

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS)
(Hrsg.)

HGF-Projekt:
**„Untersuchung zu einem integrativen Konzept nachhaltiger
Entwicklung: Bestandsaufnahme, Problem-
analyse, Weiterentwicklung“**

Abschlußbericht

Band 4

Konzeptionelle Aspekte der Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren

R. Coenen Teil I
Forschungszentrum Karlsruhe,
Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS)

R. Backhaus, B. Schade, St. Weiers Teil II
Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR)
Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum (DFD-AN)

H. Mühle Teil III
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle

*Gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung
FKZ 07OWI 12/8*

Dezember 1999



FZK, DLR, FZJ, GMD, UFZ

INHALT

| | |
|--|----|
| Einführung..... | 1 |
| I. Nachhaltigkeitsindikatoren auf der nationalen Ebene – Konzeptionelle Aspekte..... | 2 |
| 1. Begriff und Funktionen von Nachhaltigkeitsindikatoren..... | 2 |
| 2. Indikatormodelle..... | 7 |
| 3. Vorhandene Ansätze zur Bildung von Nachhaltigkeitsindikatorensystemen..... | 8 |
| 4. Zum Vorgehen bei der Indikatorenbildung im HGF-Vorhaben..... | 11 |
| Literatur | 13 |
| II. Der räumliche Bezug von Nachhaltigkeitsindikatoren..... | 15 |
| 1. Das Problem der räumlichen Explizität..... | 15 |
| 2. Konzepte der regionalen Landschaftsbewertung..... | 19 |
| 3. Gesetzliche und administrative Randbedingungen der Landschaftsbewertung..... | 26 |
| 4. Nutzungspotential der Satellitenfernerkundung..... | 27 |
| 5. Fazit..... | 31 |
| Literatur | 32 |
| III. Der Syndrom-Ansatz des Potsdam Instituts für Klimafolgenforschung als Ansatz zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren..... | 35 |
| 1. Das Dust-Bowl-Beziehungsgeflecht für Deutschland | 36 |
| 2. Die Antriebskräfte des Syndroms und die Wechselwirkungen..... | 39 |
| 3. Die vom Schlüsseltrend „Intensivierung“ ausgehenden Folge- und Wechselwirkungen..... | 42 |
| 4. Regionalisierung des Dust-Bowl-Syndroms und Indikatoren..... | 46 |
| 5. Ausblick und Schlußfolgerungen..... | 48 |
| Literatur | 50 |

Einführung

Im Rahmen der Studie wurde auch eine Bestandsaufnahme vorliegender Ansätze zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren durchgeführt. Die Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren stellt einen wichtigen Schritt zur weiteren Operationalisierung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung dar. Die Bestandsaufnahme diente auch der Klärung der Frage, inwieweit bei der Entwicklung eines Indikatorensystems für das HGF-Projekt auf vorliegende Ansätze zurückgegriffen werden kann, sowohl in konzeptioneller Sicht als auch im Hinblick auf die Datenverfügbarkeit.

Bei der Bestandsaufnahme konnte auf bereits vorliegende Übersichtsanalysen zurückgegriffen werden (vgl. Kapitel I.3).

Zur Bestandsaufnahme ist anzumerken:

1. Sie beschränkt sich auf konzeptionelle Aspekte. Auf eine Gegenüberstellung der einzelnen Indikatoren der verschiedenen vorliegenden Indikatorensysteme wurde verzichtet, da dies schon in den oben genannten Übersichtsanalysen geleistet wurde.
2. Die Bestandsaufnahme erhebt nicht den Anspruch auf Vollständigkeit, da gegenwärtig an vielen Stellen auf diesem Gebiet gearbeitet wird. Insbesondere werden Arbeiten zu Indikatorensystemen für die lokale Ebene nicht einbezogen.
3. Die Bestandsaufnahme in Kapitel 1 bezieht sich auf räumlich verteilungsfreie Indikatorensysteme auf der nationalen Ebene, die ausdrücklich als Nachhaltigkeitsindikatorensysteme firmieren.

Bei der Entwicklung des Indikatorensystems für das HGF-Projekt werden jedoch noch weitere vorliegende Indikatorensysteme gesichtet, z.B. zu Umwelt- und Sozialindikatoren..

Teil I dieses Teilberichts beschäftigt sich im wesentlichen mit konzeptionellen Aspekten von Indikatorensystemen für die nationale Ebene und der geplanten Vorgehensweise im HGF-Projekt. Die hier betrachteten Indikatorensysteme stellen räumlich verteilungsfreie Systeme dar. Die Beschränkung auf solche Indikatorensysteme birgt die Gefahr, dass es zu Defiziten bei der Erfassung solcher Nachhaltigkeitsrisiken kommt, die primär durch spezifische räumliche und zeitliche Landnutzungsstrukturen verursacht werden.

Da im HGF-Vorhaben auch regionale bzw. räumlich bezogene Analysen durchgeführt werden sollen, beschäftigt sich Teil II dieses Teilberichts daher mit der Frage bzw. der Notwendigkeit räumlich bezogener Nachhaltigkeitsindikatoren für bestimmte Analyseziele.

Teil III dieses Teilberichts stellt die Auswertung eines im Rahmen der Studie vergebenen Gutachtens dar, in dem der Frage nachgegangen wurde, inwieweit der sogenannte Syndromansatz für die Indikatorenentwicklung im HGF-Vorhaben genutzt werden kann. Hierzu wurde an einem Beispiel – dem Dust-Bowl-Syndrom – demonstriert, wie durch Modellierung der „Interlinkages“ zwischen verschiedenen Indikatoren regionale Nachhaltigkeitsrisiken aufgezeigt werden können.

I. Nachhaltigkeitsindikatoren auf der nationalen Ebene – Konzeptuelle Aspekte

R. Coenen
 Forschungszentrum Karlsruhe,
 Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS)

1. Begriff und Funktionen von Nachhaltigkeitsindikatoren

Indikatoren kann man allgemein als Kenngrößen definieren, die zur Abbildung eines bestimmten, nicht direkt messbaren und oftmals komplexen Sachverhalts (Indikandum) ausgewählt werden (SRU, 1998, S. 93). Nationale Nachhaltigkeitsindikatoren sollten darüber Auskunft geben können, ob sich ein Land im Zeitablauf in Richtung einer nachhaltigen Entwicklung bewegt. Sie sollten auch dazu geeignet sein, Politiken eines Landes zur Förderung von Nachhaltigkeit zu bewerten. Um entsprechende Indikatoren zu entwickeln bzw. auszuwählen, ist zunächst zu klären, welche Entwicklungen in Gesellschaft, Umwelt und Wirtschaft als relevant für eine nachhaltige Entwicklung anzusehen sind. Die Entwicklung eines solchen Indikatorensystems erfordert deshalb eine Konkretisierung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung bzw. stellt einen wichtigen Schritt in der Operationalisierung des Leitbildes dar. Die UN Commission for Sustainable Development (CSD) hat sich bei der Entwicklung ihres Indikatorensystems auf die Kapitel der Agenda 21 gestützt. Diese enthalten Ziele oder Forderungen, deren Erfüllung als notwendig zur Umsetzung des Leitbildes erachtet werden. Die Kapitel der Agenda 21 bilden somit den weiteren Konkretisierungsschritt und inhaltlichen Rahmen für das Indikatorensystem der CSD (siehe im einzelnen Abschnitt 3). In diesem Vorhaben werden dagegen die Handlungsleitlinien bzw. Mindestanforderungen für eine nachhaltige Entwicklung in ökologischer, ökonomischer, sozialer und institutioneller Hinsicht, die im Vorhaben erarbeitet wurden, als inhaltlicher Rahmen für die Formulierung eines Satzes von Nachhaltigkeitsindikatoren verwendet (siehe dazu im einzelnen Abschnitt 4).

Funktionen von Nachhaltigkeitsindikatoren im einzelnen

Nachhaltigkeitsindikatoren haben verschiedene Funktionen bzw. Aufgaben, die sich in deskriptive und normative unterscheiden lassen (SRU, 1998, S 93). Die folgende Liste von Aufgaben stützt sich auf die Auswertung verschiedener Quellen (SRU, 1998; Walz et al., 1996; Lüdeke, Reusswig, 1999; Opschoor, Reijnders, 1991, UK Department of the Environment, 1996).

Nachhaltigkeitsindikatoren dienen demnach einerseits deskriptiven Aufgaben, d.h.

- der Zustandsbeschreibung eines Landes in Bezug auf die Nachhaltigkeit seiner Entwicklung (Ist-Zustandsanalyse)
- der Erfassung erwartbarer zukünftiger Trends in Bezug auf eine nachhaltige Entwicklung (Prognosefunktion)

andererseits normativen Aufgaben, d.h.

- der Bewertung des Zustands und erwartbarer Trends vor dem Hintergrund qualitativer und quantitativer Zielvorstellungen für eine nachhaltige Entwicklung (Identifikation von Nachhaltigkeitsdefiziten und entsprechendem Handlungsbedarf)
- der Hilfestellung bei der Präzisierung und Quantifizierung von Nachhaltigkeitszielen
- der Unterstützung der politischen Entscheidungsfindung und Prioritätensetzung
- der Bewertung von vorgeschlagenen Strategien und Maßnahmen zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung
- der Erfolgskontrolle einer auf Nachhaltigkeit gerichteten Politik (Kontrollfunktion)
- der Aufklärung und Kommunikation von Politik und Gesellschaft über zentrale Problem-bereiche für eine nachhaltige Entwicklung (Kommunikationsfunktion)
- internationalen Vergleichen der Fortschritte, die verschiedene Länder in Richtung einer nachhaltigen Entwicklung erzielt haben, und damit der Bewertung, inwieweit verschiedene Länder ihren Verpflichtungen zur Förderung einer nationalen und globalen nachhaltigen Entwicklung nachkommen.

Anforderungen an Indikatorensysteme

Um diesen Aufgaben gerecht zu werden, muss ein System von nationalen Nachhaltigkeitsindikatoren vor allem folgenden Anforderungen genügen:

- a) Es muss aus einer überschaubaren Anzahl von Indikatoren bestehen, d.h. die Fülle vorhandener nachhaltigkeitsrelevanter Informationen und Daten muss verdichtet werden (Verdichtung).
- b) Es muss einen Bezug zu quantitativen und qualitativen Zielvorstellungen für eine nachhaltige Entwicklung gewährleisten, die in einer Gesellschaft bzw. einem Land existieren (Zielbezug bzw. Normierung von Indikatoren).

ad a) Verdichtung

In Ländern mit einer vergleichsweise hochentwickelten Statistik, wie z.B. in Deutschland, liegt eine Fülle von nachhaltigkeitsrelevanten Daten und Einzelinformationen vor, z.B. aus der Umwelt-, Sozial- und Wirtschaftsberichterstattung, die von großem Wert für verschiedene Zwecke sind, z.B. für wissenschaftliche Analysen und sektorale Politiken. Allerdings macht eine bloße Zusammenführung dieser Datensätze noch kein nationales System von Nachhaltigkeitsindikatoren aus. Um die o.g. Aufgaben erfüllen zu können, ist vielmehr eine starke Fokussierung bzw. Verdichtung notwendig, um die komplexe Aussagenvielfalt zu reduzieren und für Politik und Öffentlichkeit einen handhabbaren und überschaubaren Satz von Indikatoren anzubieten, der einen Überblick über zentrale Aspekte der Nachhaltigkeit eines Landes geben kann (SRU, 1998, S. 94). Eine solche Verdichtung bedeutet natürlich eine Reduktion der komplexen Realität. Der notwendige Grad der Verdichtung hängt dabei von den Verwendungszusammenhängen eines Indikatorensystems ab. Für die Politik und die öffentliche Kommunikation über Nachhaltigkeit ist zum Beispiel ein hoher Verdichtungsgrad erforderlich, während z.B. für wissenschaftliche Analysen ein geringerer Verdichtungsgrad adäquat

sein dürfte. Man kann in diesem Zusammenhang auch von einer Hierarchie von Indikatoren sprechen, die unterschiedlichen Zwecken oder Nutzern dienen (vgl. Abbildung 1).

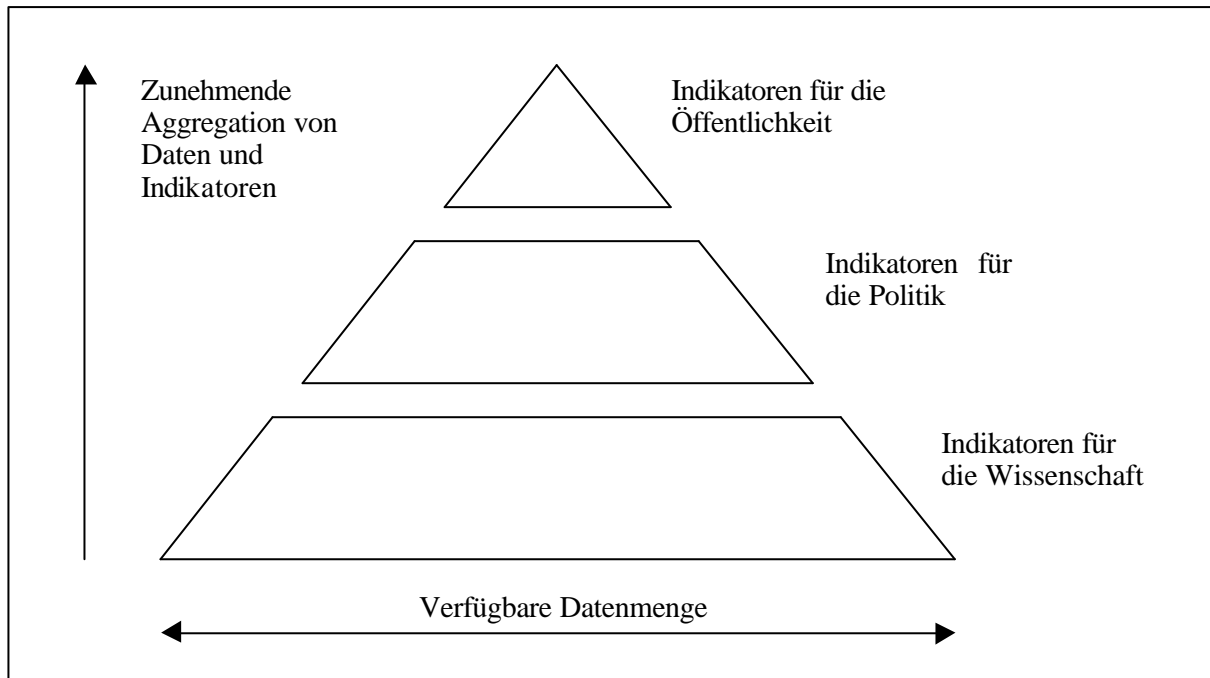


Abbildung 1: Nachhaltigkeitsindikatoren: Zusammenhang von Datenmenge, Aggregationsgrad und Nutzern.

Quelle: Mitchell 1996
zit. nach Jischa, 1999

Eine Verdichtung von Daten kann dabei einerseits durch Aggregation von Einzelindikatoren erfolgen, andererseits durch Auswahl von Schlüssel- bzw. Leitindikatoren, die repräsentativ oder dominant für bestimmte Entwicklungen sind. Beispielsweise kann man für die Treibhausgasproblematik einen aggregierten Indikator bilden, indem man die Emissionen der verschiedenen Treibhausgase mittels ihrer Global Warming Potentiale aggregiert und/oder die CO₂-Emissionen als Schlüsselindikator auswählt, da sie gegenwärtig den deutlich überwiegenden Teil der Treibhausgasemissionen ausmachen. Bezüglich der Bildung aggregierter Indikatoren darf allerdings nicht verkannt werden, dass es nur wenige Bereiche gibt, in denen dies relativ einfach in wissenschaftlich befriedigender Weise möglich ist, beispielsweise bei Stoffemissionen mit vergleichbaren Wirkungen durch Aggregation über Wirkungsäquivalente. Neben dem erwähnten Beispiel der Treibhausgasemissionen wäre dies für Emissionen von säurebildenden Stoffen (Versauerungspotential) und die Ozonschicht zerstörenden Stoffen (Ozonzerstörungspotential) möglich (SRU, 1998, S. 112). Ein anderes Beispiel ist die Aggregation des Verbrauchs verschiedener Energieträger über ihren kalorischen Wert oder über Öläquivalente. Wo solche Aggregationen über physikalische oder chemische Eigenschaften nicht möglich sind, gehen in Aggregationen möglicherweise umstrittene Gewichtungen ein, so dass in vielen Fällen der Selektion von Schlüsselindikatoren der Vorzug zu geben ist, obwohl natürlich auch eine solche Auswahl bereits auf subjektiven Einschätzungen beruht (zur Aggregationsproblematik siehe auch Abschnitt 3).

ad b) Zielbezug von Nachhaltigkeitsindikatoren / Normierung

Zur Erfüllung der oben genannten normativen Aufgaben von Nachhaltigkeitsindikatoren wäre es wünschenswert, dass diese von vornherein auf Zielvorstellungen für eine nachhaltige Entwicklung bezogen werden. Nur bei entsprechendem Zielbezug können sie unmittelbar als Instrument zur Überprüfung des Entwicklungsverlaufs einer Gesellschaft eingesetzt werden (SRU, 1998, S. 94). Sie unterscheiden sich damit von deskriptiven Indikatoren, die zunächst, wie Umweltindikatoren oder Sozialindikatoren, nur der Zustandsbeschreibung der ökologischen oder sozialen Systeme dienen, indem sie normativen Charakter haben. Verschiedentlich wird sogar gefordert, dass sie von vornherein als Soll-Ist-Indikatoren bzw. Distance-to-Target-Indikatoren formuliert werden sollten (z.B. Opschoor, Reijnders, 1991, S. 9). Dies würde natürlich voraussetzen, dass bereits quantifizierte Nachhaltigkeitsziele vorliegen, was jedoch in Deutschland und auch in anderen Ländern keineswegs der Fall ist. In vielen Fällen dürfte eine Quantifizierung von Nachhaltigkeitszielen auch kaum möglich sein, z.B. in der sozialen und institutionellen Dimension. So umfassen die bereits vorliegenden Ansätze für Nachhaltigkeitsindikatorensysteme vorwiegend deskriptive Indikatoren, wobei allerdings ein Bezug zu qualitativen Zielvorstellungen für eine nachhaltige Entwicklung explizit oder implizit gegeben ist. Die CSD, wie bereits erwähnt, bezieht ihre Ist-Indikatoren auf die in den einzelnen Kapiteln der Agenda 21 formulierten qualitativen Zielvorstellungen für eine nachhaltige Entwicklung; die Frage der Bewertung bzw. Normierung sieht sie aber als Aufgabe der verschiedenen Länder an, die diese vor dem Hintergrund ihrer jeweils spezifischen nationalen Nachhaltigkeitsziele vornehmen sollten.

Die Entwicklung von Nachhaltigkeitszielen und -indikatoren ist als ein simultaner Prozess anzusehen, indem zunächst qualitative Zielvorstellungen für eine nachhaltige Entwicklung entwickelt werden, diesen geeignete Indikatoren zugeordnet werden und in einem nächsten Schritt, soweit möglich, quantitative Nachhaltigkeitsziele, bezogen auf diese Nachhaltigkeitsindikatoren, abgeleitet werden, d.h. als Sollwerte für Indikatorwerte. Eine solche Vorgehensweise wird auch in diesem Vorhaben gewählt.

Neben den bereits diskutierten Anforderungen an Indikatoren – Verdichtung von Information und Zielbezug – findet man in der Literatur mehr oder weniger ähnliche Listen von Kriterien, die Indikatoren erfüllen sollten. Die folgende Tabelle enthält eine Zusammenstellung solcher Anforderungen, die auf einer Auswertung verschiedener Quellen beruht.

Es dürfte wohl kaum einen Indikator geben, der alle diese idealtypischen Anforderungen erfüllt. Es ist jedoch auch darauf hinzuweisen, dass gewisse Konflikte bei der Anwendung dieser Kriterien auftreten können. Beispielsweise bedeutet die Verdichtung von Information für den Bedarf von Politik und öffentlicher Kommunikation in der Regel eine Simplifizierung der Zusammenhänge, die ein Indikator abbilden soll, und damit Abstriche an dem Anforderungskriterium „Adäquanz der Abbildung“, das aus wissenschaftlicher Sicht von Bedeutung ist und eher umfangreiche Indikatorensysteme erfordern würde, die der Komplexität der jeweiligen Zusammenhänge gerecht werden (SRU, 1995, S. 95). Die Anwendung der Kriterien „Datenverfügbarkeit“ und „vertretbarer Aufwand der Datenbeschaffung“ sollte auch nicht dazu führen, dass als sinnvoll erachtete Indikatoren nicht in ein Indikatorensystem aufgenommen werden, nur weil bisher keine geeignete Datenbasis verfügbar ist. Gegebenenfalls könnte es erforderlich sein, eine entsprechende Datenbasis zu schaffen. Zu beachten ist auch, dass die Auswahl von Indikatoren in vielen Fällen eine wertbehaftete Entscheidung darstellt. Aus diesem Grund ist das Anforderungskriterium eines gesellschaftlichen Mindestkonsens über die Eignung eines Indikators zur Abbildung eines Systemzustandes und seines Deutungskontextes von erheblicher Relevanz, wenn ein Indikator seine normative Funktion erfüllen soll.

