg., Nr. 3500. 121 S.
- Back, H.E., Rohner, M.-S., Seidling, W., Willecke, S. (1996): Konzepte zur Erfassung und Bewertung von Landschaft und Natur im Rahmen der "Ökologischen Flächenstichprobe". UGR-Materialien. Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung, Heft 6. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. 285 S.
- Baran, P. (1990): Kapitel „Werte“ in Sandkühler, H.-J. (Hrsg.): Enzyklopädie zu Philosophie und Wissenschaften. Meiner. Hamburg. S. 801-815.
- Barkmann, J. (2000): Eine Leitlinie für die Vorsorge vor unspezifischen ökologischen Gefährdungen. In: Jax, K. (Ed.) Funktion und Unsicherheit in der Ökologie. Reihe „Theorie in der Ökologie“, Band 2. Lang. Frankfurt am Main. Im Druck.
- Barkmann, J., Baumann, R., Bonk A., Donner S., Kubala F., Meyer U., Müller F., Petschow U., Windhorst, W. (2000): Entwicklung eines Indikatorensystems für ein strategisches Steuerungssystem für die umweltpolitischen Langfristziele des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten Schleswig-Holstein. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten Schleswig-Holstein - Abschlussbericht. Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (ÖZK) in Zusammenarbeit mit dem Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) Berlin. Januar 2000. 95 S.
- Barkmann, J., Breckling, B., Potthast, T., Badura, J. (1998): Introduction: Philosophical aspects of goal functions. Kap. 3.1 in: F. Müller, M. Leupelt (Eds.): Eco targets, goal functions, and orientors. Springer. Berlin, Heidelberg. S. 290-297.
- Barkmann, J., Windhorst, W. (2000): Hedging our bets: the utility of ecological integrity. In: Joergensen, S.E., Müller, F. (eds.): Handbook of Ecosystem Theories. CRC Press, Boca Raton, FL (USA). S.497-517.



- Baumann, R., Müller, F. (1999): Indikatoren für eine systemare Beschreibung und Bewertung der Funktionalität von Ökosystemen. In: Flake, M., Seppelt, R., Sönderath, D. (Hrsg.): Umweltsystemanalyse - Dynamik natürlicher und anthropogener Systeme und ihre Wechselwirkungen. Tagungsband GeoöKon'99, 3. Kongreß für Geoökologie. Institut für Geographie und Geoökologie TU Braunschweig.
- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens (BBodSchG). Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 16, vom 24.3.98. Bonn. S. 502-510.
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.7.1999. Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr. 36 vom 16.7.1999. Bonn. S. 1554-1582.
- Bechmann, A. (1989): Bewertungsverfahren - der handlungsbezogene Kern von Umweltverträglichkeitsprüfungen. In: Hübler, K.-H., Otto-Zimmermann, K. (Hrsg.): Bewertung der Umweltverträglichkeit. Bewertungsmaßstäbe und Bewertungsverfahren für die Umweltverträglichkeitsprüfung. Eberhard Blottner Verlag Taunusstein. S. 84-103.
- Bechmann, A. (1988): Grundlagen der Bewertung von Umweltauswirkungen. In: Storm, P.C., Bunge, T. (Hrsg.): Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung, ergänzbare Sammlung der Rechtsgrundlagen, Prüfungsinhalte und -methoden für Behörden, Unternehmen, Sachverständige und die juristische Praxis. Erich Schmidt. Berlin. Loseblatt-Ausgabe. Erste Lieferung IX/88. Nr. 3510.
- Berliner Liste (1996): Bewertungskriterien für die Beurteilung stofflicher Belastungen von Böden und Grundwasser in Berlin (Berliner Liste). Amtsblatt für Berlin, 46. Jg, Nr.15 vom 20.3.1996. Berlin. S. 957-984.
- BfN (1997): Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Erhaltung der biologischen Vielfalt. Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge. Bonn. 352 S.
- Billharz, S., Moldan, B. (1996): Scientific Workshop on Indicators of Sustainable Development. Report on the Workshop in Wuppertal November 15-17, 1995. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). Paris. 69 S.
- Binot, M., Bless, R., Boye, P., Gruttke, H., Pretscher, P. (1998): Grundlagen und Bilanzen gefährdeter Tiere Deutschlands. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 55, S. 9-32. Bonn.
- BLAK-QZ (1993): Bund/Länder-Arbeitskreis „Gefährliche Stoffe – Qualitätsziele für oberirdische Gewässer“: Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Gewässer vor gefährlichen Stoffen Stand 6.5.1993. Unveröffentlicht.
- Blom, M.J.E., Kruijf, H.A.M. (1993): Policy strategies for the development of ecological standards. Executive summary. Department of Science, Technology & Society. Utrecht University, The Netherlands. NW&S report Nr. 93018. Final Report for Project Nr. 361288 for the „Project Ecological Sustainability of Chemicals. Ministry of Housing, Physical Planning and Environment, Den Haag, Niederlande.
- Blume, H.-P., Sukopp, H. (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 10, S. 75-89. Bonn-Bad Godesberg.
- BMELF (2000): Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bericht über den Zustand des Waldes 1999. Ergebnisse des forstlichen Umweltmonitoring. Bonn. Januar 2000. 75 S.
- BMU (1997a): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung. Berichte der Arbeitskreise anlässlich der Zwischenbilanzveranstaltung am 13. Juni 1997. Bonner Universitäts-Druckerei. 126 S.

- BMU (1997b): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. Bericht der Bundesregierung anlässlich der VN-Sondergeneralversammlung über Umwelt und Entwicklung 1997 in New York. Bonn. Februar 1997. 90 S.
- BMU (1998a): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Bericht der Bundesregierung nach dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Nationalbericht biologische Vielfalt. Bonn. März 1998. 152 S.
- BMU (1998b): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms. Bonn. April 1998. 146 S.
- BMU (2000): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit – Referat G I 2 (F): Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland. Bericht der Bundesregierung. April 2000. 115 S.
- BNatSchG (1998): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG). Neufassung vom 21. September 1998. Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr.66 vom 29.9.1998. Bonn. S. 2995-3012)
- Bossel, H. (1992): Real-structure process descriptions as the basis of understanding ecosystems and their developments. *Ecological Modelling* 63, S. 261-276.
- Bossel, H. (1994): *Modelling and Simulation*. AK Peters. Wellesley MA / Vieweg. Braunschweig, Wiesbaden. 484 S.
- Bossel, H. (1998): Ecological orientors: Emergence of basic orientors in evolutionary self-organisation. In: F. Müller, M. Leupelt (Eds.): Kap. 2.2: Eco targets, goal functions, and orientors. Springer. Berlin, Heidelberg. S. 19-33.
- Botkin, D. B. 1990: *Discordant harmonies - a new ecology for the 21st century*. University Press. New York, Oxford. 241 S.
- Brockhaus (1983): *Der Brockhaus in einem Band*. Brockhaus. Wiesbaden. 1016 S.
- Brodbeck, K.-H. (1996): ABC der Wissenschaftstheorie für Betriebswirte. Teil-Skript für die Einführungsvorlesung in das Seminar „Einführung in das wissenschaftliche Arbeiten“ an der FH Würzburg-Schweinfurt-Aschaffenburg. [www.fh-wuerzburg.de/professoren/bwl/brodbeck/texte/abc.htm](http://www.fh-wuerzburg.de/professoren/bwl/brodbeck/texte/abc.htm) vom 13.1.1999.
- Buberl, G.H., Wilpert, K.v., Hildebrand, E.E. (1994): Verteilung bodenchemischer Stabilitätskriterien. BZE-Ergebnisse aus Baden-Württemberg. In: AFZ - allgemeine Forstzeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge 4/1994, S. 199-203.
- Buitenkamp, M., Venner, H., Wams, T. (eds.) (1992): *Sustainable Netherlands – Aktionsplan für eine nachhaltige Entwicklung der Niederlande*, hrsg. von Friends of the Earth Netherlands. Amsterdam; dt. Fassung hrsg. vom Institut für sozial-ökologische Forschung. Frankfurt am Main. 1994.
- BUND und MISEREOR (Hrsg.) (1997): *Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung*. Studie des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt, Energie. Vierte, überarbeitete und erweiterte Auflage. Birkhäuser Basel. 466 S.
- Callicott, B. (1992): Aldo Leopold's metaphor. In: Costanza, R., Norton, B. G., Haskell, B. D. (eds.): *Ecosystem Health. New goals for environmental management*. Island Press. Washington D.C., Covelo. S. 42-56.
- Callicott, B. (1995): The value of ecosystem health. In: *Ecosystem Health. Special theme issue of Environmental Values* (ed. by Alan Holland). Band 4, Nr. 4, S. 345-361.

