

Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit terrestrischer Ökosysteme

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität
zu Kiel



vorgelegt von

Rainer Baumann

Kiel

2001

Referent/in: Prof. Dr. Otto Fränze

Korreferent/in: Prof. Dr. Hans-Rudolf Bork

Tag der mündlichen Prüfung: 13. Juli 2001

Zum Druck genehmigt: Kiel, 25. Juli 2001

.....
Prof. Dr. Th. Bauer (Dekan)

Danksagungen

Mein besonderer Dank gilt Herrn Professor Dr. Otto Fränze und Herrn Prof. Dr. Hans-Rudolf Bork, die durch ihre Anregungen zum Gelingen der vorliegenden Arbeit beigetragen hat.

Ein besonderer Reiz der Arbeit am Ökologiezentrum Kiel ist die Möglichkeit zu transdisziplinärem fachlichem Austausch. Ich möchte mich deshalb bei allen Mitarbeitern am Ökologiezentrum für die vielen Gespräche bedanken, die mir inhaltlich weiter geholfen haben. Hervorheben möchte ich Dr. Felix Müller und Dr. Wilhelm Windhorst als Mitglieder der Arbeitsgruppe Ökologische Integrität sowie Dr. Werner Kutsch, der mir durch seinen freundschaftlichen Rat immer gerne zur Seite stand.

Von großer Bedeutung für mich war die Gemeinschaft und die Diskussionsbereitschaft unter den Doktoranden am Ökologiezentrum. Stellvertretend für alle möchte ich Ulrike Meyer für ihre große Hilfsbereitschaft danken, sowie Jan Barkmann, Karin Lehniger und Magdalena Steiner.

Ein besonderes Dankeschön für die Überlassung von zum Teil unveröffentlichten Daten geht an: Dr. Werner Kutsch, Dr. Wolf Steinborn, Dr. Matthias Herbst, Dr. Stefani Brede, Dr. Claus Schimming, Dr. Holger Wetzels, Dr. Ulrich Irmeler und allen anderen, die an der Erhebung der Daten beteiligt waren.

Zum Gelingen der Arbeit hat auch Imke Köpke durch ihren unermüdlichen Einsatz, Literatur und ähnliche „Kleinigkeiten“ zu besorgen, beigetragen. Ebenso danke ich dem Netzwerkteam und dem Sekretariat des Ökologiezentrums für die Bereitstellung des organisatorischen Rahmens, der die inhaltliche Arbeit ermöglichte.

Ein weiterer Dank geht an die Partner im Projekt INΔECO²: Prof. Dr. Hubert Wiggering (Sachverständigenrat für Umweltraten), Steffen Seibel und Dieter Schäfer (Abt. IV B 3 des Statistischen Bundesamts) sowie Roland Zieschank (Forschungsstelle für Umweltpolitik der FU Berlin) für die fruchtbaren Diskussionen während der zahlreichen Projektsitzungen.

An dieser Stelle möchte ich mich auch herzlich bei meinen Eltern für ihre Unterstützung bei der Verwirklichung meiner Pläne und allen meinen Handlungen bedanken.

Der größte Dank gilt meiner Familie, meiner Frau Lidija Baumann und meinen Söhnen Viktor und Aleksander für ihre Unterstützung und den Rückhalt, den sie mir in schwierigen Zeiten gegeben haben. Sie haben mit viel Geduld ertragen, dass mir während der Promotion oft nur wenige Zeit für die Familie blieb.

Vielen Dank!

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	1
1.1	NOTWENDIGKEIT EINER UMWELTZUSTANDSBESCHREIBUNG	1
1.1.1	Internationale Entwicklungen	2
1.1.2	Nationale Entwicklungen	3
1.2	PROJEKTKONTEXT: UMWELTÖKONOMISCHE GESAMTRECHNUNGEN (UGR)	3
1.2.1	Umweltzustandsbeschreibung im Rahmen der UGR	4
1.2.2	Funktionalitätsperspektive	6
1.3	AUFBAU DER ARBEIT	6
2	UMWELTINDIKATOREN	8
2.1	WAS SIND INDIKATOREN?	8
2.2	DEFINITIONEN ZUM THEMENBEREICH INDIKATION	8
2.3	PROZESS DER INDIKATORENENTWICKLUNG	9
2.4	AUSWAHLKRITERIEN FÜR UMWELTINDIKATOREN	12
2.4.1	Wissenschaftliche Kriterien	12
2.4.2	Praktikabilitätskriterien	12
2.4.3	Kommunikationsfunktion	13
2.5	UMWELTINDIKATORENSYSTEME	14
3	ÖKOSYSTEMARE SELBSTORGANISATIONSFÄHIGKEIT	15
3.1	SELBSTORGANISATIONSPARADIGMA	15
3.1.1	Historischer Rückblick	15
3.1.2	Paradigmenwechsel	17
3.1.3	Charakteristika selbstorganisierter komplexer Systeme	17
3.1.3.1	<i>Komplexität</i>	17
3.1.3.2	<i>Selbstreferentialität</i>	18
3.1.3.3	<i>Historizität</i>	18
3.1.3.4	<i>Beschränkte Vorhersagbarkeit</i>	19
3.2	THEMENBEREICHE ÖKOSYSTEMARER SELBSTORGANISATION	20
3.3	THERMODYNAMIK UND SELBSTORGANISATION	21
3.3.1	Klassische Thermodynamik	22
3.3.2	Selbstorganisation in einfachen chemisch-physikalischen Systemen	23
3.3.3	Ökologische Thermodynamik	25
3.4	SELBSTORGANISATIONSGRAD UND KOMPLEXITÄT	26
3.4.1	Definitionen zu Struktur / Ordnung / Selbstorganisationsgrad	27
3.4.2	Thermodynamische und ökologische Beschreibung des Selbstorganisationsgrads	28
3.4.3	Strukturelle und funktionale Beschreibung des Organisationsgrads von Ökosystemen	29

3.5	HISTORIZITÄT - MATERIELLE GRUNDLAGEN DER ÖKOSYSTEMENTWICKLUNG.....	31
3.5.1	Historizität durch irreversible Prozesse.....	31
3.5.2	Arten als informatorische Grundlagen der Selbstorganisation.....	31
3.5.3	Ökosystemare Voraussetzungen zur Erhaltung der informatorischen Grundlagen der Selbstorganisation.....	33
3.6	ÖKOPHYSIOLOGISCHE EFFIZIENZ.....	34
3.6.1	Übertragbarkeit ökophysiologischer Erkenntnisse auf Ökosysteme.....	34
3.6.2	Effizienzmaße für Ökosysteme.....	34
4	METHODIK ZUR ABLEITUNG ÖKOSYSTEMARER INDIKATORENSÄTZE.....	37
4.1	HYPOTHESENSYSTEM.....	37
4.1.1	Prämissen.....	37
4.1.1.1	<i>Prämissen in der theoretische Ableitung.....</i>	<i>38</i>
4.1.1.2	<i>Prämissen für die Ableitung der Methodik zur empirischen Überprüfung der Indikatoren.....</i>	<i>39</i>
4.1.1.3	<i>Prämisse zur Verknüpfung mit dem normativen Begriffsraum.....</i>	<i>39</i>
4.1.2	Hypothesen.....	39
4.1.3	Aussagebereich – Generalisierbarkeit.....	40
4.2	METHODIK DER HYPOTHESENÜBERPRÜFUNG.....	40
4.2.1	Kriterien für die theoretische Ableitung.....	41
4.2.1.1	<i>Beziehung zwischen der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen und den ihr zugeordneten Teilindikator.....</i>	<i>41</i>
4.2.1.2	<i>Beziehung zwischen Teilindikator und dem ihm zugeordneten Indikator.....</i>	<i>41</i>
4.2.1.3	<i>Interpretationsbedarf für die Indikatorenwerte im Einzelfall.....</i>	<i>42</i>
4.2.2	Kriterien für die empirische Überprüfung.....	42
4.2.2.1	<i>Grad der Fremdorganisation.....</i>	<i>42</i>
4.2.2.2	<i>Orientoreigenschaft.....</i>	<i>43</i>
4.2.3	Indikatorensatz.....	48
4.2.4	Auswahl der Untersuchungsgrößen.....	48
5	INDIKATOREN FÜR DIE SELBSTORGANISATIONSFÄHIGKEIT VON ÖKOSYSTEMEN.....	50
5.1	DATENBASIS.....	50
5.2	THEMENBEREICH ÖKOLOGISCHE THERMODYNAMIK.....	54
5.2.1	Exergie-Aufnahme: Bruttoprimärproduktion.....	55
5.2.1.1	<i>Theoretische Ableitung.....</i>	<i>55</i>
5.2.1.2	<i>Empirische Überprüfung des Indikators.....</i>	<i>56</i>
5.2.2	Entropie-Export: Entropiebilanz nach Aoki.....	60
5.2.2.1	<i>Theoretische Ableitung.....</i>	<i>60</i>
5.2.2.2	<i>Empirische Überprüfung des Indikators.....</i>	<i>61</i>
5.3	THEMENBEREICH ORGANISATION / KOMPLEXITÄT.....	67
5.3.1	Biotische Diversität: Artenzahl.....	67
5.3.1.1	<i>Theoretische Ableitung.....</i>	<i>67</i>
5.3.1.2	<i>Empirische Überprüfung des Indikators.....</i>	<i>69</i>

5.3.2	Abiotische Heterogenität: Heterogenitätsindex nach REICHE (in Vorb.)	71
5.3.2.1	<i>Theoretische Ableitung</i>	71
5.3.2.2	<i>Empirische Überprüfung des Indikators</i>	73
5.4	THEMENBEREICH MATERIELLE GRUNDLAGEN DER ÖKOSYSTEMENTWICKLUNG.....	76
5.4.1	Speicherung: Biomasse und biotische Nährstoffspeicherung	76
5.4.1.1	<i>Theoretische Ableitung</i>	76
5.4.1.2	<i>Empirische Überprüfung des Indikators</i>	78
5.4.2	Nährstoffverluste: Stickstoffverlust (atmosphärische und Sickerverluste).....	80
5.4.2.1	<i>Theoretische Ableitung</i>	80
5.4.2.2	<i>Empirische Überprüfung des Indikators</i>	82
5.5	THEMENBEREICH ÖKOPHYSIOLOGISCHE EFFIZIENZ	85
5.5.1	Biotische Wassernutzung: Transpiration pro Evapotranspiration.....	85
5.5.1.1	<i>Theoretische Ableitung</i>	85
5.5.1.2	<i>Empirische Überprüfung des Indikators</i>	86
5.5.2	Effizienz des Stoffwechsels: Respiration pro Biomasse	88
5.5.2.1	<i>Theoretische Ableitung</i>	88
5.5.2.2	<i>Empirische Überprüfung des Indikators</i>	89
5.6	GESAMTINDIKATORENSATZ	93
5.6.1	Darstellung des Gesamtindikatorensatzes.....	93
5.6.2	Querbezüge zwischen den einzelnen Indikatoren	95
5.6.3	Querbezüge zwischen den Indikatoren und ökologischen Prozessklassen.....	96
6	VERKNÜPFUNG MIT DEM NORMATIVEN BEGRIFFSRAUM: ÖKOLOGISCHE INTEGRITÄT	98
6.1	LEITBILD „NACHHALTIGE ENTWICKLUNG“	98
6.2	UMWELTSCHUTZRECHTLICHE VORGABEN	99
6.3	BEISPIELE FÜR INTEGRATIVE ÖKOLOGISCHE LEITLINIEN	101
6.4	LEITLINIE ÖKOLOGISCHE INTEGRITÄT	101
6.4.1	Ökologische Risikovorsorge.....	102
6.4.2	Verknüpfung von Risikoschutz und Selbstorganisationsparadigma.....	102
6.4.3	Definition der Leitlinie Ökologische Integrität.....	103
6.4.4	Verhältnis der Leitlinie Ökologische Integrität zum Schutz spezifischer Nutzungsinteressen.....	104
7	HINWEISE ZUR IMPLEMENTATION	105
7.1	INSTITUTIONELLE RAHMENBEDINGUNGEN	105
7.2	RÄUMLICHE AUSSAGEREICHWEITE (REPRÄSENTATIVITÄT)	106
7.2.1	Wahrscheinlichkeitsstatistischer Ansatz	107
7.2.2	Regionalstatistischer Ansatz	108
7.3	DATENBASIS	111
7.3.1	Inhaltliche Anforderungen an die Datenbasis	112
7.3.2	Intensivmessflächen	112
7.3.3	Integriertes Monitoring.....	113

7.3.4	Einsatz von flächenhaften Modellanwendungen.....	116
7.4	DARSTELLUNGSFRAGEN	116
7.4.1	Sterndiagramm	117
7.4.2	Referenzwerte	117
7.4.3	Skalierungsfunktion	119
8	DISKUSSION UND AUSBLICK.....	120
8.1	ÜBERGREIFENDE DISKUSSION DER ERGEBNISSE	120
8.1.1	Eignung der Beurteilungskriterien	122
8.1.2	Eignung der Indikatoren	124
8.2	UNSICHERHEITEN IN DEN AUSSAGEN.....	125
8.3	AUSBLICK.....	127
8.3.1	Weiterentwicklung der theoretischen Grundlagen	128
8.3.2	Prüfung weiterer Indikatoren	129
8.3.3	Ausbau der Datenbasis	129
9	ZUSAMMENFASSUNG	131
10	SUMMARY.....	133
11	LITERATURVERZEICHNIS.....	135

ANHANG

A 1	MATURITÄTSKRITERIEN NACH ODUM (1980)
A 2	STRESSEMPFINDLICHE ZUSTANDSGRÖßEN VON ÖKOSYSTEMEN (NACH WOODLEY)
A 3	VORSCHLÄGE FÜR ÖKOSYSTEMAR AUSGERICHTETE INDIKATORENSÄTZE UND INDICES
	ULANOWICZ (1986)
	KAY & SCHNEIDER (1992)
	COSTANZA et al. (1992)
	JØRGENSEN (1995)
	WOODLEY (1996)
	MÜLLER (1998)
	KUTSCH et al. (2001)
A 4	BERECHNUNG VON HETEROGENITÄTSINDICES AUF DER GRUNDLAGE VON
	VARIOGRAMMANALYSEN

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersicht über die Themenbereiche der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (Radermacher et al. 1998: S. 73).....	4
Abbildung 2:	Blickwinkel aus denen im Rahmen des Projekts INΔECO ² der Umweltzustand beschrieben werden soll (verändert nach Radermacher et al. 1998).....	5
Abbildung 3:	Schema für die Entwicklung von Umweltindikatoren.....	10
Abbildung 4:	Darstellung der Einschränkungen der Entwicklungsmöglichkeiten eines Ökosystems durch natürliche Standortbedingungen und menschliche Nutzungsinteressen in Form von „Entwicklungstrichtern“ (verändert nach Bork et al. 1995: S. 41).	20
Abbildung 5:	Schematische Darstellung des Zusammenhangs zwischen der Energie- und Entropieein- bzw. -ausfuhr und dem Strukturaufbau (nach VALSCANGIACOMO 1998: S. 299).....	23
Abbildung 6:	Verschiedene Phasen der Strukturbildung in Abhängigkeit von der Stärke des angelegten Gradienten am Beispiel der Bénard-Instabilität.	25
Abbildung 7:	„Biologisch-thermodynamisches Konzeptmodell der Selbstorganisation in ökologischen Systemen.“ (Barkmann et al. 2001).	32
Abbildung 8:	Abhängigkeit der Selbstorganisation von Ökosystemen von der Nutzungsintensität als Außenkriterium für die empirische Überprüfung von Indikatoren für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen.	43
Abbildung 9:	Entwicklung von Orientorenwerten im Laufe der natürlichen Sukzession als Außenkriterium für die empirische Überprüfung von Indikatoren für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen.....	44
Abbildung 10:	Holling figure-8-model: Die Phasen (oder nach Holling: Funktionen) der Ökosystementwicklung sind zyklisch über die liegende 8 verbunden. (verändert nach Holling 1986: S. 307 und Müller et al. 1997b).....	46
Abbildung 11:	Lage des Hauptforschungs- und des Schwerpunktraums des Ökosystemforschungsjahrprojekts „Bornhöveder Seenkette“.	51
Abbildung 12:	Lage der Untersuchungsflächen und der zugehörigen Messeinrichtungen im Hauptforschungsraum des Ökosystemforschungsjahrprojekts „Bornhöveder Seenkette“.	53
Abbildung 13:	Beziehung zwischen der Bruttopräprimärproduktion eines japanischen Buchenwaldes und dem Zeitraum seit dem letzten „clear-cut“; nach Kawaguchi & Yoda (1988).	59
Abbildung 14:	Die hypothetische Entwicklung der Entropieproduktion im Laufe der Entwicklung von lebenden Systemen nach Aoki (1998: S. 2137).....	66
Abbildung 15:	Artenzahlen bezogen auf verschiedene Artengruppen für zwei Standorte im Bereich der Bornhöveder Seenkette; Daten nach Hörmann et al. (1992).	70
Abbildung 16:	Speicherung von Nährstoffen in zwei unterschiedlich intensiv genutzten Ökosystemen; Mittelwerte der Jahre 1992 und 1993 in kg m ⁻² nach Kutsch (pers. Mitteilung).....	80
Abbildung 17:	Nährstoffverluste über die Versickerung von relevanten Makronährstoffen aus Ökosystemen mit ähnlichen Standortbedingungen aber unterschiedlicher Nutzungsintensität (Mais und Wiese auf dem gleichen Standort, Daten nach Wetzels pers. Mitteilung).....	83
Abbildung 18:	Entwicklung energetischer Kenngrößen eines Waldökosystems (Kira & Sludei 1967) und eines Labor-Ökosystems (Cooke 1967) nach Odum (1980).	92
Abbildung 19:	Darstellung der Werte des gesamten Indikatorenansatzes für unterschiedlich intensiv genutzte Ökosysteme (Buchenwald und Ackernutzung) anhand eines Stern diagramms („Amöben-Darstellung“).	95

Übersichtsverzeichnis

Übersicht 1:	Definitionen zum Begriffsfeld Indikation.....	9
Übersicht 2:	Unterschiede zwischen dem mechanistischen und dem holistisch-systemaren Weltbild.	17
Übersicht 3:	Einteilung von Ökosystemtypen in drei Klassen, anhand ihrer Leistungsfähigkeit zur Bruttonährstoffproduktion in $\text{kJ m}^{-2} \text{Jahr}^{-1}$ (verändert nach ODUM 1980: S. 80).....	56
Übersicht 4:	Bruttonährstoffproduktion in $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$ für verschiedene Nutzungen nach Kutsch et al. (2001a).....	58
Übersicht 5:	Vergleich des Entropie-Exports nach Aoki für zwei unterschiedlich intensiv genutzte Ökosysteme für die Jahre 1991 bis 1995 (Daten nach Steinborn (2001: S. 97)).....	65
Übersicht 6:	Vergleich der abiotischen Heterogenität eines Acker- und eines Waldstandortes berechnet nach dem HETMAC-Algorithmus nach Reiche (in Vorb.).....	74
Übersicht 7:	Speicherung von Biomasse in zwei unterschiedlich intensiv genutzten Ökosystemen; Mittelwerte der Jahre 1992 und 1993 in t C ha^{-1} nach Kutsch et al. (2001b).	79
Übersicht 8:	Modellierte Stickstoffausträge (Sickerrate, atmosphärische Verluste) für zwei Standorte (Mais und Wiese auf dem gleichen Standort) in $\text{kg Stickstoff ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ Daten nach Reiche (pers. Mitteilung)	84
Übersicht 9:	Mittlere Jahressummen (1992 - 1995) von Transpiration und Evapotranspiration für zwei unterschiedlich intensiv genutzte Ökosysteme; Daten nach Herbst et al. (1999)	87
Übersicht 10:	Metabolischer Quotient für zwei unterschiedlich intensiv genutzten Ökosysteme (Buchenwald und Maisacker) in %, berechnet nach Daten von Kutsch et al. (2001a, 2001b).....	91
Übersicht 11:	Übersicht über die qualitative Beziehung der einzelnen Indikatoren des Indikatorenatzes zu ökologischen Prozessklassen.	96
Übersicht 12:	Verfahren der Nachbarschaftsanalyse nach Vetter & Maass (1994).	110
Übersicht 13:	Rekursives Wechselspiel zwischen der Ökosystemforschung und der Umweltbeobachtung (Monitoring) im Rahmen der Indikatorenentwicklung	114
Übersicht 14:	Überblick über mögliche Indikatoren zur Quantifizierung der Teilindikatora mit unterschiedlichem Messaufwand und für unterschiedliche räumliche Bezugsebenen.....	115
Übersicht 15:	Überblick über den Indikatorenatz, mit dem die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen erfasst werden soll.	120
Übersicht 16:	Beurteilung der Eignung der Indikatoren zur Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen, nach den in Kapitel 4.2 dargestellten Methoden und Kriterien.....	121

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Pedologische und klimatische Eigenschaften der Vergleichsflächen (verändert nach Hörmann et al. 1992 zitiert in Steinborn 2001: S. 44).....	52
Tabelle 2:	Fruchtfolge des Ackerstandorts in den Jahren 1991 - 1996 (verändert nach Hörmann et al. 1992)	52
Tabelle 3:	Meteorologische Parameter, die zur Berechnung der Entropiebilanz verwendet wurden nach Steinborn (2001: S. 46).....	64
Tabelle 4:	Darstellung der Entropieflüsse nach Aoki, die mit den verschiedenen Teilprozessen der Energiebilanz verbunden sind für zwei unterschiedlich intensiv genutzte Ökosysteme im Durchschnitt der Jahre 1991 bis 1995 (verändert nach Steinborn 2001: S. 97).....	65
Tabelle 5:	Heterogenitätskoeffizienten berechnet nach dem HETMAC-Algorithmus nach Reiche (in Vorb.) für zwei Standorte im Bereich der Bornhöveder Seenkette in Bezug auf die Verteilung der Stoffkonzentrationen im Oberboden über die Fläche.	74
Tabelle 6:	Speicherung von Nährstoffen in zwei unterschiedlich intensiv genutzten Ökosystemen; Mittelwerte der Jahre 1992 und 1993 in kg m^{-2} nach Kutsch (pers. Mitteilung).	79
Tabelle 7:	Daten zur Respiration von zwei unterschiedlich intensiv genutzten Ökosystemen (Buchenwald und Maisacker) in $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$ nach Kutsch et al. (2001a).....	90
Tabelle 8:	Verteilung der aktiven und strukturellen Biomasse in zwei unterschiedlich intensiv genutzten Ökosystemen (Buchenwald und Maisacker) in g C m^{-2} nach Kutsch et al. (2001b).....	91
Tabelle 9:	Darstellung der relativen Abweichungen der Artenzahlen der einzelnen Gruppen und der Gesamtartenzahl für zwei unterschiedlich intensiv genutzte Ökosysteme. Daten nach Hörmann et al. (1992).....	94

1 Einleitung

Die Arbeiten zur vorliegenden Untersuchung sind eingebunden in das Projekt INΔECO¹. Das Ziel dieses Projekts ist die Entwicklung hochaggregierter Indikatoren (Makroindikatoren), die geeignet sind, den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland zu beschreiben.

Ein für Makroindikatoren erforderliches hohes integratives Potential besitzen Indikatoren für die Funktionalität und die Leistungsfähigkeit von Ökosystemen, wie sie in der Arbeit von MÜLLER (1998a) vorgeschlagen werden. Der darin begonnene Weg zur Ableitung von Indikatoren für eine ökosystemar ausgerichtete Umweltzustandsbeschreibung wird in der vorliegenden Arbeit konsequent weiterverfolgt. In den Prozess der stringenten deduktiven top-down Ableitung der Indikatoren gehen insbesondere die Erkenntnisse über Selbstorganisationsprozesse, irreversible Vorgänge fernab vom thermodynamischen Gleichgewicht, Entwicklungstendenzen in Ökosystemen (Evolution, Sukzession) und emergente Eigenschaften² von Systemen ein. Die Indikatoren werden im Verlauf der Ableitung mit konkreten Größen (gemessen oder modelliert) verknüpft, und ihre Eignung wird anhand entsprechender Beispielrechnungen überprüft. Der Dokumentation der für die Ableitung verwendeten Methodik wird besondere Bedeutung beigemessen, da die hiervon abhängige Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse von entscheidender Bedeutung für die Akzeptanz des entwickelten Indikatorensystems ist (SRU 1994). Die Brücke zu den normativen Vorgaben der Gesellschaft, insbesondere zum Leitbild „Nachhaltige Entwicklung“ und zum unbestimmten Rechtsbegriff „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ aus dem deutschen Umweltschutzrecht, wird durch die Leitlinie Ökologische Integrität hergestellt. Diese Leitlinie wurde am Ökologiezentrum Kiel unter Beteiligung des Verfassers der vorliegenden Arbeit formuliert. Sie konkretisiert das Leitbild der Nachhaltigen Entwicklung in Bezug auf die Vorsorge vor unbestimmten ökologischen Risiken (siehe Kapitel 6.4).

Durch die skizzierten Inhalte der Dissertation wird ein Beitrag geleistet zu

- der Entwicklung einer ökosystemar ausgerichteten Beschreibung des Umweltzustands mit Hilfe von Indikatoren, die in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen oder anderen Instrumenten der Umweltberichterstattung angewendet werden kann und
- der Operationalisierung des unbestimmten Rechtsbegriffs „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“.

1.1 Notwendigkeit einer Umweltzustandsbeschreibung

Von der Umweltpolitik wird zunehmend der Bedarf nach einer adäquaten Umweltzustandsbeschreibung artikuliert. Sie wird benötigt um z.B. nationale und internationale Berichtspflichten zu erfüllen oder um umweltpolitische Belange in politischen Entscheidungsfindungsprozessen besser vertreten zu können.

¹ Titel des Projekts INΔECO²: Hochaggregierte Umweltzustandsindikatoren auf der Basis naturwissenschaftlicher Modelle, statistischer Aggregationsverfahren und gesellschaftlicher Entscheidungsprozesse - Makroindikatoren des Umweltzustandes. BMBF-Vorhabens-Nr.: 07 OWI 11C/2

² Emergente Systemeigenschaften zeichnen sich dadurch aus, dass sie erst durch das Zusammenwirken der Subsysteme auftreten und nicht aus den Eigenschaften dieser aufsummiert werden können. (vgl. MÜLLER et al. 1997a).

1.1.1 Internationale Entwicklungen

Durch die Anfang der 70er Jahre aufgetretenen ökologischen und sozioökonomischen Krisensituationen wie z.B. die neuen Umweltprobleme (z.B. Waldsterben) oder die „Ölkrise“, wurde den Industrienationen deutlich, dass ihr Wohlstand sowohl von nicht unbegrenzt zur Verfügung stehenden natürlichen Lebensgrundlagen als auch von sozialer Stabilität, national und international, abhängig ist (SIEFERLE 1994: S. 248f). In den 80er Jahren waren deshalb in der gesellschaftspolitischen Diskussion Themen wie Umweltverschmutzung und soziale Gerechtigkeit von großer Bedeutung. Dies zeigte sich an der Popularität von Büchern wie „The Limits to Growth“ vom Club of Rome (MEADOWS et al. 1972) oder „Global 2000 Report to the President“ (COUNCIL ON ENVIRONMENTAL QUALITY 1980). Als ein wesentlicher Grund für die sich verschärfenden ökologischen und sozialen Probleme in dieser Periode wurde ein Übergewicht von ökonomischen Argumenten in Entscheidungsfindungsprozessen angesehen. Um diesem Misstand zu begegnen, wurde im Brundtland-Bericht an die Weltkommission für Umwelt und Entwicklung 1987 das ethische Leitbild der Nachhaltigen Entwicklung formuliert:

„Das Handeln und Planen der jetzigen Generation muss so ausgerichtet sein, dass die Entwicklungsmöglichkeiten für alle Gesellschaften dieser Welt, sowie für zukünftige Generationen nicht beeinträchtigt werden.“ (HAUFF 1987).

Dieses Leitbild wendet sich gegen die weit verbreiteten Handlungsmuster, die die Ausbeutung der natürlichen und menschlichen Ressourcen zur Maximierung des kurzfristigen, ökonomisch definierten Profits in den Vordergrund stellen. Das Leitbild der Nachhaltigen Entwicklung fordert hingegen, dass bei Entscheidungsprozessen die gerechte Verteilung des Wohlstandes innerhalb einer Gesellschaft sowie zwischen verschiedenen Staaten (Nord-Süd-Konflikt) berücksichtigt wird. Ferner sollen die natürlichen Ressourcen so genutzt werden, dass zukünftige Generationen die gleichen oder bessere Entwicklungsmöglichkeiten haben wie die gegenwärtige.

Die Vereinten Nationen griffen diesen Gedanken auf und arrangierten 1992 ein Gipfeltreffen zu dem Thema „Umwelt und Entwicklung“ in Rio de Janeiro, auf dem die Staaten dieses Leitbild diskutierten und sich in ihrem Handeln darauf verpflichten sollten. Der Kongress verabschiedete eine entsprechende Deklaration sowie die Agenda 21, in der Handlungsempfehlungen für die Umsetzung des Leitbildes Nachhaltige Entwicklung gegeben werden. Bereits in diesem Dokument ist in Kapitel 40 (Informationen für Entscheidungsträger) festgehalten, wie wichtig die Bereitstellung von Informationen ist, um entsprechenden Handlungs- und Planungsbedarf unterstützen zu können (UN 1992a). Neben den bereits vorhanden ökonomischen Indikatoren besteht ein hoher Bedarf an Informationen zur Umwelt sowie sozialen Aspekten³. Aus der Identifizierung dieses Mangels leitet sich die Forderung nach Informationssystemen ab, die die fehlenden Daten bereitstellen können (KEATING 1993).

³ „There is also a need for different types of information. Commonly used indicators such as gross national product (GNP) and measurements of individual resource or pollution flows do not provide enough information about sustainability. We need to use environmental, demographic, social and developmental information to produce indicators that show us if we are creating a more sustainable world.“ (KEATING 1993).

1.1.2 Nationale Entwicklungen

Angeregt durch die internationalen Bestrebungen rückte auch in Deutschland der Bedarf einer Umweltzustandsbeschreibung stärker ins Blickfeld der umweltpolitischen Diskussion. Insbesondere der Sachverständigenrat für Umweltfragen forderte immer wieder die Schaffung von angemessenen Informationsgrundlagen für die Unterstützung umweltpolitischer Entscheidungsprozesse⁴.

Es gibt derzeit unterschiedliche Ansätze für die Entwicklung von Umweltindikatorensystemen. Als Auswahl der wichtigsten nationalen Ansätze sind zu nennen (vgl. SRU 1998: Tz. 152 ff.):

- Verknüpfung der volkswirtschaftlichen mit einer ökologischen Berichterstattung im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen des Statistischen Bundesamtes (RADERMACHER et al. 1998);
- Überprüfung der Umsetzbarkeit des OECD-Umweltindikatorenansatzes und Anpassung der OECD-Vorschläge an die nationalen Gegebenheiten mit dem Ziel der Weiterentwicklung eines Indikatorensystems für die nationale Berichterstattung (WALZ et al. 1997);
- Auf den Zielsetzungen des umweltpolitischen Schwerpunktprogramms der Bundesregierung aufbauende Indikatoren bis hin zu deren Aggregation zum Umweltbarometer durch das Umweltbundesamt (BMU 1998, UBA 2001);
- Praktische Erprobung der von der „Commission on Sustainable Development“ (CSD) vorgelegten Indikatorenliste in einer nationalen Pilotphase (BMU 2000).

Die vorliegende Arbeit ist in den Kontext der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen eingebettet, die im folgenden näher beschrieben werden.

1.2 Projektkontext: Umweltökonomische Gesamtrechnungen (UGR)

Die UGR sollen die volkswirtschaftliche Berichterstattung durch ökologische Aspekte ergänzen. Damit können Wirtschaftsstatistiken in einen größeren Zusammenhang gestellt werden und die Ökonomie kann als ein der Umwelt untergeordneter, von ihr abhängiger Faktor betrachtet werden (BOLLEYER & RADERMACHER 1993). Ein wichtiges Ziel der UGR besteht darin, die Auswirkungen nationaler wirtschaftlicher Entwicklungen und entsprechender politischer Maßnahmen (z.B. Wirtschaftspolitik, Steuerpolitik, Landwirtschaftspolitik) auf die Umwelt zu quantifizieren. Während für ökonomische Sachverhalte sowie für die Belastungen der Umwelt durch die Wirtschaft Indikatoren vorliegen (z.B. Bruttonettoprodukt, Emission von Treibhausgasen), fehlen vergleichbare Informationen für den Umweltzustand. Es kommt jedoch nicht nur darauf, dass Informationen bereit gestellt werden; es müssen „harte“ Zahlen zur Bewertung der ökologischen Aspekte der Nachhaltigen Entwicklung vorgelegt werden, um in Abwägungsprozessen mit ökonomischen Interessen bestehen zu können:

⁴ „Eine Voraussetzung für die Umsetzung des Leitbildes einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung in praktische Politik ist die Verfügbarkeit von Indikatoren, die das Leitbild im Hinblick auf die Ziele konkretisieren und eine Überprüfung seiner Umsetzung auf der Grundlage einer Situationsanalyse ermöglichen“ (SRU 1994: Tz. 143).

„In this way [presenting quantitative objectives for nature conservation] these interests are tangible as in traditional ‚hard‘ sectors such as industry, agriculture, shipping and mining, thus making more integrated and balanced decision-making possible.“ (TEN BRINK et al. 1991).

Die UGR für die Bundesrepublik Deutschland sind modular aufgebaut. Der Modellrahmen für die UGR ist der Pressure-State-Response Ansatz der OECD (siehe Abbildung 1, vgl. Kapitel 2.3).

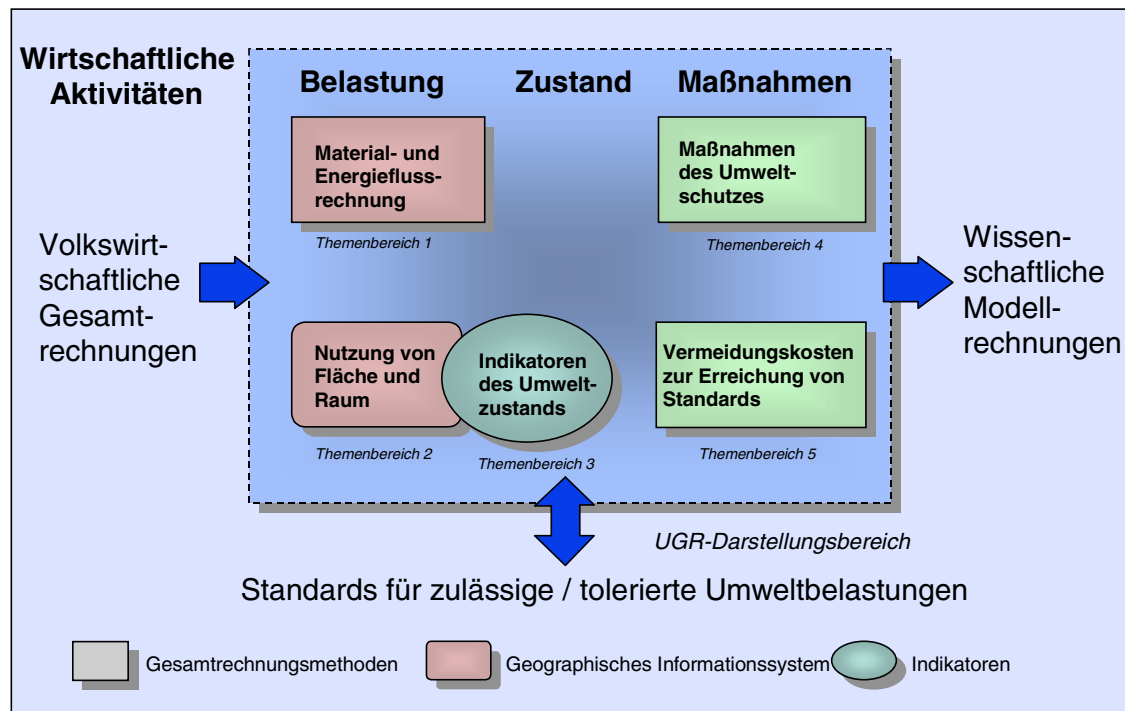


Abbildung 1: Übersicht über die Themenbereiche der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (RADERMACHER et al. 1998: S. 73)

In den Kategorien „Belastung“ und „Maßnahmen“ bestehen direkte Anknüpfungspunkte zur volkswirtschaftlichen Herangehensweise. In den zugehörigen Themenbereichen können deshalb gesamtrechnerische Methoden angewendet werden, z.B. Bilanzierung von Geld-, Energie- oder Massenflüssen. Für die Beschreibung des Umweltzustands wurde dieses Vorgehen jedoch von Seiten des Statistischen Bundesamtes als nicht zielführend eingestuft, so dass hier neue Wege beschritten werden müssen.

1.2.1 Umweltzustandsbeschreibung im Rahmen der UGR

Um die methodischen Schwierigkeiten einer Umweltzustandsbeschreibung im Rahmen der UGR zu lösen, wurde eine Monetarisierung des Umweltzustandes im Sinne eines Ökoinlandsprodukts angestrebt. Dieses Vorhaben wurde jedoch nach kurzer Zeit aufgegeben⁵

⁵ „Ein Ökoinlandsprodukt misst die Leistungen einer Volkswirtschaft unter Berücksichtigung der Kosten der ökonomischen Umweltnutzung. Derartige Versuche sind jedoch mit einer Vielzahl von theoretischen, methodischen und statistischen Problemen verknüpft. Als Konsens schält sich derzeit heraus, dass ein entsprechendes Aggregat deskriptiv und objektiv als amtliche Zahl nicht ermittelt werden kann.“ (RADERMACHER et al. 1998).

zugunsten einer Beschreibung des Umweltzustands in physischen Einheiten mit Hilfe von Indikatoren (Themenbereich 3 in Abbildung 1).

Der Umweltzustand wird in den UGR des Statistischen Bundesamtes aus drei Perspektiven beschrieben, die sich sowohl in ihrer Herangehensweise als auch in ihrer inhaltlichen und räumlichen Aussagereichweite unterscheiden (siehe Abbildung 2):

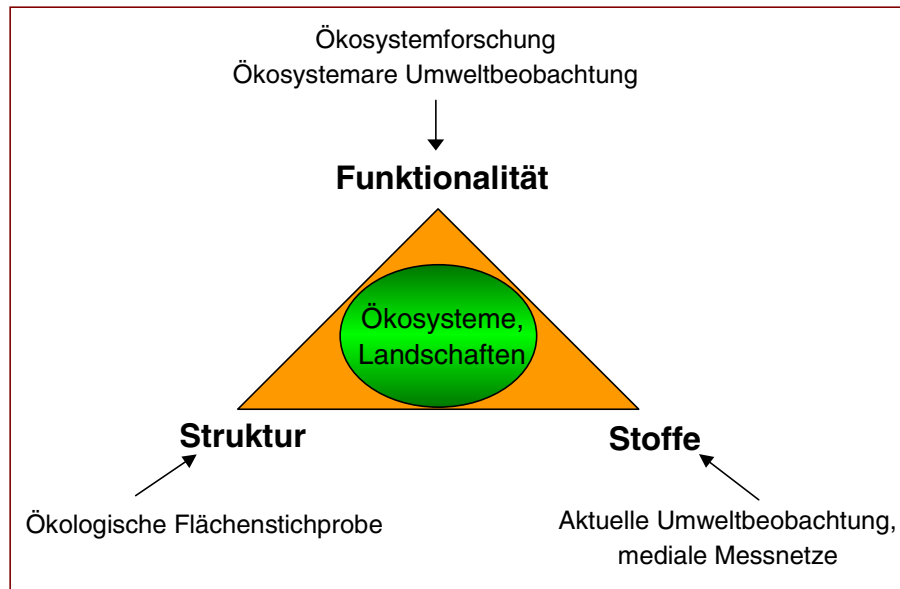


Abbildung 2: Blickwinkel aus denen im Rahmen des Projekts INAE² der Umweltzustand beschrieben werden soll (verändert nach RADERMACHER et al. 1998).

1. **Funktionalität:** In diesem Ansatz werden ausgehend von dem Wissen über die ökosystemaren Wirkungszusammenhänge Indikatoren abgeleitet, die die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen beschreiben können. Dieser „top-down“-Ansatz hat den Vorteil hoher inhaltlicher Detailtiefe und den Nachteil eines hohen Datenbedarfs.
2. **Struktur:** Dieser Ansatz zielt darauf ab, die physische Struktur von Landschaften sowie die biotische Ausstattung von Ökosystemen zu erfassen. Um zu diesen Themen statistisch repräsentative Aussagen auf nationaler Ebene zu erhalten, hat das Statistische Bundesamt in Kooperation mit dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) das Erhebungsinstrument der „Ökologischen Flächenstichprobe“ entwickelt. Dieses Konzept hat den Vorteil, bundesweit repräsentative Aussagen zu liefern; die inhaltlichen Aussagemöglichkeiten sind jedoch beschränkt.
3. **Stoffe:** Unter diesem Blickwinkel werden die stofflichen Beeinträchtigungen von Ökosystemen sowie von Atmosphäre und Grundwasser beschrieben. Die entsprechenden Indikatoren bauen auf den im Rahmen eines Vorläuferprojekts (RADERMACHER et al. 1998) gesammelten Metadaten über die Verfügbarkeit von entsprechenden Zahlenwerten auf. Der Vorteil dieses „bottom-up“-Ansatzes ist seine schnelle Umsetzbarkeit, ein Nachteil seine geringere theoretische Konsistenz.

Das gemeinsame Ziel in allen drei Bereichen ist es, Makroindikatoren zu entwickeln, die ein komprimiertes, leicht überschaubares System mit wenigen und dennoch aussagekräftigen

Indikatoren im Rahmen der UGR liefern. Diesem Ziel wird im Hinblick auf die Nutzung der Ergebnisse im politischen Prozess eine hohe Bedeutung beigemessen (ZIESCHANK et al. 2000).

1.2.2 Funktionalitätsperspektive

In der vorliegenden Arbeit wird der Bereich der Funktionalität von Ökosystemen bearbeitet. Die funktionsbezogene Betrachtungsweise ist nach Meinung des Sachverständigenrats für Umweltfragen das Kernstück des vom Umweltrat empfohlenen ökologischen Indikatorensatzes (SRU 1998: Tz. 190). Der Vorteil dieses funktionsbezogenen Ansatzes wird vor allem in seinem Potential zur Erkennung von schleichenden Umweltveränderungen und zur Frühwarnung vor neuen Umweltproblemen gesehen (RADERMACHER et al. 1998). Die funktionsbezogene Perspektive wird durch die Verwendung eines „ökosystemaren“ Ansatzes verwirklicht. Unter „ökosystemar“ versteht man die Nutzung einer systemaren Beschreibungsweise der Umwelt. Das bedeutet, dass sowohl Strukturen als auch die funktionellen Zusammenhänge (Relationen) zwischen den biotischen Systemkompartimenten und den abiotischen Standortfaktoren untersucht werden. Das Schwergewicht der Betrachtungen liegt auf Prozessen, Stoff- und Energieflüssen. Dieser Ansatz steht in der Tradition der am Ökologiezentrum Kiel (ehemals Projektszentrum Ökosystemforschung) entwickelten Konzepte zur Erfassung und Beschreibung ökosystemarer Wirkungszusammenhänge (vgl. HÖRMANN et al. 1992).

Aus dem Projektkontext ergeben sich neben der Bedeutung der ökosystemaren Herangehensweise weitere Zielsetzungen für die Arbeit: die Forderung nach der Repräsentativität der Aussagen für die Bundesebene und die schnelle Anwendbarkeit der Ergebnisse. Diese beiden Forderungen sind eng miteinander verknüpft, da sich beide implizit auf die Datenverfügbarkeit beziehen (vgl. Kapitel 7.2). Sie spielen während des Ableitungsprozesses der in Kapitel 5 beschriebenen Indikatoren eine wichtige Rolle. Hieraus ergibt sich ein Spannungsfeld, in dem sich die Arbeit bewegt: Zum einen ist die Arbeit geprägt durch einen starken Theoriebezug, der sich aus dem ökosystemaren Ansatz ergibt, und zum andern durch einen starken Praxisbezug, der sich aus den Anforderungen des Projekts nach einer schnellen Anwendungsreife ergibt.

1.3 Aufbau der Arbeit

Die zentrale Aufgabe, die mit der vorliegenden Arbeit angegangen wird, ist die Ableitung von ökosystemar-integrativen Indikatoren. In Kapitel 2 werden wichtige Definitionen zu dem Begriffsfeld der Indikation dargestellt. Dies ist notwendig, weil diese Begriffe nicht immer einheitlich verwendet werden. Ferner wird in diesem Kapitel ein auf den Vorstellungen des Sachverständigenrats für Umweltfragen (SRU 1994) basierender idealtypischer Ablauf der Indikatorenentwicklung erörtert.

Den theoretischen Grundlagen für die Indikatorenableitung ist Kapitel 3 gewidmet. Der Ausgangspunkt der Überlegungen sind die Charakteristika selbstorganisierter komplexer Systeme. Darauf aufbauend werden vier Themenbereiche beschrieben, die wesentliche Teilaspekte der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen beinhalten. Diese Themenbereiche werden durch jeweils zwei Teilindikator repräsentiert.

In dem anschließenden 4. Kapitel wird die Aufgabenstellung der Arbeit in einem Hypothesensystem konkretisiert. Dieses System enthält neben den eigentlichen Hypothesen auch die als Prämissen bezeichneten (nicht vollständig bewiesenen) Aussagen auf denen die Ableitungen der Indikatoren beruhen. Die Methodik zur Überprüfung der Hypothesen wird eingehend dargestellt, da es keine entsprechenden Standardverfahren gibt.

Das Kapitel 5 ist das zentrale Kapitel der vorliegenden Arbeit, in dem acht Indikatoren nach der in Kapitel 4.2 dargestellten Methodik theoretisch abgeleitet und anhand von konkreten Daten empirisch überprüft werden. Die Daten stammen aus dem Hauptforschungsraum des Ökosystemforschungsprojekts „Bornhöveder Seenkette“. Zum Abschluss des Kapitels wird der Gesamtindikatorensatz, mit dem das Indikandum (die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen) erfasst werden soll, dargestellt und die Querbezüge zwischen den Indikatoren und zu ökologischen Prozessklassen diskutiert.

In Kapitel 6 werden die Indikatoren mit Hilfe der Leitlinie Ökologische Integrität mit den normativen Vorgaben an eine ökosystemare Umweltzustandsbeschreibung, der ökologischen Risikovorsorge, verknüpft. Diese Leitlinie wird aus dem gesellschaftlich vorgegebenen Leitbild Nachhaltige Entwicklung und umweltschutzrechtlichen Vorgaben abgeleitet.

Aus der anwendungsnahen Fragestellung ergibt sich auch die Notwendigkeit, die Möglichkeiten zur Implementierung der Forschungsergebnisse zu untersuchen (Kapitel 8). Das umfasst Fragen nach der räumlichen Aussagereichweite, die stark von der zur Verfügung stehenden Datenbasis abhängt und Fragen nach der geeigneten Darstellungsform für den Indikatorensatz.

Abschließend werden die Ergebnisse der Arbeit diskutiert; sowohl die Eignung der Kriterien für die Ableitung der Indikatoren als auch die Eignung der Indikatoren selbst, die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen zu indizieren. Die verbleibenden (unvermeidlichen) Unsicherheiten in den Aussagen und der Umgang mit diesen wird in einem eigenen Unterkapitel thematisiert. In einem Ausblick werden abschließend, ausgehend von den ungelösten und während der Bearbeitung neu aufgetretenen Fragen, Möglichkeiten für das weitere Vorgehen aufgezeigt.

2 Umweltindikatoren

2.1 Was sind Indikatoren?

Indikatoren werden verwendet, um komplexe, nicht direkt zugängliche Phänomene (die Indikanda) indirekt zu erfassen. Durch das in Beziehung setzen mit messbaren Größen (Indikatoren) ist es möglich, den Zustand und die Entwicklung des Indikandums quantitativ zu beschreiben. Aus dieser Begriffsdefinitionen ergeben sich zwei Grundansprüche an Indikatoren, die in jedem Fall erfüllt werden müssen:

- Indikatoren müssen quantifizierbar sein;
- Indikatoren müssen in enger Beziehung zu dem in der Regel nicht direkt zu erfassenden Untersuchungsgegenstand (Indikandum) stehen.

Dabei ist es nicht von Bedeutung, wie die Daten zur Quantifizierung der Indikatoren gewonnen werden. Sie können direkt gemessen, statistisch abgeschätzt oder anhand von Modellen berechnet werden. Meist wird zur adäquaten Beschreibung komplexer Indikanda ein Bündel von Indikatoren benötigt, die durch eine systematische Auswahl nach fachlich anerkannten Gesichtspunkten zu einem umfassenden Indikatorensatz zusammengefügt werden (SRU 1994, Tz. 145, vgl. Übersicht 1).

2.2 Definitionen zum Themenbereich Indikation

Verschiedene Begriffe, die im Zusammenhang mit der Indikation stehen, werden in sehr unterschiedlichen Zusammenhängen gebraucht. Wegen der sich daraus ergebenden vielfältigen Begriffsdefinitionen ist es notwendig, die in diesem Zusammenhang wichtigen Begriffe für die vorliegende Arbeit genau zu formulieren und miteinander in Beziehung zu setzen (siehe auch Übersicht 1).

Eine Möglichkeit zur Charakterisierung des Verhältnisses zwischen Indikator und Indikandum ist folgende Klassifizierung:

Identische Indikatoren sind Größen, mit denen das gesamte Indikandum direkt erfasst werden kann. Z.B. indiziert der Messwert für die SO₂-Konzentration an einer Messstelle die SO₂-Belastung für die korrespondierende Region.

Teilidentische Indikatoren erfassen nur einen ausgewählten Teil des Indikandums, der als Leitgröße das gesamte Indikandum repräsentiert. Z.B. kann der SO₂-Gehalt der Atmosphäre als ein Indikator für die gesamte Luftqualität verwendet werden.

Nichtidentische Indikatoren können nur indirekt mit dem Indikandum in Beziehung gebracht werden. Zur Konstruktion dieses Zusammenhangs muss auf das Wissen über das Indikandum zurück gegriffen werden. So kann die Luftqualität z.B. indirekt über ihre Wirkung auf Bioindikatoren (z.B. Flechten) indiziert werden.

Alle Indikatoren, die in der vorliegenden Arbeit vorgestellt werden, gehören zu der Klasse der nichtidentischen Indikatoren.

Größe

Eine Größe ist eine quantifizierbare Eigenschaft eines physikalischen Objekts, Vorgangs oder Zustands. Eine Größe ist das Produkt aus Zahlenwert mal Einheit.

Größen werden in verschiedenen Zusammenhängen differenziert bezeichnet:

- Parameter sind wenig veränderliche Größen, die bezüglich der zu untersuchenden Fragestellung als konstant angesehen werden können.
- Eine Variable ist eine veränderliche Größe.
- Ein Messwert (Datum) ist das Ergebnis einer Messung; der ermittelte Wert einer Messgröße.
- Eine Zustandsgröße ist ein Hilfsmittel zur quantitativen Beschreibung eines Systems.

Indikator / Indikandum

Indikatoren sind Größen zur Abbildung eines bestimmten oftmals komplexen Sachverhalts, dem sogenannten Indikandum. Durch den Zusammenhang zwischen Größe und Indikandum erhält die Größe einen über ihre eigentliche Bedeutung hinausgehenden Sinngehalt. Es hängt also vom Verwendungszweck ab, ob eine Größe als Indikator bezeichnet wird (vgl. SRU 1998).

Indikatorensatz

Ist ein Indikandum sehr komplex, so kann es nicht nur durch eine Messgröße allein sinnvoll charakterisiert werden. In diesem Fall können auch mehrere miteinander in Beziehung stehende Größen (Indikatorensatz) zur Quantifizierung eines Indikandums verwendet werden.

Modellrahmen

Die Grundlage für die Beschreibung des Zusammenhangs zwischen einem Indikatorensatz und dem damit zu beschreibenden komplexen Indikandum bilden modellhafte Vorstellungen, die als Modellrahmen bezeichnet werden. Sie dienen der Strukturierung der Indikatorenauswahl.

Übersicht 1: Definitionen zum Begriffsfeld Indikation.**2.3 Prozess der Indikatorenentwicklung**

Die Entwicklung von Umweltindikatoren ist ein rekursiver Prozess, in dem gesellschaftliche Belange und wissenschaftliche Herangehensweisen miteinander im Wechselspiel stehen. Die Auswahl und Entwicklung von „relevanten“ Umweltindikatoren erfolgt einerseits theoriegeleitet und andererseits interessengeleitet (ZIESCHANK & VAN NOUHUYS 1995). Um ein Austausch zwischen wissenschaftlicher Indikatorenentwicklung und gesellschaftlicher Zieldiskussion zu ermöglichen, sind diskursive Verfahren notwendig. Über die Anwendung von Partizipationsverfahren bei der Konstruktion von Indikatoren liegen jedoch bisher nur wenig Erfahrungen vor. Das Projekt INΔECO² ist im deutschsprachigen Raum ein Vorreiter bei der Einbeziehung gesellschaftlicher Entscheidungsprozesse in die Indikatorenentwicklung. Die entsprechenden Erfahrungen werden im Abschlussbericht des Projekts dokumentiert (STBA et al. in Vorb.).

Der Prozess der Indikatorenentwicklung kann in drei Hauptschritte untergliedert werden (ENVIRONMENT CANADA 1991 zitiert in SRU 1994, Tz. 147):

- Identifikation gesellschaftlicher Ziele;
- Entwicklung von Modellen für die Indikatorenentwicklung;
- Identifikation von Auswahlkriterien.

Der erste Schritt bei der Entwicklung von Indikatoren ist somit die **Identifikation gesellschaftlicher Ziele**, auf die sich Indikatoren beziehen sollen. Entsprechende Umweltziele lassen sich in eine Umweltzielpyramide einordnen (Abbildung 3)⁶. Die Setzung solcher Ziele ist ein hoch normativer Prozess, der mit Hilfe gesellschaftlicher Partizipationsverfahren durchgeführt werden sollte. Solche Ziele liegen derzeit jedoch für den aus ökosystemarer Perspektive beschriebenen Umweltzustand noch nicht vor. Aus diesem Grund wird in Kapitel 6 der Anschluss der in dieser Arbeit entwickelten Indikatoren an den normativen Begriffsraum (Ziele) durch die Leitlinie Ökologische Integrität vorgeschlagen.

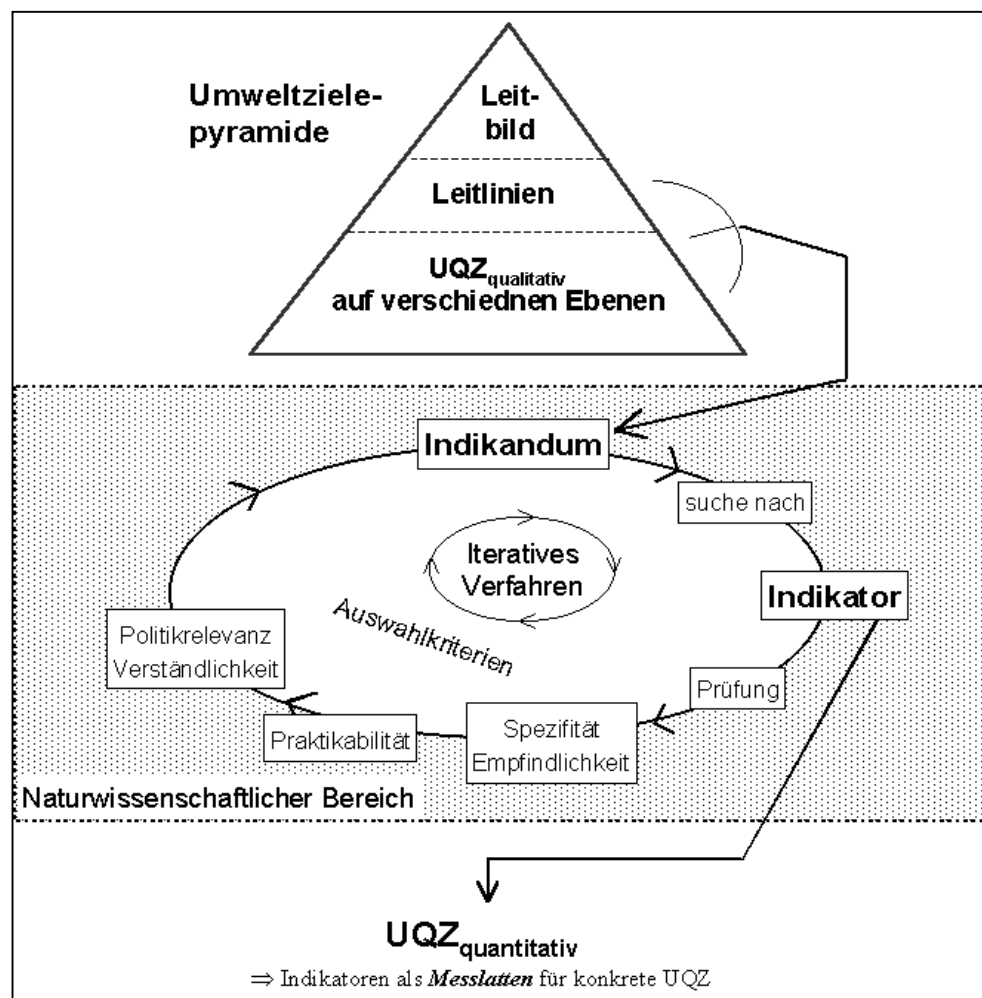


Abbildung 3: Schema für die Entwicklung von Umweltindikatoren (UQZ = Umweltqualitäts- und -handlungsziele).

⁶ An deren Spitze steht ein Leitbild, aus dem sich mehrere Leitlinien ableiten lassen, die wiederum in mehrere Ebenen von Umweltzielen aufgespalten werden können. In der Pyramide nehmen von oben nach unten der Grad der thematischen Generalisierung ab, der Detailliertheitsgrad sowie die Anzahl der unterschiedlichen Zielvorstellungen auf einer Ebene zu.

Zur **Indikatorenentwicklung** werden **Modelle** über die Wechselbeziehungen zwischen anthropogenen Aktivitäten und den natürlichen Lebensgrundlagen verwendet (vgl. Übersicht 1). Es werden Modelle, wie das Stress-Modell, das Pressure-State-Response-Modell und das Akteur-Akzeptor-Modell verwendet. Diese Modelle wurden bereits an anderer Stelle eingehend diskutiert (SRU 1994, Tz. 148ff; Walz et al. 1997: 13ff, EEA 1999a, 1999b, Barkmann et al. 2000). Durch den Projektkontext ist das Pressure-State-Response-Modell vorgegeben. Dieser Modellrahmen orientiert sich an potentiellen Ursache-Wirkungsketten für die Entstehung, das Auftreten und die gesellschaftlichen Reaktionen auf Umweltprobleme.

Nachdem der Modellrahmen für die Indikatorenentwicklung festgelegt ist, beginnt der naturwissenschaftlich geprägte Teil der Entwicklung von Umweltindikatoren (Abbildung 3). Der Startpunkt hierfür ist ein qualitatives Umweltziel (im vorliegenden Fall die Leitlinie Ökologische Integrität) als Indikandum. Der nächste Schritt ist die Suche nach Größen, die für die Verwendung als Indikatoren geeignet erscheinen. Diese potentiellen Indikatoren werden anhand der in Kapitel 2.4 beschriebenen **Auswahlkriterien** überprüft. Diese Prozesskette kann mehrmals durchlaufen werden, bis ein wissenschaftlich befriedigender Indikator gefunden wird. Ist dies erfolgt, muss er in diskursiven Verfahren auf seine Akzeptanz bei potentiellen Nutzern getestet werden. Insbesondere muss geprüft werden, ob mit dem Indikator der intendierten Zielgruppe die gewünschten Informationen übermittelt werden können (ENVIRONMENT CANADA 1991). Ist auch dieser Verfahrensschritt erfolgreich durchlaufen, steht ein Indikator zur Verfügung, auf dessen Grundlage ein qualitatives Umweltqualitäts- oder -handlungsziel festgelegt werden kann.

Umweltindikatoren übernehmen somit eine Doppelfunktion:

1. die wissenschaftlich Beschreibung der Umweltsituation und
2. die Nutzung als Bewertungsmaßstab in einem Zielesystem.

Damit die Umweltindikatoren die zweite Funktion erfüllen können, reicht die Definition des Indikators alleine nicht aus. Die Indikatoren bilden nur den Blickwinkel oder die „Messlatte“, auf deren Grundlage eine Bewertung stattfinden kann. Hinzu kommen muss mindestens eine Aussage darüber, ob eine Erhöhung des Indikatorenwerts eine Verbesserung oder eine Verschlechterung bedeutet. Auf einer solchen Grundlage können Trends bewertet werden. Sollen jedoch Zielerreichungsgrade bestimmt werden, ist die Definition von Referenzwerten, Normalbereichen oder Normalzuständen notwendig. Die Festlegung solcher Referenzwerte für die Indikatoren wird in der vorliegenden Arbeit nicht angestrebt (vgl. Kapitel 7.4.2). Es wird nur ein Ausschnitt des in diesem Kapitel beschriebenen Verfahrens bearbeitet. Der Ausschnitt beginnt mit der Identifikation des gesellschaftlichen Ziels, auf das sich die Indikatoren beziehen sollen (Kapitel 6). Das Schwergewicht der Arbeit liegt jedoch im naturwissenschaftlichen Teil der Indikatorenentwicklung. Für jeden der vorgeschlagenen Indikatoren werden die in Abbildung 3 dargestellten Arbeitsschritte der ovalen Schleife von der Suche des Indikators bis zur Überprüfung seiner Praktikabilität einmal durchgeführt. Besonderer Wert wird dabei auf die Begründung des Zusammenhangs zwischen Indikator und Indikandum gelegt.

2.4 Auswahlkriterien für Umweltindikatoren

Neben den bereits in Kapitel 2.1 erwähnten Grundansprüchen an Indikatoren gibt es noch eine Vielzahl weiterer Kriterien für die Auswahl von Umweltindikatoren. Fast jede Veröffentlichung, die sich mit Indikatoren beschäftigt, enthält eine entsprechende Auflistung (GILBERT & FEENSTRA 1994, SRU 1994, USDA 1998, BOSSEL 1999, EEA 1999a). Die Auswahlkriterien aus den erwähnten Quellen werden im Folgenden klassifiziert nach ihren Hauptzielsetzungen dargestellt.

2.4.1 Wissenschaftliche Kriterien

Eine der wesentlichen Anforderungen an Indikatoren aus wissenschaftlicher Sicht ist die *Nachvollziehbarkeit* des Ableitungsprozesses. Dies ist erforderlich, um die *Korrektheit* eines Indikators, das heißt die Konsistenz der Ableitung, mit wissenschaftlich anerkannten Theorien zu überprüfen. Die *Spezifität* eines Indikators folgt aus einem engen Bezug zum Indikandum. Das bedeutet, dass die Ausprägung des Indikators nicht oder kaum von anderen Gegebenheiten als dem Zustand des Indikandums abhängt. Unter der *Empfindlichkeit* oder Sensitivität eines Indikators versteht man die Eigenschaft, dass sich auch geringe Veränderungen des Indikandums in einer Veränderung des Indikatorwertes niederschlagen. Die Forderung nach der *Reproduzierbarkeit* der Messergebnisse ist nur eingeschränkt erfüllbar, da Umweltindikatoren in der Regel unter Freilandbedingungen erhoben werden, unter denen es kaum identische Randbedingungen für Messungen gibt.

Eng verbunden mit der Nachvollziehbarkeit des Ableitungsprozesses ist die Offenlegung der *Gültigkeit* des Indikators. Das bedeutet, dass die Einschränkungen der Aussagereichweiten klar definiert werden müssen und zwar bezüglich

- des Raumes (für welche Fläche ist die Größe repräsentativ?),
- der Zeit (für welchen Zeitraum ist die Größe repräsentativ?) und
- der Nachweisgrenzen (bis zu welchen Werten liefert der Indikator vernünftige Ergebnisse?).

Die mit der Verwendung des Indikators verbundenen Unsicherheiten sollten zumindest abgeschätzt und als Zusatzinformation zu den Indikatorwerten zur Verfügung gestellt werden.

2.4.2 Praktikabilitätskriterien

Um die Implementation von Indikatoren zu erleichtern, sollten schon bei deren Entwicklung Praktikabilitätskriterien berücksichtigt werden, die sich vor allem auf die Datengewinnung beziehen:

- *Nutzung vorhandener Datenquellen* (Anschlussfähigkeit an bestehende Messprogramme);
- möglichst *geringer Aufwand* und Kosten für die Erhebungen der Größen;
- Weiterführung und Erhaltung *langfristiger Datenreihen*;
- Vermeidung von Eingriffen durch die Messungen;
- Auswahl von Standorten, die langfristiges Monitoring ermöglichen sowie
- Verwendung gängiger Messverfahren.

2.4.3 Kommunikationsfunktion

Für viele Autoren ist die Kommunikationsfunktion die wesentliche Aufgabe von Indikatoren (EEA 1999a: S. 5). Indikatoren bieten den Vorteil, die Realität auf einfach zu messende Größen zu reduzieren. Eine solche Reduktion ist für die Kommunikation komplexer Sachverhalte sehr hilfreich⁷. Insbesondere im Umweltbereich haben wir es nicht nur mit sehr komplexen Sachverhalten zu tun, sondern oft mit einer unüberschaubaren Menge an Daten. Die Entwicklung von Indikatoren kann hier ein Hilfsmittel sein, um aus solchen Datenmengen die Informationen zu extrahieren, die einerseits die komplexen Sachverhalte ausreichend genau beschreiben und andererseits für die Öffentlichkeit und Entscheidungsträger leicht verständlich sind (USDA 1998). Das bedeutet, dass die Indikatorenentwicklung zwar wissenschaftlichen Kriterien genügen muss (sachadäquate Information), dass aber gleichzeitig auch die Interessen der potentiellen Nutzer dieser Indikatoren berücksichtigt werden müssen (zieladäquate Information). Beide Facetten sind für die gesellschaftliche Relevanz jedes Indikatorensystems in gleichem Maße bedeutsam (ZIESCHANK & VAN NOUHUYS 1995).

Anwendung in der Umweltpolitik

Eine der wichtigsten Nutzergruppen für Umweltindikatoren ist die Umweltpolitik. Darunter fallen nicht nur die Umweltressorts auf verschiedenen administrativen Ebenen, sondern auch deren nachgeordneten Behörden sowie andere Fachpolitiken, die Umweltaspekte in ihre Entscheidungsprozesse mit einfließen lassen wollen (oder müssen). Für diese Gruppe ist es von besonderer Bedeutung, dass die Indikatoren *Politikrelevanz* besitzen. Das bedeutet, dass das jeweilige Indikandum einen wichtigen Sachverhalt in der aktuellen umweltpolitischen Diskussion darstellen muss.

Daneben haben Umweltindikatoren als Hilfsmittel der Umweltpolitik vielfältige Aufgaben zu erfüllen (SRU 1994, Tz. 146f):

- Beschreibung des aktuellen Zustandes der Umwelt;
- Diagnose bestehender Umweltbelastungen;
- Prognose von Umweltbelastungen (Trends);
- Bestimmung der Tragekapazität;
- Öffentliche Aufklärung und Kommunikation;
- Erleichterung der politischen Willensbildung;
- Erfolgskontrolle für Umweltschutzmaßnahmen.