Tabelle 1: Anforderungen an Nachhaltigkeitsindikatoren

| Anforderungen an Nachhaltigkeitsindikatoren | |
|--|--|
| Wissenschaftliche Anforderungen | <ul style="list-style-type: none"> - Repräsentativität und Adäquanz bezüglich der jeweiligen ökologischen, ökonomischen und sozialen Zusammenhänge - Transparenz - Reproduzierbarkeit der Ergebnisse - Nachvollziehbarkeit der Aggregation - Nachvollziehbarkeit der Auswahlkriterien - Datenqualität, Transparenz über die Unsicherheit von Daten |
| Funktionale Anforderungen | <ul style="list-style-type: none"> - Sensitivität gegenüber Änderungen im Zeitablauf - Eignung zur Erfassung von Trends - Frühwarnungsfunktion - internationale Kompatibilität - Sensitivität gegenüber ökonomischen, ökologischen und sozialen Wechselwirkungen |
| Anforderungen aus Sicht von Nutzern | <ul style="list-style-type: none"> - Zielbezug - Adressaten-adäquate Verdichtung von Information - politische Steuerbarkeit - Verständlichkeit für Politik und Öffentlichkeit - gesellschaftlicher Mindestkonsens über Eignung eines Indikators zur Abbildung von Zusammenhängen und über den Deutungskontext |
| Praktische Anforderungen | <ul style="list-style-type: none"> - Datenverfügbarkeit - Möglichkeit regelmäßiger Aktualisierung - vertretbarer Aufwand der Datenbeschaffung |

Quelle: Walz et al., 1996; SRU, 19998; Opschoor, Reijnders, 1991; Lüdeke, Reusswig, 1999; UK Department of the Environment; eigene Ergänzungen

So sind zum Beispiel Indikatoren ungeeignet oder wenig sinnvoll, bei denen kontroverse Einschätzungen darüber bestehen, in welche Richtung sie sich bewegen sollten, d.h. darüber, welches der gewünschte bzw. nicht gewünschte Systemzustand ist (Lüdeke, Reusswig, 1999, S. 5). Beispielsweise dürfte in Deutschland für einen Indikator „Kernenergieanteil an der Energieversorgung“ als Nachhaltigkeitsindikator ein solcher Mindestkonsens nicht bestehen.

2. Indikatormodelle

Im Bereich von Umweltindikatorensystemen setzt sich zunehmend das Pressure-State-Response-Indikatorenmodell der OECD (PSR-Modell) durch. Dieses Modell unterscheidet zwischen

- Belastungsindikatoren (pressure), die die Belastung der Umwelt durch menschliche Aktivitäten indizieren,
- Zustandsindikatoren (state), die die Qualität der Umwelt beschreiben, sowie
- Reaktionsindikatoren (response), die gesellschaftliche Reaktionen auf die Umweltprobleme erfassen.

Beispiele für solche Indikatoren im Falle der Klimaproblematik wären die CO₂-Emissionen oder die Emissionen von Treibhausgasen insgesamt (aggregiert über Global Warming Potentials) als Stressindikatoren, die gegenwärtige atmosphärische Konzentration von Treibhausgasen als State-Indikator und die Energieeffizienz bei der Nutzung fossiler Energieträger als ein Beispiel für einen Responseindikator. Das PSR-Modell ist in erster Annäherung ein kausales Konzept; so formuliert die OECD: „The PSR-framework is based on a concept of causality: human activities exert pressures on the environment and change its quality and its quantity of natural resources. Society responds to these changes through environmental, general economic and sectoral policies“ (OECD, 1994, S.9). Andererseits weist die OECD darauf hin, dass die Interaktionen von Mensch und Umwelt wesentlich komplexer sind, als sie in einem einfachen Pressure-State-Response-Rahmen dargestellt werden können (OECD, 1994, S.9). Ein Vorteil des PSR-Ansatzes ist es, dass er einen geeigneten Rahmen für die Normierung von Indikatoren durch Festlegung verschiedener Arten von Umweltzielen bietet. Entsprechend der Sachlogik wären Umweltzustandsindikatoren anhand von Umweltqualitätszielen zu normieren und Stress- und Reaktionsindikatoren durch Umwelthandlungsziele (SRU, 1998, S. 113).

Eine im Prinzip sinnvolle weitere Differenzierung des PSR-Konzepts stellt das von EUROSTAT propagierte Driving-force-Pressure-State-Impact-Response-Modell dar (DPSIR-Modell), das den Blick einerseits auf die Ursachen (Driving forces) von Umweltbelastungen (stresses), z.B. auf umweltbelastende gesellschaftliche Aktivitäten, wie Mobilität, Energieproduktion, Landwirtschaft, Tourismus, erweitert und andererseits die Auswirkungen (impacts) von Umweltzustandsveränderungen zu erfassen versucht. Es erhöht aber andererseits die Komplexität eines Indikatorensystems.

Das PSR- wie auch das DPSIR-Modell sind zunächst für Umweltindikatorensysteme entwickelt worden; sie stellen zwar vereinfachende, aber plausible Konzepte für die Beschreibung der Interaktionen von Mensch und Umwelt dar. Die UN Commission for Sustainable Development hat das PSR-Modell in leicht modifizierter bzw. verallgemeinernder Form als Driving-force-State-Response-Modell (DSR-Modell) auch für die Entwicklung ihres Systems von Nachhaltigkeitsindikatoren übernommen, wobei sich jedoch zeigt, dass eine nahtlose Übernahme auf Grenzen stößt und sich das Indikatorenmodell nicht ohne weiteres auf die Bereiche Soziales, Institutionelles und Ökonomie übertragen lässt. Dies wird deutlich dadurch, dass es der CSD in vielen Fällen nicht gelungen ist, dieses Konzept durchzuhalten und Indikatoren aller drei Typen von Indikatorarten zu formulieren. Dies dürfte daran liegen, dass es beim Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung nicht nur um den Schutz bzw. den Erhalt natürlicher und gesellschaftlicher Ressourcen geht, wozu das DSR-Modell prinzipiell geeignet ist, sondern auch um die Fortentwicklung gesellschaftlicher Ressourcen in Richtung

Nachhaltigkeit, wofür es kaum geeignet erscheint. So stellt sich der SRU angesichts der Tatsache, dass es in keinem der vorliegenden Ansätze zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren, die den DSR-Ansatz zugrunde legen, gelungen ist, die soziale und ökonomische Dimension entsprechend abzubilden, die Frage, ob der DSR-Modellrahmen zur Abbildung aller Nachhaltigkeitsaspekte tatsächlich geeignet ist (SRU, 1998, S. 107). Generell scheint der DSR-Ansatz zu einfach, um die komplexen Wechselwirkungen (interlinkages) zwischen den verschiedenen Dimensionen von Nachhaltigkeit abzubilden. Eine Möglichkeit, das Problem der Interlinkages anzugehen, besteht in der Bildung von Linkage-Indikatoren oder mehrdimensionalen Indikatoren, bei denen zumindest zwei Dimensionen von Nachhaltigkeit verknüpft werden, z.B. in Form von Indikatoren wie Flächenverbrauch pro Arbeitsplatz, Energieverbrauch pro Einheit des BSP, Anteil von Umweltbildung im schulischen System (vgl. SRU, 1998; Rennings, 1999). Einen weiteren Versuch in diese Richtung stellt der Ansatz des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung dar, der versucht, die Interlinkages zwischen der natürlichen und der menschlichen Sphäre durch sogenannte Syndrom-Indikatoren zu erfassen (siehe hierzu Kapitel III).

Als Resümee der Frage nach geeigneten Indikatormodellen für Nachhaltigkeitsindikatoren lässt sich feststellen, dass es bisher noch keine Modelle gibt, die das Problem der Interlinkages zwischen den vier Dimensionen der Nachhaltigkeit befriedigend lösen. Allerdings dürften komplexe Indikatormodelle, die zu komplexen Sätzen von Indikatoren führen, auch notwendigen Anforderungen an Indikatorensysteme, wie z.B. Verständlichkeit für Politik und Öffentlichkeit, zuwiderlaufen.

3. Vorhandene Ansätze zur Bildung von Nachhaltigkeitsindikatorenssystemen

Über vorhandene Ansätze zu Nachhaltigkeitsindikatorenssystemen liegen verschiedene Übersichtsanalysen vor (SRU, 1998, S. 101-116; Walz et al., 1995; Walz et al., 1996, Öko-Institut, 1999), sodass hier auf eine detaillierte Betrachtung dieser Ansätze verzichtet wird und nur einige vergleichende Aspekte herausgestellt werden sollen:

- der inhaltliche Rahmen des Indikatorensystems (indicator framework)
- die zugrundegelegten Indikatorenmodelle
- der Grad der Aggregation

Inhaltlicher Rahmen von Nachhaltigkeitsindikatorenssystemen

Die bisher vorliegenden Systeme von Nachhaltigkeitsindikatoren unterscheiden sich durch das ihnen zugrundeliegende Verständnis des Konzepts einer nachhaltigen Entwicklung; die meisten beziehen sich im wesentlichen auf die ökologische Dimension von Nachhaltigkeit, so die Indikatorensysteme des Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE), einer Nichtregierungsorganisation (SCOPE, 1995), der Arbeitsgruppe „Agenda 21 / Nachhaltige Entwicklung“ des Umweltbundesamtes (UBA, 1997), des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt und Energie (Bund / Misereor, 1996) und der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg (Pfister, 1997). Andere Indikatorensysteme, wie die der UN-Commission on Sustainable Development (CSD), das Nachhaltigkeitsindikatorensystem des Vereinigten Königreichs (UK Department of the Environment, 1996) und das Indikatorensystem des US President's Council on Sustainable Development, formulieren dagegen in

mehr oder weniger großer Detaillierung auch Indikatoren für die ökonomische, soziale und institutionelle Dimension der Nachhaltigkeit.

Der wohl umfassendste Ansatz der bisher vorliegenden Indikatorensysteme ist zweifellos das Indikatorensystem der CSD, das 130 Indikatoren umfasst. Den inhaltlichen Rahmen für das Indikatorensystem bilden die Ziele und Anforderungen für eine nachhaltige Entwicklung, die in den verschiedenen Kapiteln der Agenda 21 formuliert wurden. Die CSD untergliedert ihr Indikatorensystem nach den vier Dimensionen von Nachhaltigkeit: Ökologie, Ökonomie, Soziales und Institutionelles. Die CSD versteht ihren Indikatorenansatz als Auswahlmenü, aus dem die verschiedenen Länder die für den Kontext ihres Landes geeigneten Indikatoren auswählen können. Damit soll ein Kompromiss zwischen der internationalen Konsistenz bzw. Vergleichbarkeit der Indikatoren und ihrer nationalen Kontextualisierung, für die eine Reflektierung unterschiedlicher nationaler inhaltlicher Schwerpunkte und nationaler Datenverfügbarkeit notwendig ist, geboten werden (*Walz et al.*, 1996, S. 309). Auffallend am CSD-System ist eine gewisse Entwicklungsländer-Lastigkeit. Die CSD führt gegenwärtig eine Pilotphase durch, in der in einigen Ländern eine praktische Erprobung des Indikatorensystems erfolgen soll. An dieser Pilotphase beteiligt sich auch Deutschland. Ein Zwischenbericht über die Pilotphase in Deutschland zeigt, dass kontextuelle Anpassungen für Deutschland erforderlich waren. Dies manifestiert sich in Streichungen und Hinzufügungen von Indikatoren (*BMU*, 1999).

Das britische Indikatorensystem ähnelt im Ansatz dem Vorgehen, das im HGF-Vorhaben vorgesehen ist. Den inhaltlichen Rahmen bilden Regeln für eine nachhaltige Entwicklung. Dabei werden die bekannten Regeln zur Nutzung erneuerbarer und nicht-erneuerbarer Ressourcen und zur Tragkapazität sowie zum Schutz der menschlichen Gesundheit zugrundegelegt, darüber hinaus eine Regel zu einer nachhaltigen ökonomischen Entwicklung. Eine weitere Untergliederung der Indikatoren innerhalb der Regelstruktur erfolgt dann nach Themen- oder Problembereichen. Die soziale und institutionelle Dimension von Nachhaltigkeit bleibt dabei allerdings weitgehend ausgeblendet.

Das Indikatorensystem des US President's Council on Sustainable Development kann auch als ein regelorientiertes System angesehen werden. Es geht von zehn Zielsetzungen für eine nachhaltige Entwicklung aus, die in Form von Handlungsleitlinien formuliert sind. Sie betreffen folgende Bereiche:

- Health and Environment
- Economic Prosperity
- Equity
- Conservation of Nature
- Stewardship
- Sustainable Communities
- Civic Engagement
- Population
- International Responsibility
- Education

Der Council hat diese Ziele in diskursiven Prozessen mit einer großen Zahl von beteiligten Bürgern entwickelt. Zu diesen Handlungsleitlinien formuliert der Council jeweils 5 bis 10 Indikatoren.

Indikatoren-Modelle

Viele der vorliegenden Systeme von Nachhaltigkeitsindikatoren basieren implizit oder explizit auf dem Pressure-State-Response-Modell der OECD, so das System der CSD, von SCOPE, des Wuppertal Instituts, des britischen Umweltministeriums und der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, wobei jedoch die wenigsten Ansätze eine explizite Zuordnung der vorgeschlagenen Indikatoren zu diesen drei Typen von Indikatoren vornehmen. Oft werden auch Belastungsindikatoren zugleich als State-Indikatoren verwendet, wenn sich ein geeigneter State-Indikator nicht formulieren lässt. Das Indikatorensystem des Wuppertal Instituts besteht z.B. nur aus Pressure-Indikatoren. Das britische Department of Environment problematisiert auch die Anwendung des PSR-Modells für Nachhaltigkeitsindikatoren, die über den Umweltbereich hinausgehen. So diskutiert es u.a. am Beispiel des Indikators „Umweltschutzausgaben“, dass ein Response-Indikator in der ökologischen Dimension, die Umweltschutzausgaben, für die ökonomische Dimension ein Pressure-Indikator sein könnte, und folgert daraus, dass „pressure and response indicators are rather hard to disentangle in the sustainable development model“ (*UK Department of the Environment*, 1996, S. 10). Der US President's Council on Sustainable Development verwendet das PSR-Modell nicht, sondern formuliert Fortschrittsindikatoren (Indicators of Progress), bei denen jeweils die gewünschte Richtung für die zeitliche Entwicklung des Indikators angegeben wird, z.B. „Reduced rate of population growth in the United States and the world“ oder „Increase of the average income of the bottom 20 % compared with that of the top 20 % of US population“. Außerdem verwendet der Council auch „Linkage Indicators“, z.B. „Increased number of curricula, materials and training opportunities that teach the principle of sustainable development“.

Bezüglich der Indikatorenmodelle lässt sich bei einem Vergleich der verschiedenen Ansätze feststellen, dass der PSR-Ansatz nur bedingt zur Entwicklung von Indikatoren für ein integriertes Modell einer nachhaltigen Entwicklung einsetzbar ist und dass deshalb bei der Formulierung von Nachhaltigkeitsindikatoren ein flexibles Vorgehen sinnvoll erscheint.

Der Grad der Aggregation

Prinzipiell kann man zwischen der Aggregation innerhalb von Problembereichen und der Aggregation über Problembereiche hinaus unterscheiden. Alle bisher angesprochenen Indikatorensysteme verzichten weitgehend auf Aggregation, bzw. Aggregationen werden nur innerhalb von Themen- bzw. Problembereichen vorgenommen, z.B. in den Bereichen Klimawandel, Versauerung und Wassergefährdung. Folglich ist die Zahl der Indikatoren dieser Indikatorensysteme relativ hoch.

Aggregationen innerhalb von Problembereichen sind, wie bereits erwähnt, in einigen Umweltbereichen über Wirkungsäquivalente von Stoffen in wissenschaftlich einigermaßen befriedigender Weise möglich. Es gibt aber auch verschiedene Ansätze zur Bildung von Nachhaltigkeitsindikatorensystemen, die eine sehr hohe Aggregation über Problembereiche oder die verschiedenen Dimensionen von Nachhaltigkeit oder sogar die Bildung nur eines Indikators anstreben. Zu nennen sind hier der „Approximated Sustainability Index (ASI)“ von Gutiérrez-Espelata (1994) oder der „Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW)“, der von Daly und Cobb konzipiert wurde (*Daly/Cobb 1991*). Diese Ansätze laufen darauf hinaus, das Bruttosozialprodukt als Wohlfahrtsindikator zu ersetzen durch einen Indikator, der die Nachhaltigkeit der wirtschaftlichen Entwicklung widerspiegelt. Generell ist anzumerken, dass durch solche Aggregationen über Problembereiche und über die verschiedenen Dimensionen

von Nachhaltigkeit in die Indikatorenbildung zahlreiche Bewertungen und Gewichtungen und teilweise strittige Monetarisierungsansätze eingehen, die den Anforderungen der Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Indikatorenbildung in der Regel zuwiderlaufen dürften. Walz et al. diskutieren die Probleme verschiedener Verfahren zur Aggregation über Problembereiche, z.B. die Nutzwertanalyse, Monetarisierungsansätze, Distance-to-Target-Ansätze, und kommen zu dem Schluss, dass es bisher noch nicht absehbar ist, ob es zu einer konsensfähigen Methode kommen wird, und sehen deshalb hier noch erheblichen Forschungsbedarf (Walz et al., 1996, S. 260). Für die Analyseziele des HGF-Vorhabens ist ein solch hoher Verdichtungsgrad allerdings auch nicht notwendig, sodass, ähnlich wie bei den zuvor dargestellten Indikatorensystemen, auf Aggregationen zwischen Problembereichen verzichtet werden soll.

Nationale Indikatoren stellen natürlich bereits Aggregationen über die räumliche Ebene dar; die hier vorgestellten Indikatorensysteme verzichten bisher auf eine räumliche Disaggregation. Dadurch besteht die Gefahr, dass regionale oder räumlich-spezifische Nachhaltigkeitsrisiken verdeckt werden. Deshalb erscheint eine räumliche Disaggregation in spezifischen Fällen wünschenswert und ist für die regionalen Fallstudien des HGF-Vorhabens auch geplant (vgl. hierzu Kapitel II).

4. Zum Vorgehen bei der Indikatorenbildung im HGF-Vorhaben

Zur Entwicklung eines Indikatorensystems werden im HGF-Vorhaben ein Top-down-Ansatz, ein problemorientierter Ansatz und ein Bottom-up-Ansatz verknüpft (siehe Abbildung).

Der Top-down Ansatz bedeutet zunächst, dass die in diesem Vorhaben entwickelten Regeln zur Nachhaltigkeit in den vier Dimensionen den inhaltlichen Rahmen des Indikatorensystems bilden werden. Das heißt, den Regeln werden Indikatoren zugeordnet, wobei bei der Auswahl der Indikatoren der nationale Kontext Deutschlands bereits berücksichtigt wird und im Vorhaben damit der Übergang von der normativen Ebene auf die kontextuelle Ebene erfolgt.

Aus den Nachhaltigkeitsregeln ließe sich aber prinzipiell eine sehr große Zahl von Nachhaltigkeitsindikatoren ableiten. Nimmt man z.B. die Regel, die Einträge von Schadstoffen dürfen die Verarbeitungskapazität der Umwelt nicht überschreiten, so müssten prinzipiell für alle anthropogenen Einträge von Schadstoffen Indikatoren gebildet werden, was zu einem sehr komplexen Indikatorensystem führen würde. Deshalb soll der problemorientierte Ansatz zur Verdichtung des Indikatorensatzes auf zentrale Probleme der Nachhaltigkeit benutzt werden, d.h. eine Liste als zentral angesehener Nachhaltigkeitsprobleme dient als Filter zur Reduktion der Komplexität und Zahl von Indikatoren für das Indikatorensystems.