- Chalmers, A.F. (1999): Wege der Wissenschaft. Einführung in die Wissenschaftstheorie. Hrsg. und Übers. von N. Bergemann und J. Prümper. Titel der engl. Originalausgabe (1982): What is this thing called science? (1982) Springer. Berlin, Heidelberg. Vierte Auflage. 191 S.
- Claussen, U., Fresenborg-Cohors, D., Irmer, U., Leonhardt, H., Markard, C., Mehlhorn, B., Möller, H.-W., Mohaupt, V., Rechenberg, B. Schmitz, E., Wolter, R. (1999): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz - Sachstandsbericht und Ausblick. UBA-Texte 91/99. 86 S.
- Claussen, U., Irmer, U., Markard, C., Mehlhorn, B., Mohaupt, V., Rechenberg, B. Schmitz, E., Wolter, R. (1996): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz - Sachstandsbericht und Ausblick. UBA-Texte 63/96. 64 S.
- Clements, F.E. (1936): Nature and structure of the climax. *The Journal of ecology* 24, S. 252-284.
- Connell, J. H. 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199, S. 1302-1310.
- Costanza, R. (1992): Toward an operational definition of ecosystem health. In: Costanza, R., Norton, B. G., Haskell, B. D. (eds.): *Ecosystem Health. New goals for environmental management*. Island Press. Washington D.C., Covelo. S. 239-257.
- Costanza, R. (1995): Ecological and economic system health and social decision making. In: Rapport, D.J., Gaudet, C., Calow, P. (eds.): *Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems*. Springer. Berlin, Heidelberg. S. 103-125.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.v., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 (6630), S. 253-260.
- Cronan, C.S., Grigal, D.F. (1995): Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of environmental quality* 24, S. 209-226.
- Dahl, A. L. (1995): Towards indicators of sustainability. Paper presented at SCOPE Scientific Workshop on Indicators of Sustainable Development (Wuppertal, 15-17 November 1995). <http://www.unep.ch/earthw/inddahl.htm> vom 31.1.2000.
- de Groot, R.S. (1992): Functions of Nature. Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wolters-Nordhoff. Groningen. 315 S.
- de Haan, M., Keuning, S. J., Bosch, P. R. (1993): Integrating indicators in a national accounting matrix including environmental accounts (NAMEA). Bericht des Central Bureaus of Statistics der Niederlande Nr. NA-060. 184 S.
- DETR (1999): Department of Energy, Transport and the Regions: Quality of life counts. Indicators for a strategy for sustainable development for the United Kingdom: a baseline assessment. The Government Statistical Office. London. 318 S.
- Derham, W. (1713): *Physico-Theology*. Olms. Hildesheim u.a. 1976. Nachdruck der Londoner Ausgabe von 1713. 483 S.
- Diefenbacher, H., Dübig, D., Teichert, V., Wilhelmy, S. (2000): Indikatoren im Rahmen einer lokalen Agenda 21. Abschlußbericht eines Forschungsprojekts der Länder Baden-Württemberg, Bayern, Hessen und Thüringen. Unveröffentlicht.
- Diefenbacher, H., Karcher, H., Stahmer, C., Teichert, V. (1997): Nachhaltige Wirtschaftsentwicklung im regionalen Bereich. Ein System von ökologischen, ökonomischen und sozialen Indikatoren. Texte und Materialien der Forschungsstätte der Evangelischen Studiengemeinschaft, Reihe A, Nr. 42. Heidelberg. 269 S.
- Dieter, H.H. (1994a): Beurteilung von und Umgang mit Meßwerten. In: *Forum Städte-Hygiene* 45, S. 118-121.
- Dieter, H.H. (1994b): Trinkwasser. Kapitel IV-3.1 in: Wichmann, Schlipkötter, Fülgraff (Hrsg.): *Handbuch Umweltmedizin*. Ecomed. Landsberg. Vierte Ergänzungslieferung 10/94.

- Dieter, H.H. (1995): Grenzwerte - Trinkwasser. Kap. XI-1.3 in: Wichmann, Schlipköter, Fülgraff (Hrsg.): Handbuch Umweltmedizin. Ecomed. Landsberg. Fünfte Ergänzungslieferung 2/95.
- Dieter, H.H. (1996): Sollbedingungen für umwelthygienisch akzeptable Grenzwerte. Umweltmedizin in Forschung und Praxis 1 (3), S. 157-164.
- Dieter, H.H. (1997): Gesundheitliche und hygienische Bewertung von Gewässerkontaminanten im Trinkwasser. Kap. 3.5.6 in: Brauer (Hrsg.): Emissionen und ihre Wirkungen. S. 369-402.
- Dixon, J., Bakkes, J., Hamilton, K. Kunte, A., Lutz, E., Pagiola, S., Wie, J. (1997): Expanding the measure of wealth: Indicators of environmentally sustainable development. World Bank. Washington, D.C.
- DIN 19730: Bodenbeschaffenheit – Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung. 06.97. VDI-Richtlinien. Beuth. Berlin.
- DIN ISO 11466: Bodenbeschaffenheit – Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente. (ISO 11466: 1995). 06.97. VDI-Richtlinien. Beuth. Berlin.
- Dinnebier, A. (1996): Die Innenwelt der Außenwelt. Die schöne „Landschaft“ als gesellschaftstheoretisches Problem. Schriftenreihe Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Nr. 100. Technische Universität Berlin. 320 S.
- EEA (1995): European Environment Agency. Environment in the European Union 1995. Report for the review of the Fifth Environmental Action Programme. Copenhagen. 151 S.
- EEA (1998): European Environment Agency: Europe's Environment. The second assessment. Luxembourg. 293 S.
- EEA (2000): European Environment Agency: Environmental signals 2000. European Environment Agency regular indicator report. EEA Kopenhagen. 108 S.
- Ehrenfeld, D. (1992): Ecosystem health and ecological theories. In: Costanza, R., Norton, B. G., Haskell, B. D. (eds.): Ecosystem health. New goals for environmental management. Island Press. Washington D.C., Covelo. S. 135-143.
- Eikmann, T., Kloke, A. (1993): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden – Eikmann-Kloke-Werte. In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G. Harreß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag. Losebl.-Ausg., Nr. 3590. 26 S.
- Engelhardt, W. (1995): Ökologischer Unsinn. Die Trennung von Naturschutz und Umweltschutz. In: Politische Ökologie 43, S. 33-35.
- Enquête-Kommission (1994): Enquête-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt - Die Industriegesellschaft gestalten. Bewertungskriterien und Perspektiven für umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft" des 12. Deutschen Bundestages. Economica Verlag. Bonn. 765 S.
- Enquête-Kommission (1997): Enquête-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung" des 13. Deutschen Bundestags: Konzept Nachhaltigkeit. Fundamente für die Gesellschaft von morgen. Zwischenbericht. Zur Sache 1/97. Deutscher Bundestag. Bonn. 192 S.
- Enquête-Kommission (1998): Enquête-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung" des 13. Deutschen Bundestags: Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlußbericht. Zur Sache 4/98. Deutscher Bundestag. Bonn. 467 S.
- Enzyklopädie Wissenschaftstheorie und Philosophie (1984). Hrsg.: von J. Mittelstraß unter ständiger Mitw. von S. Blasche. Mannheim / Stuttgart [u.a.]: Bibliograph. Inst., Mannheim [u.a.]; Metzler, Stuttgart [u.a.].

