Aus dem Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320)
Universität Hohenheim
Fachgebiet Landschaftsökologie und Vegetationskunde, Prof. Dr. Reinhard Böcker

Ökosystem-Funktionen als Kriterium einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit?

Dissertation
zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften
der Fakultät III - Agrarwissenschaften I
(Pflanzenproduktion und Landschaftsökologie)

von

Susanne Maria Doppler

aus Mannheim

2000

Die vorliegende Arbeit wurde am 02. November 2000 von der Fakultät III - Agrarwissenschaften I (Landschaftsökologie und Pflanzenproduktion) der Universität Hohenheim als "Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften" angenommen.

Tag der mündlichen Prüfung: 07. November 2000
Dekan: Prof. Dr. Karl Stahr
Berichterstatter, 1. Prüfer: Prof. Dr. Reinhard Böcker
Mitberichterstatter, 2. Prüfer: Prof. Dr. Giselher Kaule
Weitere Prüfer: Prof. Dr. Martin Kaupenjohann

Die Arbeit wurde gefördert von der "Deutschen Bundesstiftung Umwelt".

Abbildungsverzeichnis I

Tabellenverzeichnis III

1 Motivation: Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit 1

1.1 Forderung nach flexiblen Ansätzen der Operationalisierung 2

1.2 Forderung nach ökosystemaren, an Funktionen orientierten Ansätzen 4

1.3 Forschungsrahmen 5

1.3.1 Betrachtungsebene Gesamtsystem: Verursacher - Wirkort 5

1.3.2 Focus Wirkort: "Tangierte Ökosysteme" 6

1.4 Arbeitshypothese, Zielsetzung und Methode 6

1.5 Aufbau und Inhalte der Arbeit 9

2 Ökologische Aspekte von Nachhaltigkeit 12

2.1 Stand der Diskussion aus naturschutzfachlicher Sicht 12

2.1.1 Ziele des Naturschutzes 12

2.1.2 Entsprechende Ziele der naturschutzfachlichen Planung 14

2.2 Das Problem der Heterogenität von Leitbildern, Zielen und Kriterien 14

2.2.1 Ökosystemare Leitbilder und Kriterien aus naturwissenschaftlicher Sicht 15

2.2.1.1 Belastbarkeit, Stabilität und Elastizität von Ökosystemen 15

2.2.1.2 Ecosystem Health 17

2.2.1.3 Ecosystem Integrity 19

2.2.2 Leitbilder und Bewertungskriterien aus naturschutzfachlicher Sicht 20

2.2.2.1 Natürlichkeit & Naturnähe 22

2.2.2.2 Hemerobie 23

2.2.2.3 Entwicklungsdauer und Alter 24

2.2.2.4 Seltenheit und Gefährdung 27

2.2.2.5 Artenvielfalt 28

2.2.2.6 Prinzipielle Probleme bei der Kombination von Kriterien 28

2.3 Nachhaltigkeit und Naturschutzbegründungen 29

2.3.1 Die politisch-rechtliche Ebene 30

2.3.2 Die ethische Ebene 30

2.3.2.1 Intrinsische Werte 32

2.3.2.2 Inhärente Werte 33

2.3.2.3 Biofunktionale Werte 33

2.3.2.4 Ethischer Naturalismus ... 34
2.3.2.5 Ethik des Anthroporelativismus ... 35

2.4 Fazit ... 36

3 Ökosystemansatz ... 39

3.1 Grundlagen der Beschreibung von Ökosystemen und deren Ordnungs-prinzipien ... 39
3.1.1 Topographische versus funktionale Systembeschreibung und Grenzfindung ... 40
3.1.1.1 Funktionale Definitionen ... 42
3.1.1.2 Problem der funktionalen Grenzen zwischen Ökosystem und Umwelt ... 43
3.1.2 Charakteristika und Ordnungsprinzipien als Grundlage einer System-beschreibung ... 44
3.1.2.1 Dynamik ... 45
3.1.2.2 Hierarchie und Organisation ... 47
3.1.3 Funktionalität und Funktionen von Ökosystemen ... 50
3.1.3.1 Funktionalität als Prinzip der Selbstorganisation und Emergenz ... 52
3.1.3.2 Ökosystem-Funktionen einzelner Subsysteme ... 53
3.1.3.3 Charakteristika und Bezugsgrößen von Ökosystem-Funktionen ... 56

3.2 Identifikation tangierter Ökosystem-Funktionen ... 59
3.2.1 Methodische Basis: Hierarchischer Ansatz ... 59
3.2.2 Tangierte Ökosystem-Funktionen ... 62
3.2.3 Identifikation der raum-zeitlichen Skale ... 64

3.3 Fazit ... 67

4 Einschränkungen des Ökosystemansatzes ... 68

4.1 Szientistisch basierte Spezifizierung der Eingangshypothese ... 68

4.2 Kritik des Ökosystemansatzes ... 68
4.2.1 Kritik innerhalb der Wissenschaft "Ökologie" ... 69
4.2.1.1 Organismisches versus individualistisches Konzept in der Ökologie ... 69
4.2.1.2 Schwachpunkte bei der Erstellung von Ursache-Wirkungsbeziehungen in Landschaften ... 71
4.2.2 Wissenschaftstheoretische Kritik ... 73
4.2.2.1 Der naturalistische Fehlschluss und das Bewertungsproblem ... 74
4.2.2.2 Umweltprobleme sind lebensweltliche Probleme ... 75
4.2.3 Fazit ... 77

4.3 Systeme versus Symbole in Kulturlandschaften ... 78
4.3.1 Charakteristika von Kulturlandschaften ... 79
4.3.1.1 Geschichte ... 81

4.3.1.2 Nutzung als Steuerungsgröße ... 82

4.4 Zu der "Natur von Kulturlandschaften" und den Bedürfnissen zukünftiger Generationen ... 83

4.4.1 Begriffsklärung: Kulturlandschaft und Sinn ... 84

4.4.2 Bedürfnis nach Geschichte, Heimat und Schönheit ... 86

4.4.2.1 Wahrnehmung von Natur ... 87

4.4.2.2 Bedeutung von Kultur in Mensch-Umwelt-Systemen ... 87

4.4.2.3 Intergenerationelle Zeitdimension ... 89

4.5 Fazit ... 92

5 Ökosystem-Funktionen als Kriterium einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit? ... 95

5.1 Rahmenbedingungen einer Operationalisierung ... 95

5.1.1 Naturbilder ... 95

5.1.1.1 Natur als Ökosystem ... 96

5.1.1.2 Utilitaristisches Naturbild ... 98

5.1.1.3 Natur als historisch-zufällige Ansammlung von Organismen ... 99

5.1.1.4 Natur als Symbol, Individuum und sinnlich wahrnehmbare Landschaft ... 99

5.1.1.5 Konsequenzen unterschiedlicher Naturverständnisse für Naturschutzbegründungen und die naturschutzfachliche Planung ... 100

5.2 Funktionale Kriterien der Operationalisierung ... 104

5.2.1 Ethisch basierte Spezifizierung der Eingangshypothese ... 104

5.2.2 Holistisch-biozentrischer Ansatz: Das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" im Sinne der Funktionalität ... 105

5.2.2.1 Konkretisierung über die Ausbildung emergenter Eigenschaften ... 106

5.2.2.2 Konkretisierung über das Schutzgut Naturhaushalt ... 106

5.2.2.3 Konkretisierung über Nahrungsbeziehungen ... 108

5.2.2.4 Konkretisierung über das Schutzgut Pflanzen- und Tierarten ... 109

5.2.2.5 Überprüfung ethisch relevanter Zielgrößen ... 112

5.2.3 Utilitaristischer Ansatz: Ökosystem-Funktionen einzelner Subsysteme ... 112

5.2.3.1 Biomasseproduktions-Funktion ... 113

5.2.3.2 Regelungs- und Lebensraumfunktion ... 113

5.2.3.3 Überprüfung ethisch relevanter Zielgrößen ... 117

5.2.4 Utilitaristisch-anthroporelativer Ansatz: Ökosystem-Funktionen und die Sicherung von Symbolen ... 117

5.2.4.1 Konkretisierung über das Schutzgut "Eigenart, Vielfalt und Schönheit" ... 118

5.2.4.2 Spezifizierung der Kulturfunktion durch Angabe einer Zeitdimension ... 120

5.2.4.3 Überprüfung ethisch relevanter Zielgrößen ... 122

5.3 Synthese: Zuordnung von Rahmenbedingungen zu möglichen Kriterien 123
5.3.1 Funktional gefasster, pluralistischer Beurteilungsrahmen auf der Typus-Ebene von Ökosystemen 124
5.3.2 Schutzgüter und Argumentationsraum 126
5.4 Fazit.....129

6 Zur Stellung und Rolle der angewandten Naturwissenschaft im Kontext "ökologischer Nachhaltigkeit" 132

6.1 Hemmnisse einer Einigung um Kriterien für eine Operationalisierung.....132
6.1.1 Die Grenzen nicht-teleologischer Systeme.....133
6.1.2 Die Grenzen der naturwissenschaftlicher Disziplinen 133
6.1.3 Begrenzungen durch Weltbilder und entsprechende Perspektiven "auf Natur"137
6.2 Zur Wirksamkeit theoretischer Überlegungen für die Lösung von Umwelt-problemen 139
6.2.1 Zur Wirksamkeit ethischer Überlegungen.....139
6.2.1.1 Globale Ebene..... 140
6.2.1.2 Regionale und lokale Ebene 141
6.2.1.3 Implementierung in Forschungskonzepten 142
6.2.2 Zur Wirksamkeit sozialer und kultureller Überlegungen.....144
6.2.2.1 Umweltprobleme sind auch Kulturprobleme 145
6.2.2.2 Theoriegebäude und Selbstverständnis des Naturschutzes..... 147
6.2.3 Zur Relevanz für die Ableitung von Grenzwerten 157
6.3 Fazit.....159

7 Zusammenfassung und Ausblick.....161

8 Literatur.....165

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Projektdesign "Nachhaltige Produktion und Nutzung nachwachsender Energieträger". 6

Abbildung 2: Aufbau der Arbeit. 10

Abbildung 3: Theoriepluralismus in der Ethik (zusammengestellt nach Ott, 2000b). 31

Abbildung 4: Möglichkeiten der Ökosystembeschreibung: a) als realer Ausschnitt der Erdoberfläche, z. B. See; b) als funktionale Modellvorstellung, z.B. Nahrungsnetze eines Sees. 40

Abbildung 5: Hierarchie und Organisation von Ökosystemen (nach Müller, 1992). 50

Abbildung 6: Ökosystem-Funktionen des Bodens (nach Fränzle *et al*., 1993). 56

Abbildung 7: Potenziale und Limitationen der einzelnen Ökosystem-Funktionen. 58

Abbildung 8: Charakterisierung tangierter Ökosysteme auf drei hierarchischen Ebenen. 59

Abbildung 9: Ökosystem-Funktionen auf drei hierarchischen Ebenen eines Ökosystems. .. 62

Abbildung 10: Identifikation potenziell tangierter Ökosystem-Funktionen. 63

Abbildung 11: Raum-Zeit-Skalen von Ökosystemen und Prozessen in der Umwelt (nach Doppler & Böcker, 1999b, verändert). 66

Abbildung 12: Identifikation tangierter Ökosystem-Funktionen. 66

Abbildung 13: Aktueller Zustand von Ökosystemen als Folge einer unauflöslich verwobenen standörtlichen, biologischen und kulturellen Geschichte. 82

Abbildung 14: Kontext und Ordnungsparameter ("constraint") von Ökosystemen in Kulturlandschaften im Sinne einer hierarchischen Beschreibung (beispielsweise nach Allen & Hoekstra, 1992). 83

Abbildung 15: Erlebnis- und Erinnerungsbezug von vermittelter Kultur. 90

Abbildung 16: Historische versus aktualistische Perspektiven der Beobachtung und Beschreibung von Natur. 121

Abbildung 17: Zu beurteilende Ökosystem-Funktionen in Kulturlandschaften. 125

Abbildung 18: Zur Wirksamkeit ethischer Überlegungen bei der Lösung von Umweltproblemen auf der globalen, regionalen und lokalen Ebene sowie ihre konzeptionelle Implementierung in Forschungskonzepte. 143

Abbildung 19: Implementierung einer utilitaristischen Position des Anthroporelativismus im Zuge der Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit über die Kriterien Regelungs-, Lebensraum- und Kulturfunktion. 144

Abbildung 20: Anpassung der gegenwärtigen gesellschaftlichen Verhaltenskonfigurationen an die Regelungs- und Lebensraum- und Kulturfunktion. 146

Abbildung 21: Interdisziplinäre versus transdisziplinäre Ansätze einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit. 151

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Altersklassifikation für Ökosystemtypen (nach Kaule, 1991; Plachter, 1991). . 25

Tabelle 2: Bezugsgrößen der Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit in ökosystemaren, auf Funktionen zielenden Konzepten (zusammengestellt nach Fränzle *et al*., 1993; Haber 1997a; Müller 1998b). .. 57

Tabelle 3: Arbeitsebenen, auf denen Ökosystem-Funktionen formuliert werden, die Beobachtungsperspektiven und die sie charakterisierenden Prozess-kategorien. 60

Tabelle 4: Vorläufige Ergebnisse der Hypothesenüberprüfung. 78

Tabelle 5: Externe Funktionen von Natur und darin berücksichtigte Aspekte (zusammengestellt nach: de Groot, 1992; Enquete-Kommission, 1997; Haase, 1991; Marks *et al*., 1989). 120

Tabelle 6: Charakterisierung der historischen und aktualistischen Kulturfunktion, spezifiziert als kulturelle Gedächtnisfunktion. 122

Tabelle 7: Klassifizierte Naturverständnisse als limitierende Rahmenbedingung einer Operationalisierung und darin vorkommende Schutzgüter. 124

Tabelle 8: Differenzierte Betonung von Schutzgütern, jeweils möglicher Argumentationsraum und zu beurteilende Ökosystem-Funktionen auf der Typus-Ebene. Der Begriff Naturhaushalt sollte spezifiziert werden durch die Zielvorgabe "niedrige Hemerobie". 129

Tabelle 9: Naturverständnisse und Argumentationsräume in der naturschutzfachlichen Diskussion "Statik versus Dynamik". 139

1 Motivation: Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit

Seit der Konferenz der Vereinten Nationen in Rio de Janeiro im Jahre 1992 stehen die Begriffe "Nachhaltigkeit“ und "nachhaltige dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung" im Zentrum einer neuen, interdisziplinär geführten Diskussion um eine zukunftsfähige Umweltpolitik (Mayer, 1997). Aus Sicht der Wissenschaft werden immer wieder Befürchtungen formuliert, wonach sich die Begriffe "Nachhaltigkeit" oder "nachhaltige Entwicklung" zu einer politischen Leerformel entwickelt haben (Härdtlein *et al*., 1998; Wiesmann, 1995). Eine Möglichkeit, dieser negativen Entwicklung entgegenzuwirken und eher die positiven Potenziale der "Idee Nachhaltigkeit“ zu stärken und zu nutzen, wird in der Operationalisierung von Nachhaltigkeit gesehen (Wiesmann, 1995; Härdtlein, 2000). An dieser Aufgabe arbeiten derzeit weltweit wissenschaftliche Teams, die sich aus den Disziplinen "Ökonomie", "Sozialwissenschaften" und "Ökologie" zusammensetzen (Härdtlein *et al*., 2000b; Konold, 2000). Dieses "magische Dreieck der Nachhaltigkeit" (Bundesministerium für Umwelt, 1997; Wiesmann, 1995), das Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung als einen normativen Prozess konstruiert, hat in der Vergangenheit eine breite Akzeptanz in allen beteiligten Disziplinen gefunden (Kruse-Graumann, 1997). Während die soziale und ökonomische Dimension den Menschen als Naturwesen in seiner Physis und den Menschen als Kulturwesen (Kruse-Graumann, 1997) umfassen, sind in der ökologischen Dimension von Nachhaltigkeit die verschiedenen "Natursphären“ und ihre Wechselwirkungen vereint (Haber, 1997a).

Das wieder aufgenommene Leitbild "Nachhaltigkeit" soll unter anderem Auswege aus der "ökologischen Krise" aufzeigen. Es zielt darauf, den Handlungsspielraum und Wohlfahrtsraum des Menschen derart zu gestalten, dass diese und nachfolgende Generationen Lebensbedingungen vorfinden, die ihren Bedürfnissen gerecht werden (Kruse-Graumann, 1997).

Unter Operationalisierung versteht man die Konkretisierung und Anwendbarmachung von theoretischen Begriffen. Dazu müssen präzise Anweisungen für Ermittlungsverfahren angegeben werden. Mit Hilfe dieser Anweisungen kann dann entschieden werden, "ob in der untersuchten Realität ein mit dem betreffenden Begriff bezeichneter Vorgang oder Tatbestand vorliegt oder nicht" (Knaus & Renn, 1999, S. 448). Ein solches Vorgehen bedarf also einer Bewertung des Erfüllungsgrades eines Sachverhaltes anhand definierter Zielvorstellungen (Ist-Soll-Vergleich) (Bastian, 1997). Bewertungen basieren auf Kriterien, die mittels naturwissenschaftlicher Methoden quantifiziert werden. Die Wahl der Kriterien einer Operationalisierung entscheidet also maßgeblich darüber, welche Eigenschaften und

Funktionsprinzipien von Natur in Zukunft fokussiert und langfristig gesichert werden können. Kriterien fließen im Zuge der Operationalisierung von Konzepten dann beispielsweise in Planungsinstrumente ein (z.B. Merkle, 2000), die zum Zwecke der Politikberatung entwickelt und Entscheidungsträgern zur Verfügung gestellt werden (z.B. Dabbert *et al*., 1999). Kriterien gelangen also in die politische Diskussion zur Lösung von Umweltproblemen. Daher ist eine Überprüfung der Kriterien, auf deren Basis eine Operationalisierung vollzogen und instrumentarisiert werden soll, von entscheidender Relevanz. Insbesondere muss überprüft werden, welche Sachverhalte mittels dieser Kriterien erfass- und beschreibbar sind (Wiegleb, 1997), also welche Realität für zukünftige Entwicklungen selektiert wird.

1.1 Forderung nach flexiblen Ansätzen der Operationalisierung

Gerade unter dem Aspekt des Langzeitcharakters von Nachhaltigkeit sind flexible Ansätze der Operationalisierung gefordert (Enquete-Kommission, 1997). Problemempfinden und Prioritäten hängen von Kulturkreisen, sowie von sozialen und wirtschaftlichen Entwicklungszuständen ab, und unterliegen somit einem permanenten Wandel (Jessel, 2000; Kruse-Graumann, 1997). Die Komplexität der Natursphären und des Mensch-Umwelt-Verhältnisses, deren vielfältigen Wechselbeziehungen, sowie die Ungewissheit zukünftiger Entwicklungspfade in Mensch-Umwelt-Systemen, lassen keine einfachen, endgültigen Zielbestimmungen für zukünftige Entwicklungen zu. Das Leitbild Nachhaltigkeit muss daher immer wieder aufs neue operationalisiert werden (Enquete-Kommission, 1997, S.12).

In der Projektpraxis wird die Operationalisierung meist mit regionalem Bezug konzipiert. Für bestimmte Regionen werden in einer Art Sensibilitätsanalyse im Vorfeld Problemfelder - in jüngerer Vergangenheit vor Ort in Gesprächen mit Trägern öffentlicher Belange, Bürgern und Landnutzern - identifiziert. Darauf aufbauend werden dann Leitbilder operationalisiert, die etwa nachhaltige Konzepte umsetzen sollen. So besteht beispielsweise unter Experten und Expertinnen Einigkeit darüber, dass in der Agrarlandschaft "Kraichgau“ (Baden-Württemberg), die aufgrund ihrer Standortgunst[1] als Produktionslandschaft charakterisiert wird, vor allem ökonomische Aspekte einer konkurrenzfähigen Nahrungsmittelproduktion im Vordergrund stehen. Um dies langfristig und umweltschonend zu gewährleisten, werden u.a. Probleme der Erosivität (Ressourcenschutz) und der Wasserretention in Auen fokussiert. Die Erhaltung der Produktionsfunktion von Agrarökosystemen und die Regelungsfunktion bei-

[1] Charakterisiert über die Boden-Ertragsmesszahl, die auf bis zu 50% der Fläche eine Bewertung der landwirtschaftlichen Nutzbarkeit der Böden für Ackerbau mit "sehr gut" zur Folge hat (Statistisches Landesamt Ba-Wü, 1991).

spielsweise von Auen sind hier also zentral. Kulturell verankerte Fragen des Arten- und Biotopschutzes sind hier den ökonomischen und ökologischen Belangen nachgeordnet (z.B. BMBF-Verbundvorhaben "Wege zu einer multifunktionalen, umweltschonenden Agrarlandschaftsgestaltung - Definitionsprojekt Kraichgau: Wassereinzugsgebiete in Agrarlandschaften", unveröff. Arbeitsbericht[2], August 1997). Die angelegten Kriterien sind in dieser Argumentation erstens die Erhaltung der Produktionsfunktion von Agrarökosystemen und zweitens die Sicherung des Naturhaushaltes.

Dem gegenüber werden in Agrarlandschaften minderer Standortsgunst, dabei jedoch vielfältigerer Naturraumausstattung, die Schwerpunkte mitunter ganz anders gewählt, beispielsweise in Teilen der Region Hohenlohe (Baden-Württemberg). In dieser ebenfalls agrarisch und kulturell geprägten Landschaft sind neben Fragen des Ressourcenschutzes auch Fragen des Arten- und Biotopschutzes, der Kulturerhaltung und der Identifikation mit Heimat von Bedeutung (Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe, 2000). In der Region entwickelte Strategien einer nachhaltigen Entwicklung zielen u.a. auf den Schutz regionaltypischer Landschaftselemente wie Steinriegel, Streuobstwiesen und Terrassenweinberge in Steillagen. Die zusätzlich zu der Produktionsfunktion von Agrarökosystemen angelegten Kriterien sind hier die Eigenart und die Schönheit der Landschaft.

Es stellt sich die Frage, warum Entscheidungen gerade für das eine oder andere Leitbild getroffen werden, könnten Argumente doch genau gegenläufig aufgeführt werden. Beispielsweise könnte in Zukunft argumentiert werden, dass in Produktionslandschaften wie dem Kraichgau gerade Fragen des Arten- und Biotopschutzes im Vordergrund stehen, da letzte Reste von Kulturfolge-Arten und Kulturlandschaftselementen in dieser Region gesichert werden sollten. Das angelegte Kriterium wäre dann das der Eigenart der Landschaft.

Diese Beispiele sollen verdeutlichen, dass Leitbilder, Zielvorstellungen und Maßnahmen für konkrete Regionen und Landschaften in einem Diskurs entwickelt werden (Dabbert *et al*., 1996; Werner, 1995). So können immer wieder auch die Bedürfnisse der Bewohner einer Region berücksichtigt werden. Eine landschaftsunabhängige Überprüfung von Kriterien einer Operationalisierung kann dabei helfen, die prinzipiellen Grenzen und Möglichkeiten von Kriterien auf einer abstrakten, nicht-landschaftsgebundenen Ebene aufzuzeigen. So können Rahmenbedingungen identifiziert werden, vor deren Hintergrund eine Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit immer wieder aufs neue und angepasst vollzogen werden kann.

[2] Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart.

1.2 Forderung nach ökosystemaren, an Funktionen orientierten Ansätzen

Im Umgang mit Naturfragen wird gefordert, in Zukunft stärker als bisher in Systemen zu denken (Lantermann & Döring-Seipel, 2000). Auch der SRU (1987) empfiehlt, "das Ökosystem“ wesentlich stärker in den Vordergrund der Schutzbemühungen im Zuge einer nachhaltigen Entwicklung zu stellen. Henle (1994) kritisiert, dass bisherige Aktivitäten des Naturschutzes die Berücksichtigung von Ökosystemen oder ganzen Landschaften vernachlässigt haben.
Darauf reagierend werden in der Literatur zunehmend Forderungen formuliert, gerade im Hinblick auf das Leitbild "Nachhaltigkeit", Ökosysteme und deren Funktionsfähigkeit in den Focus von Schutzbemühungen zu stellen. Müller (1998b) unternimmt einen dieser Forderung entsprechenden Versuch, Ökosysteme als Schutzgut zu formulieren. Das Konzept "Ökosystem-Integrität“ (Kay, 1993; Woodley *et al*., 1993) wird als Leitbild für eine nachhaltige Entwicklung in der Zukunft herangezogen und soll in quantifizierbare ökosystemare Indikatoren transformiert werden. Dies soll eine Beurteilung von Nachhaltigkeit im Sinne integrer, funktionsfähiger Ökosysteme ermöglichen. Dass diese Forderung keine Randerscheinung einzelner Autoren ist, zeigt sich u.a. darin, dass sie auch in Standardwerke der Landschaftsanalyse und -bewertung aufgenommen wurde (z.B. Bastian & Schreiber, 1999).

Dieser Ansatz argumentiert vor dem gesetzlichen Hintergrund des Bundesnaturschutzgesetzes, das in §1 fordert, die "Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes" nachhaltig zu sichern. "Naturhaushalt" ist ein "Rechtsbegriff“ (Ekschmitt *et al*., 1994), der nach Müller (1998b) aus naturwissenschaftlicher Sicht weitestgehend mit dem Verständnis von Ökosystemfunktionalität übereinstimmt. Das Konzept der Ökosystem-Integrität wird als gleichbedeutend mit dem Begriff "Funktionalität" und "Selbstorganisationskapazität" eines Ökosystems benutzt (Müller, 1998b). Der Autor schlägt vor, für die Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit die Funktionalität und Selbstorganisationskapazität von Ökosystemen als Zielgrößen einzuführen (Müller & Müller, 1992; Müller, 1996a; Müller, 1998b; Müller *et al*., 1997a).

Aus dem Bereich der Ökosystem-Theorie steht hierfür eine ständig zunehmende Literatur zur Verfügung über Funktionen von Ökosystemen (de Groot, 1992; Fränzle *et al*., 1993; Müller, 1992; Müller, 1996a; Müller *et al*., 1997a; Müller *et al*., 1997b) und deren Fähigkeit zur Selbstorganisation (Breckling & Müller, 1997; Müller *et al*., 1997a; Müller *et al*., 1997b).

Die Ergebnisse aus diesem Bereich sollen in Zukunft stärkere Berücksichtigung bei der Ableitung von Schutzgütern für nachfolgende Generationen finden (Dierßen, 1999).

Der Funktionsbegriff wird aber neben dieser naturwissenschaftlichen Bedeutung auch in

einem anthropozentrischen Kontext genutzt, wenn im Zuge der Nachhaltigkeitsdiskussion gefordert wird, in Landschaften die Lebensraum-, Nutz-, Kultur- und Regelungsfunktion zu betrachten (Kirchner-Heßler *et al*., 1999).

1.3 Forschungsrahmen

Die Aufgabe, eine Operationalisierung von Nachhaltigkeit vorzunehmen, wurde in dem Vorhaben "Nachhaltige Produktion und Nutzung nachwachsender Energieträger"[3] aufgegriffen. Dieses Vorhaben verfolgt das Ziel, eine Methodik zu entwickeln, die einen Beitrag zur Operationalisierung einer nachhaltigen Produktion und Nutzung nachwachsender Energieträger aus ökologischer Sicht leisten kann.

1.3.1 Betrachtungsebene Gesamtsystem: Verursacher - Wirkort

Das dazu entwickelte Projektdesign basiert auf einer Verknüpfung von Emissionen, die aus der Produktion und Nutzung nachwachsender Energieträger resultieren, mit sogenannten "tangierten Ökosystemen“ als Wirkort bzw. Rezeptoren der Emissionen (siehe Abbildung 1). Potenzielle Wirkungen, die in Ökosystemen entstehen, sollen abgeschätzt und bezüglich ihrer ökologischen Relevanz beurteilt werden. Im Projektauftrag ist vorgesehen, die *Belastbarkeit von Ökosystemen* als Bezugsgröße der ökologischen Relevanz von Emissionen heranzuziehen. Für die einzelnen Immissionen in Ökosysteme sollen an der Belastbarkeit von Ökosystemen orientierte Grenzwerte (Belastungsgrenzen) formuliert werden, deren Einhaltung auf lange Sicht zu keiner irreversiblen Schädigung von Ökosystemen führen. Aus diesen Grenzwerten sollen Restriktionen für Emissionen abgeleitet werden, die wiederum an die Produktion und Nutzung informativ zurückgegeben werden. Dieses iterative Vorgehen ermöglicht eine Anpassung der Produktions- und Nutzungssysteme in Bezug zu Umweltwirkungen und somit eine aus ökologischer Sicht optimierte Produktion und Nutzung nachwachsender Energieträger.

Im Gegensatz zu Ansätzen, die in konkreten Regionen und Landschaften entwickelten werden bzw. wurden (z.B. "Schorfheide-Chorin“, "Bornhöveder Seenkette“, "Kulturlandschaft Hohenlohe"), sollte die Methodenentwicklung ohne konkreten Landschaftsbezug erfolgen, um eine Übertragbarkeit und Anwendbarkeit fallweise in unterschiedlichen Landschaften zu ermöglichen.

An diesem Fördervorhaben sind die Universitäten Stuttgart und Hohenheim beteiligt. Es ist

[3] Das Projekt wurde gefördert durch die "Deutsche Bundesstiftung Umwelt".

gegliedert in die Themenbereiche:

1. Planung von Produktions- und Nutzungssystemen,
2. Verbindung: Abschätzung der Ausbreitung in der Atmo-, Hydro- und Pedosphäre
3. Tangierte Ökosysteme.

Die vorliegende Arbeit bearbeitet das Teilprojekt "Tangierte Ökosysteme".

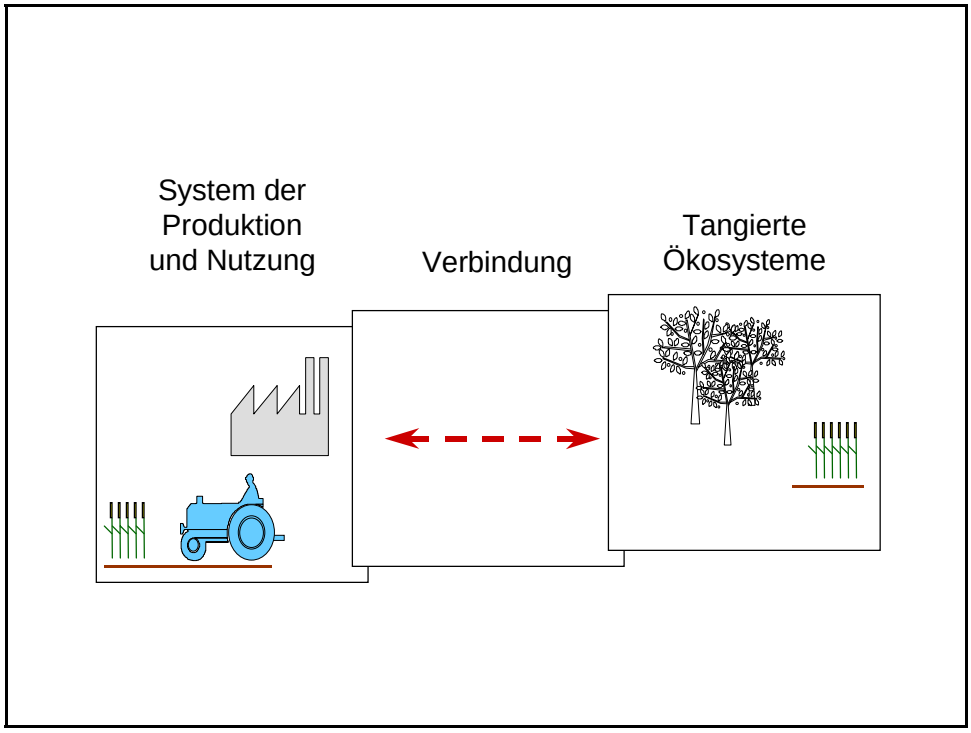

Abbildung 1: Projektdesign "Nachhaltige Produktion und Nutzung nachwachsender Energieträger."

1.3.2 Focus Wirkort: "Tangierte Ökosysteme"

Die Produktion und Nutzung nachwachsender Energieträger wird im Rahmen des Projektes dann als ökologisch nachhaltig bewertet, wenn die Funktionsfähigkeit der tangierten Ökosysteme einschließlich des Produktionssystems selbst durch stoffliche und energetische Einträge nicht verändert wird (Böcker *et al*., 1998, unveröff. internes Arbeitsgruppenergebnis, veröffentlicht in Härdtlein *et al*., 1998).

1.4 Arbeitshypothese, Zielsetzung und Methode

Die Arbeitshypothese der vorliegenden Arbeit basiert auf einer dem Projekt zugrunde liegenden Definition ökologischer Nachhaltigkeit:

Definition

"Die Produktion und Nutzung nachwachsender Energieträger wird dann als ökologisch

nachhaltig bewertet, wenn die **Funktionsfähigkeit** der tangierten Ökosysteme einschließlich des Produktionssystems selbst durch stoffliche und energetische Einträge nicht verändert wird." (Ergebnis der Projektgruppe, Böcker *et al*., 1998, unveröff.; veröffentlicht in Härdtlein *et al*., 2000a).

Diese Definition setzt voraus, dass die Sicherung der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen Nachhaltigkeit aus ökologischer Sicht gewährleistet. Auf dieser Setzung basiert die Arbeits-Hypothese der vorliegenden Arbeit.

Arbeitshypothese

Die Sicherung der Gesamtfunktionalität von Ökosystemen und die Sicherung einzelner Ökosystem-Funktionen gewährleistet Nachhaltigkeit aus ökologischer Sicht.

Zielsetzung

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, Grenzen und Möglichkeiten des naturwissenschaftlich basierten Kriteriums "Ökosystem-Funktionen" im Kontext von Nachhaltigkeit aus naturschutzfachlicher Sicht aufzuzeigen. Referenzkriterien dieser Überprüfung sind (1) die Forderung der Vereinten Nationen nach Sicherung der Biodiversität[4] und (2) der §1 des Bundesnaturschutzgesetzes[5], in dem gefordert wird, den Naturhaushalt, die Pflanzen- und Tierwelt, sowie die Eigenart, Vielfalt und Schönheit von Natur und Landschaft nachhaltig zu sichern.

Es soll herausgestellt werden, inwieweit das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" den Anforderung des Nachhaltigkeitskonzeptes aus ökologischer und speziell naturschutzfachlicher Sicht gerecht wird und für eine Implementierung in eine Operationalsierung von Nachhaltigkeit geeignet ist. Zentraler Punkt ist hierbei, Klarheit zu gewinnen,

1) ob und wenn ja, unter welchen Rahmenbedingungen das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" die Sicherung der Biodiversität langfristig gewährleistet
2) ob und wenn ja unter welchen Rahmenbedingungen das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" die Sicherung des Naturhaushaltes langfristig gewährleistet
3) ob und wenn ja unter welchen Rahmenbedingungen das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" die Sicherung der Eigenart, Vielfalt und Schönheit von Natur und Landschaft

[4]"Konvention über Biologische Vielfalt", siehe Originaltext der Konvention in (UNEP, 1992), Übersicht in (Korn, 1999); Stellungnahme der Bundesregierung in (BfN, 1997, S. 11-15). Eine kritische Auseinandersetzung über die Ethik der Konvention gibt (Wolters, 1995).

[5] Bundesnaturschutzgesetz (BnatSchG): i.d.F. vom 06.08.1993 (BGBl. I)

langfristig gewährleistet.

4) Darüber hinaus soll dargestellt werden, "welche Natur" für zukünftige Generationen mittels des Kriteriums und identifizierter Rahmenbedingungen der Operationalisierung gesichert werden kann und
5) in welchem Theoriegebäude entsprechende Konzepte dann verankert sein müssten.

Um dieses Ziel transparent zu verfolgen, wurde auf der Basis der allgemeinen Systemtheorie und der Hierarchietheorie ein Ansatz entwickelt, der es ermöglicht, Ökosysteme über Funktionen auf mehreren hierarchischen Ebenen zu beschreiben. Dieser Ansatz ermöglicht (1) eine hierarchische Identifikation von Ökosystem-Funktionen auf der Typus-Ebene von Ökosystemen nach Plachter (1994)[6], (2) eine Analyse, "welche Natur" auf definierten hierarchischen Skalen eines Ökosystems auf der Typus-Ebene über entsprechende Funktionen beschrieben und langfristig gesichert werden kann, sowie (3) eine Analyse, ob die Forderungen der Rio Konvention zur Erhaltung der Artenvielfalt, sowie die Inhalte des §1 BNatSchG über das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" operationalisiert werden können

Methode

In der vorliegenden Arbeit wurden keine Daten erhoben, die Überprüfung dieser Arbeitshypothese erfolgte also nicht-empirisch. Methodisch basiert die Arbeit auf einer literaturgestützten Auswertung und theoretischen Auseinandersetzung mit dem Funktionenbegriff in Beziehung zum Ökosystemkonzept. Die Ergebnisse dieser Auseinandersetzung wurden

1) einer naturwissenschaftlichen und wissenschaftstheoretischen Kritik unterzogen und
2) naturschutzfachlich relevanten Aspekten der Beschreibung von Natur,
3) gesellschaftlich relevanten Aspekten der Wahrnehmung von Natur,
4) zwei konträren, ethischen Positionen zum Umgang mit Natur

gegenübergestellt.

Dieser Kritik und Gegenüberstellung wurden wiederum jeweils Hypothesen zugrunde gelegt, die die Eingangshypothese (siehe Kapitel 1.2) spezifizieren. Die Überprüfung dieser Hypothesen erfolgt in einer Auseinandersetzung mit dem Stand des Wissens in der Literatur.

[6] Auf der Typus-Ebene eines Ökosystems ist "die konkrete Ausprägung eines Naturelementes bzw. eines Ökosystems zunächst unerheblich" (Plachter, 1994). Sie beschreibt einen Ökosystemtyp ortsunabhängig, wie beispielsweise einen Hainsimsen-Buchenwald, innerhalb eines Bezugsraumes (z.B. Deutschland). Ortsbezogene, konkrete Ausprägungen von Ökosystemen, wie beispielsweise deren Artenbestand und Flächengröße, sind erst auf der "Objekt-Ebene" beschreibbar (ebd.).

1.5 Aufbau und Inhalte der Arbeit

Der Aufbau und eine Übersicht der Inhalte der Arbeit sind in Abbildung 2 dargestellt.

Kapitel 2 stellt in stark zusammengefasster Form die Anforderungen an eine Operationalisierung **ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit aus naturschutzfachlicher Sicht** dar: Skizziert werden (1) ein zusammengefasster Stand der Diskussion um Leitbilder und Kriterien ökologischer Teilaspekte von Nachhaltigkeit und (2) Ansätze der Umweltethik, die vor dem Hintergrund der Konvention von Rio "zur Erhaltung der Biodiversität" diskutiert werden. Die Ziele sind dabei, den Leser erstens in Kenntnis über den derzeitigen Stand der naturschutzfachlichen Diskussion bezüglich der Ziele des Naturschutzes zu setzen. Zweitens werden mögliche, ethisch basierter Zielsetzungen identifiziert. Diese untermauern als differenziertes Hypothesengebäude die Überprüfung der Eingangshypothese, die in Kapitel 1.2 als Ausgangspunkt der Arbeit formuliert wurde.

Kapitel 3 steht im Kontext einer naturwissenschaftlichen Perspektive auf Ökosysteme, vor deren Hintergrund die Gesamtprojekt-Aufgabe formuliert wurde. Als Bezugsgröße für die Ableitung eines Erbes für nachfolgende Generationen werden Ökosystem-Funktionen herangezogen. Es wird ein Ansatz zur Beschreibung, Definition und Identifikation von tangierten Ökosystemen über Ökosystem-Funktionen gezeigt.

Dieser Ansatz ist die Grundlage
1) für eine Überprüfung der Eingangshypothese
2) für die Abschätzung von potenziellen Umweltwirkungen auf Ökosystem-Funktionen, analysiert und gezeigt von Merkle (2000).

Der Ansatz wird auf der Grundlage funktionaler Aspekte der Hierarchietheorie entwickelt: Funktionale Ordnungsprinzipien von Ökosystemen werden erklärt, die Begriffe Funktionen bzw. Funktionsfähigkeit, die als Kriterium für die Beurteilung der ökologischen Nachhaltigkeit definiert wurden, werden erörtert. Es wird des weiteren eine hierarchische Beschreibung ökologischer Systeme vorgeschlagen, die die Identifikation von Ökosystem-Funktionen auf hierarchischen Ebenen erlaubt. Ausgewählte Ökosystem-Funktionen aus der Literatur werden als mögliche Grundlage einer Operationalisierung eingeführt. Diese Arbeitsschritte bilden den Ausgangspunkt einer hierarchischen Störungsanalyse (Doppler & Böcker, 1999b) und liefert die Vorraussetzung einer Operationalisierung von Nachhaltigkeit aus ökologischer Sicht im Rahmen des Gesamtprojektes (Härdtlein, 2000; Merkle, 2000).

In Kapitel 4 werden Einschränkungen des in Kapitel 3 gezeigten Ökosystem-Ansatzes aufgezeigt. Die Ausführungen in diesem Kapitel untersuchen fünf Setzungen aus, die dem in

Kapitel 3 gezeigten Herangehen und der Eingangshypothese immanent sind. Es werden wissenschaftstheoretische und wissenschaftsinterne Kritikpunkte herausgearbeitet. Außerdem wird gezeigt, in "welcher Natur" eine Operationalisierung ökologischer Nachhaltigkeit vollzogen wird. Die Ordnungsprinzipien, die in Kulturlandschaften zusätzlich zu allgemeinen Ordnungsprinzipien ökologischer Systeme relevant sind, werden skizziert. Es wird ein sachargumentativer Diskurs vorgenommen, welche gesellschaftlichen und ökologisch stützbaren Wertevorstellungen für die Ableitung eines Natur-Erbes für nachfolgende Generationen möglicherweise berücksichtigt werden sollten. Dabei wird "das Bedürfnis nach Geschichte, Heimat und Schönheit" als soziokulturell relevantes Kriterium einer Werteableitung diskutiert, da der Stellenwert dieses Kriteriums in der Naturschutzliteratur sehr kontrovers diskutiert wird. Der Bezug auf eben dieses Kriterium erhebt keinen Vollständigkeitsanspruch. Es soll durch die geführte Argumentation und Diskussion aber gezeigt werden, dass auch im Kontext sektoraler, ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit anthropozentrische Aspekte von entscheidender Bedeutung sind. Es sind neben den angeführten Einschränkungen selbstverständlich auch sozialstrukturelle und ökonomische Restriktionen denkbar.

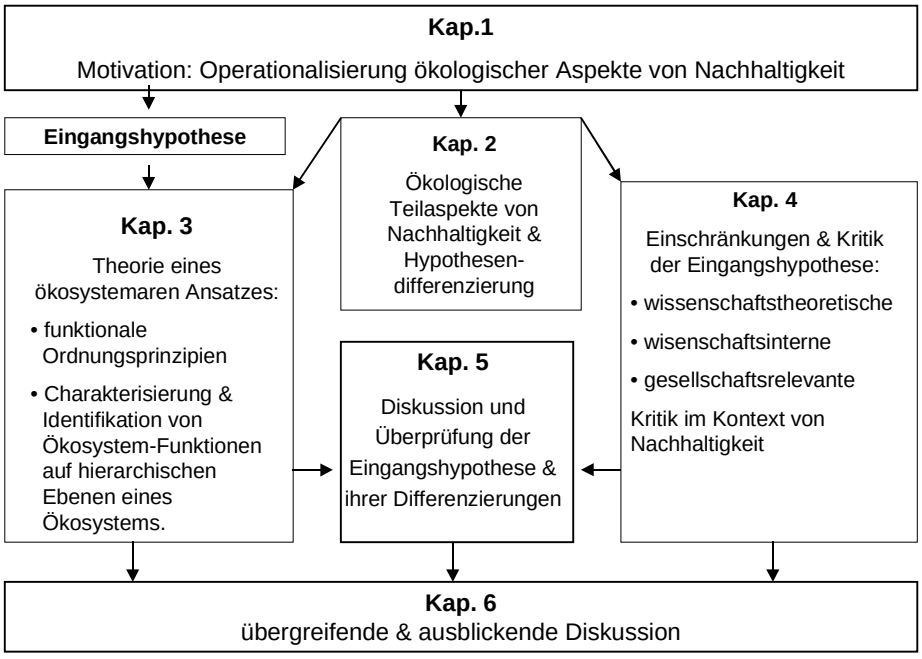

Abbildung 2: Aufbau der Arbeit

In Kapitel 5 wird die Frage, die im Titel der vorliegenden Arbeit aufgeworfen wird, aus naturwissenschaftlicher und ethischer Sicht diskutiert und beantwortet. Diese Diskussion zeigt die Rahmenbedingungen einer Operationalisierung. Im Zentrum stehen dabei (1) unterschiedliche Perspektiven auf Natur, (2) die in diesen unterschiedlichen Perspektiven jeweils wahrnehmbare Natur und (3) die so beschreibbare und langfristig sicherbare Natur. Der

zweite und dritte Punkt wiederum basiert auf der Überprüfung der in Kapitel 2 identifizierten, ethischen Zielsetzungen, die die Haupthypothese dieser Arbeit differenzieren (s.o.).
Kapitel 6 greift die kritische Auseinandersetzung aus den Kapiteln3 & 4, sowie die in Kapitel 5 vorgenommene Hypothesenüberprüfung und -diskussion von einer übergeordneten Perspektive zukünftiger Nachhaltigkeitsforschung auf.

2 Ökologische Aspekte von Nachhaltigkeit

Ein zentraler Aspekt des Konzeptes Nachhaltigkeit ist sein Langzeit-Charakter (Müller, 1998b). Als Leitidee wurde formuliert, kommenden Generationen ein Erbe zu hinterlassen, das nicht weniger Möglichkeiten der Gestaltung der eigenen Lebenswelt und der Entfaltung der eigenen Persönlichkeit birgt als das Erbe, mit dem man selbst das Leben antreten durfte (Brundlandbericht der WCED, 1987).

Das grundlegende ökologische Ziel von Nachhaltigkeit ist die Erhaltung der Strukturen und Funktionen von Ökosystemen (Enquete Kommission, 1994, zitiert in Mayer 1997, S. 449). Die Naturwissenschaft Ökologie und der praxisorientierte Naturschutz sind in diesem Kontext aufgefordert, entsprechende, normativ festzulegende Erhaltungs- und Entwicklungsziele zu formulieren.

2.1 Stand der Diskussion aus naturschutzfachlicher Sicht

Bezüglich eines Erbes, das für diese und nachfolgende Generationen erhalten werden sollen, gehen die Expertenmeinungen weit auseinander. Sie reichen von der Forderung, alles so zu erhalten, wie es heute ist bis hin zu Forderungen, nur das zu erhalten, was unmittelbaren Nutzen abwirft (Knaus & Renn, 1999).

2.1.1 Ziele des Naturschutzes

In der aktuellen Diskussion über Ziele des Umwelt- und Naturschutzes spiegelt sich die Suche nach Eigenschaften und Qualitäten, die der Erhaltung für die Zukunft wert sind, wider. Während die Diskussion im technischen Umweltschutz vor allem auf die Erhaltung von natürlichen Ressourcen wie Boden, Wasser und Luft zielt, stehen im Mittelpunkt der naturschutzfachlichen Forschung, vor deren Hintergrund theoriegestützte Entwicklungsziele und -maßnahmen für die Zukunft entwickelt werden sollen, der Funktionsschutz von Natur und der Schutz seltener Arten, Biotope und Ökosystemen (Ott, 2000b). Die naturschutzfachliche Planung hat darauf aufbauend u.a. die Aufgabe, Schutz- und Entwicklungsziele für Arten und Biotope, für Ökosysteme und Landschaften auf den unterschiedlichen Planungsebenen zu formulieren und in der Naturschutzpraxis umzusetzen (Büchter, 2000). Die Themenkomplexe des Umweltschutzes werden in der vorliegenden Arbeit nicht bearbeitet, der Focus liegt auf ökologischen Teilaspekten aus naturschutzfachlicher Sicht.

Die Mehrzahl der Schutzziele des konventionellen Naturschutzes ist derzeit noch Artenschutz- und damit Lebensraumschutz-orientiert (Dierßen, 1998). Akzeptiert man jedoch das Konzept Nachhaltigkeit als Leitprinzip, so lässt sich diese Zielformulierung kritisch hinter-

fragen (Wulf, 1995). Entsprechend werden statische kontrovers zu dynamischen Schutzstrategien diskutiert (z.B. NUA, 1999). So stehen konservierende Strategien des Denkmal- und Artenschutzes dynamischen Konzepten des Prozessschutzes gegenüber (Konold, 2000).

Der konservierende Naturschutz argumentiert entsprechend strukturorientiert. Strukturen von Ökosystemen sind ein Abbild der inneren Funktionsweise, der Nutzungsgeschichte und der aktuellen Nutzung. Strukturen sind also Träger naturbedingter, historischer und kultureller Informationen und können nur auf dem Hintergrund ihres Natur- und Kulturkontextes verstanden werden (vgl. Kapitel 4). Strukturveränderungen ergeben sich durch systemimmanente und nutzungsbedingte, externe Prozesse. Der Schutz von Strukturen erfordert folglich eine Zielformulierung, die definiert, welche Entwicklungsstadien und Zustände erhalten bzw. entwickelt werden sollen. Die Schutzziele werden in diesem Ansatz meist mit Referenz zu historischen Zuständen abgeleitet.

Diese statischen Ansätze, die auf die Erhaltung von Lebensräumen (Biotope) und deren Biozönosen (Artengemeinschaften) zielen, werden in Deutschland zunehmend als unzulängliche Konzepte in Frage gestellt (z.B. Dierßen, 1998; Konold, 1998; Wulf, 1995). "Der Ruf nach gelassener Akzeptanz oder bewusster Förderung dynamischer Prozesse" gewinnt in der Diskussion um ein zu erhaltendes Natur-Erbe als sogenannter Prozessschutz zunehmend an Bedeutung (Dierßen, 1998). Der Begriff Prozessschutz wird in der Literatur jedoch sehr widersprüchlich und mehrdeutig und damit uneindeutig verwendet. Schutzgegenstand können sowohl anthropogene Prozesse der Nutzung von Ökosystemen (Konold, 1998) als auch systemimmanente Prozesse sein (Jedicke, 1998a; Plachter, 1996). Der wesentliche Unterschied liegt in der Integration eines Kulturkontextes als zum System gehörende Größe (vgl. Kapitel 3.1.1 & 4.3.1)

Nutzungsprozessschutz integriert den kulturellen Kontext eines Ökosystems, also dessen Genese durch Nutzung in der Vergangenheit und dessen Weiterentwicklung in der Zukunft, auf einer hierarchisch höher agierenden Ebene. Daraus abgeleitete Schutzstrategien zielen darauf ab, Strukturen (konservierender Prozessschutz) und deren Dynamik (integrativer Prozessschutz, nach Jedicke, 1998a) mittels Nutzungsprozessen zu erhalten. Auch der Schutz der Dynamik von Kulturlandschaften in Folge der technischen Weiterentwicklung der Landnutzung wird als Prozessschutzes bezeichnet (Konold, 1998). Strategien dieses Prozessschutzes leiten ihre Werte ebenfalls aus normativen Setzungen ab. Diese sind jedoch nicht mehr rein historisch bzw. aus der Funktionsweise des Ökosystems und der Landschaft heraus begründet. Stattdessen steht die aktuelle und potenzielle Nutzung der Landschaft und

ihre Co-Evolution mit der kulturellen Entwicklung des Menschen im Focus (Haber, 1997a). Ziele sind nicht mehr definierte Strukturen, sondern Dynamik und Veränderung in Ökosystemen und Kulturlandschaften.

Ein ökozentrischer Prozessschutz dahingegen fokussiert die im System ablaufenden Interaktionen zwischen Systemkomponenten. Dieser segregative Prozessschutz (Jedicke, 1998a) verfolgt eine anthropogen ungesteuerte Dynamik von Ökosystemen und zielt auf eine Abschirmung der Ökosysteme von anthropogenen Einflüssen (Scherzinger, 1990; Scherzinger, 1996).