Die Fähigkeit von Umweltindikatoren, diese Aufgaben zu erfüllen, kann als Kriterium für deren Eignung zum Einsatz in der Umweltpolitik gesehen werden. Neben den genannten Aufgaben sieht der Umweltrat die Einbindung der Umweltindikatoren in den internationalen Kontext als wesentlich an (SRU 1994, Tz. 164). Das bedeutet, dass bereits bei der Indikatorenentwicklung ein Abgleich mit internationalen und nationalen Umweltindikatorenssystemen erfolgen sollte.

⁷ „Indicators are our link to the world. They condense its enormous complexity to a manageable amount of meaningful information, to a small sub-set of observations informing our decisions and directing our actions.“ (BOSSSEL 1999).

Information der Öffentlichkeit

Die Nutzergruppe Öffentlichkeit ist sehr heterogen. Sie reicht von umweltpolitisch kaum interessierten Personen bis zu aktiven Umweltschützern, die bereit sind, sich sehr eingehend mit den Hintergründen von Indikatoren zu beschäftigen. Um eine gesellschaftliche Akzeptanz der Indikatoren sicher zu stellen, spielt die *Verständlichkeit* der Indikatoren eine entscheidende Rolle. Um auch wenig vorgebildeten Bürgern die Bedeutung der Indikatoren vermitteln zu können, müssen sie *einfach* verständlich sein. Die entsprechende Aufarbeitung wissenschaftlicher Ergebnisse ist angesichts der komplexen Sachverhalte im Umweltbereich eine große Herausforderung.

2.5 Umweltindikatorensysteme

Nach der internationalen Umweltkonferenz in Rio de Janeiro 1992 wurden verstärkt Indikatorensysteme entwickelt, um die Entwicklung der natürlichen Lebensgrundlagen des Menschen zu charakterisieren. Zum Teil sind diese Indikatorenvorschläge in umfassende Nachhaltigkeitsindikatorensysteme eingebunden, die neben den ökologischen auch soziale, wirtschaftliche und institutionelle Aspekte der Nachhaltigen Entwicklung erfassen. Übersichten hierzu sind im Abschlussbericht des Projektes SCOPE (MOLDAN & BILLHARZ 1997), bei STEINER (in Vorb., S. 117ff) sowie in ständig aktualisierter Form auf der Homepage des International Institute on Sustainable Development (IISD 2001) zu finden. Daneben gibt es auch Indikatorensysteme, die sich ausschließlich mit der Umweltproblematik befassen. Eine Zusammenfassung geben WALZ et al. (1997, S. 9ff.), der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 1994: Tz. 166ff) und STEINER (in Vorb., S. 126ff). In jüngster Zeit werden auch verstärkt Anstrengungen unternommen, sektorale Umweltindikatorensysteme zu entwickeln, mit Hilfe derer der Einfluss von einzelnen Wirtschaftszweigen auf die Umwelt quantifiziert werden soll. Insbesondere im Agrarbereich gibt es hierzu bereits einige Ansätze (OECD 1997, BOCKSTALLER et al. 1997, USDA 1997, EU 2000b, TREMEL & KÖHNE 2000).

Die meisten dieser Indikatorensysteme verwenden den Pressure-State-Response-Ansatz (Kapitel 1.2). Eine zweite Einteilung der Umweltindikatoren erfolgt nach Umweltthemen oder Umweltmedien, wie z.B. Versauerung und Kontamination oder Wasser und Boden. Hierdurch ergibt sich ein zweidimensionales Klassifikationsschema für die Indikatoren nach der Zuordnung zu einem Glied in der Ursache-Wirkungskette und zu einem Umweltthema oder -medium.

Eine zweite Gemeinsamkeit der untersuchten Indikatorensystemen sind die Schwächen bei der Abbildung des Umweltzustands. Hier besteht noch erheblicher Entwicklungsbedarf, zu dem die vorliegende Arbeit einen Beitrag leisten soll.

3 Ökosystemare Selbstorganisationsfähigkeit

Die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen wird als Grundkonzept für die in der vorliegenden Arbeit angestrebte ökosystemare Umweltzustandsbeschreibung verwendet, weil diese Eigenschaft eine wesentliche Voraussetzung für die in Kapitel 6 dargestellte ökologische Risikovorsorge ist.

Die Selbstorganisation von Systemen basiert auf Prozessen, die ohne erkennbaren äußeren Einfluss aus Unordnung durch systemimmanente Triebkräfte zur spontanen Entstehung von komplexen Ordnungsstrukturen führen. Den Hintergrund für die Beschreibung solcher Prozesse bildet das in Kapitel 3.1 dargelegte Selbstorganisationsparadigma.

Unter ökosystemarer Selbstorganisation wird in der vorliegenden Arbeit die Fähigkeit von Systemen verstanden,

- sich in Richtung eines höheren Selbstorganisationsgrads zu entwickeln, der durch komplexere Strukturen gekennzeichnet ist, oder
- sich an sich verändernde Rahmenbedingungen unter Erhalt des Selbstorganisationsgrads anzupassen.

Das Ergebnis von ökosystemaren Selbstorganisationsprozessen ist somit die Erhaltung oder der Aufbau von komplexen Strukturen in einem Ökosystem.

3.1 Selbstorganisationsparadigma

3.1.1 Historischer Rückblick

Das Selbstorganisationsparadigma hat seine Wurzeln in naturphilosophischem Gedankengut, das sich bis in die Antike zurück verfolgen lässt. Bereits in den Konzepten von Heraklit und Aristoteles wird der Materie die Fähigkeit zur spontanen Selbstorganisation zugesprochen (PASLACK & KNOST 1990). Im 18. und 19. Jahrhundert wurden diese Ideen wieder aufgegriffen. In KANTS Werk „Kritik der Urteilskraft“ aus dem Jahre 1790 wurde zum ersten Mal der Begriff Selbstorganisation, so wie er auch im heutigen Sinne gebraucht wird, definiert⁸ (FISCHER 1990). Kant verstand unter Selbstorganisation das Vermögen der Natur, scheinbar zweckgerichtet Ordnung hervorzubringen. Aufgrund der fehlenden mathematischen und naturwissenschaftlichen Grundlagen musste KANT dieses Phänomen jedoch zu einer unerforschlichen Eigenschaft der Natur erklären (KROHN & KÜPPERS 1990).

KROHN & KÜPPERS (1990) unterscheiden sieben voneinander unabhängige Entwicklungsstränge, die in den 60er und 70er Jahren des 20. Jahrhunderts die Grundlage für die moderne Interpretation des Selbstorganisationsparadigmas legten:

1. „Order from Noise“ (VON FOERSTER 1960)

VON FOERSTER zeigte mit Hilfe von SHANNONS Informationstheorie, dass die Ordnung in einem System sowohl durch den Import von Ordnung aus der Umwelt wachsen kann als auch durch Störungen.

⁸ Neben dem Werk von KANT finden sich die Ideen der Selbstorganisation in dieser Zeit auch in der SCHELLINGsche Naturphilosophie (HEUSER 1990) und in der Theorie der Konstitution und Entwicklung des Lebendigen von FECHNER (HEIDELBERGER 1990).

2. Dissipative Strukturen (GLANSDORFF & PRIGOGINE 1971)
GLANSDORFF & PRIGOGINE erweiterten die klassische Thermodynamik für Zustände im oder nahe dem thermodynamischen Gleichgewicht um Aussagen über das thermodynamische Verhalten von Systemen fern des thermodynamischen Gleichgewichts.
3. Synergetik (HAKEN & GRAHAM 1971)
Die Funktion des Lasers wurde von HAKEN & GRAHAM durch das kohärente Zusammenwirken vieler unabhängiger Teilchen (Atome) erklärt. Entscheidend dabei ist, dass diese Koordination vom Laserlicht selbst geleistet wird.
4. Autokatalytische Hyperzyklen (EIGEN & SCHUSTER 1979)
Nach EIGEN & SCHUSTER ist die präbiotische Evolution geprägt durch des Zusammenwirkens von verschiedenen autokatalytischen Prozessen im Rahmen von übergeordneten Autokatalyseprozessen, den „Hyperzyklen“. Solche autokatalytischen Prozesse konkurrieren um knappe Ausgangssubstanzen (z.B. Aminosäuren).
5. Autopoiese und Selbstreferentialität (MATURANA & VARELA 1980)
Die Neurobiologen MATURANA & VARELA definieren Lebewesen als „autopoietische Systeme“. Das bedeutet im wesentlichen, dass sich das System seine Komponenten selbst herstellt.
6. Elastisches Ökosystemverhalten und Koevolution (HOLLING 1973)
HOLLING zeigte, dass Ökosysteme in der Lage sind, ein Fließgleichgewicht gegenüber kleineren Störungen aufrecht zu erhalten. Angesichts starker Störungen ist das System in der Lage, durch interne Strukturänderungen ein neues Fließgleichgewicht einzustellen.
7. Deterministisches Chaos (LORENZ 1963)
Chaotisches Verhalten liegt dann vor, wenn kleine Unsicherheiten in der Kenntnis der Anfangsbedingungen eines Systems nach kurzer Zeit zu einer weitgehenden Unkenntnis des tatsächlichen Zustandes des Systems führen. LORENZ konnte jedoch zeigen, dass das Chaos auch eine Art innere Ordnung, eine Art von regelmäßiger Unregelmäßigkeit besitzt.

Aufbauend auf diesen Grundlagen beschäftigen sich viele Wissenschaftler aus verschiedensten Fachdisziplinen mit der Selbstorganisation von komplexen Systemen (vgl. MÜLLER et al 1997b):

- in den Wirtschaftswissenschaften im Rahmen der ökologischen Ökonomie (BECKENBACH & DIEFENBACHER 1994),
- in den Kognitionswissenschaften (z.B. VARELA 1990, KROHN & KÜPPERS 1992),
- in den Sozialwissenschaften (z.B. MATURANA 1980, PASLACK 1990),
- in den Rechtswissenschaften (z.B. TEUBNER 1990) und
- in vielfältiger Weise in den Naturwissenschaften (z.B. NICOLIS & PRIGOGINE 1977, WICKEN 1980, HAKEN 1983, EBELING 1989, MÜLLER 1996).

Gemeinsam ist den untersuchten selbstorganisierten Systemen, dass sie:

1. offen sind, das heißt, dass ein Austausch von Materie, Energie und/oder Information mit der Umgebung des Systems möglich sein muss;

2. komplex sind, das heißt, dass ihre Subsysteme in nicht-lineare Wechselwirkungen treten, die z.B. durch asymmetrische Relationen oder positive Rückkopplungen (z.B. Autokatalyse-Prozesse) geprägt sind.

3.1.2 Paradigmenwechsel

Die Einführung des Selbstorganisationsparadigmas erfolgte ungefähr Zeitgleich mit dem Übergang vom mechanistischen, NEWTONSchen Weltbild zu einer neuen ganzheitlich-systemaren Sicht der Dinge. Dieser Übergang kann nach VON BERTANLANFFY (1968) als Paradigmenwechsel im Sinne der von KUHN (1962) aufgestellten Kriterien angesehen werden⁹. Er ist geprägt durch die in Übersicht 2 dargestellten Begriffspaare (vgl. VON BERTANLANFFY 1968, PASLACK 1991).

Mechanistisches Weltbild	Ganzheitlich-systemares Weltbild
Vorherrschend einfache Untersuchungsgegenstände, die deterministische Aussagen zulassen	Vorherrschend komplexe Untersuchungsgegenstände, die probabilistische Grundkonzepte erfordern ¹⁰
Allgemeingültigkeit der Theorien	Notwendigkeit von speziellen, objektbezogenen Lösungen
Reversibilität der Prozesse (z.B. NEWTONSche Mechanik)	Irreversibilität (Bifurkationspunkte in der Entwicklung, Autokatalyse)
Vorherrschend lineares Prozessverständnis (Ursache-Wirkungs-Ketten)	Auch rekursives Prozessverständnis (Ursache-Wirkungs-Netze)
Vorherrschend analytische Arbeitsweisen, die von einer Zersetzbarkeit des Untersuchungsobjekts ausgehen (Atomismus)	Vorherrschend holistisch-systemare Ansätze, mit denen auch emergente Systemeigenschaften ¹¹ erfasst werden können

Übersicht 2: Unterschiede zwischen dem mechanistischen und dem ganzheitlich-systemaren Weltbild.

3.1.3 Charakteristika selbstorganisierter komplexer Systeme

3.1.3.1 Komplexität

Die Grundlage für den im vorigen Kapitel beschriebenen Paradigmenwechsel ist das Eingeständnis der Irreduzibilität der Komplexität von Systemen. Dies gilt in einer immer komplexer

⁹ Nach KUHN (1962) ist ein Paradigmenwechsel gekennzeichnet durch das Auftreten neuer konzeptioneller Schemata oder „Paradigmen“, die unter anderem zu einer Verschiebung der wahrgenommenen und bearbeiteten Probleme sowie zu einer Veränderung der Regeln für wissenschaftliches Arbeiten führen. Auf der Grundlage des neuen Paradigmas treten neue Fragestellungen in den Vordergrund, insbesondere solche, die vorher als „metaphysikalisch“ bezeichnet wurden.

¹⁰ Nach POPPER (1995) hängt die Zustandsänderung eines Systems von vielen verschiedenen Variablen ab, so dass nur in trivialen Fällen beim Auftreten einer Ursache sicher eine Wirkung folgt (Wahrscheinlichkeit = 1). In den meisten Fällen, insbesondere unter natürlichen Verhältnissen, kann nur von Tendenzen (Propensitäten) gesprochen werden, dass beim Auftreten einer Ursache eine Wirkung folgt (Wahrscheinlichkeit < 1).

¹¹ siehe Fußnote 2

werdenden Welt sowohl für soziale und natürliche Systeme als auch in zunehmendem Maße für technische Systeme.

In der ganzheitlich-systemaren Herangehensweise wird besonders auf die Beschreibung der Wechselwirkungen zwischen den Teilen Wert gelegt. Die Wechselwirkungen sind in der Regel nicht trivial und selten linear. Die Systeme werden dabei als Ganzes aufgefasst (Holismus); sowohl ihre Beziehungen nach außen als auch die Wechselwirkungen zwischen den Subsystemen werden beachtet (Hierarchitätstheorie). Man kann komplexen Untersuchungsobjekten nicht gerecht werden, das heißt sie verstehen, indem man nur ihre Subsysteme untersucht und die Einzelergebnisse zusammenfügt.

3.1.3.2 Selbstreferentialität

Die Rückbezüglichkeit oder Selbstreferentialität selbstorganisierter Systeme ist eine wichtige Eigenschaft natürlicher Systeme. Selbstreferentialität bedeutet, dass sich Systeme aus sich selbst heraus erhalten und gegen die Umgebung abgrenzen. Diese Eigenschaft ist gebunden an das Wirken von autokatalytischen Prozessen (EIGEN 1987, ULANOWICZ 2000). Das Wesen von autokatalytischen Prozessen ist, dass das Ergebnis eines Prozesses oder einer Reaktion wieder auf den Prozess selbst einwirkt, oder auf den nächsten Prozess in einer autokatalytischen Prozesskette. Durch diese Rückbezüglichkeit verschwimmt der Unterschied zwischen Ursache und Wirkung.

Die Abgrenzung gegen die Umwelt ist bei Organismen offensichtlich. Sie sind während ihrer Lebensspanne von der Geburt bis zum Tod als Einheit anzusprechen. Organismen setzen sich ihre Grenzen selbst. JAX et al. (1998) bezeichnet diese Eigenschaft als Selbstidentität ökologischer Einheiten. Weitaus schwieriger ist die Selbstidentität für Ökosysteme zu definieren. Sie grenzen sich in der Regel weder augenscheinlich von ihrer Umgebung ab, noch werden sie geboren oder sterben. Sie verändern sich vielmehr, indem sie sich an neue Rahmenbedingungen anpassen.

Ökosysteme müssen deshalb - wie jeder wissenschaftliche Systembegriff - relativ definiert werden: „Ein bestimmter, entsprechend der jeweiligen Fragestellung ausgewählter Ausschnitt der Realität wird in systemarer Darstellung modellartig repräsentiert.“ (FRÄNZLE 1983: S. 22). Hierzu ist es erforderlich, eine Auswahl an beobachtbaren Objekten eines Raumausschnitts als Komponenten des Systems zu definieren. Analog wird aus der Menge von Relationen, welche die Komponenten miteinander verknüpfen, die notwendige Auswahl getroffen (FRÄNZLE 1983). Letztendlich muss somit eine pragmatische Entscheidung für die Abgrenzung von Ökosystemen getroffen werden¹². Eine Forderung, die bei der Abgrenzung jedoch beachtet werden sollte, ist, dass die internen Beziehungen (Flüsse) im System stärker sind als die nach außen gerichteten (SACHSSE 1974). Hierdurch soll sicher gestellt werden, dass es sich bei dem Untersuchungsobjekt um eine funktionale Einheit handelt.

3.1.3.3 Historizität

Unter der Historizität von komplexen Systemen versteht man, dass deren Entwicklungsmöglichkeiten von früher durchlaufenen Systemzuständen bestimmt werden. Durch irreversible

Prozesse ergibt sich eine solche Historizität auch schon in einfachen chemisch-physikalisch beschreibbaren Systemen (PRIGOGINE 1979). Nach GLANSDORFF & PRIGOGINE (1971) gibt es Punkte im Zustandsraum eines Systems, sogenannte Bifurkationspunkte, an denen schon kleinste Fluktuationen der zu diesem Zeitpunkt gegebenen Randbedingungen die weitere Entwicklungsrichtung des betrachteten Systems irreversibel prägen. Ein solches Verhalten wird als chaotisches Verhalten bezeichnet. Die Ursachen für solche Fluktuationen können externen Ursprungs (z.B. zeitweilige Störung der Rahmenbedingungen des Systems) oder internen Ursprungs (z.B. spontane Fluktuationen bei Systemen mit vielen Freiheitsgraden) sein.

3.1.3.4 Beschränkte Vorhersagbarkeit

In die Zukunft projiziert bedeutet chaotisches Systemverhalten, dass kleine Unsicherheiten in der Kenntnis der Anfangsbedingungen eines Systems nach kurzer Zeit zu einer weitgehenden Unkenntnis des tatsächlichen Zustands des Systems führen (EBELING 1994). Solche Systeme werden als probabilistische Systeme bezeichnet (FRÄNZLE 1971). Der Geltungsanspruch von Aussagen, die sich auf probabilistische Systeme beziehen, ist somit eingeschränkt in dem Sinne, dass die Konsequenz nicht mit absoluter Sicherheit aus dem Vorliegen der Antecedenz gefolgert werden kann. Bei komplexen Systemen kommt hinzu, dass es unmöglich ist, alle Einflussgrößen eines Prozesses zu erfassen.

Mit der Szenariotechnik wird unter anderem das Ziel verfolgt, mögliche Entwicklungspfade probabilistischer Systeme (wie z.B. Ökosysteme), ausgehend von einem bekannten Ist-Zustand, zu konstruieren. Einschränkende Randbedingungen werden dabei, im vereinfachten Fall von nur zwei betrachteten Zustandsvariablen, als Entwicklungstrichter dargestellt, innerhalb dessen mögliche Entwicklungspfade liegen können (Abbildung 4). Die Form eines Trichters deutet dabei an, dass mit zunehmendem Abstand von der Gegenwart Voraussagen über den Zustand eines Systems (ausgedrückt durch die Werte der Zustandsvariablen) zunehmend unsicherer werden.

Der einschränkende Trichter, der durch die menschlichen Nutzung vorgegeben wird, liegt innerhalb des Trichters, der durch die natürlichen Standortbedingungen (Kapitel 4.2.1.3) vorgegeben wird. Damit soll ausgedrückt werden, dass die natürlichen Standortfaktoren in der Regel nur schwer vom Menschen beeinflussbar sind und somit den Rahmen für die menschliche Nutzung vorgeben. Dieses hierarchische Prinzip wird durch die technischen Möglichkeiten des Menschen relativiert (Kapitel 3.4).

¹² „JOHNSON and AGEE (1988), in considering park management, defined an ecosystem as any area of interest, as long as inputs and outputs are considered.“ (WOODLEY 1996: S. 51).

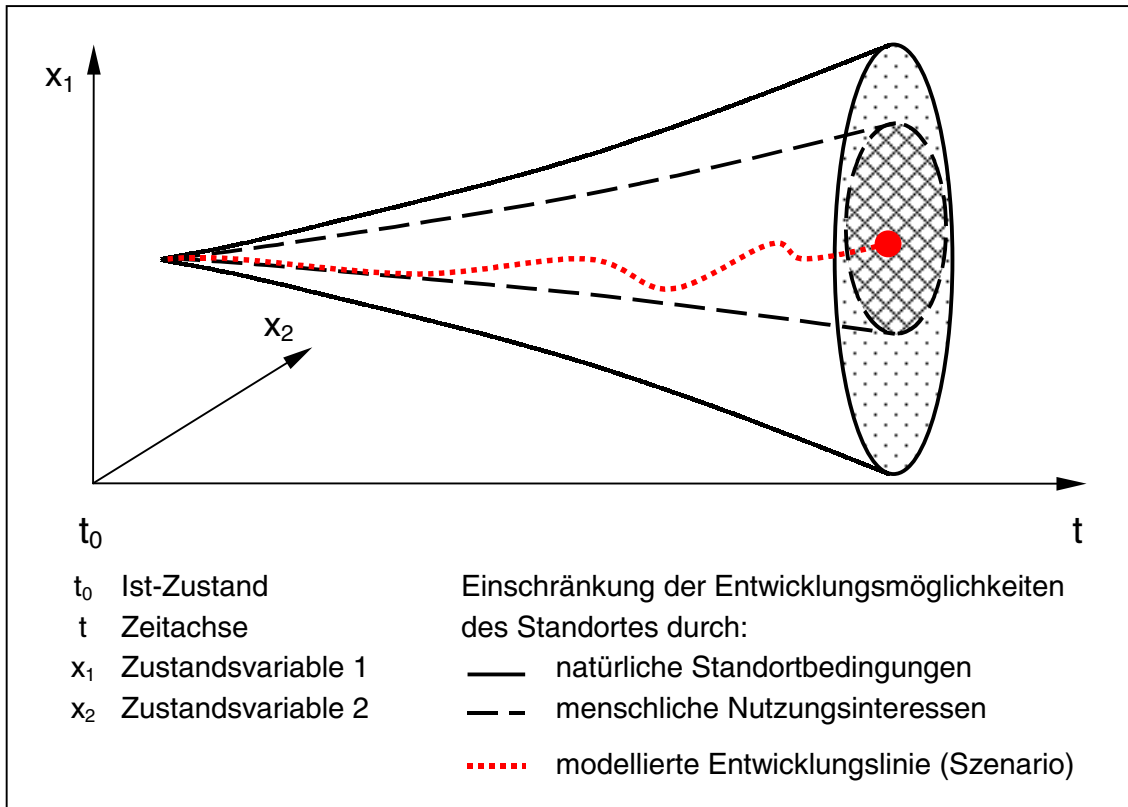


Abbildung 4: Darstellung der Einschränkungen der Entwicklungsmöglichkeiten eines Ökosystems durch natürliche Standortbedingungen und menschliche Nutzungsinteressen in Form von „Entwicklungstrichtern“ (verändert nach BORK et al. 1995: S. 41).

3.2 Themenbereiche ökosystemarer Selbstorganisation

In den folgenden vier Kapitel werden die Themenbereiche beschrieben, denen auf der Grundlage verschiedener Ökosystemtheorien¹³ eine hohe Bedeutung für die Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen beigemessen wird. Diese vier Themenbereiche bilden die Grundlage für die Auswahl der Indikatoren zur Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen:

1. Ökologische Thermodynamik

Wesentlicher Ausgangspunkt für die Beschreibung der Prozesse, die zur Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen führen, ist die Thermodynamik. In Kapitel 3.3 werden die energetischen Voraussetzungen der ökosystemaren Selbstorganisation beschrieben.

2. Organisation/Komplexität

Zur Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit ist auch die Erfassung des Selbstorganisationsgrades erforderlich. Den Möglichkeiten zur Charakterisierung der Komplexität des Selbstorganisationsgrads ist Kapitel 3.4 gewidmet.

¹³ Ein Überblick über die aktuellen Entwicklungen in der Ökosystemtheorie findet sich in MÜLLER (1997).

3. Stoffliche Grundlagen der Ökosystementwicklung;

Aus dem Wissen über die Entwicklungsprozesse von Ökosystemen (Evolutionstheorie/Sukzessionsforschung) lässt sich die große Bedeutung der biotischen Strukturen für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen ableiten. Die Arten sind die Träger der Informationen über Anpassungen an unterschiedlichste Standortbedingungen. Sie bilden somit die informatorischen Grundlagen der Ökosystementwicklung. Um diese zu erhalten, müssen die materiellen Grundlagen, an deren Verfügbarkeit sich die Arten im Laufe ihrer stammesgeschichtlichen Entwicklung angepasst haben, ebenfalls erhalten werden (Kapitel 3.5).

4. Ökophysiologische Effizienz

Die Entwicklungsmöglichkeiten (und damit auch die Selbstorganisationsfähigkeit) eines Ökosystems sind - analog zu den Verhältnissen bei Organismen - um so höher, je effizienter die zur Verfügung stehenden energetischen und materiellen Ressourcen genutzt werden (Kapitel 3.6).

Ziel der Einteilung der Indikatoren in Themenbereiche ist die ausgewogene Berücksichtigung aller wesentlichen Erkenntnisse über das Phänomen Selbstorganisation. Durch die Schaffung dieser Themenbereiche ist es möglich, die Vielzahl an Vorschlägen für ökosystemar-integrative Indikatoren (vgl. Anhang A 3) bestimmten Denkrichtungen zuzuordnen. Die eindeutige Zuordnung ist auf Grund der Querbeziehungen zwischen den Themenbereichen nicht immer möglich (vgl. Kapitel 5.6.2). Sie erleichtert jedoch die Auswahl eines Indikatorensatzes, der möglichst wenig Redundanzen und Lücken bezüglich der Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen aufweist.

3.3 Thermodynamik und Selbstorganisation

In diesem Themenbereich werden die energetische Voraussetzungen für die Selbstorganisationsprozesse in Ökosystemen zusammengefasst. Energetische Betrachtungen haben ein großes Potential im Rahmen synthetischer Betrachtungen zur Einordnung physisch-geographischer Tatbestände und Theorien beizutragen (FRÄNZLE 1971).

Die Thermodynamik bildet eine der wichtigsten Grundlagen für die Erklärung von Selbstorganisationsphänomenen. Der Ausgangspunkt für die Forschungen war der scheinbare Widerspruch zwischen

1. der phänomenologisch wahrnehmbaren Entstehung von geordneten ökologischen Systemen (Entwicklung von Heterogenität, Biodiversität und Komplexität) auf der einen Seite, und
2. der mit dem 2. Hauptsatz der Thermodynamik formulierten These, dass bei jedem Prozess mehr Unordnung erzeugt wird und damit die Welt einem strukturlosen thermodynamischen Gleichgewicht zustrebt.

Bereits SCHRÖDINGER (1948) hat sich in seinem Buch „What is life?“ mit diesem Problem befasst¹⁴, für das die klassische Thermodynamik keine Lösung bereit hält.

¹⁴ SCHRÖDINGER erörtert in diesem Buch, dass das Leben von zwei fundamentalen Prozessen aufgebaut wird. Der eine schafft „Ordnung aus Ordnung“, der andere „Ordnung aus Unordnung“. Der erste Prozess wurde durch

3.3.1 Klassische Thermodynamik

Die klassische Thermodynamik wurde Mitte des 19. Jahrhunderts gegründet. Entscheidenden Einfluss auf den jungen Forschungszweig hatten Wissenschaftler wie LORD KELVIN, CLAUDIUS, CARNOT und BOLTZMANN. Den Kern der klassischen Thermodynamik bilden ihre beiden Hauptsätze.

Der erste Hauptsatz sagt aus, dass die Gesamt-Energiemenge in einem geschlossenen System konstant bleibt. Verschiedene Energieformen wie z.B. Bewegungsenergie, potentielle Energie, elektrische Energie oder Wärmeenergie sind einander äquivalent und ineinander umwandelbar. Der erste Hauptsatz sagt somit etwas über die Quantität der Gesamtenergie eines Systems aus.

Der zweite Hauptsatz macht hingegen Aussagen zur Qualität der Energieformen. Die Grundlage hierfür bildet die Beobachtung, dass Energieformen nicht beliebig ineinander umwandelbar sind. Springt ein Turmspringer in ein Schwimmbecken, wandelt er seine potentielle Energie durch die Erwärmung des Wassers des Schwimmbeckens in Wärmeenergie um. Es ist jedoch noch nie beobachtet worden, dass sich das Wasser in einem Schwimmbecken abkühlt und mit der „gewonnenen“ Energie ein Schwimmer auf den Sprungturm katapultiert wird, sich also Wärmeenergie spontan in potentielle Energie umwandelt. Der zweite Hauptsatz drückt dies in verallgemeinerter Form aus: Bei jedem Prozess, der mit Energieumwandlung verbunden ist, wächst die Unordnung in dem betrachteten geschlossenen System. Ein Maß für die Unordnung ist die Entropie. Hierdurch ist eine Klasse von irreversiblen Prozessen eingeführt worden, die eine Erklärung der Gerichtetheit der Zeit darstellen („entropy throws the arrow of time“). Der Entropiebegriff wurde von BOLTZMANN (1905) für einfache Systeme mit hohen Teilchenzahlen¹⁵ mit Hilfe der Statistik über die Wahrscheinlichkeit von Systemzuständen quantitativ gefasst. Für komplexere Systeme liegen jedoch noch keine ähnlich stringenten Verfahren für die Berechnung der Entropie vor (vgl. Kapitel 3.4.2).

Ein komplementärer Begriff zur Entropie ist die Exergie. Exergie ist der Anteil der Energie eines Systems, der in mechanische Arbeit oder andere Energieformen umgewandelt werden kann. Dieses Maß reflektiert somit die „Qualität“ einer Energieform. Elektrische Energie ist eine höherwertige Energieform als z.B. Wärmeenergie. Exergie ist somit ein Maß für den energetischen Abstand des Systems vom Zustand des thermodynamischen Gleichgewichts und interpretierbar als die frei nutzbare Energie eines Systems. Irreversible Prozesse verringern (dissipieren) Exergie.

die Entdeckungen der Genetik weitgehend entschlüsselt, mit dem zweiten Prozess setzt sich die Selbstorganisationsforschung auseinander.

¹⁵ „Gesetz der großen Zahl“ nach WEINBERG (1975: S. 12f).

3.3.2 Selbstorganisation in einfachen chemisch-physikalischen Systemen

In offenen Systemen zählen zur Gesamtbilanz der Entropie (dS) neben der internen Entropieproduktion aufgrund irreversibler Prozesse¹⁶ (d_iS) auch die Flüsse über die Systemgrenzen infolge materieller und energetischer Austauschvorgänge mit der Umgebung (d_eS):

$$dS = d_iS + d_eS, \quad d_iS \geq 0$$

Im Gegensatz zu d_iS hat der Term d_eS kein definiertes Vorzeichen. Die Entropie innerhalb eines Systems kann sich somit bei einem Prozess verringern (und Ordnung aufgebaut werden), wenn die interne Entropieabnahme durch den Import von Exergie in das System und (oder) den Export von Entropie aus dem System kompensiert wird, das heißt d_eS positiv ist (siehe Abbildung 5).

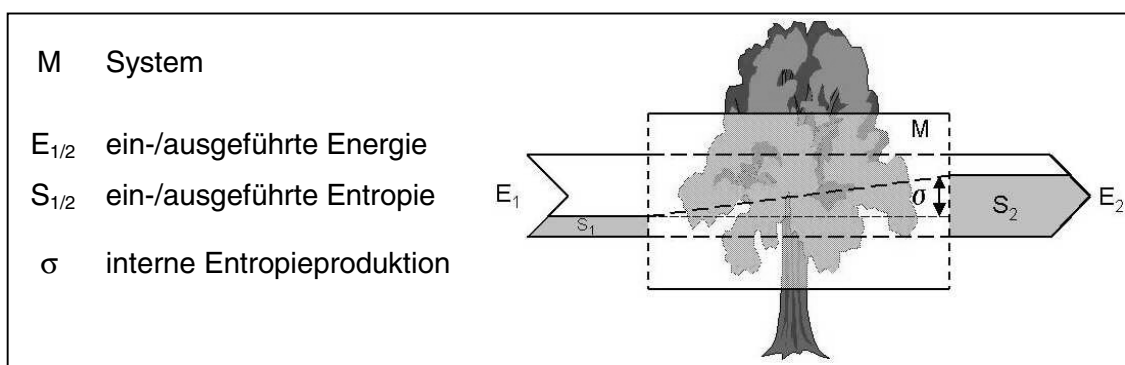


Abbildung 5: Schematische Darstellung des Zusammenhangs zwischen der Energie- und Entropieein- bzw. -ausfuhr und dem Strukturaufbau (symbolisiert durch einen Baum) in einem offenen, energiedurchflossenen Systemen (verändert nach VALSCANGIACOMO 1998: S. 299).

In offenen Systemen ist somit der Aufbau von geordneten Strukturen möglich, ohne dass der 2. Hauptsatz der Thermodynamik verletzt wird (GLANSDORFF & PRIGOGINE 1971). Damit ist der in der Einleitung zu diesem Kapitel formulierte scheinbare Widerspruch aufgelöst.

Unter natürlichen Verhältnissen können grundsätzlich zwei Arten von Selbstorganisationsprozessen unterschieden werden: die konservative und die dissipative Selbstorganisation (GLANSDORFF & PRIGOGINE 1971).

¹⁶ „Im einzelnen gilt: $\frac{d_i S}{dt} = \sum_{i=1}^n J_i X_i$ (DE GROOT & MAZUR 1969)

Dabei bedeuten J_i die „Flüsse“, d.h. die Durchsätze von Wärme, Materie, chemischen Umsetzungen und X_i die Gradienten, das sind die Differenzen von Temperatur, Konzentration, elektrischem oder chemischem Potential, zwischen denen der Fluss erfolgt. Die Stärke der Flüsse hängt dabei erstens von den Materialkonstanten L_i ab (d.h. Koeffizienten der Wärmeleitung, Diffusionsgeschwindigkeiten und chemische Reaktionsgeschwindigkeit) und zweitens von den Gradienten, so dass die Beziehung $J = LX$ gilt. Daraus folgt, dass die Entropieproduktion der ersten Potenz der L_i und dem Quadrat der X_i proportional ist.“ (FRÄNZLE 1979).

Als konservative Selbstorganisation wird die Bildung von geordneten Strukturen auf mikroskopischer Ebene auf dem Weg zum thermodynamischen Gleichgewicht verstanden. Beispiele hierfür sind Phasenübergänge, bei denen sich durch den Entzug von Wärmeenergie (Export von Entropie) geordnete Strukturen ausbilden z.B. Kristallbildung, Änderung der Aggregatzustände, Ferromagnetismus oder Supraleitung (vgl. HAKEN 1983: S. 3ff). Mit dieser Art von Selbstorganisation lässt sich jedoch nicht die Entstehung der uns umgebenden Ökosysteme mit ihren lebendigen Komponenten erklären. Hierfür ist die dissipative Selbstorganisation entscheidend (MÜLLER et al. 1997b). Die dissipativen Selbstorganisationsprozesse laufen im Gegensatz zur konservativen Selbstorganisation fernab vom thermodynamischen Gleichgewicht ab. Durch die Zufuhr von Exergie oder das Anlegen von Gradienten an das System wird dieses am Erreichen des thermodynamischen Gleichgewichts gehindert. „Die Beobachtung, dass Nichtgleichgewicht eine Quelle von Ordnung sein kann, war der Ausgangspunkt für die von der Brüsseler Schule entwickelte Auffassung.“ (PRIGOGINE 1979).

Die dissipative Selbstorganisation ist an einen Mindest- und einen Höchsteintrag von hochwertiger Energie in das System gebunden. Den Übergang von hochwertigen Energieformen, die sich in andere Energieformen umwandeln lassen (z.B. elektrische Energie, kurzweilige Strahlung), in eine Energieform, die sich nicht mehr in andere Energieformen umwandeln lässt (z.B. Niedrigwärmeenergie), wird als **Dissipation** bezeichnet. Durch diesen Prozess hat das System die Möglichkeit, Strukturen aufzubauen und fernab vom thermodynamischen Gleichgewicht zu erhalten. Eine weitere thermodynamische Voraussetzung für die Selbstorganisation ist die Möglichkeit zur Abgabe geringwertiger Energie an die Umgebung, die trotz der Energiezufuhr weitgehend konstant bleiben muss.

Es gibt eine Vielzahl einfacher chemisch-physikalischer Systeme, in denen der Aufbau von geordneten Strukturen durch dissipative Selbstorganisationsprozesse beobachtet werden kann, z.B. : Laser (HAKEN 1983) oder Tornados (SCHNEIDER & KAY 1994).

Das wohl bekannteste Beispiel ist jedoch die Bénard-Instabilität (vgl. z.B. SCHNEIDER & KAY 1994). Bei diesem Experiment kann ein Temperaturgradient zwischen zwei Metallplatten erzeugt und durch ständige Zufuhr von Wärmeenergie auf der einen Seite und Abfuhr auf der anderen Seite aufrechterhalten werden. Zwischen den Metallplatten befindet sich eine Flüssigkeit.

Wird dem System keine Wärmeenergie zugeführt, so befindet es sich im thermodynamischen Gleichgewicht, das bedeutet, es ist im Zustand maximaler Entropie, und es findet keine Entropieproduktion statt. Je nach der Stärke des angelegten Temperaturgradienten lassen sich noch mindestens drei weitere Phasen unterscheiden (siehe Abbildung 6).

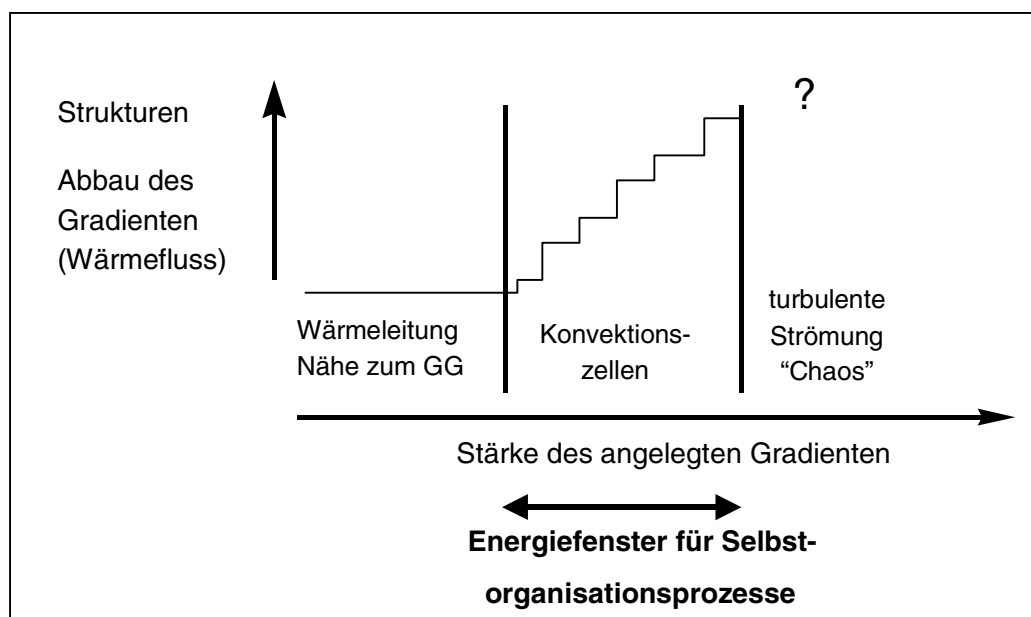


Abbildung 6: Verschiedene Phasen der Strukturbildung in Abhängigkeit von der Stärke des angelegten Gradienten am Beispiel der Bénard-Instabilität (GG = thermodynamisches Gleichgewicht).

Führt man dem System nur wenig Wärmeenergie zu, so dass es noch in der Nachbarschaft des Gleichgewichts bleibt, aber daran gehindert wird, das thermodynamische Gleichgewicht zu erreichen, geht das System nach dem Gesetz der minimalen Entropieerzeugung in den Zustand der „geringsten Dissipation“ über (PRIGOGINE 1979). Es findet bei hinreichend niedrigem Temperaturgradienten Energietransport durch molekulare Wärmeleitung statt. Wird der Temperaturgradient erhöht, das System also weiter vom Gleichgewicht entfernt, so zeigt es ein dem Gesetz der minimalen Entropieproduktion entgegengesetztes thermodynamisches Verhalten. Das System bildet selbstorganisierte Strukturen in Form regelmäßiger hexagonaler wabenförmiger Konvektionszellen aus, die lokal stationär und stabil sind. Die molekulare Wärmeleitung geht somit ab einem bestimmten Grenzwert des Temperaturgradienten in eine konvektive Wärmeleitung über, die den Gradienten schneller abbaut als der molekulare Transport. Das bedeutet, dass wesentlich mehr Exergie dissipiert wird. „Dass es fern vom [thermodynamischen] Gleichgewicht strukturbildende, hochdissipative Systeme gibt und dass diese lokal stationär und stabil sein können, ist eine der bedeutendsten Erkenntnisse der irreversiblen Thermodynamik.“ (VALSCANGIACOMO 1998). Wird das Temperaturgefälle noch mehr gesteigert, so geht die konvektive Wärmeleitung in eine turbulente Strömung über¹⁷.

3.3.3 Ökologische Thermodynamik

Ökosysteme sind offene Systeme. Sie sind einem ständigen Zustrom hochwertiger Energie in Form von kurzweiliger Strahlung (Sonnenlicht) ausgesetzt. Des Weiteren bestehen sie aus

¹⁷ „Von besonderer Bedeutung ist z.B. die Erkenntnis, dass komplizierte Dynamiken nicht a priori als Unordnung aufzufassen sind. Nimmt man die Entropie als Ordnungsmaß, so können z.B. auch turbulente Strömungen einen relativ hohen Ordnungsgrad d.h. eine vergleichsweise niedrige Entropie besitzen.“ (EBELING 1994).

geordneten Strukturen, die zur Dissipation der eingestrahnten Exergie beitragen. Es liegt deshalb nahe, die Erkenntnisse über die thermodynamischen Selbstorganisationsprozesse in einfachen chemisch-physikalischen Systemen auf Ökosysteme zu übertragen. Zur Bearbeitung der sich aus der Übertragung ergebenden Fragestellungen hat sich eine neue Forschungsrichtung etabliert, die ökologische Thermodynamik. Dieser Forschungszweig basiert auf den im vorigen Kapitel vorgestellten Arbeiten der Brüsseler Schule (z.B. NICOLIS & PRIGOGINE 1977), die wiederum auf den ONSAGER'schen Reziprozitätsrelationen beruhen. Ansätze die Ergebnisse dieser Arbeiten auf Ökosysteme zu übertragen, finden sich in FRÄNZLE (1994), SCHNEIDER & KAY (1994), MÜLLER & NIELSEN (1996) und JØRGENSEN (1997).

Komplexe Strukturen bilden sich danach spontan (selbstorganisiert), wenn ein System, z.B. durch die Zufuhr hochwertiger Energie, fern vom thermodynamischen Gleichgewicht gehalten wird. Durch den Aufbau von geordneten Strukturen werden

- Gradienten schneller abgebaut (Dissipation),
- die Entropieproduktion beschleunigt und
- freie Energie (Exergie) schneller vernichtet (Degradation).

Die bei der ökosystemaren Selbstorganisation ablaufenden Teilprozesse beginnen mit der Exergie-Aufnahme, verlaufen über deren Speicherung und Degradation und führen schließlich über die damit gekoppelte Produktion „geringwertiger“ Energie (hoher Entropieanteil) zum Export von Entropie aus dem System (KAY & SCHNEIDER 1992). Die Ökologische Thermodynamik gibt somit eine Antwort auf die Frage, welches die energetischen Voraussetzungen für Selbstorganisationsprozesse sind.

Inwieweit die Übertragungen von den in Kapitel 3.3.2 dargestellten thermodynamischen Charakteristika einfacher chemisch-physikalischer Systeme auf Ökosysteme (KAY & SCHNEIDER 1992, JØRGENSEN 1997) zulässig sind, lässt sich letztlich nicht überprüfen. Dies liegt zum großen Teil an den prinzipiellen Schwierigkeiten, die Exergie oder die Entropie in Ökosystemen zu erfassen¹⁸. Deshalb geht die Annahme der Richtigkeit dieser Übertragungen in das Hypothesensystem der vorliegenden Arbeit ein (Kapitel 4.1.1.1). Für die Übertragbarkeit sprechen die Analogien im Aufbau der beiden Systemtypen insbesondere in Bezug auf ihre Offenheit sowie das Vorhandensein von Exergieeintrag und Entropieexport.

3.4 Selbstorganisationsgrad und Komplexität

Unter dem Selbstorganisationsgrad von Ökosystemen versteht man die Gesamtheit der Strukturen und der Komplexität, die durch Selbstorganisationsprozesse bereits erzeugt worden sind. Die Selbstorganisationsfähigkeit hingegen ist das momentane Potential des Ökosystems seinen Selbstorganisationsgrad in einer gewissen Zeiteinheit zu halten oder zu erhöhen. Der Zusammenhang zwischen der Selbstorganisationsfähigkeit und dem Selbstorganisationsgrad lässt sich mathematisch am einfachsten durch einen Differenzenquotienten ausdrücken:

¹⁸ „So many arguments involving entropy and living systems remain hypothetical and untestable because there exists no feasible way to measure the entropy (or derivative properties such as free energy) of an organism alive in its environment.“ (ULANOWICZ & HANNON 1987).

$$\Delta SOF(t_{-1}, t_0) = \frac{SOG(t_0) - SOG(t_{-1})}{(t_0 - t_{-1})}$$

Lässt sich der Zusammenhang zwischen Selbstorganisationsgrad und Selbstorganisationsfähigkeit auch mathematisch eindeutig fassen, so verschwimmen die Unterschiede bei der Auswahl der Größen zur Indizierung der beiden Sachverhalte. Der Grund hierfür ist die Rückbezüglichkeit selbstorganisierter Systeme (Kapitel 3.1.3.2). Der Selbstorganisationsgrad ist danach sowohl das Ergebnis von Selbstorganisationsprozessen als auch eine Voraussetzung für die weitere Entwicklung, also die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen¹⁹. Die letzte Aussage kann nicht bewiesen werden und ist deshalb mit gewissen Unsicherheiten behaftet. Aus diesem Grund wird sie als Prämisse in das Hypothesensystem der vorliegenden Arbeit aufgenommen (Kapitel 4.1.1.1).

Ein weiteres Argument für den beschriebenen Zusammenhang zwischen dem Selbstorganisationsgrad und der Selbstorganisationsfähigkeit ergibt sich aus der Berücksichtigung von sich ändernden Randbedingungen der Systementwicklung. Komplex aufgebaute Ökosysteme (mit einem hohen Organisationsgrad) haben vielfältige Möglichkeiten, solche Veränderungen durch eine Verschiebung von Interaktionen zwischen den Systemkompartimenten zu kompensieren. Dies entspricht der Fähigkeit, sich selbstorganisiert an neue Randbedingungen anzupassen, einem wesentlichen Aspekt der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen.

3.4.1 Definitionen zu Struktur / Ordnung / Selbstorganisationsgrad

Als Maß für den Grad der Selbstorganisation und auch für die Entwicklungsstufe eines Ökosystems im Laufe einer Sukzession werden Begriffe wie Struktur, Ordnung, Organisation oder auch Komplexität verwendet. Die Begriffe sind einander verwandt, haben jedoch leicht unterschiedliche Inhalte.

Der Strukturbegriff steht in engem Zusammenhang mit den Begriffen Menge, Element, Relation, Operation und Symmetrie. „Wir verstehen [...] unter der Struktur eines Systems die Art der Anordnung und der Relation der Elemente des Systems.“ (EBELING & FEISTEL 1994:31). Die Bildung von Strukturen in unserer natürlichen Umwelt ist geprägt durch

- den Bruch von Symmetrien,
- die Ausbildung von Gradienten,
- die Verringerung der Homogenität und die Vergrößerung der Heterogenität,
- die Speicherung von Information und
- den zunehmenden Abstand vom thermodynamischen Gleichgewicht.

Strukturen können beschrieben werden, ohne funktionale Zusammenhänge zwischen den Teilen zu berücksichtigen. Solche Strukturen werden zu einer Ordnung, wenn die Anordnung der Teile durch gewisse Regeln erklärt werden kann. Antonyme zu Ordnung sind Chaos²⁰ und Konfusion, also Zustände, die sich einer funktionalen Beschreibung entziehen. Der Begriff Organisation wird auf geordnete Strukturen angewendet, die eine Ganzheit darstellen. Unter

¹⁹ Darüber hinaus gibt es jedoch auch Voraussetzungen für Selbstorganisationsprozesse, die nicht oder nur in geringem Maße von den Selbstorganisationsprozessen in Ökosystemen beeinflusst werden können. Dazu zählen die natürlichen Standortbedingungen und die durch anthropogene Eingriffe hervorgerufene Veränderungen der Selbstorganisationsfähigkeit.

²⁰ „Chaos“ im umgangssprachlichen Sinne, nicht im Sinne der wissenschaftlichen Chaostheorie.

der Organisation einer Ganzheit wird das Gefüge oder die Gliederung ihrer Einzelteile verstanden. Sind die Strukturen einer Organisation sehr vielschichtig, so besitzen sie eine hohe Komplexität.

Die aktuelle Ausprägung selbstorganisierter Strukturen eines Systems werden als dessen Selbstorganisationsgrad bezeichnet. Eine Erhöhung des Selbstorganisationsgrads bedeutet eine Erhöhung der Komplexität des Ökosystems.

3.4.2 Thermodynamische und ökologische Beschreibung des Selbstorganisationsgrads

Die für die thermodynamische Beschreibung des Ordnungsgrads gebräuchlichen Maße werden in der Regel aus der Entropie als Maß für die „Unordnung“ abgeleitet. JØRGENSEN (1997) definiert ein solches Maß (Exergie) wie folgt:

$$Ex = T_0 \cdot (S_{GG} - S)$$

Ex = Exergiegehalt eines Systems

T_0 = Umgebungstemperatur des Systems

S_{GG} = Entropiegehalt des Systems im thermodynamischen Gleichgewicht

S = aktueller Entropiegehalt des Systems

Dieser Ansatz ist auf Grund der methodischen Schwierigkeiten, den aktuellen Entropiegehalt eines Ökosystems und den potentiellen im thermodynamischen Gleichgewicht zu bestimmen, kaum umsetzbar. Eine solche thermodynamische Beschreibung des Organisationsgrads von Ökosystemen hätte jedoch den Vorteil der Objektivität (vgl. DENBIGH & DENBIGH 1985). Informationstheoretisch handelt es sich bei dem thermodynamisch bestimmten Ordnungsgrad um gebundene Information²¹. Diese Art der Beschreibung enthält jedoch keinerlei Informationen über die Anordnung und die Relationen zwischen den Systemkompartimenten. Aus diesem Grund sind nach DÜRR (2000) thermodynamische Maße völlig unzureichend für eine Charakterisierung komplexerer Ordnungsstrukturen.

Für die ökologische Beschreibung des Organisationsgrads von Ökosystemen sind die strukturellen und funktionalen Beziehungen zwischen den Systemkomponenten entscheidend. Der „ökologische“ Ordnungsgrad, den wir in den uns umgebenden Ökosystemen erkennen, hängt jedoch von unseren Vorstellungen über die Regeln, nach denen Ökosysteme funktionieren, ab. Bei der ökologischen Beschreibung des Organisationsgrads handelt es sich um freie Information.

„[Freie Information] ist stets Teil einer Beziehung zwischen zwei Systemen, dem Sender und dem Empfänger der Information. [...] Da freie Information eine Relation darstellt, ist sie nicht unmittelbar eine Systemeigenschaft. Sie hat eine relativ eigenständige Existenz und ist von anderer Qualität als ein normales physikalisches Objekt.“
(EBELING & FEISTEL 1994:55f).

Freie Information ergibt sich aus dem Kontext und enthält in der Regel subjektive Anteile. DÜRR (2000) nennt dies die nicht objektivierbare Bewertung des Ordnungsgrads.

²¹ „Gebundene Information dient keinerlei Zweck, sie repräsentiert sich selbst und ist eine unmittelbare materielle Eigenschaft des betrachteten Systems.“ (EBELING & FEISTEL 1994: S. 55).

JØRGENSEN (1995) vereint in seinem Ansatz zur Quantifizierung des Index „Exergy“, der die in Ökosystemen gespeicherten Exergie quantifizieren soll, beide Sichtweisen. Ein Teil des Index ist die Biomasse. Sie ist eine unmittelbare materielle Eigenschaft des Systems und damit gebundene Information. Die Biomasse der verschiedenen Systemkompartimente (Artengruppen) wird mit einem Faktor multipliziert, der den „non-nonsense genes“, der entsprechenden Artengruppen äquivalent sein soll. Dieser Faktor stellt freie Information dar, da die Einstufung welche Gene „Sinn machen“, zweifelsohne von unseren Vorstellungen und Vorinformationen über die Funktionalität der fraglichen Ökosysteme abhängt.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass die ökologische Beschreibung des Ordnungsgrads von Ökosystemen immer einen subjektiven Anteil hat, der von dem Vorwissen des Beschreibenden abhängt. Nichtsdestoweniger werden mit dieser Art der Beschreibung des Ordnungsgrads die aus ökologischer Perspektive entscheidenden Aspekte des Ordnungsgrads erfasst. Aus diesem Grund wird in der vorliegenden Arbeit der ökologischen Beschreibung des Ordnungsgrades der Vorzug vor einer rein thermodynamischen gegeben.

3.4.3 Strukturelle und funktionale Beschreibung des Organisationsgrads von Ökosystemen

Die ökologische Beschreibung der Organisation eines Ökosystems kann aus struktureller oder funktionaler Perspektive erfolgen. Zur strukturellen Beschreibung zählen die Diversität und die Heterogenität der beteiligten biotischen und abiotischen Systemkompartimente.

Die biotische Diversität hat eine große Bedeutung für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen. Aus einer abstrakten thermodynamischen Perspektive beinhalten die Arten die Information über verschiedene mögliche Wege, auf denen hochwertige Energie degradiert werden kann (SCHNEIDER & KAY 1994). Die biotischen Systemkompartimente bilden somit die informatorischen Grundlagen der Ökosystementwicklung (vgl. Kapitel 3.5.2).

Eine hohe Vielfalt an Arten bedeutet eine hohe potentielle Redundanz bezüglich der Möglichkeit wichtige Funktionen in den Prozessketten von Ökosystemen zu übernehmen. Arten können in diesem Zusammenhang in funktionelle Gruppen eingeteilt werden. Eine solche Gruppe enthält Arten die ähnliche Funktionen im Wirkungsgefüge von Ökosystemen übernehmen (können). Fallen bei sich verändernden Randbedingungen der Ökosystementwicklung wichtige Arten aus, so können diese durch andere Arten aus der gleichen funktionellen Gruppe potentiell ersetzt werden (STEEDMAN & HAIDER 1993). Je höher die Artenzahl in einer funktionellen Gruppe ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich das entsprechende Ökosystem unter Erhalt seiner Organisation an sich verändernde Randbedingungen anpassen kann (FRÄNZLE 1994). Diese Eigenschaft von Ökosystemen ist ein Ausdruck ihrer Selbstorganisationsfähigkeit.

Durch die Artenvielfalt wird auch zu einem großen Teil die Anzahl der Systemkompartimente eines Ökosystems bestimmt. Die Anzahl der Arten ist somit eine Grundlage für eine hohe Flussspezifität, die eine Charakteristik der funktionalen Komplexität eines Ökosystems ist.

Die abiotische Heterogenität spielt in den Ökosystemtheorien eine große Rolle, da sie ein Maß für das Vorhandensein von stofflichen Gradienten ist sowie einen Teil der Struktur und

damit der Komplexität eines Ökosystems darstellt. Zur Aufrechterhaltung der abiotischen Strukturen, wie z.B. stofflicher Gradienten, sind aktive Prozesse notwendig. Brechen solche Prozesse zusammen, so werden die Stoffgradienten abgebaut, bis alle Stoffe gleich verteilt sind und damit ein Entropiemaximum erreicht ist (MÜLLER & FATH 1998a). Gradienten bilden somit das interne Prozessgeschehen in Ökosystemen ab. Daneben bildet die abiotische Heterogenität eine der Grundlagen für die Biodiversität, indem unterschiedliche Standortbedingungen verschiedene Artenspektren fördern (MÜLLER 1998b). Es bleibt festzuhalten, dass eine höhere Heterogenität sich fördernd auf die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen auswirkt.

Eine funktionale Beschreibung des Organisationsgrads von Ökosystemen ergibt sich aus den Interaktionen zwischen den Kompartimenten eines Systems. Die Stärke der Interaktionen zwischen den einzelnen Elementen kann durch die Energie- oder Stoffflüsse zwischen ihnen quantifiziert werden. Es gibt viele Flussgrößen, die hierzu verwendet werden können, wie z.B. Energie, Kohlenstoff oder Nährstoffe. Der Auswahl der Flussgrößen kommt hierbei eine wesentliche Bedeutung zu. Es sind insbesondere zwei Klassen von Größen zu unterscheiden: solche, die in Ökosystemen dissipiert werden, wie z.B. Exergie, und solche, die nicht dissipiert werden, wie z.B. Nährstoffe (HERENDEEN 1990).

Für die Erfassung der Flüsse zwischen den (vor allem biotischen) Systemkompartimenten eines Ökosystems ist eine Nahrungsnetzanalyse erforderlich. Als Hilfsmittel hierfür werden entsprechende Computerprogramme angeboten, wie z.B. das Modellpaket „EcoPath II“ (CHRISTENSEN & PAULY 1992). Eine solche Analyse ist für terrestrische Ökosysteme in der Regel sehr aufwändig. Für die einzelnen Systemkompartimente (vor allem funktionelle Gruppen von Organismen) müssen folgende Eigenschaften ermittelt werden:

- Biomasse;
- Nahrungszusammensetzung und -menge;
- Wachstumskurven;
- Exporte aus dem System.

Auf der Grundlage einer solchen Nahrungsnetzanalyse können verschiedene Indices berechnet werden, die den funktionellen Selbstorganisationsgrad eines Ökosystems charakterisieren. Der von ULANOWICZ (1986) entwickelte Index „Ascendency“ ist hierfür sehr gut geeignet. Er wurde bisher vor allem zur Analyse aquatischer Ökosysteme eingesetzt (BAIRD & ULANOWICZ 1989, CHRISTENSEN & PAULY 1991, DALSGAARD 1995). Mit dem Index werden zwei Facetten der Entfaltung von Ökosystemen quantifiziert:

- den Grad der Systemaktivität, der durch die Summe aller Flüsse im System quantifiziert wird, und
- den Grad der Organisation, der durch die Spezifität der Beziehungen zwischen den Kompartimenten des Systems bestimmt wird. Die Erhöhung der Spezifität der systeminternen Beziehungen ist eine Folge von autokatalytischen Prozessen (ULANOWICZ 2000).

Die Erhöhung der Systemaktivität bedeutet ein Systemwachstum, während die Erhöhung der Organisation als eine Entwicklung des Ökosystems aufgefasst werden kann. Für Einzelheiten der Berechnung sei auf Anhang A 3 verwiesen.

Ein weiteres funktionelles Maß für die Komplexität eines Ökosystems ist der „Cycling Index“ nach FINN (1976). Er quantifiziert die als Kreislaufführung bezeichnete Eigenschaft von Systemen, Stoffe zwischen den Kompartimenten auszutauschen und nicht sofort wieder nach außen abzugeben. Die Kreislaufführung ist auch eine Voraussetzung für die Minimierung von Stoffverlusten, einem in Kapitel 5.4.2 beschriebenen Indikator für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen.

3.5 Historizität - Materielle Grundlagen der Ökosystementwicklung

In dem Selbstorganisationsparadigma ist implizit der Entwicklungsgedanke enthalten. Aus diesem Grunde ist es wichtig zu untersuchen, durch welche spezifischen Randbedingungen die Dynamik von biologisch geprägten Systemen bestimmt wird. Von besonderer Bedeutung sind hierbei die Charakteristika von Ökosystemen, die erforderlich sind, um die Erhaltung der biotischen Systemelemente zu sichern, da diese eine wesentliche Randbedingung für die Entwicklung von Ökosystemen sind.

3.5.1 Historizität durch irreversible Prozesse

Die Historizität wurde lange Zeit in der wissenschaftlichen Beschreibung von Prozessen vernachlässigt. Hier hat sich Mitte des 19. Jahrhunderts ein paradigmatischer Wandel vollzogen (vgl. Übersicht 2).

Eine Grundlage des älteren, mechanistischen Weltbilds ist der Determinismus. Die Gesetze der Mechanik geben keine Entwicklungsrichtung vor; die von ihnen beschriebenen Prozesse sind vollständig reversibel. Mitte des 19. Jahrhunderts wurde die Allgemeingültigkeit dieser Annahme durch die sich entwickelnde Thermodynamik und Evolutionstheorie in Frage gestellt. Beide Theorien betonen, dass der aktuelle Zustand eines Systems von den vorher durchlaufenen Zuständen abhängig und nicht umkehrbar ist (Historizität). Auch in der Erforschung von thermodynamischen Prozessen fernab vom Gleichgewicht spielen irreversible Prozesse eine bedeutende Rolle (NICOLIS & PRIGOGINE 1977, KAY & SCHNEIDER 1992, vgl. Kapitel 3.1.3.3).

3.5.2 Arten als informatorische Grundlagen der Selbstorganisation

Einen wesentlichen Beitrag zur Irreversibilität der Ökosystementwicklung liefern deren biotische Komponenten. Nach der Evolutionstheorie, die von A. WALLACE und C. DARWIN begründet wurde (DARWIN 1858), haben sich auf der Grundlage von genetischer Variation und natürlicher Auslese (Selektion) sämtliche heute existierenden Lebewesen aus ursprünglichen Formen entwickelt. Genetische Variation beruht auf zufälligen Mutationen, also Veränderungen des Erbguts, und der Neukombination genetischer Merkmale durch die geschlechtliche Fortpflanzung. So entstehende Variationen sind einer ständigen Selektion unterworfen, bei der die am besten an die Umwelt angepassten Individuen einer Art die besten Chancen haben, ihr Erbgut weiterzugeben. Die Selektion beruht auf der Anpassung an die abiotischen Umweltfaktoren und an die Verhaltensweisen anderer Organismen. Das Erbgut der selektierten Arten enthält somit Informationen über die Anpassungen der Arten an die Umweltbedingungen, denen ihre Vorfahren in der Stammesentwicklung (Phylogenie) ausgesetzt waren und

die sich als erfolgreich erwiesen haben. Erfolgreich bedeutet, unter den gegebenen Rahmenbedingungen zu überleben und am Prozess der Exergiedissipation teilzuhaben. Die Selbstorganisationsprozesse in Ökosystemen beginnen deshalb nicht bei null, sondern können auf die Arten als die informatorischen Grundlagen der Systementwicklung aufbauen (vgl. KUTSCH et al. 2001b). Ohne diese Informationen wäre eine solche Strukturvielfalt und Komplexität, wie wir sie heute antreffen, nicht möglich. Stirbt eine Art aus, so ist dies nicht mehr rückgängig zu machen. Die genetische Information ist hierdurch verloren und somit ist eine Umkehrung der Entwicklung nicht möglich.

Die Erhaltung der Überlebensfähigkeit der Arten liefert deshalb einen wesentlichen Beitrag für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen. Diese Einschätzung wird auch von Vertretern einer thermodynamischen Systemauffassung geteilt. KAY & SCHNEIDER (1992) heben z.B. die Bedeutung der Abhängigkeit der Prozesse der Exergiedegradation von den materiellen Grundlagen der Systementwicklung hervor. In einer zweiten Hypothese wird die Bedeutung, die der Überlebensfähigkeit der Arten zukommt, betont.

Die Verknüpfung zwischen der thermodynamischen und einer organismengeprägten historischen Systemauffassung, die von Begriffen wie Sukzession, Konkurrenz und ökophysiologischer Effizienz bestimmt ist, kommt auch im thermodynamische Konzeptmodell von BARKMANN et al. (2001) zum Ausdruck.

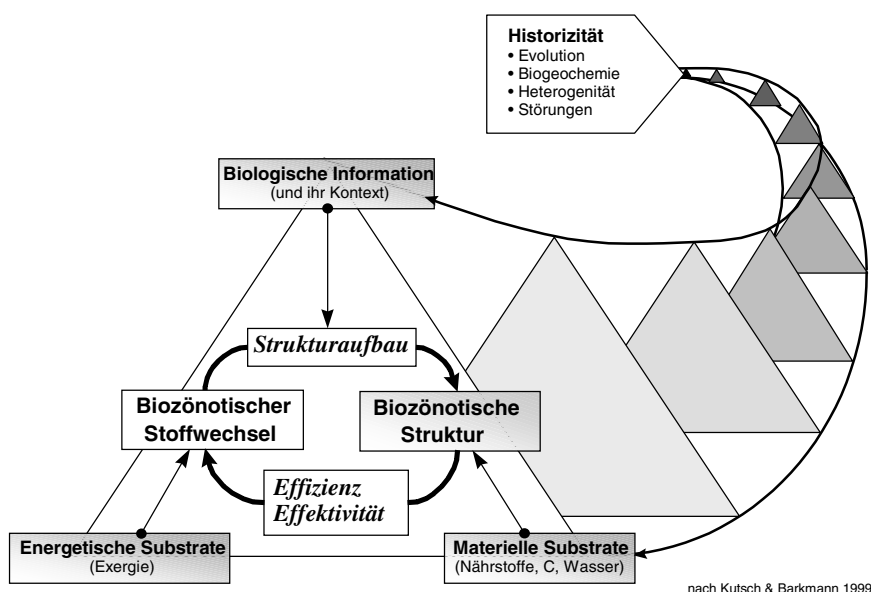


Abbildung 7: „Biologisch-thermodynamisches Konzeptmodell der Selbstorganisation in ökologischen Systemen. Die grau schattierten Rechtecke bezeichnen Faktoren, die die Selbstorganisationsfähigkeit ökologischer Systeme langfristig beeinflussen. Die ungleichmäßige Grauschattierung deutet an, dass diese Faktoren selbst ebenfalls Ergebnis jeweils momentan wirkender Selbstorganisationsprozesse sind.“ (BARKMANN et al. 2001).

3.5.3 Ökosystemare Voraussetzungen zur Erhaltung der informativischen Grundlagen der Selbstorganisation

Die in den Genen gespeicherten Informationen über die Anpassungsprozesse der Arten sind auf der einen Seite als informativische Grundlage der Systementwicklung zu sehen, aber auf der anderen Seite bedeuten sie auch, dass die Entwicklungsmöglichkeiten von Ökosystemen durch sie vorgeprägt sind. Das Verhaltensrepertoire der Arten ist auf die Randbedingungen abgestimmt, an die sie sich im Laufe der Evolution angepasst haben. Im Sinne der Konkurrenz zwischen verschiedenen autokatalytischen Prozessen (EIGEN 1987) werden deshalb solche Prozesse gefördert, die dazu beitragen, dass die Lebensbedingungen, an die sich die Arten angepasst haben, erhalten werden.

Zu diesen Lebensbedingungen zählen neben biotischen Wechselwirkungen mit anderen Arten auch die abiotischen Standortfaktoren, wie z.B. die Verfügbarkeit von Wasser und Sauerstoff und bestimmten (Nähr-)Stoffen, die für die Aufrechterhaltung von Stoffwechselprozessen notwendig sind. Solche abiotischen Standortfaktoren werden im Folgenden als die materiellen Grundlagen der Systementwicklung bezeichnet. Die Tendenz von Ökosystemen, die materiellen Grundlagen der Systementwicklung konstant zu halten, führt zu sogenannten Fließgleichgewichtszuständen („steady states“). Diese Fließgleichgewichte werden durch eine interne Vernetzung ihrer Subsysteme erreicht²². Dazu zählen z.B. Prozesse zur Regulation der Bestandstemperatur und der Wasserverfügbarkeit sowie die Erhaltung von Nährstoffen im System durch deren biotische Kreislaufführung.