- Erz, W. (1990): Geschichte des Naturschutzes. Rückblicke und Einblicke in die Naturschutz-Geschichte. *Natur und Landschaft*, 65. Jg., Heft 3, S. 103-106.
- Eser, U. (1998): Werturteile im Naturschutz - Ökologische und normative Grundlagen am Beispiel der Neophyten-Problematik. Dissertation an der Fakultät für Biologie der Eberhard-Karls-Universität Tübingen. 238 S.
- Eser, U., Potthast, T. (1997): Bewertungsproblem und Normbegriff in Ökologie und Naturschutz aus wissenschaftsethischer Perspektive. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 6, S. 181-189.
- Eser, U., Potthast, T. (1999): *Naturschutzethik. Eine Einführung für die Praxis*. Nomos Verlagsgesellschaft Baden-Baden. 104 S.
- Esser, B. (1997): Methodik zur Entwicklung von Leitbildern für Fließgewässer. Dissertation am Lehrstuhl für Landwirtschaftlichen Wasserbau und Kulturtechnik der Uni Bonn. Selbstverlag.
- Eurostat (1997): Statistical Office of the European Communities (eds.): Indicators of sustainable development. A pilot study following the methodology of the United Nations Commission on Sustainable Development. European Communities. Luxemburg. 128 S.
- Eurostat (1999): Towards environmental pressure indicators for the EU. First edition 1999. Eurostat (verantwortl.: J. Jesinghaus, R. Montgomery) in Zusammenarbeit mit TAU Madrid, EMAIL Leiden, Ökoinstitut Darmstadt, VKI Horsholm, Dänemark, IIUE Delft, IVAM Amsterdam, I. Guinomet, Luxemburg, Europäische Gemeinschaften. Belgien. 180 S.
- Feldhaus, S. (1997): Ethische Aspekte der Umweltgutachtertätigkeit. In: Kerth, M. (Hrsg.): *Gutachten im Umweltbereich - Experten im Spannungsfeld*. Ernst und Sohn. Berlin. S. 5-46.
- Feyerabend, P. (1986): *Wider den Methodenzwang*. Suhrkamp, Frankfurt am Main. 423 S.
- FFU, ÖZK, StBA (2000): Forschungsstelle für Umweltpolitik (FFU), Ökologiezentrum der Christian-Albrechts-Universität Kiel (ÖZK), Statistisches Bundesamt (StBA): Makroindikatoren des Umweltzustands. Kurzbeschreibung des F&E-Projektes. Unveröffentlichtes Manuskript. 7 S.
- FFU, StBA (1999): Forschungsstelle für Umweltpolitik und Statistisches Bundesamt: Prozedurale Rationalität – Umweltindikatoren im Kontext von Information und Entscheidung. Materialien zur Sitzung des wissenschaftlichen Begleitkreises am 22.-23. April 1999 in Kiel. Unveröffentlichtes Manuskript. 13 S.
- Fleck, L. (1993): Entstehung und Entwicklung einer wissenschaftlichen Tatsache. Einführung in die Lehre vom Denkstil und Denkkollektiv. Mit einer Einleitung hrsg. von L. Schäfer und T. Schnelle. Zweite Auflage. Suhrkamp. Frankfurt am Main. 189 S. Originalausgabe 1935 bei Schwabe. Basel. 150 S.
- Forum Umwelt und Entwicklung (1997): *Wie zukunftsfähig ist Deutschland? Entwurf eines alternativen Indikatorensystems*. Werkstattbericht des AK Indikatoren des Forums Umwelt und Entwicklung. Bonn. 52 S.
- Frankena, W. K. (1997): Ethik und die Umwelt. In: Krebs, A. (Hrsg.): *Naturethik*. Suhrkamp Taschenbuch Wissenschaft 1262. Erste Auflage. Frankfurt. S. 271-295.
- Fränze, O. (1992): Umweltbewertung und Ethik - das Beispiel der Ökotoxikologie. In: Erdmann, K.-H. (Hrsg.): *Perspektiven menschlichen Handelns: Umwelt und Ethik*. Springer. Berlin, Heidelberg. S. -17.
- Fränze, O. (1999): Ökotoxikologie im Spannungsfeld von Ökologie und Toxikologie. In: Oehlmann, J., Markert, B. (Hrsg.): *Ökotoxikologie. Ökosystemare Ansätze und Methoden*. Ecomed. Landsberg. S. 23-48.
- Friege, H. (1997): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele für die Funktionen von Böden. In: *UWSF - Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 9 (6), S. 409-416.
- Friend, A.M., Rapport, D.J. (1991): Evolution of macro-information systems for sustainable development. *Ecological Economics* Heft 2, S. 59-76.

- Fürst, D., Kiemstedt, H., Gustedt, E., Ratzbor, G., Scholles, F. (1989): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. Institut für Landesplanung und Raumforschung, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover. Forschungsbericht 109 01 008 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Umweltbundesamt. Berlin. 351 + 45 S.
- Gauger, T., Köble, R., Anselm, F. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald- und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Kartierung von Critical Levels. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt (Hrsg.): Forschungsbericht FE 297 850 79 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Teil 2. 65 S. Juni 2000.
- Gauger, T., Köble, R., Smiatek, G. (1997): Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern. Teil 1: Deposition Loads. Institut für Navigation der Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes. Endbericht zum Forschungsvorhaben 106 01 061. Juni 1997. 126 S.
- Gethmann, C.F., Mittelstraß, J. (1992): Maße für die Umwelt. In: GAIA 1 (1992), Nr.1, S. 16-25.
- Golley, F. B. (1993): A History of the Ecosystem Concept in Ecology. More than the sum of the parts. Yale University Press. New Haven, London. 254 S.
- Gregor, H.D. (1995): Das Critical Loads/Levels-Konzept - Ein ökosystemarer Ansatz für Umweltindikatoren auf der Basis von Wirkungsschwellen. In: Dörhöfer, G., Thein, J., Wiggering, H. (Hrsg.): Umweltqualitätsziele, natürliche Variabilität, Grenzwerte. Umweltgeologie heute, Band 5. Ernst und Sohn. Berlin. S. 51-58.
- Haeckel, E. (1866): Generelle Morphologie der Organismen. 2. Band: Allgemeine Entwicklungsgeschichte der Organismen. Reimer. Berlin. 461 S.
- Haertle, T., Josopait, V. (1982): Methodik und Arbeitsweise zur Anfertigung von Karten über die natürlichen Grundwasserschutzbedingungen. In: Institut für Stadtbauwesen der TU Braunschweig (Hrsg.): Anthropogene Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen, S. 91-110. Braunschweig (Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen 34).
- Hammond, A., Adriaanse, A., Rodenburg, E., Bryant, D., Woodward, R. (1995): Environmental Indicators: A systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development. World Resources Institute. Washington D.C. 42 S.
- Hampicke, U. (1993): Naturschutz und Ethik - Rückblick auf eine 20jährige Diskussion, 1973-1993 und politische Folgerungen. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 2, S. 73-86.
- Hampicke, U. (1998): Ökonomische Bewertungsgrundlagen und die Grenzen einer „Monetarisierung“ der Natur. In: Theobald, W. (Hrsg.): Integrative Umweltbewertung. Theorie und Beispiele aus der Praxis. Springer. Berlin, Heidelberg. S. 95-117.
- Hartmann, N. (1926): Ethik. De Gruyter & Co. Berlin, Leipzig. 746 S.
- Haskell, B. D., Norton, B. G., Costanza, R. (1992): What is ecosystem health and why should we worry about it? In: Costanza, R., Norton, B. G., Haskell, B. D. (eds.): Ecosystem health. New goals for environmental management. Island Press. Washington D.C., Covelo. S. 3-22.
- Heidt, E., Plachter, H. (1996): Bewerten im Naturschutz: Probleme und Wege zu ihrer Lösung. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg, Bd. 23. Stuttgart. S. 193-252.
- Heiland, S. (1992): Naturverständnis. Dimensionen des menschlichen Naturbezugs. Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt. 190 S.
- Heiland, S. (1999): Voraussetzungen erfolgreichen Naturschutzes. Individuelle und gesellschaftliche Bedingungen umweltgerechten Verhaltens, ihre Bedeutung für den Naturschutz und die Durchsetzbarkeit seiner Ziele. Ecomed. Landsberg. 203 S.