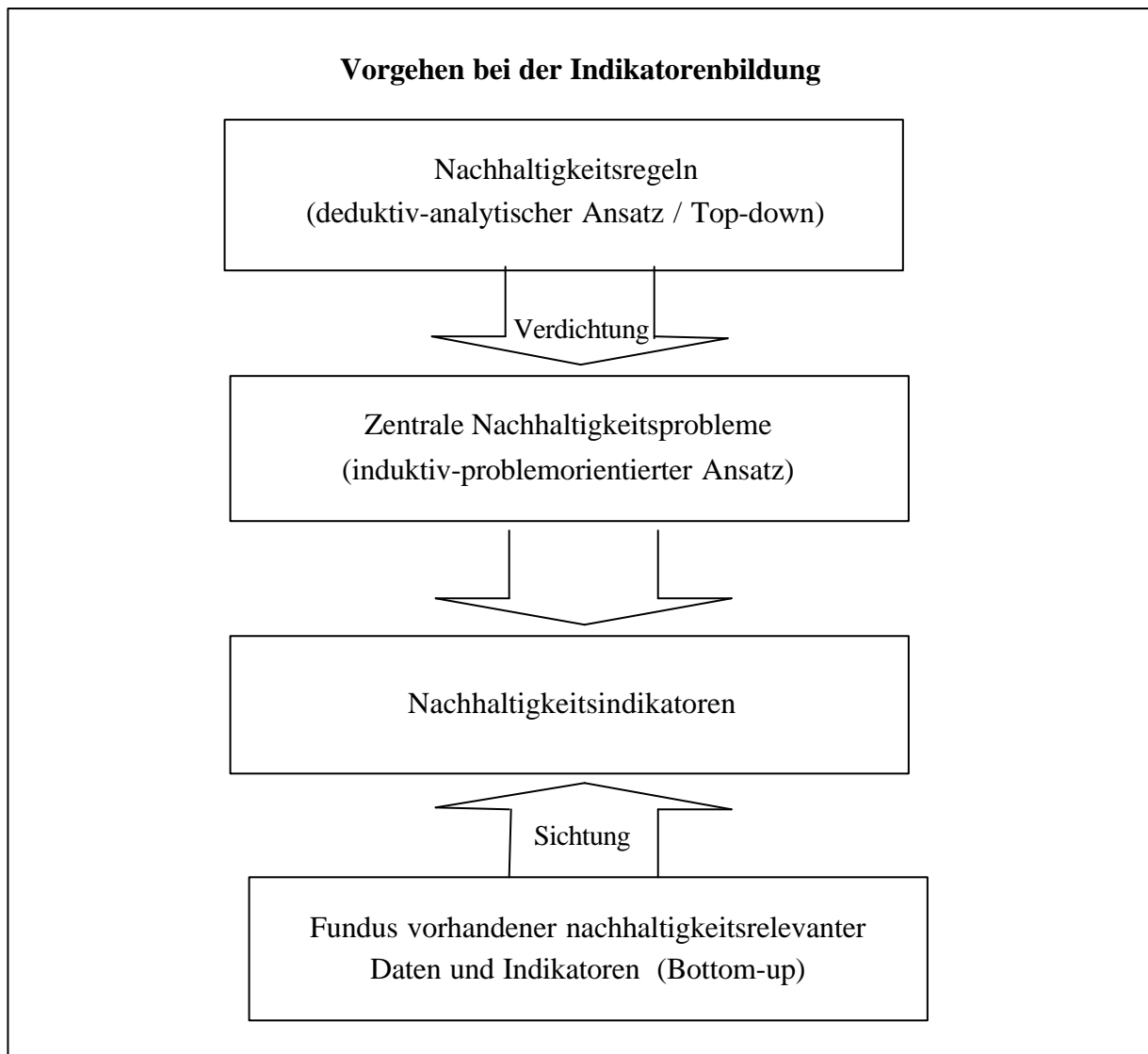


Abbildung 2: Verfahren bei der Indikatorenbildung

Der Bottom-up-Ansatz bedeutet, dass aus pragmatischen Gründen für die Auswahl der Indikatoren zunächst eine Sichtung des vorliegenden umfangreichen statistischen Materials aus der Wirtschafts-, Sozial- und Umweltberichterstattung sowie der vorliegenden Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatorensysteme erfolgt und dadurch gleichzeitig die Datenverfügbarkeit und der Aufwand der Datenbeschaffung geprüft werden. Dies schließt nicht aus, dass durch das Top-down-Vorgehen auch ein Bedarf für Indikatoren deutlich werden kann, für die bisher keine geeignete Datenbasis vorliegt.

Bezüglich des Indikatorenmodells ist ein flexibles Vorgehen vorgesehen, wobei, soweit möglich oder sinnvoll, dem Driving-force-State-Response-Modellansatz gefolgt werden soll. Im Sinne des integrativen Konzepts des Vorhabens erscheint auch die Einbeziehung von Linkage-Indikatoren in das Indikatorensystem sinnvoll.

Literatur

BMU (1999):

Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland. Zwischenbericht der Bundesregierung. 2. überarbeiteter Entwurf. Juni 1999, unveröffentlicht.

BUND / MISEREOR (Hrsg.) (1996):

Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung (Studie des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt, Energie), Basel, Boston, Berlin.

DALY, H.E.; COBB, C. (1991):

Der „Index of Sustainable Economic Welfare“ oder: Hat die Wohlfahrt in der Gesellschaft wirklich zugenommen? In: DIEFENBACHER, H.; HABICHT-ERENLER, S. (Hrsg.): Wachstum und Wohlstand: neuere Konzepte zur Erfassung der Sozial- und Umweltverträglichkeit. Metropolis-Verlag, Marburg

GUTIÉRREZ-ESPELATE (1994):

The Approximated Sustainability Index: A Tool for Evaluating Sustainability National Performance. Contribution to the Network Seminar on Sustainable Development by NEF. University of Costa Rica.

JISCHA, M. (1999):

Technikfolgenabschätzung in Lehre und Forschung. In: PETERMANN, T.; COENEN, R. (Hrsg.): Technikfolgenabschätzung in Deutschland - Bilanz und Perspektiven. Campus Verlag, 1999, Frankfurt/Main, New York.

LÜDEKE, M.; REUSSWIG, F. (1999):

Das Dust-Bowl-Syndrom in Deutschland. Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam.

OECD (1994):

Environmental Indicators - OECD Core Set. OECD Paris

ÖKO-INSTITUT e.V.:

Soziale und ökonomische Nachhaltigkeitsindikatoren. Freiburg.

OPSCHOOR, H.; REIJNDERS, L. (1991):

Towards sustainable development indicators. In: KUIK, O.; VERBRUGGEN, H.: In Search of Indicators of Sustainable Development. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht

PFISTER, G. (1998):

Ein Konzept zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung. In: KNAUS, A.; RENN, O.: Den Gipfel vor Augen – Unterwegs in eine nachhaltige Entwicklung. Metropolis-Verlag, 1998, Marburg.

RENNINGS, K. (1999):

Die ökonomische Dimension in einem integrierten Konzept nachhaltiger Entwicklung. Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung GmbH, Mannheim.

SCOPE (Scientific Committee on Problems of the Environment) (1995):
Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on the Environment in the Context of Sustainable Development. Discussion Paper of the Workshop „International Consultation of Sustainable Development Indicators“, Ghent. Bureau du Plan, Bruxelles.

SRU (1998):
Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. Umweltgutachten 1998, Metzler-Poeschel Stuttgart

THE PRESIDENT'S COUNCIL ON SUSTAINABLE DEVELOPMENT (1996):
Sustainable America - A New Consensus for the Future. US Government Printing Office, Washington.

UBA (1997):
Nachhaltiges Deutschland: Wege zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Bericht der Arbeitsgruppe „Agenda 21/Nachhaltige Entwicklung“ im Umweltbundesamt. E. Schmidt, Berlin.

UK DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT (1999):
Indicators of Sustainable Development of the United Kingdom. HSMO, London.

WALZ, R. et al. (1995):
Synopsis ausgewählter Indikatorenansätze für Sustainable Development. Bericht im Rahmen des Forschungsvorhabens „Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung“ des Umweltbundes. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe.

WALZ, R. et al. (1996):
Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe.

II. Der räumliche Bezug von Nachhaltigkeitsindikatoren

R. Backhaus, B. Schade, St. Weiers
 Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR),
 Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum (DFD-AN)

Im Rahmen der Erprobung und Umsetzung von Nachhaltigkeitsindikatoren stellt sich u.a. die Frage nach ihrer räumlichen Bezugsebene und ihrer räumlichen Differenzierung. So hat für die ökologische Nachhaltigkeitsdimension der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen bereits wiederholt auf die Notwendigkeit des räumlichen Bezugs hingewiesen, und zwar unter dem Aspekt der Zustandsbewertung und der Ableitung von Handlungsempfehlungen (*SRU 1994, Tz. 157; SRU 1998, Tz. 206*).

Daher soll nachfolgend untersucht werden, inwieweit der räumliche Bezug von Indikatoren für ein integratives Konzept nachhaltiger Entwicklung kritisch ist und welche Schlußfolgerungen sich für die Aufgaben im HGF-Projekt ergeben.

Zunächst ist festzuhalten, dass die Funktion von Nachhaltigkeitsindikatoren durch das jeweilige Anwendungsziel bestimmt ist. Dem wurde durch verschiedene Systematisierungsvorschläge Rechnung getragen, von denen sich das Pressure-State-Response (PSR)-Schema (bzw. Driving Force-State-Response) offenbar international weitgehend durchgesetzt hat. Darüber hinaus ist aber für die Indikationsfunktion auch die Anwendungsebene entscheidend, wobei zwischen strategischen und operativen Anwendungskontexten zu differenzieren ist.

Auf strategischer Ebene dienen Nachhaltigkeitsindikatoren vorrangig

- der Problem(früh)erkennung und Diagnose
- der Problemmunikation und politischen Willensbildung
- dem Entwurf von Lösungsstrategien

Auf der operativen Ebene sind Nachhaltigkeitsindikatoren erforderlich für

- zielführende Planung und Steuerung von Maßnahmen
- effiziente Erfolgskontrolle
- Berichterstattung im Rahmen einschlägiger Konventionen und Zuständigkeiten.

Von einem konsistenten Indikatorensystem wäre zu erwarten, dass es eine flexible Anpassung an strategische und operative Anforderungen durch *sektorale und räumliche Aggregation/Disaggregation* ermöglicht. Bei Betrachtung der gegenwärtig verfügbaren und diskutierten Indikatorensätze fällt jedoch auf, dass ein solcher Grad von Systemkonsistenz noch nicht erreicht ist. Die Ursachen dafür sind nicht ausschließlich datentechnischer, sondern auch konzeptioneller Art.

1. Das Problem der räumlichen Explizität

Die Definition von Nachhaltigkeitsindikatoren stützt sich bisher ganz überwiegend auf räumlich mehr oder weniger verteilungsfreie oder gering auflösende Parameter mit administrati-

vem Flächenbezug. Es überwiegen statistische Indikatoren aus den Bereichen Produktion, Konsum und Flächennutzung. In der ökologischen Dimension kommen raum-zeitliche Mittelwerte von medienbezogenen Schadstoffkonzentrationen und Emissionsraten hinzu, die wiederum teilweise aus produktions- bzw. konsumstatistischen Daten hergeleitet und in Bezug zu unter Laborbedingungen ermittelten Grenzwerten gesetzt werden.

Die *Vorteile* eines solchen *mittelwertorientierten Ansatzes* sind offensichtlich:

- Der Rückgriff auf statistische Datensätze gewährleistet gute Datenverfügbarkeit und minimiert die Erhebungskosten.
- Gleichzeitig ist ein relativ hohes sektorales Aggregationspotential gegeben, wie es z.B. in der umweltökonomischen Gesamtrechnung (UGR) zum Ausdruck kommt.
- Wird ein regelorientiertes Nachhaltigkeitskonzept zugrunde gelegt, ergibt sich eine gute Kompatibilität von mittelwertsbezogenen Indikatoren zu implizit verteilungsfreien Nachhaltigkeitsregeln.
- Auch besteht sicherlich ein positiver Zusammenhang zwischen der räumlichen „Anonymität“ eines Indikationsergebnisses und seiner politischen Akzeptanz.

In einem *strategischen Kontext* sind allerdings auch weitreichende *Nachteile* dieses Ansatzes erkennbar:

- In der ökologischen Dimension gehen mittelwertorientierte Indikatoren mit einer Fokussierung auf emissionsbedingte Nachhaltigkeitsrisiken einher (Klimawandel, Ozondynamik, ökotoxikologische Belastungen). Diese Problemkomplexe sind gekennzeichnet durch mehr oder weniger eindeutig zu identifizierende stoffliche Ursachen (Schadstoffe), deren Wirkungspotentiale durch Konzentrations- bzw. Dosismittelwerte jedenfalls näherungsweise gut zu beschreiben sind.
- Demgegenüber bestehen offensichtlich diagnostische Defizite bei der Erfassung solcher Nachhaltigkeitsrisiken, die primär durch spezifische räumliche und zeitliche Muster von Landschafts- und Landnutzungsstrukturen verursacht werden. Dabei ist für die Bundesrepublik Deutschland besonders auf den Konflikt zwischen den raum-zeitlichen Verteilungsmustern von intensiver landwirtschaftlicher Produktion und urbaner Infrastruktur einerseits und den hochgradig nachhaltigkeitsrelevanten ökologischen Regulationsfunktionen andererseits hinzuweisen.

Als Beispiele für diesen Problemkomplex seien genannt die *Degradation von Boden und Landschaftswasserhaushalt* infolge großflächig wechselfeuchter Anbauformen (Pimentel 1997, Held 1997, Rippl 1995a) sowie die *Verluste an funktionaler Biodiversität* infolge von Biotopzerstörung, mitsamt ihren ökologischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Folgewirkungen.

- In Übereinstimmung mit diesem Sachverhalt sind ebenfalls Defizite in der Entwicklung von Modellen zur wissenschaftlichen Fundierung von Lösungs- und Handlungskonzepten für den letztgenannten Problemkomplex zu verzeichnen. (In der Raumordnung und räumlichen Planung überwiegen dementsprechend wirtschaftliche Kriterien und partizipative Elemente im Vergleich zu naturwissenschaftlich begründeten Konzepten).

Auf der *operativen Ebene* kommen weitere *Nachteile* hinzu:

- Durch ökologisch unangepasste räumliche Verteilungsmuster verursachte Nachhaltigkeitsrisiken erfordern *regional angepasste Maßnahmen* auf der Grundlage regional disaggregierter, räumlich expliziter Indikatoren. Wenn das jeweilige Informationssystem den räumlichen Bezug der Primärdaten nicht oder nur mit unzureichender Auflösung vorhält, kann es keine disaggregierte Information für die regionale Umsetzung liefern. Die Bereitstellung dieser Information erfordert dann einen zusätzlichen Rückgriff auf räumlich explizite Daten und ist damit nicht kosteneffizient.
- Effizienzverluste sind ebenfalls bei der Allokation raumwirksamer Maßnahmen zu befürchten, da mit hochaggregierten Indikatoren keine räumliche Optimierung möglich ist. Bei der hohen Infrastrukturdichte der Bundesrepublik stellt die *Bodenfläche* ein *knappes Gut* dar, dessen nachhaltige Bewirtschaftung und Nutzung größtmögliche *Effizienz in der räumlichen Verteilung der Landnutzungsstrukturen* erfordert.
- Den oben angesprochenen Defiziten in der wissenschaftlichen Fundierung von Lösungskonzepten entsprechen auf der Umsetzungsebene Defizite in der Verfügbarkeit geeigneter Instrumente. Steuern, Abgaben, Zertifikate und Subventionen sind in ihrer räumlichen Auswirkung weitgehend verteilungsfrei und haben daher nur begrenzte Effektivität für die Herstellung raumspezifisch optimierter Landnutzungsstrukturen.

Die Relevanz der Indikation räumlicher Verteilungen ist in Abbildung 3 schematisch dargestellt.

Im Rahmen eines integrierten Konzepts nachhaltiger Entwicklung kann offensichtlich auf die Einbeziehung räumlich expliziter Indikatoren nicht verzichtet werden. Insbesondere in der *ökologischen Dimension* ist zu vermuten, dass der Verzicht auf spezifische räumliche Bezüge gravierende *Indikationslücken* zur Folge haben kann. Dies gilt vorrangig für die Bewertung intensiv genutzter und partiell urbanisierter Agrarlandschaften im Hinblick auf

- Wasserhaushalt,
- Bodenfruchtbarkeit und Ertragssicherung,
- ökologisch funktionale Artenvielfalt,
- abiotische Regulationsfunktionen.

Im folgenden werden daher Konzepte der *regionalen Landschaftsbewertung* vorgestellt und analysiert (vgl. *Schade 1999*).

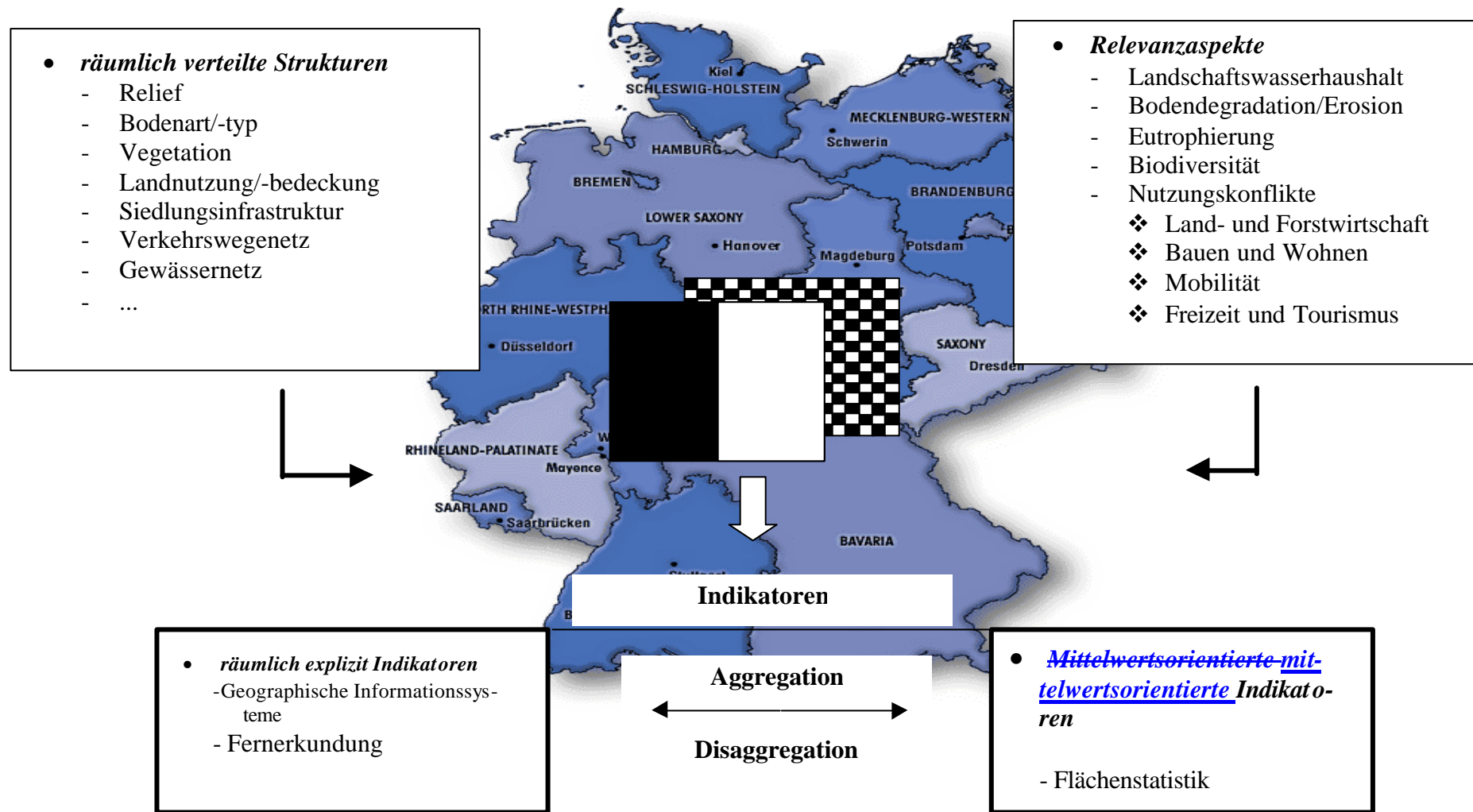


Abbildung 3: Implikationen des räumlichen Bezugs von Nachhaltigkeitsindikatoren

2. Konzepte der regionalen Landschaftsbewertung

Die Art des anzuwendenden Landschaftsbewertungsverfahrens ist eng mit dem Interessensanspruch an die Landschaft verknüpft. Da für das Kriterium „Nachhaltigkeit“ kein allgemeingültiger Bewertungsrahmen existiert, sind Auswahl und Anwendung einer Methode stark von der Intention des Anwenders abhängig.

Im Mittelpunkt jeder ökologischen Bewertungsmethode steht die Beurteilung des Konfliktes zwischen Nutzungsanspruch und natürlichem Ressourcenangebot. Dabei ist zwischen *Eignungsbewertung*, *Belastungsbewertung*, *Wertanalyse* und *Risikoanalyse* zu differenzieren (Abbildung 4). Eine strenge inhaltlich definierte Abgrenzung zwischen diesen Bewertungskategorien ist allerdings nur eingeschränkt möglich; sie ginge zu Lasten eines eindeutigen Methodendesigns.