2.1.2 Entsprechende Ziele der naturschutzfachlichen Planung

Die klassischen Aufgabengebiete naturschutzfachlicher Planungen sind die Erhaltung der Schutzgüter "Eigenart, Schönheit und Vielfalt" von Natur und Landschaft. Auch auf der Ebene der Zielformulierung spiegelt sich die Frage nach dem "was" wider. So wird einerseits diskutiert, ob derzeitige Zustände von Kulturlandschaften, Kulturlandschaftselementen und deren Artenzusammensetzungen gesichert bzw. entwickelt werden sollen. Diese Denkweise folgt dem Ansatz, den derzeitigen Status-quo- zu erhalten bzw. Entwicklungsmöglichkeiten der derzeitigen Potenziale für die Zukunft zu sichern. Entsprechende Argumentationen zielen auf die Erhaltung von Strukturen. Demgegenüber stehen Planungsstrategien, die die Prozesse des Natur- und Landschaftshaushaltes und die daraus resultierende Dynamik fokussieren (z.B. Beiträge in NUA, 1999). In der Literatur findet man neben Vertretern der Extrempositionen pro und contra Dynamik bzw. Statik auch Verfechter der Meinung, dass in Kulturlandschaften keine *entweder oder Entscheidungen*, sondern vielmehr *sowohl als auch Entscheidungen* getroffen werden müssen (Dierßen, 1998; Plachter, 1995; Riecken, 1999; Rode, 1998; Schumacher, 1995; Schumacher, 1999).

2.2 Das Problem der Heterogenität von Leitbildern, Zielen und Kriterien

Innerhalb der ökologischen Diskussion sind im Kontext von Nachhaltigkeit unterschiedliche Leitbilder und Zielvorgaben des Umgangs mit Natur und Landschaft etabliert. Beiträge werden sowohl aus einer naturwissenschaftlich-ökologischen Perspektive (Wulf, 1995; Müller, 1998b), als auch aus einer normativen Perspektive (Darstellung in Roweck, 1995) gegeben. Dabei stehen ökosystemare Leitbilder naturschutzfachlichen gegenüber (Doppler & Vandré, 1999). Für Ökosysteme werden Leitbilder formuliert, die darauf zielen die

- Funktionen von Ökosystemen (z.B. Fränzle *et al*., 1993; Meyer, 1997; Wulf, 1995)
- die Selbstorganisationskapazität und die Funktionalität von Ökosystemen (z.B. Müller,

1998b; Müller *et al*., 1997a)

- Belastbarkeit und Stabilität von Ökosystemen (z.B. Mayer, 1997; Härdtlein *et al*., 2000a)
- die Integrität von Ökosystemen (Woodley *et al*., 1993).
- die Biodiversität in Ökosystemen (z.B. BfN, 1997; Hannsson; 1997)

langfristig zu erhalten.

Im Zentrum der naturschutzfachlicher Leitbilder stehen (nach Roweck, 1995; Horlitz, 1998)

- der Schutz von Arten,
- der Schutz von Biotopen als Lebensraum für diese und
- der Schutz von historischen Kulturlandschaften
- der Schutz von Landschaftsbildern
- neuerdings der Schutz von Dynamik

2.2.1 Ökosystemare Leitbilder und Kriterien aus naturwissenschaftlicher Sicht

Ansätze der aktuellen Ökosystemforschung zielen u.a. darauf, die Selbstorganisationskapazität (Müller *et al*., 1997a) und Funktionalität (Müller, 1998b) von Ökosystemen als Schutzgut in die Bestrebungen des Naturschutzes aufzunehmen. Ansätze aus der Systemtheorie zu Selbstorganisationsprinzipien natürlicher Systeme (z.B. An der Heiden, 1992) werden herangezogen und mit Konzepten zu Ökosystem-Gesundheit (Constanza *et al*., 1992; Okey, 1996; Waltner-Toews, 1996; Rapport, 1998) und -Integrität (Kay, 1993; King, 1993; Woodley *et al*., 1993) verknüpft. Müller (1998b) verfolgt den Ansatz, darauf aufbauend ein Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung für Deutschland zu entwickeln.

Er vollzieht diesen Ansatz basierend auf dem Kriterium "Funktionalität von Ökosystemen" als Alternative zu bisherigen Leitbildern, die auf Belastbarkeitskonzepten basieren. Die Leitbilder Belastbarkeit, Ökosystem-Gesundheit und -Integrität werden nachfolgend kurz erläutert.

2.2.1.1 Belastbarkeit, Stabilität und Elastizität von Ökosystemen

In der deutschsprachigen Literatur sind Leitbilder in Beziehung zu ökologischer Nachhaltigkeit bisher meist verknüpft mit dem Begriff der Belastbarkeit von Ökosystemen (Müller, 1998b). Der Begriff beschreibt die Vorstellung, dass Ökosysteme Stoffeinträge aus der Umwelt bis zu einem gewissen Maß abpuffern können, ohne dass ihr Zustand dabei irreversibel verändert würde.

Der Begriff der Belastbarkeit ist gekoppelt mit dem der Stabilität und Elastizität von Ökosystemen (Kuttler, 1993). Stabilitäts- und Elastizitätskonzepte (Gigon, 1984; Gigon & Grimm,

1997) fokussieren Ökosystem-Zustände, die nach einer Belastung wieder erreicht werden (Müller, 1998b). Stabilität, Belastbarkeit und Elastizität von Ökosystemen sind also an einem definierten Status-quo des Systems orientiert. Entwicklungen von Ökosystemen im Sinne selbstregulierter und -organisierter Prozesse sind quasi ausgeschlossen (Müller, 1997; Müller, 1998b).

> "Unter Belastbarkeit ist die Befähigung des Ökosystems zu verstehen, einen bestimmten Grad an Belastungen zu tolerieren, ohne dass seine systemimmanenten oder vom Menschen geschaffenen Strukturen oder Funktionen verändert werden." (Kuttler, 1993), S. 57)

Die Belastbarkeit eines Ökosystems beruht nach Ellenberg (1972) auf seiner Empfindlichkeit (komplementär dazu: Resistenz) gegenüber Einflüssen aus der Umwelt und seiner Regenerationsfähigkeit nach Einflüssen aus der Umwelt. Die Empfindlichkeit von Organismen und Ökosystemen ist von seiner derzeitigen Prädisposition abhängig, die wiederum genetisch angelegt und durch die Faktoren Boden, Klima und Wechselwirkungen zwischen Organismen im System beeinflusst ist. Des weiteren ist die Belastbarkeit eines Ökosystems von seiner Regenerationsfähigkeit nach einer Belastung aus der Umwelt abhängig. Die Regeneration eines Ökosystems ist dann gegeben, wenn im Ökosystem nach der Belastung der ursprüngliche Zustand wiederhergestellt ist (Kuttler, 1993).

Die Belastbarkeit von Ökosystemen, bzw. deren Elastizität bei Belastungen aus der Umwelt, sind maßgebliche auch durch die Geschichte des Systems mitgesteuert. Systeme sind anfälliger gegenüber Störungen, wenn sie zuvor bereits Störungen ausgesetzt waren und zum Zeitpunkt der aktuellen Störung noch Wirkungen aus vorherigen vorhanden sind (Kümmerer, 1997). Diese Tatsache ist u.a. im Umgang mit dem Problem der Hintergrundbelastungen als "chronische" Belastungen von großer Bedeutung. Aber auch für die Übertragung von Erfahrungen mit Belastbarkeiten von Ökosystemen in der Vergangenheit ist diese Tatsache von entscheidender Relevanz: Erfahrungen aus der Vergangenheit können nicht ohne weiteres auf die Gegenwart oder Zukunft übertragen werden. Die Denkweise, die dem Belastbarkeits-, Stabilitäts- und Elastizitätsdenken zugrunde liegt, nämlich dass Ökosysteme nach Belastungen aus der Umwelt sich in den Zustand vor der Belastung zurückentwickeln, ist in der Ökologie nicht unumstritten. Kümmerer & Held (1997a) betonen, dass derartige Vorstellungen über Reversibilitäten in Ökosystemen nach Belastungen, wie sie von Gigon (1984) und Gigon & Grimm (1997) gezeigt werden, unter Berücksichtigung der Abfolge von "Zeit" als gerichteter Größe nicht vertretbar sind:

> "Von Irreversibilität zu sprechen bedeutet genau genommen, dem newtonschen Zeitverständnis anzuhängen und anzunehmen, dass es Reversibilität gibt. In der uns vertrauten Welt kann aber der Ausgangszustand auch nach Ablauf einer gewissen Zeit nicht wieder hergestellt werden, da

> sich zumindest die Umgebung währenddessen weiterentwickelt hat. Die Vermeidung irreversibler Veränderungen als aus der Natur ableitbares Handlungsprinzip zu verstehen, hieße, dem naturalistischen Fehlschluss [7] (SRU, 1994) zu erliegen und die Dynamik der Welt zu ignorieren. Die Existenz von Reversibilität und damit auch Irreversibilität würde bedeuten, dass es eine Welt oder Teile von ihr außerhalb der Zeit gäbe. Dies ist aber nicht der Fall. Der Begriff Irreversibilität kann nur dazu dienen, darauf aufmerksam zu machen, dass vom Menschen beispielsweise aus ethischer Sicht unerwünschte Vorgänge ausgelöst oder Entwicklungen stärker in ihrer Geschwindigkeit beeinflusst werden als aus menschlicher Sicht wünschenswert ist." (Kümmerer & Held, 1997a)

Ein Grund für Irreversibilität liegt darin, dass in Ökosystemen sowohl auf der Ebene einzelner Subsysteme als auch zwischen mehreren Subsystemen Wechselwirkungen bestehen, die immer wieder auftreten und in Folge derer sich die Systeme allmählich im Laufe der Zeit verändern. Obwohl einzelne "kleine" mikroskopische Veränderungen in erster Näherung als reversibel betrachtet werden können, resultiert aus ihrer Summe in der Abfolge der Zeit schließlich eine makroskopische Veränderung (Kümmerer & Held, 1997a). Stabilität und Belastbarkeit sind also maßstabsabhängige Beobachtungsphänomene (vgl. Henle, 1994).

Weitere Schwierigkeiten mit den Begriffen Belastbarkeit - Stabilität - Elastizität ergeben sich dadurch, dass der Beginn einer irreversiblen Änderung im Sinne einer Überschreitung des Belastbarkeitsbereichs nach Kuttler (1993) selten fassbar und das Kriterium schwer operationalisierbar ist (Kümmerer & Held, 1997a). Während im Falle von Individuen eine Beurteilung ex post, also im Nachhinein, einfach über den binären Code "tot-lebendig" vorgenommen werden kann, ist dies im Falle von Ökosystemen schwer möglich. Artenvielfalt (ex ante Einschätzung) bzw. Artenverluste (ex post Beurteilung) könnten zur Operationalisierung herangezogen werden. Jedoch sind eindeutige Zusammenhänge zwischen den Kriterien Artenvielfalt und der Stabilität bzw. Belastbarkeit von Ökosystemen sehr umstritten (Bastian, 1997; Trepl, 1995), bzw. nur für eine definierte Raum-Zeit-Skale gültig (s.o.).

2.2.1.2 Ecosystem Health

"Ecosystem Health" ist ein in den USA entwickeltes, umweltorientiertes Leitbild, das im Verlaufe der Nachhaltigkeitsdebatte in den USA als Leitbild ökologischer Nachhaltigkeit vor allem durch die Ökologen D. Rapport und R. Constanza etabliert wurde (Literatur: (Calow, 1995; Constanza, 1992; Constanza *et al*., 1992; Norton, 1992; Ramade, 1995; Rapport, 1998; Rapport, 1994; Rapport, 1995b; Rapport, 1995d; Rapport *et al*., 1998; Waltner-Toews, 1996).

[7] Begriffserläuterung siehe Kapitel 4.2.2

Das Konzept baut auf Theorien über die Funktionalität von Ökosystemen auf und verfolgt u.a. das Ziel, funktionale Aspekte von Ökosystemen stärker in die Nachhaltigkeitsdiskussion zu integrieren. Als Grundlage des Ecosystem Health-Konzeptes nennt Norton (1992) fünf Axiome (Grundsätze), die bei einer Operationalisierung beachtet und zu den normativen Grundsätzen von Ecosystem Health und Ecosystem Integrity (siehe unten) in Beziehung gebracht werden müssen:

1. Das Axiom der Dynamik: Natur ist eher ein Satz an Prozesses denn ein Arrangement von Objekten; alles ist im Fluss.
2. Das Axiom der Veknüpftheit: Alle Prozesse sind mit allen Prozessen verknüpft.
3. Das Axiom der Hierarchie: Ökosystemare Prozesse laufen auf unterschiedlichen Skalen ab. Eine Differenzierung der hierarchischen räumlichen und zeitlichen Skale ist nötig.
4. Das Axiom der Kreativität: Ökosystemare Prozesse sind kreativ. Die Energieflüsse durch Ökosysteme ermöglichen deren selbstorganisierte Fortentwicklung. Eine wesentliche Charakteristik lebender Systeme ist ihre Fähigkeit zur Selbstorganisation.
5. Das Axiom unterschiedlicher Fragilität: Ökosysteme sind unterschiedlich empfindlich und resilient. Ökosysteme unterscheiden sich in der Fähigkeit anthropogene Störungen abpuffern und ausgleichen zu können.

Die naturwissenschaftliche Formulierung dieser fünf Axiome, ausgedrückt in Ökosystemeigenschaften, die zueinander in Beziehung stehen, zeigt Constanza (1992): "Ecosystem Health ist eine Ökosystem-Eigenschaft, die durch die Komponenten Lebenskraft ("vigor"), Organisation und Resilienz ergibt" (Constanza, 1992), S. 248f.). Der Autor zeigt folgenden Zusammenhang zwischen diesen Größen:

$$HI = V*O*R$$

HI = Health-Index, Maß ökologischer Nachhaltigkeit,

V = Lebenskraft, Maß für die Systemaktivität, Metabolismen oder Primärproduktion

O = Organisation des Systems, relativer Grad der Systemorganisation, seiner Diversität und inneren Vernetztheit

R = Resilienz, relativer Grad der System-Resilienz

Constanza (1992) erläutert den Index am Beispiel der Trophierung von Ökosystemen: Trophierung sei dann "ungesund", wenn ein Anstieg des System-Metabolismus (V) derart zu verzeichnen sei, dass er zu einer Abnahme der Systemorganisation führe (sinkende Arten-

zahlen und abnehmende Vernetztheit innerhalb des Systems O) und zu einer abnehmenden Resilienz des Systems (R). Der Autor schließt daraus, dass in diesem Kontext Trophierung ungesund sei. Im Kontext von Nachhaltigkeit entspräche dies einer Beurteilung von "nicht nachhaltig".

> "In this context eutrophication is unhealthy in that it ususally represents an increase in metabolism that is more than outweighed by a decrease in organization and resilience. Artificially eutrophic systems tend toward lower species diversity, shorter food chains, and lower resilience." (Constanza, 1992, S. 249)

Diese kurze Zusammenfassung des Leitbildes "Ecosystem-Health" soll verdeutlichen, dass ökologische Nachhaltigkeit, ausgedrückt als "Gesundheit von Ökosystemen", als normatives Konzept an Funktionsweisen von Ökosystemen ausgerichtet wäre. Die Operationalisierung eines solchen Herangehens müsste auf einer hierarchischen Beschreibung von Ökosystemen basieren, um die Organisation des Systems als Beurteilungsgröße festzulegen. Darin wäre die Identifikation der Prozesse möglicht, die auf Stoffeinträge in der Art reagieren, dass ein definierter Zustand des Ökosystems (im Beispiel von Constanza wären das zu definierende Nahrungsbeziehungen und Nahrungsketten auf unterschiedlichen hierarchischen Ebenen) irreversibel verändert sind. Nach Müller (1998b, S.48) wäre Gesundheit in einem solchen Verständnis

1) als "Homöostase", bzw. als eine Dynamik, die sich nahe beim Zustand des Gleichgewichts bewegt, abzuschätzen anhand der Größen Gesamtumsatz, Produktivität und des Gesamtflusses von Energie und Stoffen durch das System
2) als Organisationscharakteristik, die sich aus der Diversität und Komplexität ökologischer Systeme ergibt. Dieses Kriterium ist abzuschätzen anhand verschiedener Diversitätsindices und der Flussdichte von Energie und Kohlenstofftransfers
3) kommt der Aspekt der Strukturerhaltung als Resilienzgröße zum Ausdruck, abzuschätzen anhand der Wachstumsfähigkeit (im Sinne von Systemstruktur, Systemorganisation, Anm. S.D.).

2.2.1.3 Ecosystem Integrity

Das Konzept "Ecosystem Integrity" stammt aus Kanada und wurde bisher vor allem im Monitoring von Nationalparks angewandt (Woodley *et al*., 1993). Der Autor gibt folgende Definition:

> "Integrität wird definiert als ein Zustand der Ökosystementwicklung, der für die Randbedingungen des spezifischen geografischen Ortes optimiert ist, und zwar in bezug auf den Energie-Input, verfügbares Wasser, Nährstoffe und die Artenzusammensetzung. In Nationalparks bezieht

> sich dieser optimale Zustand auf Begriffe wie natürlich, natürliche Entwicklung, Ursprünglichkeit und Unberührtheit. Das impliziert, dass die Strukturen und Funktionen von Ökosystemen von anthropogenen Störungen nicht berührt sind und dass heimische Arten in überlebensfähigen Populationen vorzufinden sind." (Woodley *et al*., 1993, S. 157f, übersetzt)

(Kay, 1993) vermeidet den expliziten Bezug zum Begriff der Natürlichkeit und definiert Integrität wie folgt:

> "In unserem Verständnis von Ökosystemen als etwas Ganzheitlichem verstehen wir unter Integrität die Fähigkeit eines Systems, seine Organisation zu erhalten und sich im Selbstorganisationsprozess fortzuentwickeln. Hierbei treten die drei Zielbereiche (1) Ökosystem-Gesundheit, (2) die Fähigkeit, einen optimalen Zustand trotz Stress aus der Umwelt aufrecht zu erhalten und (4) die Fähigkeit zu Selbstorganisation auf." (Kay, 1993, S. 205f, übersetzt)

Nach Müller (1998b) ist vor allem der dritte Punkt der Definition von Kay (1993) von zentraler Bedeutung:

> "Ein Ökosystem ist integer und kann nachhaltig bestehen, wenn es in der Lage ist, seine Organisation und seinen Fließgleichgewichtszustand gegenüber kleinen Störungen zu erhalten und wenn es über eine hohe Anpassungs- und Entwicklungskapazität verfügt, so dass es sich langfristig selbstorganisiert fortentwickeln kann. Integrität ist ein ganzheitlicher Begriff, für dessen Quantifizierung ganzheitliche, prozess- und funktionsbezogene Indikatoren erforderlich sind." (Müller, 1998b, S. 61f.)

Diese Definition betont systeminterne Prozesse und ist funktional gefasst. Eine Ökosystemanalyse müsste in Anpassung daran in einem funktionalen Verständnis und Definition des Begriffs "Ökosystem" angesiedelt sein. Der Autor schreibt an anderer Stelle, dass im Kontext des Leitbildes Nachhaltigkeit "die Selbstorganisationskapazität von Ökosystemen als Schutzgut oder (additives) Leitbild in die Bestrebungen zum Schutz der Umwelt" aufgenommen werden sollten (Müller *et al*., 1997a, S. 14). Die Fähigkeit zur Selbstorganisation wird dabei mit dem Begriff "Ökosystem-Integrität" gleichgesetzt." (Müller, 1998b, S. 49)

2.2.2 Leitbilder und Bewertungskriterien aus naturschutzfachlicher Sicht

Naturschutzfachliche Leitbilder sind vor allem auf der Ebene des Arten- und Biotopschutzes angesiedelt und zielen auf die Erhaltung der Schutzgüter Pflanzen- und Tierwelt, sowie die Eigenart, Vielfalt und Schönheit von Natur und Landschaft.

Arten sind seit langem als Schutzgüter anerkannt, der Artenschutz ist daher eine der ältesten Aufgaben des Naturschutzes (Plachter, 1995). Der Artenschutz bezog sich lange Zeit vor

allem auf große, attraktive und auf seltene Arten eines Bezugsgebietes (Bond, 1993; Plachter, 1995) und wurde in sogenannten "Roten Listen“ instrumentarisiert (Bundesamt für Naturschutz, 1996). Der Schutz von Arten und Biotopen als Lebensraum für Pflanzen- und Tierarten wird in der Naturschutzgesetzgebung auf unterschiedlichen Ebenen (Länder - Bund - EU) gesteuert. So ist beispielsweise in Baden-Württemberg am 1.1.1992 das Biotopschutzgesetz in Kraft getreten, wonach alle besonders wertvollen gefährdeten Biotope in Baden-Württemberg unter gesetzlichen Schutz gestellt sind (§24 a, NatSchG Ba-Wü[8]). In der entsprechenden Kartieranleitung sind klare Zielvorgaben formuliert, welcher Biotopzustand zu sichern ist. Auch in der Flora-Fauna-Habitat Richtlinie der EU[9] liegt zum derzeitigen Stand der Focus auf Arten- und Biotopschutzvorgaben (Bundesamt für Naturschutz, 1998), wobei eine Erweiterung der Richtlinienausarbeitung um dynamische Aspekte geplant ist (ebd.).

Die Eigenart, aber auch die Schönheit einer Landschaft wird oft über deren Ausstattung mit regionaltypischen Kulturlandschaftselementen erfasst. Diese sind Schutzgegenstand des Denkmalschutzes bzw. des Arten- und Biotopschutzes (Breuer, 1998; Wöbse, 1998). Die Identifikation entsprechender, zu erhaltender Werte und Zustände von Landschaften, Ökosystemen, Biotopen und Arten erfolgt in der naturschutzfachlichen Planung über die Anwendung wertgebender Kriterien. Die am häufigsten benutzten Kriterien sind (zusammengestellt nach Kaule, 1991; Usher & Erz, 1994; Bastian & Schreiber, 1999):

- Seltenheit / Gefährdung
  von Arten und Biotopen
- Vielfalt
  - Artenvielfalt
  - Strukturvielfalt
- Entwicklungsdauer / Alter
- Natürlichkeit / Naturnähe & Hemerobie

Nachfolgend werden die einzelnen Kriterien auf der Typus-Ebene von Ökosystemen (siehe Kapitel 1) erläutert.

[8] Gesetz zum Schutz der Natur, zur Pflege der Landschaft und über die Erholungsvorsorge in der freien Landschaft (Naturschutzgesetz von Baden-Württemberg, NatSchG Ba-Wü, i.d.F. vom 07.02.1994 (GBl.)).

[9] Richtlinien zur Umsetzung von Natura 2000: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG, 97/62/EG, 97/266/EG; Vogelschutzrichtlinie 79/409/EWG (Ssysmank, 1999).

2.2.2.1 Natürlichkeit & Naturnähe

Die Natürlichkeit ist eines der am häufigsten verwendeten Bewertungskriterien des Naturschutzes (Usher & Erz, 1994). Der Begriff Natürlichkeit wurde 1963 von Ellenberg eingeführt, der eine Einstufung der Natürlichkeit in sieben Stufen von unberührt bis künstlich vorschlug (Ellenberg, 1963, zitiert in Plachter, 1991, S. 242). Eine Übersicht über die von Ellenbergs Vorschlag hinausgehenden Klassifikationen des Kriteriums Natürlichkeit gibt Dierschke (1984).

Nach Plachter (1991) wird der Begriff in der Praxis sehr uneinheitlich benutzt, unterschiedliche Beurteilungsgrößen und zeitliche Referenzzustände werden zur Einschätzung herangezogen. Während bei Usher & Erz (1994) das Kriterium auf einen Zustand unbeeinflusster und ungestörter abiotischer Qualitäten in der Vergangenheit bezogen wird, schreibt Plachter (1991), dass in der Praxis ebenso biotische Qualitäten zur Erfassung herangezogen werden. Dabei werden Pflanzenartenbestände manchmal mit unbeeinflussten Verhältnissen verglichen, manchmal mit der Entstehungsgeschichte und manchmal mit dem Ausmaß der Veränderungen. Neben Natürlichkeit wird auch das Kriterium Naturnähe benutzt. Beide Kriterien wurden von Kowarik (1999) kritisch analysiert, der darauf aufmerksam macht, dass das Kriterium Natürlichkeit zwar das am häufigsten genutzte (vgl. Usher & Erz, 1994), jedoch auch das am wenigsten hinterfragte Kriterium der Bewertung sei. Die Begründung ist, dass eine Definition des Nullpunktes, also des Bezugspunktes einer Bewertung, in der Anwendung uneindeutig bleibt. Kowarik (1999) schlägt deswegen eine Unterscheidung von Natürlichkeit in zwei Perspektiven unterschiedlichen Zeitbezuges vor: Zum einen kann Natürlichkeit historisch, mit Blick auf einen früheren, kulturell unbeeinflussten Zustand verstanden werden, andererseits ist auch eine aktualistische Betrachtung möglich, mit Blick auf einen weitgehend durch Prozesse der Selbstregulation bestimmten Zustand möglich. Während die historische Perspektive mit einem anthropogen unbeeinflussten Standortpotenzial vergleicht, entspricht die aktualistische Perspektive dem derzeit aktuellen Standortpotenzial.

In vielen Fällen ist die Rekonstruktion des historischen Zustandes unbeeinflusster Standortbedingungen aus Unkenntnis desselben nicht möglich (Kaule, 1991) bzw. es besteht Unsicherheit bezüglich des zeitlichen Bezugspunktes (Kowarik, 1999). Die meisten Rekonstruktionen beziehen sich auf die Zeit vor den Waldrodungen im Neolithikum. Inzwischen wird jedoch vielfach (wenn auch nicht einhellig) angenommen, dass der Mensch bereits davor große herbivore Tierarten, die Einfluss auf die Vegetationsstruktur und -zusammensetzung der Wälder hatten, stark zurückgedrängt hatten, so dass die Frage nach der Offen- bzw. Geschlossenheit der Wälder unbeantwortet bleibt (Scherzinger, 1996). Im Ergebnis bleiben also

Bewertungen, die sich auf diesen Zeitpunkt beziehen, mit großer Unsicherheit behaftet. Einen solchen zeitlichen Bezugspunkt der Bewertung nennt Kowarik (1999) "historische Perspektive". Kaule (1991) kritisiert das Kriterium Natürlichkeit bezüglich seiner Anwendbarkeit und Aussagekraft in Kulturlandschaften. Aus Sicht des Naturschutzes mache das Kriterium auf der Ebene von Arten- und Biotopen deswegen wenig Sinn, da die Standortfaktoren in Kulturlandschaften durch kulturelle Einflüsse derart überprägt sind, dass sie (1) irreversibel verändert und unterschiedlich von historischen unbeeinflussten Standortfaktoren sind und (2) Biotope und Landschaftsausschnitte entstanden, die heute zu den wertvollen Objekten des Naturschutzes gehören (z.B. Calluna Heiden (Rode, 1998)).

In der Bewertungspraxis erfolgt eine Einschätzung der Natürlichkeit mitunter über die potenzielle natürliche Vegetation und die ursprüngliche Vegetation. Während die ursprüngliche Vegetation eine von Menschen unbeeinflusste bezeichnet, also einer historischen Perspektive entspricht, ist der Bezugspunkt der potenziellen natürlichen Vegetation ein aktualistischer. Die potenzielle natürliche Vegetation wurde von Tüxen (1956) in Mitteleuropa eingeführt (Kowarik, 1999). Sie entspricht dem heutigen Standortpotenzial unter Einschluss irreversibler anthropogener Veränderungen und Fernwirkungen. Sie kann, muss aber nicht mit einem früheren, unbeeinflussten Zustand übereinstimmen (Kowarik, 1999). Die potenzielle natürliche Vegetation ist ein Gedankenkonstrukt, die sich entsprechend der Standortpotenziale einstellende Vegetation wird gedacht und dient als Bezugspunkt eines Vergleiches mit der tatsächlich vorgefundenen Vegetation.

Bei Bewertungen wird die Frage nach dem zeitlichen Bezugspunkt in der Regel nicht geklärt (Kowarik, 1999). Um die Uneindeutigkeit des Bezugspunktes des Kriteriums "Natürlichkeit" aufzulösen, schlägt Kowarik (1999) eine Unterscheidung zwischen Naturnähe und Hemerobie vor: Die Naturnähe eines Untersuchungsobjektes wird in Hinblick auf einen historischen Zustand analysiert. Die Hemerobie dagegen wird auf eine anthropogen bedingte Abweichung von einem durch Selbstregulation gekennzeichneten Zustand bezogen, auch wenn dieser Zustand durch irreversible Einflüsse (beispielsweise Nutzungen) entstanden ist. Der Bezugspunkt ist also ein aktueller Zustand der Standortfaktoren im Biotop oder Landschaftsausschnitt.

2.2.2.2 Hemerobie

Das Konzept der Hemerobie geht auf Arbeiten von Sukopp (1972) zurück, basierend auf Arbeiten von Jalas (1955). Das Konzept wurde von Kowarik (1988) spezifiziert. Die Hemerobie wird bezogen auf einen aktuellen Zustand von Standortbedingungen, auch wenn diese stark bzw. irreversibel anthropogen beeinflusst sind. Zentraler Punkt des Konzeptes ist es,

den menschlichen Einfluss auf Ökosysteme zu beurteilen. Sukopp (1969, 1972) hatte zum Ziel, ein Konzept gleichermaßen für die Analyse von Ökosystemen wie für Fragen des Naturschutzes zu entwickeln. Seine Definition von Hemerobie betonte bereits den Kultureinfluss als Standortfaktor. Kowarik (1999) definiert den Begriff Hemerobie folgendermaßen:

> "Hemerobie ist ein Maß für den menschlichen Kultureinfluss auf Ökosysteme, wobei die Einschätzung des Hemerobiegrades nach dem Ausmaß der Wirkung derjenigen anthropogenen Einflüsse vorgenommen wird, die der Entwicklung des Systems zu einem Endzustand entgegenstehen. (...) Irreversible Standortveränderungen werden wie beim Konzept der potenziellen natürlichen Vegetation als Teil des Standortpotenzials akzeptiert." (Kowarik, 1988)

Die aktualistische Sichtweise von Hemerobie, in Bewertungen ausgedrückt als Hemerobiegrad, drückt die Wirkung anthropogener Einflüsse aus, die dem Selbstregulationspotenzial des Ökosystems entgegenwirken.

Ein solcher Ansatz kommt den Ideen des Prozessschutzes sehr nahe, in denen das Ablaufen von selbstregulierten Prozessen als wertgebender Referenzpunkt der Bewertung dient. In den Begrifflichkeiten des Prozessschutzes ausgedrückt, zielt das Hemerobiekonzept auf das Schutzgut "systeminterne Prozesse" im Sinne von Plachter (1996) (vgl. Kapitel 2.1.1).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass

- die Beurteilung der Kriterien "Naturnähe" und "Natürlichkeit" eines zeitlichen, historischen Referenzpunktes bedarf, der schwer definierbar ist, aus pragmatischen Gründen auf Zustände zur Zeit des Neolithikums bezogen wird.
- die Beurteilung des Kriteriums "Hemerobie" sich auf den aktuellen Zeitpunkt und Zustand von Biotopen und Ökosystemen bezieht und der Wert des Ökosystem somit "geschichtslos" abgeleitet wird.

2.2.2.3 Entwicklungsdauer und Alter

Die Entwicklungszeit der meisten Lebensraumtypen nehmen einen Zeithorizont ein, die weder durch heute übliche Planungszeiträume abgedeckt werden noch über verlässliche Prognosen beschrieben werden können. Alter und das damit oft gekoppelte Kriterium der Reproduzierbarkeit werden somit in mitteleuropäischen Landschaften zunehmend zu einem übergeordneten Kriterium der Bewertung (Bastian, 1997; Kaule, 1991; Plachter, 1991). In Mitteleuropa haben beispielsweise Hochmoore eine Entwicklungsgeschichte von bis zu 10000 Jahren, Mähwiesen eine bis zu 250 Jahren, Stadtökosysteme dahingegen eine relativ kurze Entwicklungsgeschichte von 10-50 Jahren. Diese Altersangaben von Ökosystemtypen

sagen jedoch nur relativ wenig über das tatsächliche Alter von einzelnen Ökosystemen in konkreten Landschaften aus. Das absolute Alter eines Ökosystems sei ein Wert an sich, denn Alter ist nicht herstellbar. Da Alter nicht herstellbar ist, muss es als eines der wichtigsten, wertgebenden Kriterien herausgestellt werden (Kaule, 1991). Kaule (1991, S. 267) und Plachter (1991, S. 245-246) schlagen folgende Altersklassifikation für Ökosystemtypen vor:

Tabelle 1: Altersklassifikation für Ökosystemtypen (nach Kaule, 1991; Plachter, 1991).

<table>
<tr><td colspan="2">Ökosystemtyp und Entwicklungsgeschichte in Jahren</td></tr>
<tr><td colspan="2">1000 – 10 000 Jahre</td></tr>
<tr><td colspan="2">• Hochmoore
• Niedermoore mit hoher Torfmächtigkeit
• Wälder mit alten Bodenprofilen (z.B. Podsole, manche Gleye)
• Natürliche Wälder
• Große Fließgewässer mit ihrer Aue</td></tr>
<tr><td>250 – 1000 Jahre</td><td>150 – 250 Jahre</td></tr>
<tr><td>• Niedermoore
• Übergangsmoore
• Sekundärentwicklungen in Auen und an Teichen
• Hecken auf alten Steinriegeln
• Trockenrasen und Heiden
• Bestimmte Waldtypen (einige Auwälder, Lohwälder)
• Kleine Fließgewässer</td><td>• Wälder auf hitzigen Böden (Keuper)
• Wälder mit Profilen mit hohem Stoffumsatz
• manche Auwälder
• die meisten Hecken
• Niedermoore und Übergangsmoore (teilweise)
• Mähwiesen (teilweise)</td></tr>
<tr><td>50 – 150 Jahre</td><td>50-200 Jahre</td></tr>
<tr><td>• Artenarme, wenig differenzierte Hecken
• Gebüsche und magerrasenartige Felsfluren auf Halden und in Steinbrüchen
• Schwingrasen und andere Verlandungsökosysteme an Weihern
• Weidengebüsche
• artenreiche zweischürige Wiesen</td><td>• Magerrasige Felsfluren
• Schwingrasen und andere Verlandungsökosysteme an kleinen Stillgewässern
• Weidengebüsche
• artenreiche, zweischürige Wiesen</td></tr>
</table>

Tabelle 1 Fortführung: Altersklassifikation für Ökosystemtypen (nach Kaule, 1991; Plachter, 1991)

15-50 Jahre	15-20 Jahre
• Lückige Felsfluren • Gebüsche auf Brachen • Ginsterheiden auf Brachen • artenarme Mähwiesen • Hochstaudenfluren • Geschlossene artenreiche Gras- und Staudenfluren an Böschungen und Dämmen • Grabensäume (wenn alternierend geräumt) • Eutrophe und mesotrophe sekundäre Stillgewässer	• Bestimmte Heckentypen • Pfeifengraswiesen • Halbtrockenrasen • Lückige Felsfluren in frühen Sukzesionsstadien • Hochstaudenfluren • Vegetation oligotropher Stillgewässer
1-15 Jahre	
• Sekundäre Sandmagerrasen • Zwergbinsenfluren • Gräben, z.T. • Ruderalfluren • Ackerwildkrautfluren	• Vegetation eutropher Stillgewässer • Gräben • Vegetation eutropher Stillgewässer • Ephemere Kleingewässer • Hygrophile Therophytenfluren

Kaule (1991) nimmt eine Verknüpfung der zwei Faktoren Alter und Trophie einiger, in Mitteleuropa verbreiteter Ökosystemtypen vor. Diese Faktorenanalyse zeigt, dass unter mitteleuropäischen Bedingungen eutrophe und oligotrophe *junge* lichtliebende Ökosysteme gleichermaßen verbreitet sind. Mit zunehmendem Alter findet man immer weniger lichtliebende oligotrophe Ökosysteme, das Ökosystemtypenspektrum besteht mit zunehmendem Systemalter überwiegend aus Waldökosystemen. Der Autor leitet daraus ein höchste Schutzwürdigkeit alter, oligotropher lichter Ökosysteme (z.B. Hochmoore) ab. Jüngere oligotrophe, lichte Ökosysteme werden von ihm deswegen als weniger schutzwürdig eingeordnet, da diese zumindest in relativ kürzeren Zeiträumen wiederherstellbar sind (z.B. sekundäre Sandrasen in einem Zeitraum von 1-15 Jahren). Die Ersetzbarkeit im Sinne der Wiederherstellbarkeit ist also eng gekoppelt mit dem Kriterium Alter.

Die Gruppe der Ökosystem 150 – 10 000 Jahren ist nach Kaule (1991) praktisch nicht er-

setzbar. Ökosystemtypen, die ein Systemalter von 50 – 150 Jahren aufweisen, werden von ihm im Grenzbereich der Wiederherstellbarkeit eingeordnet, sofern die Vorraussetzungen herstellbar sind. Die Gruppe 15-50 Jahre wird als innerhalb eines Planungshorizontes als wiederherstellbar eingestuft, in der Gruppe 1-15 Jahre geht man davon aus, dass die Ökosysteme nur durch Eingriffe erhalten werden können, da sie sich ohne pflegerische oder sonstige Eingriffe in Systeme der nächst älteren Klasse weiterentwickeln.

Aus Tabelle 1 wird zudem deutlich, dass in der Klasse der 1000-10 000 Jahre alten Systeme nur natürlich entstandene Systeme vorzufinden sind. Erst im Zeitraum 250-1000 Jahren findet sich mit den Trockenrasen und Heiden, den Sekundärentwicklungen in Auen und an Teichen solche Ökosysteme, die durch menschliche Nutzung entstanden sind. Ökosysteme, die seit langem bestehen, sind ebenso vorrangig schutzbedürftig wie jene mit sehr langen Entwicklungszeiten (Bastian, 1997; Plachter, 1991), dies betrifft alle Systeme in den Kategorien 250-10 000 Jahren.

Bezüglich der Wertigkeit von Ökosystemen kann festgehalten werden, dass Ökosysteme mit einer Entwicklungsdauer und Bestandesalter von 250 Jahren und mehr besonders wertvolle Ökosysteme sind.

2.2.2.4 Seltenheit und Gefährdung

Die Kriterien Seltenheit / Gefährdung fließen in zahlreiche der aus der Literatur bekannten Verfahren zur Biotop- und Landschaftsbewertung ein (z.B Bastian & Schreiber, 1999; Kaule, 1991). Die Kriterien werden auf Arten und Biotope angewandt:

Auf der Biotoptypenebene kommt das Kriterium Seltenheit zum Tragen, wenn Biotoptypen an sich selten sind, wie beispielsweise Felsfluren und Binnendünen. Gefährdung drückt dann aus, dass diese entweder durch menschliche Aktivitäten (z.B. Freizeitsport und Felsfluren) oder durch Stoffeinträge und daraus resultierende Standortnivellierungen bedroht sind. Der zweite Punkt betrifft vor allem oligotrophe Biotoptypen. Gefährdung kann auch von Relevanz sein, wenn Biotoptypen, die durch historische Nutzungen entstanden sind (z.B. Streuobstwiesen, Wachholderheiden) aufgrund nicht weiter fortgeführter Nutzungen in ihrer Existenz gefährdet sind.

Auf der Arteben drücken die Kriterien Seltenheit und Gefährdung aus, dass diese entweder aufgrund menschlicher Einflüsse im Rückgang begriffen sind (Gefährdung) oder die aufgrund ihrer natürlichen Verbreitung selten sind (Seltenheit, z.B. Endemiten) (Bastian & Schreiber, 1999; Plachter, 1991). Neben diesem Gebrauch der Kriterien Seltenheit und Gefährdung von

Arten bzw. Biozönosen werden zur Bewertung und Einschätzung der ökologischen Relevanz von Arten auch funktionale Klassifikationen vorgeschlagen.

So sollen

- Arten mit hohem Indikationspotenzial (Belastungs-, Klassifikations-, Zustands-/Entwicklungs- und Bewertungsindikatoren)
- Arten mit Funktionspotenzial im Sinne von
  - Schalterfunktionen (biomassenunabhängige Funktionen, z.B. Biber),
  - Schlüsselfunktionen ("keystone-species", z.B. Ameisen, die Komensalen Lebensmöglichkeiten in ihren Bauten bieten) und
  - dominante Arten, die aufgrund der großen Biomasse wichtige Funktionen erfüllen (z.B. Hauptbaumarten, Bodenorganismen, Phytoplankton)

in Zukunft stärkere Beachtung finden (Plachter, 1995).

2.2.2.5 Artenvielfalt

Das Kriterium Artenvielfalt wird oft mit der Stabilität eines Ökosystems verknüpft. Der Begriff der Stabilität wiederum ist gekoppelt mit dem der Belastbarkeit von Ökosystemen (Kuttler, 1993). Das Begriffspaar gibt den Rahmen zur Limitation von Umweltbelastungen vor. Daraus abgeleitete Umweltschutzmaßnahmen werden mit dem Ziel der Erhaltung eines Stabilitätsbereiches von Ökosystemen formuliert. (s.o.). Trepl (1995) hingegen zeigt, dass die Hypothese, dass eine hohe Artenvielfalt zu einer hohen Stabilität von Ökosystemen führe, in dieser allgemeinen Form nicht haltbar ist. Kaule (1991) zeigt, dass Quantitäten des Kriteriums stark in Abhängigkeit vom Entwicklungszustand des Systems schwanken und daher als Kriterium zur Charakterisierung der Habitatfunktion nur mit explizitem Ökosystemtypenbezug geeignet ist (Bastian, 1997).

2.2.2.6 Prinzipielle Probleme bei der Kombination von Kriterien

Aus der Darstellung der einzelnen naturschutzfachlich relevanten Kriterien wird ersichtlich, dass im Umgang mit Kriterien eine Vielzahl von Problemen auftreten. Unter anderem sind dieses Probleme der Gegenläufigkeit, der Nicht-Linearität und eines unsicheren Referenzpunktes, die die Aussagekraft von Kriterien maßgeblich beschränken.

Gegenläufigkeit beschreibt den Sachverhalt, dass sich die gleichzeitige Erfüllung von Kriterien nicht selten ausschließt. Beispielsweise kann dem Kriterium Seltenheit von Arten das Kriterium Funktion gegenübergestellt werden. Seltene Arten haben meist keinen Einfluss auf

die Funktion "Biomasseproduktion" (siehe Kapitel 5). Ein weiteres Beispiel ist das Kriterienpaar Natürlichkeit und Artenvielfalt. Ökosysteme hoher Natürlichkeit sind manchmal artenärmer als weniger natürliche Ökosysteme. So sind beispielsweise Röhrichte hoher Natürlichkeit aus wenigen Arten zusammengesetzt (Ellenberg, 1996).

Dieser Sachverhalt leitet über zu dem Problem der Nicht-Linearität: Manche Kriterien verhalten sich bezüglich bestimmter Zustände nicht linear. Der oft angenommene Sachverhalt beispielsweise, dass natürliche Ökosysteme artenreich seien, trifft in vielen Fällen nicht zu (Trepl, 1995). Zwar sind beispielsweise stark gestörte Ökosysteme oft sehr artenarm, die Artenvielfalt steigt jedoch bei einem mittleren Störungsgrad sprunghaft an (Beierkuhnlein, i.p.).
Das Problem des zeitlichen und räumlichen Referenzpunktes tritt vor allem bei den Kriterien "Naturnähe" und "Seltenheit" auf. Naturnähe kann lediglich mit einem zeitlichen Referenzpunkt bestimmt werden, die Beurteilung der Seltenheit ist in starkem Maße vom Beobachtungsraum und der biologischen Arealgröße abhängig (regionale Unterschiede versus absolute Seltenheit).

Prinzipiell muss bei einer Anwendung von Kriterien, die auf der Typus-Ebene beschrieben sind, eine einzelfallbezogene Anpassung auf der Objekt-Ebene von Ökosystemen erfolgen (Plachter, 1994).

2.3 Nachhaltigkeit und Naturschutzbegründungen

Vor dem Hintergrund des Leitbildes Nachhaltigkeit wurde in der "Konvention über Biologische Vielfalt" (UNEP, 1992) für die vertragsunterzeichnenden Länder verbindlich festgehalten, dass diese sich verpflichten, die natürliche Vielfalt[10] langfristig zu sichern. Diese Verpflichtung mündet in einer entsprechenden Gestaltung sowohl der politisch-rechtlichen als auch der ethischen Dimension. Nachfolgend wird der Schwerpunkt auf den Stand der ethischen Diskussion einer Naturschutzbegründung gelegt. Die politisch-rechtliche Dimension wird lediglich der Vollständigkeit halber aufgeführt, da sie in Kapitel 6.2 aufgegriffen werden muss: Dort wird gezeigt, wie ethische Konzepte auch auf der politisch-rechtlichen Ebene wirksam werden. Diese Ebene der Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit wird im Rahmen dieser Arbeit aber nicht als eigenständiger Punkt thematisiert.

[10] Die Konvention umfasst sowohl die innerartliche Vielfalt, die Vielfalt der Tiert- und Pflanzenarten, sowie die Vielfalt von Ökosystemen. Im Rahmen dieser Arbeit wird die innerartliche Vielfalt (Variabilität) nicht behandelt, die biologischen Probleme zur Definition einer Art werden ebenfalls ausser Acht gelassen. Der Focus liegt auf prinzipiellen Überlegungen zur Erhaltung der Artenvielfalt.

2.3.1 Die politisch-rechtliche Ebene

Der Sicherung der natürlichen Vielfalt, sowie des Naturhaushaltes und der Eigenart, Vielfalt und Schönheit von Natur und Landschaft sind in §1 des Bundesnaturschutzgesetzes gesetzlich und damit verpflichtend normativ festgelegt. Entsprechend dieser Vorgabe sind in der Landschaftsplanung gesetzliche Vorgaben zur Umsetzung dieser Vorgaben vorgegeben. Das Bundesnaturschutzgesetz sieht mit dem Landschaftsrahmenprogramm auf Landesebene, den Landschaftsrahmenplänen für Teile des Landes und den Landschaftsplänen auf der örtlichen Ebene eine dreistufige Landschaftsplanung vor (Büchter, 2000). Auf allen drei Planungsebenen sollen ökologische Zielsetzungen neben ökonomischen und sozialen Zielsetzungen integriert und umgesetzt werden (Spitzer, 1995). Für eine Operationalisierung ökologischer Zielsetzungen stehen der ökologischen und naturschutzfachlichen Planung unterschiedliche, rechtlich verbindliche Instrumente zur Verfügung (Übersicht in Korn, 1999; Ssymank, 1999).

Auf der politisch-rechtlichen Ebene geht es um kollektiv verbindliche normative Zielsetzungen, Regelungen, Quoten und Standards, die wiederum durch ethische Vorgaben aus der ethisch-philosophischen Ebene mitgesteuert sind. Die ethische und politische Ebene verbinden sich beispielsweise im Umweltrecht (Ott, 2000b).

Während die politisch-rechtliche Ebene in der Konvention der Vereinten Nationen von Rio 1992 normativ verankert ist, bleibt die ethische Naturschutzbegründung zum heutigen Stand der Diskussion uneindeutig und unentschieden bei gleichzeitiger hoher Relevanz und gesellschafts-politischer Tragweite (Hampicke, 1993; Ott, 2000b).

2.3.2 Die ethische Ebene

In der Präambel der "Konvention von Rio über die Erhaltung der Biodiversität" (UNEP, 1992) wird die moralische, die biologisch-ökologische, sowie die ökonomische Motivation der Konvention erläutert. Diese Erläuterungen enthalten auch moral-ethische Sätze, die die innere Werthaftigkeit der Biodiversität, sowie die moralische Verpflichtung der Menschheit zu deren Erhaltung betreffen.

Im allgemeinen besteht eine ethische Begründung aus drei Axiomen: einem Adressaten, einem Verpflichtungsgegenstand (moralisches Subjekt, "moral community") und einem Verpflichtungsgrund (Wolters, 1995). Jede Ethik muss Aussagen über die Extension (Ausdehnung des Begriffs) der "moral community" machen. Die "moral community" liegt quer zu existierenden Ethiktheorien (siehe Abbildung 3). So sind in der "moral community" eines Bio-

zentrismus alle lebendigen Wesen, in der eines Holismus alle existierenden Wesen und in der eines Anthropozentrismus die gesamte Menschheit eingeschlossen. Innerhalb der Umweltethik besteht ein Theoriepluralismus, der sich in unterschiedlichen Paradigmen ausdrückt, beispielsweise das "diskursethische Paradigma", in dem Argumente einem Konsens zugeführt werden oder das "kontraktualistische Paradigma", in dem es um die Vereinbarung von Pflichten und Normen, sowie deren vertragliche Verbindlichkeit geht (Ott, 2000b) (siehe Abbildung 3).

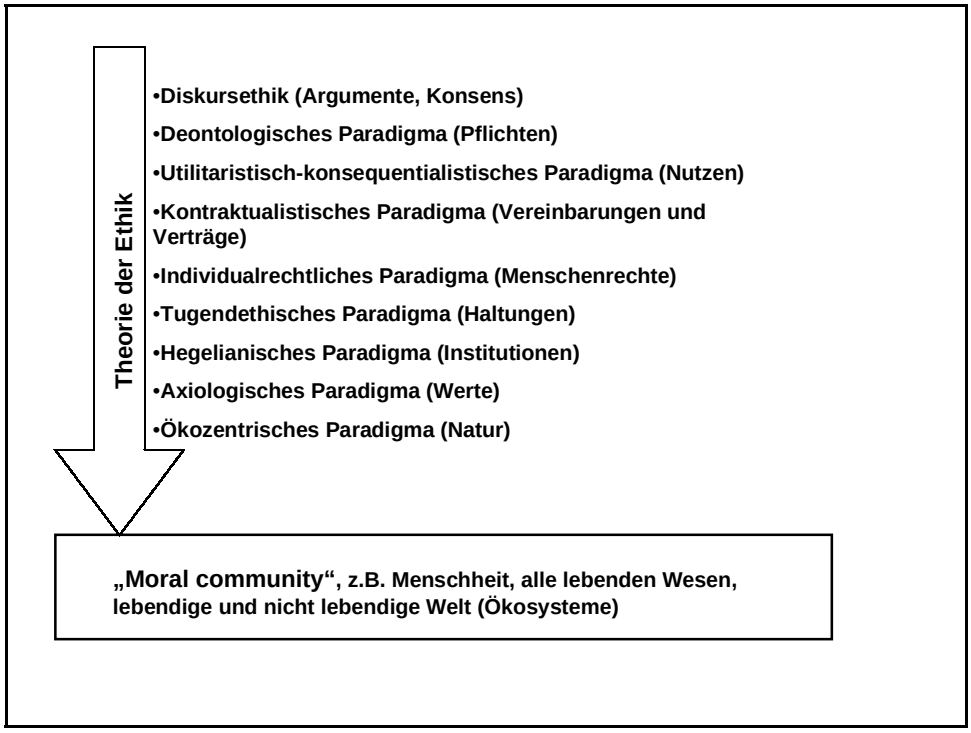

Abbildung 3: Theoriepluralismus in der Ethik (zusammengestellt nach Ott, 2000b). Erläuterungen: Die "moral community" liegt quer zu den einzelnen Theoroen und Paradigmen der Ethik, d.h. dass theoretisch jede "moral community" mit einem Paradigma behandelt werden kann, was zu unterschiedlichen Verpflichtungsgründen führt.

In der aktuellen Naturschutzdiskussion im Kontext der Leitidee Nachhaltigkeit sind vor allem die "moral community" und der Verpflichtungsgrund stark umstritten. Die Rio-Konvention sieht vor, die Menschheit als *Adressaten*, biologische Arten als *Verpflichtungsgegenstand* ("moral community") und deren innere Werthaftigkeit als *Verpflichtungsgrund* einzusetzen (Wolters, 1995).

Die Frage nach der Werthaftigkeit ist zentral für die gesamte Naturethikdiskussion (Hampicke, 1993) und steht im Zentrum ethischer Diskussionen einer allgemein anerkannten Naturethik (Hampicke, 1993; Wolters, 1995; Ott, 2000b). Der Begriff der inneren Werthaftigkeit führt in der Literatur zu Uneindeutigkeiten, die gerade im Kontext der Imple-

mentierung eines allgemein anerkannten moralischen Gegenstandes in die Nachhaltigkeitsdiskussion von entscheidender Relevanz sind. Man unterscheidet kategorial zwischen (1) instrumentellem Wert (etwas ist *gut* oder *informativ* für etwas), (2) Eigenwert (intrinsischer Wert, s.u.), (3) Selbstwert (inhärenter Wert, s.u.), (4) biofunktionalem Wert (s.u.) und (5) objektivem oder absolutem Wert (Ott, 2000b). Hampicke (1993) unterscheidet in der Tradition einschlägiger Fach-Philosophen[11] in Bezug auf Fragen einer Naturethik zwischen einem intrinsischen und einem inhärenten Wert. Der biofunktionale Wert ist im Rahmen der vorliegenden Arbeit von Relevanz, da durch das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" ein funktionaler Wert eines Elementes für ein System impliziert ist.