- Henseling, C., Eberle, U., Griebhammer, R. (1999): Soziale und ökonomische Nachhaltigkeitsindikatoren. Öko-Institut. Freiburg. 113 S.
- Herpin, U., Markert, B., Siewers, U., Lieth, H. (1994): Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes. UFOPLAN - Forschungsbericht 108 02 087. Berlin. 161 S.
- Hettelingh, J.-P., de Vries, W. (1992): Mapping Vademecum. Report No. 259101002, RIVM, Bilthoven, Niederlande.
- Hinterberger, F. Schmidt-Bleek, F. (1999): Dematerialization, MIPS and Factor 10. Ecological Economics 29. S. 53-56.
- Höffe, O. (1997): Lexikon der Ethik. Beck'sche Reihe 152. Fünfte Auflage. Beck. München. 364 S.
- Hoffmann-Kroll, R., Schäfer, D., Seibel, S. (1998): Biodiversität und Statistik – Ergebnisse des Pilotprojekts zur Ökologischen Flächenstichprobe. Wirtschaft und Statistik 1/1998, S. 60-75.
- Holling, C.S. (1986): The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. Kap. 10 in: Clark, W.C., Munn, R.E. (eds.): Sustainable development of the biosphere. Cambridge University Press. Cambridge, U.K. S.292-320.
- Hübner, K. (1986): Kritik der wissenschaftlichen Vernunft. Dritte, verbesserte Auflage. Alber. Freiburg, München. 416 S.
- IfS 1996: Institut für Stadtentwicklung und Strukturpolitik GmbH: Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung. Forschungsvorhaben Nr. 10103191 im Auftrag des Umweltbundesamtes. 265 S.
- IKSE (1993): Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE): Ökologische Sofortmaßnahmen zum Schutz und zur Verbesserung der Biotopstrukturen der Elbe.
- IKSE (1994): Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE): Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferrandregionen der Elbe.
- Jaedicke, W., Kern, K., Wollmann, H. (1992): Internationaler Vergleich von Festlegung von Umweltstandards. Institut für Stadtforschung und Strukturpolitik GmbH im Auftrag des Umweltbundesamtes. 280 S.
- Jaeger, J. (2001): Beschränkung der Landschaftszerschneidung durch die Einführung von Grenz- oder Richtwerten. In: Natur und Landschaft 76 (erscheint im Januar- oder Februar-Heft).
- Jaeger, J. (2000a): Bedarf nach Unsicherheits-Unterscheidungen. Eine empirische Untersuchung zum Umgang mit Unsicherheit bei der Eingriffsbewertung. Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (7). S. 204-212.
- Jaeger, J. (2000b): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. Landscape Ecology 15, S. 115-130. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- Jaeger, J. (1999): Gefährdungsanalyse der anthropogenen Landschaftszerschneidung. Dissertation an der Eidgenössisch Technischen Hochschule Zürich. 580 S.
- Jax, K. (1999): Natürliche Störungen: ein wichtiges Konzept für Ökologie und Naturschutz? Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 7 (1998/99), S. 241-253.
- Jax, K. (1998): Naturkonzepte in der wissenschaftlichen Ökologie. IWT-Paper Nr. 23. Tagungsband des Workshops „Die Natur der Natur“ vom 12.-14.11. 1998 in Bielefeld. S. 96-103.
- Jax, K. (1994): Das ökologische Babylon. Bild der Wissenschaft 9/1994, S. 92-95.
- Jedicke, E. (1998): Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften. Kenntnisstand der Landschaftsökologie und Formulierung einer Prozeßschutz-Definition. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 30 (8/9). S. 229-236.

- Jesinghaus, J. (1999): A European system of environmental pressure indices (ESEPI) – First volume of the Environmental Pressure Indices Handbook: The Indicators. Part I: Introduction to the political and theoretical background. Draft of April 20, 1999 . [http://esl.jrc.it/envind/theory/Handb\\_.htm](http://esl.jrc.it/envind/theory/Handb_.htm) vom 2.12.1999.
- Jessel, B. (1994): Methodische Einbindung von Leitbildern und naturschutzfachlichen Zielvorstellungen im Rahmen planerischer Beurteilungen. In: Laufener Seminarbeiträge 4/94. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL). Laufen/Salzach. S. 53-64.
- Jessel, B. (1998): Landschaften als Gegenstand von Planung. Theoretische Grundlagen ökologisch orientierten Planens. Erich Schmidt Verlag. Berlin. 331 S.
- Jessel, B. (2000): Von der "Vorhersage" zum Erkenntnisgewinn. Aufgaben und Leistungsfähigkeit von Prognosen in der Umweltplanung. Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (7), S. 197-203.
- Jonas, H. (1979): Das Prinzip Verantwortung: Versuch einer Ethik für die technologische Zivilisation. Erste Auflage. Insel Verlag. Frankfurt am Main. 423 S.
- Karr, J.R. (1992): Ecological integrity: protecting earth's life support systems. In: Costanza, R., Norton, B. G., Haskell, B. D. (eds.): Ecosystem health. New goals for environmental management. Island Press. Washington D.C., Covelo. S. 223-237.
- Karr, J. R., Chu, E.W. (1995): Ecological integrity: reclaiming lost connections. In: Westra, L., Lemons, J. (Hrsg.): Perspectives on ecological integrity. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston, London. S. 34-48.
- Kaule, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Ulmer. Stuttgart. 461 S.
- Kay, J. (1993): On the nature of ecological integrity: Some closing comments. In: Woodley, S., Kay, J., Francis, G. (eds.): Ecological integrity and the management of ecosystems. University of Waterloo and Canadian Park Service. Ottawa. S. 201-212.
- Kay, J., Schneider, E. (1995): Embracing complexity - The challenge of the ecosystem-approach. In: Westra, L., Lemons, J. (Hrsg.): perspectives on ecological integrity. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston, London. S. 49-59.
- Keuth, H. (1991): Die Abhängigkeit der Wissenschaft von Wertungen und das Problem der Werturteilsfreiheit. In: Lenk, H. (Hrsg.): Wissenschaft und Ethik. Reclam. Stuttgart. S. 16-133.
- Knaut, A. (1990): Der Landschafts- und Naturschutzgedanke bei Ernst Rudorff. In: Natur und Landschaft, 65. Jg., Heft 3, S. 14-118.
- Knaut, A. (1993): Zurück zur Natur! Die Wurzeln der Ökologiebewegung. Supplement 1 (1993) zum Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege. Herausgegeben von der Arbeitsgemeinschaft beruflicher und ehrenamtlicher Naturschutz e.V. (ABN). Bonn. 480 S.
- Kochte-Clemens, B., Ballschmiter, K. (2000): Umweltpläne im Vergleich. Schwerpunkt: Emissionen / Immissionen. Arbeitsbericht der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg Nr. 163. Juli 2000. 143 S.
- Köble, R., Smiatek, G., Gauger, T. (1997): Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern. Endbericht zum Forschungsvorhaben 106 01 061. Institut für Navigation der Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes. 75 S.
- Korenbrodt, C. (1979): Experiences with systemic contraceptives. Toxic substances: Decisions and values. Conference II: Information Flow. Technical Information Project. Washington D.C.
- Korneck, D., Schnittler, M., Vollmer, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 28, S. 121-187. Bonn-Bad Godesberg.



- Kraft, V. (1951a): Wertbegriffe und Werturteile. In: Albert, H., Topitsch, E. (Hrsg.): Werturteilsstreit. Wissenschaftliche Buchgesellschaft Darmstadt. 1979. S. 44-63.
- Kraft, V. (1951b): Die Grundlagen einer wissenschaftlichen Wertlehre. Wien. 264 S.
- Krebs, A. (1997): Naturethik im Überblick. In: Angelika Krebs (Hrsg.): Naturethik. Grundtexte der gegenwärtigen tier- und ökoethischen Diskussion. Suhrkamp. Frankfurt. S. 337-379.
- Kreimes, K. (1996): Verfahren zur Bewertung und Darstellung von Bioindikationsdaten am Beispiel des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 8 (5), S. 287-292.
- Kriz, J. (1978): Statistik in den Sozialwissenschaften. Einführung und kritische Diskussion. Rowohlt. Reinbek bei Hamburg. 333 S.
- Kuhn, S. (1998): Handbuch Lokale Agenda 21. Wege zur nachhaltigen Entwicklung in den Kommunen. Mit Beiträgen von C. Vollmer und M. Zimmermann. ICLEI – Internationaler Rat für kommunale Umweltinitiativen. Im Auftrag des Umweltbundesamts im Rahmen des Umweltforschungsplans F+E 29616001 des Bundesumweltministeriums. Juni 1998. 143 S.
- Kuhn, T. (1976): Die Struktur wissenschaftlicher Revolutionen. Zweite, revidierte und um das Postskriptum von 1969 erweiterte Auflage. Suhrkamp. Frankfurt am Main. 239 S.
- Kutsch, W.L., Steinborn, W., Herbst, M., Baumann, R., Barkmann, J., Kappen, L. (i.V.): In search of indicators for ecological integrity from ecosystem theory. Ecosystems. Im Druck.
- Kutschera, F. v. (1999): Grundlagen der Ethik. Zweite, völlig neu bearb. und erw. Auflage. de Gruyter. Berlin, New York. 386 S.
- LABO (1998): Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz: Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. Zweite, überarbeitete und ergänzte Auflage. In: Rosenkranz, Bachmann, Einsele, Harreß (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag. Berlin. Loseblatt-Ausgabe. Nr. 9006. 115 S.
- Lamb, I. (1995): Kooperative Gesetzeskonkretisierung. Verfahren zur Erarbeitung von Umwelt- und Technikstandards. Nomos-Verlagsgesellschaft. Baden-Baden. 275 S. Zugl. Dissertation Uni Hamburg 1994.
- Lehnes, P., Härtling, J.W. (1997): Der logische Aufbau von Umweltzielsystemen. Zielkategorien und Transparenz von Abwägungen am Beispiel der "nachhaltigen Entwicklung". In: Gesellschaft für Umweltgeowissenschaften (GUG) in der Deutschen Geologischen Gesellschaft (DGG) (Hrsg.): Umweltqualitätsziele. Springer. Berlin, Heidelberg. S. 9-49.
- Lenk, H., Maring, M. (1998): Werte und Bewertung von Umweltgütern. In: Theobald, W. (Hrsg.): Integrative Umweltbewertung. Theorie und Beispiele aus der Praxis. Springer. Berlin, Heidelberg S. 143-171.
- LfU (1997): Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Ministerium für Umwelt und Verkehr: Umweltdaten 95/96. Karlsruhe. 272 S.
- LfU (1999): Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Grundwasserüberwachungsprogramm. Ergebnisse der Beprobung 1998. Reihe Grundwasserschutz 6. Karlsruhe. 76 S.
- Leopold, A. (1944): Conservation: In whole or in part? In: Flader, S.L., Callicott, J.B. (eds.) (1991): The river of the mother of God and other essays by Aldo Leopold. University of Wisconsin Press. Madison. S. 310-319.
- Levins, R. 1968: Evolution in changing environments - some theoretical explorations. Princeton University Press. Princeton NJ. 120 S.
- Loh, J., Randers, J., MacGillivray, A., Kapos, V., Jenkins, M., Groombridge, B., Cox, N. (1998): Living Planet Report 1998. WWF - World Wide Fund for Nature. Gland, Switzerland. 38 S.