Die *ökologische Eignungsbewertung* ist ein Landschaftsbewertungsverfahren, das den Naturhaushalt auf seine Nutzungs- oder Tragfähigkeit hin beurteilen soll, indem es sich an einzelnen oder mehreren Nutzungsansprüchen orientiert. Das Verfahren ist recht weit verbreitet (s. w.u.) und findet u. a. in verschiedenen Flurbereinigungsverfahren Anwendung.

Daneben werden häufig Verfahren verwendet, die zur Ermittlung anthropogen bedingter Belastungen oder Schädigungen einer Landschaft oder ihrer Teilkomplexe dienen. Hierzu zählt die *ökologische Belastungsbewertung*, die aus der Weiterentwicklung ökologischer Planungen hervorgegangen ist und ausgehend von Nutzungsszenarien das anthropogene Beeinträchtigungsrisiko einbezieht (Hase 1992).

Bei *ökologischen Wertanalysen* wird der Wert einzelner Geofaktoren oder des gesamten Landschaftshaushalts anhand ihrer Funktionsfähigkeit ermittelt. Sie sind weit differenzierter als die bisher vorgestellten Ansätze, da nicht einzelne Funktionen herausgegriffen werden, sondern versucht wird, ein komplexes System in seiner Gesamtheit zu betrachten und zu bewerten. Ökologische Wertanalysen wie die „Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushalts“ (BALVL, s.w.u.) verzichten auf eine Nutzungsorientierung und ermitteln den Wert eines Faktors für die ökologische Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts auf einer (semi)-quantitativen Ebene, die Wiederholung und regionale Vergleichbarkeit zulässt. Die Anwendungsziele liegen im Bereich des Naturschutzes und der Landschaftspflege.

Auch *ökologische Risikoanalysen*, die im Gegensatz zur ökologischen Wertanalyse ökologische und ökonomische Fragestellungen gegeneinander abwägen, kommen vornehmlich bei naturschutzfachlichen und landschaftspflegerischen Aufgaben zum Einsatz. Sie ermitteln das anthropogene Beeinträchtigungsrisiko und dienen als Instrument der Landschaftsplanung, z. B. im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP).

Allen Verfahren gemein ist die Bestimmung und Erhebung von Indikatoren, deren Auswahl ausführlich von Bachfischer (1978) und Pietsch (1983) diskutiert wird.

Nicht alle Indikatoren sind direkt messbar, sondern können z.T. nur in Klassen oder Wertstufen erfasst werden. Diese in ordinalen oder nominalen Skalen vorliegenden Indikatoren müssen für die Bewertung zu einem Gesamtergebnis aggregiert werden, das Informationsverluste möglichst minimiert. Der Aggregation folgt häufig eine Wichtung, die themenabhängig bestimmte Indikatoren hervorhebt, um relevante Zwischenergebnisse zu unterstreichen. Sie ist

z.T. bereits in die Verfahren integriert, kann aber auch in Form von Zu- oder Abschlägen oder durch ein *Ranking* erfolgen.

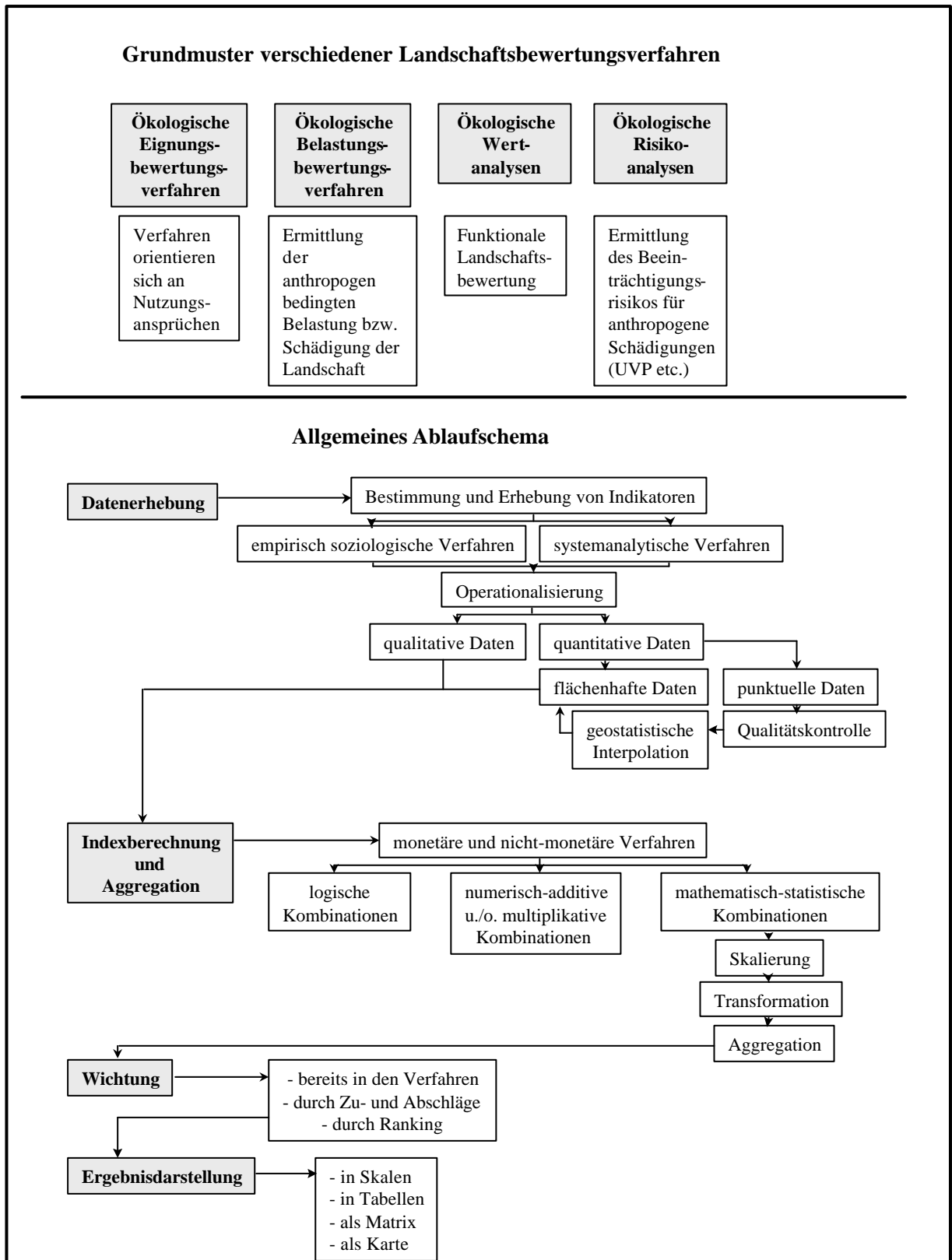


Abbildung 4: Grundmuster und Ablaufschema für verschiedene Landschaftsbewertungsverfahren (Schade 1999, modifiziert nach Hase 1996)

Die Ergebnisdarstellung erfolgt je nach Thema und Bearbeiter in Skalen, Tabellen, Matrizen oder Karten.

Verfahren der Indexberechnung und Datenaggregation

Die Transformation der Eingangsdaten in normierte Indexwerte basiert auf der *empirischen Grundlage* von sektoralen ökologischen Felduntersuchungen und Modellen.

Das Regelwerk der Datenaggregation wird mit Hilfe von Analogieschlüssen und konzeptionellen Modellen entwickelt. Dabei bestehen subjektive Gestaltungsspielräume des Anwenders, die über Transparenz und quantitative Genauigkeit entscheiden und bei nicht sachgerechter Anwendung bzw. unzulänglichen Eingangsdaten zu pseudo-quantitativen Fehlansagen führen können.

Numerisch-additive und/oder multiplikative Kombinationen

In der Flurbereinigung findet vorwiegend der Ansatz der *Bewertung einzelner Landschaftselemente* (Söhngen 1975) Anwendung. Leicht feststellbare Indizes werden kombiniert und nach einem festgelegten Schlüssel gewichtet. Dabei handelt es sich meist um numerisch-additive und/oder multiplikative Kombinationen, die im folgenden beispielhaft vorgestellt werden. Sie fallen in die Gruppe der *ökologischen Eignungsbewertungsverfahren*, die in der Literatur eine gewisse Dominanz aufweisen.

Die ökologische Bewertung von Landschaftselementen in der Flurbereinigung nach Amann und Taxis (1987) baut auf dem Verfahren von Söhngen (1975) auf. Unter Landschaftselementen werden u. a. Vegetation, Gewässer, Hohlwege und Böschungen verstanden. Die Bewertungskriterien berücksichtigen neben der Vegetation (Gehölzarten, Naturnähe etc.) den Zustand der Elemente (Vitalität, Nutzung, Belastung), ihre Dimension (Breite, Fläche, Alter, Höhe usw.) oder spezielle Funktion für den Naturhaushalt. Außerdem fallen nutzungsbegleitende Funktionen wie Wind-, Erosions- und Immissionsschutz und die Raumwirksamkeit der Landschaftselemente ins Gewicht. Die Punktbewertung erfolgt auf einer ordinalen Skala, die Punkte werden zu drei Wertigkeitsklassen aggregiert. Das Verfahren wurde seit 1984 für die Flurbereinigungsverfahren in Baden-Württemberg und, in abgewandelter Form, in Hessen, Rheinland-Pfalz und Niedersachsen angewandt.

Reschke (1987) entwickelte ein ähnliches Verfahren, in dem er gliedernde und belebende Landschaftselemente in der Landschaftsplanung zu bewerten versucht. Hauptsächlich werden punktuell, linear oder flächig auftretende Elemente erfasst, wobei es sich um Vegetation, Kleinformen des Reliefs oder Kleingewässer handeln kann. Die Bewertungskriterien umfassen die Vitalität der vegetativen Einzelemente (Bäume, Sträucher, Baumgruppen und -reihen, Alleen usw.), sowie Altersentwicklung und Ersetzbarkeit. Außerdem fließen Bodenständigkeit bzw. Standortgerechtigkeit, biotopbildende Bedeutung, Raumwirksamkeit und gestalterische Eigenwirkung und Nutzungsorientierung mit in die Bewertung ein. Wie beim vorhergehenden Verfahren handelt es sich auch hier um eine Punktbewertung auf ordinalem Skalenniveau, die sich weitgehend an Söhngen (1975) orientiert. Die Klassenbildung basiert auf einem Schwellenwertverfahren, das ähnlich der Methode von Amann und Taxis (1987) zu einer Aggregation unterschiedlicher Werte (Wertstufen I bis III) führt. Das Verfahren wurde für die Flurbereinigung in Nordrhein-Westfalen verwendet.

Wedek (1973, *zit. nach Marks 1979*) stellte eine Bewertung des Landschaftshaushaltes für Planungsaufgaben vor, bei der die Eignung für unterschiedliche Nutzungszwecke (Wohnen, Erholen, Abfalllagerung, Ackerbau, Schutzfunktion gegen Grundwasserverschmutzung) im Vordergrund steht. Die Bewertungskriterien berücksichtigen neben Vegetation, Boden und Relief das Geländeklima und den Wasserhaushalt. Die Punktbewertung (auf ordinalem Skalenniveau) erfolgt in Abhängigkeit einzelner Faktoren (reale Vegetation, Bodentyp, Bodenart, Nährstoffversorgung usw.), wobei eine partielle Gewichtung stattfindet.

Marks et al. (1992) bewerten das Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes auf der Grundlage von Struktur, Funktion und Dynamik (s. Tabelle 2). Das Verfahren basiert weitgehend auf semi-quantitativen Erhebungen von geoökologischen Kenngrößen auf ordinalem Skalenniveau und anschließender Klassenbildung.

Logische Kombinationen

Bachfischer (1978) versucht in seiner *ökologischen Risikoanalyse* negative Nutzungsauswirkungen auf den Naturhaushalt zu quantifizieren, um die Beeinträchtigung von Nutzungsansprüchen abschätzen zu können. Bewertungskriterien sind unterschiedliche Konfliktbereiche (Klima/Luft, Grundwasser, Biotop, Erholung) und daraus resultierende Empfindlichkeiten und Intensitäten. Bei seiner Bewertung erfasst er z.B. Schadstoff- und Lärmemitteln als Indikatoren für die Intensität der potentiellen Beeinträchtigung im Konfliktbereich Klima/Luft. Das Aggregationsverfahren verwendet mathematisch-logische Verknüpfungen auf der Basis von Verknüpfungsmatrizen und Baumdiagrammen. Es arbeitet auf kardinalem, ordinalem und nominalem Skalenniveau und greift außerdem auf Schwellen- und Grenzwerte zurück, um letztlich zu einem ordinalen Ergebnis zu gelangen.

Die *ökologische Eignungsbewertung* von Olschowy (1978) verwendet ökologische Bewertungsmatrizen, um die Nutzungsfähigkeit der Landschaftsfaktoren für differenzierte gesellschaftliche Ansprüche zu sichern. Sie soll außerdem dem Schutz der Vielfalt dienen und die Eigenart und Schönheit von natürlichen Landschaftsfaktoren vor Beeinträchtigungen durch Eingriffe schützen. Kriterien für die Bewertung sind die Nutzungseignungen der natürlichen Landschaftsfaktoren, die Auswirkungen von Nutzungsfolgen auf natürliche Landschaftsfaktoren, die Wechselwirkungen der Nutzungsformen untereinander und die Auswirkungen der anthropogenen Folgeerscheinungen auf Nutzungsformen, wobei eine große Anzahl natürlicher Landschaftsfaktoren, Nutzungsformen und Folgeerscheinungen der Nutzungsformen als Bewertungsparameter dienen. Die resultierende Matrix, die auf qualitativen Analysen basiert, arbeitet mit ordinalen und nominalen Skalen.

Mathematisch-statistische Kombinationen

Werner (1975, *zit. nach Marks 1979*) stellte eine ökologische Belastungsbewertung vor, die auf mathematisch-statistischen Verfahren basiert und eine Variante der Nutzwertanalyse ist. Sein Umweltbelastungsmodell wurde für den Raum Dortmund entwickelt und berücksichtigt Luftverschmutzung, Lärm und fehlende Naherholungsmöglichkeiten als Bewertungskriterien. Faktoren sind neben Schwefeloxiden und Staub, Tag- und Nachtlärm und die Erreichbarkeit von Grünflächen und Sport- und Spielplätzen. Die Bewertung greift auf eine Wichtung zurück, die mit Hilfe von *Expertenbefragungen* erstellt wurde. Die Bewertung erfolgt auf ordinalem Skalenniveau.

Papst (1971) und Bechmann et al. (1975) entwickelten jeweils Verfahren zur *ökologischen Eignungsbewertung* (zit. nach Fleck 1983).

Bei dem Ansatz von Papst handelt es sich um eine monetäre Bewertung der Sozialfunktion des Waldes, wobei unter Sozialfunktion Wasserschutz, Erosionsschutz, Straßenschutz, Schutz von Verteidigungseinrichtungen, Landschaftsschutz, Erholung, Lärmschutz und Jagd verstanden werden. Als Kriterien dienen die Kosten des Erzeugers bzw. Waldbesitzers, der Aufwand des Benutzers und seine resultierenden Erträge. Zu den umfangreichen Bewertungsparametern zählen die entnommene Trinkwassermenge, Trinkwasserabgabepreise, Kosten für wasserbautechnische Maßnahmen u.a.. Das Verfahren liefert eine Kosten-Nutzen-Analyse, die auf einem kardinalen Skalenniveau basiert.

Bechmann et al. untersuchten die Erholungseignung einer Landschaft, indem sie neben Landschaftsausstattung und freizeitrelevanter Infrastruktur auch Restriktionen wie Lärm und Luftverschmutzung mit in die Bewertung einbeziehen. Ihre Nutzwertanalyse arbeitet mit dreistufigen Aggregationen auf ordinalem Skalenniveau, wobei alle Messgrößen auf der ersten Aggregationsstufe eingehen.

Die Ansätze von Marks (1979) und Pietsch (1983) behandeln *ökologische Wertanalysen*. Das Ziel von Marks (1979) ist die Bewertung der Nutzungseignung auf Grundlage einer geoökologischen Raumgliederung. Gegenstand der Bewertung ist die Nutzungsform Ackerbau mit den Kriterien Eignung von Boden, Wasserhaushalt und Klima, Eignung in landbaulich-technischer Hinsicht und Erosionsgefährdung durch Wasser. Darüber hinaus werden auch die Forstwirtschaft (Kriterien: Eignung von Relief, Boden, Wasserhaushalt und Klima) und die Abfalllagerung (Relief, Boden und Untergrund) einbezogen. Als Faktoren werden Gründigkeit, Luft- und Wasserkapazität, Wasserdurchlässigkeit u.a. herangezogen. Bei dem Verfahren handelt es sich um eine modifizierte Nutzwertanalyse, die unterschiedliche Skalenniveaus (ordinal, kardinal, nominal) verwendet.

Das Bewertungssystem für Umwelteinflüsse nach Pietsch (1983) ist eine nutzungs- und wirkungsorientierte Belastungsermittlung auf ökologischer Grundlage, die Wohnsiedlungen, Erholungsbereiche, Wald, Agrarbereiche, Biotopschutz, Wasserwirtschaft und den Naturhaushalt umfasst. Kriterien sind neben der Nutzungsintensität sogenannte ökologisch wertvolle Bereiche, Boden- und Luftbelastung und Gewässerqualität. Als Bewertungsparameter werden u. a. Realnutzung, Biotopstruktur, Schwermetall-, Stick- und Schwefeloxidbelastung und Wassergüte aufgeführt, die zu einer Nutzwertanalyse mit Normierungen und Transformationen führen. Pietsch (1983) verwendet stufenweise Aggregationen auf kardinalem und ordinalem Skalenniveau.

Das Konzept der funktionalen Landschaftsbewertung

Das komplexe Indikationsziel „Nachhaltigkeit der Landschaft“ erfordert es, das System „Landschaftshaushalt“ in seiner Gesamtheit zu erfassen und seine Leistungsfähigkeit, Belastbarkeit und Tragfähigkeit mit in die Bewertung einzubeziehen. Diese Aufgabe kann von *strukturellen und sektoralen Bewertungsansätzen* nicht erfüllt werden. Letztere beschränken sich meist auf den Anspruch, die Eignung der Landschaft für bestimmte Nutzungsformen zu beurteilen, und lassen *ökologische Rückkopplungsfunktionen* weitgehend außer acht.

Nach Prüfung unterschiedlichster Verfahren, von denen hier nur einige kurz vorgestellt wurden, erscheint die Landschaftsbewertung von Marks et al. (1992) aufgrund der großen Anzahl berücksichtigter Funktionen und der Tatsache, dass die verwendeten Faktoren auf quantitativen Analysen beruhen, für eine funktionale Landschaftsbewertung gut geeignet (s. Abbildung 5). Weitere Vorteile sind die Übersichtlichkeit der einzelnen Verfahren sowie ihre Transparenz und Nachvollziehbarkeit. Für die operative Umsetzung ist nicht zuletzt von Bedeutung, dass sich die Bewertungsschritte mit vertretbarem Aufwand in ein Geographisches Informationssystem (GIS) implementieren lassen (vgl. Meyer 1997).

Das Konzept der funktionalen Landschaftsbewertung von Marks et al. (1992) beruht auf der „Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes“ (BALVL) und wurde auf der Grundlage des „Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25.000“ (KA GÖK 25) nach Leser und Klink (1988) entwickelt. Der KA GÖK 25 liegt ein Ökosystemmodell zugrunde, das auf der landschaftsökologischen Komplexanalyse beruht und nach geoökologischen Strukturgrößen, geoökologischen Prozessen und Prozessgruppen (Moser 1984) differenziert.

Das Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes wird nach Marks et al. (1992, S. 32) als „das aus räumlich-materieller Struktur, Funktion und Dynamik sowie aus den Substanzen, Energien und Prozessen der landschaftlichen Ökosysteme resultierende, für alle Lebewesen jeweils wichtige Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes“ spezifiziert. Ziel der Bewertung ist die Einstufung untersuchter Funktionen in eine ordinale meist fünfstufige Skala. Die Skalierung kann sowohl über absolute metrische als auch durch relative graduelle Bewertungsskalen erfolgen.

Unter dem Aspekt der funktionalen Landschaftsbewertung ist des Weiteren auf das Energie-Transport-Reaktionsmodell (ETR-Modell) von Rippl (1995b) hinzuweisen, dem das Konzept des *landschaftlichen Wirkungsgrads* im Hinblick auf die Nachhaltigkeit von Wasserhaushalt und Bodenfruchtbarkeit zugrunde liegt. Das analytische Modell zielt insbesondere auf die Minimierung irreversibler Stoffausträge aus Einzugsgebieten und erlaubt die Ableitung räumlich expliziter Handlungsempfehlungen zur Umgestaltung der Landschaft und zur nachhaltigen Bewirtschaftung.