In der Diskussion um notwendige, ethische Naturschutzbegründungen, also die moralische Verpflichtung zum Schutz der Natur, finden sich zwei grundlegend unterschiedliche Begründungskonzeptionen: Der "ethische Naturalismus" und die "utilitaristische Position". Während im ethischen Naturalismus der Natur ein ihr objektiv innewohnender Wert zugesprochen wird (intrinsischer Wert), begründet die utilitaristische Position die Verpflichtung zum Naturschutz damit, dass Natur letztlich um des Menschen willen zu schützen sei. Nachfolgend werden sowohl der Wert-Begriff als auch die beiden ethischen Positionen erläutert.

2.3.2.1 Intrinsische Werte

Einen intrinsischen Wert haben moralische Subjekte, die selbst nicht Akteur einer Moral sind, also Moral selbst empfangen. Intrinsische Werte sind objektiv beigegeben (z.B. Farbe und Gewicht). Intrinsische Werte sind gesellschaftlich verbindliche Werte, wobei sich zum heutigen Stand der Diskussion die Fragen stellen, wie diese Werte gesellschaftlich verbindlich werden und wer diese Werte zuweist? Eine Möglichkeit ist es, ihre Einhaltung und Sicherung gesetzlich zu regeln und eine Nicht-Einhaltung in Restriktionen münden zu lassen. Die Frage des In-Wert-Setzens bleibt aber gerade im Umgang mit Natur offen, denn der Standpunkt, dass Natur an sich kein Wert zukomme, gilt als unumstritten (Dierßen, 1998; Trepl, 1988; Trepl, 1998; Valsangiacomo, 1998).

[11] Die Originalwerke der Ideengeschichte der Naturethik, die vor allem im angelsächsischen Raum entwickelt wurde, wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht verarbeitet, da eine Transformation der Literatur und ihrer Inhalte für die Probleme und Fragen des Naturschutzes in Deutschland bereits vollzogen wurde. Die Darstellung bezieht sich daher auf diese Literatur-Reviews von Hampicke (1993), Wolters (1995), Ott (2000a) und Ott (2000b), in denen die Originalwerke zitiert und als Beitrag zur derzeit aktuellen Ethik-Diskussion in Deutschland im Kontext von Naturschutz und Nachhaltigkeit aufbereitet sind.

In der neueren Literatur überwiegt die Kritik an wertobjektiv fundierten Ethiktheorien, beispielsweise der des Biozentrismus (Eser & Potthast, 1997; Wolters, 1995). So richtet sich auch die Kritik von Wolters (1995) über die Ethik der Rio-Konvention "zur Erhaltung der Biodiversität" gegen deren Wertobjektivismus. Wertobjektivistische Argumente können Naturschutzpositionen auf Dauer nicht stärken (Ott, 2000b).

2.3.2.2 Inhärente Werte

Ein inhärenter Wert ist ein Wert, der durch "persönliche Vorlieben" vergeben wird, also sehr stark nach subjektiven Ideologien und persönlichen Prinzipien vergeben wird. Ein inhärenter Wert drückt aus, dass der Bewertende beispielweise eine emotionale Beziehung zu den Dingen in der Natur hat. Psychologische Aspekte spielen hier also eine entscheidende Rolle. Nach Hampicke (1993) ist in der Vergangenheit die Bedeutung des inhärenten Wertes in der Ethik-Diskussion nicht genügend beachtet worden. Gerade vor dem Hintergrund einer anthropozentrischen Ethik (s.u.) spielen inhärente Werte eine entscheidende Rolle, deren Zuweisung mitunter unreflektiert und stark emotional motiviert ist. Zudem sind viele Aktivitäten zum Schutz der Natur von inhärenten Werten geleitet. Hampicke (1993) spricht von "empörten Naturliebhabern", die ihren "eigenen Schmerz auf die leidende Natur projizieren". Damit ist nicht mehr die Natur das moralische Subjekt, sondern der Naturliebhaber selbst ist es. Dies führt zu einer wichtigen Unterscheidung zwischen einer biozentrischen und anthropozentrischen Ethik, also einer Klassifikation des moralischen Subjektes, da vermeintlich um der Natur willen motivierte Aktivitäten (biozentrisch motiviert) im Grunde vor dem Hintergrund des persönlichen Bedürfnisses, also anthropozentrisch motiviert durchgeführt werden. Diese beiden Positionen zeigen das Begründungsdilemma in der Naturschutzdiskussion, bei dem es um die Einschränkung eines "engen, despotischen und humanegoistischen Anthropozentrismus einerseits und um die Lösung der Probleme einer naturalistischen Ethik andererseits" geht (Gebhard, 2000). Im Kontext der naturalistischen Ethik wird vor allem auf das Problem aufmerksam gemacht, dass in dieser unter Umständen Menschenrechte und eine humane Lebenspraxis in einen Gegensatz zu angenommenen Naturrechten geraten (Gebhard, 2000; Wolters, 1995).

2.3.2.3 Biofunktionale Werte

"Biofunktionale Werturteile besagen, dass etwas funktional gut für ein nicht-menschliches Lebewesen ist" (Ott, 2000b). Beispielsweise sind Insekten gut für Vögel, auch wenn es keine Ornithologen, die diese als Forschungsgegenstand wählen, gäbe. "Biofunktionale Werte lassen sich in Tatsachenbehauptungen transformieren (z.B. "Insekten sind gut für Vögel"). Moralische Relevanz gewinnen sie erst, wenn man Lebewesen einen inhärenten (bzw. intrinsischen) Wert zuerkennt (ebd.). Entscheidend ist hierbei, dass biofunktionale Werte nicht

zwingend objektive, also intrinsische Werte sein müssen.

2.3.2.4 Ethischer Naturalismus

Im ethischen Naturalismus (Gebhard, 2000), der auch biozentrische Ethik genannt wird (Hampicke, 1993), wird unterschieden zwischen dem biozentrischen Individualismus und dem biozentrischen Holismus.

Biozentrischer Individualismus

Der biozentrische Individualismus argumentiert auf der Basis der Idee des Respekts und der Erfurcht vor der Natur und schließt alle Organismen, also Pflanzen- wie Tierarten mit ein. Erfurcht und Respekt gründen darin, dass Organismen teleologische Einheiten seien, die ein gerichtetes Streben besitzen. Nicht lebendige Einheiten, wie beispielsweise Steine, sowie überindividuelle Einheiten, wie beispielsweise Ökosysteme und Landschaften spricht der individuelle Biozentrismus keinen zu respektierenden Eigenwert zu. Problematisch erweist sich diese Ethik, da erstens der Wille zu leben, den Willen, Leben zu unterdrücken einschließt (beispielsweise der Arzt, der Bakterien bekämpft). Aus dem biozentrischen Individualismus lässt sich zweitens kein direktes Gebot zur Artenerhaltung ableiten, da eine Welt mit weniger Arten nicht schlechter ist als eine Welt mit mehr Arten, in der permanente Verletzungen des Wohls einzelner Arten stattfinden (Hampicke, 1993).

Biozentrischer Holismus

Die Ethik des biozentrischen Holismus gilt als das neue Paradigma der Rio-Konvention zur Erhaltung der Biodiversität (Wolters, 1995). Im Gegensatz zur individualistischen Biozentrik schließt die Ethik des biozentrischen Holismus auch die unbelebte Welt und überindividuelle Einheiten, also beispielsweise Ökosysteme, mit ein. Der biozentrische Holismus argumentiert auf der Basis systemischer Ganzheiten, der Vorstellung folgend, dass das Ganze umso besser funktioniere, je komplexer und artenreicher es ist. Alles in der Natur hat einen Wert an sich (Hampicke, 1993). Wolters (1995) merkt an dieser Stelle an, dass eine solche Haltung bezüglich der Umsetzung einer Ethik deswegen schwierig sei, da alles wertvoll ist und der Begriff Wert damit seine Bedeutung verliert. Zentrale Schwierigkeit im Umgang mit dem holistischen Biozentrismus ist die Tatsache des naturalistischen Fehlschlusses (siehe Kapitel 4.2.2.1) beim Übergang von der Beschreibung ökologischer Systemkomplexität auf ihre Wertung (Hampicke, 1993). Dazu kommt, dass weder die Theorie des Superorganismus (vgl. Kapitel 4.2.1), noch die Tatsache, dass alle System sich zu Systemen hoher Komplexität und Artenvielfalt entwickeln (vgl. Kapitel 2.2.2 & 2.2.2.6) in der Ökologie unumstritten sind. Des weiteren kommt dem Einzelnen im systemaren Ganzen mitunter überhaupt keine Bedeutung zu. Weiterhin schwierig ist in diesem Zusammenhang beispielsweise die Frage,

wie in Zukunft mit Erregern von Epidemien und Krankheiten, beispielsweise den 50 Arten der Gattung *Anopheles* (Überträger von Malaria), umgegangen werden soll. Wolters (1995) kritisiert diese Ethik vor allem hinsichtlich eben dieser Tatsache: die konsequente Anerkennung dieser Ethik ist eine anti-anthropozentrische Ethik, da sie sogar so weit führt, dass der Pflicht zur Verhütung von Krankheiten nicht nachgekommen werden kann. Dies wiederum widerspricht der zentralen Idee der intergenerationellen Verpflichtung gegenüber nachfolgenden Generationen. Extreme Vertreter des biozentrischen Holismus, wie beispielsweise Meyer-Abich (1984)[12], sind in der heutigen Naturethikdiskussion gerade vor dem Hintergrund des Leitbildes Nachhaltigkeit nicht unumstritten (z.B. Kritik in Hampicke, 1993; Wolters, 1995). Denn ethische Argumentationen führen bezüglich des intrinsischen Wertes von Natur und der Menschheit zu unüberbrückbaren Problemen, beispielsweise im Umgang mit gesundheitspolitischen Moralvorstellungen (z.B. Bekämpfung von Epidemien). Es entstehen innerhalb dieser Ethik Wertekonstellationen, die für diese und zukünftige Generationen moralisch nicht tragbar sind.

2.3.2.5 Ethik des Anthroporelativismus

Die utilitaristische Position

Die utilitaristische Ethik ist eine Maximierungsethik, die in ihrer reinen Form über mentale Zustände des Wohlbefindens und Glücks, die maximiert werden sollen, charakterisiert ist. Ein Naturschutz um der Natur willen ist in dieser Ethik ausgeschlossen (Ott, 2000b). Diese Ethik ist in ihren Wurzeln eine anthropozentrische bzw. anthroporelative Ethik, deren Kern langfristige "egoistische Nützlichkeitsabwägungen im Hinblick auf menschliche Interessen" ist (Gebhard, 2000). "Das anthropozentrische Naturschutzargument sieht die Natur nicht als Eigenwert, sondern als Mittel zum Zweck menschlichen Wohlergehens (Hampicke, 1993). Natur soll sowohl für die jetzige als auch für spätere Generationen erhalten werden. Natur wird sowohl unter dem Nutzenaspekt "Natur als Ressource" als auch unter eher psychologischen Aspekten der Ästhetik, der emotionalen Bindung und der Identifikation (Heimat) betrachtet. Anthropozentrisch ist eine Ethik dann, wenn sie die nicht-menschliche Natur um des Menschen willen zu schützen verlangt. Ethische Normen sind als Anforderungen an den Menschen zu verstehen. Der Mensch ist dabei erstens Adressat der Norm und verleiht dieser zweitens auch ihren Inhalt.

[12] Die von Meyer-Abich (1984) entworfene ethische Konzeption für einen "Frieden mit der Natur" wird von Hampicke (1993) dem biozentrischen Holismus zugeordnet. Meyer-Abich (1984, S. 69ff) selbst nennt sie "physiozentrische Ethik". Der Begriff "physiozentrische Ethik ist eine allgemeinere Formulierung für die Begriffe "Ökozentrismus", "Naturalismus", "Biozentrismus" (Ott, 2000a).

In einer Diskussion um eine richtige Ethik naturschutzfachlicher Aspekte von Nachhaltigkeit steht die Verantwortung gegenüber nachfolgenden Generationen im Zentrum der zu lösenden Aufgabe. Moralisches Subjekt sind also auch nachfolgende Generationen. Die Pflichten gegenüber zukünftigen Generationen werden auch von Ott (2000a) als grundlegendes Argument einer Umweltethik formuliert. Nach Wolters (1995) ist der Aspekt der moralischen Verpflichtung gegenüber zukünftigen Generationen der ethisch überzeugendste Ansatz, der am stärksten ökologisches Handeln motiviert. Dies mündet in einer anthropozentrischen Ethik für die Leitidee Nachhaltigkeit. Die anthropozentrische Ethik ist aber gerade in der seit der Umweltkonferenz in Rio einsetzenden Ethik des holistischen Biozentrismus stark in ein negatives Licht geraten aufgrund ihrer konnotativen Belastung mit dem Begriff "egozentrisch". Honnefelder (1993) und Wolters (1995) schlagen daher vor, von einer "anthroporelativen Ethik" zu sprechen. Werte sind in dieser Ethik inhärente Werte, werden also von der Gesellschaft zugewiesen.

Sozialpsychologische Dimension

Naturschutzbegründungen bedürfen neben ethisch-philosphischen Argumentationen und Konsistenzprüfungen (Hampicke, 1993; Ott, 2000a; Ott, 2000b) auch einer sozialpsychologische Dimension der Begründung (Gebhard, 2000; Heiland, 2000). Im Zentrum der sozialpsychologischen Diskussion steht die Frage, worauf sich "naturschützendes Handeln bezüglich der subjektiven Motivationsstruktur gründen kann, also auch die sozialpsychologischen Bedingungen der menschlichen Naturbeziehung" (Gebhard, 2000). In diesem Kontext wird die Frage verfolgt, welche Bedeutung Natur für die psychische Entwicklung des Menschen hat. Im utilitaristischen Sinn ist dies die Frage nach dem psychischen Nutzen oder Gewinn der Natur für den Menschen. Psychische Argumente sollen in Zukunft stärker beachtet werden, da Naturerfahrungen in der menschlichen Entwicklungspsychologie von entscheidender Relevanz sind (ebd.). Zudem sieht der Autor die Chance, dass dergleichen Überlegungen helfen können, die ethische Diskussion voran zu bringen, wenn auch nicht sie zu lösen.

2.4 Fazit

Zusammenfassend und stark kategorisierend kann man sagen, dass die Diskussion um Ziele einer nachhaltigen Entwicklung aus ökologischer Sicht auf mindestens drei Ebenen geführt wird:

1. auf der Ebene der Erhaltung von Arten, Artengemeinschaften und ihren Lebensräumen unter dem Stichwort "Sicherung der Biodiversität“ nach den Vorgaben der Umweltkonferenz in Rio 1992,

2. auf der Ebene von Ökosystemen, wo "holistische", systemische, "am ganzen“ Ökosystem ausgerichtete Konzepte, deren Stärken in der Ganzheitsschau des Untersuchungsgegenstandes und in der Langzeit-Entwicklung von Ökosystemen durch Prozesse der Selbstorganisation und –regulation gesehen werden. Diese Ansätze sind beschreibbar mit Hilfe der Stichworte „Sicherung der Funktionalität von Ökosystemen und Sicherung des Naturhaushaltes“. Derartige Konzepte und Denkweisen werden den sektoralen und mitunter konservierenden Konzepten des Arten- und Biotopschutzes argumentativ nicht selten gegenübergestellt (Müller *et al*., 1997a; Pickett *et al*., 1997; Plachter, 1991; Wulf, 1995) und
3. auf der Ebene der Landschaft unter den Stichworten "Eigenart, Schönheit und Vielfalt der Landschaft".

Trotz dieser hier stark verkürzt aufgespannten, rege und in der Regel sehr speziell geführten Diskussion konnte bisher kein tragfähiger und operationalisierbarer Konsens über ein zu erhaltendes Erbe für nachfolgende Generationen erzielt werden (Konold, 1998; NUA, 1999; Schumacher, 1999).

Ethische Naturschutzbegründungen werden vor dem Hintergrund der Leitidee Nachhaltigkeit in der Rio-Konvention aus der biozentrisch-holistischen Perspektive geführt. Diese Ethik ist in Fachkreisen nicht unumstritten. Vor allem mit Blick auf die Verpflichtung gegenüber zukünftigen Generationen wird in der Fachliteratur daher eine Ethik des Anthroporelativismus vorgeschlagen. Auch psychologische und soziale Positionen müssen bei einer Naturschutzbegründung berücksichtigt werden, da vor allem diese Auskunft über die Bedürfnisse der Menschheit, die in der Natur gedeckt werden können, machen.

Zielgrößen einer ethischen Naturschützbegründung

Aus der ethischen Diskussion ergeben sich bezüglich der moralischen Verpflichtung gegenüber dieser Generation und zukünftigen Generationen drei unterschiedliche Zielgrößen für einen Umgang mit Natur in der Zukunft:

A) Für die Umsetzung einer biozentrisch-holistischen Ethik (Meyer-Abich, 1984; UNEP, 1992) sind Kriterien nötig, deren Implementierung in eine Operationalisierung von einem der Natur **intrinsischen (objektiven) Wert** ausgeht und die Bedürfnisse zukünftiger Generationen in ihrer Mitwelt (versus Natur als Umwelt) langfristig sichert, wenn

- alle Elemente des Naturhaushaltes langfristig gesichert (intrinsischer Wert),
- versus die Elemente des Naturhaushaltes langfristig gesichert werden, die zur Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems beitragen (eigentlich ist dies ein biofunktionaler

Wert, also kein zwingend intrinsischer Wert).

Der erste Punkt entspricht der Rio-Konvention zur Erhaltung der Biodiversität, der zweite Punkt ist eine abgeschwächte Form der Konvention zur Erhaltung der Biodiversität.

B) Für die Umsetzung einer anthropozentrischen, bzw. anthroporelativen Ethik (Wolters, 1995) sind Kriterien nötig, deren Implementierung in eine Operationalisierung von einem der Natur **inhärenten Wert** ausgeht und

- die Elemente in der Natur langfristig sichert, die die Bedürfnisse nachfolgender Generationen bezüglich des Aspektes möglicher Naturerfahrungen befriedigt. Dazu gehört die Erhaltung der Artenvielfalt gleichermaßen wie die Erhaltung der Kulturlandschaft.

Die Diskussion auf der ethischen Ebene trägt im Rahmen dieser Arbeit dazu bei, ethisch begründbare, unterschiedliche Strategien im Umgang mit Natur zu identifizieren.

In den nachfolgenden Kapiteln 3 und 4 werden (1) ökosystemare Prinzipien, die verankert sind in einer naturalistischen, holistischen Naturvorstellung und (2) Aspekte der Bedeutung von Natur für den Menschen am Beispiel von Kulturlandschaft vorgestellt, die verankert sind in einer anthroporelativen Sichtweise von Natur. Der erste Weg (Kapitel 3) entspricht einer objektivierten, szientistischen[13] Naturbetrachtung. Der zweite Weg (Kapitel 4) einer subjektivierten, also mit persönlichen Bedeutungen angereicherten, symbolischen Naturbetrachtung. In Kapitel 5 wird dann überprüft, inwieweit das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" zur langfristigen Sicherung der jeweils oben angeführten Schlüsselgrößen herangezogen werden kann.

[13] Nach Güsewell & Falter (1997) hält ein "szientistisches Naturwissenschaftsverständnis" am Dogma der "angeblichen Wertefreiheit von Wissenschaft fest. Die Gründe für das Festhalten an diesem Dogma sehen die Autoren in einem prinzipiellen Misstrauen gegenüber allem Subjektiven und in der allgemein beobachtbaren Tendenz, Wertungsfragen der Politik zu überlassen.

3 Ökosystemansatz

Nachfolgend soll ein Ansatz zur Charakterisierung, Definition und Identifikation "tangierter Ökosysteme" über Ökosystem-Funktionen hergeleitet werden. Dieser Schritt ist die Voraussetzung für die Diskussion, welche "Natur", bzw. welche Zielgrößen in der Natur über Ökosystem-Funktionen gesichert werden können. Der Ansatz basiert auf den formalen Ansätzen der System- und der Hierarchietheorie. Dazu wird nachfolgend der theoretische Hintergrund der Funktionalität von Ökosystemen aufgezeigt. Darauf aufbauend wird ein Ansatz gezeigt, Ökosysteme auf hierarchischen Ebenen über Funktionen zu beschreiben. Die Begriffe Funktionalität und Ökosystem-Funktion werden differenziert erläutert. Es soll hier dem Paradigma dynamischer, komplexer Systeme gefolgt werden. Das Ziel entsprechender naturwissenschaftlicher, prozess- und funktionenorientierter Analysen ist es unter anderem, zukünftige Entwicklungen durch kausale Ursache-Wirkungsbeziehungen mit möglichst geringer Unsicherheit zu prognostizieren. Es wird des weiteren ein methodischer Ansatz vorgestellt, der die Erstellung von Ursache-Wirkungsbeziehungen auf unterschiedlichen hierarchischen Ebenen eines Ökosystems erlaubt. Zielgröße dieses Ansatzes ist der Naturhaushalt.

3.1 Grundlagen der Beschreibung von Ökosystemen und deren Ordnungsprinzipien

Prinzipiell wird in der Ökologie zwischen ökosystem-orientierten und organismen-orientierten Konzepten der Beschreibung ökologischer Systeme unterschieden (Allen & Hoekstra, 1992, S.42-46). Der Begriff Ökosystem wurde von Tansley (1935) geprägt mit der Intention, Pflanzen- und Tiergemeinschaften in Zusammenhang mit ihrer physikalischen Umwelt (Boden und Klima) zu sehen und zu beschreiben (Allen & Hoekstra, 1992; Breckling & Müller, 1997; Schulze & Mooney, 1994b). Tansley verstand das Ökosystem als gedankliches Isolat und zielte auf die Beschreibung von Ökosystemen als physikalisches System (Jax, 1999). Mit der Einführung des Begriffs wurden abstrakte, systemische Beschreibungen von Natur möglich.

Breckling & Müller (1997) geben eine Übersicht zu Definitionen in der Literatur. Die Gemeinsamkeit der Definitionen liegt in der Integration von Organismen, also biotischen Faktoren und physikalischen, also abiotischen Faktoren, zu einem Gesamtsystem.
Unterschieden wird das Ökosystem-Konzept von individuen-orientierten Konzepten, wie beispielsweise von dem des Organismus, dem der Population (Allen & Hoekstra, 1992; King, 1993) oder dem der Gemeinschaft ("community") (Allen & Hoekstra, 1992), obwohl es sich in allen drei Fällen um biologische bzw. ökologische Systeme handelt (ebd.). Entsprechend uneindeutig ist die Verwendung des Begriffs Ökosystem in der Literatur (O'Neill *et al*., 1986).

Jax (1999) benutzt für die Vielzahl unterschiedlicher Konzepte und Theorien, Ökosysteme zu

definieren, den Begriff der "ökologischen Einheiten", deren Grenzen entweder nach topographischen oder funktionalen Kriterien gezogen werden.

3.1.1 Topographische versus funktionale Systembeschreibung und Grenzfindung

Ökosysteme sind beschreibbar entweder als abgegrenzter Ausschnitt der Biosphäre oder als aus funktionalen Zusammenhängen abgeleitete Modellvorstellung (siehe Abbildung 4) (Breckling & Müller, 1997; Jax, 1996; Jax, 1999). Im Rahmen ökologischer Fragestellungen werden sowohl räumlich strukturelle als auch funktionale Ansätze verfolgt.

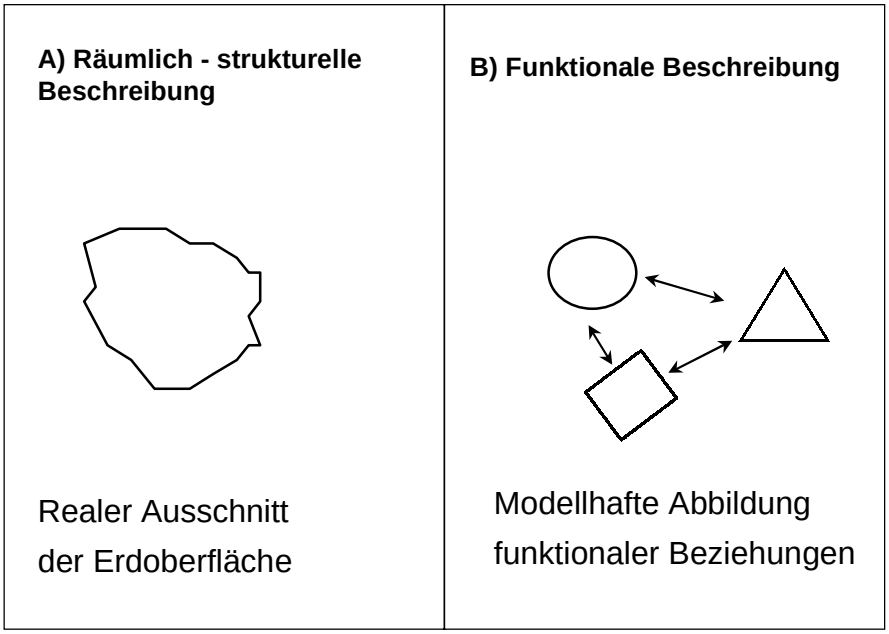

Abbildung 4: Möglichkeiten der Ökosystembeschreibung: a) als realer Ausschnitt der Erdoberfläche, z. B. See; b) als räumlich abstrakte, modellhafte Abbildung funktionaler Beziehungen, z.B. Nahrungsnetze einer aquatischen Lebensgemeinschaft.

Räumlich-strukturelle Ansätze sind vor allem in der Landschaftsökologie und Geografie etabliert, die den Begriff Ökotop als räumliche Manifestation des Ökosystems versteht (Leser, 1991). Eine hierfür typische Definition gibt beispielsweise Likens (1992):

> "An ecosystem is defined as a spatially explicit unit of the earth that includes all the organisms, along with all components of the abiotic environment within its boundaries." (Likens, 1992, S.9)

Topographische Grenzen sind vor allem in umweltplanerischen Arbeiten von Bedeutung. Ökosystemgrenzen werden in diesem Kontext beispielsweise auf der Grundlage von Biotop-

grenzen nach Biotopkartierungen der Länder ermittelt (Herrmann, 1999b). (Böcker *et al*., 1998) verfolgen den raumbezogenen Ansatz "ökologische Raumeinheiten" als Ökochoren abzugrenzen, die die Grundlage zukünftiger Landschaftsplanungen auf der Basis der fachspezifischen Informationen zu Boden, Vegetation, Klima und Gewässer bereitstellen. Eine Ökochore besteht aus unterschiedlichen Ökotopen, ein Ökotop wiederum besteht aus dem Biotop (Pedotop und Klimatop) und der Biozönose (Phytozönose und Zoozönose). Die Abgrenzungen wurden auf der Grundlage flächendeckender Kartierungen durchgeführt (ebd.).

Funktionalen Ansätzen liegt das Verständnis eines Ökosystems als biotisch-abiotische Funktionseinheit zugrunde (Breckling & Müller, 1997).

Dabei können

- Größen des Stoff-, Energie-, oder des Wasserhaushaltes
- trophische Beziehungen
- raum-zeitliche, funktionale Ansprüche und Reichweiten von Arten

als Kriterien für die Grenzziehung dieser Einheiten herangezogen werden. So kann eine funktionale Abgrenzung eines Ökosystems gegenüber seiner Umwelt beispielsweise durch die Dichte und Intensität der Prozesse zwischen den Subsystemen hergeleitet und quantifiziert werden (Fränzle, 1977). Für aquatische Ökosysteme schlagen diesbezüglich Straskraba & Gnauck (1983) vor, den Systemrand so zu wählen, dass die Mehrzahl der Relationen zwischen den Elementen innerhalb des Systems ablaufen. Breckling & Müller (1997) formulieren in Anlehnung an Jax *et al.* (1993) Anforderungen für Ökosysteme, die Rückschlüsse auf die Differenzierung zwischen einem Ökosystem und der Umgebung (bzw. dessen Umwelt) zulassen:

> „Ökosysteme können raum-zeitlich abgegrenzt werden. (...) Die Relationen innerhalb der Ökosysteme müssen geschlossener sein und intensiver ablaufen als die Prozesse mit der Umgebung. Die internen Wirkungsgefüge sind stärker miteinander verknüpft als mit den externen.“ (Breckling & Müller, 1997)

Jax (1996) sieht noch eine weitere Unterscheidung im Umgang mit dem Begriff Ökosystem in der Forschungspraxis:

1) Ökosystem als Betrachtungsebene, im Sinne einer Beobachtungsperspektive (vgl. King, 1993)
2) Ökosystem als Untersuchungseinheit.

Im ersten Falle legt der Beobachter die für seine Fragestellung relevanten "Naturteile" fest, in denen Elemente und deren Interaktionen untereinander abgegrenzt und unter dem Aspekt

von Phänomenen des Stoff- und Energieflusses betrachtet werden. Ein solches Vorgehen entspricht dem der gezeigten funktionalen Grenzziehung. Ökosysteme als Untersuchungseinheit per se zu sehen ist nach Jax (1996) mit Schwierigkeiten verbunden, da es keine allgemeine, operationalisierbare Definition des Ökosystembegriffs gibt. Der Autor plädiert daher dafür, das untersuchte Objekt bezüglich der Beobachtungsperspektive zu charakterisieren und die für die Fragestellung relevanten Kriterien definiert und transparent offen zu legen. Ökosysteme werden im folgenden als Beobachtungsperspektive verstanden, der Schritt der Festlegung der angelegten Kriterien und der Charakterisierung wird in den nachfolgenden Kapiteln 3.1.2 & 3.1.3 vollzogen.

3.1.1.1 Funktionale Definitionen

Im Zentrum funktionaler Definitionen eines Ökosystems stehen die Wechselwirkungen (1) zwischen Organismen und (2) zwischen Organismen und ihrer Umwelt. Aus der Übersicht über Definitionen des Begriffs "Ökosystem" in Breckling & Müller (1997) geht hervor, dass neben diesem funktionalen Aspekt des Wirkungsgefüges auch hierarchische Aspekte in funktionale Definitionen einfließen.

> "Ein Ökosystem ist ein organisiertes System aus Land, Wasser, Mineralzyklen, lebenden Organismen und deren programmatischen Verhaltensweisen, die als Kontrollmechanismus wirken." (Odum, 1973, zitiert in Breckling & Müller, 1997, S. 6)

> "Ökosysteme sind Modelle dissipativer Strukturen aus interagierenden biotischen und abiotischen Subsystemen, in denen stoffliche und energetische Gradienten auf funktional vernetzten, hierarchischen Organisationsebenen durch zyklische Prozessabläufe selbstorganisiert aufgebaut, erhalten und degradiert werden.“ (Müller, unveröff., zitiert in Breckling & Müller , 1997, S. 6)

Beide Definitionen basieren auf einem Verständnis von Natur, die als System erklärt und beschrieben werden kann. Die Definition von Müller betont dazu zusätzlich den Modellcharakter funktionaler Vorstellungen von Ökosystemen. Während die Definition von Odum die hierarchische Organisation lediglich mit der Formulierung "Kontrollmechanismen" andeutet, hebt die Definition von Müller stark auf den Zusammenhang zwischen Selbstorganisation und Hierarchiebildung durch thermodynamische Vorgänge in Ökosystemen ab.

Dem folgenden Ansatz wird die Definition von Ökosystemen nach Müller zugrundegelegt. Aufgrund des systemaren und hierarchischen Charakters der Definition wird ein systemtheoretischer Ansatz zur Beschreibung und Definition tangierter Ökosysteme verfolgt.

3.1.1.2 Problem der funktionalen Grenzen zwischen Ökosystem und Umwelt

Um Ökosysteme naturwissenschaftlich untersuchen zu können, müssen Systemgrenzen zwischen dem Ökosystem und der Umwelt definiert sein (Ulrich, 1993). Im vorherigen Abschnitt wurde gezeigt, dass

- eine funktionale Modellvorstellung von einem Ökosystem hilft, unabhängig von landschaftlichen Ökosystemgrenzen zu arbeiten
- der Untersuchungsgegenstand "Ökosystem" eine Frage der Beobachtungsperspektive ist.

Abgrenzungen von Systemen sind relativ und nur durch bestimmte Annahmen gegeben (Straskraba & Gnauck, 1983). Systembildung erfolgt über die Differenzierung zwischen System und Umwelt (Luhmann, 1994), d.h. der Festlegung bzw. Feststellung einer Grenze des Systems gegenüber seiner Umwelt ("Innen-Außen-Differenz") (AG Soziologie, 1999). Als Ausgangspunkt allgemeiner, systemtheoretischer Analysen dient daher die "Differenz von System und Umwelt“. Sie besagt, dass Systeme gegenüber ihrer Umwelt Grenzen aufweisen. Grenzen markieren dabei keinen Abbruch von Zusammenhängen, vielmehr konstituieren und erhalten sich Systeme durch Erzeugung und Erhaltung einer Differenzierung gegenüber ihrer Umwelt. Ihre Grenzen benutzen sie zur Regulierung dieser Differenz (Luhmann, 1994).

Nachfolgend wird die Perspektive, mit der tangierte Ökosysteme betrachtet und analysiert werden, an skalenspezifischen Funktionen des Ökosystems angelegt. Solange eine Funktion erhalten ist, erhält das System seine Differenz gegenüber der Umwelt aufrecht. Im Sinne einer systemtheoretischen, funktionalen Beschreibung von Natur wäre das System in dem Bereich, in dem es seine Funktion aufrecht erhält, "stabil" im Sinne von nicht verändert. Bezugspunkt zur Beurteilung der Veränderung ist die Funktion.

Systeme gibt es nur in einer Umwelt, die selbst nicht System ist (Luhmann, 1994). Für einen systemaren methodischen Ansatz, der tangierte Ökosysteme mit ihrer Umwelt verknüpfen will, hat diese Tatsache zur Folge, dass lediglich gesamtsystemare Betrachtungen sinnvoll sind - also Stoffeinträge *aus* der Umwelt *in* das Ökosystem als Gesamtsystem betrachtet werden müssen. Der Einfachheit und eines pragmatischen Verständnisses halber wird jedoch nachfolgend immer dann von "Umwelt" gesprochen, wenn nicht die betrachtete Perspektive des tangierten Ökosystems selbst gemeint ist, sondern die betrachtete Perspektive, aus der Stoffeinträge in das Ökosystem stattfinden.

3.1.2 Charakteristika und Ordnungsprinzipien als Grundlage einer Systembeschreibung

Die Wahl der Parameter einer Beschreibung ökologischer Systeme entscheidet über die naturwissenschaftliche Wahrnehmung und über die langfristigen Möglichkeiten der Sicherung des Untersuchungsgegenstandes. Daher werden nachfolgend die zentralen Punkte einer systemtheoretisch basieren Naturbeschreibung erläutert.

"Ökosysteme sind Systeme" (King, 1993). Als solche können sie auf der Basis der allgemeinen Systemtheorie (Bertalanffy, 1969; Krohn & Küppers, 1992; Luhmann, 1994) charakterisiert und beschrieben werden. Als System im Allgemeinen wird jedes Gebilde bezeichnet, in dem eine Menge von Elementen (bzw. Merkmale der Elemente) durch Beziehungen (Relationen) miteinander verkoppelt sind (AG Soziologie, 1999). Der Begriff "System" beschreibt keinen Gegenstand per se (vgl. Kritik von Jax, 1996), sondern macht lediglich eine Aussage darüber, dass es sich um einen Forschungsgegenstand handelt, der Merkmale eines Systems aufweist (Luhmann, 1994). Dies bedeutet, dass Systeme im Allgemeinen und Ökosysteme im Speziellen einzig durch eine Identifikation und Definition von System-Merkmalen fassbar und analysierbar werden. Die allgemeine Systemtheorie definiert die System-Merkmale als Set von Elementen, die über nicht-lineare Interaktionen in Beziehung stehen (Bertalanffy, 1969). In Analogie dazu werden Ökosysteme beschrieben als Set aus (1) Elementen (z.B. Arten), die auf unterschiedlichen Systemebenen agieren und (2) aus linearen sowie nicht-linearen Wechselwirkungen (Prozesse) zwischen diesen Elementen bestehen (Müller, 1992). Auch aufgrund dieser Interaktionen auf einer Systemebene und zwischen mehreren unterschiedlichen Systemebenen werden Ökosysteme als komplexe Systeme genannt (Allen & Starr, 1982; Patten *et al*., 1995).

Die Elemente können nach strukturellen oder funktionalen Kriterien zu Subsystemen zusammengefasst werden (Breckling & Müller, 1997; Müller, 1995). Typische strukturelle Parameter in Wäldern beispielsweise sind Unterteilungen in die Subsysteme verschiedener Baumschichten, Strauch-, Kraut- und Moosschicht. Ein typisches funktionales Kriterium zur Differenzierung einzelner Subsysteme ist das der Nahrungsbeziehungen (Prädation). Zwischen den Subsystemen eines Ökosystems bestehen Relationen, über die sie miteinander in Verbindung stehen. Die Gesamtheit der räumlichen und zeitlichen Relationen, also der Wechselwirkungen zwischen einzelnen Elementen und Subsystemen, ergibt die Struktur eines Ökosystems (Valsangiacomo, 1998). Relationen kommen durch Prozesse zustande, deren Gesamtheit die Ökosystemfunktion ergeben (Müller, 1995).

Zusammengefasst sind

- die Charakteristika und Ordnungsprinzipien von Ökosystemen (nach Breckling & Müller, 1997; Müller, 1992):
  - Dynamik
  - thermodynamische Offenheit
  - hierarchische Organisation
  - Fähigkeit zur Selbstregulation und –organisation
  - Ausbildung emergenter Eigenschaften

- die Beschreibung erfolgt (nach Müller (1995) als
  - biotisch-abiotische Funktionseinheit aus funktionalen Subsystemen,
    bestehend aus biotischen und abiotischen Elementen, wobei
    sowohl diese Elemente untereinander als auch die Subsysteme selbst über Prozesse miteinander verknüpft sind.

Die Ökosystem-Funktionen sind skalenabhängige Größen, wobei

- die Gesamtheit der Prozesse auf einer Skalenebene gleich der Funktion des Ökosystems auf dieser Ebene, und
- die Gesamtheit aller Prozesse aller betrachteten Skalen gleich der Funktionalität des definierten Ökosystems ist.

Die einzelnen Begriffe werden nachfolgend erläutert.

3.1.2.1 Dynamik

Dynamische Systeme sind das Paradigma fast aller Umweltnaturwissenschaften. Der zentrale Punkt im Verständnis dynamischer Systeme ist der, dass ein abstrakter Zustand ("state") eines Ökosystems das Ergebnis aller Systemzustände zu einem bestimmten Zeitpunkt ist (Haag & Kaupenjohann, 1999). Diese wiederum sind das Ergebnis von Entwicklungen im Raum und in der Zeit (Breckling & Müller, 1997).

Der Motor der Dynamik sind ökologische Prozesse. Prozesse wiederum sind Veränderungen von Größen, Zuständen und/oder Interaktionen in ökologischen Systemen. Die Veränderungen verlaufen physiogener und/oder biotischer Art entlang einer Zeitachse. Die Vorstellung, die dem Paradigma dynamischer Systeme zugrunde liegt, ist die, dass Ökosystemzustände sich deterministisch (chaotisch oder stochastisch) entlang einer oder mehrerer möglichen Trajektorien in Raum und Zeit entwickeln. Diese Systemeigenschaften erschweren die Prognose von Ökosystemverhalten bei Störungen bzw. ungestörten Ökosystementwicklungen in der Zukunft (Jessel, 2000). Dieser Punkt ist von zentraler Bedeutung

für die naturschutzfachliche Planung und wird in Kapitel 6 im Zusammenhang mit der Rolle von Planern im gesellschaftlichen Diskurs von Nachhaltigkeit als zentrales Problem aufgegriffen.

Die Thermodynamik erklärt den Ablauf von Prozessen über den Austausch von Energie und Materie zwischen Ökosystem und der Umwelt. Dieser Sachverhalt wird beschrieben mit der Eigenschaft von Ökosystemen, thermodynamisch offene Systeme zu sein. Ökosysteme nutzen den kontinuierlichen Energieimport, indem sie in zunehmenden Maße Information in Materie speichern. Diese Transformation wird in der Thermodynamik als "verallgemeinerte thermodynamische Interpretation des Evolutionsprozesses" verstanden (Joergensen, 1997). Infolge des Austausches von Energie mit der Umwelt entstehen thermodynamisch beschreibbare Energie-Gradienten im System in Entfernung von thermodynamischen Gleichgewichtszuständen, die über die Bildung neuer Strukturen abgebaut werden (dissipative Strukturbildung) (Schneider & Kay, 1994). Das heißt, Ökosysteme und deren Zustände sind sich mit der Zeit verändernde Systeme bzw. Zustände.

Ökologische Theorien stellen unterschiedliche Konzepte zur Erklärung und Beschreibung der Dynamik bereit, beispielsweise das der Sukzession (Clements, 1916) das Mosaik-Zyklus-Konzept (Remmert, 1991) und das Vier-Phasen-Modell (Holling, 1986). Im Zentrum dieser Theorien steht die Vorstellung, dass die Struktur von Ökosystemen sich in Raum und Zeit verändert. Dabei dominiert in der Ökologie im Zuge der Sukzessionstheorie die Vorstellung der Ausprägung von Schlussgesellschaften (Klimax-Stadien), die sich im Gleichgewicht mit ihrer Umwelt befinden (Frey & Lösch, 1998). In der Theorie von Holling (1986) dahingegen wird der Zeithorizont der Beschreibung von Ökosystemen derart erweitert, dass diese Schlussgesellschaften lediglich ein Entwicklungsstadium der sich immer weiter entwickelnder Ökosysteme darstellen.

Überlegungen zur Dynamik von Ökosystemen spielen eine entscheidende Rolle für die Ableitung von Schutzzielen. Die Sicherung der Dynamik von Ökosystemen spielt in der Naturschutzdiskussion eine immer größere Rolle (vgl. Kapitel 2.1). Für die Ableitung von zu erhaltenden Zielzuständen ist die Diskussion entscheidend: Während das klassische Leitbild der Belastbarkeit eines Ökosystems an einem definierten Zustand ("state", "status-quo") orientiert ist, führen Konzepte der Kritik (z.B. Holling, 1986) dahingegen zum Leitbild der Ökosystem-Funktionalität (Müller, 1998b; Müller *et al*., 1997a). Dieses Konzept fordert die Sicherung der Prozessmuster und deren Funktionen in Ökosystemen.

3.1.2.2 Hierarchie und Organisation

Hierarchie und Organisation sind entscheidende Kriterien der Beschreibung und Analyse von Ökosystemen (King, 1993; Lenz, 1995a; Peterson *et al*., 1998). In einem allgemeinen Systemverständnis sind Ökosysteme, wie alle lebenden Systeme, hierarchisch organisiert (Bertalanffy, 1969). Hierarchie und Organisation entstehen in der Folge der beschriebenen dynamischen Vorgänge in Ökosystemen. Die Hierarchie-Theorie bietet einen formalen Ansatz zur Beschreibung von Ökosystemen und zur Erklärung ihrer inneren Funktionsweise.

Grundbaustein der Hierarchie-Theorie ist das "Holon“. Ein Holon ist ein selbstreguliertes, offenes System. Ein Holon agiert als selbständige Einheit auf einer hierarchischen Ebene und ist wiederum ein Teil einer hierarchisch höher angesiedelten Einheit (Müller, 1992). Allen & Starr (1982) charakterisieren das Holon als "Zwei-Wege-Fenster", durch welches die Umwelt des Holon dessen Teile beeinflusst und durch welches aber auch die Teile des Holon mit der Umwelt "kommunizieren". Müller (1992) fasst diese Tatsache derart zusammen, dass ein biologisches System einer definierten hierarchischen Skale selbst aus interagierenden Elementen besteht und als Ganzes wiederum zum Bestandteil einer höheren hierarchischen Einheit wird.

Die Berücksichtigung der Hierarchietheorie ist dann von besonderer Bedeutung, wenn Aussagen über das Entwicklungspotenzial von Ökosystemen und deren Störungsempfindlichkeit gegenüber anthropogenen Einflüssen getroffen werden sollen. Dies bedarf einer Berücksichtigung sowohl der Subsysteme des betroffenen Systems als auch höherer Hierarchieebenen, in die das System wiederum als Subsystem integriert ist (O'Neill *et al*., 1986).

Abbildung 5 zeigt den hierarchischen Aufbau von Ökosystemen. Im Zentrum der Hierarchietheorie stehen die Interaktionen zwischen Einheiten (Holon) verschiedener Ebenen (Müller *et al*., 1997b). Solche Interaktionen werden asymmetrische Interaktionen genannt (O'Neill *et al*., 1986). Hierarchien sind geordnete Systeme, in denen Kontrollen von höheren auf niedrigere Ebenen ausgehen, während das Verhalten der niedrigeren Ebenen das Potenzial der Höheren vorgibt (Allen & Hoekstra, 1992; Allen & Starr, 1982). Sogenannte Hierarchiebrüche wirken in der Umkehrung dieser Kontrollmechanismen von Ebenen niedrigerer auf solche höherer Hierarchie in Form unvorhersagbarer, spontaner Systemreaktionen. Diese werden meist ausgelöst durch externe Störungen. Die sich aus diesen Beziehungen von Einheiten unterschiedlicher hierarchischer Ebene ergebende Struktur wird als Organisation von Ökosystemen bezeichnet (Müller, 1995).

Allen & Hoekstra (1992) betonen, dass eine Zuordnung von biologischen Einheiten zu einer hierarchischen Ebene keine Eigenschaft von Natur an sich ist, sondern erst durch den Beob-

achter entsteht. Ökosysteme werden also erst in Abhängigkeit von der Perspektive, aus der sie beschrieben werden, expliziert (Jax, 1996; King, 1993). Entscheidend ist die Wahl der Kriterien, mit denen das System beschrieben wird, denn sie bestimmt die beobachtbare System-Ebene und damit die Identifikation des Systems (Allen & Hoekstra, 1992; King, 1993; O'Neill *et al*., 1986).

Die Beobachtungsperspektive (Skale) eines Systems ergibt sich durch die Kriterien "grain" (Auflösung) und "extent" (Ausdehnung). Die Skale beschreibt die räumliche und zeitliche Dimension eines Systems (Forman & Godron, 1986), die Auflösung determiniert die kleinste beobachtbare Einheit innerhalb dieser Skale (Allen & Hoekstra, 1992). Die Ausdehnung nimmt Bezug auf räumliche und/oder zeitliche Dimensionen der Beobachtung mit definierter Auflösung (King, 1993). Verschiedene Perspektiven ergeben sich auch in Abhängigkeit von der Auflösung und Ausdehnung vorhandener Daten (Diskussion z.B. in Herrmann, 1995). In abstrakten, nicht datengestützten Beschreibungen ergibt sich die Perspektive immer in Abhängigkeit von der betrachteten Hierarchieebene des Systems (King, 1993).

Hierarchische Ebenen agieren in einer jeweils spezifischen räumlichen Ausdehnung und zeitlichen Prozessfrequenz (Müller, 1995). Einzelne Subsysteme sind durch spezifische Prozesse determiniert (Ulrich, 1993). Auf jeder Skalenebene prägt eine Prozesskategorie (z.B. Prozesse des Stoffkreislaufs) entsprechende Kompartimente.

Über die Definition der beobachteten hierarchischen Ebene entscheiden ordnende Kriterien. Aussagen oder Vorhersagen über Systeme und deren Verhalten sind abhängig von der Wahl des ordnenden Kriteriums. Beispielsweise ergeben sich mittels des funktionalen Ordnungskriteriums "Kontrolle“ (constraint) andere Hierarchien, wie beispielsweise Hackordnungen, als durch strukturelle Kriterien, die beispielsweise die Schichtung eines Waldes hierarchisch strukturieren. Eine typische strukturelle Hierarchie in der Ökologie ist beispielsweise diese: Zelle - Organ - Organismus - Population - Gemeinschaft - Ökosystem - Landschaft - etc.. (Allen & Hoekstra, 1990). Traditionelle hierarchische Ansätze der Ökologie (z.B. Odum, 1973) verstehen Ökosysteme als eine Ebene innerhalb dieser strukturellen, hierarchischen Ordnung, die sich von der Zelle bis zur Biosphäre erstreckt. Allen & Hoekstra (1990) weisen auf die Schwierigkeiten in der Verwendung der Begriffe Skale und Hierarchie hin, indem er verdeutlicht, dass diese traditionelle Hierarchie keine Gemeinsamkeiten zu funktional geordneten Hierarchien, bzw. zu Hierarchien, die sich durch Auflösung ("grain") und Ausdehnung ("extend") der Beobachtungsperspektive ergeben: So sagt die klassische Hierarchie lediglich etwas darüber aus, worüber gearbeitet wird, beispielsweise über biochemische Aktionen auf zellulärer Ebene oder den Genaustausch auf der Populationsebene. Die funktionale Hierar-

chie dahingegen sagt etwas darüber aus, welche Potenziale auf welcher Ebene durch welche Ordnungsprinzipien gesteuert werden. Sie ist entscheidend für das Verständnis, wie Systeme funktionieren. Die Größen "grain" und "extend" machen eine Aussage darüber, welche Parameter auf welcher Ebene beobachtet und erhoben werden können. Diese Hierarchisierung ist besonders in der datengestützten Modellierung von Bedeutung (z.B. Herrmann, 1995). Wichtig ist bei der Anwendung struktureller und funktionaler Kriterien, dass Erkenntnisse und Ergebnisse, die innerhalb einer definiert geordneten Hierarchie gewonnen werden, nicht übertragbar sind auf andersartig geordnete Systeme (O'Neill *et al*., 1986). Nachfolgend werden funktionale Kriterien der Hierarchisierung erläutert (Allen & Hoekstra, 1992). Diese Kriterien sind formale **Ordnungsprinzipien** in Ökosystemen.

1. Bond strength: Die Relationen innerhalb eines Levels sind fester als die Relationen zwischen diesem Level und dem nächst höheren Level. Die Energie der Relationen nimmt mit steigendem Level ab.
2. Frequency: Zeitliche Frequenz des Systemverhaltens (z.B. jährliche Nährstoffzyklen und langjährige Nährstoffakkumulation).
3. Kontext: Aufgrund der Raum-zeitlich höheren Ausdehnung höherer Levels bestimmen diese über das Systemverhalten niedrigerer Level (z.B. die Keimung einer definierten annuellen Arten, die *immer* im Frühjahr stattfindet, der Kontext dieser Art ist dann die Jahreszeit).
4. Containment: "Umfassung, Begrenzung“. Kontrollhierarchien findet man vor allem in nicht-begrenzten Systemen ("non-nested-systems"). Strukturelle Hierarchien charakterisieren "nested“ -also begrenzte- Systeme. Ökosysteme sind "non-nested“ Systeme, Populationen hingegen können als "nested“ Systeme beschrieben werden.
5. Constraints: Höhere Level bestimmen das Verhalten niedrigerer Levels, sie agieren mit zeitlich niedrigeren Frequenzen als (hoch-frequente) Prozesse niedrigerer Ebenen. Constraints werden in der Ökologie auch als limitierende Faktoren (z.B. Phosphor in Gewässern) bezeichnet.

Diese **funktionalen Ordnungsprinzipien erklären das Verhalten von Systemen**. Während der Ökosystembegriff auf einer festzulegenden Raum-Zeit-Skale definiert werden kann (und muss), helfen funktionale Kriterien, Potenziale des Verhaltens auf niedrigeren Skalen und Ordnungsparameter auf höheren Skalen zu identifizieren.