- Longino, Helen E. (1990): *Science as Social Knowledge. Values and Objectivity in Scientific Inquiry.* Princeton University Press. Oxford, New Jersey. 262 S.
- Lovelock, J. (1991): *Das GAIA-Prinzip. Die Biographie unseres Planeten.* Artemis & Winkler. Zürich, München. 316 S.
- Lovelock, J. (1992): *GAIA-Die Erde ist ein Lebewesen.* Einzig berechtigte Übersetzung aus dem Englischen von Jochen Eggert und Marcus Würmli. Scherz Verlag Bern, München, Wien.
- Mainzer, K. (1989): *Von der Naturphilosophie zur Naturwissenschaft – Zum neuzeitlichen Wandel des Naturbegriffs.* In: Weber, H.-D. (Hrsg.): *Vom Wandel des neuzeitlichen Naturbegriffs.* Universitäts-Verlag. Konstanz. S. 11-31.
- Margalef, R. (1995): *Information theory and complex ecology.* In: Patten, B.C., Jörgensen, S.E. (eds.): *Complex ecology: The part-whole relation in ecosystems.* Prentice Hall. Englewood Cliffs, N.J. S. 40-50.
- Marggraf, R., Streb, S. (1997): *Ökonomische Bewertung der natürlichen Umwelt. Theorie, politische Bedeutung, ethische Diskussion.* Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg, Berlin. 270 S.
- Mayntz, R. (1990): *Entscheidungsprozesse bei der Entwicklung von Umweltstandards.* Die Verwaltung 2/90, S. 137-151.
- Meadows, D. (1998): *Indicators and information systems for sustainable development. A report to the Balaton group.* The Sustainability Institute. PDF-Datei auf der Webseite des International Institute for Sustainable Development (IISD): <http://iisd.ca/about/prodcat/perfrep.htm#donella> vom 11.8.2000.
- MHSE (1989): *Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (Hrsg.) (1989): To choose or to loose: National Environment Policy Plan (NEPP).* Den Haag, Niederlande.
- Mittelstraß, J. (1994): *Kultur-Natur. Über die normativen Grundlagen des Umweltbegriffs.* Schriften der Stiftung Umwelt und Wohnen, Band 1. Hartung-Gorre. Konstanz. 14 S.
- Mohr, H. (1996): *Wieviel Erde braucht der Mensch? Untersuchungen zur globalen und regionalen Tragekapazität.* In: Kastenholz, H.G., Erdmann, K.-H., Wolff, M. (Hrsg.): *Nachhaltige Entwicklung. Zukunftschancen für Mensch und Umwelt.* Springer. Berlin, Heidelberg. S. 45-60.
- Moldan, B., Billharz, S. (Eds.) (1997): *Sustainability indicators. Report of the project on indicators of sustainable development.* SCOPE 58. Wiley & Sons. Chichester. 415 S.
- Müller, F. (1997): *State-of-the-art in ecosystem-theory.* Ecological Modelling 100, S. 135-161.
- Müller, F. (1998): *Ableitung von integrativen Indikatoren zur Bewertung von Ökosystem-Zuständen für die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen.* Band 2 der Schriftenreihe Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Metzler-Poeschel Stuttgart.
- Müller, F., Baumann, R. (2000): *Makroindikatoren für die Funktionalität von Ökosystemen.* Arbeitspapier für das Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustandes in Deutschland – Beispielfall Agrarbereich.“ Unveröffentlicht. 33 S.
- Müller, F., Breckling, B., Bredemeier, M., Grimm, Malchow, H., Nielssen S.N., Reiche, E.-W. (1998): *Ökosystemare Selbstorganisation.* In: *Handbuch der Umweltwissenschaften, Entwicklung von Ökosystemen, Kap III-2.4.* Ecomed. Zweite Ergänzungs-Lieferung 8/98. 19 S.
- Müller, F., Fath, B. (1998a): *The physical basis of ecological goal functions - an integrative discussion.* Kap. 2.16 in: Müller, F., Leupelt, M. (Eds.): *Eco targets, goal Functions, and orientors.* Springer. Berlin, Heidelberg. S. 269-285.
- Müller, F., Fath, B. (1998b): *The Physical Basis of ecological Goal Functions - Fundamentals, Problems and Questions.* Kap. 2.1 in: Müller, F., Leupelt, M. (Eds.): *Eco targets, goal Functions, and orientors.* Springer. Berlin, Heidelberg. S. 15-18.

- Müller, F., Leupelt, M. (eds.) (1998): Eco targets, goal functions, and orientors. Springer. Berlin, Heidelberg. 619 S.
- Müller, F., Wiggering, H. (1999): Environmental indicators determined to depict ecosystem functionality. In: Pyck, Y.A., Hyatt, D.E., Lenz, R.J.M. (Hrsg.): Environmental indices: system analysis approach. EOLSS Publishers. Oxford. S. 64-82.
- Naess, A. (1973): The shallow and the deep, long-range ecology movement: a summary. In: Inquiry 16, S. 95-100.
- Nagel, H.-D., Smiatek, G., Werner, B. (1994): Das Konzept der kritischen Eintragsraten als Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und -qualitätskriterien - Critical Loads & Levels. Materialien zur Umweltforschung 20, herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. Metzler-Poeschel Stuttgart. 75 S.
- Nelson, J. L. (1995): Health and disease as 'thick' concepts in ecosystemic contexts. In: Ecosystem Health. Special theme issue of Environmental Values (ed. by Alan Holland). Band 4, Nr. 4, S. 311-322.
- Nicolis, G., Prigogine, I. (1977): Self-organization in nonequilibrium systems. From dissipative structures to order through fluctuations. Wiley. New York. 491 S.
- Niederländische Liste (1994): Interventions- (I-Werte) und Referenzwerte (S-Werte) für Böden und Grundwasser. In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G., Harreß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag. Losebl.-Ausg., Nr. 8936. 4 S.
- Norton, B.G. (1991): Toward unity among environmentalists. Oxford University Press. New York. 287 S.
- Norton, B.G. (1995): Objectivity, intrinsicity and sustainability: comment on Nelson's 'Health and disease as "thick" concepts in ecosystemic contexts'. In: Ecosystem Health. Special theme issue of Environmental values (ed. by Alan Holland). Band 4, Nr. 4, S. 323-332.
- Odum, E.P. (1969): The Strategy of Ecosystem Development. In: Science, Band 104, S. 262-270.
- OECD (1994): Organisation for Economic Co-Operation and Development: Environmental Indicators. Indicateurs d'Environnement. OECD Core Set. OECD. Paris. 159 S.
- OECD (1998): Organisation for Economic Co-Operation and Development: Towards sustainable development. Towards Sustainable Development. Environmental Indicators. Paris. 114 S. + Anhang.
- OECD (1999a): Organisation for Economic Co-Operation and Development: Environmental Indicators for Agriculture. Volume II. Issues and Design – the York Workshop. OECD. Paris.
- OECD (1999b): Organisation for Economic Co-Operation and Development - Working Group on the state of the environment: Indicators for the integration of environmental concerns into transport policies. ENV/EPOC/SE(98)1/FINAL, unclassified. OECD. Environment Directorate, Environment Policy Committee. OLIS-Dokument 82546. 71 S.
- OECD (1999c): Organisation for Economic Co-Operation and Development - Working Group on the state of the environment: Towards more sustainable household consumption patterns. Indicators to measure progress. ENV/EPOC/SE(98)2/FINAL, unclassified. OECD. Environment Directorate, Environment Policy Committee. OLIS-Dokument 82545. 95 S.
- OECD (2000): Organisation for Economic Co-Operation and Development: Environmental indicators for agriculture: methods and results – The stocktaking report. Pesticide use and risks. COM/AGR/CA/ENV/EPOC(99)126. OLIS-Dokument 86712. 32 S.