Diese integrativen Ansätze bieten auch Lösungen für verschiedene Belange des sektoralen Umweltschutzes (z.B. Naturschutz, Wasserwirtschaft, Forstwirtschaft etc.), die Umsetzung der resultierenden sozioökonomischen Handlungsempfehlungen erfordert jedoch eine Anpassung der gesetzlichen Rahmenbedingungen (Backhaus et al. 1997).

| | | | |
|--|---------------------------------|--|---|
| Funktion | unterteilt in: | | |
| Boden/Relief | Erosionswiderstand gegen Wasser | Erosionswiderstand gegen Wind | Filter-, Puffer- und Transformationsfähigkeit |
| Wasser | Grundwasserschutz | Grundwasserneubildung | Abflussregulation |
| Klima/Luft | Immisionsschutz | Klimameliorations- und bioklimatische Funktion | |
| Biotische Funktion | Ökotoptbildung | Naturschutz | |
| Erholungsfunktion | keine weitere Unterteilung | | |
| Wasserdargebotspotential | keine weitere Unterteilung | | |
| Biotisches Ertragspotential (land- und forstwirtschaftl.) | keine weitere Unterteilung | | |
| Landeskundliches Potential | keine weitere Unterteilung | | |

Tabelle 2: Funktionen zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes nach Marks et al. (1992, S. 33 ff.)

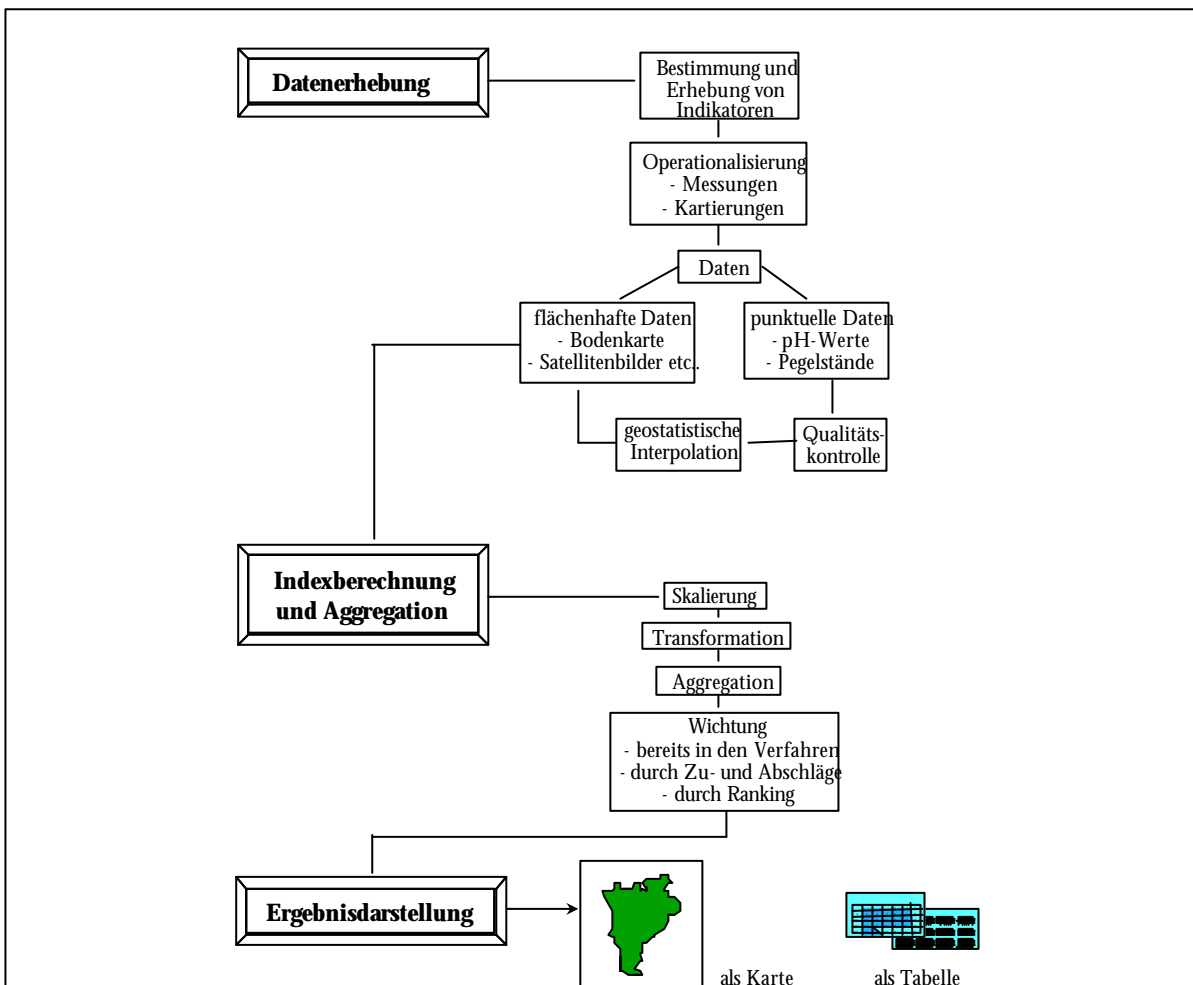


Abbildung 5: Ablaufschema der funktionalen Landschaftsbewertung

3. Gesetzliche und administrative Randbedingungen der Landschaftsbewertung

Die Erforderlichkeit von Landschaftsbewertungsverfahren kann aus dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)¹, abgeleitet werden, dessen Bestimmungen in das jeweilige Landesrecht und zugehörige Verwaltungsverordnungen umgesetzt wurden. Ergänzend sind auch das Bundesbodenschutzgesetz und das Wasserhaushaltsgesetz zu berücksichtigen.

So wird in § 1 (1) BNatSchG unter Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege gefordert, dass Natur- und Landschaft im besiedelten und unbesiedelten Bereich so zu schützen, zu pflegen und zu entwickeln sind, dass

1. die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes,
2. die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter,
3. die Pflanzen- und Tierwelt sowie
4. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Landschaft

als Lebensgrundlagen des Menschen und als Voraussetzung für seine Erholung in Natur- und Landschaft nachhaltig gesichert sind.

§1 (2) fordert die Abwägung dieser Anforderungen untereinander und gegen sonstige Anforderungen der Allgemeinheit an Natur und Landschaft.

Im zweiten Abschnitt des Gesetzes (§§ 5 ff) werden Grundsätze und Ziele der Landschaftsplanung geregelt, in der die Abwägung mit anderen raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen vorgegeben wird.

Eine weitere für Landschaftsbewertungen wesentliche Vorgabe ist die Eingriffsregelung unter § 8 (3), die das Verfahren bei „Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen, die die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes oder das Landschaftsbild erheblich oder nachhaltig beeinträchtigen können“ beinhaltet. Das Gesetz verpflichtet die Verursacher der oben definierten Eingriffe, diese auszugleichen oder unter bestimmten Voraussetzungen zu unterlassen.

Die hier nur angedeuteten Vorgaben des Gesetzgebers lassen einen hohen Operationalisierungsbedarf für Begrifflichkeiten wie „Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes“ und „Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Landschaft“ erkennen. Während der Naturhaushalt bei ausreichender Datenlage noch mit nachvollziehbaren naturwissenschaftlichen Methoden bewertet werden kann, entzieht sich die ästhetische Qualität der Landschaft einem naturwissenschaftlich begründeten Bewertungsansatz. Hier sind vor allem verbindliche normative Kriterien und konsistente Argumentationslinien gefordert. Neuere Impulse zum Problem der Landschaftsbildbewertung sind durch Einbeziehung der fraktalen Geometrie zu erwarten.

Das Abwägungsgebot der Landschaftsplanung kann nur dann hinreichend erfüllt werden, wenn bereits die sektorale Bewertung einzelner Landschaftsfunktionen auf naturwissenschaftlich fundierten und konsistenten Methoden fußt. Erschwerend kommen hier der in den einzelnen Bundesländern unterschiedliche Stellenwert der Landschaftsplanung im Verhältnis

¹ Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege vom 20.12.1976 in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. März 1987 (BGBl. I S. 890)

zu anderen Landesgesetzen und die je nach kommunaler Zuständigkeit unterschiedlich gehandhabte Umsetzung hinzu.

Die Eingriffsregelung ist gerade aufgrund ihrer Verzahnung mit der im Baugesetzbuch (BauGB) geregelten Bauleitplanung besonders konfliktrichtig. Die Festlegung, ob ein Eingriff aufgrund nachhaltiger Beeinträchtigung abzulehnen oder mit noch zu ermittelnden Kompensationsmaßnahmen auszugleichen ist, kann bei fehlender objektiver Bewertungsgrundlage sowohl zu irreversibeln Landschaftsschäden als auch zu erheblicher Rechtsunsicherheit bei Investitionsvorhaben führen.

4. Nutzungspotential der Satellitenfernerkundung

Im Zusammenhang mit Konzepten der räumlich expliziten Landschaftsbewertung stellt sich die Frage nach den für ihre Umsetzung kritischen Schlüsseltechnologien. Als komplementäre technologische Instrumente sind hier die Geographischen Informationssysteme (GIS) und die Satellitenfernerkundung zu nennen.

Leistungsfähige GIS sind für wissenschaftliche und operative Anwendungen kommerziell verfügbar. Im Vergleich zu konventionellen analogen Kartenwerken bieten sie den Vorteil der digitalen Speicherung und integrierten Prozessierung thematisch unterschiedlicher raumbezogener Datensätze und sind damit das Mittel der Wahl zur datentechnischen Generierung raumbezogener Indikatoren mit Hilfe geeigneter Modelle sowie zur flexiblen räumlichen, zeitlichen und thematischen Aggregation/Disaggregation solcher Indikatoren.

Problematisch für GIS-Anwendungen ist vielfach die kostengünstige Bereitstellung der erforderlichen räumlichen Datensätze mit einer hinreichenden Aktualität und Zuverlässigkeit.

Die Nutzung von Information aus Satellitendaten bietet dafür ein großes und vielfältiges Potential, ist aber derzeit noch nicht operationell entwickelt (*Backhaus 1997*).

Die Vorteile der Satellitenfernerkundung sind in erster Linie in der synchronen Erfassbarkeit großer Gebiete, der relativ hohen Repetitionsrate, der sofortigen Verfügbarkeit der Daten in digitalem Format, dem damit verbundenen Mehrfachnutzungspotential sowie den im Vergleich zu Felderhebungen und Luftbildinterpretationen geringen Kosten der Primärdatenbeschaffung zu sehen.

Demgegenüber stehen eine im Vergleich zu konventionellen Verfahren geringere thematische Differenzierung (Klassifizierungstiefe) und räumliche Auflösung (5 - 30 m) sowie der hohe technische Aufwand der Datenprozessierung.

Methoden der Satellitenfernerkundung können nach dem heutigen Stand der Technik durchaus in „etablierte“ Verfahren der Landschaftsbewertung integriert werden, wenn sie dem jeweiligen Arbeitsmaßstab und der Aufgabenstellung angepasst werden und die technischen Restriktionen der Anwendung beachtet werden.

In Tabelle 3 wurden auf der Grundlage des vom UBA (1997) vorgelegten Umweltindikatorsystems diejenigen Indikatoren identifiziert, die ein Anwendungspotential für die Fernerkundung aufweisen. Erwartungsgemäß konzentrieren sich die meisten Anwendungsmöglichkeiten auf Pressure- und State-Indikatoren im Zusammenhang mit räumlichen Verteilungen und Strukturen von Vegetation und Landnutzung.

In Tabelle 4 sind in Anlehnung an die von Marks et al. (1992) herausgegebene Bewertungsanleitung die (ökologischen) Funktionen und die für deren Bewertung erforderlichen Datengrundlagen angegeben. Die Einsatzmöglichkeiten für Fernerkundungsdaten sind mit Kreissignaturen gekennzeichnet, mit den Abstufungen von direkt operationell über indirekt bis nicht anwendbar nach heutigem Stand der Technik. Die mittlere Stufe kennzeichnet auch Anwendungen, die sich noch im Stadium der Entwicklung befinden bzw. nach ersten Forschungsergebnissen vielversprechende Perspektiven bieten.

Auch hier wird deutlich, dass eine *Kartierung der Landnutzungs- und Vegetationstypen* zur Bewertung fast aller Landschaftsfunktionen erforderlich ist. Vegetationskartierungen auf pflanzensoziologischer Assoziations- oder Artenebene werden dagegen nur in wenigen Bewertungsverfahren benötigt. Bedeutender sind von taxonomischen oder pflanzensoziologischen Kriterien unabhängige strukturelle Bestandsmerkmale wie Schichtung, Alter, Bedeckungsgrad etc.. Hier erscheinen, aufbauend auf erprobten Vegetationsindizes, weitere Untersuchungen zur Ableitung von Strukturparametern aus Fernerkundungsdaten aussichtsreich.

Von zentraler Bedeutung für die Integration von Fernerkundungsdaten ist die Verfügbarkeit von digitalen Geländemodellen. Technisch ist die Erzeugung von Geländemodellen aus Satellitendaten sowohl stereoskopisch mit optischen Aufnahmesystemen (SPOT) als auch interferometrisch mit aktiven Radarsystemen (z.B. ERS 2, SRTM) möglich. Die Verfügbarkeit dieser Produkte ist derzeit für Mitteleuropa noch nicht flächendeckend. Von der SRTM-Mission ist jedoch in 1-2 Jahren ein kompletter Datensatz für die Bundesrepublik zu erwarten.

Tabelle 3: Spezifische Umweltindikatoren (UBA 1997) mit Fernerkundungspotential

| Problembereich | Indikatoren | Indikatortyp ¹⁾ |
|--|--|---|
| <i>Treibhauseffekt</i> | <ul style="list-style-type: none"> • Atmosphärische Konzentration CO₂, CH₄, N₂O • Globale Veränderung der Durchschnittstemperatur • Veränderung im Strahlungshaushalt der Erde | S S S |
| Stratosphärischer Ozonabbau | <ul style="list-style-type: none"> • Ozon-Schichtdicke | S |
| Biologische Vielfalt/ Landschaftsschutz | <ul style="list-style-type: none"> • Intensiver Ackerbau • Veränderung der Verkehrs- und Siedlungsfläche • Zerschneidungseffekt | P ²⁾ P ²⁾ P ²⁾ |
| Wasserressourcen und Gewässerpotential | <ul style="list-style-type: none"> • Gewässerausbau • Gewässerstruktur • Renaturierte Lauflänge Fließgewässer | P S R |
| Wald | <ul style="list-style-type: none"> • Waldfläche • Waldschadensfläche • Waldstruktur (Anteil Laub-, Nadel-, Mischwälder) | S S S |
| Bodenressourcen | <ul style="list-style-type: none"> • Anteil ackerbaulicher Fläche an Gesamtfläche • Versiegelungsgrad • Erosion, Erosionsrisiko • Flächenstilllegung | P P S R |

1) Pressure/State/Response (OECD 1994)

2) darüber hinaus von Satellitendaten für State-Indikatoren im Bereich Landschaftsveränderungen, Landschaftsstrukturen, Biotopkartierung empfohlen (UBA 1997)

Tabelle 4: Einsatz von Fernerkundungsmethoden (FE) und GIS zur Bewertung von Landschaftsfunktionen

| Funktion | DH M | Bo- den-art | Bo- den- typ | Hu- mus- gehalt | pH- Wert | Tem p. | Nie- derschl ag ¹⁾ | Veg.-Typ (pflanz.- soziol.) | Veg.- Struktur (Schicht.) | Landnut- zungstyp | „Rote Liste- Arten“ | GW Flurab- stand | Ver- duns- tung ¹⁾ | Geolo- gie |
|-----------------------------------|---------|----------------|--------------------|-----------------------|-------------|-----------|-------------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|----------------------|---------------------------|------------------------|-------------------------------------|---------------|
| Erosionswiderstand | ⊙ | ○ | | ○ | | | ○ | | ⊙ | ● | | | ○ | |
| Filter, Puffer-, Transformator | | ○ | | ○ | ○ | | ○ | | | | | | ○ | |
| GW-Schutz | | ○ | | | | | ○ | | | | | ○ | ○ | |
| GW-Neubildung | | ○ | | | | | ○ | | ⊙ | ● | | | ○ | ○ |
| Abflussregulation | ⊙ | ○ | | | | | ○ | | ⊙ | ● | | | | ○ |
| Immissionsschutz | ⊙ | | | | | | | ⊙ | ⊙ | ● | | | | |
| Klimamelioration | ⊙ | | | | | ● | | | | ● | | | | |
| Ökotoptbildung + Naturschutz | | | ○ | | | | | ⊙ | ⊙ | ● | ○ | | | |
| Erholung | ⊙ | | | | | ● | | ⊙ | | ● | | | | |
| GW- Dargebotspotential | ⊙ | ○ | ○ | | | | | | | | | | | ○ |
| Biotisches Ertrags- potential | ⊙ | ○ | ○ | | | ● | ○ | | | ● | | ○ | ○ | |
| Landeskunde | ⊙ | | ○ | | | | | | | ● | | | | ○ |

¹⁾ bei Landoberflächen in Arbeitsmaßstäben > 1 : 200 000

- → direkter operationeller Einsatz von FE
- ⊙ → indirekter Einsatz von FE (weiterer Forschungsbedarf zu Indizierung und Parametrisierung)
- → Einsatz von FE derzeit nicht möglich
- → für Bewertung der Funktion nicht relevant

Die Bestimmung geländeklimatologischer Parameter durch Fernerkundungsmethoden ist zur Zeit auf Oberflächentemperaturen beschränkt. Dabei stellt sich die Frage der zeitlichen Repräsentanz einzelner Überfliegungstermine. Liegen für jeweils winterliche und sommerliche Strahlungsnachtsituationen Landsat-Thermalaufnahmen vor, kann bereits mit einer Routineauswertung eine für planerische Zwecke hinreichende Genauigkeit z.B. bei der Abgrenzung von Kaltluftentstehungsgebieten und innerstädtischen Überwärmungszonen erreicht werden. Der Informationsgehalt liegt hier weniger in absoluten Temperaturwerten als in der ordinalen Differenzierung im Raum. Die Bestimmung von Niederschlagsraten durch Fernerkundungsmethoden ist über Landoberflächen in Mitteleuropa auf absehbare Zeit nicht mit dem dichten Netz von konventionellen Messstationen konkurrenzfähig.

Die operationelle Bestimmung zuverlässiger bodenkundlicher Parameter mit Satellitendaten ist aus technischen Gründen in mitteleuropäischen Landschaftsräumen mittelfristig nicht realisierbar.

Der Einsatz von Fernerkundungsdaten muss sich strikt an den aus der räumlichen und spektralen Auflösung abzuleitenden Arbeitsmaßstäben orientieren. Die zur Zeit operationell verfügbaren Landsat-TM und SPOT- HRV Daten eignen sich bei einer Auflösung von 30 x 30 bzw. 20 x 20 m für Arbeitsmaßstäbe von 1 : 25 000 bis 1 : 500 000 und damit für die *Regional- und Landesebene mit Landschaftsprogrammen und Landschaftsrahmenplänen*.

Die Verwendung in kommunalen Landschaftsplänen ist mit Einschränkungen möglich, wenn der Arbeitsmaßstab 1 : 10 000 nicht überschritten wird und das Untersuchungsgebiet (z.B. ländliche Verbandsgemeinde) von eher großflächigen Strukturen geprägt ist. Ein Einsatz auf der Ebene der Ausführungsplanung ist aufgrund der hohen Anforderungen an Parzellenschärfe und Lagegenauigkeit nicht möglich. Allenfalls eine ergänzende Interpretation von hochauflösten IRS-1C (5 x 5 m) ist denkbar. In naher Zukunft werden panchromatische und multispektrale Aufnahmen einer neuen Satellitengeneration mit Bodenauflösungen von 1-4 m zu einer erheblichen Verbesserung führen.

Falls die thematische Aussageschärfe von Satellitendaten für die Aufgabenstellung nicht ausreicht – z.B. bei der Biotoptypenkartierung –, ist durch ein abgestuftes Erhebungsverfahren in Kombination von satellitengestützter Veränderungsindikation und darüber gesteuerter selektiver Felderhebung bzw. Luftbildauswertung ein erhebliches Kosteneinsparungspotential zu realisieren (Weiers *et al.* 1999). Voraussetzung für einen wirtschaftlichen Betrieb ist jedoch eine Optimierung des behördeninternen Datenaustausches.