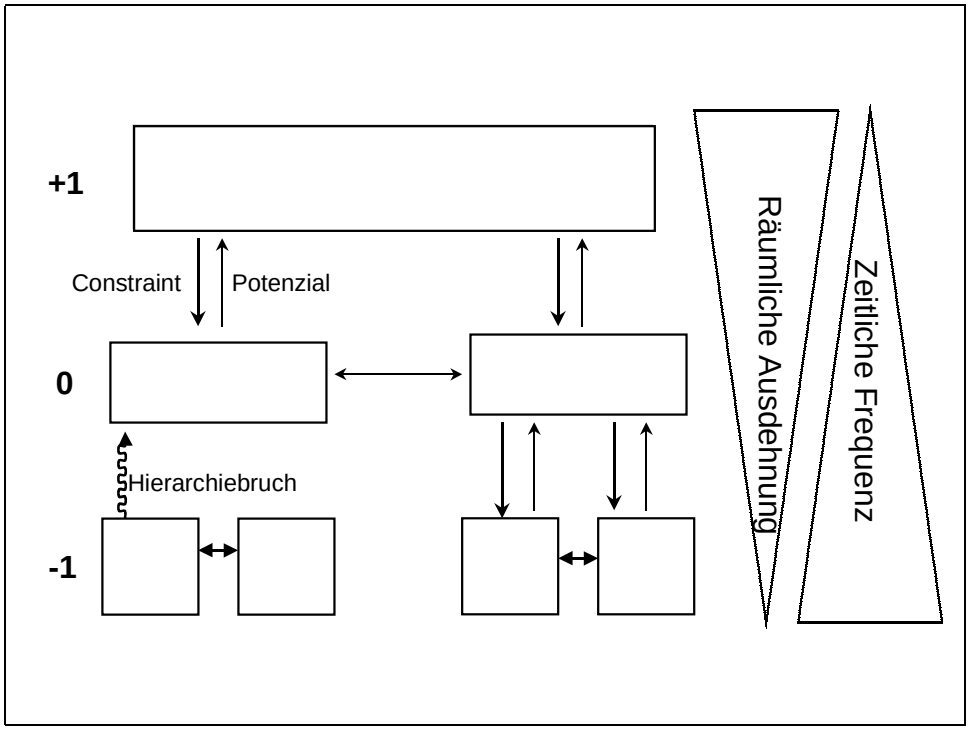

Abbildung 5: Hierarchie und Organisation von Ökosystemen (nach Müller, 1992). Erläuterungen: Niedrigere Ebenen geben das Potenzial höherer Ebenen vor, diese wiederum üben ordnenden Zwang auf niedrigere Ebenen aus. Diese Hierarchie kann gebrochen werden, wenn niedrigere Ebenen einen Hierarchiebruch herbeiführen und einen ordnenden Zwang auf höhere Ebenen ausüben. Die räumliche Ausdehnung einer Skale nimmt mit steigender Hierarchie zu, die zeitliche Frequenz von Prozessen nimmt mit steigender Hierarchie ab.

Von der Umwelt ausgehende Einflüsse agieren ebenfalls auf einer bestimmten raum-zeitliche Skale. Antworten im System auf diese Einflüsse müssen jeweils auf der gleichen raum-zeitlichen Skale gesucht werden (Forman & Godron, 1986). Daher ist eine hierarchische Beschreibung von Ökosystemen und hierarchische Zuordnung von Ökosystem-Funktionen von besonderer Relevanz, wenn potenzielle Störungen aus der Umwelt in Ökosystemen identifiziert werden sollen (Doppler & Böcker, 1999b).

3.1.3 Funktionalität und Funktionen von Ökosystemen

Die Begriffe Funktion und Funktionalität werden in einem mathematischen, einem anthropozentrischen und einem ökozentrischen Kontext jeweils sehr unterschiedlich genutzt (Bastian, 1997; Müller, 1998b; Valsangiacomo, 1998). Vor allem die ökozentrische und anthropozentrische Auffassung der Begriffe sind in der aktuellen Nachhaltigkeitsdiskussion von Bedeutung (Müller, 1998b). Der Ansatz zur Identifikation tangierter Ökosystem-Funktionen basiert auf dem ökozentrischen Funktionsbegriff. Der anthropozentrische Begriff wird in Kapitel 5 aufgegriffen, der mathematische Funktionsbegriff wird im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter

berücksichtigt.

Bastian (1997) unterscheidet interne von externen Ökosystem-Funktionen. Während externe Funktionen anthropozentrisch formuliert sind (vgl. Kapitel 5), beschreiben interne Funktionen systeminterne Prozessmuster. Ökosystem-Funktionen werden beispielsweise angewandt, um die Belastbarkeit und das Stabilitätsverhalten von Ökosystemen in Modellen abzubilden (Stöcker, 1974; Fränzle, 1977; Grimm *et al*., 1992; Nielsen, 1992), oder empirische Untersuchungen zu Zusammenhängen zwischen Artendiversität und der Stabilität von Ökosystemen zu untersuchen (Zusammenfassung wichtiger Ergebnisse in Schulze & Mooney, 1994a; 1994b).

Bahg (1990) und Jantsch (1988) definieren interne Funktionen von Ökosystemen als Summe der ablaufenden Prozesse in einem System. Müller (1998b) leitet daraus das Verständnis von "Ökosystem-Funktion“ als geordneten Ablauf zwischen verknüpften Prozesseinheiten[14] ab. Die Funktionalität von Ökosystemen entspricht dem Gesamt-Wirkungsgefüge der Prozesse im System (zwischen Elementen einer Ebene und zwischen Subsystemen verschiedener Ebenen), also der Summe der Interaktionen im System (Müller, 1995; Müller, 1998b).

> "Funktionalität ist (...) als eine Funktion des Realisierungsgrades integrer, "gesunder" Ausprägungen ökologischer Wirkungsgefüge zu verstehen. Sie stellt einen ganzheitlichen Begriff für das geordnete Zusammenwirken ökologischer Elemente dar." (Müller, 1998b, S. 31)

Der Begriff Funktionalität gibt in diesem Kontext Auskunft über den Zustand eines Ökosystems bezüglich seiner Integrität (vgl. Kapitel 2.2.1). Um die Funktionalität beurteilbar zu machen, wie dies beispielsweise im Konzept der Ökosystem-Integrität erfolgen soll, ist eine hierarchische Abbildung und Beschreibung des Untersuchungsgegenstandes nötig. Für jede hierarchische Einheit (vgl. Abbildung 5) können Teilfunktionen identifiziert werden. Auf der Ebene des gesamten betrachteten Systems zeigt sich dann die Gesamtfunktion im Sinne der oben gegebenen Definition der Funktionalität.

Kenntnisse über die Funktionalität eines Ökosystems und über einzelne Funktionen einer Skalenebene können nur durch die Untersuchung der Prozesse niedrigerer Skalenebenen abgeleitet werden (Müller, 1992) (vgl. Pkt. "Selbstorganisation und Emergenz", s.u.). Daher ist ein Konzept zur Beschreibung und Analyse von Ökosystem-Funktionen unbedingt auf

[14] Anm.: Der Begriff “Prozesseinheit” wird von Müller (1998b) nicht explizit erläutert. Aus dem Kontext der zitierten Literatur geht hervor, dass eine Beobachtungseinheit einer definierten hierarchischen Ebene gemeint ist.

mehreren hierarchischen Ebenen anzulegen (Müller *et al*., 1997b).

3.1.3.1 Funktionalität als Prinzip der Selbstorganisation und Emergenz

Der Begriff der Funktionalität von Ökosystemen ist erklärbar über systemcharakteristische Phänomene der Selbstorganisation und Emergenz. Zustände von Ökosystemen werden durch das System selbst generiert, aufrecht erhalten und modifiziert (Müller *et al*., 1997a). Diese Eigenschaft von Ökosystemen beruht auf ihrer Fähigkeit zur Selbstorganisation. Im Zentrum des theoretischen Konzeptes "Selbstorganisation" steht also ebenfalls die Vorstellung von dynamischen, sich selbst verändernden Systemzuständen (siehe oben).

Die Untersuchung der Selbstorganisationsfähigkeit verfolgt die Frage, wie die Bildung von Struktureinheiten und die Entstehung der hierarchischen Organisation von Ökosystemen mit Prozessen innerhalb des Systems gekoppelt ist. Müller *et al*. (1997a) leiten aus Versuchen von Haken (1990) ab, dass bei selbstorganisierten Vorgängen, die sich in irreversiblen Prozessabfolgen zeigen, Prozesse, die auf höheren raum-zeitlichen Hierarchieebenen ablaufen, eine ordnende und steuernde Rolle für die selbstorganisierten Vorgänge auf niedrigeren Hierarchieebenen zu übernehmen scheinen. Dabei entstehen "makroskopisch geordnete raumzeitliche Strukturen aus mikroskopischer Unordnung“ (Müller *et al*., 1997a). Selbstorganisation ist eine innere Funktion von Ökosystemen, als deren Folge die Phänomene der Hierarchiebildung und der Systemorganisation interpretiert werden (Müller *et al*., 1997a). Die Geschichte eines Ökosystems kann auf dieser Basis als Ablauf irreversibler, singulärer Selbstorganisations-Prozesse beschrieben werden (Müller *et al*., 1997a).

> "Die durch die dynamische Abhängigkeit zwischen den Komponenten (Größen, Variablen) eines Systems induzierten Eigenschaften und Strukturen eines Systems und seiner Komponenten nennen wir selbstorganisiert." (An der Heiden, 1992, S. 72)

Selbstorganisation beschreibt Vorgänge der Entlastung von Systemen, bzw. dem Abbau von stofflichen und energetischen Gradienten, die an das System angelegt werden (beispielsweise durch externen Input, vgl. Kapitel 3.1.2). Dieser Punkt ist zentral, denn er zielt in der Anwendung, im Gegensatz zu Konzepten der Belastbarkeit und Stabilität, nicht auf das Prinzip des "Auffüllens", sondern auf das der "Entlastungsfähigkeit des Systems" bei gegebenem Input aus der Umwelt.

Das Konzept Selbstorganisation ist eng verknüpft mit dem der "emergenten Eigenschaften von Ökosystemen“. Das Auftreten emergenter Eigenschaften wird umgangssprachlich umschrieben mit dem Satz "ein Wald ist *mehr* als die Summe seiner Bäume“. Emergente Eigenschaften sind solche Eigenschaften eines Systems, die aus der Kenntnis der Summe der

Einzelteile des Systems nicht abgeleitet werden können (Krohn & Küppers, 1992; Müller, 1996a; Müller *et al*., 1997b). Es sind Eigenschaften, die die Subsysteme nicht besitzen, sondern die auf den Interaktionen zwischen den Subsystemen beruhen (Müller *et al*., 1997b). Im Verlauf der Bildung makroskopischer Strukturen (Selbstorganisation) bildet das System spezifische Eigenschaften aus, die aus den Interaktionen zwischen Subsystemen unterschiedlicher oder gleicher Hierarchieebenen erwachsen. Solche Eigenschaften werden als emergente Eigenschaften bezeichnet (Müller, 1996a; Müller *et al*., 1997b).

> "Der Begriff der emergenten Eigenschaften (betont) den ganzheitlich orientierten, funktionellen Charakter der ökosystemaren Attribute." (Müller *et al*., 1997b, S. 18)

Die theoretischen Konzepte Selbstorganisation und Emergenz in Ökosystemen versuchen, Eigenschaften von Ökosystemen, die im Verlauf ihrer Entwicklung auftreten, zu erklären und als Qualitäten zu quantifizieren. Sie gewinnen in der ökologischen Umweltplanung zunehmend an Bedeutung: Diese Qualitäten sollen als sich in der Zeit ablösende Zustandsbereiche einer nachhaltigen Entwicklung (Müller *et al*., 1997b, S. 18) und als Indikatoren einer ungestörten Systementwicklung herangezogen werden.

Ein solcher Ansatz lasse sich nach Müller *et al*. (1997b) operationalisieren, indem die für die einzelnen Systemebenen typische emergente Eigenschaften identifiziert werden und als Zielgrößen der Operationalisierung formuliert werden, beispielsweise für die Anwendung im Rahmen ökologischer Raumplanungen (Müller *et al*., 1997b, S. 18).

Schutzgut eines solchen, an der Gesamt-Funktionalität von Ökosystemen ausgerichteten Ansatzes ist der Naturhaushalt (Müller, 1998b). Der (SRU, 1985) bezeichnet den Naturhaushalt als komplexes Beziehungs- und Wirkungsgefüge, das alle Lebewesen mit ihrer unbelebten Umwelt und auch untereinander verknüpft. Dieses Verständnis sei nach Müller (1998b) gleichzusetzen mit der von ihm gegebenen Definition der Funktionalität von Ökosystemen, die sich aus der Gesamtheit der Interaktionen in einem System ergibt. Die Funktionalität von Ökosystemen wird demnach gleichgesetzt mit der Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes.

3.1.3.2 Ökosystem-Funktionen einzelner Subsysteme

Die Operationalisierung des Begriffs "Funktionsfähigkeit tangierter Ökosysteme" vollzieht Fränzle *et al*. (1993) über **Ökosystem-Funktionen des Bodens**, die im Rahmen der ökologischen Nachhaltigkeitsbewertung beurteilt werden (z.B. Merkle, 2000).

"Böden stellen regulatorische Hauptkompartimente terrestrischer und benthischer Ökosys-

teme dar. Über Stoff- und Energiekreisläufe sind sie mit der Biosphäre, der Hydrosphäre, der Atmosphäre und der Lithosphäre verbunden. Die zentrale Bedeutung von Böden beruht unter anderem darauf, dass ökosystemare Prozesse und Funktionen, wie beispielsweise die der Biomasseproduktion und der Biomassezersetzung in Böden zusammenfließen" (Fränzle *et al*., 1993, S. 2). Somit nehmen Böden eine zentrale Stellung im Verständnis von Ökosystemen ein (ebd.). Die Autoren gehen davon aus, dass die Beurteilung der Boden-Funktionen eine Beurteilung des Gesamtökosystems erlaubt.

Ziel dieses Ansatzes von Fränzle *et al*. (1993) ist es, reproduzierbare, extrapolationsfähige maximale Belastungsgrenzen für Bodenfunktionen zu ermitteln. Dazu werden Steuergrößen und pedologische Prozesse identifiziert, die für die Stabilität und Resilienz des Bodens maßgeblich sind und anhand derer eine Bewertung von eintretenden Bodenbelastungen erfolgen kann. Diese Prozesse steuern die Belastbarkeit des Bodens. Sie werden daher "Schlüsselprozesse" genannt (ebd.).

Die Funktionen sind im einzelnen (siehe Abbildung 6):

1. Produktionsfunktion: Fähigkeit des Ökosystems als Standort[15] für Nutzpflanzen (Nahrungs- und Futterpflanzen, nachwachsende Rohstoffe) zu dienen.
2. Regelungsfunktion: Fähigkeit des Ökosystems, sowohl kompartimentinterne als auch ökosystemare Stoff- und Energieflüsse zu regulieren. Sie wird untergliedert in:
   - Filterfunktion: Mechanische Rückhaltung partikulärer oder kolloidaler Stoffe durch das Porensystem des Bodens und durch vegetative Bestandteile,
   - Pufferfunktion: Bindung gelöster Stoffe sowie photochemische und chemische Reaktionen,
   - Transformatorfunktion: Biologische Umwandlung und Umbau von Stoffen durch Organismen.

[15] Der Standortbegriff wird von Fränzle *et al.* (1993) nicht im Sinne der ursprünglichen Definition benutzt. Der Begriff Standort geht auf (Walter, 1949, S. 9) zurück. "Die Gesamtheit der an einem Wuchsort einer Pflanze auf sie einwirkenden Umweltfaktoren bezeichnen wir als ihren Standort." Eine Spezifizierung zwischen Standort und Umwelt zeigt Walter (1970, S.12): "Die Gesamtheit der auf die Pflanzen wirkenden Faktoren bilden ihre Umwelt, wobei man die physikalisch-chemischen Faktoren (ohne Wettbewerb) als ihren *Standort* bezeichnet, während die Stelle, an der sie wachsen, "Wuchsort" oder *Biotop* genannt wird". Fränzle *et al*. (1993) benutzen den Begriff im Sinne von "Wuchsort".

3. Lebensraumfunktion (entspricht der Habitatfunktion): Fähigkeit des Ökosystems, als Lebensraum für Flora und Fauna zu dienen.

Die einzelnen Funktionen sind charakterisiert durch die nachfolgend aufgeführten Prozesse und Steuergrößen:

Pufferfunktion

- Prozesse der Ad- und Desorption, Einbau in Kristallgitter, chemische Fällung, Neutralisation, biologische Inkorporation
- Steuergrößen: z.B. Organische Substanz, Tongehalt, pH, Konzentration eines Stoffes in der Bodenlösung, Temperatur, biologische Aktivität

Filterfunktion

- Prozesse: Mechanische Rückhaltung von festen oder kolloidalen Stoffen in Abhängigkeit von Porengröße und Verteilung[16]
- Steuergrößen: z.B. Körnung, Porenspektrum, Partikelgröße der Schadstoffe, organische Substanz, Filterfunktion in Abhängigkeit von Bodenart und Lagerungsdichte, kf-Wert, Durchflussmenge/Flächeneinheit[17]

Transformatorfunktion

- Prozesse: mikrobieller, chemischer und photochemischer Ab- und Umbau, Mineralisation
- Steuergrößen: z.B. Wassergehalt, Durchlüftung, Temperatur, pH, Gehalt an organischer Substanz, C/N-Verhältnis

Lebensraumfunktion

- Prozesse des mikrobiellen Ab- und Umbaus, Prozesse des Nährstoff-, Wasser-, Luft- und Wärmehaushaltes
- Steuerungsgrößen: Nährstoffgehalt N, P, K, S, Ca, Mg; Basensättigung und -gehalt, C/N-Verhältnis, Wasserhaushalt nFK/pF, Lufthaushalt, Gesamtporenvolumen

Produktionsfunktion

- Prozesse: Nährstoffhaushalt: Basensättigung, N,P,K, Nährstoffnachlieferungsvermögen;

[16]Anmerkung: Prozesse der mechanischen Rückhaltung laufen auch in der Vegetation in Abhängigkeit von ihrer Struktur ab.

[17] Steuergrößen der Funktion der Vegetation sind dann deren Oberflächenform und deren Beschaffenheit.

Wasserhaushalt, Lufthaushalt, Wärmehaushalt

- Steuerungsgrößen: Nährstoffgehalt N, P, K, S, Ca, Mg; Basensättigung und -gehalt, C/N-Verhältnis, Wasserhaushalt nFK/pF, Lufthaushalt, Gesamtporenvolumen

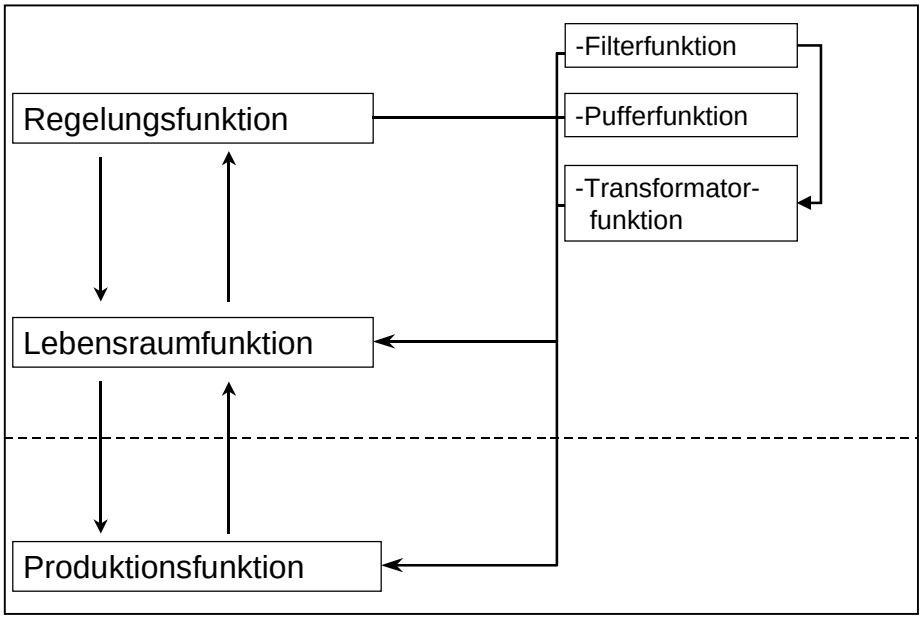

Abbildung 6: Ökosystem-Funktionen des Bodens nach Fränzle *et al*. (1993).

Abbildung 6 zeigt gegenseitige Beeinflussungen und die sich daraus ergebenden Abhängigkeiten der einzelnen Funktionen. Sowohl die Lebensraum- als auch die Produktionsfunktion werden gesteuert durch Prozesse der Filter-, Puffer- und der Transformatorfunktion. Die Transformatorfunktion ist abhängig von Prozessen der Filterfunktion. Eine Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit in Agrarökosystemen, die sich auf diese Ökosystem-Funktionen nach Fränzle *et al*. (1993) als Kriterien der Beurteilung beziehen, zeigt Merkle (2000). Die Autorin zeigt einen Ansatz, der es erlaubt, Bodenfunktionen als ausschlaggebende Ziel- und Beurteilungsgröße ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit heranzuziehen.

3.1.3.3 Charakteristika und Bezugsgrößen von Ökosystem-Funktionen

Für ökosystemare, an Funktionen orientierte Konzepte können auf der Grundlage des bisher dargestellten theoretischen Hintergrundes Charakteristika und Bezugsgrößen für eine Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit identifiziert werden. Tabelle 2 zeigt eine Zusammenstellung der Bezugsgrößen für (1) an der Funktionalität von Ökosystemen und (2) an Ökosystem-Funktionen des Bodens ausgerichtete Konzepte.

Tabelle 2: Bezugsgrößen der Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit in ökosystemaren, auf Funktionen zielenden Konzepten (zusammengestellt nach Fränzle *et al*., 1993; Haber 1997a; Müller 1998b).

	Funktionalität nach (Müller, 1998b)	Ökosystem-Funktionen nach (Fränzle *et al*., 1993)
Bezugsgröße	Funktionalität	Funktionen & Strukturen
Schutzgut	Naturhaushalt	Boden
Charakteristika	Prozesse des / der • Wasser-, Luft-, Wärme- und Nährstoffhaushaltes[1] • Stoffverluste[2] • Respiration und Transpiration[2] • Diversität[2] • Hierarchisierung[2] • Nutzung der Strahlungsenergie[2] • Stoff- und Energieflussdichte[2] • Kreislaufführungen[2] • Speicherkapazität[2]	Prozesse des / der • Wasser-, Luft-, Wärme- und Nährstoffhaushaltes[1] • Ad- und Desorption[3] • Biolog. Inkorporation[3] • Neutralisation[3] • Einbaus in Kristallgitter[3] • Chemischen Fällungen[3] • Mechanischen Rückhaltung fester und kolloidaler Stoffe[3]
Kriterien	entsprechen den Charakteristika	Ökosystem-Funktionen[3]

1: nach Haber (1997a); 2: nach Müller (1998b); 3: nach Fränzle *et al*. (1993)

Für Ökosysteme sind die Regelungs- und die Lebensraumfunktion am bedeutsamsten: Beide verknüpfen pedologische Prozesse, die die Randbedingungen für die Stoff- und Energiekreisläufe darstellen und somit prägend für die Struktur und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes sind (Fränzle *et al*., 1993).

In einer hierarchischen Ordnung beschreibt der Begriff der Funktionalität (Naturhaushalt) von Ökosystemen folglich eine nächst höhere Ebene als die der Ökosystem-Funktionen: Diese geben das Potenzial der Funktionalität (also des Naturhauhaltes) im Sinne der Hierarchietheorie vor, während die Funktionalität, also der Naturhaushalt, als Ordnungsparameter der Ökosystemfunktionen wirkt. Diese wiederum geben die Limitationen der Funktionen einzelner Subsysteme, wie beispielsweise die der Zersetzung organischer Biomasse durch Bodenorganismen, vor. Diese hierarchischen Beziehungen sind in Abbildung 7 dargestellt.

Die Ökosystem-Funktionen nach Fränzle *et al*. (1993) und der Ökosystem-Funktionen-Begriff nach Müller (1995) und Müller (1998b) werden in Kapitel 5 erneut aufgegriffen, wenn es

darum geht zu zeigen, "welche Natur" mittels des Kriteriums "Ökosystem-Funktionen" beschreibbar ist. Die in Kapitel 5 geführte Diskussion wird zeigen, dass sich die beiden Begriffe zwar beide auf Ökosysteme beziehen, sich aber hinsichtlich ihrer Aussagekraft und Anwendbarkeit im Zuge der Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit wesentlich unterscheiden.

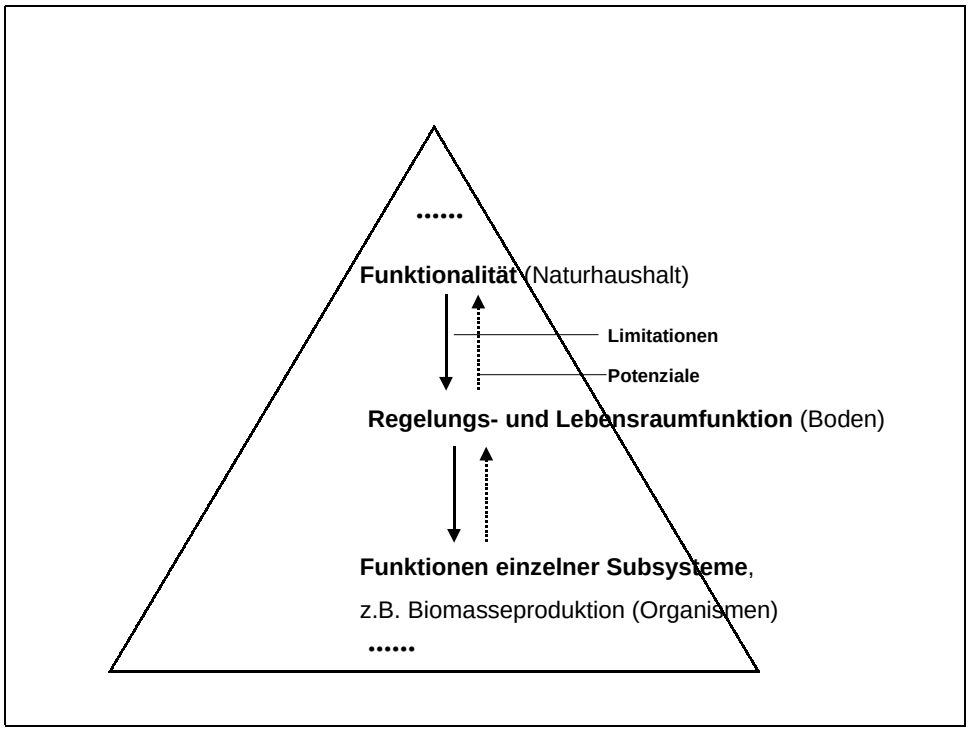

Abbildung 7: Potenziale (gestrichelter Pfeil) **und Limitationen** (durchgezogener Pfeil) **der einzelnen Ökosystem-Funktionen.** Erläuterungen: Die Regelungs- und Lebensraumfunktion geben das Potenzial der Ökosystem-Funktionalität vor und limitieren die Funktionen der Elemente einzelner Subsysteme in Ökosystemen. Die Ökosystem-Funktionalität limitiert die Regelungs- und Lebensraumfunktion.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Funktionalität bzw. einzelne Funktionen von Ökosystemen Systemgrößen sind, die in einer hierarchischen Beschreibung von Ökosystemen abbildbar werden. Schutzgut des Funktionalitätsansatzes ist der Naturhaushalt. Ökosystem-Funktionen einzelner Subsysteme, die auf der nächst niedrigeren Hierarchieebene angesiedelt sind, zielen auf die Schutzgüter Boden und Organismen.

Hierarchiebildung kann als Folge von Selbstorganisation verstanden werden, in deren Verlauf spezifische Eigenschaften von Ökosystemen zu beobachten sind. Diese Eigenschaften werden emergente Eigenschaften genannt. Davon ausgehend, dass sich Selbstorganisation in spontanen, irreversiblen Prozessen zeigt, ist ein Verständnis von Ökosystemen nur über die Kenntnis der im System ablaufenden Prozesse auf mehreren Raum-Zeit-Skalen möglich.

Selbstorganisation und Emergenz werden in diesem Kontext gleichgesetzt mit dem Begriff Funktionalität. Dieser Begriff beschreibt Ökosystem-Funktionen auf der höchsten, definierten Ebene eines Ökosystems.

3.2 Identifikation tangierter Ökosystem-Funktionen

Die in Kapitel 3.1 skizzierte Herangehensweise, Ökosysteme als hierarchisch organisierte Modelle zu verstehen, erlaubt, Ökosysteme abstrakt als biotisch-abiotische Funktionseinheiten auf definierten, hierarchischen Skalenebenen über spezifische Funktionen zu charakterisieren. Ziel des nächsten Arbeitsschrittes ist es, diese Ökosystemfunktionen skalenspezifisch zu identifizieren. Dies ist die Grundlage der Diskussion (Kapitel 5), "welche Natur" mittels Ökosystem-Funktionen für diese und nachfolgende Generationen gesichert werden kann.

3.2.1 Methodische Basis: Hierarchischer Ansatz

Hierauf aufbauend wird der methodische Ansatz zur Identifikation von Ökosystem-Funktionen auf mehreren Skalenebenen angelegt (siehe Abbildung 8)

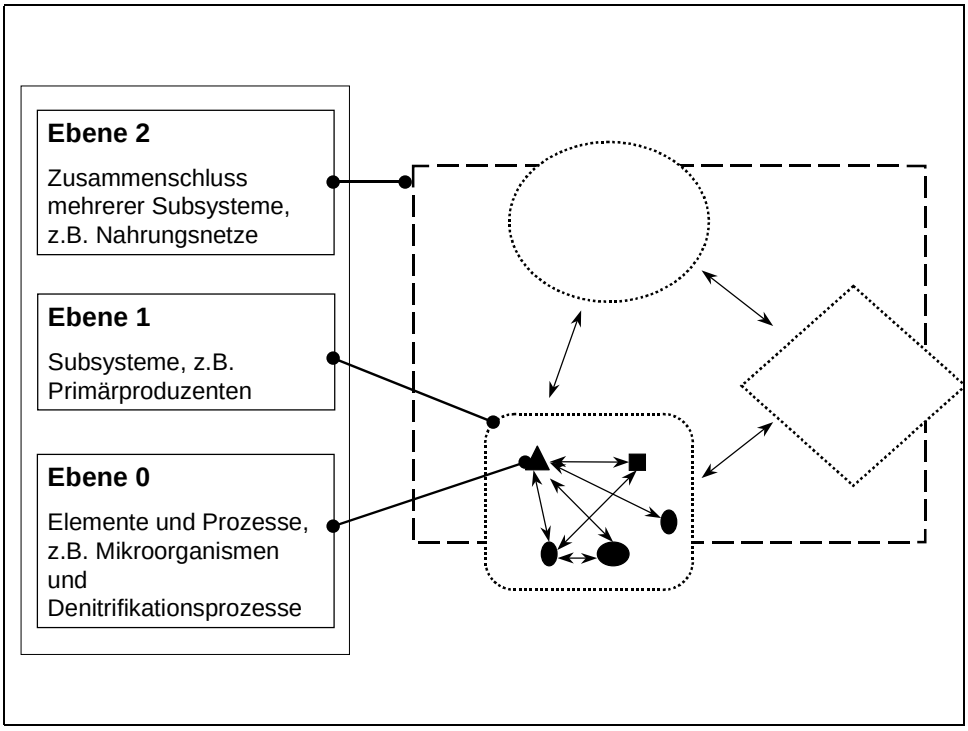

Abbildung 8: Charakterisierung tangierter Ökosysteme auf drei hierarchischen Ebenen.

Tabelle 3 zeigt die drei Arbeitsebenen aus Abbildung 8, die jeweiligen Beobachtungsperspektiven und die sie charakterisierenden Prozesskategorien.

Tabelle 3: Arbeitsebenen, auf denen Ökosystem-Funktionen formuliert werden, die Beobachtungsperspektiven und die sie charakterisierenden Prozesskategorien.

	Ebene 0	**Ebene 1**	**Ebene 2**
Organisationsebene / Beobachtungs-Perspektive	Elemente und Prozesse eines Subsystems: Organismen, Prozesse	funktionale Subsysteme: z.B. Primärproduzenten, Sekundärproduzenten	Funktionales System aus mehreren Subsystemen z.B. Nahrungsnetze, Organisation, Diversifizierung
Prozesskategorie / Charakteristika	saisonale Prozesse	Stoffkreisläufe	Bestandesentwicklung
Funktionen	Populationsdynamik und Entwicklung von Biozönosen	Biomasseproduktion	Ausbildung und Diversifizierung komplexer Nahrungsnetze
	Regelungs- und Lebensraumfunktion		Gesamtfunktion im Sinne von Funktionalität
	Potenziale ⟷		Limitationen

Die **Ebene 0** umfasst saisonale Prozesse. Auf dieser Ebene agieren Organismen, die die Prozesskategorie "saisonale Prozesse" initiieren: Zu dieser Prozesskategorie zählen die Organbildung der Pflanzen und die Populationsdynamik von Tieren. Auf der Zeitskala von Wochen bis Monaten laufen Wachstumsprozesse von Pflanzen und viele populationsdynamische Prozesse bei Tieren ab. Von den Tieren sind die Destruenten mit den an sie anschließenden Nahrungsketten von zentraler ökosystemarer Bedeutung (Ulrich, 1993).

Die **Ebene 1** erfasst jahreszeitliche Prozesse, wie beispielsweise den Prozess der Biomasseproduktion. Auf dieser Ebene sind funktionale Subsysteme der Biomasseproduktion die definierte Beobachtungsperspektive: Primär- und Sekundärproduzenten (Konsumenten). Erst auf dieser Ebene kommt das Gesamtverhalten des Ökosystems in das Blickfeld der Beobachtung (Ulrich, 1993). Die Rolle der Organismen im Stoffhaushalt von Ökosystemen lässt sich beschreiben in der Stoffhaushaltsgleichung, in der Leistungen der Primärproduzenten mit denen der Sekundärproduzenten in Form einer Bilanzgleichung miteinander verknüpft sind:

Hinreaktion: Photosynthese und Ionenaufnahme, Primärproduktion und Bildung von Phytomasse

Rückreaktion: Atmung und Mineralisation, Zersetzung von organischer Substanz

Diese Ebene gibt das Potenzial der Ebene 2 vor, z.B. Ionenaufnahme in Abhängigkeit chemisch verwitterter Silikate, gefördert durch Silikatbakterien (Elemente auf Ebene 0, abhängig von der Regelungsfunktion auf Ebene 1).

Die **Ebene 2** erfasst die Gesamtheit der funktionalen Subsysteme, beispielsweise in komplex ausgeprägten Nahrungsbeziehungen. Die betrachtete Prozesskategorie ist z.B. die der Bestandesentwicklung eines Ökosystems, die sich in Organisationsbildung und der Diversifizierung von funktionalen Nahrungsbeziehungen und strukturellen Parametern von Ökosystemen ausdrückt (Müller, 1998b). Auf dieser Ebene sind Limitationen der Regelungs- und Lebensraumfunktion angesiedelt (z.B. kann nur soviel organische Masse von Bodenorganismen zersetzt werden, wie von dieser Ebene in den Stoffkreislauf zurückgegeben wird). Auf der Basis des aufgezeigten theoretischen Hintergrundes und der hierarchischen Beschreibung auf drei Ebenen wird folgende Definition "tangierter Ökosysteme“ vorgeschlagen:

> **Ein Ökosystem ist dann tangiert,** wenn Prozesse oder Elemente (Ebene 0) oder funktionale Subsysteme (Ebene 1) oder funktional verknüpfte Subsysteme wie beispielsweise Nahrungsnetze (Ebene 2) durch Konzentrationen oder Einträge beeinträchtigt sind, d.h. die aus der landwirtschaftlichen Produktion und Nutzung stammenden Energie- und Stoffflussraten bzw. -konzentrationen in die Prozesse zwischen den Elementen eingreifen oder Elemente direkt verändern, so dass es zur Änderung einer Funktion kommt.

Die Definition tangierter Ökosysteme bezieht sich darauf, dass ein Ökosystem dann tangiert ist, wenn Funktionen des Systems durch stofflichen oder energetischen Input irreversibel verändert werden. Die Ökosystemfunktionen beschreiben die Summe der ablaufenden Prozesse auf jeder Ebene. Daraus wurde der Ansatz synthetisiert, die in Tabelle 3 definierten Funktionen eines Ökosystems als potenzielle Rezeptoren stofflicher und energetischer Einträge in Systeme heranzuziehen und als Kriterien zur Beurteilung des Nachhaltigkeitsbereiches aus ökologischer Sicht zu definieren. Die dabei zu beachtenden Ökosystem-Funktionen sind in Abbildung 9 dargestellt. Auf höchster hierarchischer Ebene ist die Ökosystem-Funktion "Funktionalität" angesiedelt, charakterisierbar beispielsweise durch trophische Relationen zwischen einzelnen Subsystemen auf Ebene 1. Auf dieser sind die Rege-

lungs- und Lebensraumfunktion entscheidend, charakterisiert beispielsweise durch Relationen innerhalb einzelner Subsysteme (z.B. Biomasseproduktion). Auf der Ebene 0 sind einzelne Elemente angesiedelt, z.B. *Nitrosomas* und *Nitrobacter*, die die Funktion der N-Mineralisierung übernehmen.

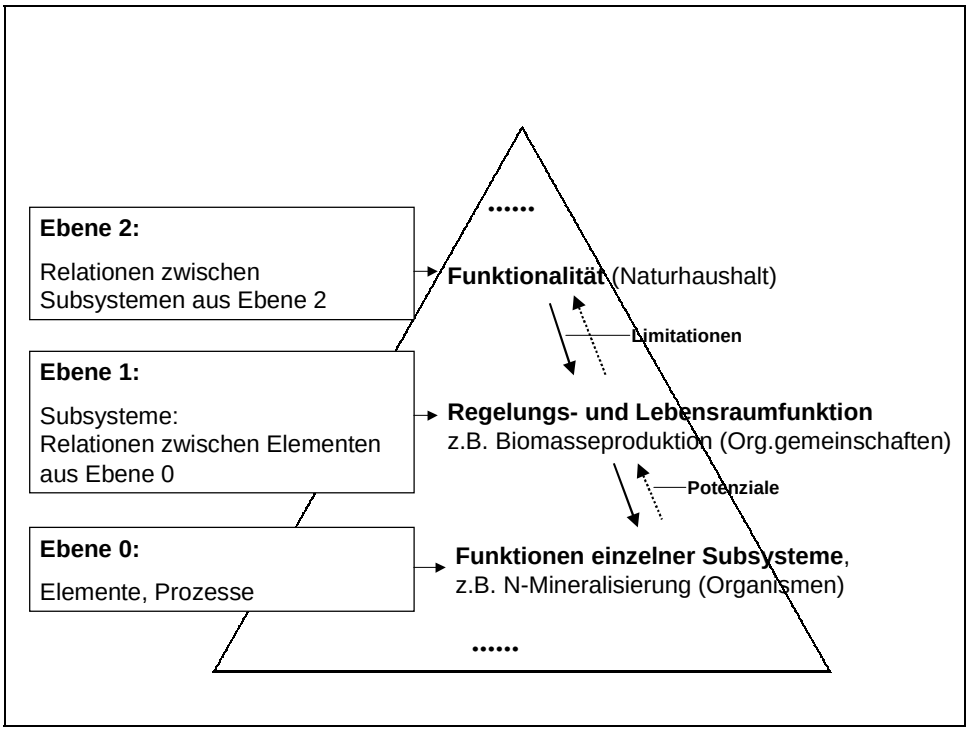

Abbildung 9: Ökosystem-Funktionen auf drei hierarchischen Ebenen eines Ökosystems.

3.2.2 Tangierte Ökosystem-Funktionen

Bisher wurde dargelegt, dass ein ökozentrischer Funktionenansatz zur Charakterisierung von Ökosystemen herangezogen werden kann, um Ökosysteme abstrakt als Modelle funktionaler Verknüpfungen von Subsystemen und deren Elementen auf unterschiedlichen hierarchischen Ebenen zu beschreiben und tangierte Ökosysteme als tangierte Funktionen zu definieren. Auf dieser Basis wird nun ein methodisches Konzept abgeleitet, das prinzipiell die Identifikation sensibler Prozesse und Funktionen im System erlaubt.

Die Definition tangierter Ökosysteme (s.o.) bezieht sich darauf, dass ein Ökosystem dann tangiert ist, wenn Funktionen des Systems durch stofflichen oder energetischen Input irreversibel verändert werden. Die Ökosystemfunktion ergibt sich durch die Summe der ablaufenden Prozesse auf jeder Ebene des Systems. Daraus wurde der Ansatz synthetisiert, die Funktionen eines Ökosystems für spezifische Ebenen des Systems zu identifizieren. Ein sol-

ches Vorgehen erfordert, die Gesamtheit der Prozesse auf dieser Ebene zu kennen und in Form spezifischer Prozessmuster zur Verfügung zu stellen. Das Prozessmuster auf einer Ebene ergibt ihre Funktion, Prozessmuster die zwischen den hierarchischen Ebenen ablaufen, ergeben die Gesamtfunktion des Ökosystems. Die potenziell tangierten Ökosystemfunktionen sind dann wiederum eine Teilmenge der Gesamtökosystemfunktionen. Emergente Eigenschaften beispielsweise könnten Indikatoren für Gesamt-Prozessmuster darstellen, da sie Eigenschaften sind, die aus der Gesamtheit der ablaufenden Prozess zwischen Elementen eines Systems als *mehr* erwachsen. Sogenannte Schlüsselprozesse, beispielsweise die empfindlichsten Prozesse auf einer Ebene, könnten bei der Identifikation potenziell tangierter Funktionen helfen. Beispiele für Schlüsselprozesse spezifischer Eigenschaften von Böden, wie beispielsweise deren Puffervermögen, zeigen Fränzle *et al*. (1993). Ein solches hierarchisches Vorgehen ist auch von großer Bedeutung, da nicht jede Funktion von jedem Input irreversibel verändert wird. Beispielsweise können spezifische Säureeinträge in kalkreiche Seen durch das Pufferungsvermögen des Wasser- und Sedimentkörpers abgepuffert werden, so dass deren Funktion auf den Ebenen 0 bis 2 so lange nicht irreversibel verändert ist, so lange die Pufferungskapazität des Sees nicht erschöpft ist. Die relevanten Prozesse sind vor allem auf der Ebene 1 (siehe Abbildung 8) angesiedelt, die relevanten Subsysteme sind beispielsweise das Sediment und der Wasserkörper. Dieses theoretische Vorgehen ist in Abbildung 10 dargestellt.

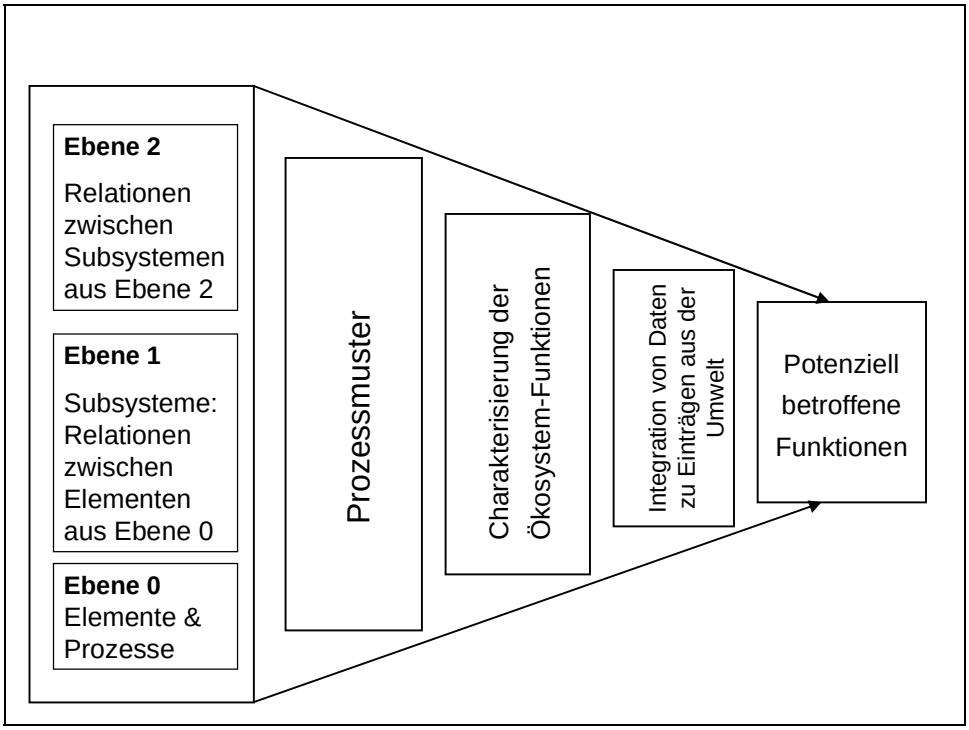

Abbildung 10: Identifikation potenziell tangierter Ökosystem-Funktionen.

Belastungen aus der Umwelt greifen in das Gefüge von Relationen in einem Ökosystem ein, indem Prozesse direkt oder indirekt verändert werden. Die Verknüpfungsform des Stoff- und Energieinputs kann zu stabilisierenden oder destabilisierenden Wirkungen führen. Belastungen ergeben sich häufig aus destabilisierenden Wirkungen (Müller, 1995). Ökosysteme und ihre Umwelt (Landschaft) sind funktional miteinander über Prozesse verknüpft (Forman & Godron, 1986). Prozesse unterschiedlicher hierarchischer Ebenen agieren in unterschiedlichen räumlichen Ausdehnungen und mit unterschiedlichen zeitlichen Frequenzen (Müller, 1995). Prozesse, die in der Umwelt des Ökosystems ablaufen, können über ihre räumliche Reichweite und zeitliche Ausdehnung bzw. Frequenz Ebenen im betrachteten Ökosystem zugeordnet werden. Daher muss für die Identifikation tangierter Ökosystem-Funktionen eine Integration von Daten zu Einträgen aus der Umwelt stattfinden (siehe Abbildung 10).

3.2.3 Identifikation der raum-zeitlichen Skale

Die Zuordnung räumlicher und zeitlicher Skalen von "Umwelt“ und "tangiertem Ökosystem“ kann über die Stoffeigenschaften Reichweite und Persistenz eines Stoffes erfolgen (Kümmerer, 1997). Bei einem einzelnen Emittenten beschreibt die räumliche Reichweite die Verteilungsdynamik, der eine Substanz nach der Emission unterworfen ist. Sie wird bestimmt vom chemischen und biologischen Abbau der Substanz, sowie von der Mobilität der Substanz durch Wind und Wasser (Scheringer, 1999). Räumliche Skalen von Ökosystemen und Umwelt sind dann deckungsgleich, wenn die räumliche Reichweite eines emittierten Stoffes zu Depositionen auf der betrachteten Ökosystem-Skale führt. Die räumliche Reichweite kann über Modellrechnungen abgeschätzt werden (z.B. Scheringer, 1999).

Von ebenso großer Bedeutung ist die zeitliche Skale. Die Persistenz bezeichnet die Lebensdauer eines Stoffes. Verknüpft mit der räumlichen Reichweite sind beispielsweise über Modellrechnungen Aussagen darüber möglich, ob ein Stoff zum Zeitpunkt seines Eintrages in ein Ökosystem noch reaktiv ist oder nicht. Ist dies der Fall, ist Persistenz weiterhin ein wichtiges Kriterium zur Beurteilung des Zeitraumes, innerhalb dessen der Stoff im Ökosystem vorhanden und potenziell reaktiv bzw. wirksam ist. Die Persistenz wird als ein zentrales Kriterium für die Bewertung von Stoffen in der Umwelt angesehen (Kümmerer & Held, 1997a).

Ein potenziell störender Input in das Ökosystem ist dann am wahrscheinlichsten, wenn Prozesse in der Umwelt des Systems und in der betrachteten Ökosystem-Perspektive selbst auf einer entsprechenden raum-zeitlichen Skalenebene agieren. Daraus ergibt sich die Möglichkeit einer hierarchischen Störungsanalyse, die zeigt, welche Stoffeinträge auf welchem Raum-Zeit-Niveau des tangierten Ökosystems operieren (Doppler & Böcker, 1999b). Zeitli-

che Aspekte sind bei der Beurteilung von Stoffeinträgen in Ökosysteme von besonderer Bedeutung (Kümmerer, 1997; Kümmerer & Held, 1997b). Ein Stoff stellt aus ökosystemarer Sicht keine Störung dar, solange die aus seiner Anwesenheit resultierenden Veränderungen geringer sind als die natürlichen Fluktuationen (Dynamik) des Systems (Kümmerer & Held, 1997a). Nach Kümmerer & Held (1997a) und Kümmerer & Held (1997b) sind folgende Zeiten bei der Ermittlung der zeitlichen Skale zur Beurteilung eines Stoffeintrages miteinander verknüpft und von Bedeutung:

1. Zeitpunkt des Eintrages und Eigenrhythmik des Systems
2. Systemzeit des Ökosystems, lang wirksame Stoffe wirken auf hoher Zeitskale im System (wird z.B. Stickstoff in Hochmooren akkumuliert, ist eine Wirkung auf hoher zeitlicher Skale zu erwarten)
3. Zustand des Systems zum Zeitpunkt des Eintrages
4. Kritische Systemzeiten: Alter des Systems, Empfindlichkeit des Systems (vgl. Kaule, 1991)
5. Verweildauer des Stoffes im System (vgl. Scheringer, 1999)

Die Identifikation relevanter Zeitskalen kann über diese Verknüpfungen erfolgen (vgl. Abbildung 11): Systeme haben je nach Eintragszeitpunkt unterschiedliche Empfindlichkeiten auf unterschiedlichen Skalenebenen. So reagieren beispielsweise Artenbestände der Segetalflora in Ackerrandstreifen zum Zeitpunkt der Keimung und Sprossung empfindlicher auf eingetragene Herbizide als während ihrer Blüte und Samenproduktion (Zeitpunkt des Eintrages). Neue Ackerrandstreifen (Systemalter), die vorwiegend aus anuellen Arten bestehen, haben aufgrund ihrer sehr kurzen Systemzeit von der Keimung bis zur Samenproduktion eine höhere Empfindlichkeit gegenüber Herbizid Einträgen als alte Ackerrandstreifen, die aus mehrjährigen, sich überwiegend vegetativ fortpflanzenden Arten bestehen. Dieser hierarchische Ansatz einer Störungsanalyse ermöglicht die Identifikation der betroffenen Skale eines Ökosystems und möglicher tangierter Prozesse im Ökosystem. So können die Funktion bzw. Funktionen im Ökosystem, die von Energie- und Stoffflussraten aus der Produktion und Nutzung nachwachsender Energieträger tangiert werden, identifiziert werden. Durch eine Überlagerung der Funktions- bzw. Prozessmuster im Ökosystem und der Umwelt kann durch dieses Vorgehen die tatsächlich tangierte Skale des Ökosystems identifiziert werden (vgl. Abbildung 12).

Die gewonnenen Erkenntnisse führen zu einer Methode, tangierte Ökosysteme als "tangierte Funktion“ auf unterschiedlichen Skalenebenen zu identifizieren. Im Gegensatz zu Herangehensweisen, die vom konkreten Ökosystem auf veränderte Funktionen (und Strukturen) in diesem System schließen, operiert dieser Ansatz von der Funktion kommend auf konkrete Ökosysteme und deren Reaktion auf Stoffeinträge.

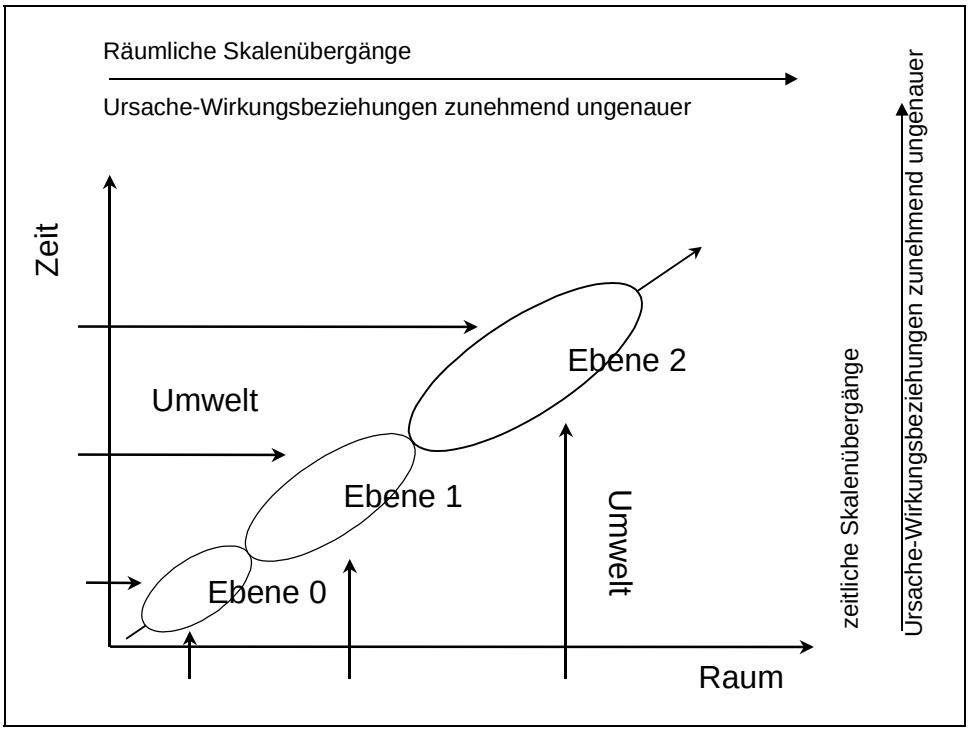

Abbildung 11: Raum-Zeit-Skalen von Ökosystemen und Prozessen in der Umwelt (nach Doppler & Böcker, 1999b, verändert). Erläuterungen: Mit zunehmender raum-zeitlicher Skale der Ökosystemperspektive nimmt die Genauigkeit von Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen Umwelt und System ab. Die Prognose potenzieller Wirkungen ist damit erschwert bzw. unmöglich .