- Opschoor, J.B. (1992): Environment, economy and sustainable Development. Conference on environment, growth and sustainable development. Rewritten papers. Wolters-Noordhoff. Groningen.
- Opschoor, J.B. (1994): Economic incentives and environmental policies. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 309 S.
- Ott, K. (2000): Stand des umweltethischen Diskurses. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (2-3), S. 39-44.
- Parris, K. (1999): Policy context of OECD agri-environmental indicators. In: OECD (1999): Environmental Indicators for Agriculture. Volume II. Issues and Design – the York Workshop. OECD. Paris. S. 13-27.
- Patten, B.C. (1992): Energy, emergy, and environs. Ecological Modelling 62, S. 29-69.
- Pfeifer, V. (1997): Ethisch Argumentieren. „Was ist richtig, was ist falsch?“ Ethisches Argumentieren anhand von aktuellen Fällen. Konkordia. Bühl. 240 S.
- Pickett, S.T.A., White, P.S. (1985b): Patch dynamics: a synthesis. Kap. 21 in: Pickett, S.T.A., White, P.S. (Eds.): The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press. San Diego & New York. S. 371-384.
- Pincus, G. (1965): The control of fertility. Academic Press. New York. 360 S.
- Plachter, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3, S. 87-106.
- Plachter, H. (1996): Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band 26, S. 287-303.
- Popper, K. (1973): Objektive Erkenntnis. Ein evolutionärer Entwurf. Hofmann und Campe. Hamburg. 417 S.
- Potthast, T. (2000): Funktionssicherung und/oder Aufbruch ins Ungewisse? Anmerkungen zum Prozeßschutz. In: Jax, K. (Hrsg.) Funktion und Unsicherheit in der Ökologie. Reihe „Theorie in der Ökologie“, Band 2. Lang. Frankfurt am Main. Im Druck.
- Prescott-Allen, R. (1997): Barometer of Sustainability. In: Moldan, B., Billharz, S. (Eds.) Sustainability Indicators. Report of the project on indicators of sustainable development. SCOPE 58. Wiley & Sons. Chichester. S. 133-137.
- Prescott-Allen, R. (1995): Four questions about indicators of sustainable development. Paper prepared for the Scientific Workshop on Indicators of Sustainable Development 15-17 November 1995, Wuppertal, Germany. 15 S.
- Prim, R., Tilmann, H. (1997): Grundlagen einer kritisch-rationalen Sozialwissenschaft. Siebte, erweiterte und überarbeitete Auflage UTB 221. Quelle & Meyer. Wiesbaden. 203 S.
- Radermacher, W. (1998): Makro-ökonomische Kosten der Umweltinanspruchnahme. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 11, Heft 2, S. 234-251.
- Radermacher, W., Zieschank, R., Hoffmann-Kroll, R., van Nouhuys, J., Schäfer, D., Seibel, S. (1998): Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland mit Praxistest für ausgewählte Indikatoren und Bezugsräume. Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Band 5. Statistisches Bundesamt (Hrsg.). Metzler-Poeschel. Stuttgart. 457 S.
- Rapport, D. J. (1989): What constitutes ecosystem health? In: Perspectives in biology and medicine 33, Nr.1, Autumn 1989, S. 120-132.
- Rapport, D. J. (1995): Ecosystem health: more than a metaphor? In: Ecosystem Health. Special theme issue of Environmental Values (ed. by Alan Holland). Band 4, Nr. 4, S. 287-309.

- Reck, H., Walter, R., Osinski, E., Heint, T., Kaule, G. (1996): Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg (Zielartenkonzept). Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart. (Gesamtbericht und Projektleitung: H. Reck). 3 Ordner.
- Regier, H.A. (1993): The notion of natural and cultural integrity. In: Woodley, S., Kay, J., Francis, G. (eds.): Ecological integrity and the management of ecosystems. University of Waterloo and Canadian Park Service. Ottawa. S. 3-18.
- Reich, M., Grimm, V. (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5, S. 123-139.
- Reiche, E.-W. (1996): WASMOD – ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen. Darstellung des aktuellen Entwicklungsstandes. In: EcoSystems 4, S. 143-164.
- Reiche, E.W. (i. E.): Darstellung und Anwendung von Verfahren zur regionalisierenden Bilanzierung und ökosystemaren Bewertung des Landschaftswasser- und Stoffhaushaltes auf der Grundlage digitaler Analyse- und Modellierungswerkzeuge. Habilitation an der Math.-Nat. Fakultät der CAU Kiel. In Vorbereitung.
- Remmert, H. 1991: The mosaic-cycle concept of ecosystems - an overview. - In: Remmert, H. (Ed.) The mosaic-cycle concept of ecosystems. Springer. Berlin, Heidelberg. S. 1-21.
- Renn, O., Kastenholz, H. (1996): Ein regionales Konzept nachhaltiger Entwicklung. In: Gaia 5, Nr. 2, S. 86-102
- Renn, O., León, C. (2000): Nachhaltige Entwicklung in Baden-Württemberg. Statusbericht. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. Im Druck.
- Rennings, K. (1994): Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Materialien zur Umweltforschung 24, herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. Metzler-Poeschel Verlag. Stuttgart. 226 S.
- Riecken, U., Ries, U., Ssymank, A. (1993): Biotoptypenverzeichnis für die Bundesrepublik Deutschland. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 38, S. 9-23. Bonn-Bad Godesberg.
- Riecken, U., Ries, U., Ssymank, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 41. Kilda-Verlag. Greven. 184 S.
- Rolston, H. (1994): Werte in der Natur und die Natur der Werte. In Krebs, A. (Hrsg.): Naturethik. Grundtexte der gegenwärtigen tier- und ökoethischen Diskussion. Taschenbuch Wissenschaft 1265. Suhrkamp Verlag Frankfurt am Main. 1997. S. 247-270. Original: „Value in Nature and the Nature of Value“ in: Attfield, R., Belsey, A. (Eds.): Philosophy and the Natural Environment, Cambridge. 1994, S. 13-30.
- Routley, R. (1973): Is there a need for a new, an environmental ethic? In: Bulgarian organizing committee (Ed.): Proceedings of the 15<sup>th</sup> world congress in philosophy. Sofia Press. Sofia. S. 205-210.
- Rudorff, E. (1880): Über das Verhältniß des modernen Lebens zur Natur. Preußische Jahrbücher 45 (3), S. 261-276. Nachdruck in Natur und Landschaft, 65. Jg., Heft 3, S. 119-125.
- Sandhövel, A. (1996): Umweltschutzziele im politischen Prozeß: Leitbilder, Umweltqualitätsziele, Umweltstandards, Indikatoren. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung. Sonderheft 8/1996, S. 73-87.