Diese Charakteristik von Ökosystemen ist erforderlich, um das Überleben der Arten und damit die in ihren Genen gespeicherte Information zu sichern. Ändern sich gewisse Rahmenbedingungen zu schnell und fallen hierdurch zu viele informationstragende biotische Komponenten aus, so kann der Organisationsgrad eines Ökosystems und damit auch seine Selbstorganisationsfähigkeit nicht aufrecht erhalten werden.

Zur Indikation der Prozesse, die der Erhaltung der materiellen Grundlagen der Systementwicklung und damit auch der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen dienen, werden deshalb zwei Teilindikanda vorgeschlagen:

1. Die Eigenschaft von Ökosystemen, Fließgleichgewichtszustände herzustellen, wird durch systemimmanentes Speichervermögen erreicht, durch das Schwankungen von wichtigen materiellen Faktoren der Systementwicklung ausgeglichen werden können. Wichtig ist z.B. die Speicherung von hochwertiger Energie, Nährstoffen und Wasser.
2. Unter mitteleuropäisch-humiden Bedingungen ist die Vermeidung von Nährstoffverlusten ebenfalls eine wichtige Voraussetzung, um langfristig die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen zu sichern.

²² Diese Eigenschaft ist ein gutes Beispiel für ganzheitliche, emergente Eigenschaften, die erst auf der Systemebene möglich und erkennbar sind.

3.6 Ökophysiologische Effizienz

Nach der Sukzessionstheorie wird im Laufe der natürlichen, ungestörten Entwicklung von Ökosystemen der Aspekt der Konkurrenz um knapper werdende Ressourcen immer wichtiger (ODUM 1980). Das bedeutet, dass die K-Selektion im Vergleich zur r-Selektion im Laufe der Ökosystementwicklung an Bedeutung gewinnt und somit auch ein effizienterer Umgang der Arten mit knappen Ressourcen gefördert wird. Die Ökophysiologie beschäftigt sich unter anderem mit entsprechenden Fragen nach der Effizienz des Umgangs von Organismen mit den zur Verfügung stehenden Ressourcen. Eine grundlegende Hypothese dabei ist, dass eine Art um so konkurrenzstärker ist, je effizienter sie knappe Ressourcen erschließen und nutzen kann (GLEESON & TILMAN 1994).

3.6.1 Übertragbarkeit ökophysiologischer Erkenntnisse auf Ökosysteme

Die wesentlichen Unterschiede im Charakter von Organismen und Ökosystemen liegen in der unterschiedlichen Abgrenzbarkeit gegenüber der Umwelt (vgl. Kapitel 3.1.3.2). Trotz dieser Unterschiede wird eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Ökosysteme für sinnvoll erachtet, da die Organismen entscheidende Bestandteile von Ökosystemen sind. Ihre Eigenschaften beeinflussen das ökosystemare Prozessgefüge zu einem erheblichen Teil. Somit ist anzunehmen, dass sich die Gesetzmäßigkeiten, die für die biotischen Elemente von Ökosystemen gelten, in der Summe auf die nächst höhere Skalenebene, das Ökosystem selbst, übertragen lassen. Dies ist jedoch nicht unumstritten, weshalb die Übertragbarkeit zwischen den Ebenen als Prämisse in das Hypothesensystem der vorliegenden Arbeit aufgenommen wird (Kapitel 4.1.1.1).

Geht man von der Übertragbarkeit der ökophysiologischen Erkenntnisse auf Ökosysteme aus, so hängt auch die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen in hohem Maße vom effizienten Umgang mit knappen Ressourcen ab (vgl. KUTSCH et al. 2001b). Je besser ein System knappe Ressourcen erschließen und mit ihnen haushalten kann, desto bessere Chancen hat es, sich selbstorganisiert weiter zu entwickeln. Ein effizienter Umgang mit knappen Ressourcen bedeutet, dass die Einschränkungen in der Entwicklungsfähigkeit, die durch knappe Ressourcen hervorgerufen werden, verringert werden (vgl. Kapitel 3.6.2).

Um dies zu erreichen, ist eine an die Standortbedingungen angepasste Organisation des Ökosystems notwendig. Somit gibt es implizit Querbezüge zwischen diesem Themenbereich und dem Themenbereich Organisation/Komplexität.

3.6.2 Effizienzmaße für Ökosysteme

Für das Ökosystem potentiell knappe Ressourcen sind in den Bereichen Energie, Wasser und Nährstoffe zu suchen. Die im folgenden vorgeschlagenen Größen zur Indikation der Effizienz von Ökosystemen stammen aus KUTSCH et al. (2001b). Entsprechende Effizienzmaße werden in der Regel in Form von Quotienten angegeben.

1. $\frac{\text{Bruttoprimärproduktion}}{\text{Verfügbare Nährstoffe}}$

KUTSCH et al. (2001) argumentieren, dass die Bruttoprimärproduktion nicht alleine als Indikator für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen geeignet ist, weil sie von zu vielen weiteren einschränkenden Faktoren (z.B. Wasser- oder Nährstoffverfügbarkeit) abhängt. Die Autoren versuchen, das Problem mit der Argumentation zu lösen, dass die Bruttoprimärproduktion mit einem wesentlichen einschränkenden Faktor (der Verfügbarkeit von Nährstoffen) in Beziehung gesetzt wird. Das ist jedoch nicht der einzige einschränkende Faktor, so dass bei der Interpretation der Größe immer noch im Einzelfall geprüft werden muss, welchen Einfluss z.B. die Wasserverfügbarkeit im Untersuchungszeitraum auf den Wert des Indikators hatte. Wollte man mehrere Faktoren berücksichtigen, müsste deren relativer Einfluss abgeschätzt werden. Der Einfluss der einzelnen Faktoren unterscheidet sich je nach Ökosystemtyp sehr stark, weshalb keine allgemeingültige Gewichtung angegeben werden könnte.

2. $\frac{\text{Respiration}}{\text{Biomasse}}$ ($q \text{ CO}_2$)

Die Lebensvorgänge der biotischen Elemente des Ökosystems können nur unter Verbrauch von Energie aufrecht erhalten werden. Dieser sogenannte Erhaltungsenergiebedarf entspricht den Respirationsverlusten. Je geringer diese „Kosten“ pro (lebender) Biomasse sind, desto effizienter ist die Erhaltung der in Form von Biomasse gespeicherten Energie.

Durch die Bildung des Quotienten wird berücksichtigt, dass die Aufwendungen für die Erhaltung von Biomasse von deren Menge selbst abhängen. Je höher die aktive Biomasse, desto höher liegt auch die Respiration (ODUM 1980: S. 72). Durch das Maß wird somit die Fähigkeit des Systems, mit möglichst wenig Atemverlusten seine Biomasse zu erhalten, indiziert.

Ökosysteme mit geringen energetischen „Betriebskosten“ für die Erhaltung der Biomasse sind in der Lage, bei gleichem Energieangebot mehr organische Substanz zu erhalten oder mehr Energie für den Aufbau von Strukturen zu verwenden. Eine Verringerung der Respiration (bei gleichbleibender Biomasse) ist somit unter dem Gesichtspunkt der Stoffwechseleffizienz als positiv zu bewerten.

In der Ökologischen Thermodynamik wird die Respiration als ein Weg für den Entropieexport beschrieben (FRÄNZLE 1994, SCHNEIDER & KAY 1994, MÜLLER 1998a, MÜLLER & FATH 1998b). Unter dem Gesichtspunkt des Entropieexports wäre somit eine Erhöhung der Respiration als positiv zu bewerten, ungeachtet einer Veränderung der Ökosystembiomasse. Diese Interpretation steht offensichtlich im Widerspruch zu der obigen Bewertung. Der Widerspruch löst sich auf, wenn man die Bilanzierung der CO_2 -Flüsse auf der Ökosystemebene betrachtet. Hier kommt es nur zu einem Netto- CO_2 -Export, wenn mehr Biomasse ab- als aufgebaut wird. Die Respiration kann auf der Ökosystemebene deshalb eher als ein Prozess der Entropieerzeugung als ein Prozess des Entropieexports angesprochen werden (siehe Kapitel 5.2.2.1).

3. Transpiration
Evapotranspiration

Diese Größe dient zur Charakterisierung der Effizienz der Nutzung des zur Verfügung stehenden Wassers. Genauer gesagt quantifiziert sie, inwieweit die biotischen Elemente des Ökosystems in der Lage sind, den Strom des Wassers vom Boden in die Atmosphäre in ihren internen Wasserstrom einzubinden.

Die Nutzung der Ressource Wasser ist für die biotischen Elemente eines Ökosystems aus mehreren Gründen von hoher Wichtigkeit. Mit der Aufnahme von Wasser und dessen Transpiration in die Atmosphäre ist die Fähigkeit der Pflanzen zur Nährstoffaufnahme verbunden. Des Weiteren hängen die Photosynthesekapazität und die Wärmeregulation der Pflanzen von einer ausreichenden Wasseraufnahme ab. Die Transpiration ist somit ein wesentlicher Prozess für den selbstorganisierten Aufbau von biotischen Strukturen in Ökosystemen. Gleichzeitig ist die durch die biotische Wassernutzung ermöglichte Nährstoffaufnahme aus der Bodenlösung ein zentraler Prozess für die Kreislaufführung von Nährstoffen in Ökosystemen. Die Verdunstung kann somit als Grundbedingung der Kreislaufführungen (ein funktionelles Organisationsmaß) bezeichnet werden.

4 Methodik zur Ableitung ökosystemarer Indikatorensätze

Das Ziel dieses Kapitels ist die Präzisierung der Problemstellung. Hierzu werden Aussagen (Prämissen und Hypothesen) formuliert, die in einem Hypothesensystem zusammengefasst werden (Kapitel 4.1). Von besonderer Bedeutung ist die Beschreibung der Methodik, mit der die Hypothesen überprüft werden können (Abschnitt 4.2). Da es für den vorliegenden Fall keine Standardlösung gibt, müssen die einzelnen Prüfkriterien genau dargestellt werden, um der Forderung des SRU (1994) nachzukommen, den Vorgang der Indikatorenbildung durchschaubar und verständlich zu halten²³.

4.1 Hypothesensystem

Das im folgenden vorgestellte Hypothesensystem besteht aus Prämissen und Hypothesen. Beide Elemente sind Aussagen²⁴, die sich in ihrem angenommenen Wahrheitswert unterscheiden. Bewiesene Hypothesen, die als wahr angenommen werden, können zu einer Theorie²⁵ zusammengefasst werden.

4.1.1 Prämissen

Eine Prämisse (Vordersatz) ist eine Aussage, aus der eine andere Aussage gefolgert wird. Eine Voraussetzung für die Richtigkeit des Schlusses ist die Wahrheit der Prämisse. Somit können allgemein anerkannte Aussagen (Theorien) ohne besondere Erwähnung als Prämissen verwendet werden. Hierzu zählen Aussagen wie: „Die Erde ist eine abgeflachte Kugel.“ oder „Die Entropie nimmt in geschlossenen Systemen nicht ab.“ Es gibt jedoch auch Aussagen, welche zwar wahrscheinlich wahr sind und auch von einer Gruppe von Wissenschaftlern anerkannt, aber noch nicht allgemeingültig bewiesen sind. Im folgenden werden diese Art der Aussagen als Prämissen (im engeren Sinne) bezeichnet. Die mit der Verwendung solcher Prämissen verbundenen Unsicherheiten sind bei dem gegenwärtigen Wissensstand über die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen unvermeidlich (Kapitel 3.1.3.4):

„Here we should consider that there are degrees in scientific explanation, and that in complex and theoretically little-developed fields we have to be satisfied with what the economist Hayek has justly termed „explanation in principle“.“ (VON BERTANLANFFY 1968: S. 36).

²³ „Die Bildung von Umweltindikatoren muss jeweils vor dem Hintergrund der zugrunde gelegten Hypothesen über die wesentlichen ökosystemaren Steuerungsprozesse und Ursache-Wirkungs-Gefüge erfolgen und dargestellt werden.“ (SRU 1994: Tz. 162).

²⁴ „Eine Aussage ist ein sprachliches Gebilde, das nach der Fixierung einer Interpretation entweder wahr oder falsch ist.“ (OBERSCHELP 1997). Diese Definition des Begriffs Aussage impliziert zwei Eigenschaften, die ein Satz erfüllen muss, um zu einer Aussage zu werden. Zum ersten muss der Satz auf der Grundlage der Regeln der Grammatik der zugrundegelegten Sprache interpretiert werden können und zum anderen muss es möglich sein, den Wahrheitsgehalt der Aussage zumindest prinzipiell feststellen zu können.

²⁵ Eine Theorie ist ein wissenschaftliches Lehrgebäude oder ein System von als bewiesen geltenden Aussagen, das der Beschreibung, Erklärung und Vorhersage von Phänomenen eines Gegenstandsbereichs dient (BROCKHAUS 1983). Theorien können zum einen abgeleitet sein durch logische Schlüsse auf der Grundlage bereits bestehender Theorien (Deduktion) oder aus der Verallgemeinerung (Induktion) von Beobachtungen hervorgehen.

Solche „prinzipiellen Erklärungen“ herrschen derzeit auch in der noch jungen theoretischen Ökologie vor. Will man deren Ergebnisse gesellschaftlich nutzbar machen, z.B. durch die Entwicklung von Indikatoren zur integrativen Beschreibung des Umweltzustands, muss man Unsicherheiten in Kauf nehmen. Es ist jedoch wichtig, gegenüber dem Anwender der Indikatoren auf diese Unsicherheiten in den durch diese Indikatoren bereitgestellten Information explizit hinzuweisen (vgl. Kapitel 8.2).

4.1.1.1 Prämissen in der theoretische Ableitung

Die ersten beiden Prämissen, die im Rahmen der theoretischen Ableitung der Teilindikanda der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen notwendig sind, ergeben sich aus den Unsicherheiten in der Übertragung von Erkenntnissen aus anderen Forschungsbereichen oder Skalenebenen. Die Richtigkeit solcher Übertragungen kann nicht bewiesen werden. Im besten Fall handelt es sich bei diesen Übertragungen um Homologien. Eine Homologie liegt dann vor, wenn sich nur die tatsächlichen Faktoren der Phänomene unterscheiden, die entsprechenden Gesetze jedoch formal identisch sind²⁶. Solche Homologien sind von beträchtlicher Bedeutung für die Entwicklung von konzeptionellen wissenschaftlichen Modellen (VON BERTANLANFFY 1968). Im schlimmsten Fall handelt es sich um reine Analogien. Das sind künstliche Ähnlichkeiten, die weder bezüglich der Einflussfaktoren noch der zugrunde liegenden Gesetzmäßigkeiten übereinstimmen²⁷ (VON BERTANLANFFY 1968).

Prämisse 1: Übertragungen der ökologischen Thermodynamik (Kapitel 3.3.3)

Die Übertragbarkeit der Ergebnisse, die auf thermodynamischen Untersuchungen einfacher chemisch-physikalischer Systeme beruhen, auf Ökosysteme wird angenommen.

Prämisse 2: Übertragung ökophysiologischer Erkenntnisse auf Ökosysteme (Kapitel 3.6.1)

Die Übertragbarkeit ökophysiologischer Erkenntnisse über Organismen auf Ökosysteme wird angenommen.

Die dritte Prämisse in diesem Ableitungsschritt bezieht sich auf den Zusammenhang zwischen dem Selbstorganisationsgrad und der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen. Dieser Zusammenhang ist für die Ableitung des Themenbereichs Organisation/Komplexität von Bedeutung, aber auch für ein Kriterium bei der empirischen Überprüfung der Indikatoren, dem Orientorenprinzip (vgl. Prämisse 5).

Prämisse 3: Zusammenhang zwischen Selbstorganisationsgrad und Selbstorganisationsfähigkeit (Kapitel 3.3)

Das Vorhandensein und die Komplexität von selbstorganisierten Strukturen (Selbstorganisationsgrad) wird als eine der Voraussetzungen für eine hohe Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen angenommen.

²⁶ Ein Beispiel für eine Homologie ist der Vergleich des elektrischen Stromes mit dem Fluss einer Flüssigkeit.

²⁷ Ein Beispiel für eine Analogie ist der Vergleich des Wachstums von Pflanzen mit dem von Kristallen.

4.1.1.2 Prämissen für die Ableitung der Methodik zur empirischen Überprüfung der Indikatoren

Eine empirische Überprüfung des Zusammenhangs zwischen dem Indikandum (Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen) und den Indikatoren ist nur mit Hilfe von Außenkriterien möglich (Kapitel 4.2.2). Der Zusammenhang zwischen den Außenkriterien und dem Indikandum kann nur argumentativ begründet werden, da eine **direkte** Quantifizierung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen nicht möglich ist.

Prämisse 4: Zusammenhang zwischen Selbstorganisationsfähigkeit und Fremdorganisation (Kapitel 4.2.2.1)

Je mehr ein Ökosystem fremdorganisiert ist, desto stärker werden seine Möglichkeiten zur Selbstorganisation eingeschränkt. Das heißt, dass durch die anthropogene Nutzung in der Regel die Entwicklungsmöglichkeiten von Ökosystemen eingeschränkt werden.

Prämisse 5: Orientorenprinzip (Kapitel 4.2.2.2)

Es gibt Zustandsgrößen eines Ökosystems, die sich im Laufe einer ungestörten Sukzession eindeutig in eine Richtung entwickeln. Verfügen Größen über diese Eigenschaft, zumindest in der „Entwicklungsphase“ von Ökosystemen (HOLLING 1986), so ist das ein Hinweis darauf, dass diese Größen den Selbstorganisationsgrad, aber auch die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen indizieren können.

4.1.1.3 Prämisse zur Verknüpfung mit dem normativen Begriffsraum

Die Anbindung an die normativen Zielsetzungen, auf die sich die deskriptive Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen beziehen, ist nicht mehr Teil der naturwissenschaftlichen Ableitung der Indikatoren. Sie ist jedoch für die Nutzbarkeit dieser Indikatoren sehr wichtig.

Prämisse 6: Verknüpfung des normativen Ziels des ökologischen Risikoschutzes mit der deskriptiven Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen (Kapitel 6.4.2)

Der Erhalt der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen bietet die beste Gewähr dafür, den mit der Leitlinie Ökologische Integrität angestrebten Schutz vor unspezifischen ökologischen Risiken im Rahmen Nachhaltiger Entwicklung zu verwirklichen.

4.1.2 Hypothesen

Hypothesen nehmen eine zentrale Stellung zwischen den Kategorien „Problem“ und „Theorie“ ein: „Die Hypothese erscheint als prüffähige Problemlösung, die durch ihre Bestätigung (Verifizierung) zur „wirklichen“ Problemlösung und mithin zur Theorie wird.“ (SCHRÖDER 1989: S. 38). Zu Beginn einer Untersuchung werden die Hypothesen als wahrscheinlich richtig angenommen. Das Ziel der weiteren Problemlösungsschritte ist es, den Wahrheitsgehalt der Hypothesen zu prüfen. Um dies zu ermöglichen, müssen die Hypothesen so formuliert sein, dass man Voraussagen auf der Grundlage der Hypothesen machen kann und die Aussagen potentiell auf der Basis der Vorhersagen falsifizierbar sind (POPPER 1972).

Zur Überprüfung von Hypothesen lassen sich aus wissenschaftstheoretischer Sicht drei Ansätze unterscheiden, wobei die beiden ersten als logische und der dritte als faktische Kritik zu kennzeichnen sind (OPP 1970: S. 274):

- die Konfrontierung mit alternativen Hypothesen,
- die Suche nach hypothesenimmanenten Widersprüchen und
- die Konfrontation mit der Realität in (Labor-) Experimenten und/oder (Feld-)Untersuchungen.

Mit logischer Kritik ist höchstens eine Falsifizierung der Hypothesen möglich, jedoch nicht eine Verifizierung. Für die Ermittlung der Gültigkeit einer Hypothese ist der Grad ihrer faktischen Übereinstimmung mit den realen Gegebenheiten zu prüfen. Die Kriterien, die hierfür verwendet werden, werden als Methodik der Untersuchung bezeichnet (siehe Abschnitt 4.2).

Die Hypothesen für die vorliegende Arbeit nehmen die Form an:

Es gibt Größen x_i , die geeignet sind, die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen zu indizieren.

4.1.3 Aussagebereich – Generalisierbarkeit

Neben dem Wahrheitswert ist die räumliche und zeitliche Verallgemeinerbarkeit einer Aussage für den Erklärungswert der Hypothese entscheidend (VETTER et al. 1987). Es gilt:

Erklärungswert = Hypothesenwahrheit + Generalisierbarkeit

Zu einer korrekten Aussage gehört deshalb die Angabe des Aussagebereichs, für den sie Gültigkeit hat oder haben soll. Wird die Gültigkeit nicht eingeschränkt, handelt es sich bei der Aussage um einen sogenannten Allsatz im Sinne der Wissenschaftstheorie. Die Formulierung solcher allgemeinen Gesetze ist wegen der riesigen Mannigfaltigkeit von Ökosystemtypen zumindest schwierig. Nach FRÄNZLE (1971) ist es in der Regel nur möglich, Gesetzaussagen zu formulieren, die für eine beschränkte Zahl von Geosystemen Gültigkeit haben, sogenannte partikuläre Allsätze.

Die Verallgemeinerbarkeit von Aussagen über unsere Umwelt ist häufig allein aus praktischen Erwägungen heraus, z.B. auf Grund nur begrenzt zur Verfügung stehenden Datenmaterials, eingeschränkt. Diese Überlegungen führen zum Begriff der Repräsentativität einer Aussage. Ein relevanter Faktor für die äußere Gültigkeit von Untersuchungsergebnissen ist die Stichprobenauswahl. Überlegungen hierzu werden in Kapitel 7.2 erörtert.

Im vorliegenden Fall wird der Gültigkeitsbereich der Aussagen zur Eignung der Indikatoren für die Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen auf **terrestrische Ökosysteme unter mitteleuropäisch-humiden Klimaverhältnissen** eingeschränkt. Der Fokus liegt dabei auf agrarisch genutzten Ökosystemen. Weitere Einschränkungen des Gültigkeitsbereichs können für einzelne Größen vorgenommen werden.

4.2 Methodik der Hypothesenüberprüfung

Da es sich bei dem Indikandum, der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen um ein nicht direkt messbares Phänomen handelt, kann der Zusammenhang zwischen den notwendigerweise nichtidentischen Indikatoren und dem Indikandum nur begründet und nicht nachgewiesen werden. Die Begründung dieses Zusammenhangs erfolgt top-down. Das bedeutet, dass

aus generellem Wissen (verallgemeinerten Aussagen über Ökosysteme) deduktiv der Zusammenhang zwischen der interessierenden Größe und der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen hergestellt wird.

War die top-down-Ableitung erfolgreich, so muss die Größe anhand von Daten aus Einzeluntersuchungen (Wissen im Spezialfall) „bottom-up“ überprüft werden²⁸. Die Kriterien für die Überprüfung der Indikatoren auf der Grundlage von empirischen Daten können im Sinne der psychologischen Testtheorie (BORTZ & DOERING 1995) als Außenkriterien aufgefasst werden²⁹. Durch sie soll der Bezug zwischen den Indikatoren und dem Indikandum plausibel gemacht werden. Ein direkter empirischer Beweis für den Zusammenhang zwischen dem Indikator und dem Indikandum ist prinzipiell nicht möglich, da mit den Indikatoren selbst erst eine Quantifizierbarkeit des Indikandums hergestellt wird.

4.2.1 Kriterien für die theoretische Ableitung

4.2.1.1 Beziehung zwischen der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen und den ihr zugeordneten Teilindikanda

Die theoretische Ableitung der Indikatoren beginnt mit der Beschreibung des Indikandums, der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen. Hierzu wird auf das ökosystemtheoretische Wissen zurückgegriffen, das sich im wesentlichen aus dem Selbstorganisationsparadigma selbst und dem Wissen über Entwicklungsvorgänge in Ökosystemen zusammensetzt. Das bedeutet, dass aus generellem Wissen Indikatoren abgeleitet werden, die die Komplexität des Indikandums in ausreichendem Maße erfassen. Dieser Ableitungsschritt wurde bereits in Kapitel 3 durchgeführt.

4.2.1.2 Beziehung zwischen Teilindikandum und dem ihm zugeordneten Indikator

Für die Begründung dieses Zusammenhangs stellt der „State of the Art“ in den Ökosystemtheorien nach MÜLLER (1997) den Ausgangspunkt der Überlegungen dar. Das bedeutet, dass neben den bereits erwähnten Ökosystemtheorien auch die Erkenntnisse der allgemeinen Systemtheorie, der Kybernetik, der Informationstheorie und der Hierarchietheorie mit einbezogen werden. Die konkreten Verfahrensschritte für die theoretische Ableitung der einzelnen Indikatoren umfassen die begriffliche sowie inhaltliche Definition der Größen sowie die Klärung der Fragen, wie die Größen in den Ökosystemtheorien verwendet werden und ob mit der Größe ein Teilaspekt der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen indiziert werden kann.

²⁸ Eine Kombination beider Vorgehensweisen wurde bereits von Kant als wegweisend angesehen: „One would be well to remember the old Kantian maxim that experience without theory is blind but theory without experience a mere intellectual play.“ (VON BERTANLANFFY 1968: S. 101).

²⁹ Ein vergleichbares Beispiel aus der Psychologie wäre die Verknüpfung des Indikandums Intelligenz mit dem Indikator Intelligenzquotient. Für die Überprüfung der Plausibilität der Intelligenztests könnte deren Korrelation mit dem möglichen Außenkriterium „schulischer Erfolg“ benutzt werden. Die Annahme hierbei ist, dass auch das Indikandum Intelligenz mit den schulischen Leistungen der Versuchspersonen korreliert.

4.2.1.3 Interpretationsbedarf für die Indikatorenwerte im Einzelfall

Durch die Überprüfung der Frage, welche Prozesse den potentiellen Indikator beeinflussen, wird deutlich, welche Bedeutung die untersuchte Größe im ökosystemaren Wirkungsgefüge hat und welche Prozesse durch die Veränderung der Größe indiziert werden. Diese Informationen sind wichtig für die Interpretation von Veränderungen der Indikatorenwerte³⁰.

Ebenso wichtig für die Interpretation der Indikatorenwerte ist deren Abhängigkeit von den natürlichen Standortbedingungen. Zu den natürlichen Standortfaktoren, die nicht oder kaum von Selbstorganisationsprozessen beeinflusst werden können, zählen z.B. die klimatischen Verhältnisse, physikalische Bodeneigenschaften oder die topographischen Eigenschaften eines Standorts. Diese Faktoren ändern sich in der Regel im Vergleich zur menschlichen Lebensspanne recht langsam³¹. Sie schränken jedoch die Entwicklungsmöglichkeiten eines Ökosystems ein (vgl. Abbildung 4).

Ein geringer Interpretationsbedarf der Indikatorenwerte ist für eine einfache Vermittelbarkeit der Ergebnisse einer Indikatorenuntersuchung und eine anzustrebende Vergleichbarkeit verschiedener Standorte wichtig. Für eine einfache Handhabung der Indikatoren wäre es ideal, wenn diese so wenig wie möglich von den jeweiligen Standortbedingungen abhängig wären. Ansonsten muss für die Interpretation der Indikatorenwerte zumindest die Entwicklung der für den Indikator wichtigsten Standortfaktoren mit berücksichtigt werden (z.B. jährliche Klimaschwankungen).

4.2.2 Kriterien für die empirische Überprüfung

4.2.2.1 Grad der Fremdorganisation

Das erste Außenkriterium, das zur empirischen Überprüfung der Indikatoren herangezogen wird, ist der Grad der Fremdorganisation. Darunter wird die Intensität des anthropogenen Eingriffs in ein Ökosystem verstanden. Solche Eingriffe sind in agrarisch genutzten Flächen z.B. Pestizideinsatz, Düngung oder Bodenbearbeitung. In genutzten Ökosystemen werden dem System durch solche Bewirtschaftungsmaßnahmen Zwänge auferlegt, die seine Entwicklungsmöglichkeiten und damit auch seine Möglichkeiten zur Selbstorganisation einschränken³².

In der Regel gilt deshalb: Je höher die Fremdorganisation eines Systems ist, desto geringer ist seine Fähigkeit zur Selbstorganisation³³. Aus diesem Zusammenhang lässt sich als Kriterium für die Überprüfung der Indikatoren eine negative Korrelation mit dem Grad der Fremdorganisation ableiten (Abbildung 8). Das bedeutet, dass Störungen durch Fremdorganisation in der Regel dazu führen, dass die Indikatorenwerte sich im Sinne einer Regression verringern (KAY

³⁰ Diese Informationen über die einzelnen Indikatoren sind auch zur Überprüfung des Gesamtindikatorenansatzes (siehe Abschnitt 4.2.3) wichtig. Eine diesbezügliche Forderung besteht darin, dass die entscheidenden Prozesse in Ökosystemen durch die Indikatoren ausgewogen dargestellt werden, so dass keine entsprechenden Redundanzen und Lücken im Indikatorenansatz bestehen.

³¹ Auf einer noch höheren raum-zeitlichen Skala fallen darunter z.B. auch die zyklischen Schwankungen der Solarkonstante oder tektonische Ereignisse.

³² Die Fremdorganisation schränkt nach der obigen These die Entwicklungsmöglichkeiten Ökosystemen in ähnlicher Weise wie die unterschiedlichen natürlichen Standortfaktoren ein (vgl. Abbildung 4).

³³ Diese Aussage ist nicht unumstritten und wird deshalb als Prämisse dem Hypothesensystem der vorliegenden Arbeit vorangestellt (Kapitel 4.1.1.2)

& SCHNEIDER 1992). Es kann jedoch auch der Fall eintreten, dass einzelne Voraussetzungen für Selbstorganisationsprozesse durch anthropogene Eingriffe in ein Ökosystem erhöht werden.

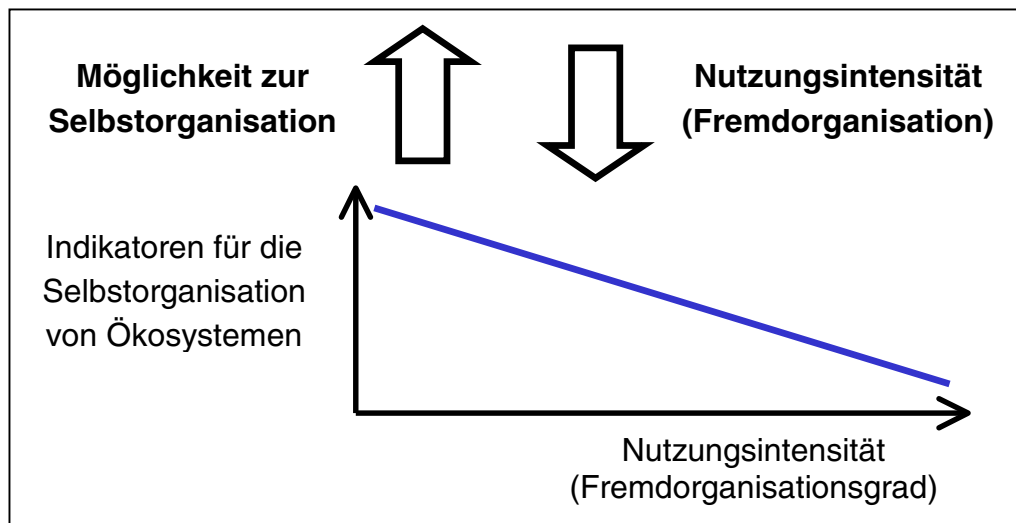


Abbildung 8: Abhängigkeit der Selbstorganisation von Ökosystemen von der Nutzungsintensität als Außenkriterium für die empirische Überprüfung von Indikatoren für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen.

Ein ähnlicher Ansatz wird unter der Bezeichnung „Ecosystem Distress Syndrome“ für die Quantifizierung des „Gesundheitszustands“ von Ökosystemen verwendet (ODUM 1985, RAPPORT et al. 1985, SCHLINDER 1987, SCHAEFFER et al. 1988, WOODLEY 1993, vgl. Anhang A 2). Dieser Ansatz ähnelt dem hier beschriebenen Kriterium „Fremdorganisation“. Auch in der Arbeit von KUTSCH et al. (2001b) zur Überprüfung potentieller Integritätsindikatoren wird dieser Ansatz implizit verwendet, indem Daten aus unterschiedlich intensiv genutzten (gestörten) Ökosystemen auf Flächen mit gleichen oder ähnlichen Rahmenbedingungen verglichen werden.

Eine Schwierigkeit bei diesem Ansatz ist die Festlegung der Intensität der Fremdorganisation. Dieses Problem ist jedoch in diesem Zusammenhang nebensächlich, da für die empirische Überprüfung der Eignung der Indikatoren auf Extrembeispiele zurückgegriffen werden kann, die unstrittig sind (z.B. wenig ein beeinflusstes Ökosystem im Vergleich zu einem hochgradig kulturbeeinflussten und veränderten Ökosystem). Inwieweit mit diesen Größen auch feinere Unterschiede im Stressgrad, wie z.B. unterschiedliche agrarische Nutzungsformen, quantifiziert werden können, ist eine andere Fragestellung.

Anhand des Datenmaterials kann gleichzeitig überprüft werden, inwieweit unterschiedliche Nutzungsintensitäten (Störungsgrade) von Ökosystemen durch entsprechende Werte der Indikatoren abgebildet werden (Trennschärfe).

4.2.2.2 Orientoreigenschaft

Das zweite Außenkriterium zur empirischen Überprüfung der Eignung der Indikatoren zur Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen leitet sich aus dem Orientorenprinzip ab. Nach diesem Prinzip entwickeln sich Ökosysteme im Laufe der Evolution oder einer (quasi)natürlichen Sukzession in Richtung einer verbesserten Selbstorganisationsfähigkeit. In einer weiteren These wird angenommen, dass sich diese Entwicklung durch Größen quantifizieren lässt, die sich dabei eindeutig in eine Richtung verändern (Orientoreigenschaft). Besitzt eine Größe diese Eigenschaft, so ist dies im Umkehrschluss ein wichtiger Hinweis darauf, dass sie als Indikator für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen geeignet ist (Abbildung 9). Das Prinzip basiert somit auf der Idee, aus empirisch ermittelten Entwicklungstendenzen von Ökosystemen auf ihre Selbstorganisationsfähigkeit zu schließen.

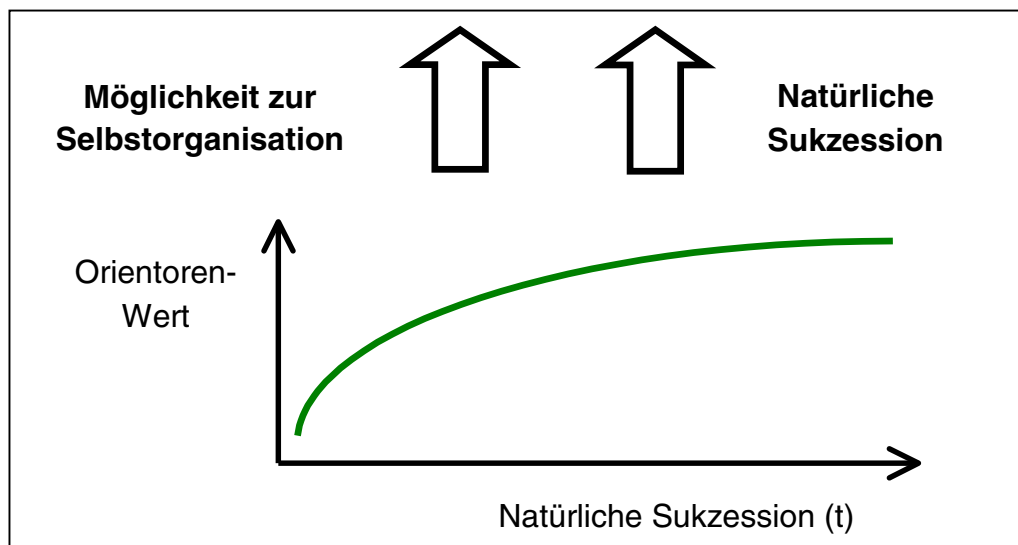


Abbildung 9: Entwicklung von Orientorenwerten im Laufe der natürlichen Sukzession als Außenkriterium für die empirische Überprüfung von Indikatoren für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen.

Die beiden Thesen des Orientorenprinzips können noch nicht belegt werden, weshalb sie als Prämisse in das Hypothesensystem dieser Arbeit aufgenommen werden (Kapitel 4.1.1). Das Orientorenprinzip wird jedoch von einigen Autoren implizit unter verschiedenen Bezeichnungen verwendet. ODUM hat bereits in seinem grundlegenden Werk zur Ökologie (1969) sogenannte Maturitätskriterien aufgestellt, mit deren Hilfe der Stand der Entwicklung eines Ökosystems beurteilt werden kann. Die Kriterien wurden auf der Grundlage von Laborexperimenten über die Sukzession von aquatischen Organismengemeinschaften sowie Untersuchungen von Lebensgemeinschaften in Ökosystemen in verschiedenen Erdteilen, erstellt. Eine individuenbasierte Anwendung des Orientorenprinzips wurde von BOSSEL (1977, 1992, 1998) entwickelt. Unter „Orientoren“ versteht er diejenigen Eigenschaften von Systemen, die notwendig sind, um die optimale „Viabilität“ (Überlebensfähigkeit) des Systems zu sichern. Das „Goal-functions“-Konzept (MÜLLER & LEUPELT 1998) bezieht sich auf die Anwendung des Orientorenprinzips auf Modelle ökologischer Systeme. Die grundlegende Idee dieses Konzepts ist, dass es in Ökosystemen bestimmte Zustandsgrößen gibt, die mit einer hohen „Propensität“ im Rahmen der gegebenen Randbedingungen optimiert werden (MÜLLER &

WIGGERING 1999). KAY & SCHNEIDER (1992) definieren den „Optimal-operating point“ als den Punkt im Zustandsraum eines Ökosystems, der unter den gegebenen Standortbedingungen „optimal“ ist und in dessen Richtung sich das Ökosystem entwickelt. Er ist nicht wie z.B. die Klimax nach CLEMENTS (1916) fixiert, sondern ändert sich mit sich ändernden Standortbedingungen.

Natürliche Destruktionsprozesse

Die im vorigen Abschnitt vorgestellten Ansätze zur Beschreibung der Dynamik von Ökosystemen gehen von gerichteten Entwicklungsprozessen aus. Bei dieser Art der Beschreibung werden jedoch keine regressiven Entwicklungstendenzen berücksichtigt. Natürliche, zum Teil katastrophale Destruktionsprozesse können auf allen Skalenebenen beobachtet werden: von der Zell-, Individuen-, Populations- bis hin zur Ökosystemebene. Im Leben von Individuen ist die natürliche Destruktion in Form des Todes vorprogrammiert, sieht man einmal von den sich rein generativ fortpflanzenden Arten ab. Auf Populationsebene ist der auftretende „Massenselbstmord“ von Lemmings ein Beispiel für ein solches destruktives Ereignis (STENSETH & IMS 1993). Auf der Ökosystemebene, auf die wir uns im weiteren konzentrieren, zählen zu den bekanntesten Beispielen der Zusammenbruch von ganzen Vegetationseinheiten durch Schädlingsbefall oder Waldbrände infolge von Blitzeinschlägen. Auch in der erdgeschichtlichen Entwicklung sind regressivere Ereignisse eher die Regel als die Ausnahme. Dies wird durch die Vielzahl von aus Fossilfunden bekannten ausgestorbenen Tier- und Pflanzenarten belegt. Auf der Grundlage der Beobachtung, dass der Zusammenbruch von Ökosystemen einen natürlichen Prozess darstellen kann, entwickelte HOLLING (1986) ein zyklisches Modell der Ökosystementwicklung. Dieses Modell enthält explizit eine Destruktionsphase, in der unter natürlichen Bedingungen die Strukturen eines Ökosystems zusammenbrechen um einen neuen Entwicklungszyklus einzuleiten³⁴ (Abbildung 10).

In vielen komplexen Systemen sind solche Entwicklungen hin zu kritischen Zuständen, die katastrophale Ereignisse ermöglichen, zu beobachten. Diese Systemeigenschaft wird nach BAK & CHEN (1991) als „self-organized-criticality“ bezeichnet³⁵.

³⁴ „In a sense, key structural parts of the system become „accidents waiting to happen.““ (HOLLING 1986: S. 306).

³⁵ „Nach dieser Theorie der selbstorganisierten Kritizität entwickeln sich viele zusammengesetzte Systeme von selbst zu einem kritischen Zustand hin, in dem bereits ein unscheinbares Ereignis eine Kettenreaktion auslösen kann, die beliebig viele Elemente des Systems zu beeinflussen vermag.“ (BAK & CHEN 1991). BERTANLANFFY (1968) bezeichnet diesen Systemzustand als zerbrechlich oder spröde.

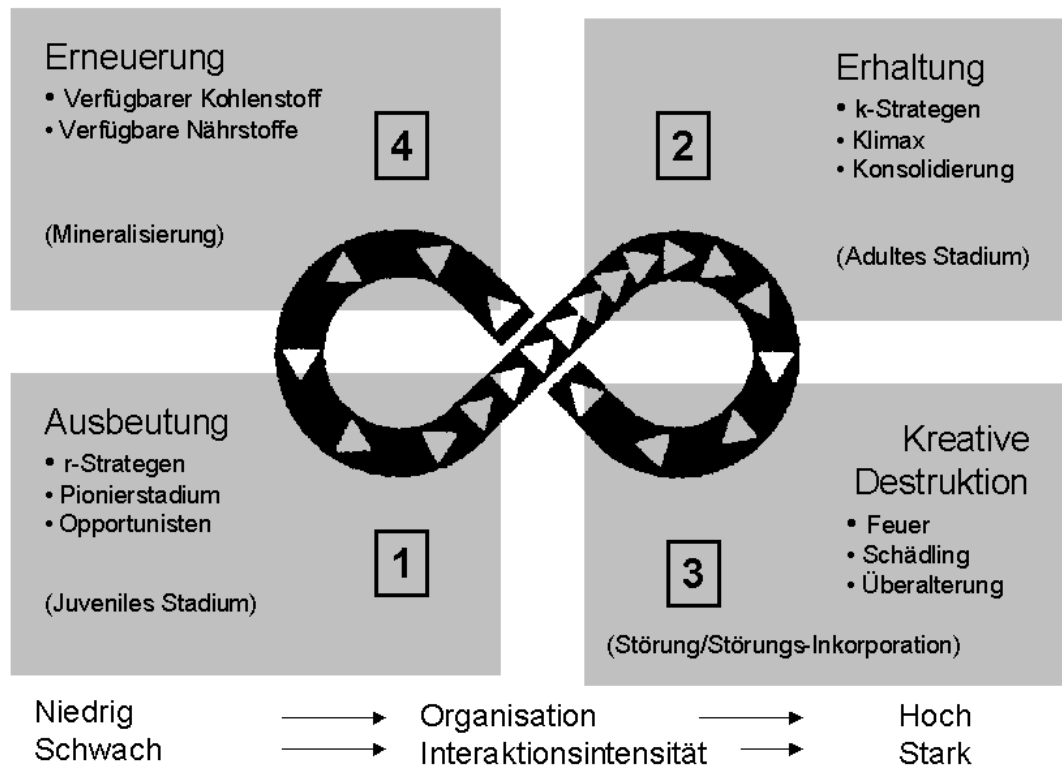


Abbildung 10: HOLLING figure-8-model: Die Phasen (oder nach HOLLING: Funktionen) der Ökosystementwicklung sind zyklisch über die liegende 8 verbunden. Kleine Intervalle zwischen den Pfeilen bedeuten langsame Veränderung, große Intervalle schnelle Veränderung (verändert nach HOLLING 1986: S. 307 und MÜLLER et al. 1997b).

Gültigkeit des Orientorenprinzips

Angesichts der Ausführungen in dem vorigen Abschnitt über natürliche Destruktionsprozesse in Ökosystemen stellt sich die Frage, ob die Thesen des Orientorenprinzips noch haltbar sind. Die Antwort auf diese Frage besteht in einer Einengung des Gültigkeitsbereichs des Orientorenprinzips. Es ist offensichtlich nicht direkt gültig für die von HOLLING beschriebene Destruktionsphase und deren Auswirkungen auf die Phase der Erneuerung. Die beiden Ansätze sind jedoch auch für diese Phasen prinzipiell vereinbar, wenn man das Phänomen aus einer hierarchisch geprägten Sichtweise diskutiert.

„Die Stabilitätsdiskussion in der Ökologie [...] hat gezeigt, dass Aspekte, die auf einer bestimmten Betrachtungsebene als Instabilitäten gelten können, auf anderen Skalen gerade diejenigen Mechanismen repräsentieren, die die Persistenz („Stabilität“) des jeweiligen Prozessgefüges sicherstellen.“ (BRECKLING 1998).

Dies entspricht der stabilitäts-theoretischen Interpretation des „patch-dynamics“ Prinzips. Dieses Prinzip ist eine Erweiterung des Sukzessionskonzepts. Es handelt sich dabei nicht um ein eng definiertes Konzept, sondern um eine Reihe verwandter Ansätze. Diesen ist gemeinsam, dass in ihnen die räumliche Heterogenität und Fleckenhaftigkeit ökologischer Systeme sowie deren zeitliche Dynamik im Zentrum des Interesses stehen. „Flecken (patches) unterschiedlicher Qualität (z.B. in Hinblick auf die Artenausstattung oder Sukzessionsstadien) [...] entstehen, verändern sich und verschwinden fortwährend innerhalb eines ökologischen

Systems.“ (JAX 1994: S. 108). Im deutschen Sprachraum wurde dieser Ansatz vor allem von REMMERT (1991) unter dem Begriff Mosaik-Zyklus-Konzept bekannt. „Nach REMMERT (1987, 1991) besteht ein natürlicher Wald (Urwald) aus einem Mosaik verschiedener Phasen der Waldentwicklung [...]. Bei der Betrachtung des Gesamtsystems (Supersystems) führt dies dazu, dass trotz oder gerade durch die beobachteten asynchronen Zyklen der individuellen Mosaiksteine (patches) ein Gleichgewicht erhalten bleibt.“ (JAX 1994: S. 108f).

Einschränkung des Aussagebereichs des Orientorenprinzips

Die Überlegungen, die im vorigen Abschnitt dargestellt wurden, ändern nichts daran, dass das Orientorenprinzip auf der Untersuchungsebene für die Destruktionsphase und die Phase der Erneuerung (vgl. Abbildung 10) nicht angewendet werden kann³⁶. Das Prinzip bleibt uneingeschränkt gültig für die „Wachstumsphase“ eines Ökosystems. Diese Phase entspricht in dem von HOLLING beschriebenen Zyklus dem Teil von der mittleren „Ausbeutungsphase“ bis zur späten Erhaltungsphase. Diese Phase ist durch folgende Charakteristika gekennzeichnet, die förderlich für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen sind:

- Das Verhältnis von zugeführter Exergie zu bereits bestehenden Strukturen ist relativ groß. Deshalb ist genug Exergie für Anpassungsprozesse an neue Rahmenbedingungen verfügbar. Das System besitzt in dieser Phase ein hohes Potential zur Bildung neuer Strukturen und zur Reaktion auf Veränderungen in den Standortbedingungen.
- Es herrschen Prozesse der Kybernetik 2. Ordnung vor, die zur „Organisation der Organisation“ führen (PASLACK 1991). Systeme sind somit in dieser Phase geprägt von positiven Rückkopplungen, die zur Selbstverstärkung von Abweichungen führen und damit die Möglichkeit zur Schaffung neuer Strukturen (Entwicklung) fördern. Typische Beispiele für solche positiven Rückkopplungen sind autokatalytische Prozesse.

Die darauf folgende Phase der Ökosystementwicklung, die Endphase einer Sukzession, wird mit dem Begriff Maturität umschrieben. In dieser Phase werden die Möglichkeiten zur Selbstorganisation durch folgende Systemeigenschaften eingeschränkt:

- Die dem System zugeführte Exergie wird hauptsächlich für die Erhaltung der bereits bestehenden Strukturen aufgewendet, deshalb bleiben nur wenig Möglichkeiten zur Erneuerung oder Anpassung an neue Randbedingungen. Durch den in dieser Phase hohen Gehalt an gespeicherter Exergie ist das System weit entfernt vom thermodynamischen Gleichgewicht. Hierdurch gewinnt dieser Attraktor der Ökosystementwicklung an Bedeutung und ein natürlicher Destruktionsprozess wird wahrscheinlicher.
- In dieser Phase herrscht die Kybernetik 1. Ordnung vor, die geprägt ist von negativen Rückkopplungen (PASLACK 1991). Mit Hilfe negativer Rückkopplungen können Systeme in „steady states“ gehalten werden; sie sind die Voraussetzung für die Stabilität³⁷.

Die Gegenüberstellung der beiden Phasen zeigt, dass das Orientorenprinzip nur für die Wachstumsphase uneingeschränkt gültig ist. Aus diesem Grund kann für die Überprüfung der

³⁶ Dieser Nachteil wird dadurch abgemildert, dass diese Phasen im Vergleich zu dem Rest des Zyklus relativ kurz sind (HOLLING 1986).

³⁷ Die Kybernetik 1. Ordnung wird oft in technischen Anwendungen eingesetzt, wie z.B. bei der Regelung der Raumtemperatur durch einen Thermostat.

Orientoreigenschaft potentieller Indikatoren für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen nur deren Entwicklung in dieser Phase berücksichtigt werden. Mit der Hilfe von auf diese Weise abgeleiteter Indikatoren, ist es auch möglich natürliche Destruktionsprozesse (HOLLING 1986) in Ökosystemen frühzeitig zu erkennen. Ein Rückgang der Indikatorenwerte in einem Endstadium der Sukzession zeigt an, dass sich die Ökosysteme in einem Zustand befinden, in dem solche Destruktionsprozesse wahrscheinlich werden.

Anforderungen an die Daten zur Überprüfung der Orientoreigenschaft einer Größe

Eine direkte Prüfung der Orientoreigenschaften einer Größe ist meist nicht möglich, da entsprechende Daten über „ungestörte“ Sukzessionen an einem Standort in der Regel nicht zur Verfügung stehen. In der Geobotanik wird dieses Problem damit gelöst, dass langfristige Sukzessionsabläufe nicht durch die Beobachtung der zeitlichen Aufeinanderfolgen von Vegetationseinheiten an einem Standort, sondern deren räumliche Aufeinanderfolge beschrieben werden.

„Only short-term changes can be observed directly, and most descriptions of long-term changes are based on observation of spatial sequences. [...] it is necessary to assume a homology between a spatial sequence of zones of vegetation at one time in a landscape and a long-term sequence of vegetation types on a single site (GLEASON 1927: S. 320 and 324, zitiert in DRURY & NISBET 1973: S. 331).

Eine Bedingung für die Zulässigkeit dieser Übertragung ist, dass die verglichenen Ökosysteme ähnliche abiotische Standortbedingungen aufweisen und unterschiedlich lange Zeiträume für ihre Entwicklung nach einem vergleichbaren Ausgangszustand zur Verfügung hatten.

4.2.3 Indikatorensatz

Neben der Überprüfung der Einzelgrößen auf ihre Eignung, zumindest einen Teil der Voraussetzungen für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen zu indizieren, muss auch überprüft werden, ob der Satz an Indikatoren alle wesentlichen Aspekte der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen abdecken kann. Dies bedeutet, dass der Indikatorensatz dahingehend überprüft werden muss, ob Redundanzen oder Lücken bestehen bezüglich

- der Berücksichtigung der Erkenntnisse der Ökosystemtheorie über die ökosystemare Selbstorganisationsfähigkeit sowie
- der Abbildung von Prozessen, die die funktionalen Beziehungen in Ökosystemen ausmachen.

Zugleich müssen die Redundanzen und Abhängigkeiten zwischen den einzelnen Indikatoren überprüft werden.

4.2.4 Auswahl der Untersuchungsgrößen

Die Auswahl der zu prüfenden Größen erfolgte auf der Grundlage bereits bestehender Vorschläge für integrative ökosystemare Indikatoren(sätze), die im Anhang A 3 dargestellt werden. Das Hauptkriterium für die Auswahl war die vermutete enge Beziehung zum zu beschreibenden Teilindikator der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen. Daneben waren weitere Kriterien für die Auswahl der Größen, dass sie

- das Ergebnis von Selbstorganisationsprozessen sind, also den Selbstorganisationsgrad des Systems anzeigen und
- essentielle Voraussetzungen für die Aufrechterhaltung von Selbstorganisationsprozessen sind, also die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen anzeigen.

Durch diese Kombination der Eigenschaften wird eine möglichst hohe Aussagedichte, die mit den Indikatoren erreicht werden kann, angestrebt. Eine Vielzahl von zentralen Größen in Ökosystemen besitzen diese Eigenschaft, da es sich bei Ökosystemen in der Regel um selbstreferentielle Systeme handelt (Kapitel 3.1.3.2).

5 Indikatoren für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen

Ziel der folgenden Untersuchung ist es, den Erklärungswert der in Kapitel 4.1.2 aufgestellten Hypothese („Es gibt Größen x_i die geeignet sind, die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen zu indizieren.“) für acht Größen zu überprüfen. Der Erklärungswert einer Aussage setzt sich dabei aus deren Hypothesenwahrheit und Generalisierbarkeit zusammen. Die Generalisierbarkeit der Aussagen ist auf **terrestrische Ökosysteme unter mitteleuropäisch-humiden Klimaverhältnissen** eingeschränkt (Kapitel 4.1.3). Die Hypothesenwahrheit wird anhand der in Kapitel 4.2 dargestellten Methodik überprüft. Aus den darin aufgelisteten Kriterien für die Ableitung der Indikatoren ergibt sich auch die Untergliederung der einzelnen Kapitel. Zur empirische Überprüfung der Indikatoren anhand des Kriteriums „Orientoreigenschaft“ konnten nur für einige Indikatoren geeignete Daten gefunden werden (vgl. Kapitel 4.2.2.2)³⁸.

5.1 Datenbasis

Für die empirische Überprüfung der Indikatoren anhand des Kriteriums, dass eine hohe Fremdorganisation die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen einschränkt, sind Daten von Flächen erforderlich, die zumindest ähnliche natürliche Standorteigenschaften aufweisen, aber unterschiedlich intensiv genutzt werden.

Um den gesamten Indikatorensatz überprüfen und darstellen zu können, sollten alle vorgeschlagenen Größen auf den gleichen Flächen quantifiziert werden können. Entsprechend umfassende Datensätze können zur Zeit nur von den Ökosystemforschungszentren³⁹ für ausgewählte Standorte zur Verfügung gestellt werden.

Für die vorliegende Arbeit wurden Daten aus dem Hauptforschungsraum des an der Christian-Albrechts-Universität Kiel angesiedelten Ökosystemforschungsprojekts „Bornhöveder Seenkette“ verwendet. Das Untersuchungsgebiet liegt ca. 25 km südlich der schleswig-holsteinischen Landeshauptstadt Kiel (54°06'N, 10°14'O; vgl. Abbildung 11). Bei dem Untersuchungsgebiet handelt es sich um einen der 14 für Westdeutschland repräsentativen Hauptforschungsräume, deren Auswahl auf der Grundlage einer regionalstatistischen Auswertung bundesweit verfügbarer ökologischer Daten erfolgte (FRÄNZLE et al. 1987). Das Gebiet ist geprägt durch sandige Moränenablagerungen und glazifluviale Sande auf denen sich vor allem sandige Braunerden ausbildeten (HÖRMANN et al. 1992).

³⁸ Die Untersuchungsstandorte sollten eine zu mitteleuropäisch-humiden Verhältnissen vergleichbare Ausprägung der Standortfaktoren aufweisen.

³⁹ Im Jahre 1988 wurde vom damaligen Bundesministerium für Forschung und Technologie der Förderschwerpunkt „Ökosystemforschung“ eingeführt. Die Aufgabe der fünf aufgrund dieser Initiative gegründeten Ökosystemforschungszentren war eine anwendungsorientierte, langfristige und interdisziplinär angelegte Erforschung der Strukturen und Dynamik repräsentativer Ökosysteme.

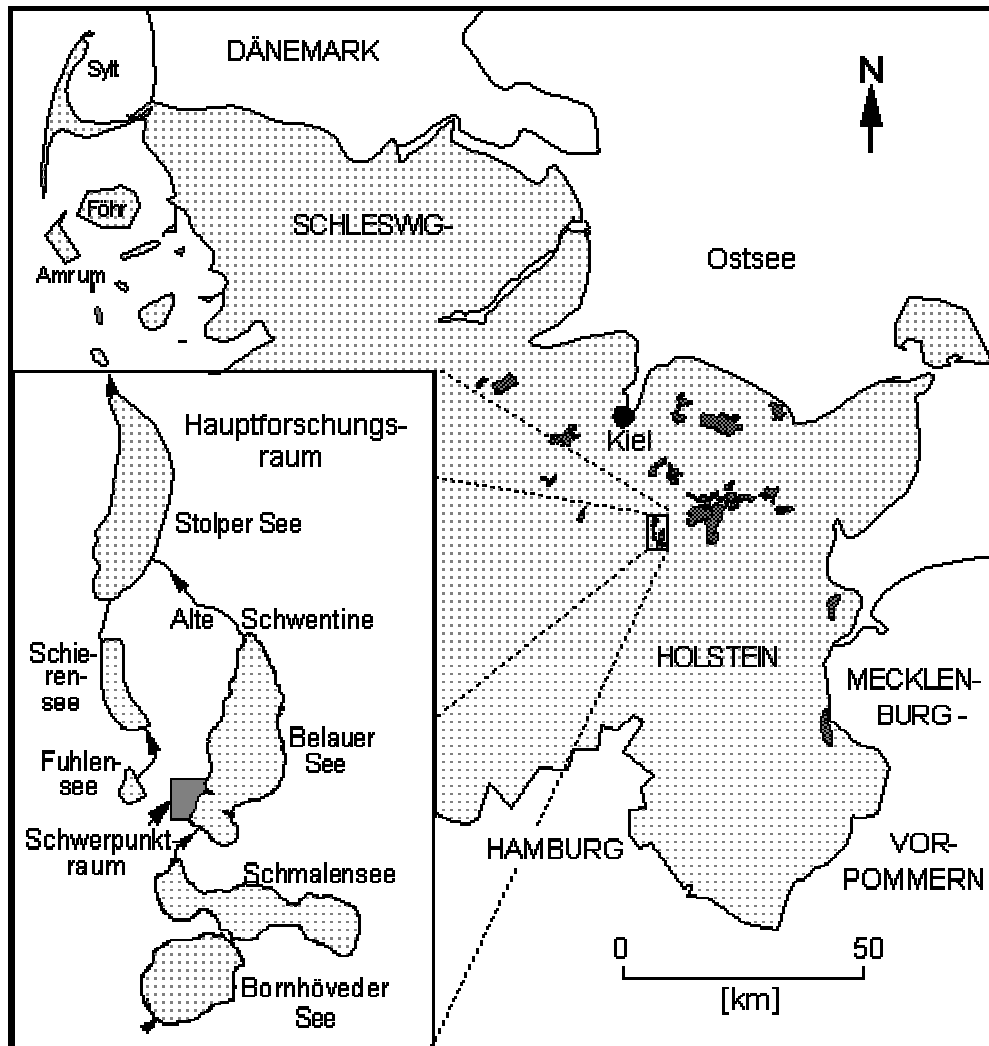


Abbildung 11: Lage des Hauptforschungs- und des Schwerpunktraums des Ökosystemforschungsprojekts „Bornhöveder Seenkette“.

Für den Vergleich wurden die drei am umfassendsten untersuchten Standorte aus dem Schwerpunktraum des Untersuchungsgebiets ausgewählt. Sie befinden sich in unmittelbarer Nachbarschaft in einem leicht nach Südost in Richtung Belauer See abfallenden Hangbereich (Abbildung 12). Aufgrund der räumlichen Nähe weisen die Flächen ähnliche geographische, pedologische und klimatische Eigenschaften auf (siehe Tabelle 1). Bis vor 100 Jahren wurde auf den Flächen in ähnlicher Weise Ackerbau betrieben. Danach wurde auf einer Fläche ein Buchenwald angepflanzt, während die anderen beiden Fläche weiter ackerbaulich genutzt wurden. Sie unterscheiden sich deshalb wesentlich in der Intensität der menschlichen Nutzungsformen.

Die intensive ackerbauliche Nutzung kann auch so interpretiert werden, dass die Ackerflächen durch die Nutzung künstlich auf einem frühen Sukzessionsstadium gehalten werden. Der wenig intensiv genutzte Buchenwald ist hingegen einem wesentlich späteren Sukzessionsstadium zuzuordnen. Aus diesem Grund wird anhand des Vergleichs der beiden Nutzungsarten auch indirekt die Orientoreigenschaften der untersuchten Indikatoren mit überprüft.

Tabelle 1: Pedologische und klimatische Eigenschaften der Vergleichsflächen (verändert nach HÖRMANN et al. 1992 zitiert in STEINBORN 2001: S. 44)

Klimatische Eigenschaften	1951 - 1980	1991 - 1996
Jahres-Mitteltemperatur	8,1 °C	8,4 °C
Januarmittel	0,0 °C	1,6 °C
Julimittel	17,0 °C	17,3 °C
Jahresniederschlagssumme	697 mm	711 mm
Mittlere jährliche Verdunstung nach HAUDE	436 mm	517 mm
Pedologische Eigenschaften		
Bodentyp	grundwasserferne Braunerden aus Geschiebesand über Schmelzwasser-Sanden (SCHLEUB 1992)	
nFK ⁴⁰ im Wurzelraum	mittel	
Durchlüftung um Wurzelraum	mittel bis hoch	
Kationen-Austauschkapazität	mäßig bis mittel	

Heute stellen sich die Nutzungen nach HÖRMANN et al. (1992) wie folgt dar. Der ca. 50 ha große Buchenforst verfügt über eine mittlere Baumhöhe von 29 m und eine Baumdichte von 150 Bäumen pro Hektar. Der Forst zählt pflanzensoziologisch zu den Asperulo-Fageten (Waldmeister-Buchenwald) mit einer typischerweise spärlich ausgeprägten Strauchschicht und einer ausgeprägten Krautschicht.

Der ca. 2,7 ha große Ackerstandort wird nach der ortsüblichen Wechselfruchtfolge bewirtschaftet (Tabelle 2). Die Anbaumethoden orientieren sich an den Empfehlungen der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein zum integrierten Pflanzenbau. Als organischer Dünger wird betriebseigener Stallmist verwendet. Diese Fläche wird im Folgenden als Fläche mit „Ackernutzung“ oder „Ackerstandort“ angesprochen.

Tabelle 2: Fruchtfolge des Ackerstandorts in den Jahren 1991 - 1996 (verändert nach HÖRMANN et al. 1992)

Erntejahr	Hauptfrucht	Erntejahr	Hauptfrucht
1989	Silomais	1993	Silomais
1990	Hafer	1994	Wiese (Weidelgras ⁴¹)
1991	Futtermühen	1995	Wiese (Weidelgras)
1992	Winterroggen	1996	Hafer

Auf der zweiten ackerbaulich genutzte Fläche (2,2 ha) wird seit längerer Zeit intensiver Silomaisanbau in Monokultur betrieben. Zur organischen Düngung wird Rindergülle ausgebracht; zusätzliche mineralische Düngung erfolgt durch Unterfußdüngung. Als Herbizid

⁴⁰ nutzbare Feldkapazität

wurde jahrelang Atrazin eingesetzt. Im Untersuchungszeitraum (1992, 1993) wurden Ersatzmittel wie Terbutylazin verwendet. Diese Fläche wird im folgenden als „Maisacker“ oder „Silo-Mais-Nutzung“ angesprochen.

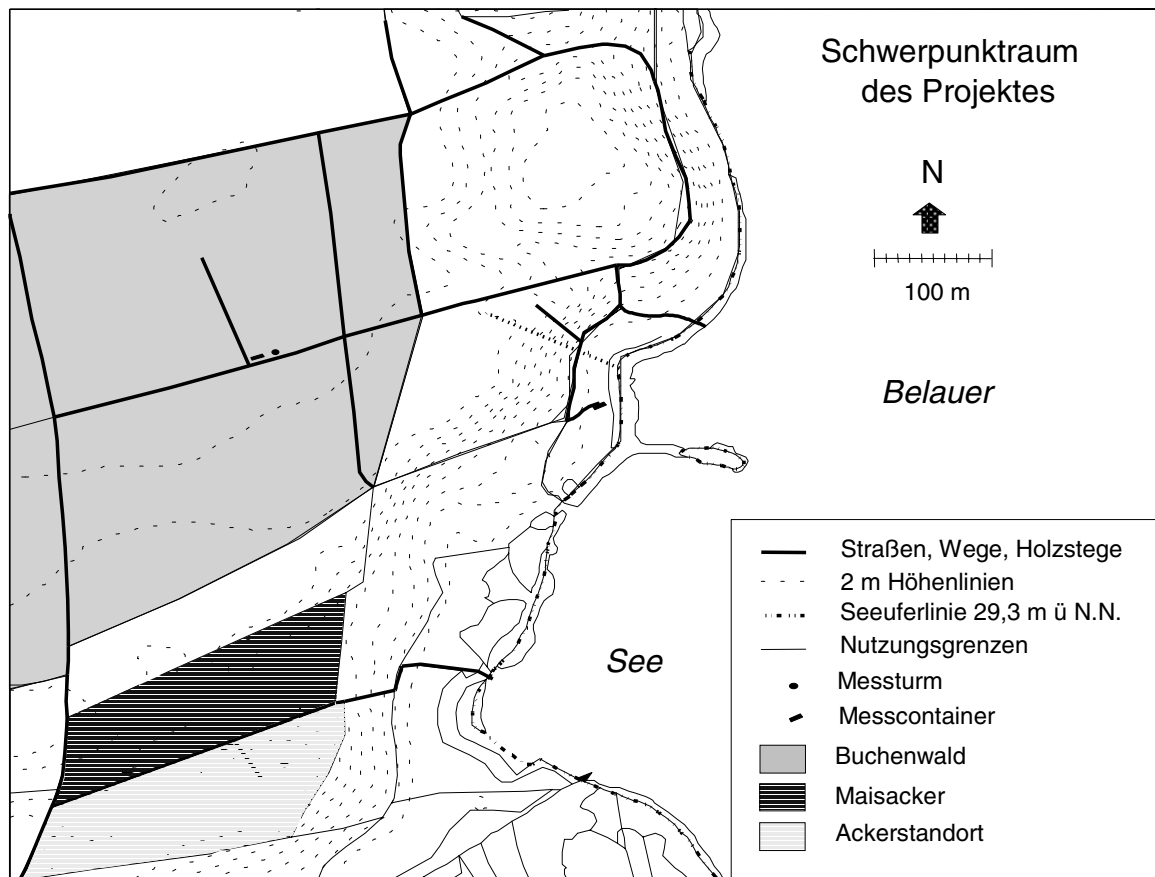


Abbildung 12: Lage der Untersuchungsflächen und der zugehörigen Messeinrichtungen im Hauptforschungsraum des Ökosystemforschungsprojekts „Bornhöveder Seenkette“.

⁴¹ Als Ackergras wurde *Lolium multiflorum italicum* (Welsches Weidelgras) verwendet.