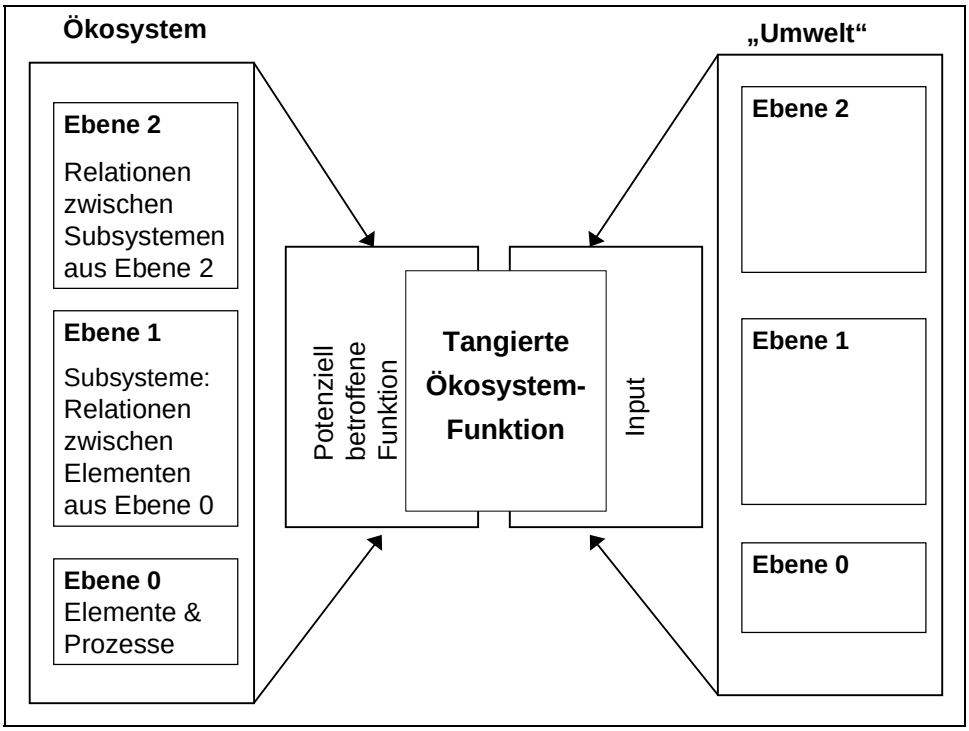

Abbildung 12: **Identifikation tangierter Ökosystem-Funktionen.** Erläuterungen: Durch eine Überlagerung potenziell tangierter Ökosystem-Funktionen und der Einträge aus der Umwelt kann die am wahrscheinlichsten tangierte Ökosystem-Funktion identifiziert werden.

3.3 Fazit

Es wurde ein theoretisches Herangehen auf der Basis eines funktionenorientierten Ökosystemverständnisses gezeigt, das die Beschreibung und Definition von Ökosystemen über Ökosystem-Funktionen ermöglicht. Die Hierarchietheorie und die allgemeine Systemtheorie bieten einen formalen Ansatz, Ökosysteme auf der Typus-Ebene ohne konkreten Raumbezug als Funktionsgefüge zu charakterisieren. Theorien zur Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen zeigen, dass ein prozess- und funktionenorientiertes Verständnis von Ökosystemen notwendig ist, um innere Funktionsweisen von Ökosystemen hinsichtlich ihrer Entwicklung in Raum und Zeit zu verstehen und zu analysieren. Eine Kombination aus Hierarchietheorie und Prozessverständnis erlaubt, spezifische Funktionen auf unterschiedlichen Ebenen von Ökosystemen und deren Umwelt zu formulieren. Eine hierarchische Störungsanalyse, in der Daten zu Stoffeinträgen aus der Umwelt in Ökosysteme hierarchischen Ökosystemebenen zugeordnet werden, bietet prinzipiell die Möglichkeit, tangierte Ökosystem-Funktionen auf der Typus-Ebene von Ökosystemen über Ursache-Wirkungsbeziehungen zu identifizieren.

Die Zielgröße dieses Ansatzes ist der Naturhaushalt. In Kapitel 5 wird überprüft, inwieweit dieser Ansatz die in Kapitel 2 identifizierten, ethisch basierten Zielgrößen

- alle Elemente des Naturhaushaltes
- die Elemente des Naturhaushaltes, die zur Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems beitragen und
- die Elemente in der Natur, die die Bedürfnisse nachfolgender Generationen bezüglich des Aspektes möglicher Naturerfahrungen befriedigen (Erhaltung der Artenvielfalt und Erhaltung der Kulturlandschaft)

langfristig sichern kann.

4 Einschränkungen des Ökosystemansatzes

Der in Kapitel 3 skizzierte Ansatz, Ökosysteme als Funktionsgefüge auf mehreren hierarchischen Skalenebenen zu beschreiben, geht von fünf wesentlichen, szientistischen **Setzungen** aus, die nachfolgend vor dem Hintergrund wissenschaftstheoretischer, innerwissenschaftlicher (Kapitel 4.1) naturschutzfachlicher Argumentationen überprüft werden. In den Kapiteln 4.3 & 4.4 werden dann nicht-szientistische Aspekte der Wahrnehmung von Natur eingeführt.

4.1 Szientistisch basierte Spezifizierung der Eingangshypothese

1. Ökosysteme existieren als Ganzheiten und sind als solche auch zerstörbar.
2. Zukünftige System-Zustände können auf der Basis von Ursache-Wirkungsbeziehungen prognostiziert werden.
3. Innerhalb des naturwissenschaftlichen Theoriegebäudes, in dem Ökosysteme als abstrakte Systeme beschrieben werden, können Zielbereiche ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit formuliert werden.
4. Ökosystem-Funktionen decken den Zielbereich ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit ab.
5. Damit geht die Hypothese einher, dass die Definition des Zielbereiches ökologischer Nachhaltigkeit ein Privileg der Ökologie als Naturwissenschaft ist.

4.2 Kritik des Ökosystemansatzes

Die wesentlichen Kritikpunkte an einem Ökosystemansatz, wie er in Kapitel 3 gezeigt wurde, ergeben sich (1) aus individualistischen Konzepten der Ökologie, die davon ausgehen, dass es keine Ökosysteme gibt. In diesem Ökologieverständnis macht der Schutz von Ökosystemen keinen Sinn. (2) ist die Erstellung quantitativer Ursache-Wirkungsbeziehungen in Ökosystemen und Landschaften mit großen Unschärfen und Unsicherheiten behaftet und (3) in der Wertefreiheit der Naturwissenschaften, die eine naturwissenschaftliche Ableitung zu erhaltender Werte ausschließt. Des wietern wird (4) argumentiert, dass auch aus wissenschaftinterner Sicht darüber reflektiert werden sollte, ob die Ökosystemforschung zur Lösung lebensweltlicher Probleme in interdisziplinären Ansätzen beitragen kann (siehe Kapitel 4.21 und 4.2.2).

Darüber hinaus erfährt der Ökosystem-Ansatz aber auch (4) eine Kritik auch aus naturschutzfachlicher Sicht. Dabei werden im wesentlichen drei Argumente aufgeführt: (a) Die Geschichte von Ökosystemen, die jedes Ökosystem auf der Objekt-Ebene zu etwas Einzigartigem und Individuellem und macht, weshalb zukünftige Entwicklung aufgrund unsicherer Randbedingungen nicht prognostizierbar sind (b) der Aspekt der Ästhetik von

Natur und Landschaft und (c) der Aspekt von Natur als "sinngebender Kraft", die Heimat vermittelt und nicht System, sondern Symbol ist (vgl. Kapitel 4.3 und 4.4)

4.2.1 Kritik innerhalb der Wissenschaft "Ökologie"

Der in Kapitel 3 skizzierte Ansatz geht von der Hypothese aus, dass Ökosysteme als "Ganzheiten" existieren und als solche auch zerstört werden können (s.o.). Die Identifikation des Ausmaßes, ab dem das Ökosystem zerstört ist, beruht gemäß der Definition des ökologischen Nachhaltigkeitsbereiches (siehe Kapitel 1) auf irreversiblen Veränderungen von internen Ökosystem-Funktionen. Die angelegten Kriterien können beispielsweise charakteristische ökosystemare Bodenfunktionen z. B. nach Fränzle *et al*. (1993) oder Ökosystem-Funktionen einer definierten hierarchischen Ebene sein (vgl. Kapitel 3).

4.2.1.1 Organismisches versus individualistisches Konzept in der Ökologie

In der Geschichte der Ökologie unterschied man bereits zu Beginn des letzten Jahrhunderts zwischen einem organismischen und einem individualistischen Ansatz (Trepl, 1994). Der Unterschied zwischen diesen beiden Traditionslinien der Ökologie soll kurz erläutert werden ahand des Beispiels, wie ein Ökologe der jeweiligen Traditionslinie einen See betrachten würde:

ÖKOLOGE I argumentiert in einem organismisch verankerten Denken, (das sich bis heute in der Ökosystem-Ökologie wiederfindet): Er würde in einem See beispielsweise spezifische trophische Pfade analysieren. Er käme beispielsweise zu dem Ergebnis, dass es durch Stoffeinträge zu veränderten Standort- und Konkurrenzbedingungen käme und folglich zu Artenverschiebungen, beispielsweise Artenverarmung. Die trophischen Pfade seien verkürzt und die Beurteilung der Funktion "Ausbildung trophischer Pfade" wäre verändert, das Ausgangsökosystem also "zerstört".

ÖKOLOGE II argumentiert demgegenüber in einem individualistisch verankerten Denken: Auch er würde die Artenverschiebungen im See beobachten und würde formulieren, dass sich infolge anthropogen bedingt veränderter Prozess- und Interaktionsquantitäten Artenverschiebungen (beispielsweise Dominanzverschiebungen) einstellten. Den Grund sähe er in veränderten Konkurrenzbedingungen, die Artenverschiebungen verliefen womöglich zugunsten einiger dominanter Arten. Neue Artenkombinationen entstünden, die als solche an die jetzt bestehenden Standortbedingungen angepasst wären. Für ÖKOLOGE II ist der beobachtete See "in Ordnung".

Die erste Position entstammt der holistischen Tradition, die Lebensgemeinschaften als Quasi-Organismen begreift. Diese funktionieren nach eigenen, inneren Gesetzen. Dieser

Ansatz, ursprünglich als "organismisches Konzept" bezeichnet, geht auf Arbeiten von Clements (1916) zurück. Organismische Konzepte in einer reinen Ausprägung betrachten Artengemeinschaften als ein geregeltes Miteinander. Wie in einem Organismus hat in diesem holistischen Konzept jedes Teil seine Funktion für das Ganze - und dieses Ganze wiederum ist mehr als die Summe seiner Teile (emergente Eigenschaften) (Trepl, 1988; Trepl, 1994). Werden durch Stoffeinträge Arten verdrängt, ist das "Ganze" geschädigt, bzw. sogar zerstört. Die heute dominierende Vorstellungen von Ökosystemen, wie sie in Kapitel 3 dargestellt wurden, gehen auf dieses Bild zurück. Jedoch wird die Positionen zur Funktion des einzelnen Elementes für das Ganze heute nicht mehr derart eindeutig formuliert, wie in der ursprünglichen organismischen Tradition.

Die zweite Position schließt an eine Tradition an, die seit Gleason (1926) als "individualistischer Ansatz" bezeichnet wird (Trepl, 1994). In diesem Ansatz schließen sich Arten nach historisch-zufälligen Ereignissen (z.B. nach Auslese durch bestimmte Standortverhältnisse) und unter Konkurrenz mit bereits vorhandenen Arten zu Lebensgemeinschaften zusammen. Trepl fasst dieses ökologische Weltbild, das die Existenz von Ökosystemen in Frage stellt, folgendermaßen zusammen:

> Der kontinuierlichen Veränderung der Standortbedingungen entspricht ein "kontinuierlicher Wechsel der Zusammensetzung der sog. Lebensgemeinschaft. Wo deren Grenze - bzw. die des Ökosystems - sein soll, legt der Wissenschaftler fest. Wie diese wechseln, so wechselt auch die Grenze. Die Lebensgemeinschaft hat keine Grenze, denn es gibt gar keine Lebensgemeinschaften oder Ökosysteme in der Realität (und umgekehrt: weil es keine Grenze gibt, gibt es auch keine Ökosysteme), das sind lediglich Abstraktionen der Wissenschaft. Realität kommt nur den Einzelorganismen und ihren Populationen zu. Weil das so ist, kann ein Ökosystem auch nicht zerstört werden. Genauer: Die Frage nach der Zerstörung von Natur verliert auf der ökologischen Organisationsebene ihren Sinn, sie ist nur noch auf der Ebene von Einzelorganismen und ihren Populationen zulässig." (Trepl, 1988, S. 178)

Wird ein Pflanzenbestand beispielsweise mit Herbiziden behandelt, so würden sich womöglich herbizidresistente Artenkombinationen einstellen, die den neuen Umweltbedingungen genauso entsprächen wie die Artenkombination, die vor der Behandlung ihren Umweltbedingungen entsprochen hatte. In dem skizzierten Verständnis wäre die neue Artenkombination nicht weniger "intakt" im ökologischen Sinne als die alte Artenkombination (Trepl, 1994). Das heißt, eine Artenkombination zu einem definierten Zeitpunkt und in einem definierten Raum ist im Wesentlichen das Ergebnis von Konkurrenz um knappe Ressourcen.

In diesem Ökologieverständnis gibt es keine Ökosysteme. Folglich ergibt in einem solchen wissenschaftlichen Kontext der in Kapitel 3 skizzierte ökosystemare, auf die Erhaltung von

Ökosystem-Funktionen zielende Ansatz zur Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit keinen Sinn. Die Hypothese, dass Ökosysteme als Ganzheiten existieren und als solche zerstörbar sind, ist auch aus ökologischer Sicht nicht uneingeschränkt vertretbar. An dieser Stelle wird auch klar, dass das Theoriegebäude, mit dem sich Ökologen und Ökologinnen einer Fragestellung oder einem Problem nähern, ganz entscheidend über die Aussagekraft der Kriterien einer Analyse und Bewertung entscheidet. Dieser Aspekt wird in Kapitel 5 diskutiert.

4.2.1.2 Schwachpunkte bei der Erstellung von Ursache-Wirkungsbeziehungen in Landschaften

Die in Kapitel 3 gezeigte Herangehensweise einer hierarchischen Störungsanalyse erlaubt prinzipiell die Skalen eines Ökosystems zu identifizieren, die voraussichtlich in ihrer Funktion von Stoffeinträgen aus der Umwelt tangiert sein werden. Ziel des gezeigten Ansatzes ist es, erwartete Stoffeinträge "ex ante", also im voraus, zu beurteilen (vgl. Kapitel 1.3). Das klassische Vorgehen einer "ex ante" Beurteilung ist die Erstellung von "Ursache-Wirkungsbeziehungen". Eine Ursache-Wirkungsbeziehung macht eine zunächst quantitative Aussage darüber, ob ein Stoff in der Umwelt eine Wirkung nach sich zieht. Ein Beispiel für die Anwendung von Ursache-Wirkungsbeziehungen sind die Saprobiensystemen in der Limnologie, mittels derer die Belastung eines Gewässers mit abbaubaren organischen Stoffen indiziert werden kann (Schwoerbel, 1999). Die Beziehung macht eine quantitative Aussage, welche Stoffe zu ökosystemaren Störungen in Fließgewässern führen. Die Beziehung macht keine Aussage darüber, "woher" die Stoffe kommen und ab welcher Dosis sie wirksam werden. Saprobiensysteme dienen also der Überwachung eines Umweltzustandes und können erst durch Übertragung von Erfahrungswerten helfen, auf zukünftige Entwicklungen in Fließgewässern zu schließen. "Dosis-Wirkungsbeziehungen" dahingegen quantifizieren die Ursache-Wirkungsbeziehungen bezüglich eines definierten Stoffes und eines definierten Wirkungskriteriums (Fent, 1998), indem die Dosis (Konzentration pro Zeiteinheit) eines Stoffes (qualitative Ursache) in meist logarithmische Beziehung zu der Wirkung gesetzt wird (Sparks, 2000). In den Umweltwissenschaften ist diese Beziehung von zentraler Bedeutung, beispielsweise bei Untersuchungen zur Phytotoxizität von Herbiziden (Michel *et al*., 1999), oder bei der Beurteilung struktureller Veränderungen von Pflanzenbeständen aufgrund erhöhter, trophierender Stoffeinträge (Stickstoff, Phosphor) (Fent, 1998). Sie zielt auf die Quantifizierung potenzieller Wirkungen auf Arten, Populationsdichten und Lebensgemeinschaften von Ökosystemen (Korte, 1992) und erlaubt quantitative "ex ante" Beurteilungen. In der gezeigten hierarchischen Störungsanalyse entspricht dies einer Analyse auf der Ebene 0, also einzelner Elemente und auf der Ebene 1, also den Beziehungen zwischen einzelnen Pflanzen. Während auf der Ebene 0 eindeutige, quantitative Beziehun-

gen möglich sind (beispielsweise auf der Basis von Biotest-Verfahren), nimmt die Aussageschärfe auf der Ebene 1 bereits ab. Dosis-Wirkungsbeziehungen werden in jüngerer Zeit aber auch vermehrt für die Ebene 2, beispielsweise in Nahrungsnetzen beforscht. Dabei kämpft die Ökotoxikologie vor allem mit dem Problem der "Aufkonzentrierung" von Stoffen in Ökosystemen, die sowohl zeitliche Verzögerungen von Wirkungen, als auch chronische Wirkungen nach sich ziehen (Fent, 1998).

In Landschaften unterliegt die Zuordnung von Wirkungen zu definierten Ursachen in Ökosystemen dem Problem der Skalenübergänge zwischen Ursache und Wirkungen. Sowohl zeitliche, als auch räumliche Skalen schieben sich in der Beurteilung zwischen Ursache und Wirkung (Haag & Kaupenjohann, eingereicht). Während auf niedriger Ebene Ursache-Wirkungsbeziehungen meist quantitativ hergestellt werden können (beispielsweise durch ökotoxikologische Untersuchungen an Einzelorganismen), werden diese mit steigender Organisationsebene zunehmend ungenau. Grund hierfür sind sowohl zeitliche Verzögerungen, beispielsweise durch Retentionsvorgänge, als auch durch räumliche Entkoppelungen zwischen Verursacher und Wirkort (beispielsweise Stofftransport aus Ackerschlägen in Fließgewässern bis in Seen, wo Stoffe mehr oder weniger langfristig in Senken akkumuliert werden). Auf der zeitlichen Skale liegen z.T. lange Zeiträume zwischen Ursache und Wirkung. Haag & Kaupenjohann (eingereicht) zeigen dies am Beispiel von Nitrat aus Agrarökosystemen: Nährstoffeinträge in landwirtschaftlich genutzte Böden führen zu einer Inkorperation von Stickstoff in die organische Bodensubstanz und in die Vegetation, von wo aus der Stickstoff abgegeben und ausgewaschen wird. Mit zeitlichen Verzögerungen beobachtbarer Wirkungen ist also zu rechnen. Räumliche Skalenübergänge sind bekannt aus Stoffverlagerungen aus Agrarökosystemen (lokale Ebene, z.B. Sommer, 1999), beispielsweise durch Erosion oder Verlagerung im Sickerwasser, in Gewässer (regionale Ebene) (Fent, 1998), in denen Stoffe dann über weite Strecken transportiert zu Trophierungen der Meere führen (globale Ebene) (Fent, 1998). Ursache-Wirkungsbeziehungen ergeben sich zudem durch akute und/oder chronische Belastungen aus der Umwelt. Gerade im Falle der chronischen Belastungen ist mit starken zeitlichen Verzögerungen, bzw. mit dem Problem der Hintergrundbelastung, also permanenter niedriger Belastungen unterhalb errechneter Schwellenwerte zu rechnen. Ein weiter Problembereich im Umgang mit und der Aussagekraft von einer hierarchischen Störungsanalyse (siehe Kapitel 3.3) ergibt sich durch Ungewissheiten, wie dem Mangel, bzw. der Nicht-Verfügbarkeit an Daten, Nicht-Generalisierbarkeit von Daten und der Nicht-Determiniertheit von ökosystemarem Verhalten. Aufgrund dieser Unsicherheiten ist eine quantitative Abbildung von Stoffflüssen auf Landschaftsebene (Ursache) und ihren Wirkungen in Ökosystemen nicht möglich (z.B. Haag & Kaupenjohann, eingereicht). Vor allem das Problem der Nicht-Verfügbarkeit von Daten für die Öffentlichkeit ist ein großes Problem

bei der Erstellung von Ursache-Wirkungsbeziehungen. Planungsinstrumente müssen daher meist auf öffentlich zugängliche Daten zurückgreifen (z.B. Dabbert *et al*., 1999) und die damit einhergehende Unschärfe von Ursache-Wirkungsbeziehungen in Kauf nehmen.
Wirkungen können durch direkte und indirekte Verknüpfungsformen und Wechselwirkungen entstehen (Müller, 1995). Vor allem indirekte Verknüpfungsformen, die beispielsweise ausgehend von der Ebene 0 sich auf höhere Ebenen auswirken, sind aus ökologischer Sicht schwer prognostizierbar. Kausale Ursache-Wirkungsbeziehungen sind also aus ökologisch-naturwissenschaftlicher Sicht nur auf der Ebene 0 eindeutig herstellbar. Mit zunehmender Skale nimmt die Prognoseunsicherheit zu. Eine hierarchische Störungsanalyse, wie sie in Kapitel 3.3 gezeigt wurde, ist also mit zunehmender Raum-Zeit-Skale mit zunehmender Unschärfe der Aussagen und einer Nicht-Prognostizierbarkeit des Verhaltens von Ökosystemen behaftet. Gerade vor dem Hintergrund des Langzeitcharakters von Nachhaltigkeit ist die Tatsache, dass ökologische Aspekte von Nachhaltigkeit nicht langfristig eindeutig prognostiziert und also ex ante nur mit großer Unsicherheit beurteilt werden können, von entscheidender Relevanz.

Neben den Problemen der Bewältigung von raum-zeitlichen Skalenübergängen und Verzögerungen sind Ökosysteme nur auf der Typusebene als abstrakte Vorstellung von Prozessabläufen und Elementkombinationen beschreib- und abbildbar. In konkreten Landschaften werden Ökosysteme zu Individuen, die auf der Objektebene (beispielsweise als konkretes Hochmoor in einer konkreten Landschaft) sehr große Unterschiede zu anderen Ökosystemen gleicher Typusebene aufweisen. Ein Hauptgrund für diese Unterschiede ist die Geschichte des Ökosystems auf der Objektebene. Dazu kommt, dass die Geschichte nicht nur eine natürliche, beispielsweise standortabhängige Größe ist, sondern auch durch Mensch-Umwelt-Interaktionen geprägt ist. Diese Aspekte werden im nachfolgenden Kapitel 4.3 aufgegriffen und hinsichtlich ihrer Relevanz im Kontext von Nachhaltigkeit aus ökologischer Sicht in Kapitel 4.4 erläutert.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Hypothesen, die dem in Kapitel 3 gezeigten Ansatz zugrunde liegen, dass zukünftige System-Zustände durch eindeutige Ursache-Wirkungsbeziehungen prognostiziert werden können, vor dem Hintergrund der wissenschaftlich-ökologischen Kritik nicht uneingeschränkt haltbar sind.

4.2.2 Wissenschaftstheoretische Kritik

Der Ansatz, Ökosysteme als Objekte naturwissenschaftlicher Analyse und Beschreibung zu verstehen und daraus ökologische Ziele einer nachhaltigen Entwicklung zu formulieren, unterliegt dem Problem der Wertefreiheit von Naturwissenschaft.

4.2.2.1 Der naturalistische Fehlschluss und das Bewertungsproblem

Im Kontext der Wertefreiheit von Naturwissenschaft ist es bekannt, dass aus dem Zustand von Natur, also dem was *ist*, keine Aussagen darüber getroffen werden können, wie Natur in Zukunft sein *soll*. Ein solcher logischer Fehlschluss wird in der Literatur als *naturalistischer Fehlschluss* (Birnbacher, 1997; Ott, 2000b) oder auch als *Sein-Sollens-Falle* (Dierßen, 1998; Trepl, 1998) bezeichnet[18]. Der Problemkreis der Bewertung von Natur unterliegt diesem Sein-Sollens-Fehlschluss (Dierßen, 1998). Ott (2000b) unterscheidet drei Aspekte des naturalistischen Fehlschlusses:

1. einen logischen, der die Unmöglichkeit der Ableitbarkeit von Normen aus Tatsachen erklärt,
2. einen metaethischen, der die Definierbarkeit von "gut" durch empirische Prädikate in Frage stellt und
3. einen wissenschaftsethischen, der die Wertefreiheit von Natur- und Sozialwissenschaft betrifft.

Bewertungen der Natur, abgeleitet aus analytisch-empirisch beschreibenden Sätzen sind also in der Ökologie nicht konsistent logisch ableitbar (Birnbacher, 1997). Wiesmann (1995) betont jedoch, dass ökologische Nachhaltigkeit als normatives Konzept gerade von einer solchen Sollwert-Setzung lebt und die Effektivität einer Operationalisierung des Konzeptes ganz entscheidend von dieser abhängt. Das Argument des naturalistischen Fehlschlusses wird vielfach zu einem "K.O.-Argument“ gegen jegliche Form von Bewertungen von Natur angeführt (z.B. Dierßen, 1998; Trepl, 1998). Auch wenn die Formulierung wertender, normativer Setzungen aus der wissenschaftlichen Deskription nicht logisch ableitbar ist, so kann sie doch zumindest gute Gründe, Argumente und Kriterien für Wertungen zur Diskussion stellen (Birnbacher, 1997).

Weiterführendes Ziel einer Bewertung ist es u.a. im Rückgriff auf die Natur Handlungsanweisungen abzuleiten, also Anleitungen zu umwelt- oder naturgerechten Mensch-Umwelt-Interaktionen zu formulieren. Beide Schritte, der der Bewertung und der der Ableitung von Handlungsanweisungen, benötigen eine Naturethik zur Ableitung des Handelns[19] (Ott, 2000a; Ott, 2000b) und müssen in einem entsprechenden Verständnis von Natur verankert sein. In naturschutzfachliche Bewertungen fließen dann entsprechend normativ-ethische

[18] Eine ausführliche Erläuterung des Begriffes “naturalistischer Fehlschluss" geben Birnbacher (1997) und Ott (2000b).

[19] "Naturgemäß handeln heißt anzuerkennen, dass das Spektrum der Handlungsmöglichkeiten beschränkt ist. Auch wenn wir nicht machen können, was wir wollen, sagt uns 'die Natur' nicht, was wir tun sollen." (Gethmann, 1993)

(Jax, 1996) und normativ-gesellschaftliche (Wiegleb, 1989) Aspekte ein. Die Naturwissenschaften selbst verfügen über keine Methoden normativen Arbeitens.

Die Hypothese, dass innerhalb des naturwissenschaftlichen Theoriegebäudes, in dem Ökosysteme als abstrakte Systeme beschrieben werden, Zielbereiche ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit formuliert werden können, ist vor diesem Hintergrund nicht haltbar.

4.2.2.2 Umweltprobleme sind lebensweltliche Probleme

"Umwelt, ihre Befindlichkeit und Bewertung wird im Inneren der Gesellschaft gemacht" (Nowotny, 1996, S. 151). Umweltprobleme sind in dieser Perspektive "Innenweltprobleme der Gesellschaft" (ebd.), die auch aus einer entsprechenden Perspektive beobachtet werden müssen. Die Ökologie scheint nun im Rahmen der interdisziplinär geführten Nachhaltigkeitsdiskussion als naturwissenschaftliche Disziplin aufgefordert zu sein, handlungsorientierte Erkenntnisse zu deren Lösung zu liefern. Die Ökologie als Naturwissenschaft ist jedoch eine "empirisch-analytische Wissenschaft" (Trepl, 1999) von "den Wechselwirkungen der Organismen untereinander und mit ihrer Umwelt" (Kuttler, 1993). Die Ökologie produziert entsprechend mittels empirisch-analytischen Methoden Daten. Eine Ökologie, die handlungsorientierte Erkenntnisse liefern würde, hätte normativen Charakter (Trepl, 1999; Valsangiacomo, 1998), in der Daten in entsprechende Informationene "übersetzt" werden.

In der Projekt-Realität wird dieses Problem mitunter derart gelöst, dass **interdisziplinäre** landschaftsplanerische Arbeitsgruppen, zusammengesetzt aus den Disziplinen Ökologie, Ökonomie und Soziologie, Lösungsvorschläge in einem interdisziplinären Arbeitsprozess erarbeiten. In jüngerer Vergangenheit wird es zudem üblich, Beteiligte "vor Ort" in Forschungsprojekte zu integrieren und gemeinsame, tragfähige Lösungen zu erarbeiten (Konold, 2000; Pretty, 2000; Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe, 2000). So wird der Laien, also der Wissenschaftsexternen, in die Erarbeitung von Lösungsvorschlägen lebensweltlicher Umweltprobleme integriert. Betroffenen vor Ort wird damit die Position eingeräumt, als Betroffener durchaus "fähig und willens zu sein, sich das für sie relevante wissenschaftliche Wissen anzueignen (und) ihre lokal verankerte Erfahrung einzubringen [...]" (Nowotny, 1999). Dadurch wird der Planungsprozess nicht ausschließlich beispielsweise aus der umweltwissenschaftlich, ökologischen Perspektive der Ökosystemforschung gesteuert (siehe Kapitel 3), sondern auch die gesellschaftliche Innensicht des Untersuchungsgegenstandes, die konkret lokal ist, wird in planungsrelevante Informationen zur Gestaltung einer nachhaltigen Mensch-Umwelt-Interaktion integriert.

Interdisziplinarität entspricht der Untersuchung eines Problems aus Sicht unterschiedlicher wissenschaftlicher Disziplinen. Die Disziplinen analysieren dabei das bestehende Problem mit ihren theoriegestützten Methoden. Die einzelnen Disziplinen sind aufgefordert, im Lösungsprozess miteinander zu kooperieren. Das zu lösende Problem wird in Einzelprobleme zerlegt und den einzelnen Disziplinen zur Bearbeitung anvertraut. Diese haben dann die Aufgabe, an Einzelproblemen orientiert zu arbeiten, ohne dabei ihre eigenen Methoden und Ziele zu verlassen (Jaeger, 1998) (siehe hierzu auch Nowotny, 1997, S. 13f. und Nowotny, 1999). Probleme interdisziplinärer Forschung sind wissenschaftsinterne Probleme. Beispiele sind Forschungsfragen der Biochemie, welche die Umwandlung chemischer Stoffe in biologischen Systemen bearbeitet. Das Problem ist ein wissenschaftsinternes (Jäger, 1998). In diesem Sinne sind Umweltprobleme keine interdisziplinären Probleme, denn ihre Wurzeln liegen wissenschaftsextern und gesellschaftsintern (Nowotny, 1996). Umweltprobleme sind Probleme, die zahlreiche, miteinander in Beziehung stehende wissenschaftliche, ethische, rechtliche, wirtschaftliche und gesellschaftliche Probleme umfassen. Ausgangspunkt des Forschungsprozesses ist ein außerwissenschaftliches, lebensweltliches Problem und kann weder mit den Methoden der Ökologie als Wissenschaft, noch in interdisziplinären Ansätzen bearbeitet werden.

Eine Lösung kann dahingehend erfolgen, dass das Problem disziplinenunabhängig in Kernfragen zerlegt wird, die dann in einem transdisziplinären Prozess (Jaeger, 1998) bzw. mit Methoden nach "Modus 2" (Nowotny 1997, 1999) bearbeitet und beantwortet werden. Die disziplinübergreifende Arbeit ist dann also nicht von Methoden und Theorien einzelner Disziplinen geleitet, die dann in Kooperation zusammengeführt werden müssen, sondern bereits vom Ausgangspunkt des Forschungsprozesses her problemorientiert. Im Zuge der Operationalisierung von Nachhaltigkeit sind auch Ökologinnen und Ökologen aufgefordert, mit konkretem Raumbezug Kernprobleme zu identifizieren und transdisziplinär zu bearbeiten.

Umweltprobleme sind globale Probleme, deren Ursachen in einer Verstrickung multidimensionaler gesellschaftlicher und ökonomischer Faktoren liegen. Entscheidungen für Lösungen dieser Probleme bedürfen einer Abschätzung zukünftiger natürlicher und gesellschaftlicher Entwicklungen. Diese sind weder bekannt und prognostizierbar (Funtowicz & Ravetz, 1993; Jessel, 2000). Aufgabe der Naturwissenschaft bzw. der angewandten Wissenschaft ist es, Antworten für naturwissenschaftlich definierbare Fragestellungen nach bestem Stand des Wissens und geringer Ungenauigkeit zu liefern ("hard facts"). Die Steuerung globaler Umweltprobleme jedoch ist in starkem Maße interessengesteuert von Lobbyisten und politischen Entscheidungsträgern ("stakeholder"). Einzel-Ergebnisse aus der Wissenschaft setzen sich in deren Entscheidungsfindung in der Regel nicht durch, Ergebnisse werden oft auf unbe-

stimmte Zeit politisch unwirksam gehalten. Ein Beipiel sind die zu erwartenden Auswirkungen von FCKW auf die Stratosphärische Ozonschicht, auf die bereits 1974 von Rowland & Molina (zitiert in Jessel, 2000) hingewiesen wurde. Erst viele Jahre später wurde dieser naturwissenschaftlich fundierte Hinweis politisch und die FCKW-Produktion gestoppt. Funtowicz & Ravetz (1993) argumentieren vor diesem Hintergrund, dass im Falle globaler und lebensweltlich relevanter Probleme hoher Unsicherheit und starker Interessenskonflikte nicht nur die angewandte Naturwissenschaft für deren Lösungen verantwortlich sein kann (siehe Kapitel 6.2).

Der in Kapitel 3 skizzierte und von Seiten der Ökosystemtheorie zunehmend geforderte Ansatz, eine Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit via Ökosystem-Funktionen zu vollziehen, wird diesem Anspruch nicht gerecht. Die dem Kapitel 3 zugrunde liegenden Hypothesen, dass

- Ökosystem-Funktionen den Zielbereich ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit abdecken und
- die Definition des Zielbereiches ökologischer Nachhaltigkeit ein Privileg der Ökologie als Naturwissenschaft ist,

können nicht uneingeschränkt angenommen werden. Sowohl der Zielbereich ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit, als auch das Privileg der Definition des Bereiches ist gerade vor dem Hintergrund des Leitbildes "Nachhaltigkeit" in starkem Maße von Unsicherheiten und gesellschaftlichen Bedürfnissen abhängig. Der Aspekt gesellschaftlicher Bedürfnisse wird in Kapitel 4.4 aufgegriffen. Dabei wird gezeigt, dass das Privileg der Ökologie als Naturwissenschaft bei der Lösung lebensweltlicher Umweltfragen grundlegend in Frage gestellt werden muss.

4.2.3 Fazit

Auf der Basis der bisherigen Kritik am Ökosystemansatz kann zusammenfassend die in Kapitel 4.1 dargestellte, szientistisch basierte Spezifizierung der Eingangshypothese überprüft werden Die Ergebnisse der Hypothesenüberprüfung sind in einer Übersicht in Tabelle 4 dargestellt.

Tabelle 4: Vorläufige Ergebnisse der Hypothesenüberprüfung.

Spezifizierung der Eingangshypothese	Ergebnis der kritischen Diskussion
Ökosysteme existieren als Ganzheiten und sind als solche auch zerstörbar.	nur in einem systemtheoretischem, szientistischen Theoriegebäude haltbar, erweiternde, nicht-szientistische Ausführungen in Kapitel 4.3 & 4.4
Zukünftige System-Zustände können auf der Basis von Ursache-Wirkungsbeziehungen prognostiziert werden.	nein
Innerhalb des naturwissenschaftlichen Theoriegebäudes, in dem Ökosysteme als abstrakte Systeme beschrieben werden, können Zielbereiche ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit formuliert werden.	nein
Ökosystem-Funktionen decken den Zielbereich ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit ab.	nicht uneingeschränkt haltbar, weitere Überprüfung in Kapitel 5
Die Definition des Zielbereiches ökologischer Nachhaltigkeit ist ein Privileg der Ökologie als Naturwissenschaft.	nein Alternativen in Kapitel 6

4.3 Systeme versus Symbole in Kulturlandschaften

Mitteleuropa ist größtenteils eine durch menschliche Nutzungsaktivität mehr oder weniger beeinflusste und geprägte Landschaft (Kleefeld, 1999a). Die Entwicklung der Landschaft Mitteleuropas nahm während des Neolithikums durch die Inkulturnahme von Land durch den Menschen eine entscheidende Wende: Durch Rodungen der Wälder entstanden die ersten Kulturlandschaften in Form einer Umwandlung von Waldland zu Offenland[20]. Die Hochzeit der Rodungen war bereits im Mittelalter erreicht. Neben dem Ackerbau spielte auf den gerodeten Flächen nun auch die Tierhaltung zur Fleischproduktion eine zunehmende Rolle (Bork *et al*., 1998).

Ökosysteme erfahren im Laufe ihrer Entwicklung mit der Zeit Veränderungen sowohl aufgrund interner natürlicher Vorgänge im System, als auch aufgrund externer naturbedingter (z.B. Stürme) bzw. anthropogener Einflüsse (z.B. Nutzung). Ökosysteme, deren Zustand wir heute beschreiben und analysieren können, haben eine Geschichte (Kümmerer, 1997), die

[20] Eine ausführliche Darstellung der Entwicklung der Kulturlandschaften Mitteleuropas seit dem Frühneolithikum zeigen Bork *et al.* (1998, S.217-275).

diese zu etwas Besonderem und Individuellen macht. Auf der Objektebene werden Ökosysteme zu "Individuen", die als solche einzigartig bestehen und nicht wiederholbar oder ersetzbar sind. Der Aspekt des Besonderen eines jeden Systems ist in Modellen bzw. Modellvorstellungen von Ökosystemen nicht abbildbar (Jax, 1996).

Das nun folgende Kapitel erarbeitet Charakteristika dieses Besonderen und Individuellen von Ökosystemen. Es wird gezeigt, dass Ökosysteme in Mitteleuropa über ihre Funktionsweisen und -gesetze hinaus einen *Sinn* über Generationen hinweg transportieren, dessen Bedeutung für derzeitige und zukünftige Gesellschaften in einem naturwissenschaftlichen Zugang zu Natur nicht erfassbar ist.

4.3.1 Charakteristika von Kulturlandschaften

"Kulturlandschaften sind per definitionem Nutzlandschaften", geformt von Menschen, orientiert an seinen Bedürfnissen und an existenziellen Notwendigkeiten (Konold, 1998). Entsprechend sind sie bis heute geprägt durch einen mehr oder weniger hohen Anteil an Offenlandbiotopen (Schumacher, 1999). Ökosysteme in Kulturlandschaften Mitteleuropas sind entweder durch menschliche Nutzung als "neue Systeme“ entstanden (z.B. Agrarökosysteme für die Produktion von Nahrungsmitteln und nachwachsende Energieträger; Heiden) oder ihre natürliche Ausprägung ist mehr oder weniger stark anthropogen überprägt (z.B. Wälder und Auen). Was wir an Landschaft heute in Mitteleuropa vorfinden, ist das Ergebnis einer kontinuierlichen, vom Menschen geprägten Landschaftsentwicklung (Müller, 1992; Plachter, 1995), geformt durch technische, ökonomische und soziale Entwicklungen (Roweck, 1995), die auch in Zukunft fortbestehen wird und in ihrer Entwicklung kaum prognostizierbar ist (Jessel, 2000). Die Gesamtheit der Ökosysteme in diesen Landschaften hat sich in Folge menschlicher Aktivitäten verändert (Kowarik, 1999; Plachter, 1991). Vielfältige, überwiegend extensive Nutzungsformen lassen völlig neue Biotope entstehen, so z.B. Wiesen, Weiden, Heiden, Äcker und Trockenrasen. Es ist allgemein bekannt, dass es in der Folge seit Beginn der Waldrodungen bis etwa 1800 n.Chr. zu einer erheblichen Artenzunahme der Flora und Fauna kam (Schumacher, 1995). Heute sind viele Pflanzen- und Tierarten in ihrer Verbreitung von Nutzungsmaßnahmen durch den Menschen abhängig, da sie gerade die Lebensräume besiedeln, die durch Nutzung entstanden sind. Die natürlichen Standortfaktoren, die die Verbreitung von Arten steuern, sind um den Standortfaktor "kultureller, anthropogener Nutzungseinfluss“ in diesen Biotopen erweitert. Gerade in diesen Biotopen finden sich heute viele vom Aussterben bedrohte bzw. seltene Pflanzen (Schumacher, 1995).

Kulturlandschaften unterscheiden sich hinsichtlich ihres Sinngehaltes, also der Information, die sie für heutige und nachfolgende Generationen als Erinnerung transportieren. Zum einen gibt es Landschaften, die bereits zur Zeit ihrer Entstehung von Kulturarbeit geprägt waren,

wie beispielsweise die Anlage von Weinbergterrassen (Höchtl & Konold, 1998), erosionsmindernden Stützmauern, oder die Anlage von Bewässerungssystemen (vgl. Hoisl, 1999; Reschke, 1999). Diese Landschaften zeugen heute und in Zukunft von der Kultur vergangener Generationen. Auf der anderen Seite stehen Landschaften, die durch devastierenden Raubbau entstanden sind. Wöbse (1998) zählt diese nicht zu den Kulturlandschaften, sondern bezeichnet diese eher als Produktions- und Wirtschaftslandschaften. Beispiele sind Braunkohleabbaugruben (Altmoos & Durka, 1998; Krönert, 1997) oder Heidelandschaften Nordwest-Europas (z.B. Rode, 1998). Der Kulturaspekt beziehe sich nach Wöbse (1998) in solchen Landschaften vor allem darauf, nachfolgenden Generationen ein Zeugnis vergangenen Raubbaus an Natur zu erhalten und die Möglichkeiten einer Regeneration solcher Landschaften zu demonstrieren. Breuer (1998) und Konold (2000) dahingegen betonen, dass der Begriff Kulturlandschaft als allgemeiner Begriff nicht nur Landschaften, die in der Vergangenheit entstanden bezeichnet, sondern dass Kulturlandschaft auch gegenwärtig kontinuierlich neu entsteht. Im Gegensatz zu Wöbse (1998) zählt Breuer (1998) Braunkohleabbaugruben ebenso zu den Kulturlandschaftselementen wie deren Rekultivierungsflächen in Freizeitparks (vgl. Konold, 1998, 2000).

Während Wöbse (1998) eine eher historische Sichtweise des Kulturlandschaftsbegriffs verwendet, ist die Sichtweise von Breuer (1998) und Konold (1998, 2000) auch aktualistisch und zukunftsorientiert. Das deutsche Bundesnaturschutzgesetzt und die Landesnaturschutzgesetze beinhalten unter anderem den Auftrag, historische Kulturlandschaften und Landschaftsteile von besonders charakteristischer Eigenart zu erhalten. Auch Folgelandschaften extremer historischer Nutzungen, wie beispielsweise Heidelandschaften, sind heute teilweise über die Gesetzgebung der Länder, des Bundes und der EU als Erbe für nachfolgende Generationen formuliert (Ssymank, 1999).

Besonders in Kulturlandschaften scheint es schwer zu fallen, Qualitätsziele festzulegen, die es zu erhalten gilt. Dies liegt unter anderem in dem Konflikt begründet, dass konservierende Maßnahmen durch Aufrechterhaltung des historischen kulturellen Nutzungseinflusses heutigen Nutzungsstrategien und -zielen der Landwirtschaft nicht mehr entsprechen. Neben ökonomischen Restriktionen spielen auch Überlegungen eine immer größere Rolle, stärker prozessorientiert zu denken und Biotope ihrer natürlichen Dynamik zu überlassen und so neue Lebensräume für heimische Pflanzen- und Tierarten zuzulassen. Dazu kommt, dass die historischen Nutzungen gerade im Rahmen der Nachhaltigkeitsdiskussion immer wieder kritisch diskutiert werden, da sie zur Zeit ihrer Anwendungen gerade keine nachhaltigen Nutzungen gewesen seien. Aufgrund dieses Argumentes fällt eine Begründung für die Aufrechterhaltung dieser Nutzungen besonders schwer (Wulf, 1995; Konold, 2000).

4.3.1.1 Geschichte

Natürliche Ökosysteme besitzen eine zum Großteil unbekannte biologische Vorgeschichte (Hauhs & Lange, 1996). Diese Geschichte umfasst die Naturgeschichte (im Sinne der Geschichte der Standortfaktoren), die die Weiterentwicklung des Ökosystems in Anpassung an bzw. in Wechselwirkung mit seiner Umwelt und mit den Standortfaktoren betrifft (Jax, 1996) (vgl. Kapitel 3.1.2). Die Geschichte umfasst aber auch den Genpool bzw. das genetische Potenzial eines Ökosystems und dessen Anpassungen, Variationen bzw. Veränderungen mit der Zeit, beispielsweise durch Arteneinwanderung oder die Bildung neuer Arten, Unterarten, Varietäten und Ökotypen. So kann man beobachten, dass viele seit der letzten Eiszeit neu entstandene Sippen in Mitteleuropa an Offenlandbiotope gebunden sind (Schumacher, 1995). Durch Nutzung entstandene Ökosysteme besitzen neben dieser biologischen Geschichte auch eine Nutzungsgeschichte (Haber, 1997a; Jax, 1996; Jessel, 2000), auch kulturelle Geschichte genannt.

Im allgemeinen lassen sich natürliche biologische Systeme nicht von ihrer Geschichte abstrahieren. Sowohl natürliche und biologische Entwicklungsvorgänge als auch anthropogene, kulturell geprägte Einflüsse haben sowohl das Erscheinungsbild, das sich dem Beobachter heute zeigt, als auch die Entwicklung von Ökosystemen maßgeblich geprägt. Zustände, die wir heute in Ökosystemen messen und / oder beobachten, sind ein Ergebnis dieser "Geschichten“. Ihre Wirkungsweisen im Ökosystem sind unauflöslich miteinander verwoben. Die Verwobenheit dieser drei Geschichten macht den speziellen Ort, das Ökosystem und die dort vorkommenden Organismen zu etwas nicht beliebig Reproduzierbaren (Jax, 1996) (siehe Abbildung 13). Konsequenterweise findet man in der Literatur die Ansicht, dass jedes Ökosystem auf der Objektebene letztlich ein Unikat darstellt (Hauhs & Lange, 1996).

Die Entwicklung von Kulturlandschaften steht direkt in Beziehung zur kulturellen und technischen Entwicklung der Menschheit und der Landnutzung. Der anthropogene und kulturelle Einfluss ist ein Hauptsteuerungsfaktor der historischen und aktuellen Entwicklung von Ökosystemen in einer Kulturlandschaft und gibt die Freiheitsgrade ihrer Entwicklung vor. Selbst die noch verbliebenen Reste natürlicher, vom Menschen unbeeinflusster Ökosysteme und Landschaftsausschnitte sind durch Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Grundwasserregulationen über Fernwirkungen vom Menschen beeinflusst (Korneck & Sukopp, 1988).

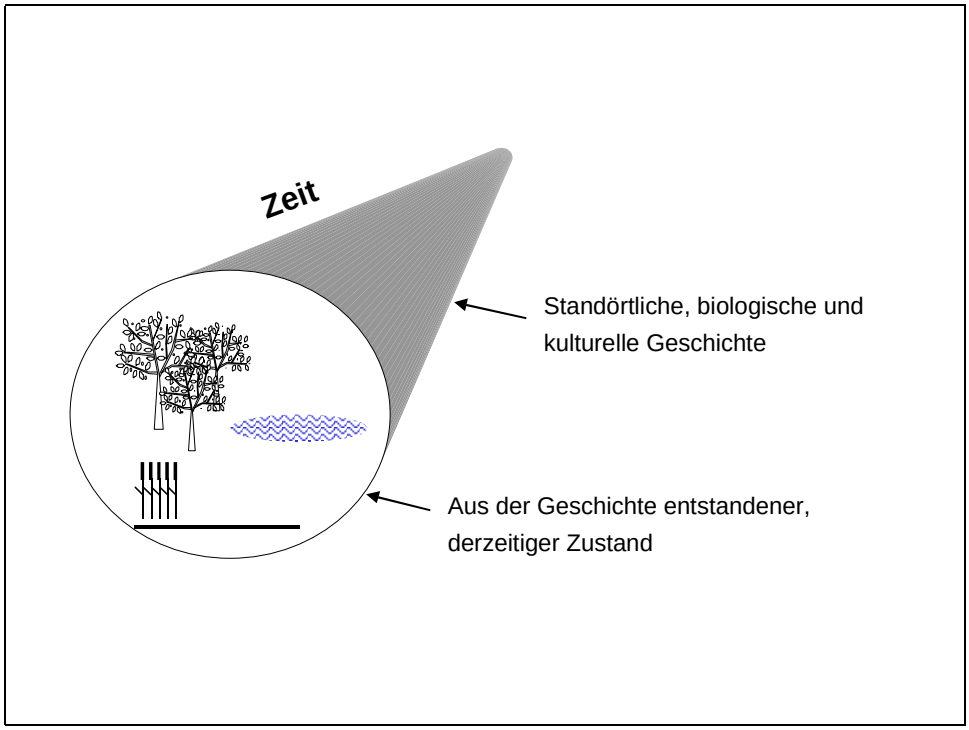

Abbildung 13: Aktueller Zustand von Ökosystemen als Folge einer unauflöslich verwobenen standörtlichen, biologischen und kulturellen Geschichte.

4.3.1.2 Nutzung als Steuerungsgröße

In einer hierarchischen Beschreibung von Ökosystemen, wie sie beispielsweise von Allen & Hoekstra (1992) vorgeschlagen wird (siehe Kapitel 3.1.2), könnte der menschliche kulturelle Einfluss und die Geschichte des Ökosystems als Ordnungsparameter ("constraint“) auf höherer Organisationsebene verstanden werden. Dieser Ordnungsparameter "Kultureller Einfluss“ entsteht im kulturellen Kontext, in dem das Ökosystem oder ein Landschaftsausschnitt steht. Der Begriff "Kontext" bedeutet in einer hierarchischen Beschreibung, dass Vorgänge sich immer wieder ereignen ("the allways off“, siehe Kapitel 3.1.2). Im Fall von Ökosystemen in Kulturlandschaften sind kulturbedingte Nutzungsmaßnahmen ein Teil dieses Kontextes auf höherer hierarchischer Ebene (siehe Abbildung 14). Während in einem ökosystemaren Ansatz (vgl. Kapitel 3.2) Größen des Naturhaushalts auf höchster hierarchischer Ebene die Freiheitsgrade der Entwicklung vorgeben, ist im Fall von Ökosystemen in Kulturlandschaften die Nutzung auf gleicher hierarchischer Ebene angesiedelt wie der Naturhaushalt (vgl. Abbildung 9 & 17). Im Falle genutzter bzw. durch Nutzung entstandener Ökosysteme ist die Dynamik der Ökosysteme unter anderem direkt durch den Menschen beeinflusst und kontrolliert. Selbstorganisationsprinzipien, also die Entstehung makroskopisch neuer Strukturen als Ergebnis von mikroskopischen Veränderungen und die Ausbildung emergenter Eigenschaften, sind nur vor dem Hintergrund des vom Menschen vorgegebenen

Rahmens möglich. Ulrich (1993) geht in einer hierarchischen Ökosystem-Prozessanalyse so weit, den Nutzungsfaktor von Wäldern als Prozesskategorie auf gleicher hierarchischer Ebene wie die Prozesse der Evolution zu integrieren.