Die in Fernerkundungsdaten enthaltene strukturelle Information über den ökologischen Zustand von Landschaften wird mit herkömmlichen pixelorientierten Klassifikationsalgorithmen nur unzureichend genutzt. Der fundamentale Zusammenhang zwischen dem funktionalen Wirkungsgefüge des Landschaftshaushaltes und den strukturellen Merkmalen ist in der geoökologischen Forschung noch nicht zufriedenstellend geklärt worden. Einer wachsenden Erkenntnisgrundlage zu in kleinen Testgebieten ermittelten stofflichen Austauschvorgängen und energetischen Flüssen auf der funktionalen Seite stehen hochgradig formalisierte und abstrahierte Strukturindizes ohne Bezug zu einer praxisrelevanten Funktionsbewertung gegenüber. Eine enge Zusammenarbeit mit der landschaftsökologischen Grundlagenforschung sollte auf eine funktional begründbare Ableitung von Strukturmerkmalen aus Satellitendaten hinarbeiten. Anwendungsperspektiven sind vor allem im Bereich der Bewertung von Eingriffen im Sinne des § 8 BNatSchG zu sehen.

5. Fazit

Die Umsetzung des Leitbilds „Nachhaltigkeit“ kann im Bereich der Landnutzung nur gelingen, wenn eine nationale, regelorientierte top-down Strategie komplementiert wird durch themenorientierte bottom-up Aktivitäten auf regionaler und lokaler Ebene (vgl. *Mohr 1995*). Erfolgversprechende Ansätze dazu bieten z.B. die zahlreichen regionalen und kommunalen Initiativen zur Agenda 21. Raumwirksame Entscheidungen auf dieser Ebene erfordern jedoch räumlich explizite und disaggregierte Daten und Indikatoren.

Die Grundlagen für räumlich explizite Landschaftsbewertungen wurden bereits in den 70er Jahren durch die einschlägigen Planungswissenschaften theoretisch erarbeitet. Sie ermangelten jedoch einer naturwissenschaftlichen Fundierung durch geoökologische Feldforschung und einer Überprüfung anhand regionaler Fallstudien, z.T. bedingt durch unzureichende EDV-technische Voraussetzungen. Die gegenwärtige Situation ist aufgrund vorliegender Ergebnisse langjähriger landschaftsökologischer Forschung und der Verfügbarkeit leistungsfähiger Geographischer Informationssysteme als günstiger zu beurteilen. Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, einen Teil der benötigten räumlichen Basisdaten kostengünstig mittels Satellitenfernerkundung zu gewinnen bzw. auf diesem Wege vorhandene Datenbestände zu aktualisieren.

Erheblicher Forschungsbedarf besteht für die Überprüfung und Anpassung beschriebener Verfahren zur landschaftsökologischen Indikation, für die Entwicklung integrierter, multikriterieller Indikatoren und für die Umsetzung vergleichender regionaler Fallstudien.

Darüber hinaus ist eine Integration statischer Bewertungsmodelle, dynamischer Ökosystemmodelle und innovativer Instrumente zur Entscheidungsunterstützung erforderlich. Dabei ist auf Kompatibilität zu den vom Gesetzgeber formulierten planerischen Verfahren zu achten, desgleichen auf Transparenz und Nachvollziehbarkeit für Planungsträger und Öffentlichkeit

Literatur

AMANN, E. und H.D. Taxis (1987):

Die Bewertung von Landschaftselementen im Rahmen der Flurbereinigungsplanung in Baden Württemberg. – Natur u. Landschaft, 6, 231-235; Stuttgart

BACHFISCHER, R. (1978):

Die ökologische Risikoanalyse. – Eine Methode zur Integration natürlicher Umweltfaktoren in die Raumplanung. 298 S.; München

BACKHAUS, R.; BRAUN, G.; RIPL, W. (1997):

Sustainability of Landuse Patterns and Water Regime: An Integrative Approach for Risk Analysis and Management Strategies, in O. Renn (Ed.): Risk Analysis and Management in a Global Economy, Society for Risk Analysis – Europe, Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart, Vol. 1.2, p. 593-604

BACKHAUS, R. (1997):

Operationalisierung von Satellitendaten für den Umweltschutz: Technologischer Selbstzweck oder zukunftsweisende Gestaltungsperspektive? GAIA 6 no. 4, 276-288

FLECK, P. et al. (1983):

Bewertungsverfahren für die Raumnutzung. – Kommentierte Dokumentation neuerer Literatur. Materialien d. Zentrum f. reg. Entwicklungsforschg. d. Justus-Liebig-Univ. Gießen, Bd. 14, 137 S.; Gießen

HASE, E. (1992):

Grundlagen und Probleme einer objektiven Landschaftsbewertung nach ökologischen Gesichtspunkten. – Augsburg Geogr. H., 11, 164 S.; Augsburg

HASE, E. (1996):

Grundlagen, Problemfelder und Konsequenzen von Landschaftsbewertungsverfahren. – Vechtaer Studien z. Angew. Geogr. U. Regionalwissenschaft, 16, 23-31; Vechta

HELD, M. (1997):

Der letzte Dreck – Gründe für die gesellschaftlich Ignoranz der Tragweite der Bodendegradation, GAIA 6 no. 3, 205-211

LESER, H. und H.-J. KLINK [Hrsg.] (1988):

Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25000 (KA GÖK 25). – Forsch. z. dt. Landeskde., 228, 349 S.; Trier

MARKS, R. (1979):

Ökologische Landschaftsanalyse und Landschaftsbewertung als Aufgaben der Angewandten Physischen Geographie. – Materialien z. Raumordng., 21, 134 S.; Bochum

MARKS, R. et al. (1992):

Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes. – Forsch. z. dt. Landeskde., 229, 222 S.; Trier

MEYER, B. (1997):

Landschaftsstrukturen und Regulationsfunktionen in Intensivagrarlandschaften im Raum Leipzig-Halle. – Regionalisierte Umweltqualitätsziele – Funktionsbewertungen – multikriterielle Landschaftsoptimierung unter Verwendung von GIS. UFZ-Ber., 24, 223 S.; Leipzig

MOHR, H. (1995):

Perspektiven einer nachhaltigen gesellschaftlichen Entwicklung in Deutschland, in: Bundesministerium für Bildung und Forschung / VDI-Technologiezentrum Düsseldorf (Hrsg.): Langfristige Perspektiven technischer und gesellschaftlicher Entwicklung in Deutschland, Düsseldorf, S. 95-118

MOSIMANN, T. (1984):

Landschaftsökologische Komplexanalyse. – Wissenschaftl. Paperbacks Geogr., 115 S.; Stuttgart

OLSCHOWY, G. [Hrsg.] (1978):

Natur und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland. 32-44; Hamburg, Berlin.

PIETSCH, J. (1983):

Bewertungssystem für Umwelteinflüsse. – Nutzungs- und wirkungsorientierte Belastungsermittlung auf ökologischer Grundlage. 143 S.; Köln

PIMENTEL, D. (1997):

Soil Erosion and Agricultural Productivity: The Global Population/Food Problem. GAIA 6 no. 3, 197-204

RESCHKE K. (1987):

Eine neue Anleitung zur Bewertung gliedernder und belebender Landschaftselemente in Nordrhein-Westfalen. – Natur u. Landschaft, 11, 481-483; Stuttgart

RIPL, W. (1995a):

Nachhaltige Bewirtschaftung von Ökosystemen aus wasserwirtschaftlicher Sicht, in: P. Fritz, J. Huber, H. W. Levi (Hrsg.): Nachhaltigkeit in naturwissenschaftlicher und sozialwissenschaftlicher Perspektive, Hirzel, Stuttgart, 69-80

RIPL, W. (1995b):

Der landschaftliche Wirkungsgrad als Maß für die Nachhaltigkeit, in: R. Backhaus u. A. Grunwald (Hrsg.): Umwelt und Fernerkundung – Was leisten integrierte Geo-Daten für die Entwicklung und Umsetzung von Umweltstrategien? Wichmann, Heidelberg

SCHADE, B. (1999):

Bewertung von Bodenschutz und Wasserhaushaltsfunktionen mit Hilfe von GIS und Fernerkundungsmethoden am Beispiel der Landschaft Stapelholm (Schleswig-Holstein). Diplomarbeit, Universität zu Köln

SÖHNGEN, H.-H. (1975):

Die Bewertung von Landschaftsbestandteilen für die landschaftsplanerische Begleitplanung in der Flurbereinigung. – Natur und Landschaft, 10, 274-275; Stuttgart

SRU Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994):
Umweltgutachten 1994: Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Metzler-Poeschel,
Stuttgart

SRU Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1998):
Umweltgutachten 1998: Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. Metzler-
Poeschel, Stuttgart

UBA Umweltbundesamt (1997):
Grundlagen für ein nationales Umweltindikatorensystem – Weiterentwicklung für die Um-
weltberichterstattung, UBA-FB 97-022, Berlin

WEIHERS, S.; MIELBY, S.; GROOM, G.; STJERNHOLM, J.; WISSEN, M.; BOCK, M.;
SCHADE, B.; TSCHACH, E. (1999):
Monitoring of Changes in Biotope and Land Use Inventory in Denmark and Schleswig-Hol-
stein by means of Satellite Image Analysis and GIS Technology. Final Report, EU Contract
No. ENV4-CT96-0367

III. Der Syndrom-Ansatz des Potsdam Instituts für Klimafolgenforschung als Ansatz zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren

H. Mühle
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle

Speziell für die Einschätzung der ökologischen Dimension nachhaltiger Entwicklung ist eine Reihe von Indikatoransätzen bekannt. Diese haben vor allem für die Bewertung dieses Sektors der Nachhaltigkeit und auch für kleinräumige Gebiete (Ökotope) in bezug auf die Beanspruchung biotischer und abiotischer Ressourcen Bedeutung. Bei der Betrachtung und Einschätzung größerer Gebiete (Regionen, Landkreise, Länder) ist jedoch eine Aussage über die Wechselwirkungen der Dimensionen unumgänglich. Man möchte wissen, welche Auswirkungen wirtschaftliche Aktivitäten auf die Natur haben oder mit welchen Konsequenzen Maßnahmen des Umweltschutzes in bezug auf die Wirtschaft und soziale Komponenten verbunden sind (Verbindung zwischen Verursachungs- und Auswirkungskomponenten). Die Schwierigkeit besteht normalerweise darin, die zunächst getrennt aufgenommenen Indikatoren der einzelnen Dimensionen zusammenzuführen. Ein integratives Konzept, das von vornherein eine Gesamtschau über die drei Dimensionen und die entsprechenden Indikatoren vorsieht, ist sicherlich geeigneter. Lass und Reusswig (1998) haben in einer Studie die wichtigsten Umwelt- und Nachhaltigkeits-Indikatorensysteme für Deutschland auf diese integrierte Sichtweise hin untersucht und stellen fest, dass die Systeme folgender Institutionen am ehesten Anzeiger für Nachhaltigkeit aufweisen:

- 1. Commission on Sustainable Development -CSD-: Driving Forces – State – Response – Ansatz (DSR);
- 2. Organisation for Economic Cooperation and Development -OECD-: Pressure – State – Response - Ansatz (PSR);
- 3. Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (PIK) und Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU): Syndromansatz;
- 4. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU): Umweltbarometer für Deutschland.

Während die Indikatorensysteme 1, 2 und 3 Sets von 170, 33 bzw. 84 Indikatoren aufweisen, besteht das Umweltbarometer für Deutschland aus einem kleinen Set von insgesamt 7 hochaggregierten Indikatoren zum Zweck der Politikkontrolle und der Kommunizierbarkeit. System 1 und 2 umfassen zwar ein relativ großes Spektrum an Indikatoren der drei Dimensionen, diese sind jedoch nicht systemisch miteinander verknüpft. Daher lag die genauere Untersuchung von Ansatz 3 nahe. In diesem Ansatz wird die Indikatorenbildung mit der transdisziplinären Analyse komplexer Systeme und der Frage nach dem Leitbild der Nachhaltigkeit (Zieldiskussion) verknüpft und für globale Syndrome (Schadbilder) angewendet. Um zu prüfen, ob die im PIK verfolgte Methodik der Syndromanalyse einen Beitrag zur Integration der ökologischen, ökonomischen und sozialen Dimension des Nachhaltigkeitsziels in Deutschland leisten kann, wurde im Jahre 1999 beim PIK eine Machbarkeitsstudie in Auftrag gegeben (*Lüdeke und Reusswig 1999*).

1. Das Dust-Bowl-Beziehungsgeflecht für Deutschland

Zu diesem Zweck wurde das sogenannte Dust-Bowl-Syndrom (*WBGU 1994*) genauer untersucht. Im Mittelpunkt dieses Syndroms steht die intensive und weltweit betriebene Landwirtschaft, die gekennzeichnet ist durch Monokultur leistungsfähiger Pflanzenarten, Massentierhaltung, hohe Gaben von Pestiziden und Medikamenten, intensiven Düngemiteleinsetz und intensive Bewässerung. Seinen Namen erhielt das Syndrom in Anlehnung an das Geschehen im mittleren Westen der USA in den 30-er Jahren; umweltzerstörerische Landwirtschaftspraktiken fielen mit der historischen Dürre dieser Jahre zusammen. Der Weizengürtel im Westen und Südwesten verwandelte sich in eine von Staubstürmen durchzogene trockene Landschaft, die nährstoffreiche Bodenkrume wurde weggefegt, die Landwirte verarmten, es kam zu gesundheitlichen Schäden der Einwohner dieser Gebiete. Diese Ereignisse führten zur Gründung des US Soil Conservation Service im Jahre 1933, der den Schutz und die Erhaltung der Bodenressourcen zum Ziel hatte, und aus dem sich eine weltweite Bewegung entwickelte.

Unter dem Namen „Dust-Bowl-Syndrom“ werden die durch die industrielle Landwirtschaft hervorgerufenen Degradationserscheinungen zusammengefasst. Die Ursache dafür liegt oft darin, dass die Landwirtschaft auf den verfügbaren Flächen den größtmöglichen kurzfristigen Gewinn erzielen will. Als Symptome ökologischer Art lassen sich Erosion und Bodenverdichtung, die Kontamination von Luft und Wasser, der Rückgang der biologischen Vielfalt und die Abnahme des ästhetischen Wertes der Landschaften ausmachen.

Auch in Deutschland herrscht Intensivlandwirtschaft vor. Über die ökologischen Folgewirkungen wurde in Wissenschaft und Öffentlichkeit vielfach diskutiert; diese Art von Landwirtschaft führt zu einer Degradierung natürlicher Ökosysteme; es findet eine Konversion von Ökosystemen und eine zunehmende Übernutzung biologischer Ressourcen statt. Damit einher kann der Verlust der biologischen Vielfalt, die Grund- und Oberflächenverschmutzung, eine Belastung des Bodens und der Atmosphäre, eine nicht artengerechte Tierhaltung und die Minderung der Lebensmittelqualität gehen.

In wirtschaftlicher Hinsicht ist zu konstatieren, dass auch wirtschaftlich gesündere Landwirtschaftsbetriebe in hohem Maße von Transferleistungen aus anderen Wirtschaftssektoren abhängig sind. Um die europäische (und damit auch die deutsche) Landwirtschaft weltweit konkurrenzfähig zu halten, fließen jährlich hohe Subventionen, Beihilfen und sonstige Fördermaßnahmen in diesen Wirtschaftszweig, verbunden mit einem hohen Maß an Bürokratie. Die europäischen Agrarprodukte werden durch diese staatlichen Subventionen auf dem Weltmarkt zu Preisen angeboten, die für viele Unternehmen, die ohne solche Stützung auskommen müssen, nicht kostendeckend sind. Sie verlieren diesen Konkurrenzkampf.

Die soziale Dimension nachhaltiger Entwicklung wird oft mit der Perspektive auf intragenerationelle Gerechtigkeit erläutert. In Deutschland werden kleinbäuerliche Betriebe seit Jahren zugunsten größerer Betriebsformen zurückgedrängt, die Zahl der Betriebe sinkt ständig. Beide Betriebsformen müssen zudem, um konkurrenzfähig zu bleiben, mit einer immer geringer werdenden Zahl von Beschäftigten auskommen. In Deutschland ging die Zahl der in Land- und Forstwirtschaft sowie Fischerei Beschäftigten von 1991 bis zum Jahr 1997 von 1,424 Mio. auf 0,928 Mio. zurück (*Statistisches Jahrbuch 1998*). Außerdem weist der ländliche Raum im Vergleich zu den Städten noch deutliche Strukturdefizite auf, die einer zukunfts-fähigen und selbsttragenden Entwicklung im Weg stehen.

Mit der Beschreibung des Syndroms wird nicht zwangsläufig die gesamte Intensivlandwirtschaft in Deutschland als nicht-nachhaltig bezeichnet. Es soll damit lediglich auf die möglichen negativen Folgen einer an sich positiven und notwendigen menschlichen Aktivität der Bewirtschaftung biotischer und abiotischer Ressourcen zum Zwecke der Ernährungssicherung hingewiesen werden.

Das Ziel der Beschreibung ist daher, durch Prozesse der Verallgemeinerung und der Analogiebildung zu einem Ursache-Wirkungsgefüge zu kommen, das als typisch gelten kann für die negativen natur- und sozialräumlichen Konsequenzen einer industrialisierten und intensiv betriebenen, bezüglich ihrer Nebenwirkungen weitgehend unsensiblen Landwirtschaft. Überall dort, wo auf der Welt zum Zwecke der Nahrungs- und Nutzmittelproduktion die Agrikultur so umgestaltet wird, dass höhere Erträge durch den systematischen Einsatz von ertragssteigernden Vorprodukten und Arbeitsformen (Mechanisierung, Chemisierung, Erhöhung der Arbeitsproduktivität) erzielt werden, ist die Möglichkeit des Auftretens des Dust-Bowl-Syndroms gegeben.

Die Chemisierung der Landwirtschaft, d.h. der flächendeckende Einsatz von mineralischen Düngemitteln und der chemische Pflanzenschutz, haben die landwirtschaftlichen Erträge deutlich gesteigert, eine angesichts der Unterernährung großer Teile der Weltbevölkerung zunächst begrüßenswerte Entwicklung. Allerdings wurden durch diesen Einsatz standortfremd erzeugter Chemikalien die Stoffkreisläufe massiv verändert. Das führte zur Verarmung der Artenspektren und zu den bereits genannten Belastungen der abiotischen Umweltmedien. Diese Seite der Intensivierung der Agrarproduktion kann zu den direkten Antriebskräften des Dust-Bowl-Syndroms gezählt werden. Indirekter Art sind die Anreize oder die Restriktionen, die im politischen und ökonomischen Kontext entstehen. So beeinflusst das mehr oder weniger stark regulierte Preisgefüge für Agrarprodukte die Anbaustruktur (und damit die biologische Vielfalt und den Bodenschutz) sehr stark, und gesetzliche Auflagen (z.B. im Bereich des Naturschutzes) wirken restriktiv auf die Entscheidungsfreiheit des Landwirts. Ebenso hat sowohl die Nachfrage nach Lebensmitteln in qualitativer oder quantitativer Art als auch die Entwicklung des Weltmarktes und der internationalen Welthandelsabkommen einen mittelbaren Einfluss auf Entscheidungen der Landnutzung.

Die Anpassung des Dust-Bowl-spezifischen Beziehungsgeflechtes an die Situation der Landwirtschaft in Deutschland, die die Genese syndromspezifischer Nachhaltigkeitsindikatoren einleiten soll, stand unter der Schwierigkeit, dass es in beiden Teilen Deutschlands sehr unterschiedliche Agrarsysteme gab und dass auch zum jetzigen Zeitpunkt noch spürbare Unterschiede in der Landwirtschaft der neuen und der alten Bundesländer zu finden sind. Man denke beispielsweise an die unterschiedliche durchschnittliche Betriebsgröße dieser Bundesländer. Dennoch gibt es viele Gemeinsamkeiten, die *Lüdeke und Reusswig* (1999) in ihrer vorgelegten Machbarkeitsstudie mit Hilfe eines Beziehungsgeflechtes veranschaulichen, das sich an diejenigen aus verschiedenen WBGU-Gutachten (1993, 94 ff.) anlehnt, im vorliegenden Fall jedoch auf Deutschland konzentriert ist (Abbildung 6).

Die wichtigsten Wechselwirkungen sozioökonomischer Art und die Wirkungen auf ökologische Prozesse werden im folgenden beschrieben.