5.2 THEMENBEREICH Ökologische Thermodynamik

Die bei der ökosystemaren Selbstorganisation ablaufenden energetischen Teilprozesse beginnen bei der Exergie-Aufnahme, verlaufen über deren Speicherung und Degradation und führen schließlich über die damit gekoppelte Produktion „geringwertiger“ Energie (hoher Entropieanteil) zum Export von Entropie aus dem System (Kapitel 3.3.3). Prinzipiell lassen sich für jeden dieser Teilprozesse Größen finden, die zu dessen Indikation geeignet sind:

- Exergie-Aufnahme (Nutzung der Globalstrahlung)
 - Bruttoprimärproduktion
 - Blattflächenindex
- Exergie-Speicherung
 - Gesamtbiomasse (biochemisch gespeicherte Energie)
 - „Exergy“ nach JØRGENSEN (1997)
- Exergie-Degradation
 - Oberflächentemperatur
 - Relative Exergieaufnahme nach SCHNEIDER & KAY (1994)
 - Exergie-Dissipation nach SVIREZHEV & STEINBORN (in Vorb.)
- Entropie-Export
 - Respiration
 - Transpiration
 - Entropiebilanz (nach AOKI (1987))

Entscheidend für die Möglichkeit zum Aufbau selbstorganisierter Strukturen ist, dass ein Netto-Export von Entropie über die Systemgrenzen hinweg erfolgt ($d_e S < 0$ ist; vgl. Kapitel 3.3.2). Um dies zu erreichen gibt es zwei Wege, zum einen die Aufnahme hochwertiger (exergiereicher) Energie und zum anderen der Export entropiereicher Energieformen. Diese Prozesse entsprechen dem ersten und dem letzten Schritt in der oben beschriebenen Prozesskette, weshalb diese als Teilindikator für den Themenbereich Ökologische Thermodynamik ausgewählt werden.

In die Berechnungen werden die anthropogenen Anteile in der Energiebilanz genutzter Ökosysteme bewusst nicht mit einbezogen. Für die Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen werden diese Anteile der Energiebilanz als Randbedingungen der Ökosystementwicklung aufgefasst und damit nur zur Interpretation der Ergebnisse herangezogen (vgl. Abbildung 4). Bei Maßen wie der Energie-Effizienz, der Energie-Intensität oder der energetische Produktivität werden die anthropogenen Anteile in der Energiebilanz explizit mit einbezogen (MOERSCHNER et al. 2000, KALK et al. 1997). Solche Maße werden im ökosystemaren Zusammenhang vor allem im Rahmen von Agrarumweltindikatorenssystemen verwendet. Sie dienen der Charakterisierung von sektoralen Energieumsätzen in der Landwirtschaft (in der Regel auf Betriebsebene).

5.2.1 Exergie-Aufnahme: Bruttoprimärproduktion

Unter Bruttoprimärproduktion versteht man die Menge an Kohlenstoff, die durch die Photosyntheseaktivität von Pflanzen in Form von Makromolekülen in einer definierten Zeiteinheit gebunden wird.

5.2.1.1 Theoretische Ableitung

Die Exergie-Aufnahme ist der erste Teilprozess der durch die Ökologische Thermodynamik beschriebenen Prozesskette. Die Aufnahme von Exergie in einer für die Komponenten des Systems nutzbaren Form, ist die energetische Grundlage für den Aufbau dissipativer Strukturen. Je höher die Aufnahme, desto mehr Strukturen können potentiell aufgebaut werden.

Bezug Bruttoprimärproduktion - Exergie-Aufnahme

Ein Ökosystem kann auf unterschiedliche Arten hochwertige Energie aufnehmen. Abgesehen von den anthropogenen Energie-Einträgen, wie sie für intensive Landwirtschaft oder urban-industrielle Ökosysteme typisch sind, spielen für die Selbstorganisationsfähigkeit vor allem die natürlichen Einträge von Energie in das Ökosystem eine Rolle. Die wesentlichen Quellen hierfür sind:

- Zufuhr von Exergie über kurzweilige elektromagnetische Strahlung von der Sonne;
- Zufuhr von chemisch gespeicherter Energie ;
- Zufuhr von kinetischer Energie.

Kinetische Energie wird Ökosystemen vor allem in Form von Wind und Gezeiten zugeführt. Die Menge spielt eine vergleichsweise geringe Rolle und die Nutzung ist meist indirekt, wie z.B. durch die Zufuhr von Nährstoffen und den Abtransport von Abfallstoffen. Die Zufuhr von chemisch gespeicherter Energie kann schon wesentlich größere Bedeutung erlangen, z.B. der Eintrag von energiereichen organischen Verbindungen in Ökosysteme. Beispiele hierfür sind Flussdeltas oder das Wattenmeer; beide Ökosystemtypen zählen zu den produktivsten Ökosystemen der Erde. Abgesehen von diesen Spezialfällen ist die Solarstrahlung für terrestrische Ökosysteme die wichtigste Quelle für den Import hochwertiger Energie. Pflanzen sind in der Lage, einen Teil dieser Energie für den Aufbau von energiereichen Makromolekülen zu nutzen (Photosynthese). Die Gesamtheit der so gebundenen Energie entspricht der Bruttoprimärproduktion.

Die Bruttoprimärproduktion ist ein Term in der Energiebilanzgleichung für die Erdoberfläche. Der auch als „metabolic heat flux“ bezeichnete Zweig der Energiebilanz beträgt nur etwa 1% der gesamten, auf die Erdoberfläche einfallende Strahlung (EBELING et al. 1990 in VALSCANGIACOMO 1998). Auch wenn die Bruttoprimärproduktion im Rahmen der Energiebilanzgleichung keine entscheidende Rolle spielt, so ist sie aus biozönotischer Perspektive um so wichtiger. Die Nutzung der Globalstrahlung durch die Photosynthese schafft die Möglichkeit, biologische Strukturen aufzubauen und zu erhalten. Sie bildet somit eine der Grundlagen für den Ablauf von biologischen Selbstorganisationsprozessen.

Beeinflussende Prozesse und Standortbedingungen

Die Bruttoprimärproduktion eines Ökosystems wird in starkem Maße von der örtlichen Verfügbarkeit der Grundparameter Energie, Nährstoffe und Transportmittel (Wasser) gesteuert (ODUM 1980). Aus diesem Grund ist die Höhe der Bruttoprimärproduktion für unterschiedliche Ökosystemtypen sehr variabel. ODUM (1980) unterscheidet drei Klassen von Ökosystemtypen nach ihrer unterschiedlichen Leistungsfähigkeit bezüglich der Bruttoprimärproduktion (siehe Übersicht 3). In der ersten Klasse mit den niedrigsten Werten ist mindestens einer der Grundparameter sehr knapp. Bei der zweiten Gruppe handelt es sich um primär von Sonnenenergie angetriebene Ökosysteme mit mittleren Standortbedingungen. Die Klasse mit den höchsten Werten für die Bruttoprimärproduktion enthält Ökosystemtypen mit sehr guten Standortbedingungen, die z.T. Nährstoff- und Energie-(Biomasse-)Einträge von anderen Ökosystemen erhalten.

Die örtliche Verfügbarkeit der Grundparameter hängt im wesentlichen von den Standorteigenschaften, den klimatischen Schwankungen und anthropogenen Einflüssen ab. Diese Abhängigkeiten müssen bei der Interpretation der Indikatorenwerte berücksichtigt werden (vgl. Kapitel 4.2.1.3).

Bruttoprimärproduktion in $\text{kJ m}^{-2} \text{Jahr}^{-1}$	typische Ökosystemtypen
bis 5.000	<ul style="list-style-type: none"> • weite Teile des offenen Meeres • großflächige Wüsten und Halbwüsten
5.000 bis 50.000	<ul style="list-style-type: none"> • küstennahe Meeresteile • flache Binnenseen • gewöhnliche Agrarökosysteme
50.000 bis > 100.000	<ul style="list-style-type: none"> • Flachwasserökosysteme (z.B. Flussmündungen) • Feuchtwälder im Küstenbereich • Nährstoffreiche Flussauen • Intensive Ackerbauggebiete (mit ganzjährigen Produktionsmöglichkeiten)

Übersicht 3: Klassifizierung von Ökosystemtypen nach ihrer Leistungsfähigkeit zur Bruttoprimärproduktion in $\text{kJ m}^{-2} \text{Jahr}^{-1}$ (verändert nach ODUM 1980: S. 80).

5.2.1.2 Empirische Überprüfung des Indikators

Methode zur Quantifizierung der Größe

Für die Quantifizierung der Bruttoprimärproduktion von Ökosystemen werden im wesentlichen zwei Methoden verwendet. Die erste, die auch für die Berechnung der vorliegenden Daten verwendet wurde, geht von der Modellierung der Blattphotosynthese für verschiedene Blatttypen des Ökosystems aus. Diese werden entsprechend ihres Blattflächenindexes auf den Bestand hochgerechnet. Ein zweiter Weg führt über die Messung des vertikalen CO_2 -Flusses oberhalb der Bestandesgrenze, aus dem die Bruttoprimärproduktion und die Respiration errechnet werden können.

Die Modellierung der Blattphotosynthese erfolgt über ein CO₂-Gasaustauschmodell (KUTSCH et al. 2001a). Sie ist im wesentlichen abhängig von der stomatären Leitfähigkeit der Blätter, die über die Parameter Lichteinfall und relative Luftfeuchtigkeit modelliert werden. Der Lichteinfall wird als Quantenfluss im für die Photosynthese entscheidenden Wellenlängenbereich (PPFD⁴²) gemessen. Die Bestandstemperatur kann direkt gemessen werden. Um der Akklimatisierung der Blätter an die unterschiedlichen Lichtbedingungen Rechnung zu tragen, werden die Blätter während der Parametrisierungsphase des Modells in verschiedene Klassen eingeteilt. Für jede dieser Klassen wird die Abhängigkeit der Netto-Photosynthese von der einfallenden photosynthetisch aktiven Strahlung durch Feldmessungen während der Vegetationsperiode bestimmt. Hierzu wird ein Porometer verwendet, mit dem gleichzeitig der Lichteinfall und der Blatt-CO₂-Gasaustausch gemessen werden kann (VANSELOW 1997).

Für die Modellierung der Bestandsnettophotosynthese ist die Erhebung folgender Parameter notwendig:

- Quantenfluss (PPFD⁴² in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$);
- relative Luftfeuchtigkeit (in %);
- Bestandstemperatur (in °C);
- Blattflächenindex für jede Blatttypenklasse (dimensionslos).

Mit dem Modell wird die Nettophotosynthese berechnet. Dies entspricht der Menge an CO₂, die in Form von Makromolekülen von den Blättern ins Phloem der Pflanzen abgegeben oder zum Aufbau des Blattes verwendet wird. Der Unterschied zur Bruttoprimärproduktion entspricht somit der Menge an gebundenem Kohlenstoff, der für die Lebensvorgänge des Blattes benötigt wird.

Ein zweiter Weg zur Erfassung der Bruttoprimärproduktion eines Ökosystems ist die Messung des CO₂-Flusses über der Bestandsgrenze mit Hilfe der Eddy-Kovarianz-Methode (GOULDEN et al. 1996). Hierzu werden mit Hilfe von Ultraschallanemometern die Windgeschwindigkeiten in drei senkrecht aufeinander stehenden Raumrichtungen und die CO₂-Konzentration hochfrequent erfasst (ca. 20-30 Hz). Mit Hilfe dieses Verfahrens ist es möglich, die Bruttoprimärproduktion zu ermitteln. Es müssen jedoch Ungenauigkeiten in Kauf genommen werden, da die CO₂-Flüsse, die während Dunkelphasen durch die Pflanzenrespiration und die Bodenatmung hervorgerufen werden, nicht unterschieden werden können. Diese Methode erfordert eine gezielte Auswahl des Messstandorts und eine gewisse Homogenität und Ausdehnung der Fläche, über die Aussagen gemacht werden sollen. Verschiedene Messkampagnen, die die Eddy-Kovarianz-Methode zur Erfassung der vertikalen CO₂-Flüsse einsetzen, sind in einem internationalen Netzwerk (FLUXNET 2001) zusammengefasst.

Vergleiche unterschiedlich genutzter Ökosysteme

Neben den bereits beschriebenen Ökosystemen auf grundwasserfernen Standorten liegen für die Bruttoprimärproduktion Daten zu zwei weiteren Flächen des Hauptforschungsraums des Bornhöved-Projekts vor. Es handelt sich dabei um zwei grundwassernahe Standorte, die in unmittelbarer Nähe zueinander liegen. Der eine Standort wird extensiv als Feuchtgrünland genutzt, während auf dem anderen ein rezent kaum beeinflusster Erlenwald stockt. Es liegen

⁴² Photosynthetic active photon flux density

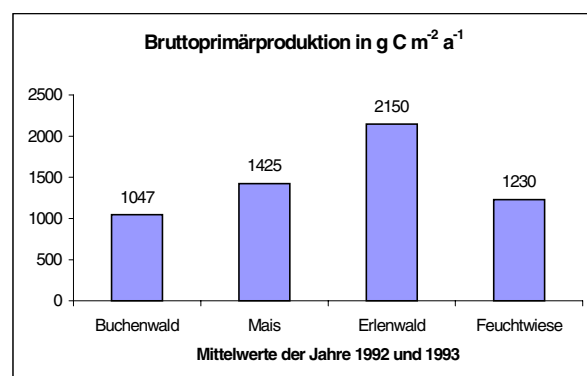
Daten für die Jahre 1992 und 1993 vor, die sich klimatisch sehr stark unterscheiden. 1992 war ein sehr warmes und trockenes Jahr, während 1993 vergleichsweise nass und kalt war.

Die in Übersicht 4 dargestellten Ergebnisse zeigen in Bezug auf die grundwasserfernen Standorte, dass die intensiv landwirtschaftlich genutzte Fläche (Silomais-Anbau) eine um ca. 20 bis 30% höhere Bruttoprimaryproduktion aufweist als der wenig fremdorganisierte Buchenwald. Dies widerspricht dem in Kapitel 4.2.2.1 dargestellten Kriterium zur Überprüfung der vorgeschlagenen Indikatorgrößen, nach dem in weniger fremdorganisierten Ökosystemen ein höherer Wert für die Größe erwartet wird. Die Erklärung hierfür ist, dass die Anbaumethoden intensiver Landwirtschaft das Ziel haben, die Nettoprimärproduktion für nutzbare Pflanzenbestandteile zu maximieren. Hierzu werden speziell gezüchtete Pflanzenarten eingesetzt, die eine optimale Produktivität besitzen, wenn sie durch Düngung und (Nutz-) Pflanzenschutzmaßnahmen von der Konkurrenz um knappe Ressourcen befreit werden⁴³. Durch diese Maßnahmen kann es auch zu einer Optimierung der Bruttoprimaryproduktion kommen. Deshalb wird für die Bruttoprimaryproduktion, das für den Vergleich der beiden unterschiedlich intensiv genutzten Standorten gesetzte Überprüfungs-kriterium nicht erfüllt.

Dieses Ergebnis führt jedoch nicht zu einer Verwerfung des Indikators, da die Fremdorganisation in diesem Fall direkt zur Erhöhung des Indikatorenwertes beigetragen hat. Diese Optimierung wäre zu begrüßen, wenn sie nicht auf Kosten der anderen Voraussetzungen der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen ginge, wie z.B. der Artendiversität und der Stoffverluste. Es bleibt also festzuhalten, dass einzelne Größen, die als Voraussetzung für Selbstorganisationsprozesse gesehen werden, durch Fremdorganisation gegenüber rein selbstorganisierten Systemen erhöht werden können. Dies ist ein Hinweis darauf, dass nur die Betrachtung des Gesamtindikatorensatzes eine Beurteilung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen zulässt.

Das Vergleichskriterium ist für die beiden grundwassernahen Standorte, die sich in ihrer Nutzungsintensität nicht so stark unterscheiden, erfüllt. Die Bruttoprimaryproduktion ist im wenig intensiv genutzten Erlenwald im Mittel der Jahre 1992 und 1993 um 75% höher als auf dem landwirtschaftlich genutzten Standort (Feuchtwiese).

Nutzung	1992	1993	Mittel
Silo-Mais	1677	1173	1425
Buchenwald	1103	991	1047
Differenz	- 34%	- 16%	- 27%
Feuchtwiese	-	-	1230
Erlenwald	2080	2020	2150
Differenz	-	-	+ 75%



Übersicht 4: Bruttoprimaryproduktion in g C m⁻² a⁻¹ für verschiedene Nutzungen nach KUTSCH et al. (2001a).

⁴³ Diese Maßnahmen werden auf dem intensiv genutzten grundwassernahen Standort (Feuchtwiese) nicht in dem großen Umfang eingesetzt wie bei dem intensiv genutzten grundwasserfernen Standort (Maisacker).

Ein weiteres Ergebnis ergibt sich aus dem Vergleich der Bruttoprimärproduktion für die beiden klimatisch sehr unterschiedlichen Jahre. Es zeigt sich, dass bei nahezu gleicher Nutzung der jeweiligen Standorte sehr unterschiedliche Werte ermittelt wurden. Insbesondere der Mais konnte als C₄-Pflanze von dem warmen Wetter mit einem relativ hohen Strahlungsangebot im Jahr 1992 profitieren (Differenz: + 43%). Dieses Ergebnis belegt die bereits erwähnte Notwendigkeit, bei der Interpretation der Ergebnisse die Standortbedingungen und damit auch die jährlichen klimatischen Verhältnisse zu berücksichtigen.

Orientoreigenschaften

In der Arbeit von KAWAGUCHI & YODA (1988) werden auf der Grundlage empirischer Untersuchungen Aussagen über die Entwicklung der Bruttoprimärproduktion im Laufe der Sukzession gemacht (vgl. Abbildung 18). Die Sukzession wurde an fünf Standorten mit ähnlichen Standortbedingungen (wie z.B. Niederschlag, geographische Höhe, Jahresmitteltemperatur, Exposition) in den Nunobiki Mountains in Japan untersucht. Die fünf Standorte sind zu unterschiedlichen Zeitpunkten abgeholzt worden (12, 45, 75, 100 und mehr als 400 Jahre zuvor). Nach dem „clear-cut“ konnten sich unterschiedliche Stadien einer Sekundärsukzession einstellen. Die Regeneration des Waldes ist nach ca. 130 Jahren abgeschlossen. Bei dem maturen Stadium handelt es sich um einen Laubwald mit der Hauptbaumart *Fagus crenata* (Japanische Buche). Auf der Grundlage der Daten zur Kohlenstoffbilanz dieser Standorte und fünf vergleichbaren Studien leiteten KAWAGUCHI & YODA (1988) die Beziehung zwischen der Bruttoprimärproduktion zu dem Referenzzeitpunkt und den Jahren nach dem clear-cut ab (Abbildung 13).

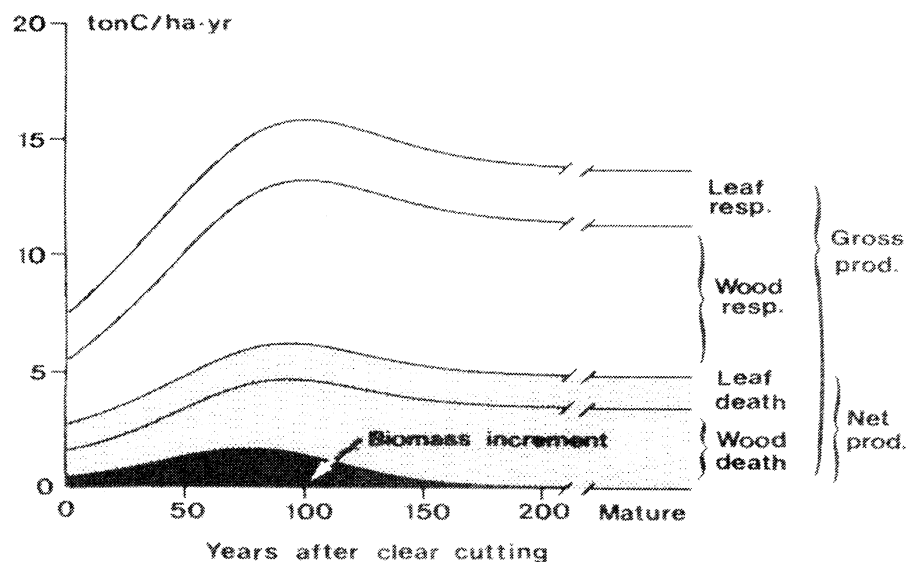


Abbildung 13: Beziehung zwischen der Bruttoprimärproduktion eines japanischen Buchenwaldes und dem Zeitraum der seit dem letzten „clear-cut“ vergangen ist; nach KAWAGUCHI & YODA (1988).

Die Abbildung zeigt den für eine Größe mit Orientoreigenschaften zu erwartenden Verlauf (Kapitel 4.2.2.2). Die maximale Bruttoprimärproduktion wird nach ca 105 Jahren erreicht ($15,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$). Mit der Weiterentwicklung in Richtung eines maturen Zustandes fällt die Größe um 15% auf $13,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Die Erklärung hierfür ist die zunehmende Bedeutung

von negativen Rückkopplungen und Konkurrenzstrategien der Arten im Laufe der Sukzession (siehe Kapitel 3.5). Nach KÜPPERS (1989) ist die Selektion nicht auf eine Optimierung in Richtung Nutzung der Globalstrahlung ausgerichtet. Es können sich auch Organismen durchsetzen, die zwar wenig assimilieren, aber dies durch entsprechende Konkurrenzstrategien (z.B. Beschattung) ausgleichen können.

5.2.2 Entropie-Export: Entropiebilanz nach Aoki

Unter der Entropiebilanz eines Ökosystems versteht man die Nettosumme der einzelnen Entropieflüsse über die Systemgrenzen hinweg.

5.2.2.1 Theoretische Ableitung

Der Entropie-Export ist der vierte Teilprozess in der von der Ökologischen Thermodynamik beschriebenen Prozesskette. Dissipative Strukturen können nur aufgebaut und erhalten werden, wenn sich die Entropie innerhalb des Systems verringert oder zumindest gleich bleibt.

Bezug Entropiebilanz nach AOKI - Entropieexport

Für die Erfassung der Entropieflüsse über die Systemgrenzen hinweg müssen die entsprechenden Energieflüsse und deren Entropieanteil quantifiziert werden. Die Beschreibung der Energieflüsse erfolgt über die Energiebilanzgleichung:

$$E_{Str} = E_f + E_l + B + M$$

Die eingestrahelte Energie wird an der Energieumsatzfläche umgesetzt in Ströme fühlbarer (E_f) und latenter (E_l) Wärme in Richtung der Atmosphäre sowie in den Bodenwärmestrom (B) und den Aufbau von organischer Substanz (M : „metabolic heat flux“). Betrachtet man ein Jahr als Bezugszeitraum, so ist die Nettobilanz des Bodenwärmestroms nahezu gleich null, weshalb er in den weiteren Betrachtungen nicht mehr berücksichtigt wird. Die durch den „metabolic heat flux“ aufgebaute organische Substanz verbleibt in der Regel im System und ist deshalb für eine Bilanzierung der Ströme über die Systemgrenzen hinweg nicht bedeutsam, weshalb auch diese Größe im Folgenden nicht mehr berücksichtigt wird. Die Gesamtstrahlungsbilanz (E_{Str}) muss jedoch differenzierter betrachtet werden, da sich die darin enthaltenen Energieterme in ihrem Entropiegehalt sehr stark unterscheiden. Insbesondere müssen die kurzwellige und die langwellige Strahlungsbilanz getrennt voneinander betrachtet werden. Die kurzwellige Strahlungsbilanz setzt sich zusammen aus der direkten (E_{dir}) und diffusen (E_{dif}) Einstrahlung und der durch direkte Reflexion hervorgerufenen kurzwelligen Ausstrahlung (E_{ref}). Die langwellige Strahlungsbilanz setzt sich aus der langwelligen Ausstrahlung der Geländeoberfläche (E_{aus}) und der atmosphärischen Gegenstrahlung (E_{geg}) zusammen, die hauptsächlich von Wasserdampf und Wolken verursacht wird:

$$E_{Str} = E_{kurz} + E_{lang}$$

$$E_{Str} = (E_{dir} + E_{dif} + E_{ref}) + (E_{aus} + E_{geg})$$

In Abschnitt 5.2.2.2 wird eine Methodik vorgestellt, mit deren Hilfe die Entropieanteile der vorgestellten Energieflüsse berechnet werden können. Dabei wird der klassische thermodynamische Ansatz verwendet, der streng genommen nur für Systeme im thermodynamischen

Gleichgewicht Gültigkeit besitzt. Eine bessere Möglichkeit zur Quantifizierung der Entropiegehalte ist derzeit aber nicht bekannt.

Weitere Prozesse des Entropieexports sind nach MÜLLER & FATH (1998b: S. 273) der Wärmeaustausch, Stoffaustausch wie Respiration und Transpiration und der Verlust von Ökosystembestandteilen. Der Wärmeaustausch sowie die energetische Beschreibung der Transpiration sind bereits in der Energiebilanzgleichung enthalten.

Bei der Respiration handelt es sich um einen Prozess, bei dem die Produkte der chemischen Umwandlung von energiereichen Makromolekülen vor allem in Form von Kohlendioxid und Wasser an die Atmosphäre abgegeben werden. Zählt man die beschriebenen Umwandlungsprozesse mit zur Respiration, dann ergibt sich eine Entropie**produktion** durch den unterschiedlichen Entropiegehalt der Edukte und der Produkte der chemischen Abbaureaktionen. Die bei der Umwandlung produzierte Wärme verlässt das System auf einem der in der Energiebilanzgleichung beschriebenen Wege. In der Energiebilanz nicht erfasst ist der Entropieexport, der durch den Austausch von Stoffen (Moleküle, Ionen, Elemente) unterschiedlichen Entropiegehalts über die Systemgrenzen hinweg erfolgt. Im Falle der Respiration müssen die Bilanzen von energiereichen Makromolekülen sowie Kohlendioxid und Wasser betrachtet werden. Bleibt die Gesamtbiomasse im System gleich, so sind die Bilanzen mehr oder weniger ausgeglichen, da sich die Respiration mit der Photosynthese die Waage hält. Nur wenn sich die Gesamtbiomasse im System verändert, kommt es zu einem Nettoaustausch von Kohlendioxid und Wasser über die Systemgrenzen hinweg und damit zu einem Entropiefluss in Bezug auf diese Stoffe. Genau genommen müsste der Ein- und Austrag aller Stoffe, z.B. auch organischer Verbindungen oder anderer Ökosystembestandteile, über die Systemgrenzen hinweg bilanziert werden, um den damit verbundenen Entropieexport zu quantifizieren. Hierzu liegen jedoch in der Regel keine ausreichenden Daten vor. Zudem ist anzunehmen, dass die Werte im Vergleich zu den anderen Entropieströmen sehr gering sind.

Ganz entscheidend für die Bilanzierung der Entropieflüsse über die Systemgrenzen hinweg ist die explizite Festlegung dieser Grenzen (vgl. FRÄNZLE 1983). Die für die folgenden Betrachtungen verwendeten Ökosystemgrenzen umfassen den sphärischen Raumausschnitt, der maximal von den biotischen Elementen des Ökosystems genutzt wird.

Beeinflussende Prozesse und Standortbedingungen

Die Entropiebilanz ist von der Verteilung der Energieflüsse der Energiebilanz und diese ist wiederum in starkem Maße von der Art der Bodenbedeckung abhängig. Daraus folgt, dass für den Entropie-Export der Zustand der Vegetation des Standorts entscheidend ist. Dieser hängt wie auch die in Kapitel 5.2.1 beschriebene Bruttoprimärproduktion von den abiotischen Standortbedingungen (jährlichen Klimaschwankungen u.s.w.) ab. Aus diesem Grund müssen diese Rahmenbedingungen im Einzelfall bei der Interpretation der Indikatorenwerte berücksichtigt werden.

5.2.2.2 Empirische Überprüfung des Indikators

Methode zur Quantifizierung der Größe

Die Ausführungen zur Berechnung der Entropiebilanz bauen auf den in STEINBORN (2001) beschriebenen Arbeiten von AOKI (1987, 1998) auf. Im folgenden werden die Schritte zur Quantifizierung der einzelnen Glieder der Entropiebilanzgleichung nach AOKI dargestellt:

$$S_{Ges} = (S_{dir} + S_{dif} + S_{ref}) + (S_{aus} + S_{geg}) + S_l + S_f$$

S_{Ges} : Gesamtentropiebilanz	S_{aus} : langwellige Ausstrahlung
S_{dir} : direkte Solarstrahlung	S_{geg} : Gegenstrahlung
S_{dif} : diffuse Himmelsstrahlung	S_l : Strom latenter Wärme
S_{ref} : reflektierte kurzwellige Strahlung	S_f : Strom fühlbarer Wärme

Bei der folgenden Darstellung der Methodik wird aufgezeigt welche Konstanten und welche gemessenen Werte in die Berechnungen einfließen. Für die Herleitung der verwendeten Formeln wird auf AOKI (1987, 1998) verwiesen.

Der erste Term zu Berechnung der Gesamtentropiebilanz (S_{Ges}) ist der Entropiegehalt der **direkten Solarstrahlung** (S_{dir}). Er berechnet sich nach der Formel.

$$S_{dir} = E_{dir} \frac{s}{e}$$

Konstanten:

e := Solarkonstante ($1353 \text{ J m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)

s := von AOKI berechnete Konstante zur Beschreibung des Entropiegehalts der direkten Sonnenstrahlung ($0,3132 \text{ J m}^{-2} \text{ s}^{-1} \text{ K}^{-1}$)

Messwert:

E_{dir} := Energiefluss der direkten Sonnenstrahlung

Der zweite Term der Energiebilanzgleichung beschreibt den Entropiegehalt der **diffusen Himmelsstrahlung** (S_{dif}).

$$S_{dif} = \frac{4}{3} \frac{E_{dif}}{T_0} X(\varepsilon)$$

Der Ausdruck $X(\varepsilon)$ steht für eine von AOKI empirisch ermittelte Formel zur Berechnung der durch die Streuung in der Atmosphäre veränderten Strahlungszusammensetzung⁴⁴. Die Variable ε , von der die Funktion abhängt, entspricht dem Verhältnis zwischen der Spektraldichte der diffusen Himmelsstrahlung und der Spektraldichte der unbeeinflussten Sonnenstrahlung (PLANCK 1959).

$$\varepsilon = \frac{E_{dif}}{\pi \cdot K_0}$$

Konstanten:

T_0 := absolute Strahlungstemperatur der Sonne (5760 K)

K_0 := Spektraldichte der unbeeinflussten Sonnenstrahlung ($0,63 \cdot 10^6 \text{ GJ m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$)

Messwert:

E_{dif} := Energiefluss der diffusen Himmelsstrahlung

⁴⁴ $X(\varepsilon) = \frac{45}{4\pi^4} \frac{1}{\varepsilon} \int_0^\infty y^2 [(x+1)\ln(x+1) - x \ln x] dy$ mit: $x = \frac{\varepsilon}{e^y - 1}$ und $y =$ Laufvariable

Der Entropiegehalt der **reflektierten kurzwelligen Strahlung** (S_{ref}) lässt sich analog berechnen:

$$S_{ref} = \frac{4}{3} \frac{E_{ref}}{T_0} X(\varepsilon)$$

Konstanten:

T_0 := absolute Strahlungstemperatur der Sonne (5760 K)

Messwert:

E_{ref} := Energiefluss der reflektierten kurzwelligen Strahlung

Für die Berechnung des Entropiegehalts der **langwelligen Ausstrahlung** (S_{aus}) muss ein anderer Weg gewählt werden, da in diesem Fall die Geländeoberfläche die Emissionsquelle ist.

$$S_{aus} = \frac{4}{3} \varepsilon \sigma T^3 X(\varepsilon)$$

Konstanten:

ε := Emissionskoeffizient der Oberfläche des Ökosystems (für Pflanzenbestände ca. 0,94)⁴⁵

σ := STEFAN-BOLTZMANN-Konstante (1,788 J Jahr⁻¹ m⁻² K⁻⁴)

Messwert:

T := absolute Temperatur der Oberfläche des Ökosystems

Der zweite Term der langwelligen Strahlungsbilanz ist die **Gegenstrahlung** der Atmosphäre (S_{geg}). Ihr Entropiegehalt wird analog zu den Berechnungen bei den Termen der kurzwelligen Strahlungsbilanz berechnet:

$$S_{geg} = \frac{4}{3} \frac{E_{geg}}{T_{eff}} X(\varepsilon)$$

Die Temperatur der Atmosphäre kann über das STEFAN-BOLTZMANN-Gesetz, das den Zusammenhang zwischen der Temperatur eines Körpers und der von ihm ausgestrahlten Energie beschreibt, berechnet werden:

$$T_{eff} = \left[\frac{E_{geg}}{\varepsilon \cdot \sigma} \right]^{1/4}$$

Konstanten:

ε := Emissionskoeffizient der Atmosphäre (0,94)⁴⁶

Messwert:

E_{geg} := Energiefluss der langwelligen Gegenstrahlung der Atmosphäre

⁴⁵ Der Emissionskoeffizient ε schwankt für Pflanzenbestände zwischen 0,94 und 0,99 (MONTEITH & UNSWORTH 1990, TAYLOR 1979)

⁴⁶ Die Atmosphäre absorbiert 94% der langwelligen Ausstrahlung der Erdoberfläche (BATTAN, zitiert in AOKI 1987). Nach dem Kirchhoff'schen Gesetz (Absorptions- gleich Emissionskoeffizient) folgt daraus, dass der Emissionskoeffizient 0,94 beträgt.

Der Entropiegehalt der Ströme **fühlbarer** (S_f) und **latenter** (S_l) **Wärme** ergibt sich nach AOKI (1998, zitiert in STEINBORN 2001) aus der GIBBSschen Fundamentalformel, nach der für den Austausch von Wärme gilt:

$$dS = \frac{dE}{T} = \frac{\text{ausgetauschte Wärmeenergie}}{\text{absolute Temperatur}}$$

Daraus folgt: $S_f = \frac{E_f}{T_f}$ und $S_l = \frac{E_l}{T_l}$.

Messwert:

E_{fll} := Fluss fühlbarer und latenter Wärme

T_{fll} := absolute Temperatur der Oberfläche des Ökosystems

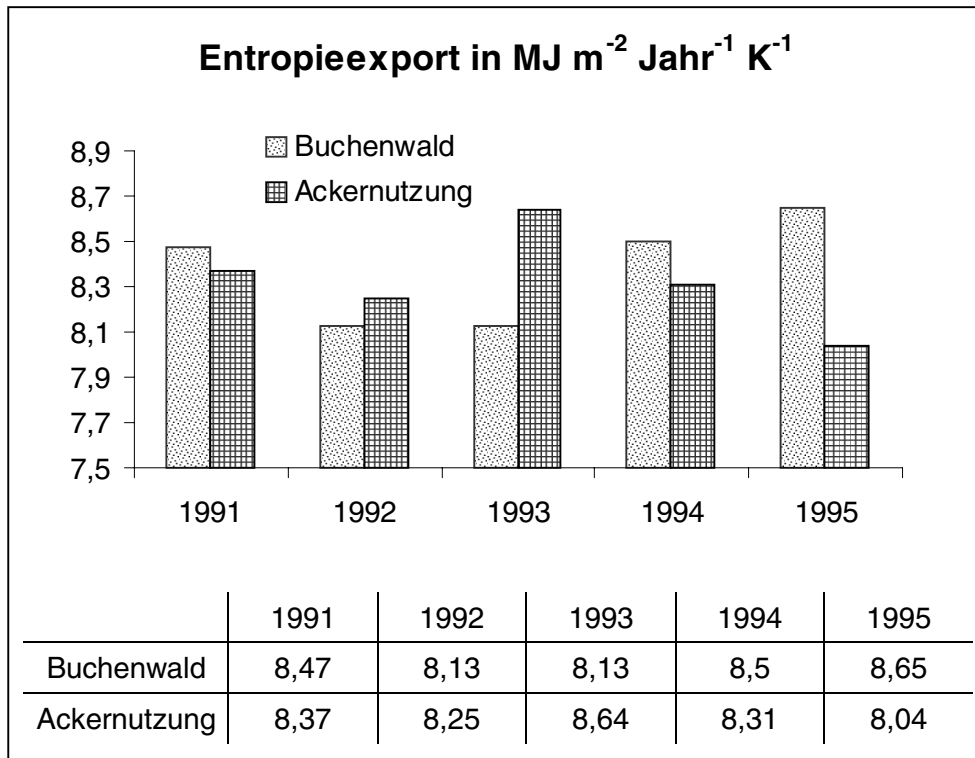
Vergleich unterschiedlich genutzter Ökosysteme

Zum Vergleich der Ökosysteme liegen hochaufgelöste meteorologische Daten für zwei Vergleichsstandorte für die Jahre 1991 bis 1995 vor. Im einzelnen wurden folgende Werte verwendet:

Tabelle 3: Meteorologische Parameter, die zur Berechnung der Entropiebilanz verwendet wurden nach STEINBORN (2001: S. 46).

Messgröße	Buchenwald (W1)	Acker (A3)
Bodentemperatur [°C]	2, 5, 10, 20, 50, 100 cm Tiefe	2, 5, 10, 20, 50, 100 cm Tiefe
Lufttemperatur [°C]	0.05, 2, 25, 30, 36 m Höhe	0.05, 2, 6, 16 m Höhe
Luftfeuchte [%]	2, 25, 30, 36 m Höhe	2, 6, 16 m Höhe
Globalstrahlung 305–2800 nm [J cm ⁻² h ⁻¹]	--	2 m Höhe
Strahlungsbilanz 300–100000 nm [J cm ⁻² h ⁻¹]	30 m Höhe	2 m Höhe
Windgeschwindigkeit [m s ⁻¹]	12, 30, 36 m Höhe	2, 6, 16 m Höhe

Aus den in Tabelle 3 genannten Messwerten wurden die im vorherigen Abschnitt genannten Eingangsgrößen zur Bestimmung der Entropiebilanz berechnet (STEINBORN 2001). Die Anteile der direkten und diffusen Himmelsstrahlung an der Globalstrahlung wurden nach Literaturwerten (MALBERG 1997) abgeschätzt. Prinzipiell ist es jedoch auch möglich, diese Werte direkt zu messen. Die reflektierte kurzwellige Strahlung wurde aus der Globalstrahlung anhand von Literaturwerten zum Jahresgang der Albedowerte für die verschiedenen Nutzungen berechnet (VENERBRÜGGE 1996). Die langwellige Gegenstrahlung der Atmosphäre wurde als Residuum der Gesamtstrahlungsbilanz berechnet. Außerdem wurden der fühlbare und der latente Wärmestrom bestimmt. Hierzu wurde die weit verbreitete BOWEN-Verhältnis-Methode verwendet (BOWEN 1926, HÖRMANN et al. 1992). Der fühlbare und der latente Wärmestrom ließen sich auch direkt mit der Eddy-Kovarianz-Methode (siehe Abschnitt 5.2.1.2) bestimmen.



Übersicht 5: Vergleich des Entropie-Exports nach AOKI für zwei unterschiedlich intensiv genutzte Ökosysteme für die Jahre 1991 bis 1995; Daten nach STEINBORN (2001: S. 97)).

Ein Vergleich der über fünf Jahre gemittelten Gesamtentropiebilanz ergibt eine für den Buchenwald um 0,7% höhere Exportrate als für den Ackerstandort (siehe Tabelle 4). Dieser Unterschied ist sehr gering, so dass mit dieser Größe selbst die Unterscheidung von diesen stark unterschiedlich intensiven Nutzungen kaum möglich ist. Dies wird um so deutlicher, wenn man die in Übersicht 5 dargestellten Jahres-Gesamtentropiebilanzen für die Jahre 1991 bis 1995 betrachtet. Die Differenzen in den Werten liegen zwischen einer um 5,8% niedrigeren (1993) und einer um 7,6% höheren (1995) Entropieproduktion im Buchenwald im Vergleich zum Ackerstandort. Das bedeutet, dass der Wert der Größe für weniger intensiv genutzte Ökosystem nicht generell höher liegt als für intensiv genutzte.

Tabelle 4: Darstellung der Entropieflüsse nach AOKI, die mit den verschiedenen Teilprozessen der Energiebilanz verbunden sind (S_{dir} : direkte solare Einstrahlung, S_{dif} : diffuse Himmelsstrahlung, S_{ref} : reflektierte kurzwellige Strahlung, S_{aus} : langwellige Ausstrahlung, S_{geg} : langwellige Gegenstrahlung, S_l : Strom latenter Wärme, S_f : Strom fühlbarer Wärme) für zwei unterschiedlich intensiv genutzte Ökosysteme im Durchschnitt der Jahre 1991 bis 1995 (verändert nach STEINBORN 2001: S. 97).

Nutzung	S_{dir}	S_{dif}	S_{ref}	S_{aus}	S_{geg}	S_l	S_f	S_{ges}
Buchenwald	0,31	2,42	-0,54	-50,61	45,24	-4,58	-0,61	-8,38
Ackernutzung	0,31	2,48	-0,77	-51,24	45,96	-4,39	-0,67	-8,32

Ein Vergleich der einzelnen Terme der Entropiebilanz (siehe Tabelle 4) zeigt, dass insbesondere die langwellige Strahlungsbilanz ($S_{aus} + S_{geg}$) und der Fluss latenter Wärme die entscheidenden Größen für den Export von Entropie aus den betrachteten Ökosystemen darstellen.

Orientoreigenschaften

In der Literatur finden sich keine direkten Angaben zur Entwicklung des Entropie-Exports im Laufe einer natürlichen Sukzession von terrestrischen Ökosystemen. AOKI (1998) beschreibt die hypothetische Entwicklung der Entropie-**Produktion** im Laufe der Entwicklung von lebenden Systemen (Abbildung 14). Die Darstellung stützt sich auf die Berechnung der Entwicklung der Entropie-Produktion von limnischen Ökosystemen (AOKI 1998) und (insbesondere für die dritte Entwicklungsphase) von Organismen (AOKI 1987). Die Datengrundlage ist jedoch relativ klein.

Geht man davon aus, dass die systeminterne Entropie-Produktion in der gleichen Größenordnung liegt wie deren Export, kann man die in Abbildung 14 dargestellte Beziehung auch auf den Entropie-Export übertragen. Die von AOKI vorgenommene Einteilung der Entwicklung der Größe in verschiedene Phasen, bei denen die Größe nur in der Anfangsphase und bedingt in der Übergangsphase die Orientoreigenschaft aufweist, stimmt mit den Überlegungen über den Gültigkeitsbereich des Orientorenprinzips in Kapitel 4.2.2.2 überein⁴⁷. Die Daten reichen jedoch nicht aus um Orientoreigenschaft der Größe Entropie-Export zu begründen.

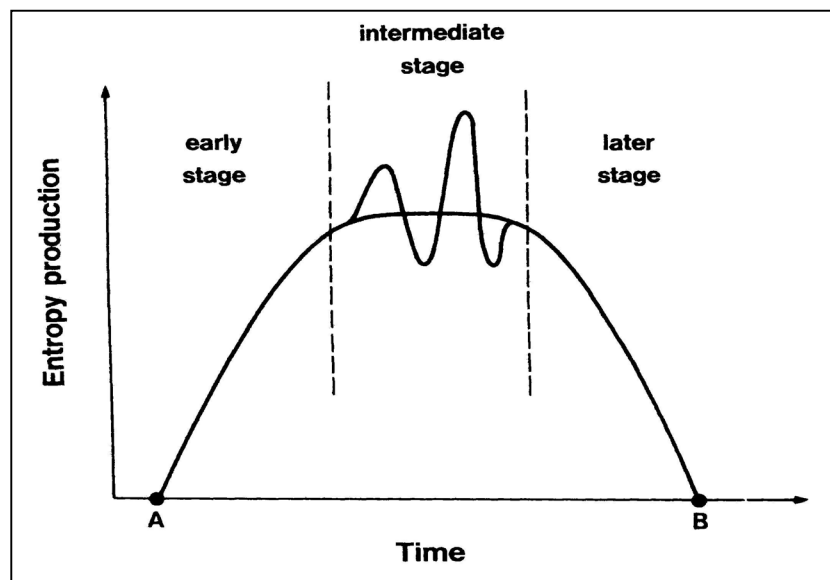


Abbildung 14: Die hypothetische Entwicklung der Entropieproduktion im Laufe der Entwicklung von lebenden Systemen nach AOKI (1998: S. 2137).

⁴⁷ Dies entspricht dem ebenfalls thermodynamisch begründeten Dreiphasenmodell der Ökosystementwicklung (FRÄNZLE 1994).

5.3 THEMENBEREICH Organisation / Komplexität

Als Teilindikator für diesen Themenbereich werden die in Kapitel 3.4.3 vorgeschlagenen Größen zur Beschreibung des Organisationsgrads aus struktureller Perspektive verwendet. Dies ist zum einen die Diversität von biotischen Systemelementen und zum anderen die Heterogenität der räumlichen Anordnung von abiotischen Systemelementen. Die in Kapitel 3.4.3 vorgestellten funktionalen Organisationsmaße sind aus theoretischer Sicht mindestens genau so gut geeignet wie die strukturellen Maße. Sie konnten aber für die zwei Vergleichs-ökosysteme, den Buchenwald und den Acker, aus Mangel an geeigneten Daten nicht quantifiziert werden. Das größte Hindernis war die große Anzahl unterschiedlicher Arten, über deren Nahrungszusammensetzung und Produktivität kaum Daten vorlagen. Insbesondere die Flüsse in der Konsumentennahrungskette sind nicht bekannt und konnten kaum aus vergleichbaren Untersuchungen abgeschätzt werden. Eine Schwierigkeit dabei sind die wechselnden Nahrungszusammensetzungen je nach vorhandenen Nahrungsquellen. Bisher wurden auch noch keine Berechnungen der „Ascendency“ für terrestrische Ökosysteme auf der Basis von Energieeinheiten, wie z.B. Kohlenstoffflüssen, veröffentlicht (persönliche Mitteilung ULANOWICZ 2001).

5.3.1 Biotische Diversität: Artenzahl

Unter der Artenzahl wird in der vorliegenden Arbeit die Anzahl der Arten ausgewählter taxonomischer Einheiten und/oder funktioneller Gruppen⁴⁸ eines Ökosystems verstanden, da die Erfassung der Gesamtzahl der Arten eines Ökosystems in der Regel nicht möglich ist.

5.3.1.1 Theoretische Ableitung

Der Begriff der Biotischen Diversität kann, je nach Betrachtungsebene, sehr unterschiedlich ausgelegt werden; deshalb wird im Folgenden zuerst dargestellt, welche Auslegung für die Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen zielführend ist. Inhaltlich lässt sich die Biodiversität auf drei verschiedenen Ebenen erfassen:

Unter der **genetischen Diversität** versteht man die Vielfalt der genetischen Information einer Art, einer Population oder eines ganzen Ökosystems. Es ist jedoch sehr aufwändig, die Vielfalt der genetischen Information zu quantifizieren.

Die **organismische Diversität** entspricht der Vielfalt der taxonomischen Zugehörigkeiten der Individuen eines Ökosystems. Dies wird in der Ökologie vorrangig unter dem Begriff Biodiversität verstanden (BECKER 1997).

Die dritte Ebene ist die **ökologische Diversität** der Lebensbedingungen, die ein Ökosystem oder eine Landschaft bietet. Diese Art der Diversität wird in starkem Maße von der Heterogenität der abiotischen Standortfaktoren bestimmt, die ebenfalls innerhalb dieses Themenbereichs indiziert wird (Kapitel 5.3.2).

⁴⁸ Als funktionelle Gruppe wird eine Anzahl von Arten verstanden, die in einem Ökosystem die gleiche Funktion erfüllt (erfüllen kann). Solche Funktionen sind z.B. die Zersetzung von organischem Material oder der Aufbau von Biomasse.

Entsprechend der ökosystemaren Herangehensweise der vorliegenden Arbeit wird unter Biodiversität die organismische Diversität (Artenvielfalt) in einem Ökosystem verstanden.

Bezug Artenzahl - biotische Diversität

Die Bedeutung der Artenzahl für die Erhaltung von Ökosystemfunktionen und damit auch der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen wird in der Ökologie sehr kontrovers diskutiert (SCHWARTZ et al. 2000). Für die Beurteilung der Beziehung zwischen der Größe Artenzahl und dem Teilindikandum biotische Diversität ist insbesondere die relative Bedeutung der einzelnen Arten wichtig.

Die „Nieten-Hypothese“ von EHRLICH & EHRLICH (1981) besagt, dass **jede** Art für die Aufrechterhaltung der Prozesse in Ökosystemen von Bedeutung ist. Die Hypothese wird durch den Vergleich von Arten mit Nieten eines Flugzeugflügels veranschaulicht. Je weniger Nieten (Arten) vorhanden sind, desto wichtiger ist jede einzelne; je mehr es gibt, desto mehr überschneiden sich ihre Funktionen. Wird ein kritisches Niveau unterschritten, so bricht der Flügel ab und das Flugzeug stürzt ab (im übertragenen Sinne degradiert das Ökosystem).

Nach (WALKER 1995) können Prozesse in Ökosystemen von wenigen Schlüsselarten aufrecht erhalten werden. Diese Schlüsselarten werden als „drivers“ bezeichnet. Alle anderen Arten werden als „passengers“ charakterisiert, die unter den gegebenen Randbedingungen nur einen geringen Einfluss auf die Organisation und Struktur des Ökosystems haben. Nach dieser These ist es nicht entscheidend wie viele, sondern welche („driver“-)Arten im Ökosystem vorhanden sind. Im Sinne der in Kapitel 3.4.3 vorgestellten „Redundanz-Hypothese“ besitzen Arten, die als „passengers“ eingestuft werden, das Potential, sich unter sich ändernden Randbedingungen zu „drivers“ zu entwickeln. Aus diesem Grund sind auch diese Arten als Teil der Gesamtartenzahl von großer Bedeutung für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen. Es ist deshalb keine Gewichtung der einzelnen Arten in Bezug auf ihre Bedeutung für die Biodiversität notwendig. Die Größe Artenzahl hat auch den Vorteil der einfachen Vermittelbarkeit und Verständlichkeit.

In der Literatur werden verschiedene Indizes zur Berechnung der Biodiversität vorgeschlagen, die neben dem Artenvorkommen auch deren Verteilung berücksichtigen. Als Beispiel für einen solchen Index wird der weit verbreitete (MAGURRAN 1988), aus der Informationstheorie abgeleitete SHANNON-WIENER-Index (H) vorgestellt:

$$H = -\sum_{i=0}^N (p_i)(\log_2 p_i)$$

N = Gesamtzahl der Arten

p_i = relativer Anteil der Individuen der Art i an der Gesamtindividuenzahl

Der SHANNON-WIENER-Index ist ein Maß für die Antreffwahrscheinlichkeit der einzelnen Arten in einem Artenkollektiv. Ein hoher Wert für den Index kann sich durch eine hohe Artenzahl oder durch eine gleichmäßige Abundanzverteilung ergeben. Dieser Index ist daher sehr gut geeignet um Aussagen über die Diversität von Lebensgemeinschaften zu machen. Er wurde in der vorliegenden Arbeit nicht verwendet, weil die für seine Quantifizierung notwendigen Daten nicht vorlagen.

Zur Charakterisierung der Biodiversität wäre es ideal, wenn alle Arten eines Ökosystems (vom Einzeller bis zum Topkarnivor) erfasst werden könnten. Da dies nahezu unmöglich ist, ist es notwendig, eine sinnvolle Auswahl der taxonomisch und/oder funktionell abgegrenzten Artengruppen zu treffen, die erfasst werden sollen (BELL & MORSE 1999).

Bei der Berechnung der Artenzahl muss auch berücksichtigt werden, dass der Begriff der Art nicht immer eindeutig zu definieren ist. Es kann z.B. schwer zu unterscheiden sein, ob zwei nahe verwandte Arten als Subspezies einer Art oder als zwei getrennte Arten aufzufassen sind. Solche Entscheidungen über die taxonomische Einordnung eines Individuums beeinflussen offensichtlich die Berechnung von Größen zur Beschreibung der organismischen Diversität. Daneben ergibt sich aus der Sicht des Naturschutzes die Frage, inwieweit nichteinheimische Arten (Neophyten und Neozoen) bei der Quantifizierung der Artenvielfalt gesondert berücksichtigt werden sollen (WOODLEY 1996).

Beeinflussende Prozesse und Standortbedingungen

Eine wesentliche Voraussetzung für die Biodiversität ist das Vorhandensein von vielfältigen Lebensbedingungen. Ein Weg, wie sich diese Vielfalt entwickeln kann, ist in den tropischen Regenwäldern verwirklicht. Hier haben sich während einer relativ langen Entwicklungszeit ohne einschneidende Umweltveränderungen durch koevolutionäre Prozesse sehr komplexe Nahrungsnetzbeziehungen ausbilden können. Somit sind hier die biotischen Umweltfaktoren entscheidend für die Vielfalt der Lebensbedingungen der Organismen. Unter mitteleuropäischen Verhältnissen ist die räumliche Heterogenität der abiotischen Verhältnisse in einem Gebiet entscheidend für die Vielfalt der Lebensbedingungen⁴⁹. Eine hohe abiotische Heterogenität liegt z.B. in den räumlichen Übergangsbereichen zwischen zwei Ökosystemen (Ökotonen) vor, oder in zeitlichen Übergangsphasen, die durch eine starke Veränderung der Lebensbedingungen gekennzeichnet sind. In beiden Fällen ist mit einer hohen Artenzahl zu rechnen. Eine entscheidende Rolle spielen dabei die Einwanderungsmöglichkeiten der Arten von benachbarten Ökosystemen. Der regionale Zusammenhang auf der Landschaftsebene muss deshalb für die Interpretation der Entwicklung der Artenzahlen in einem Ökosystem berücksichtigt werden.

Ein weiterer Faktor für die Vielfalt der Lebensbedingungen ist die anthropogene Nutzung. Diese spielt insbesondere in der in Mitteleuropa stark verbreiteten Kultur- und Siedlungslandschaft eine große Rolle.

5.3.1.2 Empirische Überprüfung des Indikators

Methode zur Quantifizierung der Größe

Die wesentliche Aufgabe, die sich bei der Erfassung der Artenzahl eines Ökosystems ergibt, ist die Auswahl der Artengruppen, für die die Artenzahlen erhoben werden sollen. Für die Einteilung der Arten in Gruppen können verschiedene Verfahren verwendet werden. Aus ökosystemarer Sicht wäre die Einteilung nach funktionellen Gruppen oder Gilden wün-

⁴⁹ In den tropischen Regenwäldern ist im Vergleich zu den gemäßigten Klimaten eine sehr geringe abiotische Heterogenität zu verzeichnen, jedoch eine hohe Artendiversität. Eine Erklärung hierfür liefert das von FRÄNZLE (1994) beschriebene thermodynamisch begründeten Dreiphasenmodell der Ökosystementwicklung über den Zusammenhang zwischen Artendiversität und Nährstoffverfügbarkeit.

schenswert (vgl. Kapitel 3.4.3). Die Einteilung erfolgt dabei z.B. nach der Stellung der Art im Nahrungsnetz:

- Primärproduzenten (Pflanzen);
- Saprophage;
- Konsumenten (Herbivore, Karnivore oder Omnivore).

Die Einteilung der Arten in funktionelle Gruppen wird jedoch dadurch erschwert, dass Arten mehrere unterschiedliche Funktionen in Ökosystemen erfüllen und sich deshalb nicht eindeutig einer Gruppe zuordnen lassen. Aus diesem Grund erfolgt in vielen Untersuchungen aus Praktikabilitätsgründen die Einteilung in Gruppen nach taxonomischen Einheiten. Sind die Artengruppen ausgewählt, müssen die entsprechenden Arten mit den dafür üblichen Methoden, wie z.B. Beobachtung oder Fallen stellen, erfasst werden.

Vergleiche unterschiedlich genutzter Ökosysteme

Für die beiden Standardökosysteme liegen vor allem differenzierte Daten zur Bodenfauna vor. Die Vielzahl der unterschiedlichen Taxa wird jedoch der Übersichtlichkeit halber zu einer Zahl zusammengefasst. Zu den Invertebraten gehören viele Saprophagen an. Durch die Anzahl der Invertebraten wird somit dieser Bereich des Nahrungsnetzes charakterisiert. Die Daten wurden mit Hilfe von verschiedensten Messverfahren ermittelt (IRMLER 1995).

Eine weitere Gruppe, die Kleinsäuger, wurden nach ihrer taxonomischen Zugehörigkeit eingeteilt. Großsäuger (z.B. Rehe) treten so selten in dem Gebiet auf, dass quantitative Aussagen über ihr Vorkommen nicht möglich sind. Die Erfassung der Kleinsäuger erfolgte über Lebendfallen (HÖRMANN et al. 1992).

Die Gruppe der Vögel ist die dritte faunistische Gruppe. Die Vögel bilden in den beiden Ökosystemen die höchste Stufe im Nahrungsnetz. Ihre Anzahl wurde durch Beobachtungen bestimmt. (vgl. HÖRMANN et al. 1992).

Neben den faunistischen Gruppen wurden die höheren Pflanzen als Vertreter der Flora verwendet. Ihre Erfassung erfolgt durch Geländekartierung.

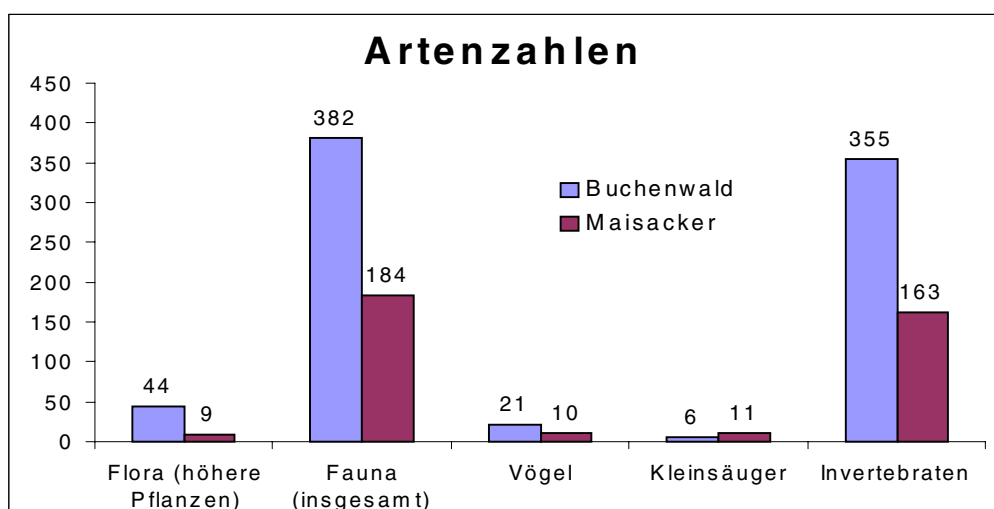


Abbildung 15: Artenzahlen bezogen auf verschiedene Artengruppen für zwei Standorte im Bereich der Bornhöveder Seenkette; Daten nach HÖRMANN et al. (1992).

Mit Ausnahme der Kleinsäuger ist die Artenzahl in dem weniger intensiv genutzten Ökosystem, dem Buchenwald, höher als in dem intensiver genutzten Maisacker (Abbildung 15). Das gesetzte Kriterium (Kapitel 4.2.2.1) ist somit größtenteils erfüllt.

Der Zusammenhang zwischen der Zunahme der Nutzungsintensität und der Artenvielfalt ist jedoch nicht eindeutig. So können geringe Dosen „Stress“ die Artendiversität sogar steigern, indem z.B. Lebensräume für Pionierarten geschaffen werden (MOORE 1983, zitiert in WOODLEY 1996: S. 60). Starker Stress, z.B. durch intensive Landwirtschaft, beeinträchtigt jedoch die Lebensbedingungen für fast alle Organismen so stark, dass sich die Artendiversität im Vergleich zu einem wenig intensiv genutzten Standort verringert (siehe obiges Datenbeispiel).

5.3.2 Abiotische Heterogenität: Heterogenitätsindex nach REICHE (in Vorb.)

Unter Heterogenität versteht man die Verschiedenartigkeit, Ungleichartigkeit oder Uneinheitlichkeit im Aufbau und in der Zusammensetzung eines Ökosystems. Die abiotische Heterogenität betrifft die uneinheitliche Verteilung von abiotischen Größen in der Fläche.

5.3.2.1 Theoretische Ableitung

Bei jeder Untersuchung, die sich mit räumlichen Daten befasst, ist die Festlegung der räumlichen Betrachtungsebene⁵⁰ sehr wichtig, da die Beobachtbarkeit von Mustern und Strukturen davon abhängig sind⁵¹. Diese Strukturen (Heterogenitäten) werden von Prozessen, die auf der Betrachtungsebene agieren, geformt und bilden daher diese Prozesse auf der jeweiligen Skalenebene ab. Wirkt ein Prozess innerhalb einer kürzeren Reichweite, als durch die Auflösung der Daten dargestellt werden kann, erzeugt er nur ein „Rauschen“ in den Daten. Agiert der Prozess hingegen auf einer größeren Skalenebene als der Ausdehnung des Datensatzes, so machen sich die Veränderungen, die der Prozess bewirkt, in den Datensätzen in der Regel als Trend bemerkbar (GUSTAFSON 1998).

Bezug Heterogenitätsindex nach REICHE (in Vorb.) - Abiotische Heterogenität

Zur Quantifizierung der abiotischen Heterogenität müssen zwei Dinge festgelegt werden: einerseits die Zustandsgröße, für die die Heterogenität berechnet werden soll, und andererseits die Methode, mit der die Heterogenität berechnet werden kann.

Festlegung der Zustandsgröße

Für die Berechnung der abiotischen Heterogenität können prinzipiell viele Größen herangezogen werden. Sie sollten jedoch die zwei im Folgenden beschriebenen Eigenschaften besitzen:

⁵⁰ Für die Charakterisierung der Betrachtungsebene sind die Begriffe Auflösung und Ausdehnung von entscheidender Bedeutung. Unter Auflösung versteht man den kleinstmöglichen Abstand, dem man auf Grund der zur Verfügung stehenden Daten noch unterschiedliche Werte zuordnen kann. Ausdehnung ist das Gesamtgebiet, das mit den Daten abgedeckt wird.

⁵¹ Betrachten wir einen Wald auf der Ebene eines Einzelbaumes (z.B. auf einer Photographie), erkennt man die Verteilung von Ästen, Blättern u.s.w.; auf der Ebene der Waldfläche (z.B. auf einem Luftbild) erkennt man die Verteilung einzelner Baumarten und Lichtungen, während man auf der nächst höheren Skalenebene (z.B. auf einem Satellitenbild) die Verteilung von Flächen unterschiedlicher Nutzung erkennen kann.

- Es sollte sich um eine zentrale Größe im ökosystemaren Prozessgeschehen des Ökosystems handeln. Das bedeutet, dass die Größe von vielen Prozessen abhängt und viele Vorgänge beeinflusst. Hierdurch sollte sie über eine hohe Sensitivität gegenüber Veränderungen im Prozessgeschehen verfügen.
- Die Größe sollte eine besondere Bedeutung als Standortfaktor für die Vegetation haben, da Pflanzen zum einen direkt von den abiotischen Bedingungen abhängig sind, und zum anderen für die Entwicklung von Ökosystemen bestimmend sind. Es kommen z.B. die abiotischen ELLENBERG-Faktoren (pH-Wert, Feuchte, Nährstoffverfügbarkeit) in Frage.

Eine Größe, die diese beiden Kriterien erfüllt, ist der Humusgehalt des Bodens. Er nimmt eine zentrale Stelle im ökosystemaren Wirkungsgefüge ein. Im Wesentlichen wird er durch biotische Aktivitäten und den Wasserhaushalt des Standortes bestimmt. Zudem hat er wesentlichen Einfluss auf die Speicher- und Pufferkapazität des Bodens, sowohl für Nährstoffe als auch für Wasser. Die genannten Eigenschaften zeigen die essentielle Bedeutung des Humusgehalts für das ökosystemare Prozessgeschehen und seinen direkten oder indirekten Einfluss als Standortfaktor für die Pflanzen.

Festlegung der Berechnungsmethode

Mit dem Heterogenitätsfaktor HETMAC wird die Heterogenität der Ausprägung von Zustandsvariablen auf einer Fläche bestimmt. Seine Berechnung beruht auf einem einfachen Berechnungsalgorithmus, der von REICHE (in Vorb.) entwickelt wurde (siehe Kapitel 5.3.2.2). Als Eingangsdaten für den Algorithmus sind digitale **Karten** erforderlich. Diese können sowohl auf der Grundlage direkt erhobener Daten oder auch modellierter Daten erstellt worden sein.

Von der Geostatistik werden weitere Methoden zur Bestimmung der Heterogenität von räumlichen Daten zur Verfügung gestellt. Die in Frage kommenden Verfahren bauen auf einer Variogrammanalyse von **Punktdaten** auf (vgl. Anhang A 4). Ein Nachteil der geostatistischen Verfahren ist, dass sie nur angewendet werden können, wenn die Form der Variogrammfunktion eine Interpretation zulässt. Dies ist z.B. nicht der Fall, wenn die Daten regelmäßige Muster über die Fläche ausbilden oder sich sprunghaft ändern (HEINRICH 1994, GUSTAFSON 1998). Da dies für ökologische Daten oft zutrifft, wird die Anwendbarkeit geostatistischer Verfahren zur Berechnung von Heterogenitätsindices stark eingeschränkt. Ein weiterer Nachteil dieser Verfahren ist die geringe Anschaulichkeit der Methodik. Aus diesen Gründen wird in dieser Arbeit auf die Verwendung geostatistischer Verfahren verzichtet und stattdessen der in Abschnitt 5.3.2.2 beschriebene „HETMAC-Algorithmus“ verwendet.

Beeinflussende Prozesse und Standortbedingungen

Im allgemeinen kann die Heterogenität von abiotischen Zustandsgrößen in einem Ökosystem nach (REICHE & DIBBERN 1996, REICHE et al. 2001) folgenden Mechanismen zugeschrieben werden:

1. Ausgangsbedingungen, die festgelegt wurden, bevor das aktuelle System entstanden ist. Sie werden unter natürlichen Bedingungen durch langsame Prozesse auf hoher räumlicher Skalenebene festgelegt (z.B. geologische Prozesse). Diese Bedingungen wirken als Einschränkungen für die Entwicklungsmöglichkeit von Ökosystemen (vgl. Abbildung 4).

2. Externe Faktoren, wie z.B. der Einfluss von Nachbarökosystemen. Die Größe der Gradienten, die durch solche Prozesse gebildet werden, hängen von der Höhe der Einträge in das Ökosystem ab. In intensiv genutzten Kulturlandschaften können solche Einträge die Ursache vieler steiler Gradienten sein.
3. Interne Veränderungen, als Folge von selbstorganisierten Stoff- und Energieflüssen zwischen den Elementen des Systems. Diese Prozesse sind auf der Ökosystemebene und auf darunter liegenden organisatorischen Ebenen wirksam.

Diese drei Mechanismen sind im Wesentlichen für die Entwicklung, das heißt sowohl für den Auf- als auch den Abbau von Gradienten der gleichen Größen, verantwortlich. Deshalb ist es in der Regel nicht möglich, von der vorhandenen Heterogenität direkt auf das interne Prozessgeschehen im Ökosystem zu schließen (3. Punkt der obigen Aufzählung), welches für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen entscheidend ist. Dies muss bei der Interpretation der Indikatorenwerte berücksichtigt werden.