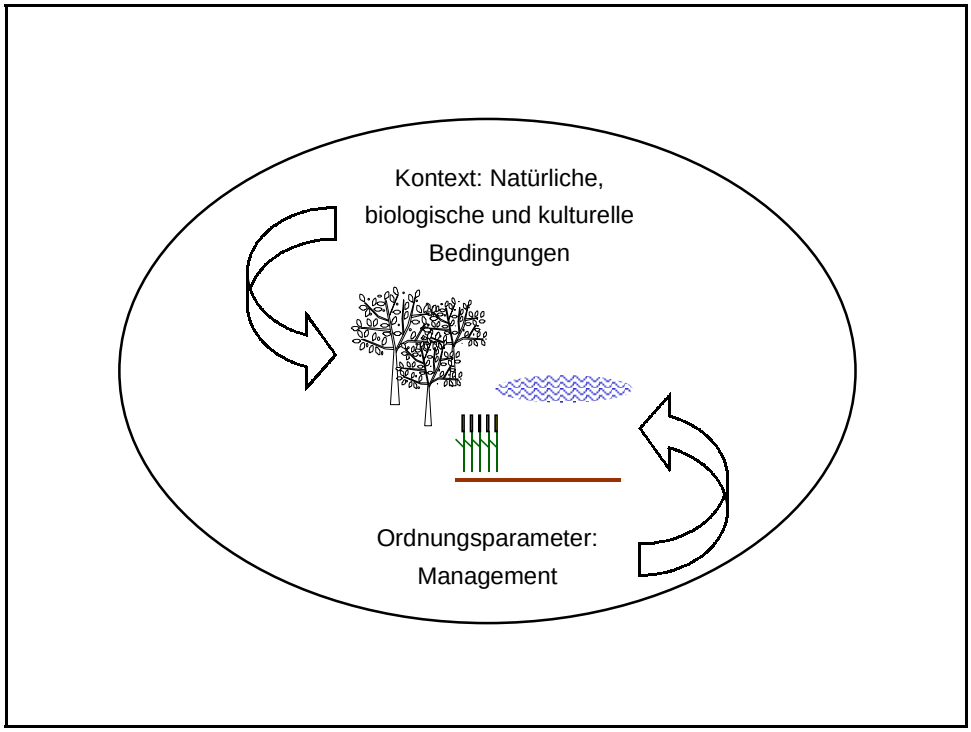

Abbildung 14: Kontext und Ordnungsparameter ("constraint") von Ökosystemen in Kulturlandschaften im Sinne einer hierarchischen Beschreibung (beispielsweise nach Allen & Hoekstra (1992)). Erläuterung: Der Kontext und die Ordnungsparameter beschränken die Freiheitsgrade der Entwicklung von Ökosystemen in Kulturlandschaften.

Das Unterlassen dieses anthropogenen Steuerungsfaktors zugunsten der Dynamik von Ökosystemen, wie sie im Prozessschutz gefordert wird (z.B. Plachter, 1996), hätte einen Verlust dieser historischen, kulturell entstandener Landschaften und Landschaftsausschnitte zur Folge (Kowarik, 1998).

4.4 Zu der "Natur von Kulturlandschaften" und den Bedürfnissen zukünftiger Generationen

In Kapitel 2 wurde herausgestellt, dass die heutige Generation gegenüber zukünftigen Generationen eine moralische Verpflichtung hat, deren Bedürfnisse bezüglich des Aspektes der Naturerfahrung gerecht zu werden. Nachfolgend wird dieses Bedürfnis spezifiziert als subjektives Bedürfnis nach Geschichte, Heimat und Schönheit.

Der Aspekt der Spezifizierung des Begriffes ist vor allem vor dem Hintergrund einer nicht prognostizierbaren Bedürfnisentwicklung zukünftiger Generationen in Mensch-Umwelt-

systemen von zentraler Bedeutung. Die Ableitung gesellschaftlich tragfähiger Wertevorstellungen ist an diesem Punkt mit hoher Unsicherheit behaftet:

> "Nimmt man an, dass Pflichten gegenüber zukünftigen Generationen bestehen, so gehört es zu intergenerationellen Pflichten, den Mitgliedern zukünftiger Generationen eine Natur zu hinterlassen, die mindestens ebenso vielfältig, ästhetisch ansprechend, artenreich und ökologisch stabil ist wie die Natur, die wir Heutigen gerne als Hinterlassenschaft vorgefunden hätten. Ähnliches gilt in Bezug auf Kulturlandschaften. Dieses Argument lässt sich mit der Leitidee Nachhaltigkeit (...) in Verbindung bringen. (...). Wenn man z. B. behauptet, man wisse nichts genaues über die Interessen zukünftiger Generationen, so folgt aus dieser Behauptung nicht, dass diese verschieden von den unsrigen sein werden. Ebenso gut könnten sie mit den unsrigen identisch sein. Möglich ist auch, dass Naturerfahrungen für Mitglieder zukünftiger Generationen eine noch gewichtigere Rolle spielen." (Ott, 2000b, S.12)

Während konsum-orientierte Bedürfnisse starken zeitlichen Schwankungen unterliegen (Beiträge in Meyer-Abich & Birnbacher, 1979), sind sogenannte Grundbedürfnisse längerfristig in unterschiedlichen Kulturkreisen zu beobachten (wenn auch in unterschiedlichen, raum-zeitabhängigen Intensitäten der Ausprägung (Lederer, 1979)). Sowohl in der naturschutzfachlichen, als auch in der sozialwissenschaftlichen Literatur werden dabei sozialpsychologisch relevanten Aspekte von Symbolen, Geschichte, Heimat, Schönheit und Identität als Bedürfnisse relativ hoher Zeitkonstanz beurteilt[21]. Daher werden nachfolgend diese Aspekte herausgegriffen. Es wird dargestellt, inwiefern die "Natur der Kulturlandschaften" diesem Bedürfnis gerecht wird.

4.4.1 Begriffsklärung: Kulturlandschaft und Sinn

Ökologische Arbeiten beziehen sich in ihren Ausführungen über Kulturlandschaften meist nur auf den lateinischen Wortstamm von Kultur (Konold, 1994). Dieser liegt im lateinischen Verb "colere" und bedeutet bebauen, bestellen und pflegen. In diesem Wortstamm steckt Handlung, Gestaltung (bebauen, bestellen) und Zuwendung (pflegen). Die Soziologie definiert den Begriff "Kultur" in einem gesellschaftswissenschaftlichen Kontext (Fuchs *et al*., 1988). Demnach ist Kultur:

1. "Die Gesamtheit der Verhaltenskonfigurationen einer Gesellschaft, die durch Symbole über die Generationen hinweg übermittelt werden, in Werkzeugen und Produkten Gestalt nehmen, in Wertvorstellungen und Ideen bewusst werden" (Fuchs *et al*., 1988).
2. "Die Gesamtheit der Verhaltenskonfigurationen einer jeden sozialen Gruppe, ganz gleich,

[21] Die sozialpsychologische Primärliteratur wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht ausgewertet. Diese Aussage bezieht sich auf die Arbeiten von Angehrn (1985), Wöbse (1996), Wöbse (1998).

wie groß und dauerhaft sie ist" (Fuchs *et al*., 1988).

3. "Der Inbegriff der Lebensentwürfe einer Gesellschaft. [Kultur ist das,] was eine Gesellschaft zusammenhält, ihr Lebenszusammenhang“ (Meyer-Abich, 1998).

Während die zweite und dritte Definition keinen expliziten Zeitbezug herstellen, sondern sich lediglich auf Lebensentwürfe bzw. Verhaltenskonfigurationen einer beobachtbaren Gesellschaft beziehen, stellt die erste Definition den Bezug von Verhaltenskonfigurationen einer Gesellschaft zu dem Ergebnis des Verhaltens her. Der Zeitbezug zu nachfolgenden Generationen wird in dieser Definition explizit hergestellt. Kultur wird hier verstanden als übermittelte materielle (Werkzeuge und Produkte) und nicht-materielle (Wertevorstellungen und Ideen) Ergebnisse von Handlungen (Verhalten) über Generationen hinweg. Da der intergenerationelle Zeitbezug unter dem Aspekt von Nachhaltigkeit eine herausragende Stellung einnimmt, soll die erste Definition im Folgenden weiter verfolgt werden.

Das, was nach dem Ablauf einer Interaktion mit mindestens einem Gegenüber und dem Ergebnis der Interaktion *erinnert* wird, bezeichnet Schütz (1972, zitiert in: AG Soziologie, 1999, S. 87) als *Sinn*. Sinn ist das, was durch menschliche Aufmerksamkeit aus dem Erlebensstrom als Erlebnisse herausgehoben wird (Wahrnehmungsebene). (Mead 1968, zitiert in AG Soziologie, 1999, S.68) definiert Sinn als das, was als Folge der Handlungen, des Verhaltens einer Gesellschaft, einer Person, in Erinnerung bleibt. Bezogen auf Kulturlandschaften, die das Ergebnis gesellschaftlicher Handlungen in der Natur sind, die wiederum im Rahmen ihrer Kultur (Verhaltenskonfigurationen, die sich in Symbolen manifestieren) zu sehen sind, erfährt Natur eine neue, nicht-naturwissenschaftliche Dimension: Durch Nutzung entstandene Ökosysteme, die heutige und nachfolgende Generationen an diese kulturell geprägten Handlungen erinnern, tragen und transportieren folglich einen *Sinn* für Menschen. Kulturlandschaften bestehen also aus ökologischen Systemen, die gleichzeitig *Sinn*systeme sind. Im Vokabular der Systemtheorie bleibend, ist dieser Sinn eine emergente Eigenschaft von Kultur-Ökosystemen (vgl. Krohn & Küppers, 1992). Als solche sind sie nicht mehr nur Ökosysteme, beschreibbar mit den Methoden der naturwissenschaftlichen Ökologie (vgl. Trepl, 1999) als "Set" aus Elementen, Prozessen und Interaktionen auf unterschiedlichen hierarchischen Ebenen, sondern auch Sinnsysteme. Die naturwissenschaftliche Beschreibung von ökologischen Systemen greift dahingehend zu kurz, dass das neu entstandene "mehr“ als Zeuge von Kultur und als Träger von *Sinn* in dieser Beschreibung nicht vorkommen kann.

Die gezeigte, naturwissenschaftlich abgeleitete Methodik, interne Systemfunktionen auf unterschiedlichen hierarchischen Ebenen als Zielgrößen der Erhaltung für nachfolgende Gene-

rationen zu sichern, kann auf Kulturlandschaften und deren Elemente nicht uneingeschränkt übertragen werden.

Im Umgang mit Kulturlandschaften, ihren Bestandteilen und ihrer Kultur-Geschichte stellt sich erneut die Frage, was dem Nachhaltigkeitsparadigma folgend von Stoffeinträgen aus der Umwelt nicht irreversibel verändert werden soll. Wie bereits dargelegt, gibt uns ein naturwissenschaftliches Verständnis von Natur und Ökosystemen keine Auskunft über das *was*. Auch ist Natur kein Sozialpartner (Wiegleb, 1989) und kann uns folglich keine Bedürfnisse nennen.

Die Suche nach dem, was für die gegenwärtige und für nachfolgende Generationen der Erhaltung wert sei, bedarf also eines anderen Naturverständnisses, vorrausgesetzt, dass Kultur und Sinn der Erhaltung wert sei. Dieses Naturverständnis wird in Kapitel 5.1 erläutert.

Wöbse (1998) schreibt über Kultur im Kontext von Kulturlandschaften und einem erhaltenswerten Erbe für nachfolgende Generationen:

> Kultur kann man dem "Bemühen zuordnen, mit vorgefundenen oder selbstgeschaffenen Lebensgrundlagen verantwortungsbewusst umzugehen, das bedeutet, mit Blick auf künftige Generationen das zu erhalten, zu entwickeln und weiterzugeben, was sich für die physische und psychische Entfaltung von Leben als förderlich erwiesen hat.“ (Wöbse, 1998)

Der Autor zielt mit dieser Definition auf die Erhaltung eines Erbes, das die physischen und psychischen Bedürfnisse nachfolgender Generationen deckt. Kultur wiederum ist das verantwortungsvolle Umgehen mit Lebensgrundlagen im Hinblick auf diese Bedürfnisse nachfolgender Generationen. Der steuernde Faktor des Umgangs mit Natur sind in einem solchen Verständnis nicht mehr primär ökologische Sachverhalte, sondern sie werden vor allem auf der Basis der physischen und psychischen Entfaltung nachfolgender Generationen formuliert. Das "Primat der Ökologie" (Konold, 2000) im Umgang mit Natur löst sich im Kontext von Kulturlandschaften auf[22].

4.4.2 Bedürfnis nach Geschichte, Heimat und Schönheit

In der Literatur wird das Phänomen „Bedürfnis nach Geschichte um der menschlichen Identität willen“ als Argument für eine Wertschätzung von Natur- und Kulturgeschichte für den Menschen diskutiert (Huse, 1998; Koch, 1998; Meyer-Abich, 1998). In dieser Diskussion wird

[22] Wobei hier gefragt werden muss, ob es "das Primat der Ökologie" real gibt. Beispielsweise werden selbst in Naturschutzgebieten bestehende Nutzungen aufrecht erhalten (Gassner, 1995).

die Bedeutung von Natur und Naturgeschichte für den Menschen herausgestellt.

4.4.2.1 Wahrnehmung von Natur

Während im Kontext eines naturwissenschaftlichen Verständnisses, wie es im vorherigen Kapitel aufgegriffen wurde, eine naturwissenschaftliche Auseinandersetzung mit Natur vorgenommen und Natur als naturwissenschaftlicher Forschungsgegenstand wahrgenommen wird, ist eine Beschäftigung mit Natur als etwas Sinnhaftem stark von einer Erlebnis- und Erinnerungsebene geprägt. Die individuelle und gruppenspezifische, subjektive Wahrnehmung von Erlebtem wird herausgestellt. Die individuelle und gruppenspezifische Wahrnehmung von Natur hängt vom persönlichen bzw. gesellschaftstypischen Erfahrungskontext ab. Ein und dieselbe Natur wird von unterschiedlichen Individuen und Gesellschaften unterschiedlich wahrgenommen. In einer agrarisch geprägten Gesellschaft beispielsweise wird Natur anders wahrgenommen als in einer industriell geprägten (vgl. hierzu Wohlleben, 1998). Je nach Kultur- und Erfahrungskontext wird Erlebtes unterschiedlich wahrgenommen und unterschiedlich erinnert. Davon ausgehend, das Erinnertes Sinn ist, hat Natur einen jeweils unterschiedlichen Sinn für den Wahrnehmenden in seiner Alltags- oder Forschungswelt.

4.4.2.2 Bedeutung von Kultur in Mensch-Umwelt-Systemen

Nach Kruse-Graumann (1997) ist die derzeitige Umweltkrise eine Kulturkrise. Meyer-Abich (1998) beklagt als Grund für die derzeitige Umweltkrise eine Disidentifikation zwischen Mensch und Natur. In seinem Verständnis von "Menschsein“ kann ein Individuum nur im Mitsein mit anderen Menschen und der natürlichen Mitwelt als Mensch ganz zur Welt kommen. Dieses Mitsein ist geschichtlich, sowohl hinsichtlich der Humangeschichte als auch hinsichtlich der Naturgeschichte. Während die Identifikation des Menschen mit seiner Humangeschichte allgemeine Anerkennung findet, ist das Eingebundensein in seine Naturgeschichte in unserer Gesellschaftsform weithin in Vergessenheit geraten (Meyer-Abich, 1998). Die Bedeutung von Natur ist in einem solchen Verständnis also mehr als nur die, die physischen Lebensbedingungen für menschliche Individuen zur Verfügung zu stellen und Natur ihrer selbst willen zu erhalten, sondern sie trägt maßgeblich dazu bei, Menschsein über biologische Funktionen hinaus zu ermöglichen. Natur und Naturgeschichte haben einen *Sinn* in einem Mensch-Umwelt-Mitsein. Damit erfährt Naturgeschichte eine Bedeutung als "Teil des eigenen Daseins“. Die Vergangenheit, die sich in Denkmälern und Kulturlandschaften manifestiert hat, ist also nicht nur die Vergangenheit einer Kultur, einer Gesellschaft, sondern sie ist Teil dieser Gesellschaft und ihrer Individuen. Landschaft wird zur Heimat und ist als solche eine Erweiterung des eigenen "Ichs“ (Meyer-Abich, 1984). Auf diese Heimat kann man sich jedoch nicht mehr beziehen, wenn sie im Zuge des fortschrittsbedingten schnellen

Wandels nicht "hinreichend gleich bliebe" (Meyer-Abich, 1998). Es gibt also ein Bedürfnis nach Geschichte um der menschlichen Identität willen (Huse, 1998; Koch, 1998; Meyer-Abich, 1998). Auch der Deutsche Rat für Landespflege (1997) betont, dass die emotionale Bindung des Menschen zu seiner Umwelt in Zukunft stärker zu beachten sei.

Koch (1998) spezifiziert dieses Bedürfnis nach Geschichte über die Phänomene *Gedächtnis* und *Erinnerung*, ohne die der Mensch seine Identität verliere. Das Gedächtnis des Menschen holt die Vergangenheit in die Gegenwart und ermöglicht ein angepasstes Handeln in der Gegenwart, sowie ein auf die Zukunft ausgerichtetes Handeln.

> "Ohne diese zentrale Gehirnleistung fehlte der Bezug zur Welt, könnte der Mensch als integrierte Persönlichkeit nicht existieren – schon gar nicht in der Gemeinschaft, die immer auch eine Geschichte hat.“ (Koch, 1998)

Vergangenheit wiederum, die über die Gedächtnisleistungen des Gehirns in die Zukunft geholt werden, wird konstruiert über den Vorgang des Erinnerns. Im folgenden werden die Begriffe Erinnern und Gedächtnis gleichbedeutend benutzt.

> "Kulturlandschaften spiegeln auch alte politisch-gesellschaftliche, territoriale, soziale und religiöse Verhältnisse, die Siedlungsgeschichte, Erbsitten und vieles andere mehr, wider. Alles zusammen summiert sich zu einem je unverwechselbaren Bild (...), zum Wiedererkennungswert einer Landschaft." (Konold, 1994, S. 22)

Zu diesem unverwechselbaren Bild entstehen emotionale Bindungen des Menschen. Sie sind mit der Landschaft identifiziert, da sie ihnen das Gefühl von Heimat vermittelt (ebd., S.22). Diese emotionalen Bindungen entstehen darüber hinaus auch über individuelle und persönliche Erfahrungen, die Menschen mit Landschaften verbinden. Landschaften bzw. "Orte in der Natur" überhaupt haben in der Wahrnehmung des Menschen ein "Wesen". Dieses Wesen kommt in der Bundesnaturschutzgesetzgebung in den Begriffen "Eigenart" und "Schönheit" der Landschaft zum Ausdruck. Während der gesetzlich geforderte Schutz des Naturhaushaltes eine funktional-naturwissenschaftliche Sichtweise erfordert (vgl. Kapitel 3), sind die Begriffe der "Eigenart" und "Schönheit" mittels naturwissenschaftlicher Methoden weder definier- noch analysierbar. Körner (2000) zeigt am Beispiel einer in den 1990-er Jahren öffentlich geführten Diskussion über Neophyten, dass das "heimische Gefühl", das Menschen mit Landschaften verbinden, von entscheidender Bedeutung ist, wenn über schützenswerte Zustände von Natur gesprochen wird.

Eigenart und Schönheit werden in der Planungspraxis häufig über regionaltypische Biotope und Pflanzenarten erfasst. Zum Beispiel sind die Weinbergtulpe und die Traubenhyazinthe

typische Weinbergpflanzen, der Blaustern ein "Zeiger alter Gartenkultur". Körner (2000) weist darauf hin, dass diese Arten als ursprünglich fremde Arten mittlerweile für einen bestimmten kulturellen Ort typisch geworden sind. In diesem Kontext verweisen sie heute als "Symbol" oder als "Zeichen" auf eine historische Spur, auf "etwas geschichtlich Denkwürdiges, also auf die gewachsene Tradition" (ebd. S. 82f.). Aus der Verbindung beispielsweise einer Art oder eines Kulturlandschaftselementes mit der Tradition ergeben sich Symbolwerte einer Art oder eines Landschaftselementes.

Körner (2000) zeigt, dass eben gerade dieser Symbolwert von Arten oder Landschaftselementen in ihrer Verbindung mit kulturellen Spuren Menschen das Gefühl von "Heimat" vermitteln kann. Am Beispiel der Neophyten zeigt er, dass ursprünglich nicht-einheimische Arten unter den Bedingungen eines konservativen gesellschaftlichen Weltbildes von den Rezipienten von Landschaft als "störend" und heimatverfremdend bewertet werden. Wohingegen fremde Arten, die mit mehr oder weniger historischen, traditionellen Kulturformen und -landschaftselementen (z.B. Weinbau), in Verbindung stehen durch diese Tradition als heimat-vermittelnd bewertet werden. Auch Konold (1994) zeigt, dass Kulturlandschaften (und Landschaften überhaupt) das menschliche Bedürfnis nach Heimat befriedigen. Heimat wird in einer Landschaft vermittelt, wenn der sie wahrnehmende Mensch in ihr Vertrautes findet (Wiedererkennungswert). Nach Konold (1994) gibt auch die Vielfalt einer Landschaft, aufgrund derer sie den Menschen überrascht, wenn er sich länger oder immer wieder in ihr bewegt, das Gefühl von Heimat.

Wöbse (1996) zeigt, dass Menschen in Landschaften auch ein ästhetisches Bedürfnis nach Schönheit befriedigen. Landschaftsästhetische Leitbilder sind extrem von den psychologischen Wechselwirkungen zwischen Mensch und Natur geprägt (Nohl 1994, zitiert in Jax & Bröring, 1994, S. 65). Schönheit ist ein subjektives Kriterium und entsteht in der Wahrnehmung eines Objektes im Rezipienten aus einer Mischung aus Gegebenen, Erinnertem und Erwartetem. Ästhetisches Wahrnehmen ist also auch eng geknüpft an Erinnerungen, das Bedürfnis nach Geschichte und an gesellschaftliche Wertvorstellungen (Erwartung).

4.4.2.3 Intergenerationelle Zeitdimension

Auf die Aufgabe zurückkommend, ein Natur-Erbe an nachfolgende Generationen weitergegeben zu wollen, wird die Frage gestellt, welche Bedeutung das Erinnern von Natur- und Kulturgeschichte für nachfolgende Generationen hat.

Gesellschaften besitzen ein kollektives Gedächtnis. Innerhalb einer Generation wird Geschichte und Kultur in Form von Erinnerungen kommuniziert, also erzählt (Koch, 1998).

Diese Erinnerungen sind, wie bereits dargelegt, eine subjektiv geprägte Leistung des Gehirns und machen eine Aussage über das Selbstbild eines Individuums (Koch, 1998) bzw. die implizite Kultur[23] einer Gesellschaft, die das Selbstbild von Individuen prägt. Diese Form der Realitätswahrnehmung und Kommunikation konstruiert den Charakter, die Wertevorstellungen einer Gesellschaft. Diese Gedächtniskommunikation ("Oral history") funktioniert in der Regel über einen Zeitraum von 80 – 100 Jahren (ebd.), das entspricht zwei bis maximal drei Generationen. Ereignisse, die weiter zurückliegen, versinken im Lauf der Zeit in Vergessenheit. Der Erinnerungshorizont hat also keinen fixen Bezugspunkt, sondern wandert mit der fortschreitenden Gegenwart mit. Das bedeutet, dass Geschichte und Kultur nur innerhalb von zwei bis drei Generationen im Alltag kommuniziert und weitergegeben wird. Der Zeitaspekt von Kultur mittels Symbolen über Generationen endet im kommunikativen Gedächtnis einer Gesellschaft also mit der dritten Generation (siehe Abbildung 15).

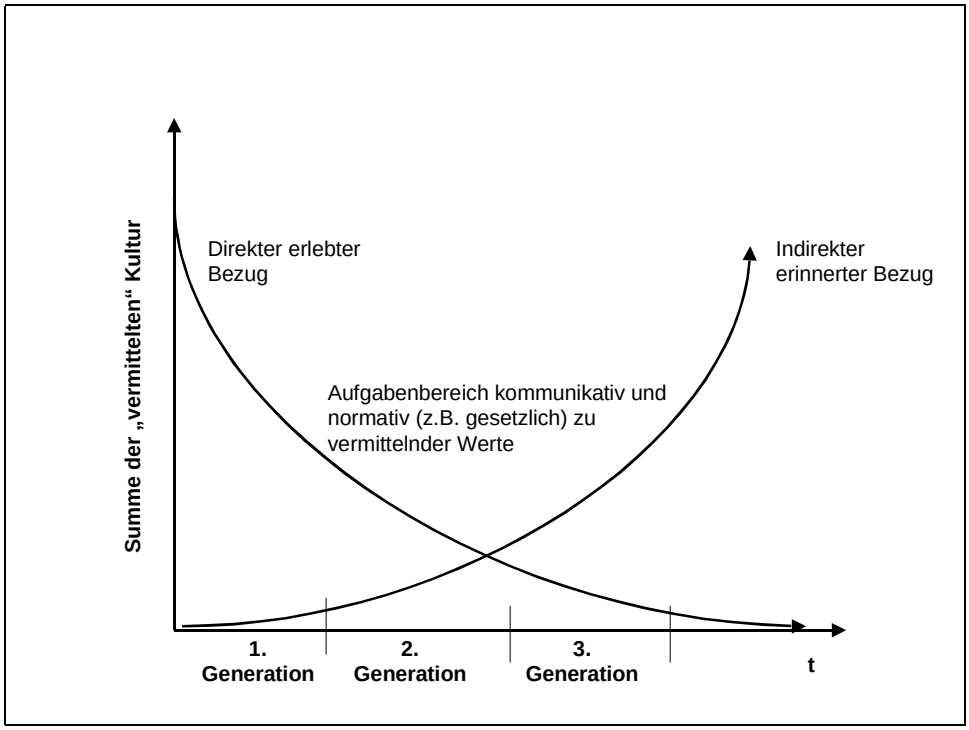

Abbildung 15: Erlebnis- und Erinnerungsbezug von vermittelter Kultur (Kurven idealisiert). Erläuterungen: Mit fortschreitender Zeit wächst die Aufgabe, Werte kommunikativ bzw. normativ zu vermitteln, da deren direkte Erlebniswelt mit der Zeit abnimmt und deren Erinnerungswert mit der Zeit zunimmt. Je besser die Vermittlung von Werten etabliert ist, desto langfristiger ist deren Sicherung durch In-Wert-Setzung möglich.

[23] Als implizite Kultur gelten diejenigen Kulturelemente, die weder unmittelbar beobachtbar sind noch von den Mitgliedern der Kultur direkt verbalisiert werden können, aber ihrem beobachtbaren Verhalten als kulturelle Selbstverständlichkeit, Werte, Normen usw. zugrunde liegen (Fuchs *et al*., 1988).

Wenn Vergangenheit nicht verloren gehen soll, sondern als Kultur länger als drei Generationen erhalten werden soll, muss sie als objektivierte Kultur, als Geschichte aus der Alltagskommunikation in ein kulturelles Gedächtnis transformiert werden. Dies geschieht durch eine Institutionalisierung von *intra*generationellen Erinnerungen in Geschichte und wird so zur öffentlichen, *inter*generationellen Erinnerung. Die Institutionalisierung erfolgt beispielsweise über Gesetze (z.B. Gesetz zum Schutz von Natur- und Kulturdenkmälern). In diesem Fall findet das öffentliche Erinnern in geographischen und sozialen Räumen statt und spielt für das kollektive intergenerationelle Gedächtnis eine erhebliche Rolle.

Landschaften werden so zum institutionalisierten Medium, Inhalte des kulturellen Gedächtnisses darzustellen und generationenübergreifend zu erhalten (Koch, 1998). In diesem Sinne tragen Landschaften zur Identifikation von Gesellschaften generationenübergreifend bei. Im Umkehrschluss würde dies bedeuten, dass die Zerstörung kultureller Spuren und Symbole beispielsweise in Landschaften, nachfolgende Generationen eines Teils ihrer Identität beraubt. In einem solchen Verständnis werden Zeugen der Kultur, also Kulturlandschaften, zu einem identitätsgebenden Erbe für nachfolgende Generationen.

Das Kriterium "Erhaltung historischer Zustände als Zeuge von Kultur“ ist am ehesten der Denkweise des Denkmalschutzes, aber auch den klassischen Denkweisen des konservierenden Naturschutzes zuzuordnen. Historische Kulturdenkmäler der Natur übernehmen die Funktion eines Kulturerbes für nachfolgende Generationen. Wöbse (1998) gibt eine Übersicht über solche historischen Kulturlandschaftselemente, wie beispielsweise Ackerterrassen, Hecken, Torfstiche, Niederwälder, Weiher. Die zeitliche Perspektive der Zukunft wird in diesem Kontext ausschließlich hinsichtlich der Erhaltung, Sicherung und Pflege eines Statusquo dieser Kulturlandschaftselemente formuliert.

Konservierende Kulturerhaltung in Kulturlandschaften ist aber nicht unumstritten. Die Kritik richtet sich vor allem dagegen, dass ein Übermaß an Konservierungsaktivität des historischen Erbes das Weiterleben untergräbt und hemmt. Huse (1998, S. 42) zitiert Nietzsche, der das Konservieren von Geschichte folgendermaßen kritisiert:

> "(...) wenn der historische Sinn das Leben nicht mehr konserviert, sondern mumisiert, dann entartet die antiquarische Historie (...)." (Nietzsche)

Auch Konold (1998, 2000) kritisiert, dass Kulturerhaltung nicht selten nur für historische, in der Vergangenheit entstandene Elemente gilt und mit Wirtschaftsformen assoziiert wird, die oftmals längst vergangenen Zeiten angehören. Auch er betont, dass "moderne Kulturlandschaften" bzw. Kulturlandschaftselemente Gegenstand des Naturschutzes werden sollten.

Am Beispiel der Internationalen Bauausstellung Emscher Park demonstriert Konold (2000), dass industriell-urban geprägte Landschaften zum "Mythos der Industriekultur" erhoben werde, die eine eigene Schönheit und Ästhetik produzieren, die zum Kultur-Symbol der derzeitigen Generation wird. Den Zukunftsaspekt von Kultur betont auch Wöbse (1998) :

> „Kultur ist etwas Neues, Geistbestimmtes, bisher nicht Dagewesenes, etwa in Form von Malerei, Musik, Architektur oder eben als gestaltete Landschaft.“ (Wöbse, 1998)

Mit dieser Aussage über Kultur kommt die zeitliche Dimension der Gegenwart und der Zukunft in die Überlegungen über Kultur in Landschaften hinzu. Ein solches Verständnis lässt Perspektiven der Veränderung sichtbarer Kultur in Landschaften zu. Damit bleibt die Erhaltung von Kulturlandschaften nicht in einem Stadium des Konservierens historischer, sich überlebter Zustände und Nutzungen stecken, wie dies im Denkmalschutz der Fall ist.

Die von Konold (1998, 2000) geforderte "Verzeitlichung des Naturschutzes“ über die Erhaltung eines historisch entstandenen Zustandes hinaus, das Zulassen technisch moderner und zeitgemäßer Nutzungsprozesse wird in einem solchen Kulturverständnis möglich[24]. Um zu beurteilen, ob nun diese Nutzungen von Kultur zeugen oder nicht, müssen die Nutzungsprozesse selbst zum Objekt der Betrachtung und Beurteilung werden.

4.5 Fazit

Die dem Kapitel 3 zugrunde liegenden Hypothesen (vgl. Einleitung zu Kapitel 4) können zum derzeitigen Stand der ökologieinternen und wissenschaftstheoretischen Diskussion nicht uneingeschränkt angenommen werden. Einschränkungen ergeben sich erstens in der Annahme, dass Ökosysteme als systemische Ganzheiten existieren und als solche zerstört werden können. Zweitens ist die Beurteilung stofflicher Einträge in Ökosysteme aus naturwissenschaftlicher Sicht auf lange Sicht nicht eindeutig quantifizierbar. Mit Langzeiteffekten und räumlichen Verschiebungen von Ursache und Wirkung muss gerechnet werden. Drittens ist die Definition relevanter Kriterien einer sektoralen Operationalisierung ökologischer As-

[24] Die große Aufgabe ist es an dieser Stelle, Nutzungen und Veränderungen von Kulturlandschaften zu identifizieren und in einem Maße zuzulassen, dass sie auch von *Kultur* zeugen. Wöbse (1998) nimmt eine Unterscheidung zwischen Kultur und Nicht-Kultur dahingehend vor, dass er die in der jüngeren Vergangenheit entstandenen Wirtschafts- und Produktionslandschaften nicht mehr zu Kulturlandschaften zählt. Als Maß erwägt er die Reversibilität verändernder Eingriffe. Reversibilität ist aus Sicht der Ökolgie jedoch ein schwierig zu ermittelndes Maß (Kümmerer & Held, 1997a). Von Kultur zeugende Eingriffe von denen, die von Nicht-Kultur zeugen, zu unterscheiden, scheint ein eigenes, weites Problemfeld zu sein.

pekte, bei deren Auswahl die Ökologie mehr oder weniger "privilegiert" ist, im Kontext von Nachhaltigkeit weder aus wissenschaftstheoretischer noch aus ethischer Sicht ein eindeutig lösbares Problem. Die Definition bedarf (1) der Integration sozialpsychisch und kulturell relevanter Aspekte, (2) des gesellschaftlichen Diskurses, (3) einer gesellschaftlich akzeptierten Ethik, die (4) aus ökologischer Sicht tragbar und operationalisierbar ist.

Des weiteren wurde gezeigt, dass die meisten heute vorzufindenden Ökosysteme Mitteleuropas Bestandteil von Kulturlandschaften sind. Der anthropogene Kulturkontext wird zum entscheidenden Steuerungsfaktor von Landschaft und Ökosystemen. Im Kontext von Kulturlandschaften und ihrer Bedeutung für den Menschen werden Ökosysteme zu Symbolen seiner Geschichte und seiner Heimat. Als solche sind sie weder als Systeme beschreibbar, noch kann ihre Bedeutung in Mensch-Umwelt-Systemen mittels naturwissenschaftlicher Ansätze analysiert werden. Der in Kapitel 3 gezeigte Ansatz, ökologische Aspekte von Nachhaltigkeit auf der Grundlage der Erhaltung von Ökosystem-Funktionen zu vollziehen, erweist sich in Kulturlandschaften als nicht ausreichend, da deren Symbolcharakter (1) nicht als dynamisches System langfristig gesichert werden kann und (2) die emergente Eigenschaft "Sinn" sich nicht mittels Parameter der Dynamik und Hierarchie naturwissenschaftlich beschreiben und analysieren lässt.

Ein zeitlich einseitiger, historischer Blick der Kulturerhaltung führt zu einer "Mumifizierung" von Landschaft, zu einer Überalterung, die ebenfalls zu Disidentifikationen der in ihr lebenden Menschen führen könnte. Daher sollten auch aktuell entstehende Landschaftsveränderungen in Folge von Nutzung zur "Kultur" erhoben werden, um auch zukünftigen Generationen (Zeitraum 80-100 Jahre) die Möglichkeit einer Identifikation mit ihrer Geschichte zu geben, die heute Gegenwart ist. Vor einer einseitigen Fokussierung historischer Kulturlandschaften und einer Ausblendung der Tatsache, dass auch heute Kultur entsteht, muss Abstand genommen werden. Eine Verzeitlichung kulturbezogener Naturschutzstrategien würde helfen, diesen Prozess zu unterstützen.

Der Ansatz, Natur als Symbol zu verstehen, zielt auf die Schutzgüter Eigenart, Vielfalt und Schönheit von Natur und Landschaft. In Kapitel 5 wird überprüft, inwieweit dieser Ansatz die in Kapitel 2 identifizierten, ethisch basierten Zielgrößen

- alle Elemente des Naturhaushaltes,
- Elemente des Naturhaushaltes, die zur Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems beitragen und
- Elemente in der Natur, die die Bedürfnisse nachfolgender Generationen bezüglich des Aspektes möglicher Naturerfahrungen befriedigen (Erhaltung der Artenvielfalt und Erhal-

tung der Kulturlandschaft)

langfristig sichern.

Der Begriff "Bedürfnisse nachfolgender Generationen bezüglich des Aspektes möglicher Naturerfahrungen" wurde in diesem Kapitel spezifiziert als Bedürfnis nach Geschichte, Heimat und Schönheit.

5 Ökosystem-Funktionen als Kriterium einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit?

Bisher wurde dargelegt, dass in der Literatur an Ökosystem-Funktionen orientierte Ansätze gefordert und teilweise etabliert sind (vgl. Kapitel 3). Es wurde des weiteren gezeigt, dass (1) die diesem Ansatz zugrunde liegenden Setzungen aus wissenschaftstheoretischer und ökologiewissenschaftsinterner Sicht nicht uneingeschränkt haltbar sind (vgl. Kapitel 4.1) und dass (2) im Kontext von Kulturlandschaften auch gesellschaftlich relevante Kriterien zu berücksichtigen sind. Diese müssen auch im Rahmen sektoraler, ökologischer Konzepte von Nachhaltigkeit operationalisiert werden, da sie direkt an "Natur" geknüpft sind (vgl. Kapitel 4.3 & 4.4). "Natur" und "Kultur" stehen sich bei der Formulierung von Leitbildern und Kriterien der Beurteilung in der Literatur oft konträr gegenüber. Nachfolgend (Kapitel 5.1) werden erstens Rahmenbedingungen einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit identifiziert, die sich aus der Überprüfung und Diskussion der beiden Positionen in den Kapiteln 3 & 4 ergeben. Zweitens (Kapitel 5.2) wird das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" hinsichtlich seiner Kompatibilität zu den in Kapitel 2.2 identifizierten, ethischen Zielgrößen überprüft. Diese Verknüpfung zwischen dem Kriterium und den ethischen Zielgrößen wird der Diskussion als spezifizierende Hypothesen zu Grunde gelegt. Darauf aufbauend wird ein funktionaler Beurteilungsrahmen für eine Operationalisierung ökologischer Aspekte vorgestellt (Kapitel 5.3).

5.1 Rahmenbedingungen einer Operationalisierung

Naturschutzfachliche Leitbilder zur Erhaltung der Kulturlandschaft sind nicht kompatibel mit Leitbildern zur Erhaltung der Funktionalität von Ökosystemen (Prilipp, 1998) deren Schwerpunkt auf den selbstgenerierten Entwicklungen des Systems liegen (Horlitz, 1998). Die beiden in den Kapiteln 3 & 4 dargestellten Positionen "Ökosystem versus Symbol" gehen von verschiedenen Rahmenbedingungen bezüglich des beobachteten Gegenstandes aus. Je nach Beobachterperspektive werden unterschiedliche Kriterien zur Beurteilung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit identifiziert und favorisiert. Nachfolgend werden die verschiedenen Beobachterperspektiven skizziert und gezeigt, "welche Natur" jeweils unter Bezug auf diese Perspektiven langfristig gesichert werden kann.

5.1.1 Naturbilder

Auf der Grundlage der bisherigen Ausführungen werden nachfolgend vier unterschiedliche Perspektiven auf Natur (Naturbilder) identifiziert.

5.1.1.1 Natur als Ökosystem

Der Ansatz zur Identifikation von tangierten Ökosystemen über tangierte Funktionen ist verankert in den Ideen der "New Ecology" (Trepl, 1987; Valsangiacomo, 1998), die v.a. auf Arbeiten von Odum (1964) zurückgehen:

> "The new ecology is thus a system ecology - or to put it in other words, the new ecology deals with the structure and function of levels or organization beyond that of the individuals and species" (Odum, 1964, S.14)

Dieses systemorientierte Naturverständnis, in dem funktionale Beschreibungen dominieren, wird in der Literatur auch beschrieben als "Ökosystem-Ansatz". Charakteristisch für diesen Ansatz ist, dass Natur als System begriffen wird. Trepl (1988) umschreibt die "New Ecology" als eine Bewegung, die die klassische Naturgeschichte, sowie die organismische und individualistische Denkrichtungen der Ökologie ablösen sollte. Jedoch finden sich noch wesentliche Teile der ursprünglich organismischen Auffassung in der heutigen Ökosystemtheorie wieder:

> "Natur und der Mensch-Natur-Zusammenhang werden gedacht als ein systemares Ganzes, worin nichts geschehen kann, ohne dass dies Wirkungen auf das Ganze hätte, und wo dieses Ganze wiederum auf die Teile einwirkt, ihnen die Richtung weist und Grenzen setzt." (Trepl, 1988, S.177)

Charakteristisch für dieses Naturbild, das "als ökologisches den Zeitgeist prägt" (Trepl, 1988, S. 177) ist eine Verwissenschaftlichung der Ökologie, die Ökosysteme mit Hilfe der Systemtheorie als Systeme beschreibt und mit deren Methoden analysiert (vgl. auch Konold, 2000). Das Ökosystem wird in seinen Funktionsgesetzen erkennbar und auf abiotische Komponenten, also Prozesse, reduziert. Im Rahmen eines solchen Naturverständnisses steht das Erkennen von Funktionen und Funktionsgesetzen des Ganzen im Vordergrund (Jax, 1999). Natur wird erklärt mit Regeln des Kausalprinzips, also auf der Grundlage von Ursache-Wirkungsbeziehungen (Valsangiacomo, 1998). Diese sind die Grundlage für den in Kapitel 3.2 dargestellten Ansatz zur Identifikation tangierter Ökosystem-Funktionen. In der Wahrnehmung von Ökologie als Naturwissenschaft in der Öffentlichkeit erlangt dieses Naturverständnis von "systemischen Ganzheiten, aus denen man sich Natur zusammengesetzt vorstellen" kann, seit den 1970-er Jahren immer größere Bedeutung (Jax, 1996). Charakteristisch für den holistischen[25], ökosystem-orientierten Ansatz ist die Vorstellung,

[25] Nach Jax (1996) ist dieses Naturverständniss jedoch nicht kompatibel mit dem ursprünglich holistischen Naturbild: Während der klassische Holismus als philosophisches Gedankengebäude (1962 von Jan Smuts eingeführt (Jax 1996)) versucht, die Teile vom Ganzen her zu verstehen, vesucht der moderne Holismus der Ökosystemtheorie, das Ganze von den Teilen her zu verstehen, indem er sich das Ganze aus für seine Zwecke bestimmten Teilen zusammensetzt (vgl. Trepl, 1994).

dass Ökosysteme gesetzmäßigen, und damit prinzipiell vorhersagbaren Entwicklungen unterliegen. Diese Gesetzmäßigkeiten sind endogen, die Entwicklung also innengesteuert, auch wenn die äußeren Umweltbedingungen sich nicht verändern, analog der Entwicklung eines Keimes zum adulten Organismus (Trepl, 1988). Dieser Ansatz ist verwurzelt in dem normal-wissenschaftlichen Paradigma[26] dynamischer Systeme (vgl. Haag & Kaupenjohann, 1999), das einhergeht mit der Vorstellung einer ausgeprägten Determiniertheit von Prozessen. Charakteristisch für dieses Paradigma ist die Überzeugung guter Prognostizierbarkeit von Ökosystementwicklungen (Ekschmitt *et al*., 1996)[27].
Neuere Arbeiten der 90er Jahre, die in diesem Naturbild verankert sind (beispielsweise Müller, 1998b; Müller *et al*., 1998), betonen, dass die Ableitung von Restriktionen und Handlungsempfehlungen in Bezug auf Ökosysteme am "Ganzen“ orientiert sein müssen und folglich auf der Ebene des "Ganzen“ zu suchen sind. Das hat zur Folge, dass die Funktionalität und einzelne Funktionen von Ökosystemen zum Untersuchungsgegenstand der Erkenntnisgewinnung werden und damit eine stärkere Betonung erfahren als der lebende Organismus. Das System wird in diesem Verständnis "zum entscheidenden Objekt der Ökologie und des Naturschutzes", der lebende Organismus tritt vor abstrakten Kompartimenten als Gegenstand der Forschung zurück (Jax, 1996). Einzelne Arten von Organismen werden austauschbar (Trepl 1983, zitiert in Jax, 1996). Natur wird hier verstanden als eine "den Naturgesetzen unterworfene" (Trepl, 1998). Deshalb muss in einem solchen Verständnis von einer Gewährleistung dieser "Naturgesetze“ (Funktionsgesetze) gesprochen werden.

Dieses Naturverständnis gewinnt in der Literatur unter anderem auch in der Diskussion um eine nachhaltige Entwicklung zunehmend an Bedeutung (Müller, 1998b; Müller *et al*., 1997a; Müller *et al*., 1997b). Es soll jedoch nicht unerwähnt bleiben, dass dieses Naturbild auf eine Variante der Ökosystemtheorie zurückgeht, die in Fachkreisen nicht unumstritten ist (Trepl, 1988).

Problematisch erweist sich in diesem Naturverständnis unter anderem erstens die Tatsache der Skalenübergänge zwischen Ursache und Wirkung. In Kapitel 3.2 wurde dargestellt, dass in Landschaften Ursache-Wirkungsbeziehungen nicht eindeutig quantifizierbar sind.

---

[26] Ein Paradigma umfasst Grundprinzipien und das Selbstverständnis der jeweiligen wissenschaftlichen Disziplin. In der Erkenntnistheorie von Kuhn wechseln sich Paradigmen der Wissenschaft, die jeweils vor dem Hintergrund eines sogenannten "normalen Wissenschaftsverständnisses" existieren, in Phasen revolutionärer Umbrüche (Paradigmenwechsel) ab (Jessel, 1998), S. 54-64) (siehe hierzu auch Chalmers, 1986).

[27] Zur Kritik des Verständnisses determinierter und vorhersagbarer Ökosystementwicklungen siehe Haag & Kaupenjohann (1999).

Zweitens unterliegt dieses Naturverständnis dem Problem, dass Natur aus naturwissenschaftlicher Sicht keinen Sinn, Zweck oder Nutzen verfolgt (siehe Kapitel 4.2.2). Auch wenn dieses Herangehen in einem naturwissenschaftlichen Verständnis von Natur als Ökosystem verankert ist, müssen also normative Schritte der Wertebestimmung und Bewertung nach einer funktionalen, prozessorientierten Analyse von Ökosystemen vorgenommen werden, sofern sie in eine Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit integriert werden sollen. Dieser Ansatz unterliegt also dem gesamten Problembereich der Kritik des naturalistischen Fehlschlusses und dem der Wertefreiheit von Naturwissenschaft (siehe Kapitel 4.2).

5.1.1.2 Utilitaristisches Naturbild

Der an Ökosystem-Funktionen von Böden orientierte Ansatz nach Fränzle *et al*. (1993) ist prinzipiell ebenfalls verankert in einem Verständnis von Natur als Ökosystem. Im Unterschied zu einem rein naturwissenschaftlichen Vorgehen, das auf Prinzipien der Funktionalität von Ökosystemen basiert, sind die Ökosystem-Funktionen nach Fränzle *et al*. (1993) jedoch zweckorientiert formuliert. In diesem Ansatz werden Ökosysteme zerlegt in Kompartimente bzw. Subsysteme, das Kompartiment Boden herausgegriffen und als zentraler Funktionsträger für das Gesamtsystem verstanden. Die Autoren verstehen das Ökosystemkompartiment Boden als Leistungsträger für das gesamte Ökosystem. Der Zweck ist also ökosystemar gesetzt. In diesem Verständnis ist Natur zwar Ökosystem, sie wird aber bezüglich bestimmter Leistungen bzw. der Funktion einzelner Subsysteme für das Gesamtsystem analysiert. Dieses Verständnis wurzelt in der Vorstellung des Utilitarismus (vgl. Ott, 2000b). Der Utilitarismus erkennt den instrumentellen Wert (vgl. Kapitel 2.3) der Natur für den Menschen an (ebd.). In der englischsprachigen Literatur wird dies ausgedrückt als "services" und "goods" (de Groot, 1992). In einem utilitaristischen Verständnis zählen Pflanzen, Arten und Ökosysteme lediglich hinsichtlich ihres Nutzens. In den Ökosystem-Funktionen nach Fränzle *et al*. (1993) drückt sich diese Haltung vor allem in der Produktionsfunktion aus, die explizit für einen anthropozentrischen Nutzen formuliert ist. Aber auch die Lebensraumfunktion ist utilitaristisch formuliert:

> "Die Lebensraumfunktion beschreibt die Fähigkeit des Bodens, als Lebensraum für Bodenorganismen sowie als Pflanzenstandort zu dienen und somit die Lebensgrundlage für Tiere und Menschen zu bilden" (Fränzle *et al*., 1993, S. 9).

Lediglich die Regelungsfunktion ist nicht anthropozentrisch-utilitaristisch formuliert. Jedoch wird durch die starke Abhängigkeit zwischen der Regelungs- und Lebensraumfunktion ausgedrückt, dass die Regelungsfunktion zur Sicherung der Lebensraumfunktion und deren anthropozentrischem Nutzen entscheidet. Somit wird auch die Regelungsfunktion anthropo-

zentrisch-utilitaristisch beurteilt. Im Unterschied zu ökologisch-naturwissenschaftlich formulierten Ökosystem-Funktionen ist in diesem Verständnis also die normative Setzung eines Nutzens und eines Sinnes möglich.

5.1.1.3 Natur als historisch-zufällige Ansammlung von Organismen

Im Gegensatz zu dem Verständnis von Natur als Ökosystem verneint das individualistische Konzept die Existenz von Systemen, so dass das Systemganze, für die die Einzelorganismen funktionieren, hinfällig ist. Der Zweck, wofür etwas funktionieren soll, wird nicht wie bei Fränzle *et al*. (1993) ökosystemar gesetzt, sondern gesellschaftlich. Arten und ihre Kombinationen übernehmen externe Funktionen, wie beispielsweise die Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln, oder die eines ästhetischen Wertes für den Menschen. Natur wird gedacht als historisch-zufällige Ansammlung von Organismen, die sich mit dem Wechsel der Standortbedingungen und dem Auftreten singulärer Ereignisse eingestellt haben und sich im Kontinuum von Zeit und Raum weiter verändern. Bestimmte Standortverhältnisse produzieren eine bestimmte Artenkombination, die nicht "natürlicher" oder "typischer" ist als eine andere.

Unterschiedliche naturwissenschaftliche (Selbst-)Verständnisse sind erklärbar mit Hilfe des Gedankemodells eines Puzzles (Jax, 1999). Naturwissenschaftliche Problembereiche werden als Puzzle verstanden, deren einzelnen Teile analysiert und wieder zusammengeführt werden. Entscheidend für die Frage unterschiedlicher Naturverständnisse und deren Konsequenzen im Rahmen der Nachhaltigkeitsdiskussion ist, wie die Puzzle-Teile verstanden werden: Während in Ökosystemen die unterschiedlichen Formen der Puzzleteile die funktionalen Beziehungen einzelner Teile (Arten) innerhalb eines Ökosystems beschreiben, entsprechen die "historisch-zufälligen" Artengemeinschaften des individualistischen Ansatzes solchen Puzzleteilen, die völlig variabel untereinander ausgetauscht werden können. Die einzelnen Ökosystem-Teile (Puzzleteile) wären folglich solange austauschbar, wie andere *Teile gleicher Form* das Gesamtpuzzle sichern (vgl. Jax, 1999). In der Perspektive historisch-zufälliger Ansammlungen von Organismen dahingegen könnten Abwechslungen in der Elementkombination restriktionslos akzeptiert werden, da alle Puzzle-Teile als passend bewertet und somit beliebig austauschbar wären, sofern sie mit den Standortbedingungen zurecht kämen.

5.1.1.4 Natur als Symbol, Individuum und sinnlich wahrnehmbare Landschaft

Die Herangehensweise, Natur von vornherein mittels wertgebender Kriterien zu beschreiben basiert auf der Zielsetzung, Werte der Natur abzuleiten, diese als Schutzgüter zu konkretisieren und mittels quantifizierbarer Schutzziele zu sichern. Gesellschaftliche Wertvorstellungen und Zeitgeist kommen bei einem solchen Vorgehen zum Tragen (Dierßen, 1998). Indem die

individuelle Wahrnehmungs- und gesellschaftliche Wertevorstellungsebene als zusätzliche Komponente der Beschreibung dazu tritt, ist Natur nicht mehr durch pure naturwissenschaftliche Methoden erfass- und beschreibbar. Natur ist in der Anwendung wertgebender Kriterien nicht mehr nur Ökosystem, sondern sie zielt auf die Erhaltung von Symbolen, sinngebenden Landschaftselementen und auf sinnlich wahrnehmbare Landschaft. Die Individualität von Landschaften entsteht eben erst durch die jeweils individuelle menschliche Wahrnehmung der Stimmung. Ein solches Verständnis von Natur muss sich einer naturwissenschaftlichen Zerlegung des Untersuchungsgegenstandes entziehen. Denn indem Zerlegung stattfände, würde der "Geist des Ganzen", das "Wesen der Landschaft" nicht mehr wahrnehmbar. Damit wäre der Untersuchungsgegenstand nicht mehr existent. Ausgedrückt in der Puzzle-Metapher (siehe 5.1.1.1) entspricht erst das Gesamtbild des Puzzles dem Untersuchungsgegenstand "sinnlich wahrnehmbare Landschaft". Die einzelnen Puzzle-Teile sind Symbole, deren Passform zu anderen Puzzle-Teilen nicht über funktionale Beziehungen entstehen, wie dies im Ökosystem-Ansatz der Fall ist, sondern in einer definierten raum-zeitlichen Kombination der Puzzle-Teile. Der Raum ist definiert durch einen regionalen Bezug, der zeitliche Horizont ergibt sich aus der Entstehungszeit der Landschaftselemente.