- Sandhövel, A. (1997): Die Zieldiskussion in der Umweltpolitik - politische und rechtliche Aspekte. In: Qualitätsorientierung im Umweltrecht - Umweltqualitätsziele für einen nachhaltigen Umweltschutz. Dokumentation der 4. Umweltrechtlichen Fachtagung des Vereins für Umweltrecht e.V. in Zusammenarbeit mit der UVP-Gesellschaft e.V. am 12. und 13. Juni in Bremen. Rhombos-Verlag, Berlin. S. 25-44
- Schaltegger, S. (1999): Ein Kriterium unter vielen. Öko-Effizienz als Element des sozio-ökonomisch vernünftigen Umweltmanagements. In: Ökologisches Wirtschaften 3/99, S. 12-14.
- Scheler, M. (1921): Der Formalismus in der Ethik und die materiale Wertethik. Neure Versuch der Grundlegung eines ethischen Personalismus. Zweite Auflage Max Niemeyer. Halle a. d. Saale. 620 S.
- Scheringer, M. (1997): Operationalisierung von Gerechtigkeitsprinzipien durch die Indikatoren räumliche und zeitliche Reichweite am Beispiel Umweltchemikalien. In: Kaufmann-Hayoz, R., Di Giulio, A. (Hrsg.): Allgemeine Ökologie zur Diskussion gestellt. Nr. 3/2, Bern. S. 151-156.
- Scheringer, M., Hungerbühler, K. (1997): Exposure-based and effect-based environmental risk assessment for chemicals: two complementary approaches. Proceedings of the ECO-INFORMA '97, Information and communication in environmental and health issues, München, 6.-9. Oktober 1997. S. 173-178.
- Scherzinger, W. (1990): Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz, Zieldiskussion am Beispiel der Nationalpark-Idee. In: Natur und Landschaft, 65. Jg., Heft 6, S. 292-298.
- Schmidt-Bleek, F. (1994): Wieviel Umwelt braucht der Mensch? Birkhäuser. Berlin, Basel. 302 S.
- Schmidt-Bleek, F. (1998): Das MIPS-Konzept. Weniger Umweltverbrauch – mehr Lebensqualität durch Faktor 10. Droemer. München. 320 S.
- Schmitz, S., Paulini, I. (1999): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version '99. Umweltbundesamt. UBA-Texte 92/99. 108 S.
- Schoenichen, W. (1954): Naturschutz, Heimatschutz. Ihre Begründung durch Ernst Rudorff, Hugo Conwentz und ihre Vorläufer. Stuttgart. Wissenschaftliche Buchgesellschaft Stuttgart. 311 S.
- Schoer, K., Schäfer, D., Seibel, S., Steiner, M. (2000a): Aggregation struktureller Makroindikatoren für den Agrarbereich auf nationaler Ebene. Arbeitspapier für das Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustandes in Deutschland – Beispielfall Agrarbereich.“ Unveröffentlicht. 15 S.
- Schoer, K., Schäfer, D., Seibel, S., Steiner, M. (2000b): Aggregation stofflicher Makroindikatoren für den Agrarbereich auf nationaler Ebene. Arbeitspapier für das Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustandes in Deutschland – Beispielfall Agrarbereich.“ Unveröffentlicht. 21 S.
- Schönthaler, K., Köppel, J. (1998): Modellhafte Umsetzung und Konkretisierung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung am Beispiel des länderübergreifenden Biosphärenreservates Rhön. Dritter Zwischenbericht. Bosch und Partner GmbH. Mooseurach. 510 S.
- Schramm, E. (1988): Ökologie – die Geschichte einer wissenschaftlichen Theorie und ihrer Folgen. In: Fachschaft Biologie Tübingen (Hrsg.): Ökologie und Politik. Vom biologischen Wissen zum politischen Handeln? Selbstverlag. Tübingen. S. 11-20.
- Schröder, W. (1996): Ökologie und Umweltrecht in Forschung und Lehre – Grundlagen einer interdisziplinären Methodologie. Habilitationsschrift für das Fach Geographie der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel. 516 S.

- Schröder, W., Ahrens, E., Bartels, F., Schmidt, B., Schmidt, G. (1999): Entwicklung eines Modells zur Zusammenführung vorhandener Daten von Bund und Ländern zu einem Umweltbeobachtungssystem. Band 1: Instrumentarium für die Zusammenführung umweltrelevanter Daten verschiedener Meßnetze. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes. FKZ 29 781 126 / 01. Kiel. 41 S. + Anhang.
- Schütze, G., Gregor, D., Nagel, H.-D. (2000): Wirkungsbezogene Grenzwerte für Schwermetalle. In: Umwelt kommunale Ökologische Briefe, Nr. 10/10.5.2000, S. 1-14.
- Schütze, G., Nagel, H.-D. (1998): Kriterien für die Erarbeitung von Immissionminderungszielen zum Schutz der Böden und Abschätzung der langfristigen räumlichen Auswirkungen anthropogener Stoffeinträge auf die Bodenfunktionen. Forschungsbericht 204 02 825. UBA-Texte 19/98. Berlin. 285 S.
- Schwarz, A.E., Trepl, L. (1998): The relativity of orientors: interdependence of ecological and socio-political developments. Kap. 3.2. in Müller, F., Leupelt, M. (Eds.): Eco targets, goal functions, and orientors. Springer. Berlin, Heidelberg. S. 299-311.
- SEAC (2000): Swedish Environmental Advisory Council: Green headline indicators – monitoring progress towards ecological sustainability. Broschüre, 24 S. Als pdf-Datei abrufbar unter [www.environmental.council.gov.se](http://www.environmental.council.gov.se)
- Shrader-Frechette, K.S., McCoy, E.D. (1993): Method in ecology. Cambridge University Press. Cambridge. 328 S.
- Singer, P. (1975): Animal Liberation. Die Befreiung der Tiere. Deutsche Erstausgabe 1996. Rowohlt. Reinbek bei Hamburg. Originalausgabe der ersten Auflage 1975 bei Thorsons. London.
- Spangenberg, J.H. (1995): Ein zukunftsfähiges Europa. Towards Sustainable Europe. Zusammenfassung einer Studie aus dem Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie im Auftrag von Friends of the Earth Europe. Zweite, überarbeitete Auflage. Wuppertal papers Nr. 42. 64 S.
- Speck, J. (Hrsg.) (1980): Handbuch wissenschaftstheoretischer Begriffe. 3 Bände. UTB 966-968. Göttingen.
- SRU (1987): Umweltgutachten 1987. Kohlhammer. Stuttgart. 674 S.
- SRU (1994): Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Metzler-Poeschel. Stuttgart. 384 S.
- SRU (1995): Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Dauerhaft-Umweltgerechte Entwicklung. Leitbegriff zur Ableitung von Umweltqualitätszielen und Umweltindikatoren. Geowissenschaften 13, Heft 3, S. 68-72.
- SRU (1996a): Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Metzler-Poeschel. Stuttgart. 468 S.
- SRU (1996b): Sachverständigenrat für Umweltfragen: Ein Mehrstufenmodell zur Festlegung von Umweltstandards - Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung Jg. 9, Heft 2, S. 166-172.
- SRU (1998): Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes Sichern - Neue Wege gehen. Metzler-Poeschel. Stuttgart. 390 S.
- SRU (1999): Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umwelt und Gesundheit. Risiken richtig einschätzen. Sondergutachten. Metzler-Poeschel. Stuttgart. 251 S.
- SRU (2000): Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Metzler-Poeschel. Stuttgart. 685 S.
- Stahlmann, V., Clausen, J. (1999): Öko-Effizienz und Öko-Effektivität. In: Ökologisches Wirtschaften 3/99, S. 20-21.

- StBA (1998): Statistisches Bundesamt: Ökologische Flächenstichprobe - Ergebnisse der gemeinsamen Pressekonferenz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, des Statistischen Bundesamtes und des Bundesamtes für Naturschutz am 3. Februar 1998 im Bonner Presseclub. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden. 50 S.
- Statistisches Bundesamt, Forschungsstelle für Umweltpolitik der freien Universität Berlin, Ökologie-Zentrum der Christian-Albrecht-Universität Kiel (2000): Fragestellungen und Themenfelder für Konsensfindungsgespräche am 23./24. März 2000. Arbeitspapier für das Projekt „Makroindikatoren des Umweltzustandes in Deutschland – Beispielfall Agrarbereich.“ Unveröffentlicht. 20 S.
- Störig, H. J. (1993): Kleine Weltgeschichte der Philosophie. Fischer-taschenbuch-Verlag. Frankfurt am Main. 750 S.
- Straßer, H. (1994): Beispiele für die Formulierung und Umsetzung von Leitbildern, Umweltqualitätszielen und Umweltstandards - anhand von ökologischen Umweltqualitätszielen und Leitbildern für zwei Küstenregionen im Rahmen der Regionalplanung. In: Laufener Seminarbeiträge 4/94. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL). Laufen/Salzach. S. 105-111.
- Summerer, S. (1988): Umweltqualität. Unveröffentlichtes Manuskript. 15 S.
- Surburg, U. (1995): Kommunale Umweltqualitätszielkonzepte und Umweltentwicklungspläne - Begriffsbestimmungen, Aufstellung und Bedeutung in Städten und Gemeinden. In: Dörhöfer, G., Thein, J., Wiggering, H. (Hrsg.): Umweltqualitätsziele, natürliche Variabilität, Grenzwerte. Umweltgeologie heute, Band 5. Ernst und Sohn. Berlin. S. 25-31.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. (1993): The effects of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Report 2. Department of Chemical Engineering II, Lund University, Sweden. 177 S.
- ten Brink, T.J.E., Hosper, S.H., Rentz, O. (1991): A quantitative method for description and assessment of ecosystems. The AMOEBA-approach. In: Marine Pollution Bulletin, Vol. 23, S. 265-270, *Literaturangabe zitiert nach Waltz et al. 1997, Graphik entnommen aus Blom & Kruijf 1993*
- Theobald, W. (1998): Umweltbewertung als inter- und transdisziplinärer Diskurs. In: Theobald, W. (Hrsg.): Integrative Umweltbewertung. Theorie und Beispiele aus der Praxis. Springer. Berlin, Heidelberg. S. 7-18.
- Trepl, L. (1987): Geschichte der Ökologie. Vom 17. Jahrhundert bis zur Gegenwart. Athenäum. Frankfurt a. M. 280 S.
- Trepl, L. (1988): Gibt es Ökosysteme? In: Landschaft + Stadt 20 (4), S. 176-185.
- Trepl, L. (1991): Zur politischen Geschichte der biologischen Ökologie. In: Hassenpflug, D. (Hrsg.): Industrialismus und Ökoromantik. Geschichte und Perspektiven der Ökologisierung. Deutscher Universitäts-Verlag. Wiesbaden. S. 193-210.
- UBA (1997a): Umweltbundesamt: Nachhaltiges Deutschland. Wege zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Erich Schmidt Verlag. Berlin. 355 S.
- UBA (1997b): Umweltbundesamt: Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland, Ausgabe 1997. Erich Schmidt Verlag. Berlin. 570 S.
- UBA (1999): Beispiele für Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele in ausgewählten Themenbereichen. Stand 18.2.1999. <http://www.un.org/esa/sustdev/worklist.htm> vom 11.8.2000.
- UBA (2000a): DUX – Der deutsche Umweltindex. [www.umweltbundesamt.de/dux/dux.htm](http://www.umweltbundesamt.de/dux/dux.htm) vom 28.6.2000.