5.3.2.2 Empirische Überprüfung des Indikators

Methoden zur Quantifizierung der Größe

Die Berechnung des von REICHE (in Vorb.) entwickelten Heterogenitätsindex erfolgt auf der Grundlage von flächenhaft verfügbaren Daten. Sind die als homogen betrachteten kleinsten Geometrien (Polygone) unterschiedlich groß, so kann eine Aufrasterung dieser Daten erforderlich sein. Die Anzahl der Rasterflächen oder Ursprungspolygone wird als $ANZAHL\ FLÄCHEN_{max}$ bezeichnet. Jedem Polygon einer solchen Karte müssen Werte für die zu untersuchenden Zustandsvariablen zugeordnet sein (Merkmalsausprägungen). Die Wertemenge dieser Merkmalsausprägung wird in Klassen eingeteilt. In HETMAC erfolgt dies nach folgendem Verfahren:

- Prüfung der Merkmalsausprägungen auf Normalverteilung; bei Nichtnormalverteilung entsprechende Transformation (Logarithmieren).
- Berechnung des Mittelwertes (\bar{x}) und der Standardabweichung (σ) des Datensatzes.
- Zuordnung der Daten (x) zu einer Klasse entsprechend folgender Abbildungsregeln:

	$x < \bar{x} - \sigma$	$< x < \bar{x} - 1/2\sigma$	$< x < \bar{x}$	$< x < \bar{x} + 1/2\sigma$	$< x < \bar{x} + \sigma$	$< x$
	↓	↓	↓	↓	↓	↓
Klasse:	1	2	3	4	5	6

Im nächsten Verfahrensschritt werden benachbarte Flächen gleicher Klassenzugehörigkeit zusammengelegt. Hierdurch verringert sich die Zahl der Polygone auf $ANZAHL\ FLÄCHEN_{zus}$. Als Maß für die Heterogenität einer Zustandsvariablen im Untersuchungsgebiet ergibt sich folgender Index:

$$I_{Het} = \frac{ANZAHL\ FLÄCHEN_{zus}}{ANZAHL\ FLÄCHEN_{max}}$$

Dieser Index (dimensionslose Größe) variiert zwischen null und eins, wobei niedrige Werte eine geringe Heterogenität anzeigen und hohe Werte eine starke Heterogenität.

Das Klassifikationsverfahren stellt den zentralen Punkt bei der Berechnung des Heterogenitätsfaktors dar. Hierbei muss besonders sorgfältig vorgegangen werden. Bei dem beschriebenen Verfahren geht die absolute Variation der Daten nicht in die Klassifizierung ein. Dies muss bei der Interpretation der Indikatorenwerte berücksichtigt werden: Wenn z.B. die absoluten Schwankungen der Größe sehr gering sind, diese aber sehr heterogen im Raum verteilt sind, führt dies zu einer Überinterpretation der vorhandenen abiotischen Heterogenität.

Vergleiche unterschiedlich genutzter Ökosysteme

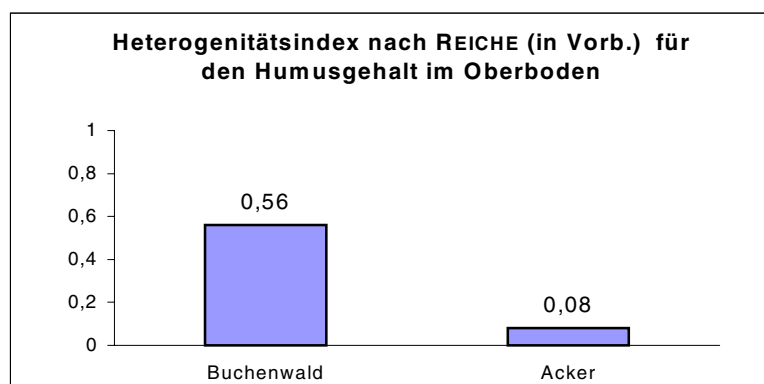
Die Daten für den Waldstandort wurden im Rahmen des Heterogenitätenprogramms des Ökosystemforschungsprojekts „Bornhöveder Seenkette“ erhoben. Die Daten für den Maisacker wurden im Rahmen eines Projektpraktikums des Geographischen Instituts der Universität Kiel ermittelt. Bei den Werten handelt es sich um Proben aus dem A_h/A_p -Horizont. Pro Fläche (10m x 10m) wurden 9 Proben genommen und gemischt, um einen möglichst repräsentativen Wert für die Fläche zu erhalten.

Die Daten für die Berechnung der Heterogenitätskoeffizienten stammen aus einer quadratischen Grundflächen mit 50m x 50m Kantenlänge. Für jede 10m x 10m Rasterfläche liegt ein Wert vor, so dass die Werte von 25 Flächen in die Berechnung eingingen. Die Ergebnisse für den Humusgehalt und zusätzlich einige Makronährstoffe werden in Tabelle 5 dargestellt:

Tabelle 5: Heterogenitätskoeffizienten berechnet nach dem HETMAC-Algorithmus nach REICHE (in Vorb.) für zwei Standorte im Bereich der Bornhöveder Seenkette in Bezug auf die Verteilung der Stoffkonzentrationen im Oberboden über die Fläche.

	Org. Substanz	H ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Phosphat
Buchenwald	0,56	0,4	0,36	0,60	0,44	0,52
Ackernutzung	0,08	0,12	0,24	0,48	0,44	0,00

Nach dem Heterogenitätskoeffizienten HETMAC ist für alle Stoffe die Heterogenität auf dem Waldstandort größer oder gleich derjenigen auf dem Ackerstandort. Somit ist die prinzipielle Anwendbarkeit gegeben.



Übersicht 6: Vergleich der abiotischen Heterogenität eines Acker- und eines Waldstandortes berechnet nach dem HETMAC-Algorithmus nach REICHE (in Vorb.).

Mit dem verwendeten Verfahren wurde eine größere Heterogenität auf dem Wald- als auf dem Ackerstandort festgestellt. Dieses Ergebnis stimmt mit dem gesetzten Kriterium überein. Dies war auch aus theoretischen Überlegungen heraus zu erwarten. Die sich natürlicherweise entwickelnden Unterschiede im Stoffbestand von Ackerflächen werden durch Düngung und mechanische Bearbeitung (Pflügen, Eggen) wieder ausgeglichen. Mit dem hier angewendeten Verfahren konnte dies bestätigt werden. Inwieweit dieses Verfahren sich zur Differenzierung unterschiedlicher agrarischer Nutzungsformen eignet, müssen weitere Untersuchungen zeigen.

5.4 THEMENBEREICH Materielle Grundlagen der Ökosystementwicklung

Zur Indikation der Prozesse, die der Erhaltung der materiellen Grundlagen der Systementwicklung und damit auch der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen dienen, werden in Kapitel 3.5.3 zwei Teilindikanda vorgeschlagen:

- die systemimmanente Speicherung von hochwertiger Energie, Nährstoffen und Wasser;
- die Vermeidung von Nährstoffverlusten.

5.4.1 Speicherung: Biomasse und biotische Nährstoffspeicherung

Unter Speicherung versteht man die Aufbewahrung einer Größe oder eines Stoffes an einem Ort (Speicher) zur späteren Verwendung; z.B. die Speicherung von Stickstoff in der Streu, der nach der Mineralisierung wieder durch die Pflanze aufgenommen werden kann.

5.4.1.1 Theoretische Ableitung

Die biotischen Bestandteile eines Ökosystems sind auf die Verfügbarkeit von verschiedenen (Nähr-)Stoffen und Energie zur Erfüllung ihrer Lebensfunktionen angewiesen. Durch die Speicherung dieser Größen im Ökosystem können zeitweilige Veränderungen in deren Zufuhr für eine gewisse Zeit ausgeglichen werden. Somit trägt die Speicherung dieser Größen zu einer Konstanz der stofflichen Grundlagen für die Systementwicklung bei, die wiederum einen Beitrag zur Erhaltung der Arten (informativische Grundlagen der Ökosystementwicklung) liefert.

Bezug: (Biomasse, biotische Nährstoffspeicherung) - Speicherung

Grundsätzlich müssen zwei Betrachtungsweisen in Bezug auf die Speicherung unterschieden werden, das potentielle Speichervermögen und die aktuelle Speicherung. Ein Beispiel für das potentielle Speichervermögen ist das Potential des Bodens, Kationen zu binden. Diese als Kationenaustauschkapazität bezeichnete Eigenschaft ist vor allem vom Humus- und Tongehalt des Bodens abhängig. Ein weiteres Beispiel ist das Wasserspeichervermögen eines Ökosystems, das in hohem Maße von den Bodeneigenschaften abhängt. Es ist eine Voraussetzung für die Abpufferung von hohen Niederschlagsspitzen und damit ein Teil des allgemeinen Wasserretentionsvermögens eines Ökosystems. Dieses Potential, stromabwärts liegende Gebiete vor Überflutungen zu schützen, wird in der Landschaftsökologie als „Ausgleichskörper im Wasserkreislauf“ bezeichnet. Der Ansatz, Aussagen über Landschaftspotentiale zu machen ist in der Landschaftsökologie weit verbreitet und hat auch seine Berechtigung, wenn es um spezifische Nutzungsoptionen geht (siehe Kapitel 6.4.4). In Zusammenhang mit der Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen ist dieser Ansatz jedoch von geringerer Bedeutung. Vielmehr ist die tatsächliche, aktuelle Speicherung entscheidend für das Vermögen eines Ökosystems, Fluktuationen in der Verfügbarkeit von wichtigen materiellen und energetischen Grundlagen der Systementwicklung abzupuffern. Hierdurch ist es möglich, ungünstige Situationen zu überdauern (ODUM 1980, SCHNEIDER & KAY 1994). Größen, die die aktuelle Speicherung indizieren, können zudem von den biotischen Prozessen des Ökosystems in der Regel wesentlich stärker beeinflusst werden als Größen zur Indi-

kation des potentiellen Speichervermögens. Dies ist eines der Kriterien für die Auswahl von Größen zur Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen (vgl. Kapitel 4.2.4). Die wichtigsten energetischen und materiellen Grundlagen der Ökosystementwicklung lassen sich in drei Bereiche einteilen: Exergie (Biomasse), Nährstoffe und Wasser. Die Hauptquelle für den Eintrag von hochwertiger Energie in ein terrestrisches Ökosystem ist die kurzweilige Solarstrahlung (siehe Kapitel 5.2.1.1). Diese Exergie wird dazu genutzt, energiereiche Makromoleküle aufzubauen. In dieser Form kann die Exergie auch gespeichert werden. Somit kann die gesamte lebende und tote Biomasse als Zwischenspeicher für hochwertige Energie angesehen werden. Dabei werden aus Praktikabilitätsgründen die Unterschiede im Exergiegehalt verschiedener Fraktionen der Biomasse nicht berücksichtigt. Entsprechend hochwertige Biomasse (Früchte, Speicherorgane der Pflanzen) kann direkt von Tieren und Pflanzen verwendet werden. Andere Formen der Biomasse (Streu, Humus) können über den Destruentenzyklus wieder in die Nahrungskette eingespeist werden. Hierdurch können Fluktuationen in der Zufuhr von hochwertiger Energie unter Beibehaltung des Selbstorganisationsgrads abgepuffert werden.

Die zweite wesentliche Grundlage der Ökosystementwicklung ist die Nährstoffverfügbarkeit. Die Nährstoffe können auf verschiedenen Wegen zur Verfügung gestellt werden, durch die Verwitterung von nährstoffreichem Gestein im Laufe der Bodenentwicklung, durch Nährstoffeintrag und durch den Abbau von nährstoffreichem organischen Material. Die ersten beiden Wege werden hier nicht weiter berücksichtigt, da sie nur zu einem geringen Teil (z.B. Wurzelausscheidungen der Pflanzen) direkt von den biotischen Elementen eines Ökosystems beeinflusst werden können⁵². Sie müssen jedoch für die Interpretation der Indikatorenwerte mit einbezogen werden. Der Speicher für den dritten Weg, auf dem Nährstoffe zur Verfügung gestellt werden können, ist die Biomasse. Als Größe zur Indizierung dieses „Pools“ eignet sich die intrabiotische Speicherung wichtiger (Makro-)Nährstoffe. Je mehr Nährstoffe über diesen Weg der Zyklierung im Ökosystem zur Verfügung stehen, desto besser kann die Nährstoffversorgung durch systeminterne Stoffflüsse kontrolliert werden. Dies kann als Maß für die momentane thermodynamische Selbstorganisation aufgefasst werden (KUTSCH et al. 2001b). In jedem Fall können durch die biotische Speicherung von Nährstoffen Fluktuationen in der Nährstoffzufuhr ausgeglichen werden. Insbesondere bei geringer Verfügbarkeit von Nährstoffen über den Weg der Verwitterung des Ausgangsgesteins (wie z.B. in den Tropen) kommt dieser Größe eine entscheidende Bedeutung zu.

Die Verfügbarkeit von Wasser ist die dritte wesentliche Grundlage für die Ökosystementwicklung. Da die Verfügbarkeit von Wasser unter mitteleuropäisch-humiden Klimabedingungen nur selten ein Mangelfaktor ist, kann dieser Bereich in der vorliegenden Arbeit vernachlässigt werden. Anders ist dies natürlich in trockeneren Gebieten. Dort ist intrabiotisch gespeichertes Wasser unter Umständen sehr wichtig für die Entwicklung von Ökosystemen (z.B. Stammsukkulenten).

⁵² Nährstoffeinträge durch Deposition können jedoch in hohem Maße indirekt durch die Struktur der Pflanzendecke beeinflusst werden.

Beeinflussende Prozesse und Standortbedingungen

Die Gesamtbio­masse eines Ökosystems wird in einer Bilanz­betrach­tung beeinflusst vom Auf- und Abbau von organischer Substanz. Der Aufbau von Substanz über die Netto­primär­pro­duk­tion ist abhängig von der Brutto­primär­pro­duk­tion und der Respi­ra­tions­rate. Die Brutto­primär­pro­duk­tion wird vor allem von den Standort­be­dingun­gen und den jährlichen klimati­schen Schwankungen beeinflusst (Kapitel 5.2.1.1). Die Prozesse, die die Respi­ra­tion beeinflussen, werden in Kapitel 5.5.2.1 genauer behandelt. Viel stärker wird jedoch der Abbau von organischer Substanz von den Standort­be­dingun­gen beeinflusst. Hier kann es zu Störungen der Abbauprozesse kommen (z.B. durch ungünstige Lebensbedingungen für die Destruenten), die dazu führen, dass sehr viel totes organisches Material angereichert wird (z.B. Moore). Eine solche Anreicherung zählt nicht zur Speicherung, wenn die Voraussetzungen dafür, dass die gespeicherte Energie und Nährstoffe wieder genutzt werden können, nicht gegeben sind. Solche Ausnahmen müssen bei der Interpretation der Größen zur Indikation der Speicherung in Ökosystemen berücksichtigt werden.

5.4.1.2 Empirische Überprüfung des Indikators

Methode zur Quantifizierung der Größe

Die Gesamtmenge an lebender Biomasse besteht in terrestrischen Ökosystemen hauptsächlich aus der Biomasse der Vegetation. Die Bestimmung der oberirdischen Biomasse ist dabei in der Regel einfach (Ernte, Stammzuwächse etc.), während die Bestimmung der unterirdischen Biomasse meist einen erheblich höheren Aufwand erfordert. Zur Minimierung des Messaufwands kann deshalb zur Bestimmung der unterirdischen Biomasse auf entsprechende Literaturwerte über die Verteilung von oberirdischer zu unterirdischer Biomasse zurückgegriffen werden (z.B. KLEPPER 1991). Zur lebenden Biomasse zählen neben der Vegetation die mikrobielle Biomasse und die tierische Biomasse, die aber mengenmäßig nur einen geringen Teil an der Gesamtbio­masse ausmachen. Für deren Bestimmung werden in der Literatur auch entsprechende Verfahren angegeben (z.B. EDWARDS & FLETCHER 1971, BEGON 1983, VANCE et al. 1987). Die tote Biomasse in terrestrischen Ökosystemen setzt sich vor allem aus der Streuauflage und dem Humus zusammen.

Die Berechnung der intrabiotisch und der in toter Biomasse organisch gespeicherten Nährstoffe erfolgt in Anlehnung an die Erhebung der Biomasse für die einzelnen Biomassefraktionen. Für jede dieser Gruppen muss deren spezifischer Nährstoffgehalt gemessen werden. Aus der Multiplikation des Nährstoffgehalts mit der Biomasse, aufsummiert über alle Biomassenfraktionen, ergibt sich der Gesamtnährstoffgehalt in der Biomasse des Ökosystems.

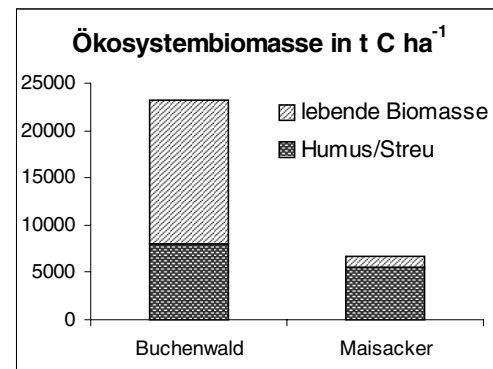
Vergleich unterschiedlich genutzter Ökosysteme

Für die Bestimmung der einzelnen Parameter wurden die im vorigen Abschnitt beschriebenen Verfahren verwendet. Die Messung der pflanzlichen Biomasse bei der Ackernutzung (Mais) erfolgte über das Erntegut (KUTSCH 1996). Die oberirdische Holzbiomasse wurde auf der Grundlage des Stammdurchmessers abgeschätzt (SCHRAUTZER & WELLBROCK unveröffentlicht). In DILLY (1994) wird die Erfassung der mikrobiellen Biomasse der zwei Standorte Acker und Buchenwald anhand verschiedener Verfahren beschrieben. Die faunistische Biomasse wurde bestimmt von HANSEN et al. (1991). Die Daten für die anorganische Biomasse

bis 50 cm Tiefe wurden auf der Grundlage der Daten von SCHLEUB (1992) und WACHENDORF (1996) berechnet (KUTSCH et al. 2001b).

Die Nährstoffgehalte wurden für Pflanzenmaterial (oberirdisch), Streu und Boden zur Zeit des höchsten phänologischen Entwicklungsstandes bestimmt. Zur Messung der Stickstoffgehalte wurde ein CHN-O-Analyzer verwendet, während die Phosphorgehalte mit Hilfe spektralphotometrischer Verfahren bestimmt wurde (KUTSCH et al. 2001b). Für weitere Nährstoffe liegen keine Daten vor.

	Buchenwald	Maisacker
<i>Phytomasse</i>	15129	1059
<i>Mikrobielle Biomasse</i>	93	67
<i>Tierische Biomasse</i>	1,4	0,5
Lebende Biomasse	15223,4	1150,5
Humusgehalt	8000	5600
Gesamtbiomasse	23223,4	6750,5



Übersicht 7: Speicherung von Biomasse in zwei unterschiedlich intensiv genutzten Ökosystemen; Mittelwerte der Jahre 1992 und 1993 in t C ha⁻¹ nach KUTSCH et al. (2001b).

Ein Vergleich der Gesamtbiomasse der zwei Systeme zeigt, dass der Buchenwald als wenig intensiv genutztes Ökosystem im Vergleich zum intensiver genutzten Ackerstandort eine wesentlich höhere Gesamtbiomasse aufweist (Übersicht 7). Dies bedeutet, dass der Buchenwald über eine höhere energetische Speicherleistung verfügt. Das gesetzte Kriterium (siehe Kapitel 4.2.2.1) ist somit erfüllt.

Tabelle 6: Speicherung von Nährstoffen in zwei unterschiedlich intensiv genutzten Ökosystemen; Mittelwerte der Jahre 1992 und 1993 in kg m⁻² nach KUTSCH (pers. Mitteilung).

Biomassenfraktionen	Phosphor		Stickstoff	
	Buchenwald	Maisacker	Buchenwald	Maisacker
<i>Pflanzen oberirdisch</i>	69	43	1120	210
<i>Mikrobiell</i>	69	91	86	134
Intrabiotisch	138	134	1206	344
Organisch	1200	1370	5013	4780
Gesamtbiomasse	1338	1504	6219	5124

Bei der biotischen Nährstoffspeicherung zeigt sich ein etwas differenzierteres Bild (Tabelle 6). Der Buchenwald weist zwar eine höhere biotische Speicherung von Stickstoff auf als der Ackerstandort (21%), aber beim Phosphor verhält es sich umgekehrt (- 12%). Die höhere Stickstoffspeicherung im Buchenwald hängt im wesentlichen mit der hohen intrabiotischen

Speicherung im Holz der Buchen zusammen, während die hohen Phosphatgehalte auf dem Ackerstandort vor allem auf die hohe Phosphatdüngung (ca. $60 \text{ kg P m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$) zurückzuführen sind.

Das gesetzte Kriterium (Kapitel 4.2.2.1) ist somit nur für Stickstoff erfüllt, während beim Phosphor der Indikatorenwert im intensiv genutzten System höher liegt als im weniger intensiv genutzten. Dies ist jedoch kein Grund für eine Ablehnung der Größe, da die Art der Fremdorganisation in diesem Fall direkt den Wert des Indikators beeinflusst (vgl. Kapitel 5.2.1.2). Das Ziel anthropogener Nutzung (hohe Nährstoffverfügbarkeit für die Pflanzen) führt im Falle der biotischen Speicherung von Phosphor wie bei dem Indikator Bruttoprimärproduktion dazu, dass eine Teilgröße zur Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen erhöht wird.

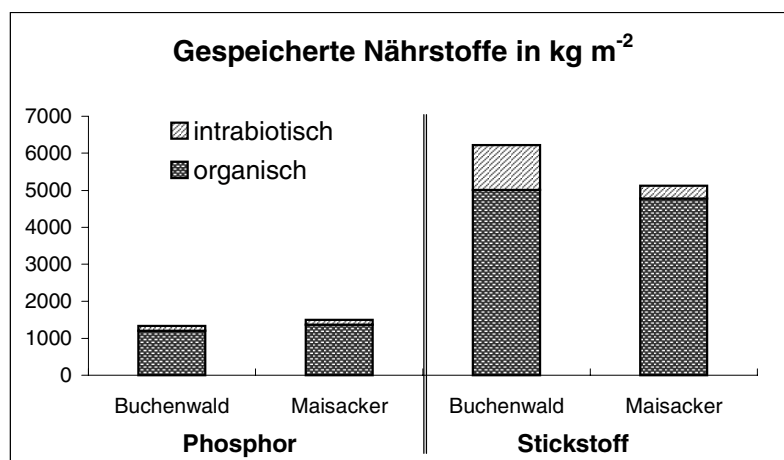


Abbildung 16: Speicherung von Nährstoffen in zwei unterschiedlich intensiv genutzten Ökosystemen; Mittelwerte der Jahre 1992 und 1993 in kg m^{-2} nach KUTSCH (pers. Mitteilung).

5.4.2 Nährstoffverluste: Stickstoffverlust (atmosphärische und Sickerverluste)

Unter Nährstoffverlusten eines Ökosystems versteht man die Entfernung von Nährstoffen über die Grenzen des Systems hinweg.

5.4.2.1 Theoretische Ableitung

Unter mitteleuropäisch-humiden Klimabedingungen spielt insbesondere das Verhindern von Nährstoffverlusten eine besondere Rolle für die Erhaltung der stofflichen Grundlagen der Systementwicklung. Dies gilt insbesondere in Fällen, in denen bereits eine geringe Nährstoffverfügbarkeit durch die Gesteinsverwitterung gegeben ist. Daneben können starke Nährstoffverluste auch ein Zeichen dafür sein, dass die Mechanismen der inneren Organisation des betroffenen Ökosystems gestört sind. Dies ist der Fall, wenn auf Grund von Störungen der Kreislaufführung der Verlust wichtiger Nährstoffe aus dem System hervorgerufen wird (RIPL & HILDMANN 1997). Eine solche Störung liegt z.B. vor, wenn die durch die Mineralisation

von toter Biomasse freigesetzten Nährstoffe nicht von den Pflanzen aufgenommen werden und so z.B. durch Auswaschung ins Grundwasser aus dem System entfernt werden (SCHIMMING et al. 2001).

Das Teilindikandum Nährstoffverluste ist sowohl direkt dem Themenbereich der Erhaltung der materiellen Grundlagen der Systementwicklung zuzuordnen als auch indirekt dem Themenbereich Organisation/Komplexität durch die Korrelation mit dem funktionellen Organisationsmaß Kreislaufführung.

Bezug: Stickstoffverlust (atmosphärisch und Versickerung) - Nährstoffverlust

Es gibt verschiedene Pfade, auf denen das Ökosystem Nährstoffe verlieren kann. Die wichtigsten sind:

- Auswaschung über das Sickerwasser in Tiefen, in denen sie nicht mehr pflanzenverfügbar sind;
- gasförmige Verluste;
- Erosion;
- Ernteentzug.

Der Verlust von Nährstoffen über das Sickerwasser ist der in unseren Breiten wichtigste Pfad, über den Ökosysteme Nährstoffe verliert. Die atmosphärischen Verluste spielen hauptsächlich bei Stickstoff eine Rolle. Erosionsverluste sind schwierig zu messen und zu modellieren, da sie stark von singulären Ereignissen abhängig sind. Der Ernteentzug wird nicht in die Nährstoffverluste eingerechnet, da erwartet wird, dass im Zuge einer landwirtschaftlichen Nutzung, die sich an der „guten fachlichen Praxis“ orientiert, die Nährstoffentzüge durch die Ernte bei der Düngung ersetzt werden. Im Gegenteil führt zu hoher Düngereinsatz in vielen Fällen dazu, dass das Ökosystem die ihm zugeführten Nährstoffe nicht mehr in die internen Kreisläufe integrieren kann, so dass verstärkt Stoffverluste auftreten können. Dies führt zu dem Effekt, dass ungünstiges anthropogenes Management (Überdüngung) sich in einer schlechten Bewertung des Indikators Nährstoffverluste zeigt.

Aus Praktikabilitätsgründen können nicht die Verluste aller Nährstoffe gemessen werden. Daher muss neben den zu berücksichtigenden Verlustpfaden auch festgelegt werden, welche Nährstoffe berücksichtigt werden sollen. Entscheidend für das Ökosystem ist der Nährstoff, der den Minimumfaktor nach LIEBIG darstellt; er ist jedoch in der Regel schwer zu ermitteln und kann sich im Laufe der Zeit ändern. Aus diesem Grund muss man sich auf die Pflanzen-Makronährstoffe N, P, S, K, Mg, Ca beschränken. Von diesen Makronährstoffen ist in der Regel Schwefel unter mitteleuropäischen Klimabedingungen in ausreichender Menge vorhanden. N, P, K, Mg und Ca sind die Elemente, die potentielle Minimumfaktoren sind. Sie sollten deshalb bei Untersuchungen zu Nährstoffverlusten von Ökosystemen besondere Berücksichtigung finden. In Gebieten, in denen die entsprechenden Elemente im anstehenden Gestein reichhaltig vorkommen (z.B. Calcium in karbonathaltigem Ausgangsgestein), sollten diese Elemente nicht berücksichtigt werden, da sie auf solchen Standorten in ausreichender Menge zur Verfügung steht. Untersuchungen zum Nährstoffverlust über das Sickerwasser sollten deshalb folgende Ionen umfassen: $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$, HPO_4^{2-} , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} .

Sollen jedoch Modelle zur Quantifizierung der Stoffverluste eingesetzt werden, so muss diese Auswahl noch weiter eingeschränkt werden, da zur Zeit nur die Umsetzungsprozesse von

Stickstoff mit ausreichender Genauigkeit modelliert werden können. Das bedeutet, dass eine Entscheidung für den Einsatz von Modellen gleichzeitig die Auswahl von Stickstoff als Leitgröße für die Nährstoffverluste impliziert. Hierfür spricht der gute Kenntnisstand bezüglich der Umsetzungsprozesse von Stickstoff in Ökosystemen sowie der Bezug zur politisch aktuellen Eutrophierungsproblematik.

Beeinflussende Prozesse und Standortbedingungen

Ein wesentlicher Punkt, der die Größe Nährstoffverluste beeinflusst, ist die Höhe der Zufuhr an Nährstoffen, da Nährstoffe nur in begrenztem Umfang von der Vegetation aufgenommen werden können. Hierbei sind im wesentlichen zwei Quellen zu nennen, zum einen die direkten und anthropogen bedingten atmosphärischen Einträge, und zum anderen die Zufuhr durch die mineralische Verwitterung. Wie die anthropogenen Einträge bei der Interpretation der Größe zu berücksichtigen sind, wurde bereits im vorigen Abschnitt bei der Diskussion des Ernteentzugs als Austragspfad für Nährstoffe dargelegt. Die Verwitterungsrate des Ausgangsgesteins der Bodenbildung ist in der Regel konstant, so dass sie keinen Einfluss auf die Entwicklung der Nährstoffverluste eines Ökosystems hat. Dies bedarf jedoch einer Prüfung im Einzelfall.

5.4.2.2 Empirische Überprüfung des Indikators

Methode zur Quantifizierung der Nährstoffverluste

In der vorliegenden Arbeit werden zwei Methoden zur Quantifizierung der Nährstoffverluste vorgestellt: die direkte Messung von Nährstoffverlusten über das Sickerwasser und die Modellierung von Stickstoffverlusten über das Sickerwasser und die atmosphärische Verdunstung.

Die Bestimmung der Verluste von Nährstoffen über das Sickerwasser erfolgt auf der Basis von Messungen der Konzentration der zu untersuchenden Stoffe im Sickerwasser und der Bestimmung der Sickerwasserrate im Untersuchungsgebiet. Die Stoffkonzentration im Sickerwasser lässt sich über entsprechende Laborverfahren, wie z.B. die Spektralphotometrie messen. Zum Teil wird auch die elektrische Leitfähigkeit des Sickerwassers als einfach zu erfassender Summenparameter für den Gesamtionengehalt des Sickerwassers verwendet. Für die Erfassung der Sickerraten im Untersuchungsgebiet stehen hydrologische Methoden und Modelle zur Verfügung. Durch die Multiplikation der Nährstoffkonzentration mit den Sickerraten erhält man die Stoffmenge, die im Untersuchungsgebiet über den Sickerwasserstrom ausgewaschen wird. Durch die Summation der Stoffflüsse über den Untersuchungszeitraum (in der Regel ein Jahr) erhält man den Gesamtstoffverlust pro Jahr und Untersuchungsgebiet.

Für die Modellierung der Sickerverluste und der atmosphärischen Verluste von Stickstoff ist ein kombiniertes Wasser- und Stickstoffhaushaltsmodell erforderlich. In dem Modell müssen die Umsetzungsprozesse, die für Stickstoff relevant sind, abgebildet werden. Hierfür steht eine Vielzahl von Modellen zur Verfügung (vgl. FRÄNZLE 1992). Zur Berechnung der im folgenden dargestellten Daten wurde das Modell WASMOD (REICHE 1996, REICHE et al. 1999) verwendet.

Vergleich unterschiedlich genutzter Ökosysteme**Sickerverluste verschiedener Nährstoffe auf der Grundlage gemessener Konzentrationen im Sickerwasser**

Für die zwei untersuchten Ökosysteme liegen Daten für die Sickerverluste für die Jahre 1989 bis 1995 vor. Die gemessenen Daten berechnen sich nach WETZEL (pers. Mitteilung) aus:

- 14-tägig gemessenen Konzentrationen von Nährstoffen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , HPO_4^{2-} , NO_3^-) im Sickerwasser und
- modellierten Sickerwasserraten (Modellpaket VAMOS).

Die Entnahme der Sickerwässer erfolgte in einer Tiefe von 1,5 m mit Hilfe von keramischen Saugkerzen.

In Abbildung 17 werden die Ergebnisse für die Makronährstoffe Stickstoff, Kalium, Magnesium dargestellt. Die Verluste von Phosphor lagen unter der Nachweisgrenze. Der Verlust an Calcium wurde nicht berücksichtigt, weil die Standorte kalkhaltiges Bodensubstrat aufweisen und damit Calcium mittelfristig kein Minimumfaktor ist.

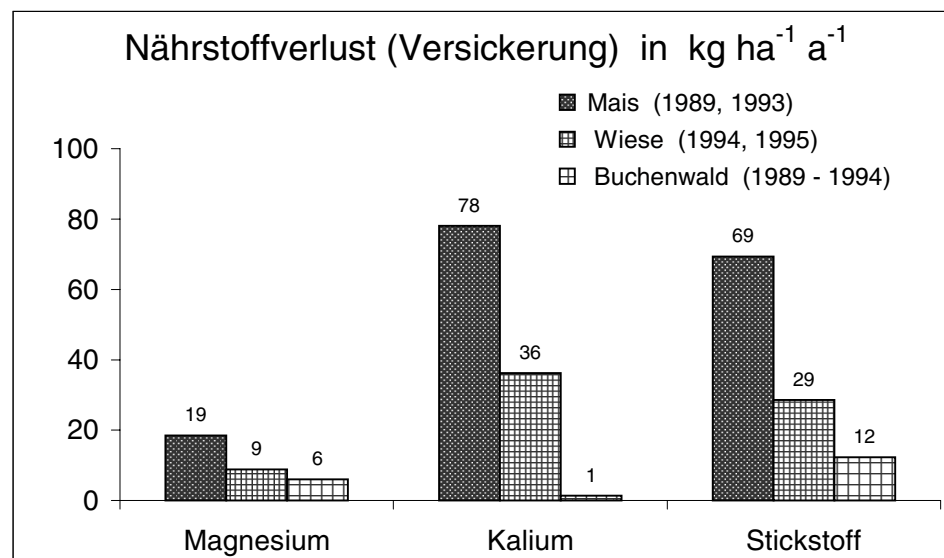


Abbildung 17: Nährstoffverluste über die Versickerung von relevanten Makronährstoffen aus Ökosystemen mit ähnlichen Standortbedingungen aber unterschiedlicher Nutzungsintensität (Mais und Wiese auf dem gleichen Standort, Daten nach WETZEL pers. Mitteilung).

Bei den untersuchten Nährstoffen sind die Verluste auf dem Acker größer als auf dem Waldstandort. Somit differenziert der auf der Grundlage von gemessenen Werten berechnete Indikator Stoffverluste zwischen unterschiedlich starker Fremdorganisation. Dies ist ein erster Hinweis auf die Eignung der ausgewählten Stoffgrößen sowie des Verfahrens zur Berechnung des Funktionalitätsindikators Stoffverluste.

Da bei diesem Verfahren der Verlust mehrerer Nährstoffe erfasst wird, besteht die Notwendigkeit, diese Zahlen zu einer Größe zu aggregieren, die als Indikator für das Teilindikandum Nährstoffverluste genutzt werden kann. Eine Möglichkeit der Aggregation ist die Summen-

bildung der Einzelverluste, gewichtet⁵³ oder ungewichtet. Welche Faktoren bei solchen Aggregationen berücksichtigt werden müssen, wird in Kapitel 7.3.4 thematisiert.

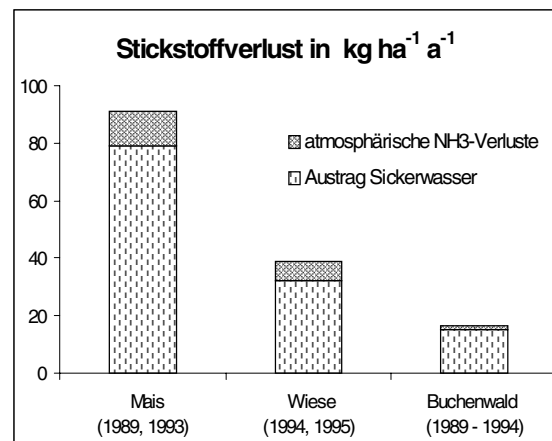
Modellierte Verluste von Stickstoff (NH₄⁺, NO_x, NH₃ und NO₃⁻)

Mit dem Modellpaket WASMOD von REICHE (1996) wurden für die beiden Standorte Buchenwald und Acker folgende Größen modelliert⁵⁴:

- Verlust über das Sickerwasser;
- Ammoniak und NO_x-Ausgasung.

Beide Verlustarten zusammengenommen bilden den wesentlichen Teil des Gesamtstickstoffverlustes eines Standortes.

	Sickerwasser- verluste	atmosph. NH ₃ - Verluste	Gesamt- stickstoff- verluste
Mais (1989, 1993)	79	12	91
Wiese (1994, 1995)	32	7	39
Buchenwald (1989 - 1994)	15	1,5	16,5



Übersicht 8: Modellerte Stickstoffausträge (Sickerrate, atmosphärische Verluste) für zwei Standorte (Mais und Wiese auf dem gleichen Standort) in kg Stickstoff ha⁻¹ Jahr⁻¹ Daten nach REICHE (pers. Mitteilung)

Wie bei den gemessenen Nährstoffverlusten sind auch die modellierten Stickstoffverluste auf dem Acker wesentlich höher als auf dem Buchenwaldstandort (Übersicht 8). Damit wird auch nach diesem zweiten Verfahren das gesetzte Kriterium erfüllt (Kapitel 4.2.2.1). Nach WOODLEY (1996) ist dies auch zu erwarten, da die Erhöhung der Nährstoffverluste ein typisches Verhalten von gestressten Ökosystemen darstellt⁵⁵.

⁵³ Eine Gewichtung könnte über die Bedeutung der einzelnen Nährstoffe für das Pflanzenwachstum oder die Größenordnung, in der sie in der Natur vorkommen, erfolgen.

⁵⁴ In die Modellierung gehen im wesentlichen folgende Daten ein: Bodenparameter, topographische Daten, Nutzungsdaten (inkl. Düngung), Klimaparameter.

⁵⁵ „Reversion of normally element-conservative, mature systems to a state in which they export excessive levels of calcium, magnesium, and inorganic nitrogen is convincing evidence of the breakdown of their characteristic internal regulatory mechanisms.“ (WOODLEY 1996: S. 59).

5.5 THEMENBEREICH Ökophysiologische Effizienz

In Kapitel 3.6.2 wurden drei Effizienzmaße als mögliche Indikatoren für diesen Themenbereich vorgestellt:

1. $\frac{\text{Bruttoprimärproduktion}}{\text{Verfügbare Nährstoffe}}$
2. $\frac{\text{Respiration}}{\text{Biomasse}}$ (q CO₂)
3. $\frac{\text{Transpiration}}{\text{Evapotranspiration}}$

Die Größe Bruttoprimärproduktion wird bereits zur Indikation der Exergieaufnahme verwendet. Zudem wird das Thema der Nährstoffverfügbarkeit bereits im Themenbereich „Materielle Grundlagen der Systementwicklung“ ausführlich charakterisiert. Aus diesen Gründen wird die Überprüfung des ersten Effizienzmaßes in der vorliegenden Arbeit nicht weiter verfolgt.

5.5.1 Biotische Wassernutzung: *Transpiration pro Evapotranspiration*

Die Biotische Wassernutzung ist der Anteil der Verdunstung (Evapotranspiration), der durch biotische Systemelemente (im wesentlichen durch die Pflanzen) erfolgt (Transpiration).

5.5.1.1 Theoretische Ableitung

Eine hohe Effizienz der Organismen eines Ökosystems zur Nutzung der Ressource Wasser ist für das selbstorganisierte Prozessgeschehen von terrestrischen Ökosystemen von herausragender Bedeutung (vgl. Kapitel 3.6.2).

Auch in der Ökologischen Thermodynamik spielt die Transpiration eine wichtige Rolle. Sie ist einer der Prozesse, durch den Entropie aus dem System entfernt wird (FRÄNZLE 1994, SCHNEIDER & KAY 1994, MÜLLER 1998a).

Bezug: $\left(\frac{\text{Transpiration}}{\text{Evapotranspiration}} \right)$ - **biotische Wassernutzung**

Die biotische Wassernutzung ist um so höher, je effizienter die Organismen eines Ökosystems das zur Verdunstung zur Verfügung stehende Wasser nutzen können. Ein Maß für das zur Verdunstung verfügbare Wasser ist die **Gesamtwassermenge**, die von der Erdoberfläche und dem Bestand an die Atmosphäre abgegeben wird (Evapotranspiration). Die Transpiration ist dabei definitionsgemäß der Anteil an diesem Fluss, der durch Organismen gesteuert und dadurch kontrolliert werden kann. Zur Transpiration in einem Ökosystem zählen im wesentlichen die Wasserabgabe der Pflanzen, die durch die Spaltöffnungen kontrolliert wird, sowie in mengenmäßig wesentlich geringerem Umfang die Transpiration von Tieren und Menschen. Je höher der Anteil der Transpiration an der Gesamtverdunstung (Evapotranspiration) ist, desto effizienter ist die biotische Wassernutzung.

Beeinflussende Prozesse und Standortbedingungen

Wie hoch der Anteil an der Gesamtverdunstung ist, der von den Organismen eines Ökosystems genutzt werden kann, hängt von ihrer Fähigkeit ab, die zur Verfügung stehenden Wasserressourcen zu erschließen (z.B. tiefliegendes Grundwasser oder Nebelniederschlag). Der Einfluss der prinzipiellen Wasserverfügbarkeit wird durch die Quotientenbildung aus der Transpiration und der Gesamtverdunstung schon bei der Berechnung der Größe berücksichtigt. Es ist jedoch anzunehmen, dass die Gesamtwasserverfügbarkeit auch einen Einfluss auf das Verhältnis zwischen Transpiration und Evapotranspiration hat. Wenn z.B. für die Vegetation Wasser im Überfluss zur Verfügung steht, besteht für die Pflanzen keine Notwendigkeit, die Wasserressourcen so intensiv zu erschließen wie unter trockenen Verhältnissen.

5.5.1.2 Empirische Überprüfung des Indikators

Methode zur Quantifizierung der Größe

Die Gesamtverdunstung setzt sich zusammen aus der Transpiration, der Evaporation und der Interzeption. Die Evaporation ist Wassermenge, die direkt von der Erdoberfläche oder einer freien Wasserfläche verdunstet. Unter Interzeption versteht man die direkte physikalische Verdunstung von Wasser von der Oberfläche von Pflanzenteilen aus.

Zur Messung der Gesamtverdunstung stehen aus den Bereichen Meteorologie und Hydrologie eine Vielzahl von Methoden zur Verfügung (vgl. HÄCKEL 1990). Zu nennen wären in diesem Zusammenhang die Verdunstung nach HAUDE oder PENMAN, das BOWEN-Ratio-Verfahren oder als eines der modernsten Verfahren die Messung über die Eddy-Kovarianz-Methode (vgl. Kapitel 5.2.1.2). Durch diese Verfahren ist jedoch keine Unterscheidung zwischen der Transpiration und Evaporation möglich.

Ein häufig verwendetes Verfahren zur Berechnung der Transpiration eines Bestands basiert auf der Messung der Transpiration für verschiedene Pflanzenteile. Die gemessenen Transpirationsraten können dann entsprechend dem relativen Anteil der Pflanzenteile auf den Gesamtbestand hochgerechnet werden.

Die Messung der Bodenverdunstung erfolgt standardmäßig über Lysimeter. Sie bestehen grob gesagt aus einer Wägeeinrichtung, auf der sich ein möglichst natürliches Bodenelement befindet. Die Verdunstung von Wasser wird als Gewichtsverlust registriert. Die Bestimmung der Interzeptionsverdunstung ist nur indirekt möglich. Sie entspricht der Differenz zwischen dem Freilandniederschlag und dem Niederschlag, der an der Erdoberfläche im Bestand gemessen wird (gegebenenfalls erhöht um den Stammabfluss in Waldbeständen).

Die oben dargestellten Messungen können dazu verwendet werden, Modelle zu parametrisieren, mit deren Hilfe die einzelnen Flüsse von Wasserdampf zwischen der Erdoberfläche und der Atmosphäre quantifiziert werden können (z.B. SHUTTLEWORTH & WALLACE 1985).

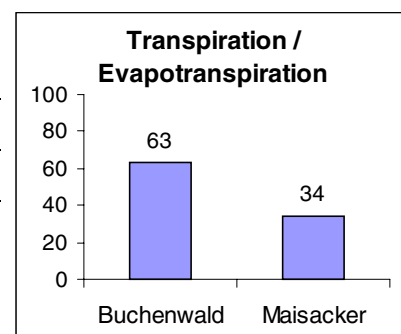
Vergleich unterschiedlich genutzter Ökosysteme

Die Berechnung der Transpiration und der Evapotranspiration für die zwei Ökosysteme Buchenwald und Acker erfolgte mit einer erweiterten Version eines von SHUTTLEWORTH & WALLACE (1985) entwickelten 2-Schicht-Evaporationsmodells (HERBST et al. 1999). Für die Parametrisierung dieses Modells an den zwei Standorten mussten die im vorigen Abschnitt beschriebenen Messungen durchgeführt werden. Einen hohen Aufwand erforderte hierbei die Messung der Blattleitfähigkeit mit Hilfe von Diffusions-Porometern, verbunden mit den erforderlichen mikroklimatischen Messungen (HERBST & KAPPEN 1999). Ein Teil der Parameter konnte über Literaturwerte ergänzt werden (HERBST et al. 1996, 1999).

Nach der Parametrisierung benötigt das Modell als dynamischen Input nur noch die meteorologische Standardgrößen: Globalstrahlung, Lufttemperatur, relative Feuchte, Windgeschwindigkeit und Freilandniederschlag (HERBST et al. 1999). Als zusätzliche Größe ist der Blattflächenindex für die verschiedenen modellierten Pflanzenteile erforderlich.

Auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten ist das gesetzte Kriterium, dass die Werte für wenig intensiv genutzte Ökosysteme höher sind als für intensiv genutzte, erfüllt (Übersicht 9). Einer der Gründe, weshalb der Buchenwald eine höhere biotische Wassernutzung aufweist, ist die Fähigkeit der Buche, auch tieferliegende Grundwasserhorizonte zu erschließen. Würde man deshalb für das Maisfeld eine unbegrenzte Verfügbarkeit von Wasser voraussetzen, läge die Größe Transpiration pro Evapotranspiration mit 43% immer noch wesentlich unter dem Wert des Buchenwaldes (KUTSCH et al. 2001b).

	Buchenwald	Maisacker
Transpiration in mm Jahr ⁻¹	389	151
Evapotranspiration in mm Jahr ⁻¹	617	442
$\frac{\text{Transpiration}}{\text{Evapotranspiration}}$ in %	63	34



Übersicht 9: Mittlere Jahressummen (1992 - 1995) von Transpiration und Evapotranspiration für zwei unterschiedlich intensiv genutzte Ökosysteme; Daten nach HERBST et al. (1999).

5.5.2 Effizienz des Stoffwechsels: Respiration pro Biomasse

Unter dem metabolischen Quotienten (qCO_2) versteht man das Verhältnis zwischen der Menge an Energie oder Kohlenstoffeinheiten, die von einer bestimmten Menge an Biomasse respiriert wird, und der Biomasse selbst.

5.5.2.1 Theoretische Ableitung

Mit diesem Quotient wird quantifiziert, wie effizient die Organismen eines Ökosystems in der Lage sind, die in Form von Biomasse gespeicherte Energie zu erhalten. Die Respiration ist ein Maß für die energetischen Ausgaben, die notwendig sind, die verbleibende Biomasse zu erhalten (Kapitel 3.6.2).

Bezug metabolischer Quotient - Stoffwechseleffizienz

Der metabolische Quotient (qCO_2) wurde ursprünglich dafür entwickelt, mikrobielle Lebensgemeinschaften in Böden zu charakterisieren (ANDERSEN & DOMSCH 1990). Eine Übertragung auf das gesamte Ökosystem ist insofern plausibel, da auch Ökosysteme von Biozosen geprägte Systeme sind.

Die Respiration des Gesamtökosystems setzt sich aus zwei Teilströmen zusammen, der oberirdischen Respiration und der Bodenatmung. Zur Bodenatmung zählt neben der Wurzelatmung auch die CO_2 -Emission, die auf die Zersetzung organischen Materials durch Mikroorganismen zurückzuführen ist. Dieser Teil der CO_2 -Emission zählt zwar nicht zur Respiration im organismischen Sinne, aber auf der Ökosystemebene kann er als äquivalentes Phänomen aufgefasst werden. Durch die Zersetzung wird die im Ökosystem gespeicherte (tote) Biomasse wieder in den Nahrungskette eingebracht.

Die Biomasse des Gesamtökosystems setzt sich aus der pflanzlichen, tierischen und mikrobiellen Biomasse zusammen. Dabei lassen sich aktive und strukturelle Biomasse unterscheiden. Die aktive Biomasse setzt sich aus dem Gewebe zusammen, das aktiv an Stoffwechselprozessen beteiligt ist. Die mikrobielle und die tierische Biomasse zählen zu dieser Kategorie. Die pflanzliche Biomasse besteht zum Teil aus Gewebe, das nicht mehr aktiv an Stoffwechselprozessen teilnimmt und vor allem Stützfunktionen für das restliche Gewebe erfüllt. Dazu zählen das Kernholz von Stämmen sowie von dicken Ästen und Wurzeln. Der Unterschied zur toten Biomasse, die sich aus der Streu und dem Humusgehalt des Bodens zusammen setzt, ist fließend. Die tote Biomasse kann als strukturelle Biomasse für die mikrobielle Biomasse aufgefasst werden mit der Funktion, ihr als Nahrungsquelle zu dienen. Dies ist analog zur Funktion von Speichergewebe auf der Organismenebene (z.B. die Kartoffel als Speicherorgan).

Die beiden Größen Gesamtrespiration (R) und Biomasse (B) ins Verhältnis zueinander zu setzen, hat auch in der Ökologie eine gewisse Tradition. ODUM (1980) bezeichnet das Verhältnis dieser beiden Größen (R/B) als die thermodynamischen Erhaltungskosten pro Biomasseinheit.

Beeinflussende Prozesse und Standortbedingungen

Die Höhe der Respiration ist, wie bereits erwähnt, in starkem Maß von der Menge lebender Biomasse abhängig. Abgesehen davon ist die Intensität der Respiration ein Maß dafür, wie hoch die Stoffwechselaktivität des respirierenden Organismus ist. Bei jedem Stoffwechselfvorgang wird Energie verbraucht, die in der Regel durch die Aufspaltung von energiereichen Makromolekülen zur Verfügung gestellt wird. Die Gründe für eine hohe Stoffwechselaktivität können sehr vielfältig sein. Eine mögliche Ursache sind Stressbedingungen für die betrachteten Organismen. Stress bedeutet, dass sich die Lebensbedingungen zu Ungunsten für die Organismen verändern. Umgekehrt bedeutet eine in Relation zur Biomasse niedrige Respirationrate, dass die Organismen sehr gut an die Standortbedingungen angepasst sind, das System sich also mit Erfolg selbst organisiert hat. Eine weitere Ursache für hohe Stoffwechselaktivitäten sind starke Wachstumsprozesse. Die unterschiedlichen Ursachen für erhöhte Respirationen müssen bei der Interpretation der Indikatorenwerte berücksichtigt werden.

Die Größe der Organismen eines Ökosystems hat auch einen Einfluss auf die Größe Respiration pro Biomasse, da kleine Organismen höhere Erhaltungskosten pro Biomasse haben als größere (ODUM 1980: S. 72). Die Zersetzung als Teil der Bodenatmung ist im wesentlichen abhängig von den Lebensbedingungen für die Destruenten (z.B. Wasserverfügbarkeit, Temperatur, pH-Wert). Die wesentlichen Faktoren, von denen die Entwicklung der Gesamtbiomasse in einem Ökosystem abhängt, sind bereits in Kapitel 5.4.1.1 vorgestellt worden.

5.5.2.2 Empirische Überprüfung des Indikators

Methode zur Quantifizierung der Größe

Zur Quantifizierung der Größe müssen der Nenner und der Zähler des Quotienten getrennt erfasst werden. Die Ökosystemrespiration setzt sich aus der oberirdischen Respiration und der Bodenatmung zusammen. Zur oberirdischen Respiration zählt die Respiration der verschiedenen oberirdischen Pflanzenteile und der Tiere. Die pflanzliche Respiration kann mit Hilfe von Gaswechsellanlagen gemessen werden. Es stehen auch Literaturwerte zur Verfügung, anhand derer die Respiration als Funktion des Volumens der Pflanzenteile und der Lufttemperatur modelliert werden kann (KAKUBARI 1988, GANSERT 1994 zitiert in KUTSCH et al. 2001a). Die tierische Respiration kann unter Freilandbedingungen nur sehr schwer bestimmt werden. Sie ist jedoch gegenüber der pflanzlichen Respiration in mitteleuropäisch-humiden terrestrischen Ökosystemen vernachlässigbar klein. Die Bodenatmung setzt sich aus zwei Teilen zusammen: der Wurzelatmung und der Zersetzung organischen Materials durch Mikroorganismen. Beide Größen können mit Hilfe spezieller Verfahren bestimmt werden (KUTSCH 2001c).

Mit der Messung des nächtlichen CO₂-Stromes über Bestandshöhe mit Hilfe der Eddy-Kovarianz-Methode (vgl. Kapitel 5.2.1.2) kann die Gesamtökosystemrespiration direkt erfasst werden. Die einzelnen Pfade für die CO₂-Flüsse können auch mit Hilfe von Modellen berechnet werden, zu deren Parametrisierung die oben genannten Messverfahren eingesetzt werden. Das in KUTSCH et al. (2001b) beschriebene Modell benötigt nach der Parametrisierung folgende dynamische Daten für die Berechnung der CO₂-Flüsse:

Pflanzliche oberirdische Respiration:

- Bestandstemperatur;
- Volumen der Pflanzenteile (eingeteilt in verschiedene Klassen).

Wurzelatmung:

- Bodentemperatur;
- Wurzelbiomasse (eingeteilt in drei Klassen).

Mikrobielle Bodenatmung (nach DILLY 1994)

- Bodentemperatur;
- Bodenfeuchte.

Die Methoden zur Erfassung der Biomasse wurden bereits in Kapitel 5.4.1.2 beschrieben. Neu ist für die Berechnung des metabolischen Quotienten die Unterscheidung in aktive und strukturelle Biomasse (siehe oben). Zur aktiven Biomasse zählen nach KUTSCH et al. (2001a): Blätter, generative Organe, Zweige mit einem Durchmesser < 3 cm und Wurzeln mit einem Durchmesser < 5 mm. Zusätzlich wird im Folgenden die tierische und mikrobiologische Biomasse berücksichtigt. Zur strukturellen Biomasse des Ökosystems zählen der Rest der lebenden pflanzlichen Biomasse und die tote Biomasse (Streu und Humus).

Vergleich unterschiedlich genutzter Ökosysteme

Die Werte für die Berechnung des metabolischen Quotienten der beiden Vergleichsökosysteme Buchenwald und Maisacker wurden mit den oben dargestellten Methoden ermittelt (KUTSCH et al 2001a). Es handelt sich dabei in der Regel um die Mittelwerte der Jahre 1992/1993. Die Bodenatmung wurde mit Klimadaten dieser Jahre modelliert, wobei die Kalibrierung des Modells auf Messungen der Jahre 1997 und 1998 beruhen (KUTSCH et al 2001a).

Tabelle 7: Daten zur Respiration von zwei unterschiedlich intensiv genutzten Ökosystemen (Buchenwald und Maisacker) in $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$ nach KUTSCH et al. (2001a).

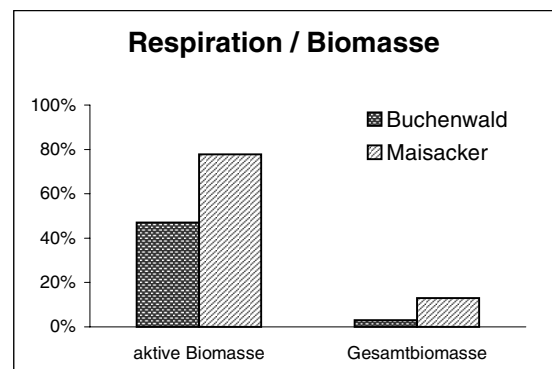
	Buchenwald	Maisacker
Oberirdische Phytomasse	160	140
Bodenatmung	538	736
<i>Wurzelatmung</i>	<i>231</i>	<i>266</i>
<i>Zersetzung</i>	<i>307</i>	<i>470</i>
Ökosystemrespiration	698	876

Tabelle 8: Verteilung der aktiven und strukturellen Biomasse in zwei unterschiedlich intensiv genutzten Ökosystemen (Buchenwald und Maisacker) in g C m⁻² nach KUTSCH et al. (2001b).

	Buchenwald	Maisacker
<i>Aktive Phytomasse</i>	1389	1059
<i>Mikrobielle Biomasse</i>	93	67
<i>Tierische Biomasse</i>	1,4	0,5
Aktive Ökosystembiomasse	1483,4	1126,5
<i>Strukturelle Phytomasse</i>	13740	–
<i>Humus</i>	8000	5600
Strukturelle Ökosystembiomasse	21740	5600
Gesamte Ökosystembiomasse	23223,4	6726,5

Die Berechnung des metabolischen Quotienten wurde in Bezug auf die aktive Biomasse und die Gesamtbio­masse der beiden Ökosysteme berechnet. In beiden Fällen ist der Wert für das weniger intensiv genutzte Buchenwald-Ökosystem wesentlich niedriger als für den intensiv genutzten Maisacker. Das bedeutet, dass der Buchenwald die energetischen „Betriebskosten“ sowohl bei der Betrachtung der Gesamtbio­masse als auch der aktiven Biomasse niedriger halten kann als der Maisacker. Somit ist auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten das in Kapitel 4.2.2.1 gesetzte Kriterium erfüllt.

	Buchenwald	Maisacker
Aktive Biomasse	47%	78%
Gesamtbio­masse	3%	13%



Übersicht 10: Metabolischer Quotient für zwei unterschiedlich intensiv genutzten Öko­systeme (Buchenwald und Maisacker), bezogen auf die aktive und die Gesamtbio­masse in %, berechnet nach Daten von KUTSCH et al. (2001a, 2001b).

Orientoreigenschaften

Nach ODUM (1980) ist es eine offensichtliche Anpassungsstrategie von wenig anthropogen beeinflussten Ökosystemen, sich in Richtung einer möglichst starken Verringerung des Verhältnisses Respiration-pro-Biomasse zu entwickeln. Die von ODUM (1980) vorgelegten Daten zur Begründung dieser Aussage (Abbildung 18) zeigen jedoch ein differenzierteres Bild.

In einer ersten Phase der Ökosystementwicklung (bis zum Maxima der Brutto-primärproduktion (P_g)) bleibt der Quotient aus Respiration und Biomasse gleich oder erhöht sich leicht. Der Grund hierfür liegt in den starken Wachstumsprozessen in dieser Entwicklungsphase. In der zweiten Phase (nach dem Maxima der Brutto-primärproduktion) nimmt die Respiration nur noch langsam zu (Wald-Sukzession) oder fällt wieder ab (Laborexperiment), während die Biomasse weiter stetig zunimmt.

Bezüglich der Entwicklungstendenzen der Größe ergibt sich somit ein uneinheitliches Bild. In der ersten, frühen Entwicklungsphase eines Ökosystems zeigt der metabolische Quotient eine Tendenz zur leichten Erhöhung. Dies widerspricht der Aussage von ODUM (1980) nach der sich das Verhältnisses Respiration-pro-Biomasse grundsätzlich während der Ökosystementwicklung verringert. Für die zweite Entwicklungsphase wird die Aussage von ODUM jedoch durch die vorgelegten Daten belegt. Es können somit keine generellen Aussagen zu den Orientoreigenschaften des metabolischen Quotienten von Ökosystemen gemacht werden.

Die Daten zeigen auch, dass natürliche Wachstumsprozesse in Ökosystemen auch zu einer Erhöhung des Metabolischen Quotienten führen können. Das muss bei der Interpretation der Indikatorenwerte berücksichtigt werden (vgl. Abschnitt 5.5.2.1).

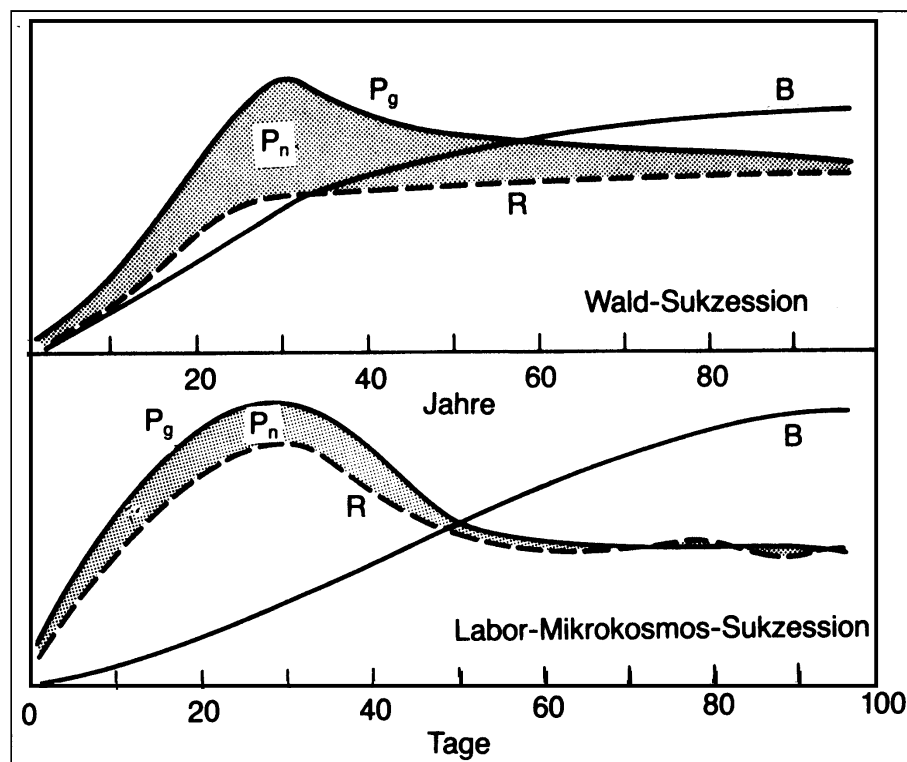


Abbildung 18: Entwicklung energetischer Kenngrößen eines Waldökosystems (KIRA & SLUDEI 1967) und eines Labor-Ökosystems (COOKE 1967) nach ODUM (1980); P_g = Brutto-Primärproduktion, P_n = Netto-Primärproduktion, R = Gesamtatmung der Lebensgemeinschaft, B = Gesamtbiomasse.

5.6 Gesamtindikatorensatz

In den vorherigen Abschnitten dieses Kapitels wurde die Eignung der Einzelgrößen, einen Teil der Voraussetzungen für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen zu indizieren, überprüft. In diesem Abschnitt wird thematisiert, inwieweit der Satz an Indikatoren alle wesentlichen Aspekte der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen abdecken kann (vgl. Kapitel 4.2.3). Diesem Anspruch wurde dadurch Rechnung getragen, dass bei der Herleitung des Indikatorensatzes die Erkenntnisse der Ökosystemtheorie so weit wie möglich berücksichtigt wurden. Ob darüber hinaus noch Lücken in der Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen bestehen, kann nicht überprüft werden. Eine ausgewogene Berücksichtigung der Erkenntnisse über die ökosystemare Selbstorganisationsfähigkeit wurde durch die Zuordnung von jeweils zwei Teilindikator zu jedem Themenbereich angestrebt. In Abschnitt 5.6.2 wird der Indikatorensatz zusätzlich auf mögliche Redundanzen durch starke direkte Wechselbeziehungen zwischen den einzelnen Indikatoren überprüft.

In Abschnitt 5.6.3 wird überprüft, ob Redundanzen oder Lücken bestehen bezüglich der Abbildung von Prozessklassen, die die funktionalen Beziehungen in Ökosystemen ausmachen. Für eine integrativ-ökosystemare Umweltzustandsbeschreibung ist eine ausgewogene Berücksichtigung der Prozessklassen erforderlich.

Im nächsten Abschnitt wird jedoch zuerst ein Gesamtüberblick über die Werte der Indikatoren für die unterschiedlich intensiv genutzten Ökosysteme, die die gemeinsame Datenbasis bilden, gegeben.

5.6.1 Darstellung des Gesamtindikatorensatzes

Die Indikatoren, die in den vorherigen Kapiteln vorgeschlagen wurden, bilden einen umfassenden Satz, der als Gesamtheit die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen indizieren soll. Zur Darstellung des Indikatorensatzes wird ein Sternendiagramm benutzt. Jedem Indikator wird eine der sternförmig angeordneten Achsen zugeordnet. Verbindet man die Datenpunkte der einzelnen Achsen miteinander, so gibt die dadurch umschlossene Fläche einen graphischen Eindruck vom Gesamtindikatorensatz. Diese graphische Aggregation bietet den Vorteil, dass die Informationen über die einzelnen Indikatoren auch bei der Enddarstellung der Ergebnisse sichtbar bleiben. Die methodischen Schwierigkeiten, die mit der Darstellung der Gesamtergebnisse verbunden sind, werden in Kapitel 7.3.4 diskutiert.

Für den folgenden Vergleich der Indikatorenwerte werden die Werte des Buchenwaldes als Referenzwerte verwendet. Wenn ein hoher Wert des Indikators förderlich für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen ist, wird für die Berechnung der relativen Werte der Indikatoren für die Ackernutzung Formel (1) verwendet, im umgekehrten Fall Formel (2).

$$r I_{Acker} = \frac{a I_{Acker}}{a I_{Wald}} \quad (1) \quad r I_{Acker} = \frac{a I_{Wald}}{a I_{Acker}} \quad (2)$$

$r I_{Acker}$ relativer Indikatorwert für die Ackernutzung

$a I_{Acker}$ absoluter Indikatorwert für die Ackernutzung

$a I_{Wald}$ absoluter Indikatorwert für die Waldnutzung

Durch die Anwendung dieser Berechnungsmethode werden die einzelnen Achsen skaliert. Dem Indikatorenwert des Buchenwalds wird dabei immer 100% zugeordnet. Der relative Wert 0% wird im ersten Fall dem Indikatorenwert null zugeordnet und im zweiten Fall dem Wert unendlich.

In Abbildung 19 werden die Werte der Indikatoren für die Buchenwaldnutzung denen der Ackernutzung gegenübergestellt. Die Werte der Ackernutzung stammen zwar von zwei unterschiedlichen Ökosystemen (vgl. Abschnitt 5.1), die sich in der Intensität der Nutzung unterscheiden. Für den Vergleich zwischen wenig intensiver Nutzung (Buchenwald) und intensiver Nutzung (Acker) ist eine solche Zusammenfassung der Werte für unterschiedliche Ackernutzungen jedoch vertretbar.

Für einzelne Indikatoren (Biotische Diversität, Speicherung) müssen Teilgrößen für den Vergleich zusammengefasst werden. Bei beiden Indikatoren würde die Möglichkeit bestehen, die Einzelgrößen aufzusummieren, weil sie die gleichen physischen Einheiten besitzen. Bei den Teilgrößen der Speicherung (Biomasse und biotisch gespeicherte Nährstoffe) macht dies offensichtlich keinen Sinn, da sie sich in der Größenordnung sehr stark unterscheiden (Faktor 10^7). Bei den Artenzahlen ist die Abweichung nicht so deutlich (Faktor 10^2), aber auch hier würde eine geringe relative Erhöhung der Anzahl der Bodentiere das Gesamtergebnis stark beeinflussen (vgl. Tabelle 9).

Tabelle 9: Darstellung der relativen Abweichungen der Artenzahlen der einzelnen Gruppen und der Gesamtartenzahl für zwei unterschiedlich intensiv genutzte Ökosysteme. Daten nach HÖRMANN et al. (1992); die Werte für die Flora beziehen sich auf die höheren Pflanzen; die Abweichungen beziehen sich auf die Werte des Buchenwaldes.

	Flora	Fauna	Vögel	Kleinsäuger	Bodentiere	Summe
Buchenwald	44	382	21	6	355	426
Maisacker	9	184	10	11	163	193
Abweichung	-80 %	- 52 %	- 52 %	83%	- 54 %	- 55 %

Aus diesem Grund wird zur Aggregation der Teilgrößen zuerst deren Abweichung von den Werten des Buchenwaldes berechnet und diese anschließend gemittelt. Die Teilgrößen gehen somit gleichgewichtig in die Berechnung des Indikators ein⁵⁶. Hierdurch besteht die Gefahr, dass einzelne Ausreißer das Gesamtergebnis sehr stark beeinflussen. Diese Eigenschaft ist jedoch positiv zu bewerten, weil Defizite in einer Teilgröße der Indikatoren aus ökologischer Sicht in der Regel nicht durch andere Teilgrößen ausgeglichen werden können. Für den Indikator Artenzahl erhält man mit diesem Verfahren eine mittlere Abweichung der Artenzahlen der einzelnen Gruppen von - 31 %. Die Abweichung zum Unterschied der Gesamtartenzahlen (- 55 %) ist beträchtlich⁵⁷.