2. Die Antriebskräfte des Syndroms und die Wechselwirkungen

Der zentrale Antrieb oder Haupttrend ist die **Intensivierung bzw. die Produktionssteigerung** in der Landwirtschaft, und der Produktionszuwachs kann als wachsendes agrarisches Produktionsvermögen oder als gesteigerter Ertrag pro Flächeneinheit gemessen werden. Er geht auf die Komponenten Mechanisierung, Chemisierung sowie die Rationalisierung der Betriebsorganisation zurück, d.h. es besteht ein deutlicher Anteil an (auf dem Markt angebotenen) und zugekauften Investitions-, Hilfs- und Betriebsmitteln. Des Weiteren ist eine deutliche Spezialisierung der Betriebe zu beobachten, die sich auf bestimmte Produkte konzentrieren. Damit einher geht die Spezialisierung des landwirtschaftlichen Berufssystems, so dass die Zahl der „Universalbauern“ immer mehr zugunsten von Arbeitskräften mit speziellen Fähigkeiten auf bestimmten Gebieten des Ackerbaus und der Tierhaltung zurückgeht. Diese Entwicklung wird unterstützt durch den wachsenden Einsatz von Vorleistungen, die industriell produziert werden und in großen Mengen zu relativ niedrigen Preisen zur Verfügung stehen. Angebot und Nachfrage, unterstützt durch eine **produktions-orientierte Agrarpolitik**, förderten einen bedeutenden Zulieferbereich für die Landwirtschaft in der chemischen Industrie sowie im Maschinen- und Fahrzeugbau. Dieser Trend wird **„Wachsende Verfügbarkeit Automatisierung/Mechanisierung, Chemisierung“** genannt. Dazu rechnet auch der – aus wirtschaftlichem Interesse betriebene – wissenschaftlich-technische Fortschritt in den Anbieterindustrien, mit dem der Trend **„Fortschritt in der Bio- und Gentechnologie“** verwandt ist. Dieser gewinnt seit den 90-er Jahren auch in Deutschland zunehmend an Bedeutung; seine Zielrichtung, z.B. die Verbesserung der Herbizidresistenz von Nutzpflanzen oder die Steigerung der Milchleistung von Kühen, unterstützt die Intensivierung.

Eine weitere wichtige Antriebskraft für den Schlüsseltrend Intensivierung ist die Entwicklung der **landwirtschaftlichen Einkommen**. Es ist verständlich, dass die Einkommenslage und die Bilanzsituation den Zukauf von Intensivierungsmitteln und die Beschäftigung von Arbeitskräften bestimmen. Positive Einkommen-Ausgaben-Überschussrechnungen fördern diesen Zukauf. Damit kann man im Rahmen des Dust-Bowl-Syndroms für Deutschland einen Kreislauf ausmachen: Das landwirtschaftliche Einkommen treibt die Intensivierung und die Produktivitätssteigerung an, die eine Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion verursacht, und diese führt zur Einkommenssteigerung.

Dieser Kreislauf lässt sich um die Trends „Einfluss der Agrarlobby--->produktionsorientierte Agrarpolitik“ erweitern, die ebenfalls die Intensivierung befördern. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird der Trend **„Konzentration“** im Beziehungsgeflecht (Abbildung 6) gesondert ausgewiesen, obwohl er auch als Folge der produktionsorientierten Agrarpolitik gelten kann. Dieser Trend ist seit Jahren in Deutschland zu beobachten: Während die Zahl der Betriebe sinkt, steigt die durchschnittliche Flächengröße pro Betrieb. Auf den damit verbundenen dramatischen Rückgang der Arbeitskräfte wurde in der Einleitung bereits hingewiesen.

Eine wichtige Facette im Dust-Bowl-Syndrom in Deutschland stellt demnach der Trend **„Einfluss der Agrarlobby“** dar. Darunter werden gezählt:

- die organisierten und politisch mobilisierungsfähigen Interessen der Landwirte;
- die Interessen der Hersteller von Maschinen und Intensivierungsmitteln;
- die Interessen der landwirtschaftsorientierten Regionalpolitik (z.B. Landwirte aus strukturschwachen Kreisen, agrarische Fraktionen in politischen Parteien).

Lobby-Bildung geschieht immer dann, wenn gleiche wirtschaftliche Interessen verfolgt werden und wenn die Organisation dieser Interessen im politischen System wirtschaftliche und politische Vorteile bringt. Die Bundesrepublik Deutschland mit ihrer pluralen Demokratie und ihrer wirtschaftlichen Stärke ist prädestiniert für die Bildung von Lobby-Gruppen jeglicher Couleur, nicht nur für die Landwirte. Letztlich ist das Ziel der Lobby-Arbeit die Einkommenssicherung. Im Syndrom zielt daher der Einfluss der Agrarlobby über die produktionsorientierte Agrarpolitik auf das landwirtschaftliche Einkommen und von dort auf die Intensivierung.

Die **produktionsorientierte Agrarpolitik** zählt in Deutschland zu den zentralen Antriebskräften des Dust-Bowl-Syndroms. Dieser Trend ist auf Landes-, Bundes- und EU-Ebene wirksam.

Dabei kommt der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der Europäischen Union eine führende Rolle zu, da sie sowohl auf der Ebene der Finanzen als auch in der Gesetzgebung immer stärker die Bundes- und Landespolitik beeinflusst. Im Jahre 1960 wurden in Rom folgende Ziele dieser GAP beschlossen:

- Steigerung der Produktivität;
- Gewährleistung eines angemessenen Lebensstandards der Agrarbevölkerung;
- Stabilisierung der Märkte;
- Sicherstellung der Versorgung;
- Belieferung der Verbraucher zu angemessenen Preisen.

Diese Ziele wurden unter dem Eindruck und den Auswirkungen des Zweiten Weltkrieges beschlossen. Die europäische Landwirtschaft sollte zu Überschüssen angeregt und vor ausländischer Konkurrenz geschützt werden. Dafür wurden enorme finanzielle Mittel aufgewandt. Die Politik war erfolgreich, es gelang in der Tat, eine landwirtschaftliche Produktionsstruktur zu etablieren, die dauerhaft ein hohes Produktivitätsniveau erreicht hat, so dass seit den 70-er Jahren zunehmend mehr Mittel für die Lagerung oder gar Beseitigung von Lebensmittelüberschüssen bereitgestellt werden mussten. Mittlerweile erhält der Agrarbereich der EU (und damit auch der europäischen Länder) den größten Posten im EU-Haushalt. Im Jahre 1999 gingen 93,2 Mrd. DM (= 55%) von insgesamt 170,1 Mrd. DM in den Agrarbereich. Das agrarpolitische Zentralbudget der EU, der Europäische Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL), ist in die Bereiche Ausrichtung (Strukturpolitik wie z.B. Beihilfen für die Modernisierung von Betrieben, für die Niederlassung von Junglandwirten, für die Verarbeitung, Vermarktung, Diversifizierung, Sozialausgaben und Strukturförderung) und Garantie (Markt- und Preispolitik wie z.B. Ausgaben der Preis- und Marktpolitik, Ausgleichszahlungen, flankierende Maßnahmen) unterteilt.

Seit 1992 gibt es gravierende Veränderungen innerhalb der GAP, nicht zuletzt durch internationalen Druck seitens der USA, aber auch vieler Entwicklungsländer, auf die EU z.B. im Rahmen der GATT-Verhandlungen. Diese Haltung wird verständlich, wenn man den Indikator für den Subventionierungsgrad der europäischen Landwirtschaft, die Produzenten-Subventionsäquivalente (PSE), ansieht. Diese geben an, welche Transfers seitens der Verbraucher und Steuerzahler an die Landwirtschaft (in % des Wertes der landwirtschaftlichen Produktion) erfolgen. Die Schweiz (ca. 78%) und Japan (ca. 69%) subventionieren den Agrarsektor besonders massiv, danach kommt in der Rangfolge die EU mit ca. 40%; in Neuseeland (ca. 2%), Australien (ca. 10%) und den USA (ca. 17%) werden die wenigsten Subventionen gezahlt. Allerdings sind auch Reformbemühungen spürbar, die den PSE senken. In der Agenda 2000

finden sie ihren Ausdruck, und es sind, allerdings mit regional- und betriebspezifischen Unterschieden, Einkommenseinbußen bis zu 6% zu erwarten. Verfahren, an die früher hohe Ausgleichszahlungen geknüpft waren, wie der Anbau von Ölsaaten oder die Flächenstilllegung, verlieren an Wettbewerbsfähigkeit zugunsten des Getreideanbaus. Auch die Rindfleischproduktion geht zurück und löst damit vermutlich eine Entlastung des Marktes aus.

In der EU-Reform, die keineswegs abgeschlossen ist, spielen auch umweltpolitische Argumente eine Rolle. Kritische Wissenschaftler und Umweltverbände weisen seit Jahren auf die negativen ökologischen Folgewirkungen der alten GAP hin. Darauf wird mit einer stärkeren Berücksichtigung dieser Umweltbelange, wie der Extensivierung, dem Gewässerschutz, mit mehr Direktzahlungen an die Landwirte statt Subventionen, reagiert. Die Folgen dieser Reformbemühungen können derzeit noch nicht abgeschätzt werden.

Um nun die Wirkungen der EU-Agrarpolitik abzuschätzen und in das auf Deutschland anzupassende Beziehungsgeflecht einzupassen, ist es nicht notwendig, alle Facetten dieser Politik abzubilden, sondern die wichtigsten Wirkungen zu nennen. Es wurden folgende zentrale Wirkungslinien ausgemacht:

- Die Markt- und Preispolitik der EU sowie der deutschen Landwirtschaftspolitik wirkt zunächst direkt auf die Einkommenssituation der Landwirte und erweitert deren Handlungsspielraum für Intensivierungsmaßnahmen.
- Eine produktivitätssteigernde Wirkung kann von der Agrarpolitik auch dann ausgehen, wenn sie auf die verbesserte Verfügbarkeit oder Nutzung von Vorprodukten der landwirtschaftlichen Produktion, z.B. über die Subventionierung von Agrarchemikalien oder die Förderung kooperativer Maschinennutzung, zielt.
- Es muss auch eine direkt raumwirksame Komponente, die Flurbereinigung, berücksichtigt werden.

Zur Zeit ist die Wirkungsabschätzung der mit der Agenda 2000 geplanten agrarpolitischen Maßnahmen schwierig, zumal ein Umbruch beobachtet werden kann. Hier ist Forschungsbedarf notwendig.

Die Intensivierung führt zur Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion, die eine verstärkende Wirkung auf das landwirtschaftliche Einkommen ausübt, zum anderen aber über den Trend „Überproduktion“ dämpfend auf die produktionsorientierte Agrarpolitik wirkt. Produktionssteigerungen führen unter zwei Bedingungen nicht automatisch zu Einkommenssteigerungen: wenn ein Betrieb das Angebot so stark erhöht, dass die Preise fallen (was kaum passiert, da auch große Unternehmen nicht über einen entsprechenden Marktanteil verfügen), oder wenn (wie in Deutschland) aufgrund von Mindest- und Garantiepreisen, Garantieabnahmen und Subventionen kein freier Markt existiert. Die produktionssteigernde Wirtschaftsweise führt zur Überproduktion, wenn die Abnahmekapazität (gewachsene Bevölkerung, hohe Kaufkraft, große Absatzmärkte im Ausland) nicht proportional wächst. Zwar steigt der Konsum landwirtschaftlicher Produkte in der EU auch heute noch um jährlich 0,5%, die Produktion wächst jedoch um 2%, und dann kommt es zu der bereits oben genannten Dämpfung der produktionsorientierten Agrarpolitik (im Beziehungsgeflecht mit einem schwarzen Kreis an der Verbindung von Überproduktion und produktionsorientierter Agrarpolitik sichtbar); die Fördermaßnahmen werden umgestellt.

Zu den auf den Schlüsseltrend „Intensivierung“ zielenden Trends zählen auch die „**Konsum- und Lebensstile**“. Mit dem steigenden allgemeinen Wohlstandsniveau nach dem Zweiten Weltkrieg, an dem auch die Arbeiterschaft und die Angestellten teilhatten, wuchsen die Ansprüche an Quantität und Qualität der landwirtschaftlichen Produkte, speziell der Nahrungs- und Genussmittel. Viele Verbraucher wollen unabhängig von der Jahreszeit auf Frischobst und Gemüse zu moderaten Preisen zurückgreifen können, und der Handel befriedigt diese Ansprüche dank seiner gut entwickelten Logistik und seinen Großmärkten, die autogerecht sind und über Erlebnis- und Freizeitkomponenten verfügen. Damit sind auch traditionelle Fertigkeiten der Zubereitung und Aufbewahrung von Lebensmitteln im Rückgang begriffen, und der Drang nach Fertig- und Tiefkühlprodukten nimmt zu. Damit einher gehen die oft mangelhaften Kenntnisse städtischer Jugendlicher über die landwirtschaftliche Produktion und über biologische Zusammenhänge. Der Konsum mit den Funktionen „Erfüllung physischer, ökonomischer und kultureller Bedürfnisse“, „Darstellung der Persönlichkeit und des Geschmacks“, „Demonstration des sozialen Status“ und „Gemeinschafts- und Gruppenbildung“ dient nicht nur der Befriedigung physischer Bedürfnisse, er fördert auch Persönlichkeitsmerkmale und Kennerschaften (Wein, Käse). Eine Dämpfung der Syndromdynamik über diesen Weg ist erst dann zu erwarten, wenn sich die Lebensstile und Konsumgewohnheiten in Richtung eines stärkeren Umweltbewusstseins ändern. Dazu müssten

- das Umweltbewusstsein wachsen und ökologische Produktkriterien höher bewertet werden;
- regionale Produkte stärker nachgefragt werden;
- Produkte aus ökologischem Anbau stärker nachgefragt werden;
- „postmaterielle“ Konsum- und Lebensstile an Bedeutung zunehmen.

3. Die vom Schlüsseltrend „Intensivierung“ ausgehenden Folge- und Wechselwirkungen

Im Beziehungsgeflecht können nun die Auswirkungen der Intensivierung und Produktivitätssteigerung auf die verschiedenen Sphären betrachtet werden. Die Trends jeder Sphäre sind mit einer bestimmten Farbe markiert, z.B. steht die Farbe Grün für die ökologischen Trends, Grau für die Gesellschaft, Rot für die Wirtschaft u.s.w. Diese sind wiederum miteinander vernetzt und verstärken andere Trends bzw. schwächen diese ab.

In der Pedosphäre sind die (im folgenden fett gedruckten) Trends der Intensivierung zu beobachten, die meist zu Schäden im Boden selbst oder in anderen Sphären führen. Die verstärkte Nutzung von Maschinen bei Saat, Pflege- und Erntemaßnahmen führt zu einer **Verdichtung** der Böden und zu **morphologischen Änderungen** wie Dispersion und Humusabbau. Die **Bodenerosion**, d.h. die Verlagerung von Bodenmaterial an der Oberfläche durch Wasser oder Wind, stellt ein großes und noch zu wenig beachtetes Problem dar. Voraussetzung für einen Bodenabtrag ist die Kombination von verschiedenen Faktoren wie z.B. Starkniederschläge oder heftiger Wind, die Topographie (Hängigkeit des Geländes), die Anfälligkeit der Bodensubstrate gegenüber dem Transport von Bodenpartikeln und eine großflächige Ackernutzung in einer strukturarmen Landschaft. Als sichtbare Folgen starker Bodenerosionsereignisse können tiefe Erosionsgräben auf den Äckern auftreten, die das Befahren erschweren, es kann zur Verletzung, Entwurzelung oder Vernichtung von Kulturpflanzen kommen, oder bereits bestelltes Saatgut, Dünge- und Pflanzenschutzmittel können vom Ort der Ausbringung verweht und als Sedimente abgelagert werden. Außerdem werden Straßen und Wege verschmutzt. Es

treten jedoch auch nicht sichtbare, aber deshalb nicht minder schwere Schäden auf, wie z.B. der Verlust an der durchwurzelbaren oberen Bodenschicht und damit die Verringerung des Wasserspeicher-, Filter- und Puffervermögens der oberen Bodenschicht, und die Verarmung des Bodens an Humus und an Pflanzennährstoffen. Mit diesen Änderungen verringert sich natürlich auch die ökologische Funktionsfähigkeit der Böden. Außerdem nimmt die Heterogenität zwischen den Orten des Bodenab- und des -Bodenauftrags zu, und die mit den Bodenpartikeln abgetragenen Chemikalien sammeln sich an den Auftragsorten. Durchschnittlich werden in Deutschland jährlich 10 t/ha Boden abgetragen, wobei Höchstwerte bis zu 200t/ha erreicht werden; die mittlere Boden-Neubildungsrate beträgt aber nur ca. 1 bis 2 t/ha u. Jahr (*Enquete-Kommission 1994*). Die Bodenerosion wird deshalb als besonders bedrohlich eingeschätzt, weil sie irreversible Schäden hervorruft. Einmal abgetragener Boden ist verloren, die Fruchtbarkeit des Bodens geht langsam aber sicher zurück. Damit wirken Bodenerosion und -verdichtung dämpfend auf die Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion mit den bereits beschriebenen Folgewirkungen.

Eine besonders wichtige Folgewirkung der Intensivierung ist die **Überdüngung** und die (nicht im Beziehungsgeflecht genannte) **Übersorgung** der Pflanzenbestände **mit Pestiziden**. Dadurch werden die Stoffkreisläufe in der Landschaft erheblich beeinflusst, deren Erfassung und Modellierung zwar auf homogenen Arealen möglich ist, in größeren Regionen jedoch problematisch erscheint (*Mühle 1998*).

Aus arbeitstechnischen und aus Zeitgründen wird oft nicht entwicklungsorientiert gedüngt, so dass die Pflanzen den angebotenen Stickstoff nur teilweise aufnehmen können. Die Folge ist eine Zunahme vor allem an Nitrat im Boden, der in das Grund- und Oberflächenwasser verfrachtet wird und zur Eutrophierung führen kann. Nitrat kann im menschlichen Organismus zu Nitrit umgewandelt werden, das den Blutbestandteil Hämoglobin oxidiert und auf diese Weise den Sauerstofftransport hemmt. Außerdem wird es als krebserregend eingestuft.

Auch die Intensivtierhaltung führt zu Düngungsüberschüssen. Die anfallende Gülle wird in großen Behältern gelagert und müsste zur Zeit des frühen Pflanzenwachstums ausgebracht werden. Das wird umso problematischer, als die Tierhaltung oft vom Pflanzenbau abgekoppelt ist, und nicht so viele Flächen, wie zu einer sorgfältigen Ausbringung der Gülle erforderlich, zur Verfügung stehen. Experten schätzen, dass in Deutschland jährlich zwischen 32 und 42 kg Nitratstickstoff je ha in das Grundwasser ausgewaschen werden (*van der Ploeg et al 1997*). Die Autoren verweisen darauf, dass für die hohen Überschusswerte nicht allein die Landwirtschaft, sondern auch der ständig steigende Pro-Kopf-Verbrauch an Fleisch in Deutschland verantwortlich ist, denn es gibt eine gesicherte positive Korrelation zwischen N-Überschuss und Fleischverbrauch. Nach einem Höhepunkt im Jahre 1980 scheint jedoch nun ein leichter Abfall eingetreten zu sein. Lüdeke und Reusswig (1999) weisen an dieser Stelle darauf hin, dass neben einer verstärkten Umwelt- und Grundwasserschutzpolitik auch auf eine Änderung der Lebensstile und damit eine Reduzierung des Fleischverbrauchs hingewirkt werden sollte, um diesen Trend mit all seinen Folgen auf Wasser, Atmosphäre und Biosphäre abzuschwächen. Neben dem Ungleichgewicht im Stickstoff-Haushalt sind auch andere Düngemittel-Bestandteile daraufhin zu untersuchen.

Die Anwendung von Pestiziden, die Pflanzenbestände vor Schädlingsbefall schützen sollen, ist mit einer Reihe von unerwünschten Nebenwirkungen verbunden. Viele Pestizide gehören zu den chlorierten Kohlenwasserstoffen. Sie können im Boden eine hohe Persistenz aufweisen, d.h. sie werden nur sehr langsam abgebaut. Bei Anreicherung im Futter gelangen sie in den tierischen Organismus und von dort via Nahrungskette zum Menschen. Viele dieser Stoffe kann der Mensch nicht ausscheiden, sie werden im Fettgewebe gespeichert. Ein guter Indi-

kator dafür ist die Muttermilch, da während der Stillzeit die Fettreserven des Körpers mobilisiert und die Gifte freigesetzt werden. So ist die Muttermilch häufig mit chlorierten Kohlenwasserstoffen belastet, deren Langzeitwirkungen für den Menschen noch nicht genau abgeschätzt werden können.

Für die Natur birgt der Einsatz von Pestiziden andere Gefahren. Viele Schädlinge werden dagegen resistent, es müssen neue Präparate mit noch wirksameren Wirkstoffen eingesetzt werden. Derartige Einsätze vernichten nicht nur die Schädlinge, sondern auch viele Nützlinge, wodurch das biologische Gleichgewicht empfindlich gestört wird. Allerdings hat die Politik bereits reagiert: Das Pflanzenschutzrecht beinhaltet wesentliche Verschärfungen der Zulassungs- und Anwendungsbestimmungen, es wird auf bessere Abbaubarkeit und selektiv wirkende Mittel geachtet.

Ein weiteres Problem ist die **Kontamination** von Böden. Nach einer Schätzung von Heinrich und Hergt (1994) werden jährlich folgende Mengen an Schwermetallen deponiert:

- Kupfer: 300 g/ha
- Sulfat: 40 kg/ha
- Nickel: 200 g/ha
- Blei: 1,5 g
- Arsen: 5 g

Diese wirken in höheren Konzentrationen für Mensch und Tier gesundheitsschädigend. Die Quellen für diese Einträge liegen meist außerhalb der Landwirtschaft und gehen auf den Straßenverkehr, auf die Industrie oder auf Haushalte zurück. Dieser „nichtagrarischen“ Herkunft wird im Dust-Bowl-Syndrom nicht nachgegangen, da hier nur die im Syndrom selbst verursachten Schäden betrachtet werden.