5.1.1.5 Konsequenzen unterschiedlicher Naturverständnisse für Naturschutzbegründungen und die naturschutzfachliche Planung

Aus dem ökosystem-orientierten Ansatz resultieren unweigerlich Strategien zum Schutz von Ökosystemen. Die ethische Naturschutzbegründung könnte, ausgehend von den in Kapitel 2.3 identifizierten und in Kapitel 2.4 zusammengefassten, möglichen Zielgrößen ethischer Naturschutzbegründungen, auf der Basis von zwei Werten erfolgen:

1. Ausgehend von einem biozentrischen Holismus, der diesem Naturbild in seinen Ursprüngen sehr nahe stand (Hampicke, 1993), würde Ökosystemen ein intrinsischer, d.h. objektiver Wert, zugesprochen. Für Fragen des Artenschutzes würde dies bedeuten, dass alle Arten in Ökosystemen gesichert werden müssen.
2. Ausgehend von einem biofunktionalen Wert würde dies bedeuten, dass die Arten gesichert werden müssen, die zur Gesamtfunktion des Systems auf biotischer Ebene beitragen (siehe Kapitel 2.4).

Aus dem organismischen Konzept in seiner reinen Form muss gefolgert werden, dass jeder Eingriff in ein Ökosystem zu unterlassen sei. Ausnahme bilden "therapeutische" Maßnahmen zur Wiederherstellung des intakten "Ganzen", analog zu Vorstellungen in der Medizin. Abgeschwächte Ansätze betonen stärker die einzelnen Subsysteme in ihrer Funktion für das "Ganze". Ein Beispiel wäre die Biomasseproduktion durch Primärproduzenten und deren

Stellung im Nahrungsnetz eines Ökosystems. Solche Ansätze erlauben die Definition mehrerer "intakter" Systemzustände und erlauben damit eine begrenzte Anzahl von Eingriffsmöglichkeiten. Im Beispiel bleibend wäre der Austausch zweier funktionsredundanter Arten dann ohne schädigende Folgen, wenn Quantitäten des Kriteriums Biomasseproduktion einer Baumart pro Hektar und Jahr unverändert blieben. Dieser Ansatz findet seine Vollendung in technischen Vorstellungen, in denen funktionale ökologische Einheiten in ihrer Funktion erkennbar und durch Funktionengleiches ersetzbar werden.

Aus dem individualistischen Konzept hingegen kann kein Schutz von Ökosystemen abgeleitet werden. Vielmehr ergeben sich eine praktisch unbegrenzte Anzahl unterschiedlicher Gestaltungen in der Kombination der weitgehend unabhängig voneinander kombinierbaren Elemente (Trepl, 1988). Dieses Verständnis bringt die Schwierigkeit mit sich, dass es den Naturschutz und die naturschutzfachliche Planung der Argumentationsebene für den Arten- und Biotopschutz auf Ökosystemebene enthebt. Innerhalb der naturschutzfachlich relevanten Ethik-Diskussion würde dieses Naturbild in der Ethik des biozentrischen Individualismus angesiedelt sein (vgl. Kapitel 2.3.2.4). Wie bereits in Kapitel 2.3.2.4 dargestellt wurde, ist bezüglich der Naturschutzbegründung innerhalb dieser Ethik jedoch kein Artenschutz schlüssig argumentierbar. Für die Aufgabe zur Erhaltung der Biodiversität kann dieses Naturbild daher nicht herangezogen werden.

Auch bezüglich der Werteableitung unterliegen die beiden Positionen (organismischer versus individualistischer Ansatz) unterschiedlichen Schwierigkeiten:

Im organismischen Ansatz hat jedes Element eine Funktion für das "Ganze", trägt also zum Funktionieren des Ganzen bei und erfüllt somit einen Zweck (vgl. Kapitel 2). Für so verstandene Systeme kann ein intrinsischer oder biofunktionaler Wert angenommen werden (vgl. Kapitel 2.3). Normen menschlichen Handelns sind dann über die Sicherung dieser Werte ableitbar. Jedoch kann hier direkt die Kritik des naturalstischen Fehlschlusses angeführt werden, aus Fakten Wertungen abzuleiten. Dies könnte beispielsweise dazu führen, dass die Setzung vorgenommen würde, dass Instabilität und einfache Systemorganisation einen aus ökologischer Sicht zu sichernden und zu entwickelnden "Wert" besäßen.

In der abgeschwächten Form des ursprünglichen organismischen Ansatzes, nämlich dem ökosystem-orientierten Ansatz, ist kein Zweck gegeben. Dies wurde umgangen, indem man den Zweck eines Ökosystems mit dem Begriff der Funktionalität "säkularisiert" hat (Trepl, 1988, S. 178). Die Funktionalität ist in diesem Verständnis ein dem System intrinsischer Wert, entsprechende Normen werden auf dieser Ebene abgeleitet und der naturalistische

Fehlschluss wird so vermeintlich umgangen, indem ein objektiver Wert angenommen wird. Aber auch hier kann die bereits erwähnte Kritik des naturalistischen Fehlschlusses nicht ausgeblendet werden. Auch hier stellt sich die Frage danach, was wäre, wenn Untersuchungen und ihre Interpretationen belegen würden, dass instabile Ökosysteme an sich wertvoller seien als stabile (vgl. Hampicke, 1993).

Das individualistische Konzept hingegen verneint die Existenz von Systemen, so dass das Systemganze, für das die Einzelorganismen funktionieren, hinfällig ist. Der Zweck, wofür etwas funktionieren soll, muss von außen gesetzt werden. Arten und ihren Kombinationen werden also externe Funktionen zugewiesen. Es gibt in diesem Verständnis so viele intakte Ökosysteme, wie es gesellschaftlich gesetzte Zwecke gibt und diese durch Ökosysteme erfüllt werden. Auf dieser Ebene müssen Schutzbegründungen also ausschließlich auf gesellschaftlichen Wertvorstellungen basieren (Trepl, 1988). Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass die Durchsetzung gesellschaftlicher Wertevorstellungen in diesem Verständnis von Natur aus wissenschaftstheoretischer Sicht uneingeschränkt möglich ist. Beispielsweise die Anlage von Landschaftsparks und Gärten, die lediglich dem Zweck des gesetzten Nutzens von Erholung und ästhetischem Empfinden dienen. Dann folgt dieses Naturbild der utilitaristischen Position.

Die utilitaristisch formulierten Ökosystem-Funktionen basieren auf einem Verständnis des Nutzens von Natur und sind in einer Ethik der utilitaristischen Position verwurzelt (vgl. Kapitel 2.3.2.5). Vor dem Hintergrund dieser Ethik kann das hier skizzierte Naturbild um die sozialpsychologische Position erweitert werden, so dass die in Kapitel 4 skizzierten Bedürfnisse zukünftiger Generationen in dieses Naturbild integriert werden können.

Das Naturbild "Natur als Symbol, Individuum und sinnlich wahrnehmbare Landschaft" entspricht innerhalb der naturschutzfachlichen Ethik-Diskussion dem Argumentationsraum der utilitaristischen Position (vgl. Kapitel 2.3.2.5), wobei den sozialpsychischen Aspekten hier eine starke Gewichtung zukommt. Artenschutz ist dann argumentierbar,

- wenn die Erhaltung der Artenvielfalt für zukünftige Generationen als ein grundlegendes Bedürfnis dieser anerkannt wird, bzw.
- wenn man der Forderung von Ott folgt, dass es "vom moralischen Standpunkt aus schlimmer ist, wenn wir zukünftigen Menschen, die uns ähnlich sein könnten, eine ökologisch degradierte (z.B. artenärmere, Anm. S.D.) Welt hinterlassen, als wenn wir Menschen, die uns nicht ähneln, eine vielfältige, komplexe "stabile" Natur hinterlassen" (Ott, 2000b, S. 12).

Nach Trepl (1998) ist dieses Naturbild geeignet, Normen menschlichen Handelns direkt aus der Natur abzuleiten.

Sinn und Symbole als Norm menschlichen Handelns

Trepl (1998) beschreibt im Kontext von Natur als einem Individuum und sinnlich wahrnehmbare Landschaft:

> Natur wird "eine Art Text, in dem man lesen kann, was uns sein Autor zu sagen hat, und das sind nicht einfach nur Informationen, sondern Anweisungen zum (moralisch) richtigen Handeln. Natur als Landschaft wird so zu einer Welt von Zeichen, die man deuten muss auf ihren Ursprung und das im Ursprung gemeinte hin und auf ihre Relevanz für die heutige Situation. Durch diese Zeichen spricht der Autor -zum Beispiel Gott, der Volks- oder Epochengeist- der die Kulturlandschaft geschaffen hat, oder die Natur selbst." (Trepl, 1998)

Dabei ist zu beachten, dass sich das Verständnis von Natur als Symbol gegen eine naturwissenschaftliche Zerlegung von Natur und Landschaft wendet. Alexander von Humbold vertrat die Meinung, dass eine wissenschaftliche Zerlegung von Landschaft in ihre Einzelteile deren Wesen verschwinden lässt:

> „Es ist ein gewagtes Unternehmen, den Zauber der Sinnenwelt einer Zergliederung seiner Elemente zu unterwerfen. Denn der großzügige Charakter einer Gegend ist vorzüglich dadurch bestimmt, dass die eindrucksreichsten Naturerscheinungen gleichzeitig vor die Seele treten, dass die Fülle von Ideen und Gefühlen gleichzeitig erregt wird. Die Kraft einer solchen über das Gemüt errungenen Herrschaft ist recht eigentlich an die Einheit des empfundenen, des Nichtentfalteten geknüpft. Will man aber aus der objektiven Verschiedenheit der Erscheinungen die Stärke des Totalgefühls erklären, so muss man sondernd in das Reich bestimmter Naturgestalten und wirkender Kräfte hinabsteigen.“ (von Humbold, zitiert aus Wöbse, 1998, S.157f.)

Über dieses Zitat schreibt Wöbse (1998)

> Humbold steigt "um das Ganze zu erklären, von der Einheit des Empfundenen hinab nicht etwa von der Analyse des Details hinauf. Dies ist wichtig für das Erleben von Landschaft, insbesondere von landschaftlicher Schönheit.“ (Wöbse, 1998, S.158)

Als Fazit wird formuliert, dass eine Natur, die als etwas Individuelles und als Symbol geschützt werden kann und soll, wie dies beispielsweise im Denkmal- und Landschaftsschutz der Fall ist, in einem ökosystemischen, an Funktionen (im Sinne der Gewährleistung von Naturgesetzen) orientierten Verständnis von Natur nicht untergebracht werden kann, da sie

1. "ein sinnhaftes Ganzes" repräsentiert,
2. nicht ausschließlich den Naturgesetzen unterworfen entstanden und erklärbar ist, sondern in ihrer kulturellen Überprägung verstanden und interpretiert werden muss,
3. als Individuum nicht ersetzbar ist.

Dahingegen sind abstrakte Bezeichnungen, beispielsweise auf der Funktionenebene als "Primärproduzenten" (vgl. Kapitel 3), jederzeit ersetzbar, da sie nicht an etwas Individuelles,

sondern etwas Funktionales geknüpft sind.

Indem Natur als Symbol und sinnlich wahrnehmbare Landschaft mit ihrem Gehalt an Symbolen und Sinn, im Gegensatz zu Natur als Ökosystem, Anweisungen zum moralisch richtigen Handeln geben kann, wird sie Normen setzend (Trepl, 1996). Im Kontext des Leitbildes Nachhaltigkeit, das in einem gesellschaftlichen Diskurs konkretisiert werden soll, sind derartige normative Vorgaben entscheidend. Im Zuge einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit sollte dieses Naturbild daher (wieder) sehr viel stärker als bisher berücksichtigt werden.

5.2 Funktionale Kriterien der Operationalisierung

Unbeantwortet blieb bisher die Frage, welche Qualitäten von Natur mittels funktional gefasster Kriterien beschrieben, erfasst und über Maßnahmen geschützt werden können. In Kapitel 3.1.3 wurde gezeigt, dass die Funktionalität eines Ökosystems die Gesamtheit der Prozesse und Interaktionen im System ist. Der Begriff "Funktionalität" drückt dabei die Funktionsprinzipien des Naturhaushaltes aus. Die in Kapitel 3.2 skizzierten drei Ebenen und die jeweilige Zuordnung von Ökosystem-Funktionen werden hier wieder aufgegriffen mit dem Ziel, zu überprüfen, welche Natur auf den einzelnen Systemebenen im Rahmen funktionsorientierter Ansätze jeweils gesichert werden kann. Referenzkriterium dieser Überprüfung sind (1) die Forderung der Vereinten Nationen nach Sicherung der Biodiversität und (2) der §1 des Bundesnaturschutzgesetzes, in dem festgehalten ist, dass der Naturhaushalt, die Pflanzen- und Tierwelt, sowie die Eigenart, Vielfalt und Schönheit von Natur und Landschaft nachhaltig zu sichern sind.

5.2.1 Ethisch basierte Spezifizierung der Eingangshypothese

Die in Kapitel 2.4 formulierten Zielgrößen, die aus der ethischen Naturschutzdiskussion identifiziert wurden, werden in der nachfolgenden Diskussion hinsichtlich ihrer Operationalisierung mittels des Kriteriums "Ökosystem-Funktionen" diskutiert. Die Zielgrößen sind im Einzelnen (Herleitung siehe Kapitel 2.3):

A) Biozentrischer Holismus

- alle Elemente des Naturhaushaltes (intrinsischer Wert),
- die Elemente des Naturhaushaltes, die zur Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems beitragen (biofunktionaler Wert).

B) Utilitaristische Position

- die Elemente in der Natur, die die Bedürfnisse nachfolgender Generationen bezüglich

des Aspektes möglicher Naturerfahrungen befriedigen. Dazu gehört die Erhaltung der Artenvielfalt gleichermaßen wie die Erhaltung der Kulturlandschaft (inhärenter Wert).

Aus diesen Sätzen werden für die nachfolgende Diskussion folgende **Hypothesen** formuliert

1. In einem funktionalen Verständnis von "Natur als Ökosystem" können alle Arten langfristig gesichert werden.
2. In einem funktionalen Verständnis von Natur als Ökosystem können die Bedürfnisse zukünftiger Generationen nach "Geschichte, Heimat und Schönheit" langfristig gesichert werden.
3. In einem utilitaristischen Verständnis von "Natur als Symbol" können alle Arten langfristig gesichert werden.
4. In einem utilitaristischen Verständnis von "Natur als Symbol" können die Bedürfnisse zukünftiger Generationen nach "Geschichte, Heimat und Schönheit" langfristig gesichert werden.

Die nachfolgende Hypothesenüberprüfung erfolgt vor dem Hintergrund der Fragen

1. welches Verständnis dem Kriterium Ökosystem-Funktionen dann jeweils zugrunde gelegt werden muss und
2. ob die Hypothesen zum derzeitigen Stand des Wissens verifiziert werden können?[28]

5.2.2 Holistisch-biozentrischer Ansatz: Das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" im Sinne der Funktionalität

Auf der höchsten hierarchischen Ebene (Ebene 2 in Kapitel 3) stellt sich die Frage, was es in Kulturlandschaften bedeutet, die Fähigkeit der Selbstorganisation, bzw. die Funktionalität eines Ökosystems zu schützen. In Kapitel 3 wurde gezeigt, dass sich Selbstorganisation in spontanen, nicht vorhersagbaren, irreversiblen Prozessen zeigt. Formuliert man diese als Zielgröße der Sicherung und Erhaltung, müssen Restriktionen bezüglich externer Einflüsse auf der Ebene des "Ganzen" gesetzt werden. Dieses erfordert die Kenntnis der Funktionsgesetze des Ökosystems als Ganzes. Ex ante Schutzkonzepte müssten auf dieser sehr hohen Abstraktionsebene konsequenterweise die Bedingungen, die die Freiheitsgrade der ungestörten Entwicklung vorgäben, sichern (vgl. hierzu Horgan, 1995). Eine Konkretisierung wird auf dieser Ebene nachfolgend über die in Kapitel 3 identifizierten Funktionen vorgenommen:

[28] Dazu wurden Literaturreviews und ausgewählte Einzeluntersuchungen aus USA, England und der BRD ausgewertet.

1. die Ausbildung emergenter Eigenschaften
2. der Naturhaushalt
3. Nahrungsbeziehungen

Zudem wird das Schutzgut Pflanzen- und Tierarten entsprechend der Forderung der Vereinten Nationen überprüft. Dabei steht im Zentrum der Diskussion die Frage, ob in einem solchen Ansatz Artenschutz zur Sicherung der Biodiversität möglich ist.

5.2.2.1 Konkretisierung über die Ausbildung emergenter Eigenschaften

Auf der Ebene emergenter Eigenschaften, die das selbstorganisiert entstehende "mehr" im Ökosystem materialisieren würden, sind bisher unzureichende Kenntnisse darüber vorhanden, was dieses "mehr" im konkreten Falle ist und wie es parametrisiert werden kann (Müller, 1998b; Müller *et al*., 1997b).

Jax (1999) stellt die Frage, ob es sich im Falle des Phänomens "emergenter Eigenschaften" lediglich um eine Verschiebung der Beobachtungsperspektive handelt, um einen Platzhalter für fehlende Information (vgl. Horgan, 1995), oder um neu entstehende Eigenschaften der Dinge. Das Phänomen der emergenten Eigenschaften, die in Kapitel 3 als mögliche Schutzgüter eines naturwissenschaftlichen Ansatzes im Sinne der Ökosystem-Funktionalität vorgestellt wurden, kann zum derzeitigen Stand des Wissens noch nicht als Zielgröße einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit herangezogen werden.

5.2.2.2 Konkretisierung über das Schutzgut Naturhaushalt

Das Kriterium Funktionalität zielt auch auf das Schutzgut "Naturhaushalt".
Der Schutz des Naturhaushalts ist Gegenstand gesetzlicher Regelungen, beispielsweise des Bundesnaturschutz-, des Chemikalien- und des Pflanzenschutzgesetzes (Ekschmitt *et al*., 1994). Ziel der Gesetzgebungen ist es, den Naturhaushalt nachhaltig zu sichern. Die Motivation, die die Gesetzgeber dazu führte, diesen Begriff in die Gesetzgebung aufzunehmen, war es, eine "ganzheitliche Betrachtung von Naturzuständen verpflichtend vorzuschreiben" (ebd., S. 418)

Neben Bewertungsproblemen gesellschaftlicher Zielvorgaben durch die Naturwissenschaft (siehe Kapitel 4.2.2) birgt auch die Handhabung des Begriffs "Naturhaushalt" einige Schwierigkeiten (Ekschmitt *et al*., 1994; Haber, 1997a). Haber (1997a) argumentiert, dass der Begriff Naturhaushalt gleich einer Leerformel sei, die im Einzelfall genauer und oft schwieriger Interpretationen bedarf. Meist sei unklar, welche Zustandsvariablen von Natur bzw. Öko-

systemen von Belang seien (vgl. Kapitel 2.1 & 2.2.). Dazu komme, dass neben den Ordnungsprinzipien der Energie- und Stoffumsetzungen, der Bildung makroskopischer Strukturen aus mikroskopischen Veränderungen (siehe Kapitel 3.1) als drittes Ordnungsprinzip des Naturhaushaltes die menschliche, "kultürliche Evolution" (ebd.) hinzukomme (vgl. Kapitel 4.3). Naturhaushalt und Mensch sind also nicht mehr trennbar. Haber (1997a) kommt zu dem Schluss, dass der "holistische" Begriff Naturhaushalt nicht operationalisierbar sei. Auch Trepl (1996) kritisiert den Ansatz, den Naturhaushalt als Objekt naturwissenschaftlicher Analysen von Natur und Landschaft zu formulieren. "Der Naturhaushalt" sei eine Abstraktion, ein "Nonsense-Begriff".

In der Forschungspraxis wird der Naturhaushalt in Einzelhaushalte, wie beispielsweise "Wasserhaushalt", "Lufthaushalt" "Energiehaushalt" und "Nährstoffhaushalt", unterteilt und analysiert (einzelne Puzzleteile, vgl. Kapitel 5.1) (Haber, 1997a). Entsprechende Untersuchungen richten sich in der Praxis getrennt auf die benannten und daran angeknüpfte Teilaspekte, beispielsweise den Schutz von Arten (Ekschmitt *et al*., 1994). Diese Untersuchungen sind in unterschiedlichen Disziplinen verankert, bedienen sich unterschiedlicher Methoden, arbeiten auf unterschiedlichen Raum-Zeit-Skalen und nehmen eine Beurteilung mittels unterschiedlicher Instrumente vor. Während der Naturschutz auf der Untersuchungsebene von Strukturen deskriptiv arbeitet, analysiert die System-Ökologie auf der Ebene von Funktionen. Ekschmitt *et al.* (1994) stellen fest, dass kein übergreifendes wissenschaftliches Konzept existiert, das die Verknüpfung herstellt zwischen Struktur und dynamischen Prozessen. Damit geht die vom Gesetzgeber intendierte ganzheitliche Beurteilung des Naturhaushaltes wesentlich über den Stand der Wissenschaft hinaus.

Um dieses Problem zu umgehen wird in der Forschungspraxis das "Stellvertreter-Prinzip" für die Beurteilung und Prognose angewandt (Ekschmitt *et al*., 1994). Im Rahmen der Wirkungstests, beispielsweise im Monospezies-Test nach den OECD-Richtlinien (OECD, 1989), stehen einzelne Arten stellvertretend für die Empfindlichkeit eines Ökosystems gegen Stoffeinträge. Eine weiterer praktizierter Ansatz ist es, Zielartensysteme als Beurteilungsgrundlage für standortspezifische Artengemeinschaften und zur Beurteilung des Zustandes von Ökosystemtypen oder ganzer Landschaften heranzuziehen (z.B. Reck, 1993; Reck *et al*., 1994). Dem Stellvertreter-Prinzip zur Beurteilung des Naturhaushaltes widersprechen jedoch grundlegende Eigenschaften und Funktionsweisen von Ökosystemen (vgl. Kapitel 3): Ein zentrales Merkmal von ökologischen Prozessen ist ihre Mannigfaltigkeit, ihre Kreativität und Singularität (Einmaligkeit und Unwiederbringlichkeit). In Kapitel 3 wurde dargestellt, dass alle drei Aspekte über den (selbstorganisiert hergestellten) Zustand von Systemen entscheiden. Diese Aspekte schließen sowohl das Stellvertreter-Prinzip

(Ekschmitt *et al*., 1994; Ekschmitt *et al*., 1996), als auch die Annahme einer guten Prognostizier- und Planbarkeit von Ökosystemen aus (Ekschmitt *et al*., 1996; Haber, 1997a).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass das Schutzgut Naturhaushalt in seiner Gesamtheit zum derzeitigen Stand des Wissens also weder beschreibbar ist noch Reaktionen auf Stoffeinträge langfristig prognostizierbar sind. Für die Ableitung nachhaltiger Mensch-Umwelt-Interaktion ist das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" auf dieser Abstraktionsebene unbefriedigend aussagekräftig.

5.2.2.3 Konkretisierung über Nahrungsbeziehungen

Peterson *et al*. (1998) zeigen, dass Eigenschaften von Ökosystemen wie beispielsweise die "Resilienz" und "Stabilität" entscheidend von Interaktionen zwischen funktionalen Artengruppen, die auf unterschiedlichen hierarchischen Ebenen agieren, abhängen. Sie argumentieren, dass in Ökosystemen das Kriterium der funktionalen Diversität, beobachtet auf mehreren Ebenen, über die Erhaltung der Selbstorganisationsfähigkeit und langfristigen Funktionalität eines Systems entscheidet. Arten können entweder in funktionale Gruppen oder bezüglich der Skale, die sie nutzen, kategorisiert werden. In einer Kombination aus funktionaler Gruppe und der genutzten hierarchischen Ebene kommen die Autoren zu dem Ergebnis, dass die Funktionalität von Ökosystemen dann am ehesten gewährleistet ist, wenn eine möglichst hohe funktionale Diversität innerhalb einer Skale als auch die Verteilung funktionaler Gruppen über mehrere Skalen gegeben ist. Funktionale Diversität stabilisiert auf einer Skale aufgrund von Funktionenüberlappung. Funktionale Diversität, betrachtet auf mehreren Skalen, verstärkt die Sicherung der Ökosystemfunktionalität, da Ressourcen unterschiedlicher Skalenebenen genutzt werden können. Funktionen müssen also entsprechend auf mehreren Skalen identifiziert werden. Die Autoren zeigen dies am Beispiel der funktionalen Ökosystembeschreibung mittels Nahrungsbeziehungen. Dieser Ansatz kann methodisch auf der in Kapitel 3 gezeigten Herangehensweise basieren, Funktionen von Ökosystemen auf unterschiedlichen hierarchischen Ebenen zu identifizieren.

Kritiker unterziehen diese Konkretisierung des Begriffes "Ökosystem-Funktionen" theoretischen Überlegungen der Logik: Artenschutz sei nur über die funktionale Bedeutung einer Art für Ökosystem-Funktionen auf einer Skale bzw. deren Bedeutung für höhere und niedrigere Skalen möglich. Die Argumente, die diese Kritik stützen, sind diese, dass jede einzelne Art in diesem Verständnis keinen Selbstzweck, sondern nur Zweck für das System, also die Sicherung seiner Funktionen im Sinne existierender Nahrungsbeziehungen, übernimmt. Ohne Selbstzweck aber ist Einzelnes in der Natur durch Funktionsgleiches ersetzbar (Trepl, 1998). In Kapitel 4.2.2. wurde als wissenschaftsinterne Kritik des Ökosystemansatzes

der naturalistische Fehlschluss angeführt, der es aus naturwissenschaftlicher Sicht unmöglich macht, aus dem Sein ein Sollen abzuleiten. Genauso wenig hat Einzelnes, z.B. Ökosysteme oder deren Subsysteme oder einzelne Arten, in dieser Natur einen Wert, aus dem das Sollen abgeleitet werden kann. Auch auf der Ebene von Nahrungsbeziehungen sind in diesem Verständnis funktionsredundante Arten austauschbar. So ist der Schutz jeder einzelnen Art in diesem Herangehen nicht möglich.

Wiegleb (1989) argumentiert, dass es in der Natur keine vom Beobachter unabhängige Struktur oder Funktion der Landschaft gibt. Natur sei weder zielgerichtet, wie beispielsweise in Konzepten der "goal functions" (Müller *et al*., 1998) formuliert, noch sei sie organisiert. Natur funktioniere auch für keinen bestimmten Zweck und sie produziere auch keine Idealzustände, die die Wissenschaft entdecken könne. Einzelnes hat lediglich "Funktionen“ für anderes. Ist man an diesen Funktionen interessiert, setzt der Mensch also einen Zweck, den Einzelnes für das Ganze übernimmt, dann hat Einzelnes einen *Nutzen* für diesen vom Menschen gesetzten Zweck. In einem solchen Verständnis wird Einzelnes zur Ressource und kann als solche keinen Selbstzweck haben. Trepl (1998) argumentiert daher, dass der Ansatz keine Möglichkeit biete, "die Bewahrung eines einzelnen Dinges zu verteidigen".

Der Ansatz bietet in dieser Perspektive lediglich die Möglichkeit, Ökosysteme in ihren Funktionsgesetzen zu erhalten. Je nach betrachteter Hierarchieebene werden beispielsweise Nahrungsnetze, Biomasseproduktion in spezifischen Qualitäten und Quantitäten oder Nährstoffkreisläufen erhalten. In der Konsequenz bedeutet die Anwendung eines an Ökosystem-Funktionen orientierten Ansatzes als Grundlage zur Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit, dass eine Argumentation für die Erhaltung aller Pflanzen- und Tierarten inklusive derer, die sich mit dem Menschen entwickeln[29], nicht möglich ist.

5.2.2.4 Konkretisierung über das Schutzgut Pflanzen- und Tierarten

Im Kontext des Arten- und Biotopschutzes muss die Frage innerhalb eines an Ökosystem-Funktionen orientierten Ansatzes auf der Funktionenebene von Arten gestellt werden. Die Fragen sind

- ob einzelne Elemente (z.B. Individuen) zum Funktionieren des Ganzen beitragen, oder
- ob lediglich deren Funktion für das Ganze von bestimmter Bedeutung ist und eine Substitution einzelner Arten beispielsweise durch andere Arten (oder gar Maschinen) möglich ist, sofern die Funktion des Ganzen erhalten bleibt.

Die Funktion von Arten und Artenvielfalt bezüglich ihrer Relevanz für die Funktionsfähigkeit

[29] Naturschutzziel der "World Conservation Strategy", zitiert in Sukopp & Trepl (1990, S. 22)

von Ökosystemen wird in der Literatur anhand von vier Hypothesen diskutiert. Im Rahmen eines internationalen Workshops 1994 in Kalifornien waren 50 Ökologen versammelt, um die Frage nach der Funktion von Arten in Ökosystemen zu diskutieren. Der Diskussion lagen im Wesentlichen folgende Hypothesen zugrunde (Baskin, 1994):

1. Die Hypothese funktionsredundanter Arten: Für die Sicherung der Funktionsweise von Ökosystemen ist nur eine geringe Artendiversität nötig. Die meisten Arten sind funktionsredundant innerhalb eines Ökosystems (Walker *et al*., 1999). Einzelne Arten übernehmen Schlüsselpositionen bezüglich der Funktion eines Ökosystems (Bond, 1993; Power *et al*., 1996).
2. Die Hypothese nicht-prognostizierbaren Verhaltens: Die Funktionsweise eines Ökosystems kann sich mit Änderungen der Artendiversität ändern, wobei das Ausmaß und die Richtung der Änderung nicht vorhersagbar sind, da die Wechselwirkungen zwischen einzelnen Arten komplex und variabel sind (Naeem *et al*., 1994).
3. Die Nieten-Hypothese: Alle Arten leisten einen Beitrag zur Funktionsweise von Ökosystemen, wobei es zu Funktionsüberlappungen kommt. Das bedeutet, dass die Funktionsweise eines Ökosystems dann verändert ist, wenn zu viele funktionsüberlappende Arten ausfallen. Diese Hypothese wurde analog zu der Vorstellung formuliert, Arten seien vergleichbar mit Nieten, die an einem Flugzeug dessen Flügel halten. Fallen zu viele "Nieten" weg, fällt der Flügel ab und das Flugzeug ist nicht mehr funktionsfähig im Sinne einer fliegenden Maschine (Ehrlich & Ehrlich, 1992; Peterson *et al*., 1998).
4. Die Null-Hypothese: Die Funktionsweise von Ökosystemen reagiert nicht auf Artenverschiebungen (Lawton, 1994).

Die erste Hypothese entspricht der Vorstellung, dass Ökosysteme in funktionale Subsysteme untergliedert sind, die jeweils eine Funktion für das Gesamtsystem übernehmen. In dieser Vorstellung wären beispielsweise Pflanzenarten Elemente des Subsystems der Primärproduzenten, deren Funktion in der Produktion von Biomasse besteht. Bezogen auf diese Funktion sind die meisten Pflanzenarten quantitativ funktionsredundant, lediglich einzelne Arten sind quantitativ in ihrer Biomasseproduktionsleistung überlegen. O'Neill antwortete auf die Frage, ob sich das Ökosystem ändere, wenn sich die Artenzusammensetzung im System ändere, im Sinne der ersten Hypothese:

> "Not unless the property of measurement under study changes. It is possible for properties such as nutrient-retention time to remain constant even though species change" (O'Neill 1976, wörtlich zitiert aus Jax, 1996, S. 221).

Im Sinne der ersten Hypothese werden in der Literatur zahlreiche Ansätze diskutiert, in denen einzelnen Arten funktionale Attribute im Sinne von "Schlüsselpositionen" in Ökosystemen zugewiesen werden. Dieses sind vor allem Theorien über "keystone-species",

"ecosystem engineers", "drivers and passengers" und "flagship species" (z.B. Bond, 1993; Lawton, 1994; Meyer-Cords & Boye, 1999; Milasowszky & Zulka, 1998; Peterson *et al*., 1998; Power *et al*., 1996). Den Konzepten liegt die Theorie zugrunde, dass einzelne Arten zentrale Positionen in der Gesamtfunktionalität von Ökosystemen einnehmen. Verschwinden die Arten, so ist das Ökosystem in seiner Funktionalität verändert.

"Keystone-species" sind solche Arten, die in Ökosystemen Schlüsselfunktionen übernehmen: dies sind beispielsweise Biber in Auen oder Ameisen, die Komensalen Lebensmöglichkeiten in ihren Bauten bieten. Beispiele können auch dominante Arten sein, die aufgrund der großen Biomasse wichtige Funktionen erfüllen (z.B. Hauptbaumarten in Wäldern, Bodenorganismen, Phytoplankton) (Plachter, 1991). Der Autor leitet daraus ab, dass in Ökosystemen vor allem diese Arten ein besonderes Augenmerk des Schutzes verdienen sollten, da man davon ausgehen kann, dass der Verlust solcher Arten in Ökosystemen zu einer Veränderung der Ökosystem-Funktionen führen wird. Dies würde bedeuten, dass auf den Ebenen einzelner Elemente und auf der Ebene der Subsysteme das Vorhandensein solcher Arten überprüft und ihre Störungsempfindlichkeit eingeschätzt werden muss. Parallel dazu formuliert das Konzept der "drivers and passengers", dass in Ökosystemen sog. "driver" Schlüsselstellungen in der Konstitution von Ökosystem-Funktionen einnehmen. Diese Arten entsprechen den "keystone-species". Demgegenüber stehen "passengers", die einen geringen oder keinen Einfluss auf Ökosystem-Funktionen nehmen. In diesem Verständnis nähmen einige wenige Arten Schlüsselpositionen bezüglich der Ausprägung von Ökosystem-Funktionen ein. Auch dem Ansatz von Jones *et al*. (1994), Organismen als "ecosystem engineers" zu verstehen, liegt eine funktionale Sichtweise von Organismen im Sinne der ersten Hypothese zugrunde: "Ecosystem engineers" werden unterteilt in "autogenic engineers" und "allogenic engineers". "Autogenic engineers" sind solche Arten, die ihre Umwelt durch ihre eigene physikalische Struktur verändern, beispielsweise alle Primärproduzenten, deren lebendes Gewebe abstirbt und dem Boden zurückgeführt wird, wo es wiederum zur Nährstoffressource wird. "Allogenic engineers" sind solche Organismen, die ihre Umwelt beeinflussen, indem sie lebende oder nicht-lebende Substanz von einem Zustand in einen anderen transformieren (beispielsweise Regenwürmer). In einem solchen Ansatz ist lediglich der Schutz funktions-bedeutsamer Arten möglich. Die Sicherung jeder einzelnen Art ist in diesem Ansatz nicht möglich.

Im Sinne der zweiten und dritten Hypothese wird bezüglich der Funktionen von Arten in Ökosystemen formuliert, dass der Verlust bereits einer Art zu kurz- oder langfristigen und irreversiblen Veränderungen im Prozesshaushalt eines Ökosystems führen könne. Dies könne die Fähigkeit des Systems, Extremereignissen zu widerstehen, reduzieren (Lawton, 1994). Welche Arten aber besonders empfindlich auf Belastungen reagieren werden, kann

im voraus nicht abgeschätzt werden (Plachter, 1995). Die Frage, ob jede einzelne Art zum Funktionieren des Ganzen beiträgt, ist zum derzeitigen Stand des Wissens nicht beantwortet (ebd.). Diese Stellungnahmen führen daher gemäß dem Vorsorgeprinzip zu absoluten Eingriffs- und Störungsrestriktionen in Ökosysteme und argumentieren auf der Basis der zweiten und dritten Hypothese.

5.2.2.5 Überprüfung ethisch relevanter Zielgrößen

Ausgehend von den in Kapitel 2.3 formulierten Zielgrößen kann festgehalten werden, dass mittels einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit über das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" vor dem Hintergrund einer **holistisch biozentrischen** Umweltehtik

- nicht alle Elemente des Naturhaushaltes (intrinsischer Wert) innerhalb dieses Ansatzes gesichert werden können,
- die Elemente des Naturhaushaltes, die zur Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems beitragen (biofunktionaler Wert), gesichert werden können.
- die Elemente in der Natur, die die Bedürfnisse nachfolgender Generationen bezüglich des Aspektes möglicher Naturerfahrungen befriedigen (Erhaltung der Artenvielfalt gleichermaßen wie die Erhaltung der Kulturlandschaft), nicht möglich ist.

Eine Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit auf der Ebene der Gesamtfunktionalität eines Ökosystems, zielend auf das Schutzgut Naturhaushalt, ist zum derzeitigen Stand des Wissens nicht durchführbar. Dadurch ist die Implementierung eines biozentrischen Holismus zum derzeitigen Stand der naturwissenschaftlichen Diskussion nicht operationalisierbar. Der gezeigte, naturwissenschaftlich-ökologisch basierte Ökosystem-Funktionen-Ansatz (vgl. Kapitel 3) hält in dieser Diskussion den Zielen der Vereinten Nationen nach Sicherung der Artenvielfalt und dem §1 des Bundesnaturschutzgesetzes zur Sicherung aller Pflanzen- und Tierarten nicht stand. Auch die Eigenart, Vielfalt und Schönheit einer Landschaft ist in diesem Ansatz nicht möglich, da Charakteristika der Symbolhaftigkeit von Natur in diesem Ansatz nicht parametrisiert werden und somit nicht beschreibbar sind.

5.2.3 Utilitaristischer Ansatz: Ökosystem-Funktionen einzelner Subsysteme

Auf der Ebene einzelner Subsysteme von Ökosystemen (Ebene 1 in Kapitel 3) stellt sich die Frage, welche Funktion diese für das Gesamtsystem übernehmen. Dieses Herangehen ist in einem utilitaristischen Gedankengebäude verankert, in dem Funktionen einzelner Subsysteme zur Funktionalität des Gesamtsystems beitragen. Diese Diskussion wird exemplarisch geführt für die Subsysteme

1. "Primärproduzenten" und deren Biomasseproduktions-Funktion und
2. "Boden" und dessen Regelungs- und Lebensraum-Funktion.

Formuliert man diese als Zielgröße der Sicherung und Erhaltung, müssen Restriktionen bezüglich externer Einflüsse auf der Ebene des Subsystems zur Erhaltung seines Nutzens für das Gesamtsystem gesetzt werden. Dieses erfordert die Kenntnis der Funktionsgesetze bzw. Prozesse des Subsystems. Ex ante Schutzkonzepte müssten auf dieser Abstraktionsebene auf die Sicherung der relevanten Prozesse auf dieser Ebene ansetzen (Prozesse und Steuergrößen vgl. Kapitel 3.1.3.2, Methode zur Identifikation tangierter Prozesse und Funktionen vgl. Kapitel 3.3).

5.2.3.1 Biomasseproduktions-Funktion

Tilman *et al*. (1997) zeigen für den Ökosystemtyp "Wiese", dass die Artendiversität einen signifikanten Einfluss auf die Funktion Biomasseproduktion hat: Die Versuchsfelder wurden mit unterschiedlichen Grünland-Arten bepflanzt, die wiederum unterschiedlichen funktionalen Gruppen zugeordnet wurden: C3-Gräser, C4-Gräser und Leguminosen. Der Einfluss von Artenverschiebungen innerhalb einer funktionalen Gruppe führten zu geringfügigeren Änderungen der Biomasseproduktion des Gesamtsystems. Änderungen in der funktionalen Diversität des Ökosystems dahingegen führte zu signifikanten Verschiebungen der Funktion des Subsystems. Hooper & Vitousek (1997) kommen in ihren Versuchen bezüglich der Parameter "Biomasseproduktion" und "Stickstoffretention" im Ökosystemtyp "Wiese" zu dem Ergebnis, dass die Artenzusammensetzung einer funktionalen Gruppe vor allem hinsichtlich einer langfristigen Stabilität der Funktion "Biomasseproduktion" von Bedeutung sei. Während in kurzen Zeiträumen die funktionale Diversität von Bedeutung sei (vgl. Ergebnis von Tilman *et al*., 1997), betonen Hooper & Vitousek (1997), dass hinsichtlich des Langzeitcharakters von Nachhaltigkeit beide Aspekte beachtet werden sollten: eine möglichst hohe Diversität innerhalb funktionaler Gruppen und eine möglichst hohe Diversität funktionaler Gruppen. Naeem *et al*. (1994) und Symstad *et al*. (1998) kommen ebenfalls zu dem Ergebnis, dass Artenzusammensetzungen das entscheidende Kriterium für die Beurteilung von Ökosystem-Funktionen sind. Dahingegen sage die Artenvielfalt eines Ökosystems wenig aus beispielsweise über die Ökosystem-Funktion "Biomasseproduktion". Diese Argumente unterstützen allesamt tendenziell die zweite und dritte Hypothese und verwerfen die erste und vierte Hypothese in Kapitel 5.2.2.

5.2.3.2 Regelungs- und Lebensraumfunktion

Der in Kapitel 3.1.3 skizzierte Ansatz von Fränzle *et al*. (1993), Ökosystem-Funktionen des Bodens zu berücksichtigen, zielt ebenfalls auf die Sicherung systeminterner Prozesse, die

die Lebensraum- und Regelungsfunktionen von Ökosystemen charakterisieren (siehe Kapitel 3.1.3.). In der Formulierung und Definition der einzelnen Funktionen nehmen die Autoren explizit eine Setzung eines Zweckes des Ökosystemkompartiments Boden für das Gesamtsystem vor (vgl. Kapitel 4.2. & 5.2). Des weiteren basiert der Ansatz auf einer Zerlegung von Ökosystemen in einzelne Kompartimente (vgl. Kapitel 5.1). In diesen beiden Punkten unterscheidet sich der Ansatz von einem streng naturwissenschaftlichen Ansatz (vgl. Kapitel 3.1 & 5.2.2). Damit wird es möglich, definierte Qualitäten einer Funktion für das System zu formulieren.

Die Enquete-Kommission (1997) stellt die Lebensraumfunktion (Habitatfunktion) von Böden als zentrale Funktion zur Sicherung der biologischen Vielfalt (und darunter fallen auch Aspekte des Arten- und Biotopschutzes) heraus. Die Habitat- bzw. Lebensraumfunktion wird von Fränzle *et al*. (1993) unter anderem unter dem Teilaspekt definiert, dass Böden als Standort/Verankerung höherer Pflanzen die Funktion der "Produktion von Biomasse" haben. Die Enquete-Kommission (1997) betont vor allem den Zusammenhang zwischen der Regelungs- und der Lebensraumfunktion: Artenverluste sind oft aufgrund einer gestörten Regelungsfunktion zu verzeichnen (Enquete-Kommission, 1997). Für die Sicherung von Ökosystemen sind die Regelungs- und die Lebensraumfunktion daher als zentrale Funktionen zu betrachten. Bastian (1997) zeigt, dass aus naturschutzfachlicher Sicht die Kriterien "Hemerobie", "Seltenheit/Gefährdung" und "Entwicklungsdauer/Alter" die entscheidenden Kriterien einer Charakterisierung der Lebensraum- (Fränzle *et al*., 1993) bzw. der Habitatfunktion (Bastian, 1997; Enquete-Kommission, 1997) sind.

Anwendung in der Landschaftsmodellierung

Dabbert *et al*. (1999) zeigen am Beispiel von Agrarlandschaften, wie in einem Landschaftsmodell Umweltwirkungen aus der Landwirtschaft in großen räumlichen Einheiten abgeschätzt werden können: Bezüglich der Belange des Arten- und Biotopschutzes wählt Herrmann (1999a) den Ansatz, die Habitatqualität von Biotopen über deren Trophierungsgefährdung in der Landschaft abzubilden. In Abhängigkeit des modellierten Nährstoffeintragspotenzials aus der Umwelt in die Biotope können unterschiedliche Klassen der Trophierungsgefährdung in der Landschaft identifiziert werden. Dem Ansatz, Habitatqualitäten über Trophierungspotenziale abzuschätzen, liegt der Gedanke zugrunde, die Lebensraumfunktion als Beurteilungskriterium umweltgerechter Landbewirtschaftung in tangierten Ökosystemen heranzuziehen. Für Böden zeigt (Sommer, 1999) Stofftransportbereiche über das Sickerwasser und über oberflächlichen Bodenabtrag. Die regional unterschiedlichen Stofftransportraten für Nitrat in das Sickerwasser zeigen Abhängigkeiten vom N_{org}-Aufkommen in der Fläche, dem Anteil von Zuckerrüben auf der Fläche und den Niederschlägen auf die Fläche. Der Bodenabtrag wird in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung (z.B. Mulchsaat), der Hanglängen

und der Niederschläge abgeschätzt. Mittels eines Landschaftsmodells wird die Stoffmenge bzw. -konzentration abgeschätzt, die in Biotopen "ankommt". Darauf aufbauend kann abgeschätzt werden, in welchen Bereichen der Landschaft in Folge der berechneten Transportpotenziale oligo-, meso- und eutraphente Artengemeinschaften bzw. oligo-, meso- und eutrophe Biotope zu finden sind (Dabbert *et al*., 1999), S. 105-111). Diesem Herangehen liegt der Ansatz zugrunde, die Stofftransporte über Steuergrößen der Filter- und Pufferfunktion (Teilfunktionen der Regelungsfunktion) abzuschätzen und zu beurteilen. Bezüglich einer nährstoffbezogenen Beurteilung von Umweltwirkungen auf die Biotopqualität erweist sich dieser Ansatz als in Modellen abbildbar und aussagekräftig.

Wie in Kapitel 4.3.1 gezeigt wurde, ist in Kulturlandschaften der kulturelle Kontext, gegeben durch Nutzung und Management, von entscheidender Bedeutung hinsichtlich der Zustände und Qualitäten von Ökosystemen. Neben Prozessen im Ökosystem und quantifizierbaren Charakteristika wie Nährstoffangebot etc. entscheiden Nutzungsprozesse über die Sicherung dieser Biotope und ihrer Arten. Der oben gezeigte Ansatz, Ökosystem-Funktionen wie beispielsweise die Regelungs- und Lebensraumfunktion über trophisch relevante Parameter zu charakterisieren, wird dem Anspruch ökologischer Nachhaltigkeit dahingehend gerecht, kritische, trophierende Stoffeinträge in Ökosysteme zu identifizieren und zu vermeiden. Der Ansatz reicht aber nicht aus, um eine langfristige Sicherung dieser Biotoptypen zu gewährleisten, die in ihrer Existenz auch an anthropogen gesteuerte Nutzungsprozesse, also an menschlichen Einfluss, gebunden sind. Den Grad des menschlichen Einflusses auf Ökosysteme beschreibt das Konzept der Hemerobie nach Kowarik (1999). Das Maß des Ablaufens der vom Ökosystem selbstregulierten, also durch menschliche Eingriffe nicht gestörten Prozesse, wird in Hemerobiegraden ausgedrückt. Je geringer der menschliche Einfluss, desto selbstregulierter laufen die systeminternen Prozesse ab und desto niedriger wird die Hemerobie eingestuft (vgl. Kapitel 2.2.2). Niedrige Hemerobie drückt sich aus in der Gewährleistung der Regelungs- und Lebensraumfunktion. Die Sicherung eines nicht weiter gestörten Wasser-, Luft-, Wärme- und Energiehaushaltes sichert den Ablauf selbstregulierter Prozesse im System im Sinne einer Absenkung des Hemerobiegrades. Die Sicherung der Regelungs- und Lebensrumfunktion gewährleistet also einen niedrigen Hemerobiegrad.

Im Falle der aus naturschutzfachlicher Sicht besonders interessanten Ökosystemtypen mittlerer Hemerobie (Kaule, 1991), sind Spezifizierungen nötig: Die Regelungs- und Lebensraumfunktion unterliegen dann nicht mehr nur den standörtlichen Gegebenheiten, in deren Rahmen die sie charakterisierenden Prozesse (siehe Kapitel 3.1.3) selbstreguliert ablaufen, sondern für die einzelnen Funktionen müssen definierte Zielbereiche vorgegeben sein, ausgedrückt beispielsweise in typischen Nährstoffgrößen eines kulturell geprägten Ökosystem-

typs. So konnte beispielsweise eine trophische Charakterisierung der Vegetation von Stufenrainen in der Lößlandschaft Kraichgau zeigen, dass sich in Abhängigkeit von eingetragenem Stickstoff pro Hektar und Jahr die Artenmuster oligotraphenter Artenkombinationen hin zu meso- und eutraphenten Artenmustern entwickeln (Herrmann, 1995). Auf dieser Grundlage konnten Trophierungsrestriktionen für diese Lebensräume abgeleitet und in das Landschaftsmodell von Dabbert *et al*. (1999) integriert werden (Herrmann, 1999a). Die Beurteilung der Lebensraumfunktion (Charakteristika siehe Kapitel 3) würde gewährleisten, dass es zu keiner Überschreitung trophischer Charakteristika dieser Biotoptypen kommt.
Herrmann (1995) identifiziert neben trophischen Steuergrößen der Artenverschiebungen in diesen Stufenrainen aber unter anderem auch die Nutzung (in Form von Mahd, bzw. den Nutzungsausfall und Verbrachung der Stufenraine) als ausschlaggebenden Parameter der Sukzession in diesen Landschaftselementen. Eine rein trophische Analyse und Beurteilung führt also zu falschen Prognosen.

Vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse und Diskussionen kann zusammenfassend die Schlussfolgerung gezogen werden, dass der von Fränzle *et al*. (1993) gezeigte Ansatz, zweckorientierte Ökosystem-Funktionen (Regelungs- und Lebensraumfunktion) als Kriterium ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit heranzuziehen, angewandt werden kann, sofern folgendes Ziel mit einer Beurteilung verfolgt wird: die Vermeidung kritischer Stoffeinträge in Ökosysteme und eine Beurteilung bzw. Begrenzung menschlicher Einflüsse auf systeminterne Prozesse.

Eine rein naturwissenschaftliche Fokussierung auf die Regelungs- und Lebensraumfunktionen bedeutet jedoch den Verlust durch Nutzung entstandener Biotoptypen zugunsten nachfolgender Sukzessionsstadien, wenn nicht zusätzlich nutzungsbedingte Charakteristika in die Beurteilung der Funktionen einfließen. Diese Erkenntnis ist an sich nicht neu, trotzdem muss ausdrücklich darauf hingewiesen werden, dass in die Operationalisierung Kriterien implementiert werden müssen, die dieses ausdrücken. Ein entsprechendes Kriterium ist das der Hemerobie. Im Falle der Hemerobie kann für Biotoptypen der Grad des menschlichen Einflusses in Form von Störungen ausgedrückt werden. Der Ansatz, die Hemerobie eines Ökosystems als spezifizierendes Kriterium einer Operationalisierung von Nachhaltigkeit heranzuziehen, konkretisiert zusätzlich die Sicherung des schwer operationalisierbaren Schutzgutes Naturhaushalt: Indem menschlicher Einfluss (Nutzung und stoffliche, direkte und indirekte Einträge) so niedrig wie möglich gehalten werden (niedriger Hemerobiegrad[30]) ist die Gewährleistung systeminterner, ungestörter Prozessabfolgen wahrscheinlich (vgl.

[30] Hemerobiestufen in Kowarik (1999).

Scherzinger, 1990, 1996). Das Kriterium zur Entscheidung, ob menschlicher Einfluss gewährleistet werden soll oder nicht, ist das Alter von Ökosystemen.

5.2.3.3 Überprüfung ethisch relevanter Zielgrößen

Aus den Kapiteln 5.2.1 und 5.2.2 können folgende Aussagen abgeleitet werden:

Ausgehend von den in Kapitel 2.3 formulierten Zielgrößen kann festgehalten werden, dass mittels einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit über das Kriterium "Ökosystem-Funktionen", die in einem **utilitaristischen Sinne** für einzelne Subsysteme (Natur als Ökosystem) formuliert werden,

1. nicht alle Elemente des Naturhaushaltes (intrinsischer Wert) innerhalb dieses Ansatzes gesichert werden können,
2. die Elemente des Naturhaushaltes, die zur Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems beitragen (biofunktionaler Wert), gesichert werden können und
3. die Elemente in der Natur, die die Bedürfnisse nachfolgender Generationen bezüglich des Aspektes möglicher Naturerfahrungen befriedigen (Erhaltung der Artenvielfalt gleichermaßen wie die Erhaltung der Kulturlandschaft), ebenfalls nicht gesichert werden können. Diese zu sichern würde eine Erweiterung des utilitaristischen Naturverständnisses um kulturelle Aspekte und deren Werthaftigkeit für den Menschen erfordern. Dieser Schritt ist prinzipiell möglich, wenn dem Ansatz ein pluralistisches Naturbild zugrundegelegt wird, das sowohl symbolhafte als auch ökosystemare Aspekte integriert. Dieser Schritt wird in Kapitel 5.3.1 vollzogen.