⁵⁶ Es ist möglich, eine Gewichtung der Einzelgrößen einzuführen, wenn dies z.B. aus fachlichen Gründen notwendig erscheint.

⁵⁷ Es zeigt sich, dass die Abweichung der Gesamtartenzahlen von der Abweichung der Artenzahlen der mit Abstand größten Tiergruppe (Bodentiere) dominiert wird.

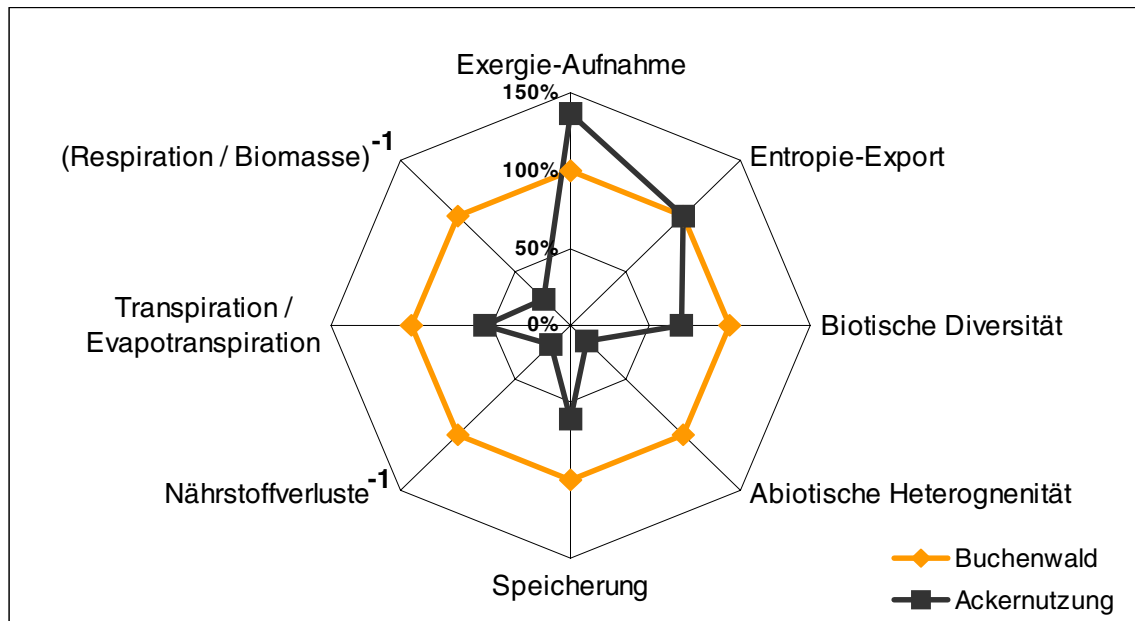


Abbildung 19: Darstellung der Werte des gesamten Indikatorensets für unterschiedlich intensiv genutzte Ökosysteme (Buchenwald und Ackernutzung) anhand eines Sterndiagramms („Amöben-Darstellung“).

Ein Vergleich der einzelnen Indikatoren zeigt, dass die Exergie-Aufnahme als einziger Indikator bei dem intensiver genutzten Ökosystem höhere Werte zeigt. Eine Differenzierung anhand des Indikators Entropie-Export ist so gut wie nicht möglich. Das Maß zeigt sich nicht sensitiv gegenüber (stark) unterschiedlichen Nutzungsintensitäten. Die anderen Indikatoren zeigen bei dem intensiv genutzten Ökosystemtyp zum Teil wesentlich geringere Werte als für den wenig intensiv genutzten Buchenwald. Die Bewertung der Ergebnisse erfolgt in der abschließenden Diskussion in Kapitel 8.1.2.

5.6.2 Querbezüge zwischen den einzelnen Indikatoren

In diesem Abschnitt wird die Stärke der Querbeziehungen zwischen einzelnen Indikatoren und Themenbereichen überblicksartig charakterisiert. Hierdurch sollen mögliche Redundanzen im Indikatorensetz aufgedeckt werden.

Die Querbeziehungen zwischen den Indikatoren eines Themenbereichs sind hoch. Dies gilt in besonderem Maße für die beiden Indikatoren der Themenbereiche „Materielle Grundlagen der Systementwicklung“ und „Organisation/Komplexität“. Im letztgenannten Fall ist die Kovarianz zwischen den beiden Indikatoren dieses Themenbereichs als sehr hoch einzuschätzen. Insofern sollte geprüft werden, inwieweit diese Größen auch tatsächlich hoch korrelieren. Falls dies der Fall wäre, wäre nur eine der Größen zur Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen erforderlich.

Ferner gibt es Wechselbeziehungen zwischen zwei Indikatorenpaaren jeweils aus den Themenbereichen „Materielle Grundlagen der Ökosystementwicklung“ und „Ökophysiologische Effizienz“: Nährstoffverluste und Biotische Wassernutzung; Speicherung und Stoffwechseleffizienz. Eine weitere Wechselbeziehung besteht zwischen dem Indikator Exergie-Aufnahme und Biotische Diversität.

Die direkten Wechselwirkungen im Indikatorensetz können jedoch als relativ gering eingeschätzt werden, wobei indirekte Beziehungen zwischen jedem Indikatorenpaar bestehen. Daraus folgt, dass bis auf einen zu überprüfenden Fall nicht von Redundanzen im Indikatorensetz auszugehen ist.

Neben den Wechselbeziehungen innerhalb des Indikatorensetzes bestehen vielfältige Relationen zwischen diesen Indikatoren und dem Teilindikandum „funktionale Komplexität“. Bei der theoretischen Ableitung der Indikatoren wurde auf diese Beziehungen hingewiesen. Dadurch wird einerseits die funktionale Komplexität mit den quantifizierten Indikatoren indirekt erfasst und andererseits ist dies ein Hinweis auf die zentrale Bedeutung der funktionalen Komplexität für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen.

5.6.3 Querbezüge zwischen den Indikatoren und ökologischen Prozessklassen

Durch die Zuordnung der Indikatoren zu einzelnen Prozessklassen soll überprüft werden, inwieweit diese in ausgewogener Weise durch den Gesamtindikatorensatz abgedeckt werden. Die Einteilung der ökologischen Prozesse erfolgt nach MÜLLER (1996) in folgende Klassen:

- Energiehaushalt;
- (Nähr-)Stoffhaushalt;
- Wasserhaushalt;
- biozönotische Struktur;
- abiotische Raumstruktur.

	Energiehaushalt	Nährstoffhaushalt	Wasserhaushalt	biozönotische Struktur	abiotische Raumstruktur
Bruttoprimärproduktion	X			X	
Entropiebilanz nach AOKI (1987)	X				
Artenzahl (ausgewählte Artengruppen)				X	
Heterogenitätsindex nach REICHE (in Vorb.)					X
(Biomasse, intrabiotisch gespeicherter P und N ⁵⁸)	X	X			
Stickstoffverluste (atmosphärische + Sickerverluste)		X			
<u>Transpiration</u> Evapotranspiration			X		
<u>Respiration</u> Biomasse	X				

Übersicht 11: Übersicht über die qualitativen Beziehung der einzelnen Indikatoren des Indikatorensetzes zu ökologischen Prozessklassen (ein X bedeutet einen starken direkten Zusammenhang).

⁵⁸ P = Phosphor; N = Stickstoff

Aus Übersicht 11 wird deutlich, dass alle wesentlichen Prozessklassen durch die Indikatoren abgedeckt werden. Allerdings gibt es deutliche Unterschiede in der Häufigkeit, mit der die einzelnen Prozessgruppen durch die Indikatoren angesprochen werden. Mit Abstand am häufigsten werden Größen aus dem Bereich des Energiehaushaltes zur Quantifizierung der Indikatoren herangezogen (4 mal). Dieses Ungleichgewicht ist durchaus gewollt, da dem Energiehaushalt ein hoher Erklärungswert für die funktionellen Beziehungen in Ökosystemen zugesprochen wird (vgl. Kapitel 3.3). Die nachfolgenden Abstufungen zwischen dem Nährstoffhaushalt und den biozönotischen Strukturen (je 2 mal) und dem Wasserhaushalt und den abiotischen Raumstrukturen (je 1 mal) entsprechen in etwa deren Bedeutung für Ökosysteme unter mitteleuropäisch-humiden Klimabedingungen. Eine stärkere Gewichtung von Wasserhaushaltsgrößen ist notwendig, wenn man sich mit trockeneren Gebieten befasst.

6 Verknüpfung mit dem normativen Begriffsraum: Ökologische Integrität

Seit langem wird kontrovers diskutiert, inwieweit die empirischen Wissenschaften „wertfrei“ sind oder nicht (vgl. STEINER & WIGGERING 2000: S. 15ff). Angesichts der weitreichenden Folgen, die wissenschaftliche Forschungsergebnisse für soziale und ökologische Systeme haben können, wird von Wissenschaftlern zunehmend gefordert, ihre Arbeit in einen gesellschaftlichen Kontext zu stellen (LIEBERT 1999). Da die vorliegende Arbeit sich in einem anwendungsorientierten Umfeld bewegt, ist die explizite Anbindung der in Kapitel 5 vorgestellten Indikatoren an den normativen Begriffsraum von hoher Bedeutung. Bei der Indikatorenentwicklung sollte nach ENVIRONMENT CANADA (1991) die Identifikation von gesellschaftlichen Zielen der erste Schritt und somit der Ausgangspunkt im Prozess der Indikatorenentwicklung sein (vgl. Abbildung 3). Der SRU (1994) schlägt ebenfalls eine leitbildorientierte Entwicklung von Umweltindikatoren vor. Dies ist jedoch nicht ohne Weiteres möglich, da die von der Gesellschaft vorgegebenen umweltpolitischen Zielvorstellungen bezüglich des Umweltzustands, wie z.B. das Leitbild der Nachhaltigen Entwicklung, bisher noch sehr vage sind.

Ein wesentlicher Beitrag der Wissenschaft zur gesellschaftlichen Zielfindung besteht nach LEHNES & HÄRTLING (1997) darin, geeignete Unterziele aufzuzeigen, die der Umsetzung der von der Gesellschaft vorgegebenen übergeordneten Ziele dienen⁵⁹. Die Zielfindung an sich ist nicht Aufgabe der Wissenschaft, sondern eine gesellschaftliche Aufgabe. Idealerweise sollte sie auf der Grundlage partizipativer Verfahren unter Beteiligung der betroffenen gesellschaftlichen Gruppen durchgeführt werden, wie z.B. bei vielen lokalen Agenda 21-Prozessen (WIGGERING et al. 1999, LEHNES & HÄRTLING 1997, BARKMANN 2001).

Die Ausgangspunkte der folgenden Zieledefinition sind das Leitbild der Nachhaltigen Entwicklung sowie das deutsche Umweltschutzrecht. Die in diesen Quellen formulierten Zielvorstellungen (Kapitel 6.1 und 6.2) bilden die normative Grundlage für die Formulierung der am Ökologiezentrum Kiel entwickelten integrativ-ökosystemaren Leitlinie Ökologische Integrität (Kapitel 6.4), die auf verschiedene nordamerikanischen Vorarbeiten aufbaut (Kapitel 6.3).

6.1 Leitbild „Nachhaltige Entwicklung“

Der Begriff „Nachhaltige Entwicklung“ wurde in dem sogenannten Brundtland-Bericht "Unsere gemeinsame Zukunft" an die Weltkommission für Umwelt und Entwicklung erstmals öffentlichkeitswirksam definiert (vgl. Kapitel 1.1.1). In Bezug auf Planungsverfahren bedeutet dies, dass „das Handeln und Planen der jetzigen Generation [...] so ausgerichtet sein [muss], dass die Entwicklungsmöglichkeiten für alle Gesellschaften dieser Welt, sowie für zukünftige Generationen nicht beeinträchtigt werden.“ (HAUFF 1987). Nachhaltige Entwicklung stellt somit ein ethisches Prinzip auf, das sich an Gerechtigkeit und Verantwortung orientiert. Dabei

⁵⁹ „Umweltqualitätsziele fallen nicht vom Himmel, sondern entwickeln sich aus dem Diskurs der Wissenschaft über die Funktionszusammenhänge in Ökosystemen, aus der systematischen Information über die Zustände von

wird die gerechte Verteilung von Wohlstand innerhalb der Gesellschaften und zwischen den Staaten (Nord-Süd-Konflikt) sowie die Wahrnehmung der Verantwortung gegenüber zukünftigen Generationen gefordert. Aus dem Leitbild lassen sich folgende Grundprinzipien für dessen Operationalisierung ableiten:

1. Anthropozentrischer Ansatz⁶⁰;
2. Entwicklungsgedanke (im Gegensatz zur Forderung nach Stabilität);
3. Vorsorgeprinzip;
4. Retinitätsprinzip⁶¹.

Diese Grundprinzipien bilden die gesellschaftlich vorgegebenen Rahmenbedingungen, an denen sich die Wissenschaft orientieren kann. Für den ökologischen Bereich ist der Vorsorgeaspekt von zentraler Bedeutung; weil erstens schleichende Veränderungen, die nicht mehr rückgängig gemacht werden können (z.B. irreversibler Ozonabbau durch FCKW), sehr häufig sind und zweitens die Vorhersage der Entwicklung der durch probabilistisches Verhalten geprägten Ökosysteme mit großen Unsicherheiten verbunden ist.

Die Operationalisierung des Leitbilds erfolgt in mehreren Stufen. Die entsprechenden Ebenen lassen sich in eine hierarchisch aufgebaute Zielepyramide einordnen (FÜRST & KIEMSTEDT 1989, SRU 1994, SRU 1998: Tz. 9ff). Die erste Operationalisierungsstufe des Leitbilds wird Leitlinie genannt (vgl. Kapitel 2.3, Abbildung 3). Leitlinien sind handlungs- und zugleich zielorientierte Grundprinzipien, die die groben Denk- und Handlungsrichtungen vorgeben, wie das Leitbild erfüllt werden kann. Leitlinien sind dem Leitbild insofern noch recht ähnlich, als sie sehr umfassende Bereiche in der Begriffshierarchie abdecken und einen geringen Konkretisierungsgrad in Bezug auf räumliche und zeitliche Gültigkeitsbereiche beinhalten.

6.2 Umweltschutzrechtliche Vorgaben

Eine zweite Quelle, aus der gesellschaftlich vorgegebene umweltpolitische Zielvorstellungen für den Bereich des Umweltzustandes abgeleitet werden können, ist das deutsche Umweltschutzrecht. Von zentraler Bedeutung ist hier das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG). Es deckt im wesentlichen ab, was in Art. 20a GG und den entsprechenden Staatszielbestimmungen der Landesverfassungen als natürliche Lebensgrundlagen bezeichnet wird. Natur und Landschaft haben danach nicht nur eine existentielle und eine soziale, sondern - seit jeher - auch eine ästhetische Funktion (GASSNER 1996). Diese Funktionen von Natur und Landschaft sollen "als Lebensgrundlagen des Menschen und als Voraussetzung für seine Erholung in Natur und Landschaft nachhaltig gesichert [werden]" (BNATSchG 1987, BMU 2001). Hierdurch wird deutlich, dass das BNatSchG, wie auch das Leitbild der Nachhaltigen Entwick-

Ökosystemen und ihrer Entwicklung sowie aus der Verarbeitung dieser Befunde durch die politischen Entscheidungsträger und die Öffentlichkeit.“ (SRU 1994: Tz 140).

⁶⁰ "Human beings are at the center of concerns for sustainable development. They are entitled to a healthy and productive life in harmony with nature." (UN 1992a).

⁶¹ Dieser vom Sachverständigenrat für Umweltfragen geprägte Begriff (SRU 1994) beschreibt, dass die ökologische, soziale und ökonomische Sphären so stark miteinander vernetzt sind, dass nur eine integrierte Betrachtung aller drei Bereiche zu einer Nachhaltigen Entwicklung führen kann. Das bedeutet, dass der Mensch seiner Verantwortung für die Natur nur dann gerecht wird, „wenn er die ‚Gesamtvernetzung‘ all seiner zivilisatorischen Tätigkeiten und Erzeugnisse mit dieser ihn tragenden Natur zum Prinzip seines Handelns macht“ (SRU 1994: Tz. 36).

lung, von einer anthropozentrischen Sichtweise geprägt ist, nach der die natürliche Umwelt nicht in erster Linie wegen ihres Eigenwerts⁶², sondern wegen ihres potentiellen Nutzens für den Menschen geschützt werden soll.

In den §§1 und 2 werden dem BNatSchG die Ziele und Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege als regulative Ideen vorangestellt (BENDER et al. 1995). In §1 wird an erster Stelle das Ziel der nachhaltigen Sicherung der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ genannt⁶³. Dieser Begriff ist von zentraler Bedeutung für das deutsche Natur- und Umweltrecht. Er findet sich in zahlreichen Gesetzestexten wieder (vgl. BENDER et al. 1995, S. 120). Im BNatSchG wird nicht genauer spezifiziert, welche Leistungen der Naturhaushalt erbringen soll⁶⁴. Nach GASSNER (1996) umfasst der Schutz der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes im Wesentlichen die restlichen in §1 Abs. 1 genannten Teilziele des Schutzes der Nutzungsfähigkeit der Naturgüter, der Pflanzen- und Tierwelt und der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft⁶⁵.

Das Landesnaturschutzgesetz Schleswig-Holstein (LNATSCHG S.-H. 1993) konkretisiert den Begriff Naturhaushalt in §1 Abs. 2 Nr. 1 wie folgt:

„Der Naturhaushalt ist als Wirkungsgefüge von Boden, Wasser, Luft, Klima, Tieren und Pflanzen in seinen räumlich abgrenzbaren Teilen so zu sichern, dass die den Standort prägenden biologischen Funktionen, Stoff- und Energieflüsse sowie landschaftliche Strukturen erhalten, entwickelt und wiederhergestellt werden.“

Der Begriff geht somit über den Schutz der Naturgüter (siehe oben) hinaus, indem er die Wechselwirkungen zwischen ihnen und deren Zusammenwirken in einem System in den Mittelpunkt des Interesses rückt. Nach GASSNER (1996) wird auch mit §2 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG die ökosystemare Betrachtungsweise als Aufgabe des Naturschutzes und der Landschaftspflege verankert. Die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts bekommt hierdurch einen Eigencharakter, der über die Zusammenfassung der übrigen Teilziele hinausgeht. Dieser Eigencharakter besteht in der Forderung, das ökosystemare Wirkungsgefüge langfristig zu sichern, um seine potentielle Leistungsfähigkeit zu erhalten. Dieser begriffliche Inhalt der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts wird als **allgemeine** Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts bezeichnet (BARKMANN et al. 2001).

In der neueren Gesetzgebung der Europäischen Union werden ähnliche Forderungen nach einer integrativen, ökosystemaren Umweltzustandsbeschreibung als Bewertungsgrundlage immer deutlicher. Schon im Gesetz zur Umweltverträglichkeitsprüfung wird gefordert, dass neben den klassischen Schutzgütern wie Boden, Luft und Wasser auch die Wechselwirkungen zwischen diesen berücksichtigt werden (GASSNER & WINKELBRANDT 1997). Die neue EU-

⁶² „Ein solcher ökozentrischer Ansatz findet sich jedoch in §13 I Nr.3 und §17 I 1 Nr.2 BNatSchG, nach denen ein Gebiet oder eine Einzelschöpfung wegen seiner bzw. ihrer Seltenheit, Eigenart oder Schönheit also um seiner bzw. ihrer selbst willen, unter Schutz gestellt werden kann.“ (SCHMIDT & MÜLLER 1999; vgl. HIRSCH HADORN 1999).

⁶³ Der Begriff "Fähigkeit" schließt vorhandene, zur Zeit aber nicht aktualisierte Potentiale mit ein (EISSING & LOUIS 1996).

⁶⁴ Die Diskussion, welche spezifischen Leistungen der Naturhaushalt erbringen soll, wird in Abschnitt 6.4.4 noch einmal aufgenommen.

⁶⁵ GASSNER ordnen dem Begriff Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts „nur [...] die biotischen und abiotischen Faktoren, nicht die ästhetischen Wirkungen, die von der jeweiligen Natur und Landschaft ausgehen“ (GASSNER 1996: S. 65) zu.

Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000a) geht noch einen Schritt weiter. Mit ihr wird gefordert, dass für die Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern integrative Leitbilder entwickelt werden, die sowohl stoffliche, strukturelle als auch funktionale Aspekte abdecken.

6.3 Beispiele für integrative ökologische Leitlinien

In Nordamerika werden schon seit den 70er Jahren Konzepte für integrative ökologische Leitlinien unter den Namen Ecosystem Integrity (WESTRA & LEMONS 1995) und Ecosystem Health (COSTANZA et al. 1992) diskutiert⁶⁶. Diese Leitlinien haben einen ähnlichen begrifflichen Inhalt wie der oben definierte Begriff der "Allgemeinen Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts". Zur Illustration der Ansätze wird im Folgenden ein Beispiel für die Definition von Ecosystem Health wiedergegeben:

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

Die beiden Begriffe Ecosystem Health und Ecosystem Integrity spielen in der öffentlichen und wissenschaftlichen Diskussion um die Ziele einer nachhaltigen Umweltpolitik in Nordamerika eine wichtige Rolle. Dies zeigt sich zum einen an der Vielzahl von Veröffentlichungen zu diesem Thema (KARR 1981, RAPPORT et al. 1985, RAPPORT 1989, COSTANZA et al. 1992, WOODLEY et al. 1993, CALLICOTT 1995, WESTRA & LEMONS 1995), und zum anderen in der Tatsache, dass diese Begriffe Eingang in diverse nordamerikanische Gesetzestexte gefunden haben (vgl. RAPPORT 1995: S. 287f, WOODLEY 1996). Auch auf internationaler Ebene wird in dem siebten Prinzip der Rio Deklaration zu Umwelt und Entwicklung (UN 1992) Bezug auf Ecosystem Health genommen:

"States shall cooperate in a spirit of global partnership to conserve, protect and restore the health and integrity of the Earth's ecosystem." (UN 1992b).

Diese weitverbreiteten allerdings noch kaum operationalisierten integrativ-ökologischen Leitlinien sind eine der Grundlage für die in Abschnitt 6.4 vorgestellte Leitlinie Ökologische Integrität.

6.4 Leitlinie Ökologische Integrität

Die Ökologische Integrität ist eine Leitlinie, mit deren Hilfe ein ökologischer Teilbereich des Leitbilds der Nachhaltigen Entwicklung spezifiziert werden soll. Mit Hilfe dieser Leitlinie werden die Indikatoren zur Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen mit normativen Zielvorstellungen verknüpft. Besondere Bedeutung kommt hierbei einer ökosystemaren Risikoversorge zu, die den Schutz unspezifischer Nutzungsansprüche zum Ziel hat.

Der begriffliche Inhalt der Leitlinie ist deckungsgleich mit dem Inhalt des in Kapitel 6.2 aus dem Bundesnaturschutzgesetz abgeleiteten Schutz der "Allgemeinen Leistungsfähigkeit des

⁶⁶ Eine Analyse der beiden Konzepte findet sich in STEINER (in Vorb.).

Naturhaushalts". Die Ableitung von Indikatoren zur Quantifizierung der Ökologischen Integrität ist somit gleichzeitig ein Beitrag zur Operationalisierung eines Teilbereichs der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts.

6.4.1 Ökologische Risikovorsorge

Ein Grundgedanke, der entscheidenden Einfluss auf die Definition der Leitlinie der Ökologischen Integrität am Ökologiezentrum Kiel genommen hat, ist die Bedeutung von Ungewissheiten in der Voraussage der langfristigen Entwicklung des Mensch-Umwelt-Systems. Sie besteht im Wesentlichen aus drei Teilbereichen (BARKMANN et al.2001):

- *Soziale Ungewissheit*: Wir wissen nicht, wie sich die Ansprüche zukünftiger Generationen an die globalen Umweltsysteme verändern werden.
- *Stochastische Ungewissheit*: Auf Grund der inhärenten Komplexität und Nicht-Linearität der Umweltsysteme können wir auch nach mehreren Jahrzehnten intensiver Forschung Richtung und Geschwindigkeit der globalen Umweltveränderungen nicht hinreichend genau abschätzen.
- *Epistemische Ungewissheit*: Wir wissen in vielen Fällen nicht, welche Einflussfaktoren die kurzfristigen Veränderungen der Umweltsysteme bewirken, d.h. ob die eingesetzten ökologischen Modelle und Theorien uns tatsächlich in die Lage versetzen adäquate Gefährdungseinschätzungen vorzunehmen.

Diese Ungewissheiten führen dazu, dass durch Planung nicht gewährleistet werden kann, dass Umweltsysteme auch in Zukunft die an die Umweltsysteme gestellten spezifischen Nutzungsansprüche erfüllen können. Der Verlust dieser Nutzungsfähigkeit sowie wesentlicher Ökosystemfunktionen, die die natürlichen „life support systems“ zur Verfügung stellen, ist ein großes Risiko für die Menschheit:

„At a minimum, sustainable development must not endanger the natural systems that support life on Earth: the atmosphere, the waters, the soils and the living beings.“
(WCED 1997: S. 44f).

Verbunden mit den Unsicherheiten darüber, wie diese Funktionen der Umweltsysteme erhalten werden können, macht dies einen risikoscheuen Umgang mit Entscheidungen, die sich auf die Umweltsysteme auswirken, erforderlich (WGBU 2000).

6.4.2 Verknüpfung von Risikoschutz und Selbstorganisationsparadigma

Der in Kapitel 6.2 eingeführte Begriff der **allgemeinen** Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts enthält neben den bekannten, spezifischen Nutzungsanforderungen bisher unbekannte Nutzungsanforderungen an den Naturhaushalts. Bisher unbekannte Nutzungsanforderungen können sich z.B. durch die Entwicklung neuer Technologien ergeben. Weitere unspezifische Nutzungsanforderungen ergeben sich aus dem Unwissen über die Funktionen von Ökosystemen, die die "life support systems" für die Zivilisation zur Verfügung stellen. HIRSCH HADORN (1999) sieht den ökologischen Wert von belebten und unbelebten Strukturen der Natur in der Bereitstellung der Funktionen, die für die menschliche Population günstige Lebensbedingungen schaffen. In der Ökonomie entspräche dies der Erhaltung von Nutzungsoptionen für die Zukunft. Der Schutz der unspezifischen Nutzungsfähigkeit von Ökosystemen

wäre somit eine Möglichkeit des risikoscheuen Umgangs mit umweltrelevanten Entscheidungen, wie er für eine ökologische Risikovorsorge im Sinne nachhaltiger Entwicklung gefordert wird.

Welche Prozesse und Strukturen für die Erhaltung der für die Menschheit existentiellen Naturfunktionen im einzelnen eine Rolle spielen, ist im aufgrund der Komplexität der natürlichen Systeme nur schwer zu bestimmen. Ein Ansatz zur Lösung dieser Frage bietet das Konzept der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen. Selbstorganisationsprozesse sind für die Entstehung der uns umgebenden ökologischen Strukturen verantwortlich. Die Erhaltung der Voraussetzungen für diese Prozesse ermöglicht es einem Ökosystem sich weiterzuentwickeln und an neue Rahmenbedingungen anzupassen (vgl. Kapitel 3). Inwieweit mit der Erhaltung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen automatisch die natürlichen Lebensgrundlagen der Menschheit oder gar alle (oder die meisten) der potentiellen Nutzungsfähigkeiten der Natur erhalten werden ist jedoch ungewiss. Wird die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen jedoch zerstört, so wird dadurch auch jegliches Potential zu deren Nutzung vernichtet. NORTON (1992) formuliert deshalb als moralisches Prinzip der Nachhaltigen Entwicklung: "No generation has a right to destabilize the self-organizing systems that provide the context for all human activity." (NORTON 1992: S. 32). COMMONER (1972) geht mit seinem dritten Gesetz der Ökologie "nature knows best" sogar noch weiter, in dem er behauptet, dass durch die Mechanismen der Evolution und der Sukzession die für die jeweiligen Standorte „am besten geeigneten“ Ökosysteme hervorgebracht würden. Trotz der Unterstützung durch COMMONER (1972) und NORTON (1992) bleibt die Aussage, dass durch den Schutz der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen auch deren potentielle (unspecifische) Nutzungsfähigkeit geschützt wird, umstritten. Sie wird deshalb dem Hypothesensystem dieser Arbeit als Prämisse vorangestellt (Kapitel 4.1.1.3). Das Prinzip, auf dem die Aussage implizit beruht, ist es, ökosystemare Prozesse als Vorbild für menschliche Planungen zu verwenden. Dieses Vorgehen wird auf der Grundlage des derzeitigen ökologischen Wissensstands als der einzig gangbare angesehen, um den Schutz der unspezifischen Nutzungsfähigkeit von Ökosystemen zu gewährleisten.

6.4.3 Definition der Leitlinie Ökologische Integrität

Mit der Ökologischen Integrität werden die normativen Anforderungen aus der Gesellschaft (Ökologische Risikovorsorge und der Schutz unbestimmter Nutzungsansprüche) mit dem naturwissenschaftlich-deskriptiven Konzept der Selbstorganisationsfähigkeit verknüpft. Dies ist der wesentliche Inhalt der folgenden Definition:

Ökologische Integrität – die Kieler Interpretation

Die Ökologische Integrität ist eine Leitlinie zur Vorsorge vor unspezifischen ökologischen Risiken im Rahmen Nachhaltiger Entwicklung. Sie zielt darauf ab, die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts als natürliche Lebensgrundlage des Menschen langfristig zu erhalten, indem die ökosystemaren Prozesse und Strukturen, die die Voraussetzung für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen bilden, geschützt werden." (BARKMANN et al. 2001).

Die Ökologische Integrität ist ein **anthropozentrischer Ansatz**, da sie auf die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlage des Menschen abzielt. Die Leitlinie verfolgt damit die gleiche Zielsetzung, wie das Leitbild der Nachhaltigen Entwicklung und das BNatSchG, auf die sich ihre Ableitung bezieht. Zugleich bezieht das Selbstorganisationskonzept explizit den **Entwicklungsgedanken** mit ein. Der **Vorsorgeaspekt** wird durch den Bezug auf die ökosystemare Risikovorsorge gewährleistet. Der mit dem **Retinitätsprinzip** erhobene Anspruch der Beachtung der "Gesamtvernetzung" von ökologischer, sozialer und ökonomischer Sphäre wird durch die Einbeziehung der Nutzungsansprüche der Gesellschaft an die natürlichen Lebensgrundlagen berücksichtigt. Wie die Ökologische Integrität als Kernbereich des ökologischen Teilbereichs der Nachhaltigen Entwicklung mit anderen spezifischen Nutzungsansprüchen verknüpft ist, wird im nächsten Abschnitt diskutiert.

6.4.4 Verhältnis der Leitlinie Ökologische Integrität zum Schutz spezifischer Nutzungsinteressen

Das mit der Leitlinie der Ökologischen Integrität angesprochene Ziel, des Schutzes zukünftiger unspezifischer Nutzungsinteressen steht gleichberechtigt neben anderen spezifischen ökonomischen oder soziokulturellen Nutzungsinteressen. Eine umfangreiche Auflistung solcher spezifischer Funktionen findet sich in DE GROOT (1992) sowie in einer Vielzahl von Publikation aus dem Bereich der Landschaftsökologie (z.B. FINKE 1987, MARKS et al. 1992, HAASE 1991, MÜLLER 1998a).

Die Ökologische Integrität spielt jedoch eine besondere Rolle, da die durch sie geschützten unspezifischen Nutzungsinteressen die bekannten spezifischen Nutzungsansprüche (neben den unbekanntem Nutzungsansprüchen) beinhalten sollen. Es stellt sich deshalb die Frage, inwieweit durch den in der Leitlinie der Ökologischen Integrität geforderten Schutz der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen auch die bereits bekannten Nutzungsinteressen bezüglich unserer Umwelt langfristig gesichert werden können.

Auf diese Frage lässt sich keine verallgemeinernde Antwort geben. Es lassen sich jedoch Gruppen von spezifischen Nutzungsinteressen bilden, die stärker oder weniger stark von den Selbstorganisationsprozessen in Ökosystemen abhängen. Nutzungen, die stark von den elementaren Prozessen des Naturhaushalts abhängen, wie z.B. die Beanspruchung des Puffer-, Speicher- oder Regulationsvermögens von Ökosystemen, können mit ziemlicher Sicherheit durch den Schutz der Selbstorganisationsfähigkeit erhalten werden. Ihnen liegen zumindest ähnliche ökosystemare Prozesse zugrunde wie der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen. Dies gilt in viel geringerem Maße für Nutzungsansprüche, wie die Bereitstellung von stofflichen Ressourcen im engeren Sinne (z.B. Erze oder Erdöl) oder auch die Erhaltung eines bestimmten Landschaftsbilds. Letzteres ist ein kulturell geprägtes Nutzungsinteresse und steht in einem lockeren Zusammenhang zu ökosystemaren Prozessen.

Der Artenschutz, wie er vom „konservierenden“ Naturschutz verstanden wird, verfolgt nur bedingt die gleichen Ziele wie die Leitlinie der Ökologischen Integrität. Die Biodiversität wird unter dem Gesichtspunkt der Selbstorganisationsfähigkeit in Bezug auf funktionelle Gruppen gesehen (Kapitel 5.3.1), während beim Naturschutz stärker ästhetisch-kulturelle Gesichtspunkte, wie z.B. die Attraktivität der Arten, oder ein ethischer Anspruch nach der Erhaltung von allem Lebendigen, bestimmend sind.

7 Hinweise zur Implementation

Die bisherigen Ansätze zur Umweltzustandsbeschreibung sind stark sektoral oder medial ausgerichtet (MEYER in Vorb.). Mit dem vorliegenden Ansatz zur Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen sollen diese Sichtweisen durch eine ökosystemar-holistisch ausgerichtete Umweltzustandsbeschreibung ergänzt werden. Der ökosystemare Ansatz wird über die Leitlinie der Ökologischen Integrität mit dem im deutschen Umweltschutzrecht zentral verwendeten Begriff der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts verknüpft (Kapitel 6). Hierdurch wird die Berücksichtigung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen bei umweltrelevanten Entscheidungen und Planungen auf eine gesetzliche Grundlage gestellt. In welchen konkreten Bereichen dieser Ansatz eingesetzt werden kann, wird im folgenden Abschnitt erörtert.

7.1 Institutionelle Rahmenbedingungen

Der zentrale Anwendungsbereich für die in Kapitel 5 vorgestellten Indikatoren für eine ökosystemare Umweltzustandsbeschreibung ist die Umweltberichterstattung. In der Einleitung der vorliegenden Arbeit (Kapitel 1) wurde mit den **Umweltökonomischen Gesamtrechnungen** des Statistischen Bundesamts ein Berichtssystem vorgestellt, das unter anderem ein Modul zur Umweltzustandsbeschreibung von Ökosystemtypen und Landschaften in der Bundesrepublik Deutschland beinhaltet. Mit der „Funktionalitäts-Perspektive“ (Kapitel 1.2.1) wurde ein ökosystemarer Ansatz als unverzichtbarer Bestandteil der Beschreibung des Umweltzustands ausdrücklich eingeführt. Trotzdem ist eine direkte Einbindung der in dieser Arbeit vorgestellten Indikatoren in die regelmäßige Berichterstattung des Statistischen Bundesamts nicht ohne weiteres möglich. Das größte Hindernis hierfür ist die geringe Zahl an Messstellen, an denen Daten zur Quantifizierung der vorgestellten Indikatoren zur Verfügung stehen. Auf dieser Grundlage können die hohen Ansprüche, die das Statistische Bundesamt an die statistisch nachweisbare Repräsentativität bezüglich der räumlichen Verallgemeinerungsfähigkeit von Indikatoren stellt, nicht erfüllt werden (vgl. Abschnitt 7.2). Es besteht jedoch die Möglichkeit, die Ergebnisse der Indikatorenberechnung für wenige Flächen im Rahmen einer Kooperation zwischen wissenschaftlichen Einrichtungen und dem Statistischem Bundesamt zu veröffentlichen, wie das bei den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen bereits der Fall ist (STBA et al. in Vorb.).

Neben den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen gibt es andere Berichtssysteme, die als Rahmen für die Implementation der vorgestellten Indikatoren dienen könnten. An erster Stelle ist hier die **ökosystemare Umweltbeobachtung** zu nennen, die vom Umweltbundesamt koordiniert wird (UBA 2000). Die ökosystemare Umweltbeobachtung ist ein medien- und sektorübergreifendes Erhebungsprogramm. Eine Konzeption hierfür wird derzeit konkretisiert und am Beispiel des länderübergreifenden Biosphärenreservats Rhön modellhaft umgesetzt (SCHÖNTHALER & KÖPPEL 1999, SCHÖNTHALER et al. 2001). Nach diesem Konzept erfolgt die Auswertung der Messdaten auf verschiedenen Ebenen. Die untere und mittlere Ebene befassen sich mit Ursache-Wirkungs-Hypothesen zu regionalen und nationalen Umweltproblemen. Die oberste Betrachtungsebene ist einem systemtheoretischen Ansatz vorbehalten, anhand dessen, unabhängig von bekannten Umweltthemen, der Umweltzustand ökosystemar be-

geschrieben werden soll. Diese Ebene kann mit den in dieser Arbeit vorgestellten Indikatoren ausgefüllt werden (MEYER in Vorb.). Die für die Quantifizierung der Indikatoren erforderlichen Daten sind in dem sogenannten Kerndatensatz dieser Konzeption berücksichtigt. Der Kerndatensatz enthält zu messende und abgeleitete (modellierte) Größen, die für eine vollständige ökosystemare Umweltbeobachtung erfasst werden müssen. Die für die Erfassung der Daten notwendigen Methoden sind in der Konzeption ebenfalls enthalten.

Neben den bundesweiten Ansätzen gibt es auch auf Länderebene Initiativen, die eine integrierende ökosystemare Umweltzustandsbeschreibung anstreben. Vorreiter ist in diesem Zusammenhang das Bundesland Schleswig-Holstein (RAMMERT & KLIEBER 2000).

Weitere Anwendungsgebiete für das vorgelegte Indikatorenkonzept sind im Bereich der Umweltplanung gegeben. Insbesondere in der Landschaftsplanung und der Umweltverträglichkeitsprüfung ist die Erfassung der allgemeinen Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts als gesetzlich verankerte Aufgabe von besonderer Bedeutung. Es ist jedoch nicht möglich, die Daten für die Quantifizierung der vorgestellten Indikatoren für größere Landschaftsauschnitte zu erheben. Zur Verringerung des Erhebungsaufwands besteht jedoch die Möglichkeit, flächenhafte Modellanwendungen einzusetzen (Abschnitt 7.3.4). Die Anwendung dieser Methode in Planungsverfahren hätte zudem den Vorteil, dass durch die Szenariotechnik die Auswirkungen verschiedener Nutzungsentscheidungen prognostiziert werden könnten.

Der zentrale Anwendungsbereich, für den diese Indikatoren entwickelt wurden, ist jedoch die Umweltberichterstattung. Ein wesentliches Kriterium für die Eignung der Indikatoren für den Einsatz in entsprechenden Berichtssystemen ist deren räumliche Aussagereichweite, die auf der zugrunde gelegten Datenbasis möglich ist. Diese Thematik wird in den nächsten beiden Abschnitten erörtert.

7.2 Räumliche Aussagereichweite (Repräsentativität)

Der Begriff Repräsentativität bezieht sich auf bestimmte Eigenschaften einer Grundgesamtheit von Objekten/Elementen. Ein Teil dieser Grundgesamtheit (Stichprobe) wird als repräsentativ bezeichnet, wenn sich in ihm die betreffenden Eigenschaften der Grundgesamtheit widerspiegeln. Die Repräsentativität der Stichprobe ist entscheidend für die Übertragbarkeit der Stichproben-Ergebnisse auf die Grundgesamtheit.

In unterschiedlichen Kontexten werden für die Festlegung der Repräsentativität unterschiedlich strenge Ansprüche an die dabei verwendeten Methoden gestellt. Das Spektrum reicht von der reinen statistischen Methodenlehre zu „repräsentativen Erhebungen“ (MENGEN & SKALA 1973), über die Auswahl von Stichproben unter regionalstatistischen Gesichtspunkten bis hin zu einer unscharfen und undifferenzierten Verwendung⁶⁷. Daraus folgt im Einzelnen (HARTUNG et al. 1993):

- Die Grundgesamtheit (die Menge, über die Aussagen angestrebt werden) muss empirisch definiert sein.

⁶⁷ Repräsentativität wird häufig aus Praktikabilitätsgründen funktional definiert (vgl. STEIN & FLACKE 1988). Die gemäß Zufall, Systematik oder Intuition ausgewählten Objekte (Probengut, Probenahmestandorte ...) sollen als Stichprobe eine Grundgesamtheit von Objekten „vertreten“. Ob diese Stichprobe diese Funktion auch tatsächlich erfüllt, wird lediglich angenommen, nicht jedoch quantitativ überprüft. Es handelt sich also um eine vorausgesetzte bzw. angenommene oder intentionale Repräsentanz.

- Die Stichprobenelemente müssen explizit definiert sein.
- Das Verfahren zur Auswahl der Stichprobe muss nachvollziehbar sein⁶⁸.
- Die Heterogenität der Grundgesamtheit muss durch die Stichprobe abgebildet werden.

Die Erfüllung der letzten Forderung stellt die größte Herausforderung dar. Insbesondere sollten die Fehler, die sich aus dem Unterschied zwischen den Eigenschaften der Stichprobe und der Grundgesamtheit ergeben, zumindest abgeschätzt werden können. Ein Verfahren, das diese Anforderungen am weitestgehenden erfüllt, ist der wahrscheinlichkeitsstatistische Ansatz.

7.2.1 Wahrscheinlichkeitsstatistischer Ansatz

Dieses Verfahren hat seine Wurzeln in der klassischen, mathematischen Wahrscheinlichkeitsrechnung. Es wird angewendet, um die Verteilung eines Merkmals unter den diskreten Elementen einer Grundgesamtheit abzuschätzen. Hierfür wird die Merkmalsverteilung in einer zufällig gezogenen Teilmenge der Grundgesamtheit (Stichprobe) untersucht und danach mit Hilfe von Verfahren der Wahrscheinlichkeitsrechnung auf die Grundgesamtheit hochgerechnet. Dieses Verfahren hat den Vorteil, dass der zufällige Fehler der Hochrechnung, der durch die Auswahl der Stichprobe verursacht wird, quantifiziert werden kann.

Dieses Verfahren soll bei der geplanten Ökologischen Flächenstichprobe des Statistischen Bundesamts zur Erfassung struktureller Umweltzustandsdaten eingesetzt werden, die für die Gesamtfläche der BRD repräsentativ sein sollen (RADERMACHER et al. 1998). In den Jahren 1995 und 1996 wurde bereits eine Pilotstudie zur Ökologischen Flächenstichprobe für einen Teil der Agrarlandschaft der Bundesländer Brandenburg, Berlin und Thüringen durchgeführt (ÖFS-Pilotstudie). Ein Ziel dieser Studie war die Bestimmung des Stichproben-Zufallsfehlers zur Abschätzung des für eine Haupterhebung benötigten Stichprobenumfangs (SEIBEL et al. 1997, HOFFMANN-KROLL et al. 1998). Der anzustrebende Stichprobenumfang hängt von dem Zufallsfehler ab, der sich aus der Heterogenität der Verteilung der Eigenschaft in der Stichprobe ergibt. Je nachdem, welcher Zufallsfehler als akzeptabel angesehen wird, variiert die Größe der notwendigen Stichprobe⁶⁹. Für die Haupterhebung der Ökologischen Flächenstichprobe wird ein Stichprobenumfang von ca. 800 Flächen für erforderlich angesehen (HAHLEN 1998).

Eine ähnlich hohe Anzahl an Untersuchungsflächen für die Quantifizierung der in dieser Arbeit vorgeschlagenen Indikatoren ist aus finanziellen Gründen nicht möglich, zumal der Erhebungsaufwand wesentlich höher ist als im Rahmen der Ökologischen Flächenstichprobe. Aus diesem Grund werden in Abschnitt 7.3 Überlegungen angestellt, welche Möglichkeiten es gibt, den Datenbedarf für eine Erfassung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen zu verringern.

⁶⁸ Die Verwendung mathematischer Verfahren ist auf Grund ihrer Reproduzierbarkeit, wenn möglich, dem Einsatz von Expertenwissen vorzuziehen.

⁶⁹ Für die Berichterstattung des Statistischen Bundesamts werden folgende Grenzen für den zulässigen Stichprobenzufallsfehler angegeben (RADERMACHER et al. 1998: S. 225):

< 10%	akzeptabel
10 - 15%	noch zulässig
< 20 - 30%	als Abschätzung verwendbar

Neben der Verringerung des Erhebungsaufwands ist eine weitere Möglichkeit zur Behebung dieses Problems, auf andere Auswahlverfahren als der Zufallsstichprobe zurückzugreifen. Insbesondere kann durch die Verwendung von Vorwissen über verschiedene Eigenschaften der Grundgesamtheit die Güte des Auswahlverfahrens erhöht werden. Dies ist auch im Rahmen eines wahrscheinlichkeitsstatistischen Ansatzes durch die Verwendung einer geschichteten Zufallsstichprobe möglich⁷⁰. Dieses Verfahren wurde auch bei der ÖFS-Pilotstudie angewendet. Bei der ÖFS-Pilotstudie erfolgte die Einteilung in Untergruppen nach der Zugehörigkeit zu einem Standorttyp⁷¹. Die Elemente der Stichprobe werden dann nicht mehr aus der Grundgesamtheit gezogen, sondern unabhängig voneinander aus den Untergruppen. Für die Zuordnung der Anzahl der Elemente zu den Untergruppen gibt es verschiedene Verfahren (HARTUNG et al. 1993: S. 281ff). Das Ziel einer solchen Schichtung ist es, einerseits Aussagen zu Teilmengen der Grundgesamtheit, den Schichten (Standorttypen), zu ermöglichen und andererseits, den Stichprobenzufallsfehler zu verringern. Ein Verfahren, das bei der Einbeziehung von Vorwissen über die Grundgesamtheit noch weiter geht, ist der im nächsten Kapitel beschriebene regionalstatistische Ansatz.

7.2.2 Regionalstatistischer Ansatz

Dieser Ansatz wurde unter anderem in folgenden Arbeiten entwickelt und dokumentiert:

- Auswahl der Hauptforschungsräume für das Ökosystemforschungsprogramm der Bundesrepublik Deutschland (FRÄNZLE et al. 1987);
- Organisation und Methodik für ein Bodenmonitoring (SCHRÖDER et al. 1998).

Die folgenden Ausführungen beziehen sich vor allem auf die in der ersten Arbeit verwendete Methode. Die Auswahl von „repräsentativen“ Stichprobenelementen erfolgte auf der Grundlage statistischer Verfahren unter Einbeziehung von Vorwissen und Praktikabilitätsgesichtspunkten.

Das Vorwissen geht in dieses Verfahren vor allem durch die Verwendung von Eingangsgrößen ein, die für die Grundgesamtheit (gesamte Untersuchungsfläche) bekannt sein müssen. Die Auswahl der Eingangsgrößen muss so erfolgen, dass eine enge Korrelation zwischen den zu untersuchenden Merkmalen (Größen zur Berechnung der Indikatoren) und den im Voraus bekannten Eingangsgrößen, wissenschaftlich begründet werden kann.

Für die Auswahl der Hauptforschungsräume für das Ökosystemforschungsprogramm der BRD waren die Eingangsgrößen im Wesentlichen „die für das Gebiet relevanten ‘begrenzenden Faktoren’ (Wachstumsfaktoren)“ (FRÄNZLE et al. 1987: S. 3), z.B. die Potentielle Natürliche Vegetation, das Relief, die Landnutzung oder die Belastung durch Schwefeldioxid-Emissionen. Wachstumsfaktoren sind die sich langsam ändernden Strukturparameter, die in ihrer Gesamtheit den sogenannten „constraint envelope“ bilden, in dem sich die Ökosysteme entwickeln können (vgl. Abbildung 4). Nach hierarchitätstheoretischem Verständnis bestimmen diese Parameter die schnelleren Prozesse, die in Ökosystemen ablaufen, zu einem

⁷⁰ Eine Schichtung bedeutet, dass die Grundgesamtheit in Untergruppen eingeteilt wird.

⁷¹ „Diese Standorttypen stellen ... jeweils Räume mit ähnlichem natürlichen Entwicklungspotential bzw. ähnlicher Empfindlichkeit dar. Aufgrund ihrer zeitlichen Stabilität dienen sie zur Schichtung der Stichprobe.“ (RADERMACHER et al. 1998: S. 182).

beträchtlichen Teil mit. Diese Beziehung zwischen den Strukturparametern als **Eingangsgrößen** auf der einen Seite und den Größen zur Charakterisierung des ökosystemaren Prozessgeschehens (**zu untersuchende Merkmale**) auf der anderen Seite liefert die Begründung für die zu fordernde Korrelation dieser beiden Grundbegriffe des regionalstatistischen Ansatzes. Für die Auswahl von Flächen für die Erhebung der ökosystemar-integrativen Indikatoren zur Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen ist eine vergleichbare Argumentation bezüglich der Auswahl der Eingangsgrößen zweckmäßig.

Nach diesem Verfahrensschritt bleibt die Aufgabe, in Bezug auf die Eingangsgrößen repräsentative Untersuchungsflächen zu finden. Repräsentativ oder typisch ist eine Stichprobe im strengen Sinne nur im Hinblick auf die Eingangsgrößen⁷². Die wichtigsten Kriterien für die regionalstatistische Auswahl repräsentativer Untersuchungsflächen sind nach FRÄNZLE et al. (1987)⁷³:

1. die Häufigkeit der Kombination von Eingangsgrößen („Ökovektor“) in der Grundgesamtheit (Häufigkeitsstatistik);
2. die Berücksichtigung unterschiedlicher Merkmalsausprägungen (Informationsgehalt);
3. die Nachbarschaftsverhältnisse der einzelnen Elemente der Grundgesamtheit (Nachbarschaftsanalyse);
4. Praktikabilitätskriterien.

Die einzelnen Kriterien werden im folgenden kurz diskutiert.

Häufigkeitsstatistik

Mit dem häufigkeitsstatistischen Ansatz wird überprüft, welche Merkmalskombinationen der Eingangsgrößen in der Grundgesamtheit besonders häufig vorkommen. Hierzu wird jeder Punkt mit jedem anderen Element der Grundgesamtheit für alle Eingangsgrößen verglichen, so dass jedem Element ein Repräsentanzwert R zugeordnet werden kann:

$$R = \frac{1}{\sum_{i=0}^n k_i} \sum_{i=0}^n k_i \left(\frac{i}{n} \right)^2$$

mit i := Anzahl, der bei einem Vergleich zweier Punkte übereinstimmenden Eingangsgrößen

n := Anzahl der Eingangsgrößen

k_i := Anzahl der Punkte, die in i Eingangsgrößen mit dem betrachteten Punkt übereinstimmen

Hat ein Element einen hohen Repräsentanzwert, so bedeutet dies, dass die Merkmalskombination dieser Fläche so oder so ähnlich auf einer großen Teilfläche der Grundgesamtheit vorkommt.

⁷² Die zu untersuchenden Größen korrelieren unterschiedlich eng mit den Eingangsgrößen. Es gibt somit keine Stichprobe, die für alle zu erfassenden Größen in gleichem Umfang repräsentativ ist.

⁷³ Für die Anwendung dieser Verfahren ist es notwendig, die kontinuierliche Fläche zu rastern, da die genannten Verfahren nur auf Gruppen mit diskreten Elementen anwendbar sind.

Informationsgehalt

Neben der häufigkeitsstatistischen Untersuchung der Merkmalskombinationen muss auch berücksichtigt werden, inwieweit die gesamte Spanne an Ausprägungen durch die ausgewählten Elemente abgedeckt wird (Informationsgehalt). Es muss ein Ziel der Auswahl der Stichprobe sein, die Vielfalt der Merkmalsausprägungen, die in der Grundgesamtheit vorhanden sind, mit der Stichprobe abzudecken.

Nachbarschaftsanalyse

Der durch die Eingangsgrößen beschriebene Zustand einzelner Flächen der Grundgesamtheit ist in der Regel nicht unabhängig von dem der Nachbarflächen⁷⁴. Durch die Diskretisierung der Flächen durch die Rasterung von flächenhaften Daten gehen die Informationen über die räumlichen Nachbarschaftsbeziehungen der einzelnen Flächen verloren. Dieser Informationsverlust wird durch die Verwendung einer Nachbarschaftsanalyse etwas abgemildert (SCHRÖDER et al. 1994). Das Verfahren der Nachbarschaftsanalyse wird in Übersicht 12 dargestellt.

Mit der Nachbarschaftsanalyse werden die räumliche Lage und Anordnung der verschiedenen Raumeinheiten ausgewertet und so die Erdstellen mit den repräsentativsten Nachbarschaftsbeziehungen bestimmt. Dazu wird zunächst für ein Standortmerkmal (eine Eingangsgröße) untersucht, zu welchem Anteil die Nachbarn einer Rasterzelle dieselben Ausprägung aufweisen (Autokorrelation) und zu welchem Anteil Nachbarn mit anderen Merkmalsausprägung auftreten. Diese Berechnungen beziehen sich nicht nur auf räumlich unmittelbar angrenzende Nachbarn des jeweiligen Raumausschnitts, sondern auf alle Nachbarn innerhalb eines kreisförmigen Nachbarschaftsraums (F), der durch die range (r) definiert ist. Der Betrag von (r) kann mit Hilfe der Variogrammanalyse für nominale Daten geostatistisch geschätzt werden.

Die Ergebnisse dieser Analyse werden nach der euklidischen Distanz gewichtet und über alle Rasterflächen derselben Merkmalsausprägung zu einer Idealnachbarschaftsmatrix aufsummiert. Durch den Vergleich der Nachbarschaftsmatrix jeder Rasterzelle derselben Merkmalsausprägung mit der Idealnachbarschaftsmatrix dieser Merkmalsausprägung lässt sich die Übereinstimmung mit dem Repräsentanzindex (RI) ausdrücken. Der RI kann einen Wert zwischen 0 (= keine Repräsentanz) und 1 (= höchste Repräsentanz) für das betrachtete Merkmal annehmen. Sind die Erdstellen eines Raumes durch zwei oder mehr Eingangsgrößen (Datenschichten) beschrieben, kann außer den auf jeweils eine der Eingangsgrößen bezogenen eindimensionalen RI zusätzlich der multidimensionale Nachbarschafts-Repräsentanz-Index (MNR) für jede Rasterfläche berechnet werden.

Übersicht 12: Verfahren der Nachbarschaftsanalyse nach VETTER & MAASS (1994).

⁷⁴ Zur Untersuchung dieser Nachbarschaftsbeziehungen stehen verschiedene geostatistische Verfahren zur Verfügung (z.B. Variogramm-Analyse, vgl. SCHRÖDER et al. 1994, Anhang A 4).

Praktikabilitätskriterien

Für die konkrete Auswahl von Untersuchungsflächen sind neben der Repräsentativität bezüglich der Eingangsgrößen auch Kriterien zu berücksichtigen, die die Eignung der Fläche als Untersuchungsstandort betreffen (Praktikabilitätskriterien). Eine Auswahl von Kriterien, die in diesem Zusammenhang eine Rolle spielen, sind in Anlehnung an LEWIS (1985):

- langfristige Nutzungskonstanz und -stabilität (Es ist keine wesentliche Änderung der Hauptnutzung des Gebietes zu erwarten.);
- gesicherte Langzeitnutzung der Untersuchungsfläche (z.B. Eigentum der öffentlichen Hand);
- ausreichende Mindestgröße (ökologisch einheitliche Flächen);
- Zugänglichkeit der Flächen (z.B. keine Konflikte mit der Naturschutzgesetzgebung);
- hoher Informationsstand (z.B. bereits bestehende Messflächen) und
- Nähe geeigneter Forschungseinrichtungen.

Eignung des regionalstatistischen Ansatzes

Der regionalstatistische Ansatz ist dazu geeignet, kleine Stichproben sinnvoll auszuwählen. Insbesondere hat der Ansatz den Vorteil, dass in den Auswahlprozess das Vorwissen über die Grundgesamtheit so weit wie möglich einfließt. Von besonderer praktischer Bedeutung ist die Möglichkeit, Praktikabilitätskriterien im Auswahlprozess zu berücksichtigen⁷⁵. Dafür muss in Kauf genommen werden, dass der Fehler, der mit der Auswahl der Stichprobe verbunden ist, nicht quantifiziert werden kann. Die Angabe eines solchen Wertes ist für die Hochrechnung der zu untersuchenden Merkmale auf die Grundgesamtheit von besonderer Bedeutung. Für die Übertragung von Trends in der Entwicklung eines Merkmals oder von Ergebnissen zu Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen aus der Stichprobe auf die Grundgesamtheit werden in der Regel weniger strenge Maßstäbe angelegt.

7.3 Datenbasis

Die Ansprüche, die an die Datenbasis zur Quantifizierung der Indikatoren gestellt werden, hängen von der räumlichen und thematischen Reichweite der angestrebten Aussagen ab. Die räumliche Aussagereichweite umfasst die Gebiete, für die die Werte der Indikatoren oder die Aussagen, die auf deren Grundlage getroffen werden, gültig sind (siehe Kapitel 7.2). Unter der inhaltlichen Aussagereichweite versteht man die Komplexität oder Detailtiefe der angestrebten Aussagen; je mehr von der inhaltlichen Komplexität des Indikandums durch die Indikatoren beschrieben werden kann, desto höher ist die inhaltliche Aussagereichweite.

Beide Aussagereichweiten sind nicht unabhängig voneinander. Es ist bei als fix angenommenem Umfang der Datenbasis (oder der Kosten zur Erhebung dieser) nur möglich, ein Aussageziel auf Kosten des anderen zu erhöhen. Das bedeutet zum Beispiel, dass eine Erhöhung des Messaufwands für einen Standort, mit dem Ziel inhaltlich weiter reichende Aussagen treffen zu können, zur Folge hat, dass dieser Aufwand nur an weniger Messstellen möglich ist und damit ein Verlust an räumlicher Aussagereichweite in Kauf genommen werden muss.

7.3.1 Inhaltliche Anforderungen an die Datenbasis

Auf der Grundlage der Daten von Intensivmessflächen, wie sie für die Quantifizierung der in dieser Arbeit vorgestellten Indikatoren verwendet wurden, sind sehr detaillierte Aussagen zu den komplexen Phänomenen der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen möglich (Kapitel 7.3.2). Der hierfür erforderliche Erhebungsaufwand ist jedoch nur auf wenigen Standorten durchführbar. Um die räumliche Aussagegleichweite zu erhöhen (das heißt die Anzahl der Messstellen zu erhöhen), müsste der Aufwand für die Erhebung der Daten zur Quantifizierung der Indikatoren für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen erheblich reduziert werden. Ein Weg, eine entsprechende Datenbasis zu schaffen, ist die vom SRU (1991, 1994) geforderte Integration von sektoralen Messprogrammen (Kapitel 7.3.3). Eine weitere Möglichkeit zur Integration der Daten von Erhebungsprogrammen ist die Verknüpfung durch ökologische Landschaftsmodelle (Kapitel 7.3.4). Entsprechende Ansätze wurden am Ökologiezentrum Kiel bereits erfolgreich getestet (MEYER in Vorb.; STBA et al. in Vorb.).

7.3.2 Intensivmessflächen

Die Erhebung von Daten in der Art, wie sie für die Quantifizierung der in dieser Arbeit vorgestellten Indikation notwendig ist, ist sehr aufwändig und kostspielig. Die einzige Quelle für solche Daten sind in Deutschland derzeit die Intensivmessflächen der Ökosystemforschungszentren (TENHUNEN et al. 2001). Auf der Grundlage solcher integrativ erhobener Daten ist es möglich, ökosystemare Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Ökosystemkompartimenten zu erkennen. Hierdurch ergeben sich die Möglichkeiten zur

- Erforschung von medienübergreifenden, systemaren **Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen**: Neben dem durch solche Forschung zu erwartenden wissenschaftlichen Erkenntnisgewinn liefert sie unverzichtbare Informationen für eine zukunftsorientierte Umweltpolitik. Das Wissen um Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge in Ökosystemen ist von besonderer Bedeutung für die Bewertung nicht gewünschter Umweltveränderungen und die Auswahl von Maßnahmen („responses“) zu deren Bekämpfung.
- Identifizierung von funktionalen Veränderungen in Ökosystemen, bevor sie sich in strukturellen Veränderungen bemerkbar machen: Solche Veränderungen können frühzeitig auf bis dahin noch unbekannte Umweltprobleme aufmerksam machen⁷⁶. Eine solche **Frühwarnfunktion** vor zukünftigen Umweltproblemen wurde vom Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 1994: Tz. 158 und 165) als Aufgabe der Umweltbeobachtung angemahnt, für die noch keine Beobachtungsstrategien zur Verfügung stehen.

⁷⁵ Bei dem wahrscheinlichkeitstheoretischen Ansatz ist dies nicht möglich, da eine Substitution von Elementen einer Zufallsstichprobe theoretisch nicht möglich ist.

⁷⁶ Die in den 80er Jahren erkannten neuartigen Waldschäden hätten mit den Indikatoren zur Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen, wahrscheinlich schon bevor es zu dem großflächigen Waldsterben kam, erkannt werden können. So hätten sich die Schädigung des Waldes durch höhere Nährstoffverluste, geringere Bruttoprimärproduktion und höchstwahrscheinlich auch durch eine Verringerung der Effizienzmaße frühzeitig erkennen lassen.

- **Weiterentwicklung** des Konzepts zur **Indikation** der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen: Für die Weiterentwicklung des in dieser Arbeit vorgestellten Indikatorenkonzepts sind langfristige, integrativ erhobene Messreihen erforderlich.

Solche Intensivmessflächen bilden einen unverzichtbaren Bestandteil einer ökosystemar orientierten Umweltbeobachtung (ELLENBERG et al. 1978). Die aktuelle Tendenz geht jedoch dahin, dass die in den 80er und 90er Jahren eingerichteten Ökosystemforschungszentren in ihrem Umfang stark beschnitten werden. Dies wirkt sich auch auf das Ausmaß der Untersuchungen auf deren Intensivmessflächen aus. Eine Fortführung dieser integrativen Untersuchungen wäre aus Sicht der Wissenschaft zu fordern, da gerade langfristig integrativ erhobene Messreihen die Aussagemöglichkeiten wesentlich erhöhen. Dies gilt auch für die Weiterentwicklung des hier vorgestellten Ansatzes.

Neben den räumlich konzentrierten Untersuchungen im Rahmen der Ökosystemforschung wurden von ELLENBERG et al. (1978) zwei weitere Bestandteile eines ökologischen Informationssystems vorgeschlagen:

- eine Umweltprobenbank, in der repräsentative Proben für die retrospektive Analyse von Chemikalieneinflüssen und ökotoxikologischen Wirkungen archiviert werden⁷⁷;
- die ökologische Umweltbeobachtung im engeren Sinne, durch die die Daten für flächenhafte Aussagen zum Zustand der Umwelt für die wichtigsten Ökosystemtypen Deutschlands zur Verfügung gestellt werden soll.

Eine Bündelung der verschiedenen ökologisch orientierten Datenerhebungsaktivitäten wird vom Sachverständigenrat für Umweltfragen gefordert (SRU 1998: Tz. 217). Dabei bietet sich die Verknüpfung der Ökosystemforschung mit der ökologischen Umweltbeobachtung an. In Bezug auf die Indikatorenentwicklung ergäbe sich dadurch ein rekursives Wechselspiel zwischen Forschung und Umweltbeobachtung (Monitoring), durch das wesentliche Synergieeffekte zu erwarten sind: Die Ökosystemforschung liefert das Wissen, welche Daten erhoben werden müssen, und die Umweltbeobachtungsprogramme liefern die Daten, die für die Weiterentwicklung der Indikatoren notwendig sind (Übersicht 13).

7.3.3 Integriertes Monitoring

Unter Monitoring- oder Umweltbeobachtungsprogrammen werden solche Messprogramme verstanden, die längerfristig angelegt sind und hierfür in einen institutionellen Rahmen, in der Regel in Fachbehörden, eingebettet sind. Solche Programme gewährleisten im Gegensatz zu befristeten Forschungsprojekten die Kontinuität der Messungen.

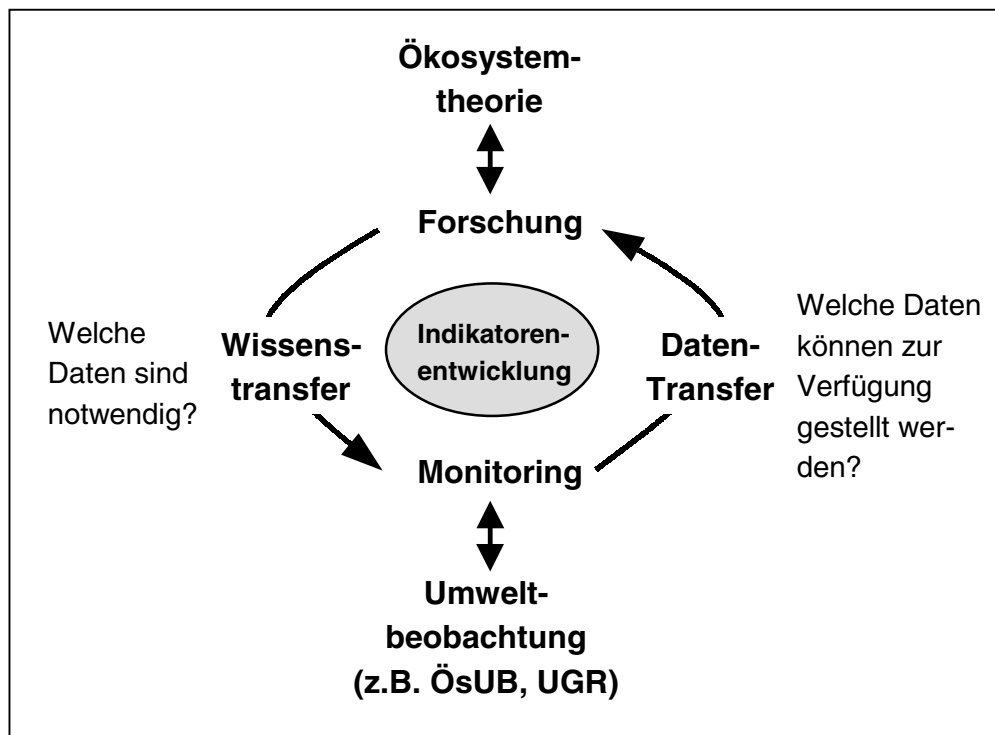
Integriertes Monitoring beinhaltet die interdisziplinäre Erfassung unterschiedlichster Umweltdaten an einem Standort. Dies ist eine unverzichtbare Grundlage für ökosystemare Aussagen⁷⁸, wie sie auch auf der Grundlage der in dieser Arbeit vorgeschlagenen Indikatoren angestrebt werden. Zur Einführung eines integrierten Monitorings ist es nicht notwendig, ein neues Messprogramm einzuführen. Die Schaffung von integrierten Messstandorten kann

⁷⁷ Die Umweltprobenbank wird seit 1985 dauerhaft betrieben (UBA 1998).