Der Bereich der Hydrosphäre wird teils direkt, teils indirekt über den Bodenpfad vom Haupttrend „Intensivierung“ beeinträchtigt; er ist nur schwer vom Komplex „Boden“ zu trennen. Die **Wasserqualität** kann durch den Eintrag von Nährstoffen in die Oberflächengewässer und durch die Kontamination von Oberflächen- und Grundwasser aufgrund Pflanzenschutzmittel-Eintrag vermindert werden. Zum Nitrateintrag in das Grundwasser wurde bereits bei der Bodensphäre Stellung genommen. Da über 70% des Trinkwassers in Deutschland aus dem Grundwasser entnommen werden, ist eine Vermeidung von Belastungen dringend erforderlich. Der mittlere jährliche Stickstoffüberschuss soll in Deutschland bei ca. 108 kg/ha liegen (*Wendland et al. 1993*). Nach den Daten des Umweltbundesamtes von 1997 lagen 11% der bundesweit beprobten Messstellen oberhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l Nitrat; legt man die europäische Vorgabe von 25 mg/l zugrunde, dann waren es 26%. Da Nitrat mit den üblichen Aufbereitungsmethoden kaum entfernt werden kann, ist mit erhöhten Mengen angereichertes Grundwasser auf Dauer für die Trinkwassergewinnung ungeeignet. Trotz Stabilisierung der Ausbringung von Düngern in den letzten Jahren steigt der Nitratgehalt im Wasser an, ein Indiz dafür, dass langfristige Vorsorge zum Schutz der Medien getrieben werden muss. Der Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer im alten Bundesgebiet wurde 1991 auf ca. 770.000t/Jahr geschätzt. Die eutrophierende Wirkung von Stickstoff- und auch von Phosphorüberschüssen im Oberflächenwasser mit einem übermäßigen Algenwachstum als Indikator ist bekannt.

Vielfach können Pestizidfunde im Grundwasser mit einer intensiven landwirtschaftlichen Bodennutzung sowie mit Herbizidanwendung auf Brachland in Verbindung gebracht werden. Für eine Untersuchung zur Pestizidbelastung in Deutschland wurden fast 13.000 Messungen aus dem obersten Grundwasserstockwerk ausgewertet. Dabei zeigte sich, dass der Grenzwert von $0,1 \mu\text{g/l}$ in ca. 10% der Messungen überschritten wurde, wobei der überwiegende Teil aller Funde im Grundwasser noch immer auf die Wirkstoffe Atrazin und Simazin trotz der seit Jahren bestehenden Anwendungsbeschränkungen zurückzuführen ist.

Eine Intensivierung der Landwirtschaft kann auch **zu Veränderungen der lokalen Wasserbilanzen und des Grundwasserspiegels** führen. Die damit einhergehende Süßwasserverknappung greift erheblich in die Biosphäre ein, die auch (siehe Beziehungsgeflecht) direkt vom Haupttrend beeinträchtigt werden kann.

Als Schlüsseltrends werden die **Konversion von Ökosystemen** und die **Degradation von Ökosystemen** benannt, die den Verlust von Arten(vielfalt) und genetischer Vielfalt bewirken können. Die biologische Vielfalt erlaubt den einzelnen Arten und den Lebensgemeinschaften, sich auf veränderliche abiotische und biotische Umweltbedingungen einzustellen und damit ihr Fortbestehen zu sichern. Damit wird auch die Grundlage für das menschliche Leben auf der Erde gesichert. Daneben besitzt die Biosphäre große Bedeutung als Nahrungsmittelquelle für Mensch und Tier; nicht vergessen werden soll der Eigenwert von Pflanzen und Tieren, der die Vielfalt als schutzwürdig begreifen lässt.

Die biologische Vielfalt und damit die Biosphäre sind von vielerlei Gefahren bedroht, von denen auch wieder nur die mit dem Dust-Bowl-Beziehungsgeflecht zusammenhängenden kurz genannt sein sollen. Vor allem Änderungen in der Flächennutzung führen in Agrarlandschaften zum Rückgang von Artenzahlen. Auch das Einbringen gebietsfremder oder gentechnisch veränderter Organismen kann nicht absehbare Gefahren mit sich bringen (Verdrängung einheimischer Arten, unkontrollierte Ausbreitung). Von der BANFL (*Demuth 1992*) wurden die durch die Landwirtschaft verursachten Belastungen für die Biodiversität (aufgeführt in absteigender Bedeutung) wie folgt genannt:

- Nutzungsänderungen;
- Beseitigung von Sonderstandorten;
- Nutzungsaufgabe;
- Entwässerung;
- Bodeneutrophierung;
- Mechanische Einwirkungen;
- Herbizidanwendung, Saatgutreinigung.

In der biologischen Vielfalt werden meist drei hierarchische Ebenen unterschieden:

- Ökosystem- und Habitatniveau;
- Niveau der Populationen und Organismen;
- Genetisches Niveau.

Generell herrscht Übereinstimmung über den Schutz und die Erhaltung der biologischen Vielfalt, jedoch ist diese nur schwer zu erfassen und damit zu indizieren. Außerdem ist das Wissen auf den drei Ebenen sehr unterschiedlich. Es besteht jedoch weitgehend Konsens darüber,

dass die Größe, der Grad der Fragmentierung und die Integrität (Funktionstüchtigkeit) eines Ökosystems im jeweils betreffenden Gebiet die wichtigsten Einflussgrößen für die Intaktheit der Biodiversität darstellen, und dass der Transfer von Düngemitteln und Pestiziden in die Ökosysteme deutliche Folgen für diese hat. Intensivierung der Landnutzung führt vor allem zu einer Abnahme von (auf besondere Biotope spezialisierten) Arten zugunsten der Zunahme von Ubiquisten, d.h. solchen Arten, die überall vorkommen, außerordentlich anpassungsfähig und robust sind und daher alle möglichen Belastungen ertragen. Daher ist nicht nur die reine Artenzahl/Flächeneinheit, sondern auch die Zusammensetzung des Artenspektrums interessant. Hilfreich bei der Einschätzung der Habitatqualität können die „Roten Listen“ sein, in denen die gefährdeten Arten in der BRD oder in einzelnen Bundesländern zusammengestellt sind. Eine Strukturvielfalt bzw. Erhöhung struktureller Landschaftskomponenten führt bereits zur Zunahme der Artenvielfalt. Bezogen auf 100 ha Fläche bewirkte die Zunahme strukturierender Elemente um 0,2 bis 15% der Nutzfläche eine Erhöhung der Artenzahlen von Farn- und Blütenpflanzen um den Faktor 3 bis 4 (*Kretschmer et al. 1997*).

Zusammengefasst ergibt sich für die Umweltbelastungen in der Intensivlandwirtschaft folgendes Bild (Haber und Salzwedel 1992):

- Beeinträchtigung naturnaher Biotope und Landschaftsbestandteile. Hauptursache: produktivitätsorientierte Flurbereinigung im Zuge der Umwandlung der traditionellen Landwirtschaft;
- Gefährdung des Grundwassers durch den Eintrag von Nitrat und von Pestiziden. Hauptursache: Intensivierung von Stickstoffumsetzungen und die verstärkte Chemisierung der Landwirtschaft;
- Mechanische und stoffliche Bodenbelastung. Hauptursache: Mechanisierung, Zunahme von Hackfrüchten (Mais, Zuckerrüben), Chemisierung der Landwirtschaft;
- Beeinträchtigung der Oberflächengewässer: Ursachen: Erhöhte Nähr- und Schadstofffrachten, Verrohrung von Bächen;
- Gesundheitsbelastung durch Nahrungsmittel, die allerdings rückläufig ist;
- Belastung der Luft durch landwirtschaftliche Aktivitäten. Ursachen: Staub und Düngerabdrift, Beitrag zum Treibhauseffekt und zum stratosphärischen Ozonabbau.

4. Regionalisierung des Dust-Bowl-Syndroms und Indikatoren

Wie gezeigt werden konnte, gibt es zwischen den hier so genannten Trends viele Interdependenzen. Eine Möglichkeit für die angemessene Behandlung dieser Wechselwirkungen stellt der vom PIK verfolgte Syndromansatz (*Lüdeke und Reusswig 1999*) dar. Die möglichen qualitativen Entwicklungspfade, die auf dem betrachteten syndromspezifischen Beziehungsgeflecht beruhen, werden untersucht, und die aus sozialer, ökonomischer und ökologischer Sicht unerwünschten Entwicklungen werden identifiziert. Für die Aufdeckung der Ursache-Wirkungsbeziehungen wird die „qualitative dynamische Modellierung“ verwendet, die im PIK zum ersten mal für die interdisziplinäre Behandlung des globalen Wandels angewendet wurde (*Petschel-Held et al. 1999; Petschel-Held, Lüdeke und Reusswig 1999*). Dabei wird der Ansatz der „Qualitativen Differentialgleichungen (QDgls)“ verfolgt, der im Programm QSIM implementiert ist. Eine QDgl stellt (mathematisch gesehen) eine qualitative Beschreibung einer Klasse gewöhnlicher Differentialgleichungen dar. Ein derartiges Verfahren hat den Vorteil, dass es zwar den grundsätzlichen Gedanken funktionaler Abhängigkeiten (Ursache-

Wirkungsbeziehungen) aufrechterhält, jedoch nicht auf exakte Quantifizierungen von Zusammenhängen angewiesen ist. Es wird nur ein ungefähres Systemverhalten definiert; das ist im vorliegenden Fall ein Vorteil, da ähnliche Klassen von Dynamiken des Mensch-Umweltsystems abgebildet und vergleichbare Fälle typisiert werden können. Damit ist der Anwender in der Lage, die Dynamik und die möglichen Verläufe bei regionalen Fallstudien zu beschreiben, was bei der Anwendung expliziter Modelle häufig nicht getan wird. Weitere Einzelheiten zur verwendeten Methode sind der angegebenen Literatur zu entnehmen.

Produktivitäts- und Produktionsänderungen in der landwirtschaftlichen Produktion sind, wie bereits festgestellt wurde, Schlüsseltrends im Syndrom und gleichzeitig Indikatoren für die „Intensivierung/Produktivitätssteigerung“. Um das Syndrom für Regionen handhabbar zu gestalten, wurde auf kreisweise vorliegende Daten der Datenbank der statistischen Landesämter „Statistik regional“ zurückgegriffen. Im Falle der beiden Indikatoren für die Intensivierung der Produktion liegen die Daten für Weizen vor. Andere wichtige Kulturarten müssten hinzugefügt werden.

Für die soziale Dimension soll der **Anteil einer steigenden Arbeitslosigkeit**, der durch den Verlust an Arbeitsplätzen in der Landwirtschaft bedingt ist, als wichtiger Indikator abgeschätzt werden. Hierfür gehen in die Berechnung ein: die Beschäftigten in der Landwirtschaft und in den restlichen Sektoren, dividiert durch die Zahl der Arbeitslosen im Kreis und im Jahr.

Als Indikatoren für die Umweltschädigung wurden die **Homogenität von Landschafts- und Anbaustruktur** und der Zustand der **Bodendegradation** beispielhaft ausgewählt. Der Indikator für Homogenität wird auf der Grundlage von CORINE-Landnutzungskarten, Landsat TM und panchromatischen Luftbilder bestimmt und einem Ranking unterworfen:

- Land- und forstwirtschaftliche Flächen mit einjährigen Kulturen oder Weideland bedeckt: 0
- Landwirtschaftlich genutzte Flächen mit teilweise natürlicher Bodenbedeckung. Der Anteil der landwirtschaftlichen Flächen und der Wälder bzw. naturnahen Flächen liegt unter 75%: 1
- Einjährige Kulturen in Verbindung mit Wechselkulturen: 2
- Komplexe Parzellenstrukturen, d.h. ein Nebeneinander kleiner Parzellen unterschiedlicher Prägung: 3

Diese Einordnung ist allerdings verbesserungsbedürftig, da linienförmige Landschaftselemente bei der Einschätzung der Landschaftsstruktur keine Berücksichtigung finden. Hier ist Forschungsbedarf nötig.

Der Zustand der Bodendegradation wurde aus Daten des International Soil Reference and Information Center (ISRIC) abgeschätzt und für die einzelnen Kreise dargestellt. Hier wäre eine stärkere räumliche Auflösung zweckmäßig. Lüdeke und Reusswig (1999) wenden die Fuzzy-Logik-Methode an, um ein Maß für die Erfüllung der Bedingung $U > UPK$ (Einschätzung, ob die Umweltschädigung kritisch ist) zu bekommen.

Als wichtiger Indikator für eine umweltschädigende Wirtschaftsweise wird der **Stickstoffüberschuss** gewählt. Hier greifen Lüdeke und Reusswig (1999) auf die Angaben von Wendland et al. (1993) zurück und stellen diesen Indikator, ebenfalls unter Zuhilfenahme der Fuzzy-Logik, kreisweise dar.

Eine Zusammenfassung der vorgeschlagenen Indikatoren mit Hilfe der Methode der „Qualitativen Differentialgleichungen“ kann dann vorgenommen werden (Lüdeke und Reusswig 1999), und hier werden interessante Ergebnisse kreisscharf in Kartenform dargestellt. Beispielsweise gilt für eine Reihe von Kreisen in Mitteldeutschland (Sömmerda, Bördekreis, Merseburg-Querfurt, Leipziger Land und andere), aber auch für Bremerhaven und den Erftkreis, dass eine relevante Umweltschädigung mit Rückwirkung auf die Produktivität wahrscheinlich ist. Beim Stickstoffüberschuss, verursacht durch die Landwirtschaft, weist der Landkreis Vechta, gefolgt von der Grafschaft Bentheim, die höchsten Werte von ca. 200 kg/ha Landwirtschaftsfläche auf. Eine durchaus gewünschte Produktivitätsänderung in der Landwirtschaft ist in einigen Kreisen Baden-Württembergs und Bayerns zu konstatieren, leider verbunden mit problematischer sozialer Entwicklung (Rhein-Neckar-Kreis, Neckar-Odenwald-Kreis, Ansbach, Neumarkt in der Oberpfalz u.a.). Eine Zusammenfassung dieser Ergebnisse lässt eine Aussage über die Intensität des Dust-Bowl-Syndroms in Deutschland zu, und hier ist, von einigen Ausnahmen abgesehen, ein Süd-Nord-Gefälle zu beobachten. Während eine Reihe von Landkreisen in Süddeutschland eine geringe Intensität aufweist, wird diese gegen Norden (und hier vor allem in den neuen Bundesländern, aber auch im westlichen Niedersachsen) höher.

5. Ausblick und Schlußfolgerungen

Wie von Lüdeke und Reusswig (1999) gezeigt wurde, kann mit Hilfe des Syndrom-Ansatzes die oft geforderte integrative Analyse der sozialen, ökologischen und ökonomischen Dimension nachhaltiger Entwicklung unterstützt werden, so dass nicht nur Aussagen über die Wirkungen in den einzelnen Dimensionen sondern auch Wechselwirkungen zwischen den Dimensionen möglich sind. Zu diesem Zweck wurden von ihnen kreisweise zur Verfügung stehende Daten ausgewertet. Die Studie zeigt die prinzipiell mögliche Anwendung des Syndrom-Ansatzes für die Einschätzung der Kreise in bezug auf Nachhaltigkeit; es ist jedoch wünschenswert, noch bestehende Lücken zu füllen. Das betrifft folgende Punkte:

- Erweiterung des Ansatzes um weitere Syndrome, die Nicht-Nachhaltigkeit anzeigen (Zersiedelung der Landschaft, Verkehrsentwicklung, Konsumententwicklung, Altlastenproblematik etc.);
- Stützung des Syndromansatzes auf längere Zeitreihen;
- Stützung von Indikatoren, vor allem im Bereich der Fernerkundung, durch ground-truth-Daten, und damit Präzisierung;
- Einbeziehung weiterer Größen in verwendete Indikatoren, z.B. Bodentyp und Grundwasserflurabstand in das Problem „Stickstoffkreislauf“;
- Erweiterung der sozialen Indikatoren (über die Arbeitslosigkeit hinaus) um weitere Komponenten (Bildung, Freizeit);
- Einbeziehung des Einkommens der Landwirte in die ökonomische Dimension;
- stärkere Einbeziehung der EU-Agrarpolitik in die Schlüsselindikatoren des Dust-Bowl-Syndroms;
- Konsistenzvergleich des Dust-Bowl-Ansatzes zwischen wenigen ausgewählten Landkreisen.

Der Syndromansatz stellt **eine** mögliche Form der Zusammenfassung mehrerer Indikatoren unter dem Nachhaltigkeitsaspekt dar. Es ist im folgenden Hauptprojekt aber auch zu prüfen,

- welche Ansätze außer dem Syndrom-Ansatz zu verfolgen sind, um Nachhaltigkeit bzw. das Fehlen von Nachhaltigkeit festzustellen, und wo es möglicherweise Synergieeffekte zwischen den Ansätzen gibt (Beispiel: Landschaftsbewertung und -optimierung unter Einbeziehung von integrierten Fernerkundungs- und zusätzlichen Geodaten zum Auffinden von Kompromisslösungen zwischen den Dimensionen);
- welche Indikatoren (einfach oder integrativ) in die Ansätze aufzunehmen sind;
- welche Kataster vorhanden und welche zu entwickeln sind, um Belastungssituationen und Reaktionen auf Störungen zu beschreiben;
- welche Indikatorensätze zur Charakterisierung verschiedener Regionen gelten und welche Folgen das für integrative Ansätze hat;
- welche Qualitätsziele und -standards gewählt werden, um die Ausprägung der Indikatoren einordnen zu können;
- welche Regionen (von der räumlichen Ausdehnung und der Ausstattung her) am besten mit den geprüften Ansätzen beschrieben und untersucht werden können;
- welche konkreten Rückwirkungen sich aus der internationalen (und nationalen) Landwirtschaft auf einzelne Regionen ergeben, und wie darauf reagiert werden muss.

Literatur

Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (1994):
Schutz der grünen Erde. Klimaschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft und Erhalt der
Wälder. Economica Verlag Bonn

HEINRICH, D.; HERGT, M. (1994):
dtv-Atlas zur Ökologie. Tafeln und Texte. München Deutscher Taschenbuchverlag.

KRETSCHMER, H.; HOFFMANN, J.; WENKEL, K.-O. (1997):
Einfluss der landwirtschaftlichen Flächennutzung auf Artenvielfalt und Artenzusammenset-
zung. In: BML 1997.

LASS, W. & REUSSWIG, F. (1998):
Indikatorensysteme für nachhaltige Entwicklung im Bereich Landschafts-, Umwelt- und Na-
turschutz. Studie im Auftrag des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH. Gesell-
schaft für sozioökonomische Forschung.

LÜDEKE, M. und REUSSWIG, F. (1999):
„Das Dust-Bowl-Syndrom in Deutschland – Machbarkeitsstudie über die Formulierung sys-
temanalytischer Indikatoren für integrierte Strategien einer nachhaltigen Entwicklung in
Deutschland am Beispiel der Probleme der Intensivlandwirtschaft“. Potsdam Institut für Kli-
mafolgenforschung.

MÜHLE, H. (1998):
Sustainable Development in Agricultural Landscapes, in: Schellnhuber & Wenzel (Eds.): E-
arth System Analysis Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York 277-287.

PETSCHHEL-HELD, G.; BLOCK, A.; CASSEL-GINTZ, M.; KROPP, J.; LÜDEKE, M.;
MOLDENHAUER, O.; REUSSWIG, F. (1999):
Syndromes of Global Change, a qualitative approach to assist global environmental manage-
ment. Environmental Modelling and Assessment. Im Druck.

PETSCHHEL-HELD, G.; LÜDEKE, M.; REUSSWIG, F. (1999):
Actors, Structures and Environments, in: Lohnert/Geist (Hrsg.) Coping with Changing Envi-
ronments. Ashgate, Aldershot (UK) Im Druck.

Statistisches Jahrbuch 1998 für die Bundesrepublik Deutschland.
Statistisches Bundesamt Wiesbaden. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart.

Van der PLOEG, R. R.; RINGE, H.; MACHULLA, G.; HERMSMEYER, D. (1997):
Postwar Use Efficiency in West German Agriculture and Groundwater Quality. In: Journal of
Environmental Quality, 26, 1203-1212.

WENDLAND, F.; ALBERT, H.; BACH, M.; SCHMIDT, R. (Hrsg. 1993):
Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Rasterkarten zu geowissenschaft-
lichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen. Springer-Verlag Berlin
Heidelberg New York.

WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELT-
VERÄNDERUNGEN –WBGU– (1994):

Die Gefährdung der Böden. Jahresgutachten. Bonn, Economica Verlag 158-161.