- UBA (2000b): Ozonbelastung in Deutschland. Internetseite des Umweltbundesamtes: <http://umwelt-deutschland.de> vom 28.6.2000
- Ulanowicz, R. (1995): Ecosystem integrity: a causal necessity. In: Westra, L., Lemons, J. (Hrsg.): perspectives on ecological integrity. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston, London. S. 77-87.
- Ulanowicz, R. (1992): Ecosystem health and trophic flow networks. In: Costanza, R., Norton, B. G., Haskell, B. D. (eds.): Ecosystem health. New goals for environmental management. Island Press. Washington D.C., Covelo. S. 190-205.
- UN CED (1992): United Nations Conference on Environment and Development: The Rio Declaration on Environment and Development. <http://www.igc.apc.org/habitat/agenda21/rio-dec.html> vom 10.8.2000.
- UN CSD (1996): CSD working list of indicators of sustainable development. <http://www.un.org/esa/sustdev/worklist.htm> vom 11.8.2000.
- UN ECE (1992): United Nations Economic Committee for Europe: Critical levels of air pollutants for Europe. Background paper prepared for the UN ECE Workshop on critical levels in Egham, U.K. 23.-26. March 1992. Air Quality Division, Department of the Environment, London (U.K.) 209 S.
- UN ECE (1996a): United Nations Economic Committee for Europe: Critical levels for ozone in Europe, testing and finalising the concepts. UN ECE Workshop report. held in Kuopio, Finland, 15-17 April 1996. University of Kuopio, Department of Ecology and Environmental Science. Kuopio, Finland. 363 S.
- UN ECE (1996b): United Nations Economic Committee for Europe: UN ECE Convention on long-range transboundary air pollution: Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels and loads and geographical areas where they are exceeded. UBA-Texte 71/96. 144 S. + Anhang.
- UN ECE (1999) Protocol to the 1979 Convention on long-range transboundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone. Annex II. <http://www.unece.org/env/lrtap/> vom 10.8.2000.
- Usher, M.B. (1994): Erfassen und Bewerten von Lebensräumen: Merkmale, Kriterien, Werte. Teil 1 – Einführung. In: Usher, M.B., Erz, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Quelle & Meyer. Heidelberg. S. 17-47.
- Usher, M.B., Erz, W. (Hrsg.) (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Quelle & Meyer. Heidelberg. 340 S.
- UVPG (1990): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) vom 12.2.1990. Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr. 6. Bonn. S. 205-214. Zuletzt geändert am 18.8.97 (Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr. 59, S. 2111).
- UVP-VwV (1995): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP-VwV) vom 18.9.1995. Gemeinsames Ministerialblatt, Nr. 32/1995, hrsg. vom Bundesministerium des Innern. Bonn. S. 671-696.
- Valsangiacomo, A. (1998): Die Natur der Ökologie. vdf Hochschulverlag. Zürich. 324 S.
- von Weizsäcker, E.U., Lovins, A.B., Lovins, L. H. (1996): Faktor Vier. Doppelter Wohlstand – halbiertes Naturverbrauch. Der neue Bericht an den Club of Rome. Siebte Auflage. Droemer Knauer. München. 352 S.
- Vossenkuhl, W. (1984): Kapitel zu „normativ/deskriptiv“ in: Historisches Wörterbuch der Philosophie, Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt. S. 932.

- Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P., Callejas Linares, A., López Falfán, I.S., Méndez García, J., Suárez Guerrero, A.I., Suárez Guerrero, G. (1999): National natural accounting with the ecological footprint concept. In: *Ecological Economics* 29, S. 375-390.
- Wackernagel, M., Rees, W.E. (1996): *Our ecological footprint: reducing human impact on the earth*. New Society Publishers. Gabriola Island, British Columbia, Canada.
- Wahrig, G. (2000): *Deutsches Wörterbuch. Siebte, vollständig neu bearbeitete und aktualisierte Auflage, neu herausgegeben von R. Wahrig-Burfeind*. Bertelsmann-Lexikon-Verlag. Gütersloh (u.a.). 1451 S.
- Walter, R., Reck, H., Kaule, G., Lämmle, M., Osinski, E., Heintl, T. (1998): Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg. Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg. In: *Natur und Landschaft*, 73. Jg., Heft 1, S. 9-25.
- Walz et al. (1997): *Grundlagen für ein nationales Umweltindikatorensystem – Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung*. Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung. UBA-Texte 37/97. Berlin. 470 S.
- WBGU (1999): *Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung globale Umweltveränderungen: Umwelt und Ethik. Sondergutachten 1999. Ökologie und Wirtschaftsforschung Band 35*. Metropolis-Verlag. Marburg. 149 S.
- WCED (1987): *World Commission on Environment and Development: Our Common Future (Brundtland-Report)*. Oxford University Press. Oxford. 500 S.
- Weber, M. (1904): Die Objektivität sozialwissenschaftlicher und sozialpolitischer Erkenntnis. In: *Max Weber: Gesammelte Aufsätze zur Wissenschaftslehre. Siebte Auflage*, hrsg. von J. Winkelmann. UTB 1492. Mohr (Paul Siebeck). Tübingen. 1988. S.146-214.
- Weltbank (1995): *Monitoring environmental progress. A report on work in progress*. World Bank. Washington D.C. 82 S.
- Westra, L. (1994): *An environmental proposal for ethics. Studies in social and political philosophy* Rowman & Littlefield Publishers. Lanham, London. 237 S.
- Westra, L. (1995): Ecosystem integrity and sustainability: the foundational value of the wild. In: Westra, L., Lemons, J. (eds.): *Perspectives on ecological integrity*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston, London. S. 12-33.
- Wiegand, G. (1997): Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 6, S. 43-62.
- Wiggering, H. (1999): Zum Auftrag des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen und zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*, 12. Jg., Heft 1, S. 9-29.
- Wiggering, H., Müller, F., Schenk, D. (1999): Umweltindikatoren: Problemadäquate Informationen für die Umsetzung von Umweltqualitätszielen. In: *Zeitschrift der deutschen geologischen Gesellschaft* 150/4, S. 769-787.
- Wiggering, H., Rennings, K. (1995): Dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung - Leitlinie zur Bestimmung von Umweltindikatoren und Umweltqualitätszielen. In: Dörhöfer, G., Thein, J., Wiggering, H. (Hrsg.): *Umweltqualitätsziele, natürliche Variabilität, Grenzwerte. Umweltgeologie heute, Band 5*. Ernst und Sohn. Berlin. S. 1-10.
- Woodley, S. (1993): Monitoring and measuring ecosystem integrity in Canadian national parks. In: Woodley, S., Kay, J., Francis, G. (eds.): *Ecological integrity and the management of ecosystems*. University of Waterloo and Canadian Park Service. Ottawa. S. 155-176.

- WRI (1998): World Resources Institute; United Nations Environment Programme; United Nations Development Programme; World Bank (eds.): World Resources 1998-99. A guide to the global environment. Environmental change and human health. Oxford University Press. New York, Oxford. 369 S.
- WWF, SBN, Greenpeace, SES, Erklärung von Bern, Arbeitsgemeinschaft Swissaid/Fastenopfer/Brot für alle/Helvetas/Caritas (1995): Quantitative Aspekte einer zukunftsfähigen Schweiz. Arbeitsbericht. INFRAS, Zürich.
- Zipf, M. (1999): Wie zukunftsfähig ist unsere Gemeinde? Umwelt - kommunale ökologische Briefe 20/22.9.99, S. 14.