⁷⁸ „Integrated monitoring has been described as the preferred approach for ecosystem monitoring (MUNN, 1988). The problem with this approach is that it is inherently more difficult than the others and it is still in the development stages of application.“ (WOODLEY 1996: S. 52).

vielmehr durch die Zusammenlegung von Erhebungen medialer Messprogramme an dafür ausgewählten Standorten erfolgen. Hierdurch ergäben sich neben den bereits erwähnten Vorteilen, die vor allem in der Vervielfachung der Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten liegen, Synergieeffekte (Einsparungen) bei der Datenerfassung. Dem stehen mögliche Nachteile gegenüber, wie z.B. der Abbruch von langjährigen Messreihen an bisherigen Standorten medialer Messprogramme sowie unterschiedliche Auswahlkriterien für Messstandorte je nach Fragestellung.

Erste Erfahrungen bei dem Versuch, ein solches Integriertes Monitoring in Zusammenarbeit mit den Trägern der Datenerhebungsprogramme zu verwirklichen, wurden im Rahmen eines Forschungsprojekts im Biosphärenreservat Rhön gesammelt, an dem drei Bundesländer Anteil haben (MEYER in Vorb.). Das gleiche Ziel wird in Schleswig-Holstein von einer Arbeitsgruppe verfolgt, die im Landesamt für Natur- und Umweltschutz angesiedelt ist (RAMMERT & KLIEBER 2000).



Übersicht 13: Rekursives Wechselspiel zwischen der Ökosystemforschung und der Umweltbeobachtung (Monitoring) im Rahmen der Indikatorenentwicklung (ÖsUB = Ökosystemare Umweltbeobachtung, UGR = Umweltökonomische Gesamtrechnungen)

Von den bereits bestehenden Messprogrammen kommt das Level II-Programm zum Monitoring der Ursachen des Waldsterbens den Anforderungen eines integrierten Monitorings schon relativ nahe. Insbesondere Stoffflussparameter werden umfassend erhoben (BML 1995). Die Bodendauerbeobachtungsflächen würden sich ebenfalls als Grundauswahl von Standorten eignen, da auf diesen Flächen bereits eine große Anzahl der sich langsam ändernden Parameter erhoben werden. Aus dieser Grundmenge an Untersuchungsflächen, die für die Bundesrepublik typische Ökosysteme enthält, ließe sich die Anzahl der Standorte für ein Integriertes

Monitoring sukzessive erhöhen. Als Auswahlverfahren bietet sich der in Kapitel 7.2.2 vorgestellte regionalstatistische Ansatz an.

Für die Integration der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit in Umweltbeobachtungsprogramme ist neben der Verknüpfung medialer Messnetze eine Reduktion des Erhebungsumfangs für die Größen zur Quantifizierung der Teilindikanda erforderlich. Erste Überlegungen hierzu sind in Übersicht 14 (Spalte 3) dargestellt.

Teilindikanda	Intensivmessflächen⁷⁹	Integriertes Monitoring⁸⁰	Modelloutput (WASMOD)⁸¹
Exergie-Aufnahme	Bruttoprimärproduktion	Blattflächeindex	Nettoprimärproduktion
Entropie-Export	Entropiebilanz nach AOKI (1987)	Vereinfachte Entropiebilanz ⁸²	Evapotranspiration in Energieeinheiten
Biotische Diversität	Artenzahl ausgewählter Gruppen (Gilden)	Artenzahl (wenige Artengruppen)	–
Abiotische Heterogenität	Heterogenitätsindex nach REICHE (in Vorb.)	Heterogenitätsindex (Landschaftsebene)	Heterogenitätsindex nach REICHE (in Vorb.)
Speicherung	Biomasse; intrabiotisch gespeicherter N und P ⁸³	Biomasse; intrabiotisch gespeicherter N und P	Biomasse; intrabiotisch gespeicherter Stickstoff
Nährstoffverluste	Stickstoffverluste (atmosphärische + Sickerverluste)	Stickstoffverluste (Sickerverluste)	Stickstoffverluste (atmosphärische + Sickerverluste)
Biotische Wassernutzung	Transpiration pro Gesamtverdunstung	Oberirdische Phytomasse	Transpiration pro Gesamtverdunstung
Stoffwechselfeffizienz	Atmungsverluste pro Biomasse (Energienutzung)	Bodenatmung pro Bodenbiomasse (qCO ₂ Destruenten)	Bodenatmung pro Biomasse

Übersicht 14: Überblick über mögliche Indikatoren zur Quantifizierung der Teilindikanda der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen auf der Grundlage unterschiedlichen Messaufwands und unterschiedlicher räumlicher Bezugsebenen.

⁷⁹ Indikatoren, die auf der Grundlage der Daten von sehr intensiv untersuchten Flächen berechnet werden können. Hierzu zählen insbesondere Flächen der Ökosystemforschungszentren (z.B. Ökologie-Zentrum Kiel).

⁸⁰ Indikatoren, die weniger Messaufwand erfordern als Indikatoren, die auf Intensivmessflächen erhoben werden können und deshalb z.B. auf integrierten Messflächen in Monitoringmessnetzen erhoben werden könnten.

⁸¹ Parameter, die mit dem Programmpaket DILAMO/WASMOD (REICHE 1996) berechnet und als Annäherung an die theoretisch geeigneteren Indikatoren (Intensivmessflächen) verwendet werden können.

⁸² Eine Verringerung des Messaufwands kann durch die Verwendung von Literaturwerten über den Entropieanteil der einzelnen Energieströme der Strahlungsbilanz erreicht werden.

⁸³ N = Stickstoff; P = Phosphor

7.3.4 Einsatz von flächenhaften Modellanwendungen

Für die ökosystemare Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen ist es neben der im vorigen Abschnitt beschriebenen Integration der medialen Ansätze auf der Datenerfassungsebene möglich, diese Ansätze durch die Verwendung von Modellen zu verknüpfen. Dafür ist es nicht nötig, die Datenerfassung an verschiedenen Standorten zu konzentrieren und zu intensivieren (vgl. MEYER in Vorb.).

Durch die Kopplung eines ökologischen Landschaftsmodells mit einem Geographischen Informationssystem zur Bearbeitung von räumlichen Daten ist es möglich, auf der Grundlage von dynamischen Beobachtungsdaten wichtige Indikatorausprägungen flächendeckend zu berechnen. Das am Ökologie-Zentrum Kiel entwickelte Methodenpaket DILAMO (REICHE 1996) stellt solche Funktionalitäten zur Verfügung. Die für das Modell notwendigen Eingangsdaten liegen prinzipiell flächendeckend für die Bundesrepublik Deutschland vor (Klimadaten, Bodendaten, Digitale Höhenmodelle, Agrarstatistiken). Es ist jedoch nicht möglich, die Nutzungsdaten aus der Agrarstatistik flächenscharf zuzuordnen. Eine entsprechende Zuordnung erfolgt unter Zuhilfenahme agrarökonomisches Expertenwissens.

Mit dem Modell können nicht alle theoretisch wünschenswerten Indikatoren berechnet werden, da es die in Ökosystemen ablaufenden Prozesse nur unvollständig abbildet. Aus diesem Grund sind die auf der Grundlage von Modellanwendungen berechneten Größen als Annäherung an die in der vorliegenden Arbeit vorgestellten Indikatoren zu betrachten. Mit dem Modell lassen sich jedoch Parameter des Wasser-, Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalts berechnen, die zur Quantifizierung der theoretisch abgeleiteten Teilindikatora genutzt werden können (Übersicht 14 Spalte 4).

7.4 Darstellungsfragen

Die in der vorliegenden Arbeit vorgestellten Indikatoren beziehen sich letztlich auf **ein** Indikandum, die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen. Es stellt sich deshalb die Frage, ob und gegebenenfalls wie eine weitere Aggregation der einzelnen Indikatoren erfolgen könnte. Im Einzelnen muss dabei abgewogen werden,

- ob der Informationsverlust, der mit einer Aggregation verbunden ist, eine abgesicherte Interpretation des Indikatorwerts noch zulässt und
- wie groß der Bedarf nach einer zusammenfassenden Darstellung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen für den Einsatz in komplexen Entscheidungsprozessen ist.

Aus fachlicher Sicht werden die mit der Aggregation zwangsläufig verbundenen Informationsverluste meist kritisch beurteilt. Wird jedoch von Seiten der Anwender der Indikatoren eine Aggregation zu einem Gesamtindikator „Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen“ gewünscht, so muss über sinnvolle, weiterführende Aggregationsverfahren nachgedacht werden.

Als Aggregationsmethoden kommen z.B. arithmetische Berechnungsverfahren, die als Ergebnis eine Zahl liefern, oder graphische Darstellungsformen in Frage. Mathematische Verfahren haben den Nachteil, dass durch die Verdichtung der Information auf eine Zahl eine Interpretation der Größe sehr schwierig wird. Hinzu kommen die hoch-normativen Entschei-

dungen bei der Gewichtung der Einzelgrößen, die nicht allein unter wissenschaftlichen Gesichtspunkten getroffen werden können (vgl. STEINER in Vorb.). In der vorliegenden Arbeit wird ein graphisches Verfahren, das Sterndiagramm, favorisiert (siehe Abbildung 19).

7.4.1 Sterndiagramm

Das Sterndiagramm wird häufig zur synoptischen Darstellung von Indikatoren im Umweltbereich verwendet (TEN BRINK et al. 1991, WOODLEY 1996, BELL & MORSE 1999, EEA 1999b, LENZ 2000, WEFERING et al. 2000). Jedem darzustellenden Indikator entspricht eine radial-symmetrisch angeordnete Achse des Diagramms. Die Indikatorenwerte (z.B. Ist-Werte oder Zielgrößen) werden als Punkte auf der jeweiligen Achse aufgetragen (vgl. Kapitel 5.6.1). Durch die geradlinige Verbindung der so festgelegten Achsenpunkte entsteht ein Polygon, das einen Gesamteindruck vom Indikatorensatz vermittelt⁸⁴. Diese Darstellungsform wird oft als Amöben-Darstellung bezeichnet, weil die Fläche in der Form einer Amöbe ähnelt und durch den niederländischen AMOEBA⁸⁵-Ansatz (TEN BRINK et al. 1991) weite Verbreitung fand.

Dieses Verfahren gehört im Sinne der statistischen Methodik zu den multivariaten graphischen Verfahren (HARTUNG et al. 1993). Das Ziel dieser Verfahren ist es, ohne arithmetische Aggregation beim Betrachter einen Gesamteindruck zu erzeugen. Infolge dessen besteht die Information derartiger Graphiken aus zwei Ebenen, dem Gesamteindruck aus der Wahrnehmung aller Einzelinformationen sowie den Einzelinformationen selbst. Der Gesamteindruck ergibt sich im wesentlichen durch die Form und die Größe der Fläche der „Amöbe“. Diese werden bestimmt durch

- die Anordnung der Achsen;
- die relative Gewichtung zwischen den einzelnen Achsen.

Die Anordnung der einzelnen Achsen sollte durch die innere Logik des Indikatorensatzes bestimmt sein. Bei der in Kapitel 5.6 dargestellten Amöbe sind die Indikatoren eines Themenbereichs nebeneinander abgebildet. Die Themenbereiche mit starken Querbezügen sind ebenfalls nebeneinander angeordnet (vgl. Übersicht 15).

Die relative Gewichtung der einzelnen Achsen hat den größten Einfluss auf den Gesamteindruck einer Amöbendarstellung. Dieser Verfahrensschritt ähnelt einer Gewichtung bei einer einfachen numerischen Aggregation. Die zwei wesentlichen Teilschritte, die hierfür erforderlich sind (die Festlegung von Referenzwerten und die Skalierung der Achsen), werden in den folgenden Abschnitten (7.4.2, 7.4.3) erörtert. Diese Festlegungen sind nicht allein naturwissenschaftlich begründbar, sondern weisen einen hohen normativen Gehalt auf.

7.4.2 Referenzwerte

Sowohl für die Konstruktion der „Amöbendarstellung“ als auch für die Interpretation der Ergebnisse einer Untersuchung sind Referenzwerte unerlässlich. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, ob es möglich ist, „Normalzustände“ für Ökosysteme festzulegen. Ein statistischer Ansatz hilft in diesem Fall nicht weiter, da Ökosysteme nach RAPPORT (1995) so

⁸⁴ Zum Teil werden die einzelnen Indikatoren auch als Sektoren eines Kreisdiagramms dargestellt.

⁸⁵ AMOEBA = A General Method of Ecosystem Description and Assessment.

komplex sind, dass es zu wenige Duplikate gibt, um die „normalen“ Variabilitäten für zentrale Zustandsgrößen zu bestimmen. Ähnlich kritisch sieht dies HABER (1997: S. 14):

„So hat die kostspielige Waldschadensforschung z.B. gezeigt, dass wir den typischen oder normalen Zustand eines Waldes als Bezugsgröße nicht kennen - vielleicht nicht kennen können.“

Ein anderer Weg Referenzwerte für die Interpretation von Indikatorenwerten finden, ist die Ermittlung von Werten, die typisch für wenig vom Menschen beeinflusste (quasi-natürliche) Ökosysteme mit vergleichbaren abiotischen Standortbedingungen sind. Mit der Nutzung eines solchen Referenzsystems ist die Richtung für die Interpretation der Indikatorenwerte vorgegeben. Sie orientiert sich an der Frage: Wie weit sind wir von dem natürlichen Zustand unserer Umwelt entfernt? Diese Frage birgt die Gefahr, dass ein solcher Zustand als Zielzustand für die Ökosystementwicklung aufgefasst wird. Eine solche Festlegung ist eine hoch normative Entscheidung, die als solche dem Nutzer der darauf aufbauenden Informationen mitgeteilt werden muss. Es gibt verschiedene Möglichkeiten, Vergleichswerte für unbeeinflusste Ökosysteme abzuleiten. In dem bereits erwähnten AMOEBA-Ansatz werden historische Referenzzustände als Annäherung an ungestörte natürliche Verhältnisse verwendet (TEN BRINK et al. 1991). Für die Konstruktion solcher historischer Referenzzustände wurden verschiedene Quellen benutzt:

1. historische Dokumente (z.B. frühere Arteninventuren);
2. vergleichende Forschung bezüglich ähnlicher Ökosysteme;
3. Erkenntnisse aus der Ökosystemtheorie.

Der AMOEBA-Ansatz wurde in Bezug auf biotische Parameter (Artenzahlen) verwendet. Zu ökosystemar bedeutsamen abiotischen Größen liegen in der Regel keine historischen Referenzwerte vor. Eine Möglichkeit dieses Problem zu umgehen, ist die Sicherung rezenter, wenig beeinflusster Flächen. Auf solchen Flächen könnten die Vergleichswerte für einen vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Zustand erhoben werden, die auch als Referenzwert zur Konstruktion von Amöbendarstellungen genutzt werden können. KAY (1991) schlägt deshalb vor, entsprechende Flächen in einem nationalen (kanadischen) Netzwerk zusammenzufassen und zu sichern. Für das dicht besiedelte Mitteleuropa stellte sich hierbei jedoch das Problem, eine ausreichende Anzahl geeigneter und zugleich repräsentativer Vergleichsflächen zu finden.

Ein pragmatischer Ansatz, der den oben dargestellten Schwierigkeiten bei der Findung von geeigneten Referenzflächen Rechnung trägt, ist die Beschränkung auf eine reine Trendanalyse. Das bedeutet, dass als Referenzwerte die Indikatorenwerte des ersten Erhebungszeitraums verwendet werden. Diese Methode wird in vielen Arbeiten für die Interpretation von Umweltindikatoren verwendet:

- bei dem Konzept für ein Monitoringprogramm des Umweltzustands in kanadischen Nationalparks (WOODLEY 1996)⁸⁶;

⁸⁶ „A second method of interpreting monitoring information is to analyze trends. This method is recommended for parks and, in fact, this monitoring program is based on providing trends for analysis.“ (WOODLEY 1996: S. 67f).

- für die Indikation Nachhaltiger Entwicklung in Baden-Württemberg (RENN et al. 2000);
- im Projekt Makroindikatoren des Umweltzustands (STBA et al. in Vorb.)

Problematisch bei der Verwendung des Basisjahrs als Referenz ist, dass nur eine relative, nicht aber eine absolute Bewertung möglich ist. Daraus ergeben sich mögliche Fehlinterpretationen, wie z.B.: Eine leichte Verbesserung bei einem Indikator, der im Bezugsjahr (absolut gesehen) sehr schlechte Werte hatte, signalisiert keinen Handlungsbedarf, obwohl eine Verbesserung dieses Wertes vielleicht dringend geboten wäre. Solche Einschränkungen in der Interpretierbarkeit sind jedoch unvermeidlich, solange keine absoluten Indikatorenwerte für Referenzökosysteme vorliegen.

Eine weitere Möglichkeit für Referenzwerte sind umweltpolitische Ziele. Dieser Ansatz ist insofern eine sehr gute Lösung, als hierdurch dem normativen Charakter der Referenzwertbildung Rechnung getragen wird. Er scheitert jedoch in den meisten Fällen daran, dass noch keine politischen Ziele für Umweltzustandsindikatoren festgelegt worden sind. Eine Ausnahme bilden die „Environmental policy performance indicators“, die auf der Grundlage des niederländischen Umweltplans direkt mit Zielen verknüpft werden können (ADRIAANSE 1993).

7.4.3 Skalierungsfunktion

Neben der Referenzwertbildung hat auch die Skalierungsfunktion für die Amöbenachsen einen großen Einfluss auf die Form und Größe der Amöbenfläche. Für die Skalierung können verschiedenste mathematische Funktionen verwendet werden, z.B. lineare oder logarithmische Skaleneinteilungen. Je nach verwendeter Skalierungsfunktion können ganz unterschiedliche Eindrücke durch die Amöbenflächen hervorgerufen werden (SEIBEL 1998), weshalb der Auswahl der Funktion entsprechende Aufmerksamkeit geschenkt werden muss. Besondere Bedeutung erlangen die Skalierungsfunktionen, wenn Indikatoren verwendet werden, bei denen eine Erhöhung des Wertes nicht einheitlich eine Verbesserung oder Verschlechterung anzeigt. Um die Interpretierbarkeit der Amöbenfläche trotzdem zu erhalten, müssen die Indikatoren so skaliert werden, dass eine Erhöhung des Wertes einheitlich eine Verbesserung oder Verschlechterung anzeigt. Eine entsprechende Transformation wurde in Kapitel 5.6.1 beschrieben.

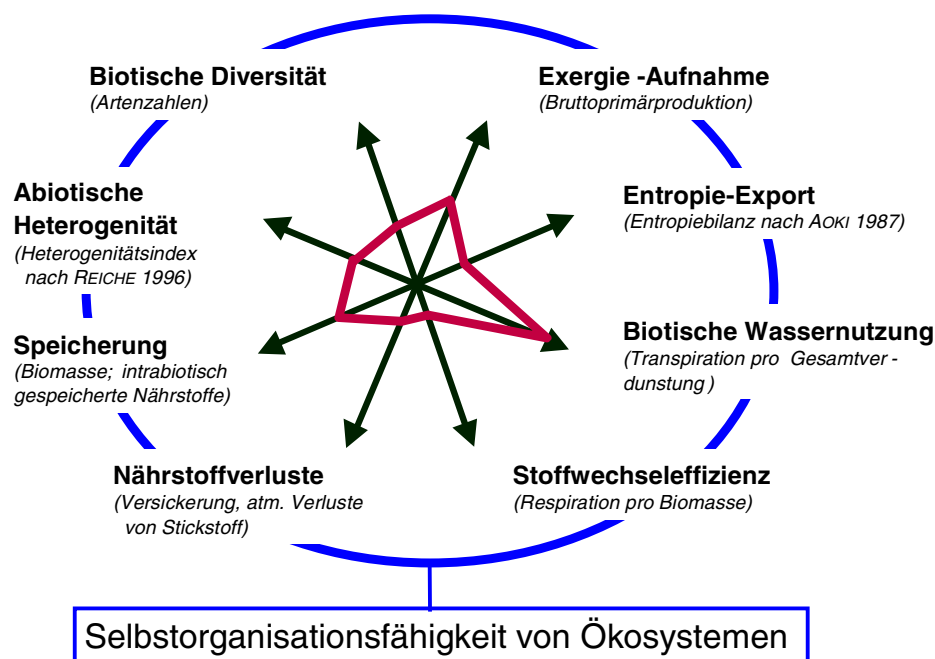
8 Diskussion und Ausblick

Die vorliegende Arbeit ist geprägt durch

- einen starken Theoriebezug durch die Verwendung der noch jungen Ökosystemtheorien für die Ableitung der Indikatoren und
- eine pragmatische Herangehensweise, um dem Anspruch nach der Umsetzbarkeit der Ergebnisse im Rahmen von Umweltbeobachtungsprogrammen (z.B. der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen) gerecht zu werden.

Dieses Spannungsfeld bildet den Hintergrund für die folgende Diskussion der Ergebnisse.

8.1 Übergreifende Diskussion der Ergebnisse



Übersicht 15: Überblick über den Indikatorensatz, mit dem die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen erfasst werden soll.

Übersicht 16 gibt einen Überblick über die Eignung der in Übersicht 15 graphisch dargestellten Indikatoren für die Quantifizierung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen. Im Folgenden werden zuerst die Ergebnisse geordnet nach den angelegten Kriterien erörtert (Kapitel 8.1.1). Damit verbunden ist eine Diskussion der Eignung der Kriterien für die Überprüfung der Verwendbarkeit der Indikatoren. In Kapitel 8.1.2 wird die Eignung der in der vorliegenden Arbeit vorgestellten Indikatoren diskutiert und eine entsprechende Rangfolge der Eignung aufgestellt.

Teilindikandum der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen	Indikator (Größe zur Quantifizierung des Teilindikandums)	Theoretische Ableitung		Empirische Überprüfung Einfluss der Nutzungsintensität (Fremdorganisation)
		Stringenz der theoretischen Ableitung	Interpretationsbedarf für die Indikatorenwerte	
Exergie-Aufnahme	Bruttoprimärproduktion	+	○	○
Entropie-Export	Entropiebilanz nach AOKI (1987)	○	○	- ⁸⁷
Biotische Diversität	Artenzahl (ausgewählte Artengruppen)	+	○	+
Abiotische Heterogenität	Heterogenitätsindex nach REICHE (in Vorb.)	+	○	+
Speicherung	(Biomasse, intrabiotisch gespeicherter P und N ⁸⁸)	+	○	+
Nährstoffverluste	Stickstoffverluste (atmosphärische + Sickerverluste)	+	○	+
Biotische Wassernutzung	$\frac{\text{Transpiration}}{\text{Evapotranspiration}}$	+	+	+
	$\frac{\text{Respiration}}{\text{Biomasse}}$	+	+	+

Übersicht 16: Beurteilung der Eignung der Indikatoren zur Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen, nach den in Kapitel 4.2 dargestellten Methoden und Kriterien (+ = hohe Eignung; ○ = keine gesicherten Aussagen möglich; - = geringe Eignung).

⁸⁷ Diese Beurteilung erfolgte auf Grund der geringen Sensitivität der Indikatorenwerte gegenüber stark differierenden Nutzungsintensitäten.

⁸⁸ P = Phosphor; N = Stickstoff

8.1.1 Eignung der Beurteilungskriterien

Die Beurteilungskriterien wurden ausführlich in Kapitel 4.2 dargestellt. Es sind drei Kriterien, die sich auf der Grundlage theoretischer Überlegungen ergeben und zwei Kriterien, die als Außenkriterien (BORTZ & DOERING 1995) anhand von empirischen Daten überprüft werden können.

Stringenz der theoretischen Ableitung

Die theoretische Ableitung der Indikatoren gliedert sich in zwei Schritte. Der erste Schritt umfasst die Begründung des Zusammenhangs zwischen dem Indikandum (der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen) und den zu dessen Beschreibung eingeführten Themenbereichen bis hin zu den zwei Teilindikanda, die den Themenbereichen zugeordnet werden (Kapitel 3). Aus diesem Teil der theoretischen Ableitung ergibt sich keine Differenzierung zwischen den einzelnen Indikatoren.

Der zweite Schritt der theoretischen Ableitung beinhaltet die Beziehung zwischen dem Indikator und dem jeweiligen Teilindikandum. Diese Relation lässt sich für fast alle Indikatoren sehr gut argumentativ belegen. Die einzige Ausnahme ist die Größe Entropiebilanz nach AOKI (1987). Die theoretisch nicht voll befriedigende Größe⁸⁹ wurde trotzdem in die empirische Überprüfung der Indikatoren mit einbezogen, weil sie die einzige Größe war, mit der das Teilindikandum Entropie-Export quantifiziert werden konnte. Dieses Teilindikandum wurde aufgrund der theoretischen Ableitung des Themenbereichs Ökologische Thermodynamik (Kapitel 3.3) als entsprechend wichtig eingeschätzt.

Interpretationsbedarf für die Indikatorenwerte im Einzelfall

In einem zweiten Schritt wurde überprüft, von welchen Prozessen und Standortbedingungen die vorgeschlagenen Größen zur Quantifizierung der Teilindikanda abhängig sind. Je weniger die Größen dabei von den Standortfaktoren oder direkten anthropogenen Beeinflussungen abhängen, desto geringer ist der Interpretationsaufwand für den Indikatorenwert, der im Einzelfall notwendig ist. Diese Eigenschaft ist für eine einfache Vermittelbarkeit der Ergebnisse einer Indikatorenuntersuchung und eine anzustrebende Vergleichbarkeit verschiedener Standorte wichtig (Kapitel 4.2.1.3).

Die Unabhängigkeit von den Standortbedingungen ist bei den Effizienzmaßen am höchsten, da in die Berechnung dieser Größen zumindest ein Teil dieser Standortbedingungen mit einfließt. Die anderen Indikatoren sind, zum Teil in hohem Maße, von den natürlichen Standortbedingungen oder direkten anthropogenen Einflüssen abhängig. Dies macht eine Interpretation der Größen im Einzelfall notwendig. Dies ist bei Aussagen über solche komplexe und variable Untersuchungsgegenstände wie Ökosystemen unvermeidlich (Kapitel 8.2).

Einfluss der Nutzungsintensität

Das erste Kriterium, das anhand von empirischen Daten überprüft werden kann, leitet sich aus der Annahme ab, dass die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen durch hochgradige Fremdorganisation eingeschränkt wird (Kapitel 4.1.1.2). Aus diesem Grund sollten Indikato-

⁸⁹ Die Schwächen in ihrer theoretischen Ableitung liegen in dem Problem der Quantifizierung des Entropiegehalts der Energieflüsse zwischen Ökosystemen und deren Umgebung (Kapitel 5.2.2.1).

ren in intensiv genutzten Ökosystemen eine geringere Selbstorganisationsfähigkeit indizieren als in wenig genutzten Ökosystemen⁹⁰. Dieses Kriterium wurde auf der Grundlage der verwendeten Daten (Kapitel 5.1) von fast allen Indikatoren erfüllt.

Eine Ausnahme macht hier der Indikator Bruttoprimärproduktion. Die für den Vergleich verwendete intensive Nutzung (Silo-Maisanbau) ist explizit auf die Optimierung dieser Größe ausgerichtet, so dass sie für die intensive Nutzung höhere Werte zeigt als für das wenig genutzte Ökosystem (Buchenwald)⁹¹. Dieses Beispiel zeigt die Grenzen des Außenkriteriums bei der Beurteilung der Eignung der Größen zur Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen auf.

Der Indikator Entropiebilanz nach AOKI (1987) wird auf der Grundlage dieses Kriteriums als weniger gut geeignet eingestuft, weil er nur eine geringe Sensitivität gegenüber stark differierenden Nutzungsintensitäten zeigt.

Orientoreigenschaft

Das zweite Kriterium zur empirischen Überprüfung der Indikatoren ist, inwieweit die Indikatoren die Orientoreigenschaft besitzen. Diese Eigenschaft zeigt sich darin, dass sich die Indikatoren im Laufe der „Wachstumsphase“ eines Ökosystems eindeutig in eine Richtung entwickeln (Kapitel 4.2.2.2). Die theoretisch abgeleitete Einschränkung des Orientorenprinzips auf die Wachstumsphase von Ökosystemen wurde durch die empirischen Ergebnisse belegt. Indikatoren, die sich in frühen Sukzessionsphasen (Wachstumsphase) eindeutig in eine Richtung entwickeln, zeigen in späten Phasen ein indifferentes oder gar gegenläufiges Verhalten (z.B. die Bruttoprimärproduktion (Kapitel 5.2.1.2) oder die Entropieproduktion (Kapitel 5.2.2.2)).

Für die Überprüfung dieses Kriteriums sind Indikatorwerte für verschiedene Phasen einer ungestörten Sukzession notwendig (Kapitel 4.2.2.2). Entsprechende Daten liegen nur für die Größe Bruttoprimärproduktion und die Größen zur Indikation der Speicherung vor. Ansonsten können auf der Grundlage der vorliegenden Daten keine eindeutigen oder gar keine Aussagen zu den Orientoreigenschaften der Indikatoren gemacht werden⁹². Aus diesem Grund wird dieses Kriterium für den Vergleich der Indikatoren nicht berücksichtigt. Das Orientorenprinzip ist jedoch ein vielversprechender methodischer Ansatz, um die Eignung von Indikatoren zur Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen empirisch zu überprüfen (Kapitel 4.2.2.2). Aus diesem Grund werden in Kapitel 8.3.1 Möglichkeiten aufgezeigt, wie eine Datengrundlage für die Überprüfung der Orientoreigenschaften von Indikatoren geschaffen werden kann.

⁹⁰ Die Voraussetzung für einen solchen Vergleich ist, dass die Ökosysteme zumindest ähnliche natürliche Standortbedingungen aufweisen.

⁹¹ Für eine detailliertere Diskussion vergleiche Kapitel 5.2.1.2.

⁹² „Infolge der hohen Dynamik der Randbedingungen sowie wegen des Bedarfs an umfangreichen Langzeituntersuchungen kann dieses Konzept nur schwer in Fallstudien geprüft werden.“ (MÜLLER et al. 1997a).

8.1.2 Eignung der Indikatoren

Die Effizienzmaße sind auf der Grundlage der verwendeten Datenbasis und der zu Grunde gelegten Methodik zur Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen sehr gut geeignet. Nach den drei wesentlichen Kriterien wird ihre Eignung positiv beurteilt (Übersicht 16). Wobei die Eignung des **metabolischen Quotienten** etwas geringer einzustufen ist, weil ein Teil der Ökosystemrespiration, die Zersetzung toter Biomasse durch Mikroorganismen, stark von den abiotischen Standortbedingungen abhängt. Der Indikator **biotische Wassernutzung** ist auf der Grundlage der zur Beurteilung angesetzten Kriterien durchweg als sehr gut geeignet einzustufen.

Ähnlich gut wie die Effizienzmaße schneiden die Größen zur Indikation der **Speicherung** in Ökosystemen ab. Die Abhängigkeit von den Standortbedingungen (z.B. die Abhängigkeit der intrabiotisch gespeicherten Nährstoffe von der Nährstoffverfügbarkeit) muss jedoch bei der Interpretation der Indikatorenwerte berücksichtigt werden.

Die **Stickstoffverluste (atmosphärische und Sickerverluste)** sind zur Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen ebenfalls sehr gut geeignet. Bei diesem Indikator muss jedoch die Abhängigkeit der Indikatorenwerte vom Nährstoffinput (vgl. Kapitel 5.4.2.2) in deren Interpretation eingehen. Ein Vorteil dieser Größe ist, dass sie durch mathematische Modelle flächendeckend berechnet werden kann (z.B. WASMOD; REICHE 1996). Ferner ist der Bezug zum Umweltthema Grundwasserschutz ein weiteres Argument für die Verwendung dieser Größe als Indikator.

Die **Artenzahl** ist in ihrer Eignung ähnlich wie die Stickstoffverluste einzuordnen. Es besteht jedoch noch weiterer Forschungsbedarf bezüglich einer einheitlichen Methodik zur Auswahl der Artengruppen, die für die Erfassung der Artenzahlen herangezogen werden.

Die **Bruttoprimärproduktion** kann ebenfalls als gut geeignet für die Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen eingestuft werden. Die relativ starke Abhängigkeit des Indikators von den Standortbedingungen (z.B. jährliche klimatische Schwankungen) muss wie bei fast alle Indikatoren im Einzelfall in die Interpretation der Werte einfließen.

Eine ähnliche gute Einschätzung der Eignung wie bei der Bruttoprimärproduktion ergibt sich auch für den Indikator **Heterogenitätsindex** nach REICHE (in Vorb.). Diese Größe ist jedoch die einzige, die eventuell so stark mit einer anderen Größe (Artenzahl) korreliert, dass sie als eine Redundanz im Indikatorensetz aufgefasst werden könnte, und damit durch eine andere Größe ersetzt werden müsste. Hierzu sind weitere Untersuchungen notwendig.

Die Größe, die für die Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen am wenigsten gut geeignet ist, ist die **Entropiebilanz** nach AOKI (1987). Nach keinem der Beurteilungskriterien wird dieser Größe eine hohe Eignung zugesprochen. Aus diesem Grund muss nach Alternativen zu dieser Größe gesucht werden. Ein Indikator, der hierfür in Frage käme, ist die Exergiedissipation nach SVIREZHEV & STEINBORN (in Vorb.). Dieser Ansatz wurde von STEINBORN (2001) bereits verwendet und als gut geeignet „zur Ökosystemanalyse beizutragen“ (STEINBORN 2001: S. 113) eingestuft.

Mit Ausnahme des letzten Indikators sind die in dieser Arbeit vorgestellten Indikatoren auf der Grundlage der verwendeten Datenbasis und Methodik somit als gut bis sehr gut für die Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen einzuschätzen. Die Verwendung der relativ schmalen Datenbasis (Kapitel 5.1) schränkt die Aussagemöglichkeiten der Ergebnisse jedoch ein. Durch die empirische Überprüfung konnte jedoch das Potential und die unterschiedliche Eignung der Größen zur Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen aufgezeigt werden.

8.2 Unsicherheiten in den Aussagen

Beim derzeitigen Arbeitsstand bleiben noch Unsicherheiten in Bezug auf die Eignung der Indikatoren zur Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen. Dies liegt nicht nur am Mangel an geeigneten Daten, sondern auch an den im Folgenden beschriebenen prinzipiellen Schwierigkeiten, sichere Aussagen zu komplexen Untersuchungsgegenständen zu machen. Aus letzterem Grund gibt es nach FUNTOWICZ & RAVETZ (1990) keine einfache Beziehung zwischen der Sicherheit einer Aussage und deren Qualität⁹³.

Die unvermeidlichen Unsicherheiten entbinden die Umweltwissenschaften und insbesondere die Ökosystemforschung nicht von der Aufgabe, eine an der ökologischen Risikovorsorge orientierte Umweltzustandsbeschreibung zu entwickeln (vgl. Kapitel 1.2.2):

„Für den ökologisch orientierten Teil eines solchen Berichtswesens enthebt die Schwierigkeit, eindeutige ökologische Daten und Wirkungszusammenhänge zu erfassen, die Beratungsinstanzen nicht der Aufgabe, den Entscheidungsträgern die erfassbaren empirischen Fakten für die Umweltplanung und das umweltpolitische Handeln verfügbar zu machen.“ (ZIESCHANK et al. 2000).

Im Folgenden werden die wesentlichen Faktoren charakterisiert, die die Komplexität einer Untersuchung erhöhen und damit die mögliche Sicherheit der daraus folgenden Aussagen verringern. Bei deren Darstellung wird auf Analogien zwischen der Beschreibung des Umweltzustands und der Diagnose des Gesundheitszustands des Menschen zurückgegriffen. Diese Metapher wird insbesondere in den Arbeiten von SCHAEFFER et al. (1988) und COSTANZA et al. (1992) in Zusammenhang mit dem Begriff Ecosystem Health verwendet (vgl. Kapitel 6.3).

Komplexität der Fragestellung

Gesellschaftliche Fragen sind oft komplex und erfordern ein hohes Maß an Interpretation. Dabei sind die Übergänge zwischen bewertenden und sachlichen Entscheidungen fließend. Eine strikte Trennung des Sachmodells vom Wertesystem ist deshalb in der Praxis nicht einfach. Die sich daraus ergebenden Unsicherheiten können z.B. in Bezug auf die Festsetzung bodenschützender Normwerte mit der Frage: „Sind Bodenschutzgrenzwerte ökosystemar begründbar?“ (SCHRÖDER et al. 1998: S. 83) verdeutlicht werden.

⁹³ „The problem of quality assurance of information has been almost universally ignored; the reason of this neglect may be in the confusion between uncertainty and quality, and the naive belief, that there is a straightforward relationship between them, high quality being equivalent to low uncertainty.“ (FUNTOWICZ & RAVETZ 1990: S. 6).

Der Ausgangspunkt für die vorliegende Arbeit ist die gesellschaftliche Fragestellung der ökologischen Risikoversorge. Die erste Feststellung, die hierzu in der vorliegenden Arbeit getroffen wurde, ist, dass die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen den deskriptiven Ausgangspunkt für die Beantwortung der Frage darstellt. Diese Aussage ist nicht naturwissenschaftlich zu beweisen. Es handelt sich vielmehr um eine begründete Setzung, die als Prämisse explizit im Hypothesensystem der vorliegenden Arbeit beschrieben wird.

Solche mit großen Unsicherheiten behafteten Setzungen sind bei der wissenschaftlichen Bearbeitung komplexer gesellschaftlicher Fragestellungen nicht zu vermeiden. Ein Beispiel aus dem medizinischen Bereich für eine solche komplexe Fragestellung ist die nach dem Gesundheitszustand eines Patienten. Die Bearbeitung der Frage bedarf als erstes einer Definition des Begriffs Gesundheit. Hierbei spielen neben fachlichen auch normative Aspekte eine wesentliche Rolle. Die wenig komplexe Frage nach der Körpertemperatur lässt sich hingegen wissenschaftlich einfacher beantworten. Hierzu sind nur messtechnische Fragen zu lösen.

Komplexität des Untersuchungsgegenstands

Da es sich bei dem Untersuchungsgegenstand der vorliegenden Arbeit, der Selbstorganisationsfähigkeit, um eine emergente Systemeigenschaft handelt (vgl. Kapitel 3.2), kann sie nur durch einen ökosystemaren Ansatz erfasst werden. Auch hierdurch ergeben sich komplexe Fragestellungen über die systemaren Wechselwirkungen in Ökosystemen. Da es sich bei der Systemökologie um eine relativ junge Wissenschaft handelt, steht keine einheitliche Ökosystemtheorie zur Verfügung, um diese Wechselwirkungen zu beschreiben. Die einzelnen Ökosystemtheorien haben zudem das Problem, dass sie zum Teil kaum durch empirische Untersuchungen belegt sind.

Trotz der skizzierten Unsicherheiten bietet ein ganzheitlicher (ökosystemarer) Ansatz auch Vorteile, die durch eine Metapher aus dem medizinischen Bereich deutlich gemacht werden können. Untersucht ein Internist ein Magengeschwür und greift dabei nur auf sein Fachwissen über die Funktionen und Wirkungsweise des Magens zurück, so wird er nie eventuelle psychische Ursachen des Magenleidens feststellen können. Mit einem holistischen Ansatz, der den gesamten Patienten in den Mittelpunkt der Untersuchungen stellt, sind die Chancen viel höher, ein Magenproblem als psychosomatischen Ausdruck eines anderen Problems zu erkennen.

Variabilität des Untersuchungsgegenstands

Neben der Komplexität des Untersuchungsgegenstands trägt auch dessen Variabilität zu Unsicherheiten in den Aussagen bei. Auf Grund der Variabilität der Ökosysteme müssen die Ökosystemtypen, über die Aussagen gemacht werden sollen, klar definiert werden.

In der vorliegenden Arbeit wurde der Aussagebereich auf terrestrische Ökosysteme unter mitteleuropäisch-humiden Klimabedingungen eingeschränkt. Durch die gemeinsame Datenbasis zur empirischen Überprüfung der Indikatoren wird die Spanne der Nutzungsintensität vom wenig kulturbeflügelten Buchenforst bis zum intensiv genutzten Acker aufgespannt. Selbst bei diesen weitreichenden Einschränkungen des Gültigkeitsbereichs der Aussagen wurden für fast jeden Indikator Prozesse und Standortbedingungen identifiziert, die eine Überprüfung der Ursachen für die Veränderung eines Indikatorenwerts im Einzelfall

notwendig machen (Kapitel 8.1.2). Es sind somit keine sicheren Aussagen über die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen anhand von **einzelnen** Indikatoren möglich. Der gesamte Satz an Indikatoren erlaubt jedoch wesentlich besser abgesicherte Aussagen über die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen.

Die medizinische Forschung hat den Vorteil, dass ihr Untersuchungsgegenstand, der Mensch, über eine stärkere Homeostasis⁹⁴ als Ökosysteme verfügt und über ihn eine große Menge an Daten vorliegen (SCHAEFFER et al. 1988, COSTANZA 1995). Hierdurch ist es möglich, Normalbereiche für bestimmte Größen festzulegen, die den Gesundheitszustand des Menschen charakterisieren⁹⁵ (z.B. die Körpertemperatur). Aber auch in der Medizin muss, trotz der Festlegung von Normwerten, bei der Diagnose des Gesundheitszustands eines Patienten auf das spezielle Wissen im Einzelfall (z.B. die Lebensverhältnisse des Patienten) zurückgegriffen werden. Ansonsten würde z.B. der niedrige Ruhepuls eines Ausdauersportlers als Krankheitssymptom gewertet werden, obwohl es sich nur um eine Anpassung an seine sportlichen Aktivität handelt.

Darstellung der Unsicherheiten

Die einzige Möglichkeit, mit den unvermeidbaren Unsicherheiten im Ableitungsprozess der Indikatoren umzugehen, ist ihre explizite Darstellung. Dies gebietet die wissenschaftliche Redlichkeit, von der die Akzeptanz der Indikatoren in der wissenschaftlichen Gemeinschaft und auch in der Gesellschaft abhängig ist.

Aus diesem Grund werden in der vorliegenden Arbeit die verwendet Prämissen explizit dargestellt (Kapitel 4.1.1). Vielfach werden sie jedoch nur implizit als Basis der Argumentation verwendet, ohne sie explizit zu benennen. Zum Teil kann dies daran liegen, dass für den Bearbeiter solche Aussagen als so weit gesichert gelten, dass sie keiner besonderen Erwähnung mehr bedürfen. Solche „Betriebsblindheit“ lässt sich nur durch die Diskussion eigener Vorstellungen mit fachfremden Forschern erkennen, wobei gerade diese „Betriebsblindheit“ eine Kommunikation unter verschiedenen wissenschaftlichen Schulen, Fachdisziplinen oder auch mit gesellschaftlichen Gruppen erschwert. Im Bereich der Entwicklung von Indikatoren werden die implizit oder explizit in den Ableitungsprozess eingebrachten Vorstellungen oder auch Grundeinstellungen der Bearbeiter als die „Normative Ladung“ der Indikatoren bezeichnet (siehe STEINER in Vorb.).

8.3 Ausblick

Wie im vorigen Kapitel dargestellt wurde, stellt die vorliegende Arbeit einen Schritt in die Richtung dar, das noch unvollständige ökosystemare Wissen über die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen gesellschaftlich nutzbar zu machen.

⁹⁴ Homeostasis ist die Fähigkeit von Organismen bestimmte Körperfunktionen, wie z.B. Körpertemperatur, Ruheblutdruck, chemische Blutwerte, in relativ engen Grenzen konstant zu halten. Die entsprechenden Werte sind für die Individuen einer Art (z.B. den Menschen) zumindest ähnlich.

⁹⁵ Dies wird auf absehbare Zeit für die in der vorliegenden Arbeit vorgeschlagenen Indikatoren nicht möglich sein (Kapitel 7.4.2).

Bis zur endgültigen Nutzung des Ansatzes im Rahmen eines Monitoring-Programms zur Beschreibung des Umweltzustands sind noch wesentliche Schritte notwendig. Insbesondere müssen weitere Tests an umfangreichen Datensätzen durchgeführt werden mit dem Ziel:

- die theoretische Basis der Indikatorenableitung weiter zu entwickeln und
- die Überprüfung der vorgeschlagenen Indikatoren weiter voran zu treiben.

8.3.1 Weiterentwicklung der theoretischen Grundlagen

Die Eignung der in der vorliegenden Arbeit vorgeschlagenen Indikatoren für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen steht und fällt mit der Richtigkeit der Prämissen. Die in Kapitel 4.1.1 vorgestellten Prämissen werden von einem Teil der Wissenschaft mitgetragen, sind jedoch nicht allgemein anerkannt. Diese Aussagen sind wesentliche Ausgangspunkte der Argumentationen in Bezug auf die theoretische Herleitung der Indikatoren und die Festlegung der Methodik zur Überprüfung der Indikatoren. Für weitere Fortschritte auf dem Gebiet der Ableitung ökosystemar-integrativer Indikatoren ist es deshalb von entscheidender Bedeutung, die Grundlagen zu festigen, auf denen diese Arbeiten beruhen.

Die Unsicherheiten über den Wahrheitswert der Prämissen müssen zum Teil hingenommen werden, weil es keine Möglichkeit gibt, diese Aussage zu überprüfen. Insbesondere die Festlegung der Außenkriterien für die Plausibilitätskontrolle der Indikatoren entzieht sich prinzipiell einer Überprüfung (Kapitel 4.2.2). Solche Prämissen können nur argumentativ begründet werden. Sie bleiben jedoch so lange gültig, bis sie auf der Grundlage des Erkenntnisfortschritts über das Indikandum durch neue Prämissen ersetzt werden.

Zum Teil ist es jedoch möglich, durch geeignete Untersuchungen den Aussagewert der Prämissen zu überprüfen. Ein Beispiel hierfür ist die Prüfung der Gültigkeit des Orientorenprinzips, indem die Orientoreigenschaften für verschiedene Größen getestet werden. Hierzu ist es notwendig, die Daten zur Quantifizierung der Indikatoren über eine längere Abfolge von Sukzessionsstadien hinweg zu erheben. Es muss sich dabei nicht unbedingt um eine zeitliche Abfolge handeln, da die zeitliche Abfolge approximativ durch eine räumliche ersetzt werden kann (vgl. Kapitel 4.2.2.2)⁹⁶. Beispiele für solche Ökosystemabfolgen sind;

- Flächen, die nach dem Rückzug von Gletschern unterschiedlich lange Zeit frei von Eisbedeckung sind, oder
- Ökosysteme, die sich auf unterschiedlich alten Lavadecken gebildet haben.

Bei beiden Beispielen handelt es sich um **Primärsukzession**. Dies ist ein Vorteil für die Überprüfbarkeit des Orientorenprinzips, da Primärsukzession nicht durch vorher auf den Flächen bestehende Ökosysteme, z.B. durch Samenbanken im Boden, beeinflusst werden. Auf dieser Datengrundlage könnten intuitive Aussagen zu den Orientoreigenschaften verschiedener Größen, wie z.B. die Matritätskriterien nach ODUM (1980, vgl. Anhang A 1), empirisch überprüft werden.

⁹⁶ Die Bedingung hierfür ist, dass die verglichenen Ökosysteme ähnliche abiotische Standortbedingungen aufweisen und unterschiedlich lange Zeiträume für ihre Entwicklung nach einem vergleichbaren Ausgangszustand zur Verfügung hatten.

8.3.2 Prüfung weiterer Indikatoren

Die zusammenfassende Beurteilung der Indikatoren ergab (Kapitel 8.1.2), dass der Indikator Entropiebilanz nach AOKI (1987) durch einen anderen ersetzt werden sollte. Die als Ersatz vorgeschlagene Größe Exergiedissipation nach SVIREZHEV & STEINBORN (in Vorb.) sollte deshalb auch auf ihre Eignung als Indikator für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen geprüft werden.

Ein weiteres Problem im Indikatorensatz ist die vermutete enge Korrelation zwischen den Indikatoren Artenzahl und Heterogenitätsindex nach REICHE (in Vorb.). Eine Überprüfung dieser Hypothese steht noch aus. Stellt sich eine hohe Korrelation zwischen den Indikatoren heraus, so könnten sie zu einem Indikator „Strukturelle Vielfalt“ zusammengefasst werden. Der zweite Indikator für den Themenbereich Organisation/Komplexität könnte durch eine Größe zur Beschreibung der funktionellen Komplexität eines Ökosystems ausgefüllt werden. Eine Größe, die auf Grund theoretischer Überlegungen hervorragend dafür geeignet wäre, ist die „Ascendency“ nach ULANOWICZ (1986, 2000, vgl. Kapitel 3.4.3). Diese Größe ist jedoch bisher auf der Basis von Energieeinheiten (z.B. Kohlenstoff) noch nicht für terrestrische Ökosysteme quantifiziert worden.

Neben den erwähnten Indikatorenvorschlägen gibt es sicher noch weitere, die sich bei fortschreitendem Wissen über die Selbstorganisationsprozesse in Ökosystemen für die Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen anbieten werden. Der Prozess der Indikatorenentwicklung ist rekursiv (Abbildung 3) und wird deshalb keine endgültigen Ergebnisse liefern können.

8.3.3 Ausbau der Datenbasis

Sowohl für die Weiterentwicklung der theoretischen Basis der Indikatorenableitung als auch für die Überprüfung und Weiterentwicklung der Indikatoren selbst ist eine ökosystemare Datenbasis, wie sie in Kapitel 7.3.1 beschrieben wurde, erforderlich⁹⁷. Entsprechende Daten liegen derzeit nur in den verschiedenen Ökosystemforschungszentren in Deutschland vor. Diese Daten sollten in einem ersten Schritt für die oben beschriebenen Aufgaben herangezogen werden⁹⁸. Diese Datenbasis reicht jedoch nicht aus, um repräsentative Aussagen zur Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen für ein Bundesland oder gar die ganze Bundesrepublik Deutschland zu machen. Als Konsequenz daraus sollte ein entsprechendes bundesweites Monitoring-System schrittweise aufgebaut werden (z.B. die ökosystemare Umweltbeobachtung). Hierzu ist es notwendig vorhandene Messnetze an ausgewählten Standorten zu integrieren (Kapitel 7.3.3).

Das in der vorliegenden Arbeit vorgestellte Indikatorenkonzept muss für den Einsatz in einem solchen integrierten Monitoring-Programm vor allem in folgende Richtungen weiter entwickelt werden:

⁹⁷ „Zwingende Voraussetzung für die Findung von Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung ist die Existenz einer adäquaten Datengrundlage.“ (SRU 1994: Tz. 144).

⁹⁸ Weiterhin ist die Erschließung neuer Datenquellen durch die Übertragung der Ergebnisse auf andere (z.B. limnische oder marine) Ökosystemtypen möglich.

- Herleitung von einfach zu erhebenden Größen zur Quantifizierung der Teilindikanda der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen (vgl. Kapitel 7.3);
- Verringerung des Messaufwands durch die Weiterentwicklung von Modellen zur Berechnung der in der vorliegenden Arbeit vorgestellten Indikatoren (vgl. MEYER in Vorb.);
- Weiterentwicklung der Verfahren zur Auswahl von repräsentativen Standorten für die Erhebung der Indikatoren auf der Grundlage des regionalstatistischen Ansatzes.

Sowohl die Weiterentwicklung der Konzeption zur Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen, als auch die Erhebung entsprechender Größen in einem Monitoring-Programm sind mit nicht unerheblichen Kosten verbunden. Inwieweit diese Mittel für eine vorausschauende ökosystemare Risikovorsorge bereit gestellt werden können, unterliegt gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen.

Im Rahmen der Konsensfindungsrunden des Projekts INΔECO² (vgl. Kapitel 2.3) wurde der hier beschriebene Ansatz zur ökosystemaren Umweltzustandsbeschreibung Vertretern öffentlicher Interessen (z.B. Bauernverband, Deutscher Naturschutzring e.V. und dem Industrieverband Agrar e.V.) vorgestellt. Er wurde von der Mehrheit der Interessenvertreter positiv beurteilt. Dies ist ein Hinweis darauf, dass auch von gesellschaftlicher Seite dieser Art der Risikovorsorge eine hohe Bedeutung beigemessen wird.

9 Zusammenfassung

Der Bedarf an einer integrativen Umweltzustandsbeschreibung wird vom Sachverständigenrat für Umweltfragen schon seit einiger Zeit hervorgehoben (SRU 1991, 1994, 1998). Diese Forderungen werden zunehmend durch internationale Entwicklungen, wie z.B. die Wasser-Rahmenrichtlinie der Europäischen Union (EU 2000a) unterstützt.

In der vorliegenden Arbeit wird ein entsprechendes Konzept zur ökosystemar ausgerichteten Indikation des Umweltzustandes formuliert. Es orientiert sich an den Erkenntnissen über die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen. Diese Eigenschaft von Ökosystemen wird als eine wesentliche Voraussetzung für eine ökologische Risikovorsorge und den Erhalt der allgemeinen Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts gesehen. Durch diesen in der Leitlinie der Ökologischen Integrität definierten Zusammenhang wird der vom Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 1994) geforderte Bezug von Umweltindikatoren zu gesellschaftlichen Zielen hergestellt.

Unter ökosystemarer Selbstorganisation wird die Fähigkeit von Ökosystemen verstanden, durch systemimmanente („self-induced“) Triebkräfte spontan ihren Selbstorganisationsgrad zu erhöhen, oder diesen bei sich verändernden Rahmenbedingungen der Systementwicklung zu erhalten. Diese Definition basiert auf der modernen Interpretation des Selbstorganisationsparadigmas, das z.B. auf Arbeiten von GLANSDORFF & PRIGOGINE (1971) zu dissipativen Strukturen, von EIGEN & SCHUSTER (1979) zur Bedeutung autokatalytischer Prozesse und von HOLLING (1973) zu elastischem Ökosystemverhalten und Koevolution beruht.

Ausgehend vom Selbstorganisationsparadigma werden in der vorliegenden Arbeit vier Themenbereiche abgeleitet, die für die Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen von Bedeutung sind. Diesen vier Themenbereichen werden jeweils zwei Teilindikanda zugeordnet:

1. Ökologische Thermodynamik: Die zentralen Aussagen der Ökologischen Thermodynamik basieren auf der Übertragung von Ergebnissen einfach beschreibbarer Experimente, wie z.B. Bénard-Zellen, auf Ökosysteme. Die Teilindikanda sind: Exergie-Aufnahme und Entropie-Export
2. Organisation/Komplexität: Zur Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit ist die Erfassung des Selbstorganisations**grads** erforderlich. Die Teilindikanda sind: Biotische Diversität und Abiotische Heterogenität.
3. Stoffliche Grundlagen der Ökosystementwicklung: Um die Arten als informatorische Grundlagen der Ökosystementwicklung zu erhalten, müssen die materiellen Grundlagen, an deren Verfügbarkeit sich die Arten im Laufe ihrer stammesgeschichtlichen Entwicklung angepasst haben, ebenfalls erhalten werden. Die Teilindikanda sind: Speicherung wichtiger materieller Grundlagen und Minimierung von Stoffverlusten.
4. Ökophysiologische Effizienz: Die Entwicklungsmöglichkeiten (und damit auch die Selbstorganisationsfähigkeit) eines Ökosystems sind - analog zu den Verhältnissen bei Organismen - um so höher, je effizienter die zur Verfügung stehenden energetischen und materiellen Ressourcen genutzt werden können. Die Teilindikanda sind: biotische Wassernutzung und Stoffwechseleffizienz.

Die im Folgenden dargestellten Indikatoren für die vorgeschlagenen Teilindikatoranda beziehen sich auf terrestrische Ökosysteme unter mitteleuropäisch-humiden Klimabedingungen.

- Exergie-Aufnahme: Bruttoprimärproduktion
- Entropie-Export: Entropiebilanz nach AOKI (1987)
- Biotische Diversität: Artenzahlen ausgewählter Artengruppen
- Abiotische Heterogenität: Heterogenitätsindex nach Reiche (in Vorb.)
- Speicherung: Biomasse und intrabiotisch gespeicherte Nährstoffe
- Nährstoffverluste: modellierte Stickstoffverluste (atmosphärische und Sickerverluste)
- Biotische Wassernutzung: Quotient aus Transpiration und Gesamtverdunstung
- Stoffwechseleffizienz: Quotient aus Respiration und Biomasse (metabolischer Quotient)

Die Eignung der Größen zur Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen basiert auf einer argumentativen „top-down“-Ableitung aus den zu Grunde gelegten Ökosystemtheorien. Die hierbei verwendeten Prämissen, die noch nicht allgemein anerkannt sind, werden explizit dargestellt. In einem zweiten Schritt erfolgt eine empirische „bottom-up“-Überprüfung der Indikatoren anhand von Außenkriterien (Grad der Fremdorganisation, Orientoreigenschaft). Für die empirische Überprüfung der Indikatoren werden Daten aus dem Hauptforschungsraum des Ökosystemforschungsprojekts „Bornhöveder Seenkette“ verwendet.

Mit Ausnahme der Größe Entropiebilanz nach AOKI (1987) sind die in dieser Arbeit vorgestellten Indikatoren auf der Grundlage der verwendeten Datenbasis und Methodik als gut bis sehr gut nutzbar für die Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen zu bewerten.

Als Rahmen für die Implementation der vorgestellten Indikatoren kann neben den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen auch die ökosystemare Umweltbeobachtung (UBA 2000) dienen. Entsprechende Untersuchungsflächen lassen sich auf der Grundlage des regionalstatistischen Ansatzes (vgl. FRÄNZLE et al. 1987) auswählen.

Für weitere Fortschritte auf dem Gebiet der Ableitung ökosystemar ausgerichteter Indikatoren ist es von entscheidender Bedeutung, die theoretischen Grundlagen zu festigen, auf denen diese Arbeiten beruhen. Daneben ist auch die Einbeziehung weiterer Größen zur Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen anzustreben. Die Voraussetzung für die Bearbeitung dieser beiden Aufgaben sind die Erschließung und der Ausbau einer integrativ erhobenen ökosystemaren Datenbasis.

10 Summary

The need for an integrative description of the state of the environment has been emphasized by the “Sachverständigenrat für Umweltfragen” for quite some time (SRU 1991, 1994, 1998). This demand is increasingly supported by international developments like e.g. Water Framework Directive from the European Community (EU 2000).

With this work an corresponding concept is formulated which uses ecosystem-approach for the indication of the state of the environment. The concept is oriented on the perceptions on self-organizing processes in ecosystems. This characteristic of ecosystems is seen as a substantial prerequisite for an ecological risk provision and the preservation of the general capability for performance and functionality of the balance of nature. This connection is defined in the guideline ecological integrity (BARKMANN et al. 2001). With this guideline the reference of the submitted indicators to social goals can be established. This is a central demand of the “Sachverständigenrat für Umweltfragen” for the development of environmental indicators. By self-organization in ecosystem is their ability understood to increase their degree of organization spontaneously by internal ("self induced") forces, or to hold the degree of organization under changing conditions of the system development. This definition is based on the modern interpretation of the self organization paradigm, which draw e.g. on work of GLANSDORFF & PRIGOGINE (1971) on dissipative structures, of EIGEN & SCHUSTER (1979) on the importance of autocatalytic processes and of HOLLING (1973) on the elasticity of ecosystem behavior and coevolution.

From the self organization paradigm four topics can be derived which are very important for the indication of the capability for self-organizing of ecosystems. Each of these topics are two partial indicanda assigned:

1. Ecological thermodynamics: The central statements of the ecological thermodynamics are based on the transfer of results of simply describable experiments like for example Bénard-cells, on ecological systems. The partial indicanda are: exergie uptake and entropy export.
2. organization/complexity: For the description of the ability for self-organization it is necessary to detect the degree of self-organization is necessary. The partial indicanda are: biotic diversity and abiotic heterogeneity.
3. material resources of ecosystem development: In order to conserve species as informational basis of ecosystem development the material resources have to be maintained. Especially the availability of resources which they have adapted themselves during the evolutionary process. The partial indicanda are: storage of important material resources and minimizing of material loss.
4. ecophysiological efficiency: The possibilities for ecosystem development (and therewith also for the ability for self-organization) are - analogous to the relations with organisms - are the higher the more efficiently available energetic and material resources can be used. The partial indicanda are: biotic water-utilization and the metabolism efficiency.

The indicators represented in the following for the proposed Teilindikanda have references to terrestrische Ökosysteme under central european-humiden climate condition.

The indicators for the suggested partial indicanda introduced in the following, are developed for terrestrial ecosystems under Central European-humid climate conditions.

- exergie uptake: gross primary production
- entropie export: entropy-balance after AOKI (1987)
- biotic diversity: species number of selected groups of species
- abiotic heterogeneity: heterogeneity-index after REICHE (in prep.)
- storage: biomass and intrabiotic stored nutrients
- nutrient losses: modeled nitrogen losses (atmospheric and seepage losses)
- biotic water-utilization: quotient out of transpiration and total evaporation
- metabolism efficiency: quotient out of respiration and biomass (metabolic quotient)

The suitability of the proposed indicators for the indication of the ability of ecosystems for self-organization is based on an argumentative “top-down” derivation from the ecological system theories put to reason. The premises used herewith which are not yet generally acknowledged are explicitly depicted. In a second step an empirical “bottom-up”- examination of the indicators takes place on the basis of external criteria (degrees of human control, orientor-quality). For the empirical examination of the indicators, data are used from the main research area of the ecosystem-research-project “Bornhöveder lake chain”.

With exception of the indicator entropy-balance after Aoki (1987) the indicators introduced in this work can be evaluated, on the basis of the used database and methodology, as good or very well usable for the indication of the ability of ecosystems for self-organization.

As a framework for the implementation of the introduced indicator-set can serve the environment economic-accounting of the Federal Statistical Office as well as the ecosystemic environmental observation program of the federal environmental agency. For the appropriate selection of investigation sites the regional-statistical approach is the most suitable (FRÄNZLE et al. 1987).

For further progress in the field the development of ecosystemic oriented environmental indicators it is of crucial importance to strengthen the theoretical bases on which these work rests. Furthermore the inclusion of further potential indicators for the ability of ecosystems for self-organization is to be aimed at. The prerequisite for the handling of these two tasks is the development of an integrative collected ecosystemic database.

11 Literaturverzeichnis

- ADRIAANSE, A. (1993): Environmental Policy Performance Indicators. A Study on the Development of Indicators for Environmental Policy in the Netherlands. - Sdu Uitgeverij Koninginnegracht, 84 Seiten.
- ANDERSON, T.H. & DOMSCH, K.H. (1990): Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22, S. 251-255.
- AOKI, I. (1987): Entropy balance of white-tailed deer during a winter night. *Bulletin of Mathematical Biology* 49, S. 321-327.
- AOKI, I. (1998): Entropy and Exergy in the development of living systems: A case study of lake-ecosystems. *Journal of the Physical Society of Japan* 67, S. 2132-2139.
- BAIRD, D. & ULANOWICZ, R.E. (1989): The seasonal dynamics of the Chesapeake Bay ecosystem. *Ecological Monographs* 59(4): S. 329-364.
- BAK, P. & CHEN, K. (1991): Selbstorganisierte Kritizität. *Spektrum der Wissenschaften* 3, S. 62-71.
- BARKMANN, J. (2001): Angewandte Ökosystemforschung zwischen Biodiversitäts-, Landschafts- und Ressourcenschutz. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 145, Heft 1, S. 16-23.
- BARKMANN, J./ BAUMANN, R./ MEYER, U./ MÜLLER, F./ WINDHORST, W. (2001): Ökologische Integrität: Risikovorsorge im nachhaltigen Landschaftsmanagement. *GAIA* 10, Heft 2, S. 97-108.
- BARKMANN, J./ BAUMANN, R./ BONK, A./ DONNER, S./ KUBALA, F./ MEYER, U./ MÜLLER, F./ PETSCHOW, U./ WINDHORST, W. (2000): Entwicklung eines Indikatorensystems für ein strategisches Steuerungssystem für die umweltpolitischen Langfristziele des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten Schleswig-Holstein. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten Schleswig-Holstein - Abschlussbericht. Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (ÖZK) in Zusammenarbeit mit dem Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) Berlin. - Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten Schleswig-Holstein, Kiel, 95 Seiten.
- BECKENBACH, F. & DIEFENBACHER, H. (1994): Zur aktuellen Diskussion um eine ökologische Ökonomie. – In: BECKENBACH, F. & DIEFENBACHER, H. (Hrsg.): Zwischen Entropie und Selbstorganisation. Perspektiven einer ökologischen Ökonomie. *Ökologie und Wirtschaftsforschung* 9, Metropolis, Marburg, S. 13-28.
- BECKER, H. (1997): Der Begriff "Biologische Vielfalt". - In: GESCHÄFTSSTELLE DES SENATS DER BUNDESFORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): Biologische Vielfalt in Ökosystemen - Konflikt zwischen Nutzung und Erhaltung. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A, Heft 465, Köllen Druck+Verlag GmbH, Bonn, S. 9-18.
- BEGON, M. (1983): Abuses of mathematical techniques in ecology: application of Jolly's recapture method. *Oikos* 40, S. 155-158.
- BELL, S. & MORSE, S. (1999): Sustainability Indicators. Measuring the Immeasurable? - Earthscan Publications Ltd, London, 176 Seiten.
- BENDER, B./ SPARWASSER, R./ ENGEL, R. (1995): Umweltrecht. Grundzüge des öffentlichen Umweltschutzrechts. - C.F. Müller, Heidelberg, 659 Seiten.

- BML – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg., 1995): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald. Deutscher Beitrag zum Europäischen Waldschadensmonitoring (Level II-Programm). – Bonn, 25 Seiten.
- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ U. REAKTORSICHERHEIT (1998): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms. - Bonn, 148 Seiten.
- BMU (2000): Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland. Bericht der Bundesregierung. - Berlin, 152 Seiten.
- BMU (2001): Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften (BNatSchGNeuregG). URL: <http://www.bmu.de/fset1024.htm>, 12.01.2001, Bonn, 129 Seiten.
- BOCKSTALLER, C./ GIRADIN, P./ VAN DER WERF, H.M.G. (1997): Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy*, Bd. 7, Heft 1-3, S. 261-270.
- BOLLEYER R. & RADERMACHER W. (1993): Aufbau der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Ein Bericht aus der Werkstatt. *Wirtschaft und Statistik* 2, S. 138 – 152.
- BORK, H.R./ DALCHOW, C./ KÄCHELE, H./ PIORR, H.P./ WENKEL, K.O. (1995): Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland. - Ernst & Sohn, Berlin, 418 Seiten.
- BOROUGH, P.A (1981): Fractal Dimensions of Landscapes and other Environmental Data. *Nature* 294, S. 240-242.
- BORTZ, J. & DOERING, N. (1995): Forschungsmethoden und Evaluation. - Springer, Berlin, 768 Seiten.
- BOSSEL, H. (1977): Orientors of nonroutine behavior. – In: BOSSEL, H. (Hrsg.): *Concepts and Tools of Computer-assisted Policy Analysis*. Birkhäuser, Basel, S. 227-265.
- BOSSEL, H. (1992): *Modellbildung und Simulation*. – Vieweg, Wiesbaden, 400 Seiten.
- BOSSEL, H. (1998): Ecological Orientors: Emergence of Basic Orientors in Evolutionary Self-Organization. – In: MÜLLER, F. & LEUPELT, M. (Hrsg., 1998): *Eco targets, goal functions, and orientors: proceedings of the International Workshop on Ecological Goal Functions, held at the Schleswig-Holstein Cultural Center of Salzau, August 30 - September 4, 1996*. Springer, Berlin, S. 19-33.
- BOSSEL, H. (1999): *Indicators for Sustainable Development. Theory, Method, Applications. A Report to the Balaton Group*. - International Institute for Sustainable Development (IISD), Winnipeg, 124 Seiten.
- BOWEN, I.S. (1926): The ratio of heat losses by conduction and by evaporation from any water surface. *Physical Review* 27, S. 779-787.
- BRECKLING, B. (1998): Der Begriff der Nachhaltigkeit aus der Sicht der ökologischen Theorie. - In: KNOFLACHER, H.M. (Hrsg.): *Theorien und Modelle*. Bundesministerium für Wissenschaft und Verkehr, Wien, S. 74-88.
- BREDE, S. (2000): Die Anwendung der Hierarchietheorie in der Ökosystemforschung. - *EcoSyst Suppl.* 30, Verein zur Förderung der Ökosystemforschung, Kiel, 126 Seiten.
- BROCKHAUS (1983): *Der Brockhaus in einem Band*. - Brockhaus, Wiesbaden.
- CALLICOTT, J.B. (1995): The Value of Ecosystem Health. In: HOLLAND, A. (Hrsg.): *Ecosystem Health. Special Theme Issue of Environmental values*, Vol. 4, No. 4, S.345-361.

- CHRISTENSEN, V. (1994): On the behavior of some proposed goal functions for ecosystem development. *Ecological Modeling* 75/76, S. 37-49.
- CHRISTENSEN, V. & PAULY, D. (1991): The South China Sea: analyzing fisheries catch data in an ecosystem context. *Naga, the ICLARM Quarterly* 14(4): S. 7-9.
- CHRISTENSEN, V. & PAULY, D. (1992): A guide to the ECOPATH II software system (version 2.1). - ICLARM Software 6, International Center for Living Aquatic Resource Management, Makati City, Philipinen, 72 Seiten.
- CLEMENTS, F.E. (1916): Plant succession. An analysis of the development of vegetation. - Carnegie Institute, Washington, 512 Seiten.
- COMMONER, B. (1972): The Closing Circle. Nature, Man and Technology. - Alfred A. Knopf, New York, 328 Seiten.
- COOKE, G.D. (1967): The pattern of autotrophic succession in laboratory microecosystems. *Biological Science* 17, S. 717-721.
- COSTANZA, R. (1995): Ecological and Economic System Health and Social Decision Making. - In: RAPPORT, D.J./ GAUDET, C./ CALOW, P. (Hrsg.): Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems. NATO ASI Series: Ser I, Global environmental change 28, Springer, Berlin-Heidelberg, S. 239-257.
- COSTANZA, R./ NORTON, B.G./ HASKELL, B.D. (1992): Ecosystem Health: new goals for environment management. - Island Press, Washington D.C., 269 Seiten.
- COUNCIL ON ENVIRONMENTAL QUALITY (1980): The Global 2000 - Report to the President. - U.S. Government Printing Office, Washington, 1508 Seiten.
- DALSGAARD, J.P.T. (1995): Applying systems ecology to the analysis of integrated agriculture-aquaculture farms. *Naga, the ICLARM Quarterly* 18(2): S. 15-19.
- DARWIN, C. (1858): On the Tendency of Species to form Varieties; and on the Perpetuation of Varieties and Species by Natural Means of Selection. *Journal of the Proceedings of the Linnean Society, Zoology* 3, S. 45-62.
- DE GROOT, R.S. (1992): Functions of Nature. Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. - Wolters-Noordhoff, Groningen, 315 Seiten.
- DE GROOT, S.R. & MAZUR, P. (1969): Grundlagen der Thermodynamik irreversibler Prozesse. B.I.-Hochschultaschenbücher 162/162a, Mannheim-Zürich, 217 Seiten.
- DENBIGH, K.G. & DENBIGH J.S. (1985): Entropa in relation to incomplete knowledge. - Cambridge University Press, Cambridge, 164 Seiten.
- DILLY, O. (1994): Mikrobielle Prozesse in Acker-, Grünland- und Waldböden einer norddeutschen Moränenlandschaft. - *EcoSys Suppl.* 8, 127 Seiten.
- DRURY, W.H. & NISBET, I.C.T. (1973): Succession. *Journal of the Arnold Arboretum*, Bd. 54, Heft 3, S. 331-368.
- DÜRR, H.-P. (2000): Energie und Syntropie. Gedanken eines Naturwissenschaftlers. - In: GROSSMANN, W.D./ EISENBERG, W./ MEIB, K.-M./ MULTHAUPT, T. (Hrsg.): Nachhaltigkeit. Bilanz und Ausblick. Peter Lang, Frankfurt a.M., S. 37-51.
- EBELING, W. (1989): Chaos- Ordnung- Information. Selbstordnung in Natur und Technik. - Harri Deutsch, Frankfurt/ Main, 118 Seiten.

- EBELING, W. (1994): Selbstorganisation und Entropie in ökologischen und ökonomischen Prozessen. - In: BECKENBACH, F. & DIEFENBACHER, H. (Hrsg.): Zwischen Entropie und Selbstorganisation. Perspektiven einer ökologischen Ökonomie. Ökologie und Wirtschaftsforschung 9, Metropolis Verlag, Marburg, S. 29-45.
- EBELING W. & FEISTEL R. (1994): Chaos und Kosmos. Prinzipien der Evolution. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg [u.a.], 251 S.
- EDWARDS, C.A. & FLETCHER, K.E. (1971): A comparison of extraction methods for terrestrial arthropods. - In: PHILLIPSON, J. (Hrsg.): Methods to study quantitative soil ecology. Blackwell, Oxford, S. 150-185.
- EEA - EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (1999a): Environmental indicators. Typology and overview. - Technical report 25, European Environment Agency, Kopenhagen, 19 Seiten.
- EEA (1999b): Environment in the European Union at the turn of the century. - Environmental assessment report, 2. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg, 442 Seiten.
- EHRlich, P.R. & EHRlich, A.H. (1981): Extinction: the cause and consequences of the disappearance of species. - Random House, New York.
- EIGEN, M. (1987): Stufen zum Leben. Die frühe Evolution im Visier der Molekularbiologie. - Piper, München-Zürich, 311 Seiten.
- EIGEN, M. & SCHUSTER, P. (1979): The Hypercycle. A Principle of Natural Self-Organization. – Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 92 Seiten.
- ELLENBERG, H./ FRÄNZLE, O/, MÜLLER, P. (1978): Ökosystemforschung im Hinblick auf die Umweltpolitik und Entwicklungsplanung. - Umweltbundesamt (Hrsg.), Berlin, 141 S.
- ENVIRONMENT CANADA (1991): Reporting Indicators task Force. A report on Canada's progress towards a national set of environmental indicators. - State of the Environment report 91-1, Supply and Services Canada, Ottawa, 92 Seiten.
- ESSING, H. & LOUIS, H.W. (1996): Rechtliche und fachliche Anforderungen an die Bewertung von Eingriffen. Natur und Recht, Bd. 18, Heft 10, S. 485-492.
- EU - DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT UND DER RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2000a): Richtlinie 2000/60/EG Des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L237/1, 72 Seiten.
- EU - KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT (2000b): Indikatoren für die Integration von Umweltbelangen in die Gemeinsame Agrarpolitik. - Mitteilungen der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament, KOM(2000) 20, 31 Seiten.
- FINKE, L. (1987): Ökologische Potentiale als Element der Flächenhaushaltspolitik. ARL Forschungs- und Sitzungsberichte 173, S. 203-228.
- FINN, J.T. (1976): Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. J. Theor. Biol. 56, S. 363-380.
- FISCHER, H.R. (1990): Selbstorganisation. Kritische Bemerkungen zur Begriffslogik eines neuen Paradigmas. – In: KRATKY, K.W. & WALLNER, F. (Hrsg.): Grundprinzipien der Selbstorganisation. Wiss. Buchges., Darmstadt, S. 156-181.

- FLUXNET (2001): Integrating Worldwide CO₂ Flux Measurements. - URL: <http://daacl.esd.ornl.gov/FLUXNET>, 18.04.1001.
- FRÄNZLE, O. (1971): Physische Geographie als quantitative Landschaftsforschung. Schriften des Geographischen Instituts der Universität Kiel 37, S. 297-312.
- FRÄNZLE, O. (1979): Die Struktur und Belastbarkeit von Ökosystemen. SIFKU-Informationen, Zeitschrift für Sozialwissenschaftliche Katastrophen- und Unfallforschung 3, S. 37-53.
- FRÄNZLE, O. (1983): Ökosystemforschung: allgemeine Grundlagen und Definition, trophische Strukturen, biozönotische Gesetze und Thermodynamik. – In: ELLENBERG, H./KORANSKY, W./NÖSLER, H.G./SIEBERT, G.: Ökosystemforschung als Beitrag zur Beurteilung der Umweltwirksamkeit von Chemikalien. Bericht über ein Symposium der Arbeitsgruppe "Umweltwirksamkeit von Chemikalien" des Senatsausschusses für Umweltforschung der Deutschen Forschungsgemeinschaft am 20. und 21. Nov. 1980 in Würzburg. Verlag Chemie, Weinheim, S. 21-29.
- FRÄNZLE, O. (1992): Modellierung des Chemikalienverhaltens in Boden und Grundwasser. – In: BLUME, H.-P. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und –belastung. Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg/Lech, S. 108-120.
- FRÄNZLE, O. (1994): Thermodynamic aspects of species diversity in tropical and ectropical plant communities. Ecological Modelling 75/76, S. 63-70.
- FRÄNZLE, O./KUHNDT, D./KUHNDT, G./ZÖLITZ, R. (1987): Auswahl der Hauptforschungsräume für das Ökosystemforschungsprogramm der Bundesrepublik Deutschland. Forschungsbericht 10104043/02, Geographisches Institut Universität Kiel, 153 + 26 Seiten.
- FUNTOWICZ, S.O. & RAVETZ, J.R. (1990): Global environmental issues and the emergence of second order science. – Commission of the European Communities, Brüssel-Luxemburg, 24 Seiten.
- FÜRST, D. & KIEMSTEDT, H. (Hrsg., 1989): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. Institut für Landesplanung und Raumforschung, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover. Forschungsbericht 109 01 008 im Auftrag des Umweltbundesamtes. - Umweltbundesamt, Berlin, 351 + 45 Seiten.
- GASSNER, E. (1996): Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG). Kommentar. - Beck, München, 922 Seiten.
- GASSNER, E. & WINKELBRANDT, A. (1997): UVP: Umweltverträglichkeitsprüfung in der Praxis. Leitfaden. - Rehm Verlagsgruppe, München, 396 Seiten.
- GILBERT, A.J. & FEENSTRA, J.F. (1994): A sustainability indicator for the Dutch environmental policy theme "Diffusion". Cadmium accumulation in soil. Ecological Economics 9, S. 253 – 256.
- GLANSDORFF, P. & PRIGOGINE, I. (1971): Thermodynamic theory of structure, stability and fluctuations. - Wiley & Sons, London-New York-Sydney-Toronto, 306 Seiten.
- GLEESON, S.K. & TILMAN, D. (1994): Plant allocation, growth rate and successional status. Functional Ecology 8, S. 543-550.

- GOULDEN, M.L./ MUNGER, J.W/ FAN, S.M./ DAUBE, B.C./ WOFYSY, S.C. (1996): Measurements of carbon sequestration by long-term eddy covariance: Methods and a critical evaluation of accuracy. - *Global Change Biology* 2, Blackwell Science, Oxford, 169 Seiten.
- GUSTAFSON, E.J. (1998): Quantifying Landscape Spatial Pattern: What is the State of the Art? *Ecosystems* 1, S. 143-156.
- HAASE, G. (1991): Gesellschaftliche und volkswirtschaftliche Anforderungen an den Naturraum. - In: HAASE, G. (Hrsg.): *Naturraumerkundung und Landnutzung. Geochorologische Verfahren zur Analyse, Kartierung und Bewertung von Naturräumen*. Akad. Verlag, Berlin, S. 26-28.
- HABER, W. (1997): Tragende Elemente des Naturhaushaltes. - In: BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.): *Ökologie - Grundlage einer Nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. Tagungsband zum Fachgespräch am 29./30. April 1997 im Wissenschaftszentrum Bonn-Bad Godesberg*, S. 11-16.
- HÄCKEL, H. (1990): *Meteorologie*. – UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher 1338, Eugen Ulmer, Stuttgart, 402 Seiten.
- HAHLEN, J. (1998): Statement von Präsident Johann Hahlen zur Pressekonferenz “Ökologische Flächenstichprobe”. – Gemeinsame Pressekonferenz “Ökologische Flächenstichprobe” am 3. Februar 1998, Bonner Presseclub, unveröffentlicht, 4 Seiten.
- HAKEN, H. (1983): *Synergetik - eine Einführung. Nichtgleichgewichts-Phasenübergänge und Selbstorganisation in Physik, Chemie und Biologie*. – Springer-Verlag, Berlin, 386 Seiten.
- HAKEN, H. & GRAHAM, R. (1971): *Synergetik – Die Lehre vom Zusammenwirken*. Umschau in Wissenschaft und Technik 6, 191ff.
- HANSSEN, U./ HINGST, R./ IRMLER, U./ RITTER, D./ SCHRAUTZER, J. (1991): Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette: Biozönotische Komplexe im Hauptforschungsraum des Bornhöveder Ökosystemforschungsprojekts. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 20, S. 127-134.
- HARTUNG, J./ ELPELT, B./ KLÖSENER, K.-H. (1993): *Statistik Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik*. – Fachbereich Statistik der Universität Dortmund, R. Oldenburg Verlag, München, 975 Seiten.
- HASKELL, B.D./ NORTON, B.G./ COSTANZA, R. (1992): What is ecosystem health and why should we worry about it? - In: COSTANZA, R./ NORTON, B.G./ HASKELL, B.D. (Hrsg.): *Ecosystem health: new goals for environmental management*. Island Press, Washington D.C., Covelo, S. 3-22.
- HAUFF, V. (Hrsg. 1987): *Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung*. - Eggenkamp, Greven, 421 Seiten.
- HEIDELBERGER, M. (1990): Selbstorganisation im 20. Jahrhundert. - In: KROHN, W. & KÜPPERS, G. (Hrsg.): *Selbstorganisation – Aspekte einer wissenschaftlichen Revolution*. Vieweg, Braunschweig-Wiesbaden, S. 67-106.
- HEINRICH, U. (1994): Flächenhafte Ableitung der Klimaparameter Niederschlag und Temperatur mittels geostatistischer Verfahren. - In: SCHRÖDER, W./ VETTER, L./ FRÄNZLE, O. (Hrsg.): *Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie*. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft, Braunschweig-Wiesbaden, S. 283-295.

- HERBST, M. & KAPPEN, L. (1999): The Ratio of transpiration versus evapotranspiration in a reed belt as influenced by weather conditions. *Aquatic Botany* 63, S. 113-125.
- HERBST, M./ KAPPEN, L./ THAMM, F./ VANSELOW, R. (1996): Simultaneous measurements of transpiration, soil evaporation and total evaporation in a maize field in northern Germany. *Journal of Experimental Botany*, Bd. 47, Heft 305, S. 1957-1962.
- HERBST, M./ ESCHENBACH, C./ KAPPEN, L. (1999): Water use in neighbouring stands of beech (*Fagus sylvatica* L.) and black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). *Ann. For. Sci.* 56, S. 107-120.
- HERENDEEN, R. (1990): System-level Indicators in Dynamic Ecosystems. Comparison Based on Energy and Nutrient Flows. *Journal of theoretical Biology* 143, S. 523-553.
- HEUSER, M.L. (1990): Wissenschaft und Metaphysik. Überlegungen zu einer allgemeinen Selbstorganisationstheorie. - In: KROHN, W. & KÜPPERS, G. (Hrsg.): Selbstorganisation – Aspekte einer wissenschaftlichen revolution. Vieweg, Braunschweig-Wiesbaden, S. 39-66.
- HIRSCH HADORN, G. (1999): Nachhaltige Entwicklung und der Wert der Natur. *GAIA*, Bd. 8, Heft 4, S. 269-274.
- HÖRMANN, G./ IRMLER, U./ MÜLLER, F./ PIOTROWSKY, J./ PÖPPERL, R./ REICHE, E.W./ SCHERNEWSKI, G./ SCHIMMING, C.-G./ SCHRAUTZER, J./ WINDHORST, W. (1992): Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Arbeitsbericht 1988 – 1991. *EcoSys 1*, Beiträge zur Ökosystemforschung, Verein zur Förderung der Ökosystemforschung, Kiel, 338 Seiten.
- HOFFMANN-KROLL, R./ SCHÄFER, D./ SEIBEL, S. (1998): Biodiversität und Statistik – Ergebnisse des Pilotprojekts zur Ökologischen Flächenstichprobe. – Sonderdruck *Wirtschaft und Statistik 1*, Statistisches Bundesamt Wiesbaden, 75 Seiten.
- HOLLING, C.S. (1973): Resilience and Stability of Ecological Systems. *Ann Rev. Ecol. And Syst.* 4, 1ff.
- HOLLING, C.S. (1986): The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. – In: CLARK, W.C., MUNN, R.E. (Hrsg.): Sustainable development of the biosphere. *International Institute for Applied Systems Analysis*. Cambridge, S. 292-320.
- IISD - INTERNATIONAL INSTITUT ON SUSTAINABLE DEVELOPMENT (2001): Compendium of Sustainable Development Indicator Initiatives and Publications. URL: <http://iisd.ca/measure/compindex.asp>, 04.01.2001.
- IRMLER, U. (1995): Die Stellung der Bodenfauna im Stoffhaushalt schleswig-holsteinischer Wälder. – *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen*, Supplement 18, Wachholtz Verlag, Neumünster, 199 Seiten.
- JAX, K. (1994): Mosaik-Zyklus und Patch-dynamics: Synonyme oder verschiedene Konzepte? Eine Einladung zur Diskussion. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 3, S. 107-112.
- JAX, K./ JONES, C.G./ PICKETT, S.T.A. (1998): The self-identity of ecological units. *Oikos*, 82, 253-264.
- JØRGENSEN, S.E. (1995): Exergy and Ecological Buffer Capacities as Measures of Ecosystem Health. *Ecosystem Health*, Bd. 1, Heft 3; S. 150-160.
- JØRGENSEN, S.E. (1997): Möglichkeiten zur Integration verschiedener theoretischer Ansätze. In: FRÄNZLE, O./ MÜLLER, F./ SCHRÖDER, W. (Hrsg.): *Handbuch der Umweltwissenschaften*. - Ecomed, Landsberg am Lech, Kapitel III-1.8, 10 Seiten.

- KAKUBARI, Y. (1988): Diurnal and seasonal fluctuations in the bark respiration of standing *Fagus sylvatica* trees at Solling, West Germany. *J. Jpn. For. Soc.* 5, S. 55-68.
- KALK, W.-D./ HÜLSBERGEN K.-J./ PAGEL, R. (1997): Verfahren der Energiebilanzierung - methodische Grundlagen und Anwendungen in verschiedenen Bewirtschaftungssystemen. - In: VDLUFA (Hrsg.): Kongreßband 1997 Leipzig: Stoff- und Energiebilanzen in der Landwirtschaft. VDLUFA-Schriftenreihe 46/1997, VDLUFA-Verlag, Darmstadt, S. 455-458.
- KARR, J.R. (1981): Assessment of the biotic integrity using fish communities. *Fisheries* (Bethesda) 6, S. 21-27.
- KAWAGUCHI, H. & YODA, K. (1988): Changes in Carbon Cycling During Regeneration of a Deciduous Broadleaf Forest. - In: VERHOEVEN, J.T.A./HEIL, G.W./ WERGER, M.J.A. (Hrsg.): *Vegetation Structure in Relation to Carbon and Nutrient Economy*. SPB Academic Publishing bv, The Hague, S. 1-18.
- KAY, J.J. (1991): A Non-equilibrium Thermodynamic Framework for Discussing Ecosystem Integrity. *Environmental Management*, Bd. 15, Heft 4, S. 483-495.
- KAY, J.J. & SCHNEIDER, E.D. (1992): Thermodynamics and Measures of Ecological Integrity. - In: MCKENZIE, D./ HYATT, D./ McDONALD J. (Hrsg.): *Ecological Indicators*. Elsevier, New York, S. 159-181
- KEATING, M. (1993): Agenda for Change. A Plain Language Version of Agenda 21 and Other Rio Agreements. Centre for Our Common Future Genf. URL: <http://iisd1.iisd.ca/rio+5/agenda/chp40.htm> , 16.10.2000.
- KIRA, T. & SHIDEI, T. (1967): Primary production and turnover of organic matter in different forest ecosystems of the western Pacific. *Japanese Journal of Ecology* 17, S. 70-87.
- KLEPPER, B. (1991): Root-shoot relationship. - In: WAISEL, Y./ ESHEL, A./KAFKAFI, U. (Hrsg.): *Plant roots: the hidden half*. Marcel Dekker, New York, S. 265-286.
- KROHN, W. & KÜPPERS, G. (1990): Vorwort. - In: KROHN, W. & KÜPPERS, G. (Hrsg.): *Selbstorganisation – Aspekte einer wissenschaftlichen revolution*. Vieweg, Braunschweig-Wiesbaden, S. 1-17.
- KROHN, W. & KÜPPERS, G. (Hrsg., 1992): *Emergenz. Die Entstehung von Ordnung, Organisation und Bedeutung*. – Suhrkamp, Frankfurt am Main, 414 Seiten.
- KUHN, T.S. (1962): *The structure of Scientific Revolutions*. - University of Chicago Press, Chicago, 172 Seiten.
- KÜPPERS, M. (1989): Ecological significance of above-ground architectural patterns in woody plants: a question of cost-benefit relationships. *Trends in Ecology and Evolution* 4, S. 375-379
- KUTSCH, W.L. (1996): Untersuchungen zur Bodenatmung zweier Ackerstandorte im Bereich der Bornhöveder Seenkette. - *EcoSys Suppl.* 16, Verein zur Förderung der Ökosystemforschung, Kiel, 125 Seiten.
- KUTSCH, W.L./ ESCHENBACH, C./ DILLY, O./ MIDDELHOFF, U./ STEINBORN, W./ VANSELOW, R./ WEISHEIT, K./ WÖTZEL, J./ KAPPEN, L. (2001a): The Carbon Cycle of Contrasting Landscape Elements of the Bornhöved Lake District. - In: TENHUNEN, J.D./ LENZ, R./ HANTSCHHEL, R. (Hrsg.): *Ecosystem Approaches to Landscape Management in Central Europe*. *Ecological Studies* 147, S. 75-96.

- KUTSCH, W.L./ STEINBORN, W./ HERBST, R./ BAUMANN, R./ BARKMANN, J./ KAPPEN, L. (2001b): Environmental Indication: A Field Test of an Ecosystem Approach to Quantify Biological Self-Organization. *Ecosystems* 4, S. 49–66.
- KUTSCH W.L., STAACK A., WÖTZEL J., KAPPEN L. (2001c): Field measurements of root respiration and total soil respiration in an alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) forest in the Bornhöved lake district. *New Phytologist* 150 (1), S. 157-168.
- LEHNES, P. & HÄRTLING, J.W. (1997): Der logische Aufbau von Umweltzielsystemen. Zielkategorien und Transparenz von Abwägungen am Beispiel der "nachhaltigen Entwicklung". - In: GESELLSCHAFT FÜR UMWELTGEOWISSENSCHAFTEN (GUG) in der DEUTSCHEN GEOLOGISCHEN GESELLSCHAFT (DGG) (Hrsg.): Umweltqualitätsziele. Springer, Berlin-Heidelberg, S. 9-49.
- LENZ, R. (2000): Regionale Ökobilanz Landkreis Pfaffenhofen. Unveröfftl.
- LEWIS, R.A. (Hrsg. 1985): Richtlinien für den Einsatz einer Umweltprobenbank in der Bundesrepublik Deutschland auf ökologischer Basis. - Universität des Saarlandes, Saarbrücken.
- LIEBERT, W. (1999): Wertfreiheit und Ambivalenz. *Scheidewege* 29, S. 126-149.
- LORENZ, E. (1963): Deterministic Nonperiodic Flow. *Journal of the Atmospheric Sciences* 20, 130ff.
- MALBERG, H. (1997): Meteorologie und Klimatologie. - Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 354 Seiten.
- MARKS, R./ MÜLLER, M.J./ LESER, H./ KLINK, H.J. (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögen des Naturhaushaltes (BA LVL). – Forschungen zur deutschen Landeskunde 229, Zentralausschuß für deutsche Landeskunde, Selbstverlag, Trier, 222 Seiten.
- MATURANA, H.R. (1980): Man and Society. – In: BENSELER, F./ HEJL, P./ KOCK W. (Hrsg.): Autopoiesis, Communication and Society. The Theory of Autopoietic Systems in the Social Sciences. Campus Verlag, Frankfurt, S. 11-32.
- MATURANA, H.R. & VARELA, F.J. (1980): Autopoiesis and Cognition. – Boston Studies in the Philosophy of Science, Boston.
- MEADOWS, D.H./ MEADOWS, D.L./ ZAHN, E. (1972): The Limits to growth. A report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind. - Universe Books, New York, 205 Seiten.
- MILNE, B.T. (1991): Heterogeneity as a Multiscale Characteristic of Landscapes. *Ecological Studies* 86, S. 69-84.
- MENGES, G. & SKALA, H.J. (1973): Grundriß der Statistik Teil. Daten: ihre Gewinnung und Verarbeitung. Westdeutscher Verlag, Köln, 475 Seiten.
- MEYER, U.D. (in Vorb.): Landschaftsökologische Modellierung als Auswertungsinstrument in der ökosystemaren Umweltbeobachtung - Beispielfall Biosphärenreservat Rhön. - Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel, 137 Seiten.
- MOERSCHNER, J./ GEROWITT, B./ LÜCKE, W. (2000): Energiebilanz von Ackerbausystemen. - In: STEINMANN, H.-H. & GEROWITT, B. (Hrsg.): Ackerbau in der Kulturlandschaft - Funktionen und Leistungen; Ergebnisse des Göttinger INTEX-Projekts. Mecke Druck und Verlag, Duderstadt, S.197-212.

- MOLDAN, B. & BILLHARZ, S. (Hrsg., 1997): Sustainability Indicators. Report of the project on indicators of sustainable development. - SCOPE 58, Wiley & Sons, Chichester, 415 Seiten.
- MONTEITH, J.L. & UNSWORTH, H. (1990): Principles of Environmental Physics. - Edward Arnold, London, 241 Seiten.
- MÜLLER, F. (1996): Emergent properties of ecosystems - consequences of self-organizing processes? *Senckenbergiana maritima*, Bd. 27, Heft 3-6, S. 151-168.
- MÜLLER, F. (1997): State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecological Modelling* 100, S. 135-161.
- MÜLLER, F. (1998a): Ableitung von integrativen Indikatoren zur Bewertung von Ökosystem-Zuständen für die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. - Schriftenreihe Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen 2, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 130 Seiten.
- MÜLLER, F. (1998b): Gradients in ecological systems. *Ecological Modeling* 108, S. 3-21.
- MÜLLER, F. & NIELSEN, S.N. (1996): Thermodynamische Systemauffassungen in der Ökologie. - In: GFÖ - Arbeitskreis Theorie in der Ökologie, Jahrestreffen 1996, S. 45-60.
- MÜLLER, F. & FATH, B. (1998a): The physical Basis of Ecological goal functions - Fundamentals, Problems and Questions. - In: MÜLLER, F. & LEUPELT, M. (Hrsg., 1998): Eco targets, goal functions, and orientors. Proceedings of the International Workshop on Ecological Goal Functions, held at the Schleswig-Holstein Cultural Center of Salzau, August 30 - September 4, 1996. Springer, Berlin, S. 15 - 18.
- MÜLLER, F. & FATH, B. (1998b): The physical Basis of Ecological goal functions. An Integrative Discussion. - In: MÜLLER, F. & LEUPELT, M. (Hrsg., 1998): Eco targets, goal functions, and orientors. Proceedings of the International Workshop on Ecological Goal Functions, held at the Schleswig-Holstein Cultural Center of Salzau, August 30 - September 4, 1996. Springer, Berlin, S. 269 - 285.
- MÜLLER, F. & LEUPELT, M. (Hrsg. 1998): Eco targets, goal functions, and orientors. Proceedings of the International Workshop on Ecological Goal Functions, held at the Schleswig-Holstein Cultural Center of Salzau, August 30 - September 4, 1996. Springer, Berlin, 619 Seiten.
- MÜLLER, F. & WIGGERING, H. (1999): Environmental Indicators Determined to Depict Ecosystem Functionality. In: PYKH, Y.A./ HYATT, D.E./ LENZ, R.J.M. (Hrsg.): Environmental indices systems analysis approach. Proceedings of the First International Conference on Environmental Indices Systems Analysis Approach (INDEX-97) St. Petersburg, Russia July 7 - 11, 1997. EOLSS, Oxford, S. 62-82.
- MÜLLER, F./ BRECKLING, B./ BREDEMEIER M./ GRIMM, V./ MALCHOW H./ NIELSEN, S.N./ REICHE, E.W. (1997a): Emergente Ökosystemeigenschaften. - In: FRÄNZLE, O./ MÜLLER, F./ SCHRÖDER, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Ecomed, Landsberg am Lech, Kapitel III-2.5, 21 Seiten.
- MÜLLER, F./ BRECKLING, B./ BREDEMEIER M./ GRIMM, V./ MALCHOW H./ NIELSEN, S.N./ REICHE, E.W. (1997b): Ökosystemare Selbstorganisation. - In: FRÄNZLE, O./ MÜLLER, F./ SCHRÖDER, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Ecomed, Landsberg am Lech, Kapitel III-2.4, 19 Seiten.
- NICOLIS, G. & PRIGOGINE, I. (1977): Self-Organization in Nonequilibrium Systems. From Dissipative Structures to Order through Fluctuations. - John Wiley & Sons, New York-Sydney-Toronto, 491 Seiten.

- NORTON, B.G. (1992): A New Paradigm for Environmental Management. - In: COSTANZA, R./ NORTON, B.G./ HASKELL, B.D. (Hrsg.): Ecosystem Health. New Goals for Environmental Management. Island Press, Washington D.C., S. 23-41.
- OBERSCHELP, A. (1997): Logik für Philosophen. - J.B. Metzlersche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 236 Seiten.
- ODUM, E.P. (1969): The strategy of ecosystem development. *Science* 104, S. 262-270.
- ODUM, E.P. (1980): Ökologie: Grundbegriffe, Verknüpfungen, Perspektiven; Brücke zwischen den Natur- und Sozialwissenschaften. - BLV Verlagsgesellschaft, München, 208 Seiten.
- ODUM, E.P. (1985): Trends expected in stressed ecosystems. *BioScience* 35, S. 419-422.
- OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (1997): Environmental Indicators for Agriculture. - OECD, Paris, 64 Seiten.
- OPP, K.D. (1970): Methodologie der Sozialwissenschaften : Einführung in Probleme ihrer Theorienbildung. - Rowohlt, Reinbek bei Hamburg, 332 Seiten.
- PALMER, M.W. (1988): Fractal Geometry: A Tool for Describing Spatial Patterns of Plant Communities. *Vegetatio* 75, S. 91-102.
- PASLACK, R. (1990): Selbstorganisation und Neue Soziale Bewegung. – In: KROHN, W. & KÜPPERS, G. (Hrsg.): Selbstorganisation – Aspekte einer wissenschaftlichen revolution. Vieweg, Braunschweig-Wiesbaden, S. 279-302.
- PASLACK, R. (1991): Urgeschichte der Selbstorganisation. Zur Archäologie eines wissenschaftlichen Paradigmas. - *Wissenschaftstheorie, Wissenschaft und Philosophie* 32, Vieweg, Braunschweig, 211 Seiten.
- PASLACK, R. & KNOST, P. (1990): Zur Geschichte der Selbstorganisationsforschung. Ideengeschichtliche Einführung und Bibliographie (1940-1990). – *Report Wissenschaftsforschung* 37, Kleine, Bielefeld, 227 Seiten.
- POPPER, K.R. (1972): *Conjunctions and Refutations: The Growth of Scientific Knowledge*. - 4. überarbeitete Auflage, Routledge and Kegan, London, 412 Seiten.
- POPPER, K.R. (1995). *Eine Welt der Propensitäten*. - Mohr, Tübingen, 93 Seiten.
- PRIGOGINE, I. (1979): *Vom Sein zum Werden: Zeit und Komplexität in den Naturwissenschaften*. Piper, München, 261 Seiten.
- RADERMACHER, W./ ZIESCHANK, R./ HOFFMANN-KROLL, R./ VAN NOUHUYS, J./ SEIBEL, S. (1998): Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland mit Praxistest für ausgewählte Indikatoren und Bezugsräume. - *Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen* 5, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 457 Seiten.
- RAMMERT, U. & KLIEBER, A. (2000): Konzept zum Aufbau einer Integrierten Umweltbeobachtung in Schleswig-Holstein. - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Stabsstelle Integrierter Umweltschutz. Unveröffl. Manuskript, 37 Seiten.
- RAPPORT, D.J. (1989): What constitutes ecosystem Health? *Perspectives in Biology and Medicine* 33, 1 Autumn 1989, S. 120-132.
- RAPPORT, D.J. (1995): Ecosystem Health: More than a Metaphor? *Environmental Values* 4, S. 287-309.

- RAPPORT, D.J./ REIGER, H.A./ HUTCHINSON, T.C. (1985): Ecosystem Behavior Under Stress. *American Naturalist* 125, S. 617-640.
- REICHE, E.W. (1996): WASMOD. Ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen. Darstellung des aktuellen Entwicklungsstandes. *EcoSys* 4, S. 143-163.
- REICHE, E.W. (in Vorb.): Darstellung und Anwendung von Verfahren zur regionalisierenden Bilanzierung und ökosystemaren Bewertung des Landschaftswasser- und Stoffhaushaltes auf der Grundlage digitaler Analyse- und Modellierungswerkzeuge. - Habilitation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- REICHE, E.W. & DIBBERN, I. (1996): Analyse räumlicher Musterbildung am Beispiel des Stoffbestandes und der floristischen Ausstattung in einem Buchenwaldökosystem. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 26, S. 471-478.
- REICHE, E.W./ MEYER, M./ DIBBERN, I. (1999): Modelle als Bestandteile von Umweltinformationssystemen dargestellt am Beispiel des Methodenpaketes "DILAMO". - In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung*. H. Wichmann Verlag, Heidelberg.
- REICHE, E.W./ MÜLLER, F./ DIBBERN, I./ KERRINNES, A. (2001): Spatial Heterogeneity in Forest Soils and Understory Communities of Bornhöved Lake District. - In: TENHUNEN, J.D./ LENZ, R./ HANTSCHER, R. (Hrsg.): *Ecosystem Approaches to Landscape Management in Central Europe*. *Ecological Studies* 147, S. 49-74.
- REMMERT, H. (Hrsg., 1991): *The Mosaic-cycle concept of ecosystems*. - *Ecological studies* 85, Springer, Berlin, 168 Seiten.
- RENN, O./ LEÓN, C.D./ CLAR, G. (2000): Nachhaltige Entwicklung in Baden-Württemberg. Statusbericht 2000 – Kurzfassung. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg (Hrsg.), Stuttgart, 54 Seiten.
- RIPL, W. & HILDMANN, C. (1997): Ökosysteme als thermodynamische Notwendigkeit. – In: FRÄNZLE, O./ MÜLLER, F./ SCHRÖDER, W. (Hrsg.): *Handbuch der Umweltwissenschaften*. Ecomed, Landsberg am Lech, Kapitel III-2.5, 12 Seiten.
- SACHSSE, H. (1974): Einführung in die Kybernetik - unter besonderer Berücksichtigung von technischen und biologischen Wirkungsgefügen. Rowolth-Verlag, Hamburg, 266 Seiten.
- SCHAEFFER, D.J./ HERRICKS, E.E./KERSTER, H.W. (1988): Ecosystem Health: I. Measuring Ecosystem Health. *Environmental Management* 12, S. 445-455.
- SCHAUB, H. (1998): Selbstorganisation in konnektivistischen und hybriden Modellen von Wahrnehmung und Handeln. URL: <http://www.uni-bamberg.de/~ba2dp1/private/schaub/papers/selbsto.htm>, (12.05.1998), 10 Seiten.
- SCHIMMING, C.G./ SCHRAUTZER, J./REICHE, E.W./ MUNCH, J.C. (2001): Nitrogen Retention and Loss from Ecosystems of the Bornhöved Lake District. - In: TENHUNEN, J.D./ LENZ, R./ HANTSCHER, R. (Hrsg.): *Ecosystem Approaches to Landscape Management in Central Europe*. *Ecological Studies* 147, S. 97-115.
- SCHLEUB, U. (1992): Böden und Bodeneigenschaften einer norddeutschen Moränenlandschaft - Ökologische Eigenschaften, Vergesellschaftung und Funktion der Böden im Bereich der Bornhöveder Seenkette. - *EcoSys Suppl.* 2, Verein der Förderung zur Ökosystemforschung, Kiel, 185 Seiten.

- SCHLINDER, J.E. (1987): Detecting Ecosystem Responses to Anthropogenic Stress. *Canadian Journal for Fisheries and Aquatic Science* 44, Supp. 1, S. 6-25.
- SCHMIDT, R. & MUELLER, H. (1999): Einführung in das Umweltrecht. - Beck, München, 283 Seiten.
- SCHNEIDER, E.D. & KAY, J.J. (1994): Life as the manifestation of the Second Law of Thermodynamics. *Mathematical and Computer Modeling*, Bd. 19, Heft. 6-8, S. 25-48.
- SCHÖNTHALER, K. & KÖPPEL, J. (1999): Modellhafte Umsetzung der ökosystemaren Umweltbeobachtung in der Rhön. Bestandteil des Umweltbeobachtungsprogrammes des Bundes und der Länder. - In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung*. H. Wichmann Verlag, Heidelberg, S. 183-189.
- SCHÖNTHALER, K./ MEYER, U./ WINDHORST, W./ REICHENBACH, M./ POKORNY, D./ SCHULLER, D. (2001): Modellhafte Umsetzung und Konkretisierung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung am Beispiel des länderübergreifenden Biosphärenreservats Rhön. - Abschlussbericht, Teil A., unveröffentlicht, 250 Seiten
- SCHRÖDER, W. (1989): Ökosystemare und statistische Untersuchungen zu Waldschäden in Nordrhein-Westfalen. *Methodenkritische Ansätze zur Operationalisierung einer wissenschaftstheoretisch begründeten Konzeption*. - Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel, 223 Seiten.
- SCHRÖDER, W./ VETTER, L./ FRÄNZLE, O. (Hrsg., 1994): *Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie*. - Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft, Braunschweig-Wiesbaden, 346 Seiten.
- SCHRÖDER, W./ FRÄNZLE, O./ DASCHKEIT, A./ BARTELS, F./ KASKE, A./ KERRINNES, A./ SCHMIDT, G./ STECH, C. (1998): *Organisation und Methodik für ein Bodenmonitoring*. - UBA-Texte 21/98, BMU-Forschungsbericht 207 06 007, Umweltbundesamt, Berlin, 35 Seiten.
- SCHRÖDINGER, E. (1948): *What is Life: the physical aspects of the living cell*. - University Press, Cambridge, 92 Seiten.
- SCHWARTZ, M.W./ BRIGHAM, C.A./ HOEKSEMA, J.D./ LYONS, K.G./ MILLS, M.H./ VAN MANTGEM, P.J. (2000): Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 122, S. 297-305.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. (1949): *The mathematical theory of communication*. - Univ. of Illinois Press, Urbana, 117 Seiten.
- SHUTTLEWORTH, W.J. & WALLACE, J.S. (1985): Evaporation from sparse crops - an energy combination theory. *Q.J.R. Meteorological Society* 111, S. 839-855.
- SEIBEL, S. (1998): *Einige methodische Überlegungen zur AMOEBA-Darstellung*. - Unveröffentlicht, 8 Seiten.
- SEIBEL, S./ HOFFMANN-KROLL, R./ SCHÄFER, D. (1997). Land use and biodiversity indicators from ecological area sampling – results of a pilot study in Germany. *Statistical Journal of the United Nations ECE* 14, S. 379-395.
- SIEFERLE, R.P. (1994): *Epochenwechsel: die Deutschen an der Schwelle zum 21. Jahrhundert*. - Propyläen, Berlin, 365 Seiten.
- SRU (1991): *Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. Sondergutachten, Oktober 1990*. - Metzler-Poeschel Verlag, Stuttgart.

- SRU (1994): Umweltgutachten 1994: Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. - Metzler-Poeschel, Stuttgart, 378 Seiten.
- SRU (1998): Umweltgutachten 1998. - Metzler-Poeschel, Stuttgart, 382 Seiten.
- STBA/ ÖZK/ FFU - STATISTISCHES BUNDESAMT/ FORSCHUNGSSTELLE FÜR UMWELTPOLITIK / ÖKOLOGIENZENTRUM KIEL (in Vorb.): Hochaggregierte Umweltzustandsindikatoren auf der Basis naturwissenschaftlicher Modelle, statistischer Aggregationsverfahren und gesellschaftlicher Entscheidungsprozesse. Makroindikatoren des Umweltzustandes. - Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- STEEDMAN, R. & HAIDER, W. (1993): Applying notions of ecological integrity. - In: WOODLEY, S./ KAY, J./ FRANCIS, G. (Hrsg.): Ecological Integrity and the Management of Ecosystems. St. Lucie Press, Ottawa, S. 47-60.
- STEIN, W. & FLACKE, W. (1988): Ein computergestütztes Konzept zur Planung und flächen-deckenden Auswertung ökologischer Untersuchungen anhand punktueller Daten. Landschaft und Stadt 20, Heft 4, S. 156-164.
- STEINBORN, W. (2001): Quantifizierung von Ökosystem-Eigenschaften als Grundlage für die Umweltbewertung. – Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel, 134 Seiten.
- STEINER, M. (in Vorb.): Normative Elemente in Verfahren zur Beschreibung und Bewertung des Umweltzustandes. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel, 205 Seiten.
- STEINER, M. & WIGGERING, H. (2000): Normativer Gehalt in den Konzepten „Ecosystem Health“ und „Ecosystem Integrity“ und ihre Verwendung des Funktionsbegriffs. - In: JAX, K. (Hrsg.): Funktionsbegriff und Unsicherheit in der Ökologie: Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises „Theorie“ in der Gesellschaft für Ökologie vom 10.-12. März 1999, Blaubeuren. Peter Lang, Frankfurt, S. 87-98.
- STENSETH, N.C. & IMS, R.A. (Hrsg., 1993): The biology of lemmings: an edited volume partly arising from papers presented at a meeting at the Konnevesi Research Station, Finland. - Academic Press, London, 683 Seiten.
- SVIREZHEV, Y.M. & STEINBORN, W. (in Vorb.): Exergy of solar radiation: information approach. Ecological modelling.
- TAYLOR, S.E. (1979): Measures emissivity of soils in the Southeast United States. Remote Sens. Environ. 8, S. 359-364.
- TEN BRINK, B.J.E./ HOSPER, S.H./ COLIJN, F. (1991): A Quantitative Method for Description & Assessment of Ecosystems: the AMOEBA-approach. Marine Pollution Bulletin 23, S. 265-270.
- TENHUNEN, J.D./ LENZ, R./ HANTSCH, R. (Hrsg., 2001): Ecosystem Approaches to Landscape Management in Central Europe. Ecological Studies 147, 652 Seiten.
- TEUBNER, G. (1990): Hyperzyklus in Recht und Organisation. Zum Verhältnis von Selbstbeobachtung, Selbstkonstitution und Autopoesie. – In: In: KROHN, W. & KÜPPERS, G. (Hrsg.): Selbstorganisation – Aspekte einer wissenschaftlichen revolution. Vieweg, Braunschweig-Wiesbaden, S. 231-264.
- TREMEL, S. & KÖHNE, M. (2000): Ökonomische Analyse von Ackerbausystemen und deren ökologische Beurteilung anhand von Umweltindikatoren. - In: STEINMANN, H.-H. & GEROWITT, B. (Hrsg.): Ackerbau in der Kulturlandschaft - Funktionen und Leistungen; Ergebnisse des Göttinger INTEX-Projekts. Mecke Druck und Verlag, Duderstadt, S. 241-267.

- UBA – UMWELTBUNDESAMT (1998): Umweltprobenbank des Bundes, Ausgabe 1997. Ergebnisse aus den Jahren 1994 und 1995. Bericht + Anhang. - UBA-Texte 14/98, Berlin, 407 Seiten.
- UBA (2000): Ökosystemare Umweltbeobachtung in UNESCO - Biosphärenreservaten; Kurzinformation. - Umweltbundesamt, FB Landschaftsnutzung und Naturschutz, 8 Seiten.
- UBA (2001): DUX – Der deutsche Umweltindex. URL: <http://www.umweltbundesamt.de/dux/>, 06.02.01.
- ULANOWICZ, R.E. (1986): Growth and development. Ecosystems phenomenology. – Springer, New York [u.a.], 203 Seiten.
- ULANOWICZ, R.E. (2000): Ascendency: A Measure of Ecosystem Performance. - In: JØRGENSEN, S.E. & MÜLLER, F. (Hrsg.): Handbook of Ecosystem Theories and Management. Lewis Publishers, Boca Raton-London-New York-Washington, D.C., S. 303-315.
- ULANOWICZ, R.E. & HANNON, B.M. (1987): Life and the production of entropy. Proceedings of the Royal Society of London B, Bd. 232, S. 181-192.
- UN - UNITED NATIONS (1992a): Agenda 21, Chapter 40. URL: www.igc.apc.org/habitat/agenda21/ch-40.html, 17.10.2000.
- UN (1992b): Rio Declaration on Environment and Development. Dokument-Nr.: A/CONF.151/26 (Vol. I), URL: <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm>, 09.02.2001.
- USDA - U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE (1997): Agricultural Resources and Environmental Indicators, 1996-97. U.S. Department of Agriculture, Economic Research, Natural Resources and Environment Division. Agricultural Handbook. URL: <http://www.econ.ag.gov/epubs/pdf/ah712>, 07.09.00.
- USDA (1998): Ecosystem Indicators Report. U.S. Department of Agriculture, Ecological Sciences Division URL: <http://www.nhq.nrcs.usda.gov/BCS/agecol/report2.html>, 28.08.1998.
- VALSANGIACOMO, A. (1998): Die Natur der Ökologie. - vdf Hochschulverlag, Zürich, 324 Seiten.
- VANCE, E.D./ BROOKES, P.C./ JENKINSON, D.S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol. Biochem. 19, S. 703-707.
- VANSELOW, R. (1997): Die Blattleitfähigkeit verschiedener Bestände als Regelgröße für die trocken Deposition gasförmiger Immissionen. - Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 150 Seiten.
- VARELA, F.J. (1990): Kognitionswissenschaften, Kognitionstechnik. Eine Skizze aktueller Perspektiven. - Suhrkamp, Frankfurt, 121 Seiten.
- VENEBRÜGGE, G. (1996): Die Ableitung der reliefabhängigen kurzweiligen Strahlungsbilanz im Bornhöveder Seengebiet mit Hilfe eines GIS (ARC/INFO). - EcoSys Suppl. 12, Verein zur Förderung der Ökosystemforschung, Kiel, 197 Seiten.
- VETTER, L. & MAAS, R. (1994): Nachbarschaftsanalytische Verfahren. – In: SCHRÖDER, W./ VETTER, L./ FRÄNZLE, O. (Hrsg., 1994): Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft, Braunschweig-Wiesbaden, S. 103-107.

- VETTER, L./ SCHRÖDER, W./ FRÄNZLE, O. (1987): Wissenschaftstheoretische Aspekte der Hypothesengewinnung und –operationalisierung in der Geographie. – In: FRÄNZLE, O. (Hrsg.): Geoökologische Umweltbewertung. Wissenschaftstheoretische und methodische Beiträge zur Analyse und Planung. Kieler Geographische Schriften, Bd. 64, S. 1-17.
- VON BERTALANFFY, L. (1968): General system theory. Foundations, development, applications. – Braziller, New York, 289 Seiten.
- VON FOERSTER, H. (1960): On Self-Organizing Systems and their Environment. – In: YOVITS, M.C. & CAMERON, S. (Hrsg.): Self-Organizing Systems. Pergamon Pr., Oxford, London, S. 31ff.
- WACHENDORF, C. (1996): Eigenschaften und Dynamik der organischen Bodensubstanz ausgewählter Böden unterschiedlicher Nutzung einer norddeutschen Moränenlandschaft. - EcoSys Suppl. 13, 130 Seiten.
- WALKER, B. (1995): Conserving biological diversity through ecosystem resilience. Conserv. Biol. 6, S. 18 - 23.
- WALZ, R./ BLOCK, N./ EICHHAMMER, W./ HIESSL, H./ OSTERTAG, K./ SCHÖN, M. (1997): Grundlagen für ein nationales Umweltindikatorensystem – Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung. Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung. - UBA-Texte 37/97, Berlin, 470 Seiten.
- WEINBERG, G.M. (1975): An Introduction to General Systems Thinking. – J. Wiley & Sons, New York-London-Sydney-Toronto, 279 Seiten.
- WESTRA, L. & LEMONS, J. (Hrsg., 1995): Perspectives on Ecological Integrity. – Environmental science and technology library 5, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht-Boston-London, 279 Seiten.
- WBGU - WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN (2000): Jahresgutachten 1999: Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre. - Springer, Berlin, 482 Seiten.
- WCED - THE WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (1987): Our Common Future. Oxford University Press, Oxford, 400 Seiten.
- WEFERING, F.M./ DANIELSON, L.E./ WHITE, N.M. (2000): Using the AMOEBA approach to measure progress toward ecosystem sustainability within a shellfish restoration project in North Carolina. Ecological Modelling 130, S. 157-166.
- WICKEN, S.J. (1980): A Thermodynamic Theory of Evolution. J. theor. Biol. 87, S. 9-23.
- WIGGERING, H./ MÜLLER, F./ SCHENK, D. (1999): Umweltindikatoren. Problemadäquate Informationen für die Umsetzung von Umweltqualitätszielen. Z. dt. geol. Ges., Bd.150, Heft 4, S. 769-787.
- WOODLEY, S. (1993): Monitoring and measuring ecosystem integrity in Canadian national parks. - In: WOODLEY, S./ KAY, J./ FRANCIS, G. (Hrsg.): Ecological integrity and the management of ecosystems. University of Waterloo and Canadian Park Service. Ottawa. S. 155-176.
- WOODLEY, S. (1996): A Scheme for Ecological Monitoring in National Parks and Protected Areas. Environments, Bd. 23, Heft 4, S. 50 – 73.
- WOODLEY, S./ KAY, J./ FRANCIS, G. (1993): Ecological Integrity and the Management of Ecosystems. - St. Lucie Press, Ottawa, 220 Seiten.

- ZIESCHANK, R. & VAN NOUHUYS, J. (1995): Umweltindikatoren als politisches und geökologisches Optimierungsproblem. *Geowissenschaften* 3, S. 73-80.
- ZIESCHANK, R./ BARKMANN, J./ BAUMANN, R./ MEYER, U./ MÜLLER, F./ STEINER, M./ WIGGERING, H./ SCHÄFER, D./ SCHOER, K./ SEIBEL, S. (2000): Makroindikatoren des Umweltzustands. Kurzbeschreibung des F&E-Projektes "Hochaggregierte Umweltzustandsindikatoren auf Basis naturwissenschaftlicher Modelle, statistischer Aggregationsverfahren und gesellschaftlicher Entscheidungsprozesse. Makroindikatoren des Umweltzustands". – Statistisches Bundesamt Abt. IV B 3, Wiesbaden, unveröffentlicht, 13 Seiten.

Anhang

A 1 Maturitätskriterien nach Odum (1980: S. 143)

Ökosystem-Eigenschaft	Trend in der ökologischen Entwicklung <ul style="list-style-type: none"> • vom Frühstadium zur Klimax oder • vom Jugend- zum Reifestadium oder • von der Wachstums- zur Gleichgewichtsphase
Struktur der Lebensgemeinschaft	
Artenzusammensetzung	anfangs stärkere, später geringere Veränderungen
Größe der Individuen	Tendenz zur Zunahme der Körpergröße
Artenzahl der Autotrophen	nimmt von jungen Sukzessionsstadien ausgehend zu und neigt zur Zunahme der individuellen Körpergröße mit wachsendem Alter der Sukzession
Artenzahl der Heterotrophen	nimmt bis zu verhältnismäßig späten Stadien hin zu
Artendiversität	nimmt zunächst zu und stabilisiert sich dann auf einem hohen Niveau oder geht mit Annäherung an die Klimax wieder leicht zurück
Gesamtbiomasse (B)	nimmt zu
Unbelebte organische Substanzen	nehmen zu
Energiefluß (Stoffwechsel der Lebensgemeinschaft)	
Bruttoproduktion (P)	steigt während der ersten Phasen einer Primärsukzession an; zeigt aber wenig oder keine Zunahme in einer Sekundärsukzession
Nettoproduktion (Ertrag)	nimmt ab
Gesamtrespiration (R)	nimmt zu
P/R-Verhältnis	tendiert von $P > R$ zu $P = R$
P/B-Verhältnis	geht zurück
B/P- und B/R-Verhältnis	nimmt zu
Nahrungsketten	entwickeln sich von linearen zu komplexen Systemen
Biogeochemische Kreisläufe	
Mineralstoffwechsel Umsatzzeiten	wird geschlossener
Umsatzzeiten	nehmen zu
Rolle des Detritus	steigt
Nährstoffverluste	gehen zurück
Natürliche Selektion und Regulation	
Wachstumstypen	gehen von r-Selektion (schnelle Bestandszunahme) zur K-Strategie (langsame, rückgekoppelte Populationsdynamik) über
Qualität der biotischen Komponente	nimmt zu
Nischendifferenzierung	nimmt aufgrund höherer Spezialisierung zu
Lebenszyklen	gesteigerte Länge und Komplexität
Symbiose	gewinnt an Bedeutung
Informationsgehalt	nimmt zu
Gesamtstabilität	steigt

A 2 Stressempfindliche Zustandsgrößen von Ökosystemen (nach WOODLEY 1996: S. 58ff)

ODUM (1985)	RAPPORT et al. (1985)
<i>Energetics</i>	
<ol style="list-style-type: none"> 1. Community respiration increases 1. Production: respiration ratio becomes unbalanced 2. Production: biomass ratio and Respiration: biomass ratio increase 4. Use of imported energy increases 3. Unused primary production increases 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Changes in nutrient cycling 2. Changes in primary productivity 3. Changes in species diversity 4. System retrogression 5. Changes in size distribution of species 6. Increase in disease incidence 7. Changes in the amplitude of fluctuations in component populations.
<i>Nutrient Cycling</i>	SCHAEFFER et al. (1988)
<ol style="list-style-type: none"> 6. Increases nutrient turnover 4. Horizontal transport increases, vertical cycling decreases 8. Nutrient loss increases 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Falling numbers of native species 2. Overall regressive succession 3. Changing standing crop biomass 4. Changing relative amounts of energy flow to grazing and decomposer food chains 5. Changes in mineral micronutrient stocks 6. Changes in both the mechanisms of and capacity for damping undesirable oscillations
<i>Community Structure</i>	SCHLINDER (1987)
<ol style="list-style-type: none"> 9. r-strategists increase 10. Size of organism decreases 11. Lifespan decreases 12. Food chains shorten 13. Species diversity decreases 	(for aquatic systems)
<i>General System Level Trends</i>	
<ol style="list-style-type: none"> 14. Ecosystems become more open 15. Autogenic successional trends reverse 16. Efficiency of resource use decreases 16. Parasitism, etc. increases; mutualism, etc. decreases 17. Functional properties are more robust than structural properties 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Phytoplankton production, standing crop, nutrient cycling and decomposition are not affected by pollutant stress 2. Relative species abundance changes opportunists favored 3. Taxonomic changes more important than diversity indices 4. Species with short life cycles and poor dispersal are reduced. Greatest changes if there is no redundancy in the food web 5. Life tables of sensitive species and keystone predators are best indicators 6. Early stages of stress will not be detected by short-term toxicity studies or measures of ecosystem level processes

A 3 Vorschläge für ökosystemar ausgerichtete Indikatorensätze und Indices

Es gibt viele Arbeiten, die sich mit der Entwicklung von Indikatoren zur ökosystemaren Beschreibung des Umweltzustandes beschäftigt haben. Solche Indikatoren beziehen sich zwar nicht ausdrücklich auf die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen, sie haben jedoch einen ökosystemar-integrativen Charakter, der auch eine der wesentlichen Eigenschaften der Indikatoren zur Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen darstellt. Die im folgenden vorgestellten Indikatorenvorschläge wurden auf der Grundlage von thermodynamischen, netzwerktheroretischen und/oder ökophysiologischen Gesichtspunkten erstellt.

ULANOWICZ, 1986

Der von ULANOWICZ (1986) vorgeschlagene Index „Ascendency“ setzt sich aus zwei Teilgrößen zusammen:

1. „system vigor“ (das Niveau der Systemaktivität)

T ist der Gesamtdurchfluss durch das System. Er stellt ein Maß für die Aktivität des Gesamtsystems dar und wird wie folgt berechnet:

$$T = \sum_{i,j} T_{ij}$$

Der Term T_{ij} steht für den Fluss von Materie oder Energie von einem gebenden Kompartiment i (z.B. Beute) zu einem empfangenden Kompartiment j (z.B. Jäger).

2. „mutual information content“ (der Organisationsgrad oder Informationsgehalt)

Der Begriff „mutual information content“ eines Systems bedeutet wie stark der Austausch zwischen den Systemkompartimenten auf bestimmte Pfade eingeschränkt wird. Diese Spezifität der Interaktionen ist nach ULANOWICZ (2000) eine Folge von autokatalytischen Prozessen in (Öko)Systemen. Es werden die Pfade selektiert, die am meisten zur Autokatalyse des Gesamtsystems beitragen. In die Ableitung der im Folgenden dargestellten Formel gehen sowohl informations- als auch wahrscheinlichkeitstheoretische Überlegungen ein (ULANOWICZ 2000):

$$A = k \sum_{i,j} (T_{ij} / T) \log \left[\frac{T_{ij} T}{\sum_k T_{ik} \sum_l T_{lj}} \right]$$

Die beiden Teile des Index werden multiplikativ miteinander verknüpft, indem die für Informationsmaße obligatorische skalare Konstanten k in obiger Formel durch den Gesamtdurchfluss T ersetzt wird⁹⁹:

$$A = \sum_{i,j} T_{ij} \log \left[\frac{T_{ij} T}{\sum_k T_{ik} \sum_l T_{lj}} \right]$$

⁹⁹ Hierdurch erhält der Index die Dimension der Flussgröße, die als Eingangsgröße für seine Quantifizierung verwendet wird.

KAY & SCHNEIDER, 1992

Der Ansatz von KAY & SCHNEIDER (1992) ist sehr stark von der ökologisch-thermodynamischen Sichtweise geprägt. Aber daneben werden auch die für die Entwicklung von Ökosystemen wichtigen materiellen und strukturellen Grundlagen berücksichtigt. Die Autoren teilen die Indikatoren in funktionelle und strukturelle Größen ein und geben die Entwicklungsrichtung der Größe an, die auf eine erhöhte ökologische Integrität hindeutet:

Ökosystem-Funktion:

- Exergy Degradation
 - Erhöhung der Gesamtexergiedegradation
 - Erhöhung der Abgabe von niedrigwertiger Energie (hoher Entropiegehalt)
 - Erhöhung des Gesamtenergieflusses durch das System
- Nachhaltige Nutzung von (Nähr-)Stoffen
 - Steigerung der Nährstoff-Kreislaufführung (Stärkung des Detrituszyklus)
 - Verringerung des Nährstoffverlusts
- Ökosystem-Struktur
 - mehr und längere Kreisläufe im Nahrungsnetz
 - höhere Anzahl trophischer Ebenen
 - mehr und engere Ressourcen-Nischen (→ Spezialisierung, Biodiversität)

COSTANZA et al., 1992

Die von COSTANZA et al. (1992) vorgeschlagenen Größen werden den drei „Oberthemen“ „system vigor“, „organization“ und „resilience“ zugeordnet. Dieser Ansatz basiert, wieder Ansatz von ULANOWICZ (1986) auf einer netzwerktheoretisch geprägten Beschreibung der Ökosystemfunktionalität.

1. system vigor (Vitalität, Kraft, Robustheit, Lebendigkeit, (bot.) Wuchskraft)
 - Brutto-/Nettoprimärproduktion
 - Stoffwechsel
2. organization (Komplexität, Verknüpfung)
 - Diversitäts-Indices
 - „Average mutual information“ (ULANOWICZ 1986)
3. resilience (im Sinne von Elastizität)
 - „Disturbance absorption capacity“
 - „Scope for growth“

JØRGENSEN, 1995

Der von JØRGENSEN (1995) vorgeschlagene Indikator „Exergy“ ist nach seinen Angaben ein Maß für den Abstand vom thermodynamischen Gleichgewicht und damit auch für die zur Verfügung stehenden Ressourcen (JØRGENSEN 1995: S. 150)¹⁰⁰. Der Indikator ist ein thermodynamisches Maß, welches über einen Großteil des Ökosystemzustandes Aussagen

¹⁰⁰ JØRGENSEN (1995) schlägt in dieser Arbeit noch weitere Indikatoren vor („Structural Exergy“ und „Buffer Capacity“).

erlauben soll. Die Berechnung der Exergie (Ex) erfolgt als Summe der Produkte aus den Konzentrationen der Kompartimente i des betrachteten Ökosystems und einem Faktor, der den im Kompartiment i enthaltenen Informationsgehalt widerspiegelt:

$$Ex = \sum_{i=0}^n p_i \times c_i$$

n := Anzahl der Systemkompartimente

p_i := Umrechnungsfaktoren für die im i 'ten Kompartiment gespeicherte Information

- anorganische Komponenten: $p_i = 0$
- totes organisches Material: $p_i = 1$
- Organismen: $p_i = x$ (Information gespeichert in „nonnonsense“ Genen)

c_i := Konzentration (Biomasse) des i 'ten Kompartiments [g/l]

Für die Umrechnung der Biomasse in Exergie wird von einem konstanten Faktor für den durchschnittlichen Exergiegehalt von Biomasse ausgegangen (18,8 kJ/g). Beispiele für die Zahl der „non nonsense“ Genen und der daraus abgeleiteten Umrechnungsfaktoren p_i finden sich in JØRGENSEN (1995: S. 152). Die Angaben sind zum Teil sehr vage und beziehen sich nur auf Organismengruppen wie z.B. Algen, Vögel, Säugetiere oder Menschen oder im detailliertesten Fall auf kleinere taxonomische Einheiten. Aus diesem Grund sind einer praktischen Anwendung dieses Konzeptes zumindest in terrestrischen Ökosystemen enge Grenzen gesetzt (CHRISTENSEN 1994, KUTSCH et al. 2001b).

WOODLEY, 1996

WOODLEY (1996) schlägt in seinem Konzept für ein ökologisches Monitoring in Nationalparks und sonstigen geschützten Gebieten in Kanada Größen zur Indizierung der Ecosystem Integrity vor. Im einzelnen schlägt er folgende Größen für ein Monitoring Programm in geschützten Gebieten vor:

- Bruttoprimärproduktion;
- Nährstoffverluste und Kreislaufführung;
- Dekompositionsrate (Mineralisation);
- Artendiversität und -reichtum (Unterscheidung von einheimischen und eingewanderten Arten);
- Retrogression (Rückentwicklung auf eine frühere Phase der Sukzession).

MÜLLER, 1998

Die Veröffentlichung von MÜLLER (1998a) wurde im Rahmen des Vorläuferprojekts zu dem Projekt INAECO², in dessen Rahmen die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit durchgeführt wurden, erarbeitet. Sie ist eine der wesentlichen Grundlage, auf denen die hier vorgetragenen Überlegungen aufbauen. In der Arbeit werden folgende Konstrukte als zu indizierende Eigenschaften von Ökosystemen vorgeschlagen:

- Nutzung der Strahlungsenergie in Produktionsprozessen;

- Stoff- und Energieflussdichten im System;
- Kreislaufführung von Stoffen und Energie;
- Speicherkapazität für Stoffe und Energie;
- Minimierung von Stoffverlusten;
- Respirations- und Transpirationsverluste;
- Diversität und Organisationsgrad der Systeme;
- Hierarchisierung sowie Signalfilterung.

KUTSCH et al., 2001

Der Aufsatz von KUTSCH et al. (2001b) wurde von Mitarbeitern des Ökologiezentrums Kiel unter Mitarbeit des Verfassers der vorliegenden Arbeit veröffentlicht. Als Indikatoren für die Quantifizierung der biologischen Selbstorganisationsfähigkeit werden folgende Größen vorgeschlagen:

- Intrabiotischer Stickstoffgehalt;
- Gesamtbiomasse;
- Artenzahl;
- Oberflächentemperatur nach SCHNEIDER & KAY (1994);
- Quotient aus der Gesamtstrahlungsbilanz und der kurzwelligen Strahlung (R_n/K^*) bzw. Effizienz der Energiedissipation nach SCHNEIDER & KAY (1994);
- Transpiration pro Evapotranspiration (Effizienz der Erschließung von Wasser);
- Respiration pro Biomasse (q CO_2 Energieeffizienz);
- Nettoprimärproduktion pro verfügbarem Stickstoff (Effizienz der Stickstoffnutzung).

Bei dieser Arbeit wird Effizienzmaßen unter ökophysiologischen Gesichtspunkten eine besondere Bedeutung eingeräumt.

A 4 Berechnung von Heterogenitätsindices auf der Grundlage von Variogrammanalysen

Die von der Geostatistik zur Berechnung von Heterogenitätsindices zur Verfügung gestellten Verfahren beruhen in der Regel auf einer Variogrammanalyse von Punktdaten:

Als Grundlage der Variogrammanalyse muss für jedes Punktdatum der Ort auf einer Ebene (x- und y-Wert) und der oder die Parameter, der/die untersucht werden soll(en), bekannt sein. Für die Variogrammanalyse werden alle Punkte paarweise miteinander verglichen. Abhängig von einer vorzugebenden Schrittweite werden die Punktepaare mit ähnlichen Entfernungen ($|\vec{h}|$) zusammengefasst, und es wird für diese Menge die Semivarianz ($\gamma(\vec{h})$) berechnet. Als Variogrammfunktion wird die Semivarianz γ in Abhängigkeit vom Abstandsvektor \vec{h} bezeichnet:

$$\gamma(\vec{h}) = \frac{1}{2N(\vec{h})} \sum_{i=1}^{N(\vec{h})} [z(\vec{x}_i) - z(\vec{x}_i + \vec{h})]^2$$

mit $N(\vec{h})$ = Anzahl der Punktepaare mit dem Abstand \vec{h}

und $z(\vec{x})$ ist der Wert der Variablen z am Ort \vec{x} .

Eine Interpretation der Variogrammfunktion $\gamma(\vec{h})$ ist nur möglich, wenn sie einem idealtypischen Variogramm ähnelt: Die Semivarianz zwischen den Punktepaaren sollte mit steigender Entfernung größer werden, das heißt ihre Ähnlichkeit geringer. Ab einem gewissen Abstand („range“) bleibt die Semivarianz idealerweise konstant und entspricht der Varianz des Datensatzes. Je geringer die „range“ ist, desto kleinräumiger strukturiert und damit heterogener ist das Gebiet bezüglich der untersuchten Variablen.

Ein Ansatz zur Berechnung eines Heterogenitätsindex, der auf der Variogrammanalyse aufsetzt, ist die fraktale Dimension (D). Sie wird aus der Steigung der Regressionsgeraden des doppelt logarithmierten Variogramms berechnet (BUROUGH 1981, PALMER 1988, MILNE 1991):

$$D = 2 - \frac{B}{2} \quad B = \text{Steigung der Regressionsgeraden}$$

Für die Verteilung eines Parameters auf einer Fläche gilt, dass D theoretisch nur Werte zwischen eins und zwei annehmen kann. Je näher D an der Dimension einer Fläche (2) ist, desto gleichmäßiger ist der Bodenparameter auf der Fläche verteilt, d.h. um so homogener ist die Verteilung; je näher D an der Dimension einer Linie (1) liegt, desto ungleichmäßiger ist der Bodenparameter auf der Fläche verteilt, d.h. um so heterogener ist die Verteilung (BREEDER 2000).