Die Hypothese, dass alle Arten langfristig gesichert werden können, kann auf der Grundlage der Diskussion nicht verifiziert werden.

Als **neue Hypothese** kann formuliert werden, dass in einem funktionalen Verständnis von Natur als Ökosystem die Arten des Naturhaushaltes, die zur Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems beitragen (biofunktionaler Wert) und Funktionsgesetze von Ökosystemen langfristig gesichert werden können. Das Naturverständnis "Natur als Ökosystem" ist kompatibel zu Naturschutzbegründungen des Ökozentrismus bzw. des holistischen Biozentrismus.

5.2.4 Utilitaristisch-anthroporelativer Ansatz: Ökosystem-Funktionen und die Sicherung von Symbolen

In Kapitel 4 wurde herausgearbeitet, dass Landschaften und Elemente von Landschaften neben physischen Funktionen wie beispielsweise der Nahrungs- und Energiebereitstellung auch psychische Funktionen übernehmen. Diese ist neben der Erholungsfunktion nach

Marks *et al*. (1989), die in dieser Arbeit nicht behandelt wird, vor allem die, Menschen und Gesellschaften einen Bezugspunkt ihrer Identität im Sinne von Heimat zu geben. Es wurde außerdem gezeigt, dass sich der Schutz von Symbolen einer naturwissenschaftlichen Beschreibung von Natur über die Ordnungsprinzipien der Ordnungsprinzipien "Dynamik, Hierarchiebildung und Organisation" (und entsprechender Parameter) einer rein naturwissenschaftlichen Beschreibung entzieht. Diese These wird in Kapitel 4 argumentativ gestützt, in dem gezeigt wurde, dass "Kultur" natürliche Ordnungsprinzipien überlagert und dass folglich der in Kapitel 3 gezeigte naturwissenschaftliche Ökosystem-Funktionen Ansatz nicht geeignet ist, Natur auf dieser Ebene zu beschreiben, bezüglich seiner Reaktionen auf Stoffeinträge zu bewerten und diese langfristig zu sichern, um sie als Erbe für nachfolgende Generationen zu erhalten. Die Hypothese, dass in einem funktionalen Verständnis von Natur als Ökosystem die Bedürfnisse zukünftiger Generationen nach "Geschichte, Heimat und Schönheit" langfristig befriedigt werden können, konnte daher auf der Basis der bisher naturwissenschaftlich geführten Diskussion nicht verifiziert werden.

In der Literatur werden aber neben naturwissenschaftlich erfass- und beschreibbaren Ökosystem-Funktionen (siehe Kapitel 3.1.3) auch nicht-naturwissenschaftliche, externe Funktionen von Ökosystemen und "Natur" genannt (Bastian, 1997). Diese werden in der nachfolgenden Diskussion aufgegriffen. Es wird vorgeschlagen werden, diese als zusätzliche Kriterien in die Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit zu implementieren.

5.2.4.1 Konkretisierung über das Schutzgut "Eigenart, Vielfalt und Schönheit"

Die Eigenart, Vielfalt und Schönheit von Natur sind Eigenschaften, die Landschaften zukommen (Trepl, 1996) und in deren individuellem Ausdruck und Wesen charakterisiert sind (Natur als Symbol). Landschaften übernehmen hier externe Funktionen, nämlich beispielsweise die der Erholung und Identitätsvermittlung (siehe Kapitel 4.3 & 4.4.1). Diese sind nicht-naturwissenschaftliche Funktionen und entstehen in der Interaktion zwischen Mensch und Umwelt. Nachfolgend werden externe Funktionen als Kriterien zur Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit diskutiert.

Im Unterschied zu internen Funktionen unterliegen nur die externen Funktionen einem rein gesellschaftlich gesetzten Zweck, den das System für den Menschen erfüllen soll (im Unterschied dazu sind die Regelungs- und Lebensraumfunktion ökosystemar-zweckorientiert formuliert; konsequent durchdacht ist dies aber auch eine gesellschaftliche Zwecksetzung). Diese anthropozentrische Sichtweise wird mit dem Begriff "teleologisches Konzept“ bezeichnet. Einem teleologischen Konzept liegt ein Funktionsverständnis zugrunde, das mit "um zu“-Sätzen beschrieben werden kann (AG Soziologie, 1999). Funktionen umschreiben in

diesem Kontext also Leistungen oder Aufgaben eines Systems, d.h. sie haben eine Bedeutung zur Erfüllung eines Zwecks und basieren in einem utilitaristischen Theoriegebäude (vgl. Kapitel 5.1.1.1)

In der Literatur werden eine Vielzahl externer Funktionen von Ökosystemen bzw. Natur genannt. Im wesentlichen sind dies die

- Informations- und Trägerfunktion (de Groot, 1992),
- Kulturfunktion (Enquete-Kommission, 1997),
- Landeskundliches Potenzial[31] (Marks *et al*., 1989),
- Ethische und ästhetische Funktionen (Haase, 1991).

In den Charakterisierungen dieser Funktionen stehen unterschiedliche Aspekte im Vordergrund, die in Tabelle 5 aufgelistet und den jeweiligen Funktionen zugeordnet werden.

Tabelle 5: Externe Funktionen von Natur und darin berücksichtigte Aspekte (zusammengestellt nach Marks *et al*., 1989; Haase, 1991; de Groot, 1992; Enquete-Kommission, 1997).

	Informations-Funktion	**Kultur-Funktion**	**Landeskundliches Potenzial[31]**	**Ethische und ästhetische Funktionen**	**Träger-Funktion**
Menschliche Geschichte und Kultur		**X**			
Artenschutz		**X**		**X**	**X**
Ästhetik	**X**			**X**	
kulturelle und künstlerische Inspiration	**X**				
pädagogische und wissenschaftliche Information	**X**				
Biotop- und Denkmalschutz		**X**	**X**		

[31]Der Potenzialbegriff wird nach Bastian (1997) in der Literatur meist gleichbedeutend mit dem Funktionsbegriff genutzt.

Die in Kapitel 4 herausgestellten Kriterien "Bedürfnis nach Heimat, Geschichte und Ästhetik" finden sich in der "Kulturfunktion" der Enquete-Kommission (1997) und der "ästhetischen und ethischen Funktion" nach Haase (1991) wieder. Aspekte des Artenschutzes werden der Kulturfunktion, der ästhetischen und ethischen und der Trägerfunktion zugeordnet. Aspekte des Biotop- und Denkmalschutzes sind in der Kulturfunktion und dem landeskundlichen Potenzial anzusiedeln. In Kapitel 4.4.2 wurde gezeigt, dass ästhetische Aspekte des Landschaftsbildes in Beziehung zu dem Aspekt der Identifikation mit Heimat in enger Beziehung zum Symbolcharakter von Kulturlandschaftselementen stehen. Diese Aspekte gehen entsprechend der Betrachtung im Rahmen dieser Arbeit in der Kulturfunktion auf.

Zusammenfassend bedeutet dies, dass die Kulturfunktion als eine zentrale Funktion zur Beurteilung gesellschaftlich gesetzter Zwecke herangezogen werden kann und die Schützgüter Eigenart und Schönheit anspricht. Das Schutzgut Vielfalt einer Landschaft wird indirekt mitgesichert, sofern die Vielfalt zur Eigenart beiträgt.

5.2.4.2 Spezifizierung der Kulturfunktion durch Angabe einer Zeitdimension

In Kapitel 4.4.2 wurde gezeigt, dass Kultur über die sog. "oral history“ über einen Zeitraum von 80-100 Jahren in der Alltagskommunikation weitergegeben wird und sich dann die Gefahr eines Kulturverlustes aufgrund des Vergessens einstellt. Eine Transformation in ein kulturelles Gedächtnis kann dieser Entwicklung entgegen wirken. Diese Transformation findet beispielsweise über Gesetze statt. Dabei werden vor allem selten werdende Ökosysteme auf der Typus-Ebene der Gruppe der > 250 Jahre alten Biotoptypen wie Streuobstwiesen, Heiden aufgeführt, die sowohl als landschaftsprägendes Element, als auch als Lebensraum für (oft seltene) Arten gesichert werden sollen. Die Operationalisierung verläuft hier über Rote Listen (Riecken *et al*., 1994) und naturschutzfachliche Bewertungen auf Landesebene mit Bezug zum Bundesnaturschutzgesetz bzw. über die EU-Richtlinie Flora-Fauna-Habitat (Bundesamt für Naturschutz, 1998). Eine Gesetzgebung zum Schutz historischer Kulturlandschaften und Denkmale ist im Bundesnaturschutzgesetz ebenfalls verankert (siehe Ssymank, 1999).

Landschaften, die in jüngerer Zeit (bis 15 Jahre) entstanden sind und als Kulturerbe an nachfolgende Generationen gegeben werden könnten, sind in den Biotopschutzgesetzen noch nicht verankert (Konold, 2000).

Der in den Naturschutzgesetzen gut abgesicherte Schutz historisch entstandener Biotope und ihrer Biozönosen ist durch eine historische Sichtweise geprägt. Diesen werden in der Literatur aktualistische gegenübergestellt, die auch eine Formulierung gegenwärtiger Kultur

zulassen (z.B. Breuer, 1998; Konold, 1998). Aktualistische Sichtweisen erlauben die Formulierung eines gegenwärtig entstehenden Erbes für nachfolgende Generationen.

In Kapitel 4 wurde gezeigt, dass auch die Entstehung aktuell entstehender Kultur von großer Bedeutung für nachfolgende Generationen ist. In der naturschutzfachlichen Planung wird dieser Aspekt bisher nicht berücksichtigt (vgl. Konold, 2000). Ein differenzierter zeitlicher Bezugspunkt des Kulturbegriffs würde die Ableitung historisch entstandener und gegenwärtig entstehender Kulturwerte ermöglichen. Die Kulturfunktion (Enquete-Kommission, 1997) sollte daher spezifiziert werden bezüglich des zeitlichen Bezugspunktes (siehe Abbildung 16).

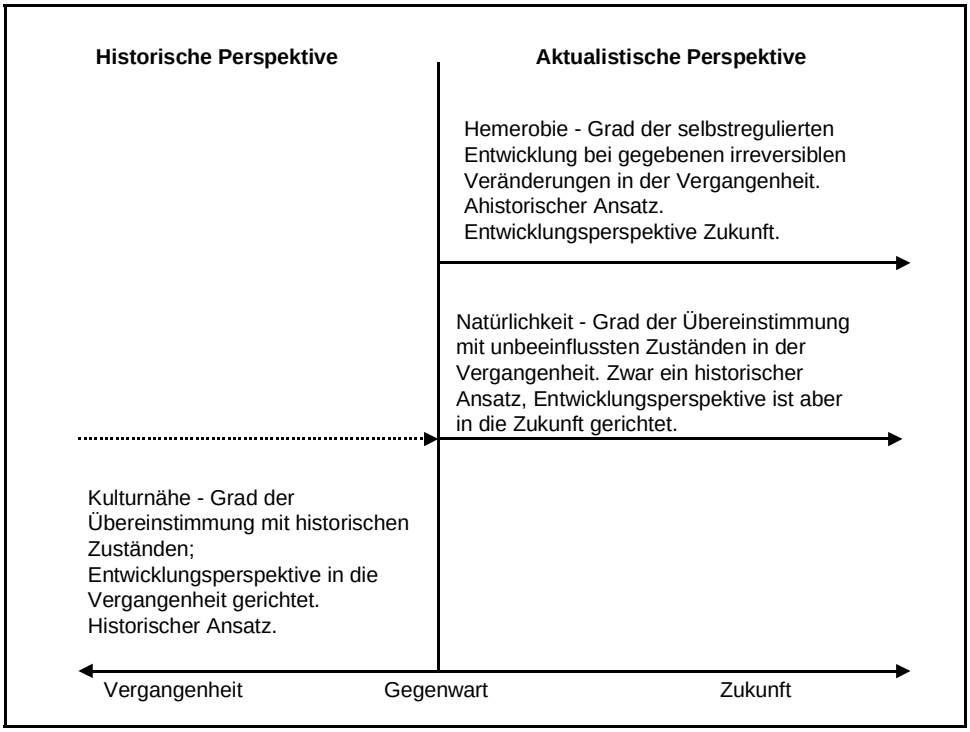

Abbildung 16: Historische versus aktualistische Perspektiven der Beobachtung und Beschreibung von Natur.

Daher wird vorgeschlagen, eine historische und eine aktualistische Kulturfunktion als Kriterien der Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit einzuführen. Die Kulturfunktion wird spezifiziert als Gedächtnisfunktion. Die Tabelle 6 zeigt eine Charakterisierung beider Funktionen, zusammengestellt aus den Ergebnissen der Kapitel 2.2.2 & 4.4. Während die historische Sichtweise beispielsweise auf Naturdenkmale und durch Bewirtschaftung entstandene Kulturlandschaftselemente bzw. Kulturlandschaften zielt, ist die aktualistische Sichtweise auf neu entstehende bzw. in jüngerer Vergangenheit entstandene Kulturlandschaftselemente und -landschaften ausgerichtet. Zur Charakterisierung der Funktionen werden die in Kapitel 2.2 diskutierten Kriterien "Seltenheit, Alter und Hemerobie" herangezogen (vgl. Bastian, 1997).

Tabelle 6: Charakterisierung der historischen und aktualistischen Kulturfunktion, spezifiziert als kulturelle Gedächtnisfunktion.

	Historische Kulturfunktion	Aktualistische Kulturfunktion
Anwendung bei Vorkommen von	Natur- und Kulturdenkmalen, Kulturlandschaftselementen und deren Biozönosen	Neu entstehenden, bzw. in junger Vergangenheit entstandenen Biotope und deren Biozönosen
Charakteristika	Seltenheit, Hemerobie (mittlere[1]), Systemalter (15) - 250 Jahre und älter	Hemerobie (hohe[1]), Systemalter bis 15 Jahre

1 nach Kowarik (1999)

5.2.4.3 Überprüfung ethisch relevanter Zielgrößen

Ausgehend von den in Kapitel 2.4 formulierten Zielgrößen kann festgehalten werden, dass in einem utilitaristischen Ansatz, der auf einem Verständnis von "Natur als Symbol" basiert, das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" in einer Operationalisierung ökologischer Aspekte **nicht dazu beiträgt,** dass

- alle Elemente des Naturhaushaltes (intrinsischer Wert) gesichert werden können, da in diesem Verständnis kein intrinsischer Wert vorliegt.
- die Elemente des Naturhaushaltes, die zur Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems beitragen (biofunktionaler Wert) gesichert werden können, da kein biofunktionaler Wert vorliegt.

Jedoch trägt ein utilitaristischer Ansatz, der auf einem Verständnis von "Natur als Symbol" basiert, dazu bei, dass

- alle die Elemente in der Natur langfristig gesichert werden können, die die Bedürfnisse zukünftiger Generationen bezüglich des Aspektes möglicher Naturerfahrungen befriedigen (Erhaltung der Artenvielfalt gleichermaßen wie die Erhaltung der Kulturlandschaft). Dazu müssen inhärente, d.h. subjektiv gewählte, Werte gesellschaftlich vergeben werden. Die langfristige Sicherung der Symbolhaftigkeit von Natur ist in diesem Ansatz möglich. Der Forderung des §1 BnatSchG zur Erhaltung der Eigenart, Vielfalt und Schönheit von Natur kann vor diesem Naturbild entsprochen werden.

Die Hypothese, dass in einem utilitaristischen Verständnis von "Natur als Symbol", kombiniert mit einer anthroporelativen Umweltethik, alle Arten langfristig gesichert werden können, ist dann verifizierbar, (1) wenn Artenvielfalt entweder explizit als Bedürfnis zukünftiger Generationen angenommen wird, oder (2) wenn Artenvielfalt implizit die Bedürfnisse nachfolgen-

der Generationen befriedigt. In beiden Fällen muss dem Kriterium "Artenvielfalt" ein inhärenter Wert zugesprochen werden (theoretisch ausgenommen sind die Arten, die aufgrund evolutionärer Prozesse aussterben).

Die Hypothese, dass in einem utilitaristischen Verständnis von "Natur als Symbol" die Bedürfnisse zukünftiger Generationen nach "Geschichte, Heimat und Schönheit" langfristig gesichert werden können, kann bestätigt werden.

Schlussfolgerung

Als **neue Hypothese** kann formuliert werden, dass ein anthroporelatives, utilitaristisches Naturverständnis, in das sozialpsychologische Aspekte integriert werden, eine mögliche Grundlage einer zukunftsfähigen Nachhaltigkeitsdiskussion ist, vor dessen Hintergrund sowohl die "Rio-Konvention zur Erhaltung der Biodiversität", als auch der §1 des Bundesnaturschutzgesetzes operationalisiert werden können. Dieses Ergebnis unterstützt die von Wolters (1995) geäußerte Kritik an der Ethik der UN-Konvention von 1992 (siehe Kapitel 2.3).

5.3 Synthese: Zuordnung von Rahmenbedingungen zu möglichen Kriterien

Die Erhaltung des Schutzgutes Ökosystem-Funktionen im Sinne der Selbstorganisationskapazität von Ökosystemen (Müller, 1998b) bzw. der ökosystemaren Nutz-Funktionen nach (Fränzle *et al.*, 1993) ist verwurzelt in einem Verständnis von Natur als Ökosystem und zielt auf die Erhaltung der Prozessgefüge im System und dessen Funktionen. Argumentationen "pro Artenschutz" sowie "pro Erhaltung von Kulturlandschaftselementen" sind in einem solchen Verständnis weder logisch noch sachlich konsistent durchführbar. Jedoch bietet dieses Verständnis die Basis, ökologisch und theoretisch basierte Handlungsrestriktionen abzuleiten, die eine Sicherung natürlicher bzw. naturnaher, sowie oligotropher Ökosysteme langfristig sichern. (vgl. Tabelle 7). Die Erhaltung von Wesen gebenden Symbolen ist in einem Verständnis von Natur als Symbol und Individuum verankert, in dem Kulturlandschaftselemente nicht mehr Ökosystem, sondern Individualität gebender Teil der Landschaft sind. Dies ist möglich, wenn der Kulturkontext einer Landschaft ebenso zu dieser gehört wie ihre Elemente (vgl. Tabelle 7).

Als Synthese wird nachfolgend ein pluralistischer Rahmen vorgeschlagen, der die Positionen integriert und ermöglicht, fallweise Entscheidungen für ein Naturverständnis und darauf aufbaubare Konzepte einer nachhaltigen Entwicklung von Natur in Mensch-Umwelt-Systemen zu sichern.

Tabelle 7: Klassifizierte Naturverständnisse als limitierende Rahmenbedingung einer Operationalisierung und darin vorkommende Schutzgüter.

Naturbild	**Natur als Ökosystem szientistisch** (siehe Kap. 5.2.2)	**Natur als Ökosystem utilitaristisch** (siehe Kap. 5.2.3)	**Natur als Symbol und Individuum** (siehe Kap. 5.2.4)
Bezugsgröße	Funktionalität	Funktionen & Strukturen	Wesenhaftes
Schutzgut	Naturhaushalt (anthropogene Aspekte abschirmend)	Naturhaushalt, anthropogener Nutzen, biofunktionale Arten	Eigenart, Schönheit, (Vielfalt)
Charakteristika	Prozesse & Stoffhaushaltsgrößen, ökosystemar relevante Funktionen von Arten	Prozesse & Stoffhaushaltsgrößen, utilitaristisch zugewiesene Ökosystem-Funktionen von Arten	z.B. Landschaftselemente, Denkmale, Nutzungsgeschichte, Arten
Kriterien	Prozesse & Stoffhaushaltsgrößen	Regelungs- und Lebensraumfunktion	Kulturfunktionen, spezifiziert als Gedächtnisfunktion

5.3.1 Funktional gefasster, pluralistischer Beurteilungsrahmen auf der Typus-Ebene von Ökosystemen

Die in Kapitel 3 gezeigte, hierarchische Beziehung von Funktionen erhält in Kulturlandschaften eine neue Dimension: In einem Verständnis von Natur als Symbol ist Funktionalität eines Ökosystems auf oberster Ebene (vgl. Abbildung 17) nicht mehr beobachtbar, da systeminterne Prozesse durch den kulturellen Kontext stark überprägt und gesteuert sind (vgl. Kapitel 4.3.1). Der Naturhaushalt und Kultur werden zum gemeinsamen entscheidenden und kontrollierenden Faktor des Systemzustandes und weiterer Systementwicklungen (siehe Abbildung 17). Diese Aussage birgt natürlich Gefahren, dass Größen des Naturhaushaltes zu nicht mehr zu berücksichtigenden Größen der Beurteilung werden. Nachfolgend wird gezeigt, dass indem Kultur in Verwobenheit mit dem Naturhaushalt als ordnende Größe anerkannt wird, die Regelungs- und Lebensraumfunktion eine zentrale Stellung erfahren (siehe Abbildung 17):

- Sie geben das Potenzial der Nutzung von Natur vor, womit die Handlungsrestriktionen im Umgang mit Natur vorgegeben werden.
- Daraus kann ein verantwortungsvoller Umgang mit Natur abgeleitet werden (Kulturdefini-

tion Kapitel 4.4.1).

- Durch die Gewährleistung der Regelungs- und Lebensraumfunktion (die Haushaltsgrößen des Naturhaushaltes integrieren) im kulturellen Kontext wird auch die Sicherung und Erhaltung der aktualistischen und historischen Kulturfunktion möglich, ohne die Grenzen der einzelnen Naturhaushalte nachhaltig zu beeinflussen.

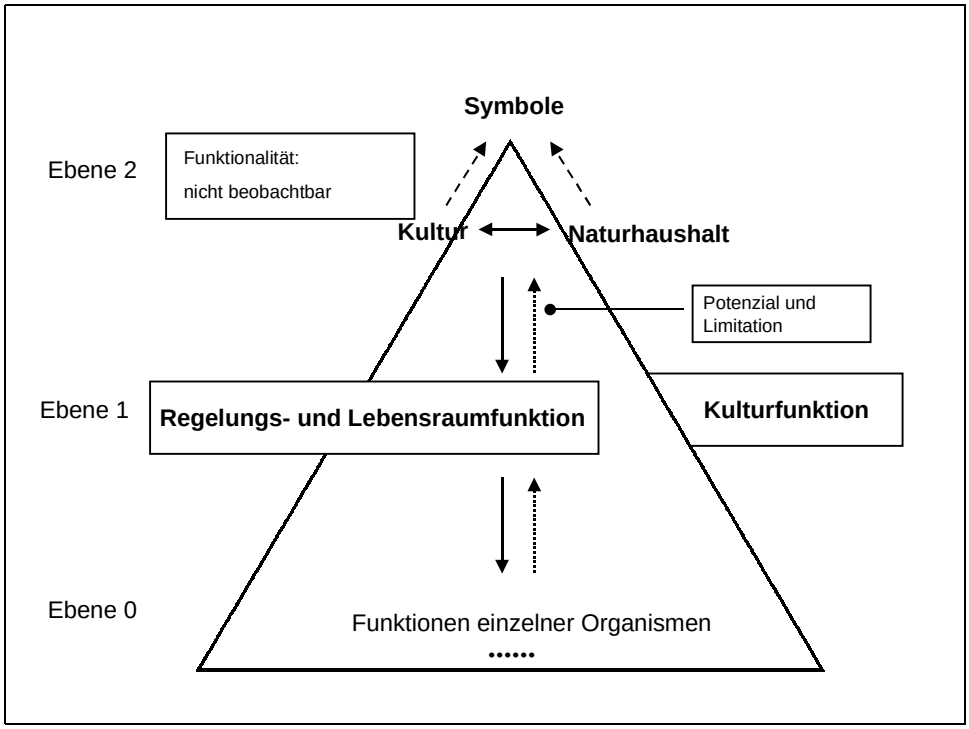

Abbildung 17: Zu beurteilende Ökosystem-Funktionen in Kulturlandschaften. Erläuterungen: Natur ist nicht nur Ökosystem, sondern aufgrund der kulturellen Überprägung vor allem Symbol (oberste Ebene in der Abb.). Sowohl der Naturhaushalt, als auch Kultur haben diese in ihrer Entstehung geprägt und prägen diese auch in Zukunft. Die naturwissenschaftlich beschreibbare Funktionalität ist daher nicht mehr beobachtbar. Die Regelungs- und Lebensraumfunktion können als zentrale Funktionen zur Gewährleistung der Sicherung kulturellen und neu entstehenden Erbes herangezogen werden, ohne die "Grenzen" des Naturhaushaltes zu überschreiten.

Die Abbildung 17 zeigt, welche Kriterien in Kulturlandschaften im Zuge der Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit auf der Typus-Ebene von Ökosystemen beurteilt werden sollten. Im Falle naturnaher Ökosysteme sind die Regelungs- und Lebensraumfunktion entscheidend. Diese Beurteilung sollte erfolgen für Ökosystemtypen,

- die älter als 250 Jahre alt sind
- die einen niedrigen Hemerobiegrad aufweisen.

Im Falle von historischen Kulturlandschaftselementen sollte ebenfalls die Regelungs- und Lebensraumfunktion als Kriterium herangezogen werden. Zusätzlich muss ein mittlerer Hemerobiegrad akzeptiert werden, der einen weiteren Einfluss des Menschen zulässt, um die Elemente durch Nutzung zu erhalten. Das entsprechende Kriterium ist dann die Kulturfunktion. Im Falle von neu entstehenden, bzw. jungen Kulturlandschaftselementen ist darauf zu achten, dass der Hemerobiegrad abgesenkt wird, um einem devastierenden Raubbau entgegen zu wirken. Diese Elemente entwickeln sich mit der Zeit zu neuen Kulturlandschaftselementen mittlerer Hemerobie. Die Beurteilung der Regelungs- und Lebensrumfunktion gewährleistet, trophierende wie toxische Stoffeinträge zu minimieren.

5.3.2 Schutzgüter und Argumentationsraum

Als Bezugsgröße für die Ableitung von Restriktionen bezüglich Stoffeinträgen in der Umwelt kann in einem "zweckfreien", rein naturwissenschaftlichen Ansatz nur die "Funktion“, die Einzelnes im System für das System übernimmt, dienen. Wiegleb (1989) argumentiert, dass nicht die Komplexität von Systemen deren Behandlung so schwierig mache, sondern deren Eigenart und Individualität als historisch einmalig entstandenes Gebilde. Die Arbeit zeigt, dass Eigenarten einzelner Orte oder Landschaften aus der Wahrnehmung eines Ökosystem-Funktionen-Ansatzes im Rahmen eines Verständnisses von Natur als Ökosystem herausfallen. Eigenart ist eine Qualität, die in systemaren Beschreibungen eines an Ökosystem-Funktionen orientierten Konzeptes nicht vorkommen kann, "denn Eigenart ist eine Qualität, die nicht dem Ökosystem, sondern nur der Landschaft zukommen kann" (Trepl, 1996).

Ökosystem-Integrität und die Sicherung der Funktionalität von Ökosystemen im Sinne einer langfristigen Sicherung der Selbstorganisationskapazität von Ökosystemen legt eine Vermeidung jeglicher menschlicher Eingriffe nahe (vgl. Doppler & Vandré, 1999; Sukopp & Trepl, 1990). Unstrittig ist ein Nicht-Eingreifen im Fall von anthropogen wenig beeinflussten (oligohemeroben) Ökosystemen, wie dies beispielsweise Wälder, Moore, Küsten- und Gebirgsökosysteme sind (Dierßen, 1998). Im Fall von Ökosystemen, deren Erscheinungsbild durch menschliche Nutzung geprägt bzw. überprägt ist und deren Existenz von dem Faktor Nutzung als Steuergröße abhängen (beispielsweise *Calluna*-Heiden (Rode, 1998)), ist von einem Vorgehen ungelenkter Dynamik im Sinne selbstorganisierter Prozesse und Vorgänge im System dann abzusehen, wenn diese als Symbole vergangener Kultur erhalten werden sollen (vgl. Dierßen, 1998; Rode, 1998). Der Funktionalitäts-Ansatz ist für Fragen des Naturschutzes (und implizit damit auch für Teilfragen des Kulturschutzes) nur sehr bedingt sinnvoll. Forderungen, die sich auf eine stärkere Berücksichtigung dieser Prinzipien berufen, können so für die naturschutzfachliche Planung nicht akzeptiert werden.

Ein Konzept zur Operationalisierung von ökologischer Nachhaltigkeit, das in unterschiedlichen Landschaften angewandt werden kann, muss in einem Entscheidungs-Raum angesiedelt sein, in dem eine Entscheidung für eine der beiden - in Kapitel 3 und 4 dargestellten - Extrempositionen *Natur als Ökosystem* und *Natur als Symbol* gefällt werden kann. Im Zentrum dieser Herangehensweise steht nicht die konkrete Landschaft, sondern den Naturverständnissen entsprechende, unterschiedliche Schutzgüter, die durch jeweils unterschiedliche Funktionen beurteilbar werden. In Kapitel 5.1 wurde außerdem dargestellt, dass die Rahmenbedingungen der Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit in einem jeweiligen Verständnis von Natur limitiert sind. In Kapitel 5.2 wurde gezeigt, dass (1) funktionale Aspekte, wie beispielsweise die der selbstorganisierten Entwicklung und Organisation mit der Zeit, zur Sicherung naturnaher bzw. natürlicher Ökosysteme geeignet sind und dass aber (2) die Teilaspekte Arten- und Biotopschutz inklusive der Sicherung kulturell bedeutsamer Werte in einem an der Funktionalität ausgerichteten Ansatz, kombiniert mit einem Verständnis von Natur als Ökosystem nicht untergebracht werden können. Es wurde (3) gezeigt, dass funktionsrelevante Teilaspekte des Arten- und Biotopschutzes in zweck-orientierten Funktionen ausgedrückt werden können, kombiniert mit einer utilitaristischen Position und dem Verständnis von Natur als Ökosystem. In Kapitel 5.3 wurde gezeigt, dass kulturelle Aspekte des Arten- und Biotopschutzes in soziokulturell relevanten, zweck-orientierten Funktionen, kombiniert mit einer utilitaristischen Position und dem Verständnis von Natur als Symbol, integriert werden können. In Tabelle 8 werden diese Rahmenbedingungen aufgezeigt. Die Tabelle zeigt auch, in welchem Argumentationsraum sich Planer und Planerinnen in Gesprächen mit Beteiligten vor Ort und Entscheidungsträgern bewegen können:

1. Die Erhaltung des Schutzgutes Naturhaushalt im Sinne integrer, selbstorganisierter Systeme sollte spezifiziert werden durch den Begriff "niedrige Hemerobie". Dieses Schutzgut sollte vor allem für oligotrophe, wenig beeinflusste, "natürliche" Ökosysteme berücksichtigt werden (Dierßen, 1998) und für natürlich entstandene Ökosysteme, die anthropogen mehr oder weniger stark beeinflusst sind. Hier besteht die Gefahr, dass diese Systeme sich zu künstlichen Nährstoffsenken entwickeln. Als Handlungsspielraum wird formuliert, dass alle weiteren Eingriffe zu unterlassen sind und eine möglichst weitgehende Abschirmung vor Nährstoffeinflüssen zu gewährleisten ist (vgl. Scherzinger, 1990; 1996). Der Argumentationsraum für die Sicherung und Erhaltung dieser Ökosysteme und Landschaftsausschnitte ist angesiedelt in einem Verständnis von Natur als Ökosystem (siehe Kapitel 5.1.1 & 5.2.2).

2. Im Falle junger und neu-entstehender Elemente ist die Erhaltung des Schutzgutes Naturhaushalt im Sinne einer Absenkung der Hemerobie zu verstehen. Dabei wird im zeitlichen Kontext das Schutzgut Eigenart, Schönheit und Vielfalt für kommende Generationen relevant. Dies wird für junge bzw. neu entstehende Kultur- (und Industrie-) land-

schaftselemente empfohlen. Der Kultureinfluss wird als prägender Standortfaktor akzeptiert, aber nicht weiter berücksichtigt. Ziel ist es, auch "moderne" Kultur im Erlebnisraum Landschaft für nachfolgende Generationen sichtbar und erlebbar zu machen. Der Argumentationsraum zur Sicherung dieser Schutzgüter ist prinzipiell in einem Verständnis von Natur als Symbol, kombiniert mit der utilitaristischen Position angesiedelt, wobei Argumente systeminterner Vorgänge mitberücksichtigt werden können.

Tabelle 8: Differenzierte Betonung von Schutzgütern, jeweils möglicher Argumentationsraum und zu beurteilende Ökosystem-Funktionen auf der Typus-Ebene. Der Begriff Naturhaushalt sollte spezifiziert werden durch die Zielvorgabe "niedrige Hemerobie".

Schutzgut	Wird empfohlen für	Argumentationsraum
Naturhaushalt: Zu spezifizieren als niedriger Hemerobiegrad	• Ökosysteme und Landschaftsausschnitte, die wenig verändert,, +/- natürlich, Systemzeit > 250 Jahre, oligohemerob: • Kulturlandschaftselemente, Ökosysteme und Landschaftsausschnitte, die natürlich entstanden, aber +/- stark anthropogen überprägt	Natur als Ökosystem Ökosystemare Prinzipien der Selbstregulation und -organisation Utlitaristische Position / anthroporelative Ethik ⇨ Regelungs- und Lebensraumfunktion
Heutige Generation: Naturhaushalt; kommende Generationen: Eigenart, Schönheit (?), Vielfalt Zu spezifizieren als niedriger Hemerobiegrad	• junge bzw. neu entstehende Kulturlandschaftselemente	Natur als Symbol, unterstützt durch ökologische Kenntnisse der Selbstregulation utlitaristische Position + anthroporelative Ethik Integration sozialpsychischer Aspekte ⇨ Regelungs- und aktualistische Kulturfunktion
Eigenart, Schönheit, Vielfalt	• Kulturlandschaftselemente bis 250 Jahre	Natur als Symbol Utilitaristische Position + Anthroporelative Ethik, Integration sozialpsychologische Aspekte ⇨ Historische Kultur- und Lebensraumfunktion

⇨**:** relevante Funktion auf der Typus-Ebene von Ökosystemen, für deren Sicherung in Gesprächen mit Beteiligten und Entscheidungsträgern argumentiert werden kann. Eine Spezifizierung bzw. Charakterisierung der Funktionen auf der Objekt-Ebene von Ökosystemen ist dabei nötig.

3. Die Schutzgüter Eigenart, Schönheit und Vielfalt zielen vor allem auf die Erhaltung von Kultur und Symbolen. Der Kultureinfluss wird als Standortfaktor berücksichtigt. Diese Schutzgüter werden vor allem für seltene, gefährdete und regionaltypische Kulturdenkmale und Kulturlandschaftselemente empfohlen. Bezugsgrößen sind Symbole, ausgedrückt in der Kulturfunktion, spezifiziert als aktualistische und historische Gedächtnisfunktion. Der Argumentationsraum ist in einem Verständnis von Natur als Symbol angesiedelt, in dem sowohl naturethische (Artenschutz) und humanethische (Bedürfnis nach Geschichte, und Heimat) als auch ästhetische Argumente (Bedürfnis nach Schönheit) von Belang sind. Diese müssen in die naturschutzfachliche Planung explizit Eingang finden (vgl. Ott, 2000a; Ott, 2000b).

Die Rahmenbedingungen eines methodischen Ansatzes, der auf die Erhaltung von "Sinnsystemen" zielt, steht immer auch im Kontext eines humanwissenschaftlichen Ansatzes. Ökosysteme sind Kulturprodukte, die durch menschliche Tätigkeit entstanden sind und durch Sinnzusammenhänge erklärt werden (vgl. hierzu Valsangiacomo, 1998, S. 146ff.). Die gestaltete Kulturlandschaft ist als Produkt menschlicher Handlungen und somit menschlicher Absichten zu sehen, die wiederum im Kontext der gesellschaftlichen Verhaltenskonfiguration zu sehen ist (vgl. Kapitel 4.4.1, Def. Kultur). Daher muss das Verständnis von Natur als Symbol in die Rahmenbedingungen der Operationalisierung ökologischer Teilaspekte integriert werden.

5.4 Fazit

Aus den bisher erarbeiteten Argumenten kann die eingangs gestellte Frage, ob Ökosystem-Funktionen bzw. die Funktionalität von Ökosystemen ein geeignetes Kriterium zur Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit geeignet sind, folgendermaßen beantwortet werden:
Ein in einem Verständnis von "Natur als Ökosystem" verankerter Funktionenansatz, der auf die Sicherung des Naturhaushaltes, im Sinne der Funktionalität, ausgedrückt in Prinzipien der Selbstorganisation, zielt, ist nicht geeignet, eine Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit aus naturschutzfachlicher Sicht zu vollziehen. In diesem Kontext muss das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" als unzulängliches Kriterium einer Operationalisierung beurteilt werden. Die Frage, ob einzelne Elemente des Systems zur Erhaltung dessen Funktion beitragen, wird in der Literatur sehr kontrovers diskutiert und ist zum derzeitigen Stand der Auseinandersetzung nicht beantwortbar. Dies gilt sowohl für die Konkretisierungssebene des Naturhaushaltes und der Nahrungsbeziehungen (Ebene 2) als auch für die Konkretisierung über Pflanzen- und Tierarten (Ebene 1 und 0). Der methodische Ansatz

bietet einen Argumentationsraum für die Erhaltung spezifischer Funktionen, er bietet jedoch keinen Argumentationsraum für die Erhaltung einer biologischen Art in einem System. Die Forderung der Umweltkonferenz der Vereinten Nationen in Rio 1992 zur Erhaltung der Biodiversität kann in diesem Ansatz nicht operationalisiert werden.

Die Ökosystem-Funktionen "Regelungs- und Lebensraumfunktion" sind geeignete Kriterien der Operationalisierung. Prinzipiell ermöglicht ihre Beurteilung vor dem Hintergrund eines utilitaristischen Verständnisses von Natur (incl. sozialpsychologischer Aspekte) in Kombination mit einer anthroporelativen Ethik eine Begrenzung trophierender wie toxischer Einträge in Ökosysteme, die Erhaltung der Biodiversität in natürlichen oder naturnahen Kulturlandschaftselementen. Für gesellschaftlich relevante Fragen der Zielformulierung für die Natur und Ökosysteme müssen zusätzlich eine aktualistische und die historische Kulturfunktion in die Operationalisierung implementiert werden. Erst durch die Berücksichtigung dieser beiden Funktionen ist auch die Sicherung kulturell bedeutsamer Elemente einschließlich ihrer Artenkombinationen in einem Funktionenansatz möglich. Die Kulturfunktionen sind dabei der Regelungs- und Lebensraumfunktion unterzuordnen. Kulturerhaltung darf nicht auf Kosten dieser beiden Funktionen erfolgen. Damit soll einem langfristigen, devastierenden Raubbau von Natur entgegengewirkt werden.

Im Zuge der Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit sollte der Begriff Kultur in Zukunft stärker auch auf moderne Entwicklungen der Nutzung von Natur ausgeweitet werden. Kultur hat neben ihrer historischen Dimension auch die einer derzeit entstehenden Kultur als Erbe für kommende Generationen. Überaltete Nutzungsformen sollten nicht "zwanghaft" aufrecht erhalten werden auf Kosten neu entstehender Symbole in der Landschaft. Als Maß der Handlungs-Restriktionen sollte die Absenkung des menschlichen Einflusses nach Eingriffen (Spezifikationskriterium: Hemerobie) unter Wahrung der Regelungs- und Lebensraumfunktion herangezogen werden.
Es wurde außerdem gezeigt, dass die konsequente Umsetzung eines naturwissenschaftlichen Ansatzes der Operationalisierung in einem Verständnis von Natur als Ökosystem in einem Ansatz mündet, der auf den Naturhaushalt als Schutzgut zielt: In Kulturlandschaften ergibt der Begriff Ökosystem aber dann keinen Sinn, wenn Kulturlandschaftselemente betrachtet, beschrieben und analysiert werden, da diese Sinn tragen und transportieren. Natur sollte im Kontext von Nachhaltigkeit als etwas Individuelles betrachtet werden. Als solche ist Natur in Kulturlandschaften nicht nur Ökosystem, sondern auch Symbol, allenfalls Sinnsystem. Im Rahmen von Konzepten, die in Kulturlandschaften etabliert werden sollen, sollte der Begriff Ökosystem vom Naturverständnis entkoppelt werden, da er eine naturwissenschaftlich-systemische Betrachtung von "Natur als Ökosystem" impliziert. In Ökosystemen zu

denken, d.h. Natur als funktional definierte Puzzle-Teile zu verstehen, zu zerlegen und zu analysieren, ist im Kontext der normativ geführten Nachhaltigkeitsdiskussion nur partiell sinnvoll: Wenn Natur über die nachhaltige Sicherung von Ressourcen und Nahrungsnetzen hinausgehend auch gesellschaftlich relevante Bedürfnisse nachfolgender Generationen befriedigen soll, helfen der Ökosystembegriff und entsprechende funktional definierte Konzepte nicht, diese Ziele zu erreichen. Es ist vielmehr ein utilitaristisches, anthroporelatives Gedankengebäude zur Beschreibung von Natur nötig, in das sowohl ökosystemare als auch sozialpsychologische und kulturelle Aspekte gleichermaßen integriert werden können.

6 Zur Stellung und Rolle der angewandten Naturwissenschaft im Kontext "ökologischer Nachhaltigkeit"

In Kapitel 4.2.2 wurde bereits darauf hingewiesen, dass die Ökologie als Naturwissenschaft und der Naturschutz im Kontext des Leitbildes Nachhaltigkeit aufgefordert sind, Handlungsempfehlungen im Umgang mit Natur zu formulieren (vgl. Ellenberg *et al*., 2000; Trepl, 1999). Diese Handlungsempfehlungen sollen sowohl einen Ausweg aus der ökologischen Krise als auch nachhaltige Mensch-Umwelt-Interaktionen für die Zukunft formulieren (Kruse-Graumann, 1997).

Umweltprobleme entstehen in der materiellen Aneignung der Natur durch den Menschen (Böhme & Grebe, 1993). Die Rolle der Naturwissenschaft ist in dieser Aneignung dichotom: So löst die Naturwissenschaft seit der Industrialisierung einerseits Umweltprobleme aus und sie ist andererseits aber auch aufgefordert, zu deren Lösung beizutragen (ebd.). Dieses Dilemma führte dazu, dass in jüngerer Vergangenheit die Rolle und das Selbstverständnis der Naturwissenschaften kritisch hinterfragt werden (z.B. Böhme & Grebe, 1993; Funtowicz & Ravetz, 1993; Jessel, 2000).

Nachfolgend werden ausgehend von Hemmnissen einer Einigung um Zielvorstellungen und entsprechenden Kriterien von Nachhaltigkeit aus ökologischer bzw. naturschutzfachlicher Sicht, die auf der Grundlage der bisherigen Ausführungen identifiziert werden können, Wege gezeigt, wie (1) naturwissenschaftlich-ökologische Konzepte im Kontext von Nachhaltigkeit gestaltet sein können, (2) welche Rolle naturwissenschaftliche Experten dabei einnehmen könnten, (3) wie sich das Selbstverständnis der angewandten Naturwissenschaften dann verändern müsste und (4) wie ein angepasstes Theoriegebäude des Naturschutzes gestaltet sein müsste.

6.1 Hemmnisse einer Einigung um Kriterien für eine Operationalisierung

Die bisherigen Ausführungen zeigen, dass innerhalb "der Ökologie" (im weitesten Sinne) heterogene Denk- und Herangehensweisen an den Untersuchungsgegenstand "Natur" etabliert sind. Eine Einigung über Leitbilder und Zielformulierungen als Grundlage nachhaltiger, naturschutzfachlicher Konzepte und Planungen ist bisher nicht oder nur ungenügend erfolgt (siehe Kapitel 2.2). In Kapitel 4.1 wurden als wissenschaftsinterne und wissenschaftstheoretische Kritikpunkte eines naturwissenschaftlich-ökologischen Herangehens vier wesentliche Kritikpunkte herausgearbeitet: (1) das Natur- bzw. Ökosystemverständnis in unterschiedlichen Traditionslinien der Ökologie, (2) Probleme bei der Erstellung kausaler Ursache-Wirkungsbeziehungen, (3) der naturalistische Fehlschluss und (4) die

naturwissenschaftliche Lösung lebensweltlicher Fragen. Nachfolgend werden diese Kritikpunkte aufgegriffen und die daraus folgenden Hemmnisse aufgezeigt, die auf der Basis der bisherigen Ausführungen identifiziert werden können und einer effektiven Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit im Wege stehen.

6.1.1 Die Grenzen nicht-teleologischer Systeme

Ökosysteme als Untersuchungsgegenstand der Naturwissenschaft sind nicht-teleologische Systeme. In ihrer Entwicklung bzw. Existenz sind sie nicht an einen Sinn oder Zweck gebunden. Wertvorstellungen, Schutzgüter und -ziele für ökologische Systeme ergeben sich folglich erst aus der normativen Setzung von Zwecken, die das System erfüllen soll (Trepl, 1998). Im Zuge einer Operationalisierung von ökologischer Nachhaltigkeit steht Natur im Kontext eines Humansystems, einer Gesellschaft und ihren Bedürfnissen (Kruse-Graumann, 1997). Menschliche Bedürfnisse zu befriedigen bedeutet aber, Natur einen Sinn und gesellschaftsrelevanten Zweck zuzusprechen (Beispiele vgl. Kapitel 4). In Kapitel 4.1 wurde als entsprechender wissenschaftstheoretischer Kritikpunkt eines solchen Herangehens der naturalistische Fehlschluss angeführt, mit dem das Problem nicht-teleologischer Konzepte direkt verknüpft ist: Wo kein Sinn und Zweck vorliegt, kann aus dem Sein ein Sollen nicht logisch konsistent abgeleitet werden. In Kapitel 5 wurde dann gezeigt, dass sowohl Sinn und Zweck von Natur für den Menschen in einem naturwissenschaftlich-ökologischen Verständnis von "Natur als Ökosystem" nicht beschreibbar sind. Selbst die sektoral formulierte Aufgabe der Operationalisierung "ökologischer Nachhaltigkeit" kann also nicht nur in der Disziplin Ökologie als Naturwissenschaft angesiedelt sein. Die Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit kann nur fallweise als Ergebnis rein naturwissenschaftlicher Beschreibungs- und Analysemethoden vollzogen werden (vgl. Kapitel 5.2.1). Konzepte, die auf einen nachhaltigen Umgang mit nicht-teleologischen Systemen zielen, bedürfen daher im Kontext des normativen Leitbildes Nachhaltigkeit der Implementierung eines Instrumentes, das eine logisch konsistente Zuweisung gesellschaftlich tragfähiger und umsetzbarer Ziele ermöglicht. In Kapitel 6.2 wird gezeigt, wie die aus ökologischer Sicht konzeptionell nicht lösbare Problematik der Zieldefinition für nicht-teleologische Systeme durch die Implementierung ethischer Meta-Konzepte gelöst werden kann.

6.1.2 Die Grenzen der naturwissenschaftlicher Disziplinen

In Kapitel 4.1.2 wurde die These aufgestellt, dass Umweltprobleme als lebensweltliche Probleme in einem transdisziplinären Prozess bearbeitet werden müssen. Diese Annahme spiegelt sich in der ökologischen und naturschutzfachlichen Literatur wider. Die Stellung und Rolle naturwissenschaftlicher Theorien und Disziplinen und deren Beitrag zur Lösung naturschutzfachlicher Probleme wird zunehmend kritisch reflektiert (z.B. Dierßen, 1997; Dierßen,

1999, Trepl, 1999). Dabei besteht Konsens, dass Betrachtungsweisen von und Herangehensweisen an Natur im allgemeinen und Ökosysteme im speziellen in unterschiedlichen umweltwissenschaftlichen Disziplinen und Denkrichtungen verankert sind. Diesen liegt sowohl ein unterschiedlicher methodischer Zugang zu, als auch ein ebenso heterogenes Verständnis über Natur zugrunde (vgl. Trepl, 1987, 1999). Während Arten, Artengemeinschaften und Ökosysteme (vgl. Kapitel 3) Untersuchungsobjekte der Biologie und Ökologie sind, sind Kulturlandschaftselemente und Landschaften nicht mehr nur Untersuchungsgegenstand der Ökologie, sondern ein soziokultureller Untersuchungsgegenstand (vgl. Kapitel 4), der einer interdisziplinären Betrachtung bedarf (Dierßen & Reiche, 2000; Ellenberg *et al*., 2000). In Kapitel 4 wurde gezeigt, dass das Mensch-Umwelt-Verhältnis von einem sich wechselseitig bedingenden Ineinanderwirken natürlicher und kultureller Systeme geprägt ist. Der Komplexität dieses Zusammenhangs vermag eine Einzelwissenschaft nicht gerecht zu werden (Dierßen & Reiche, 2000; Ellenberg *et al*., 2000). Zudem fügen sich die Probleme unserer modernen Industriegesellschaft nicht in die Grenzen traditioneller Disziplinen (vgl. Nowotny, 1999, Trepl, 1999), sondern erfordern inter- bzw. bzw. transdisziplinäre Lösungsstrategien (vgl. Kapitel 4.1.2). Eine interdisziplinäre Kooperation wird spätestens seit der Umweltkonferenz der Vereinten Nationen in Rio 1992 als eine unbestrittene Notwendigkeit zur Lösung umweltrelevanter Probleme anerkannt (Rentschler, 1997). Die Ableitung von Entwicklungszielen einer nachhaltigen Entwicklung in Agrar- und Kulturlandschaften stehen dabei im Zentrum (z.B. Plachter & Werner, 1998, Baeriswyl *et al*., 1999).

In Kapitel 6.1.1 wurde gezeigt, warum der Zugang zu langfristigen Erhaltungszielen für die Natur, die die anthropozentrischen Bedürfnisse nachfolgender Generationen integrieren, in einem ökologisch-naturwissenschaftlichen Verständnis von Natur nicht möglich ist. Zwar werden für die Formulierung von Leitbildern ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit Eigenschaften von Ökosystemen, wie beispielsweise deren maximale Belastbarkeit (Härdtlein *et al*., 1998; Härdtlein, 2000) bzw. deren Stabilität (z.B. Fränzle *et al*., 1993), herangezogen. Jedoch sind derartige ökologische Kenngrößen und Eigenschaften keine dem System eigenen Werte (Dierßen, 1998; Valsangiacomo, 1998), die der Wissenschaft Auskunft darüber geben könnten, dass gerade diese Kenngrößen der Erhaltung wert seien (vgl. Kapitel 2.2). Dieses Hemmnis führt erstens zu einer Nicht-Einigung, da wissenschaftstheoretische Argumente gegen umsetzungsorientierte Konzepte, die auf eine Zuweisung von Werten angewiesen sind, ins Feld geführt werden. Zweitens wird dieses Vorgehen aber auch in der ökologischen Diskussion innerhalb der "scientific community" zunehmend kritisiert: Der Ansatz, die Belastbarkeit bzw. Stabilität von Ökosystemen als Leitgröße einer ökologisch nachhaltigen Entwicklung heranzuziehen, wird beispielsweise kritisiert, da diese Kenngrößen an einem Status-quo orientiert sind und somit nicht mit dem Entwicklungsgedanken von

Nachhaltigkeit kompatibel sind (z.B. Müller, 1998b; Wulf, 1995). Stattdessen schlagen Dierßen & Reiche (2000) und Müller (1998b) vor, die Entwicklungs- und Entlastungsfähigkeit von Ökosystemen als Maß für ökologische Nachhaltigkeit heranzuziehen. Nach Konold (2000) deutet diese Kontroverse auf einen Paradigmenstreit und -wechsel innerhalb der Umweltwissenschaften hin. Zweitens wird in dieser Kontroverse aber auch der in Kapitel 4.2.2 aufgeführte Kritikpunkt des naturalistischen Fehlschlusses offensichtlich, der auch in dieser Diskussion zum "K.-O.-Argument" (Birnbacher, 1997) in der Planungspraxis wird. Viele entsprechende ökologische Forschungsprojekte, die eine Operationalisierung des Leitbildes Nachhaltigkeit aus ökologischer Sicht anstreben, werden dem sozialen Zweck zugeordnet, Natur- und Umweltschutz zu betreiben (Ott, 2000b). Die Gesamtheit aller naturschutzorientierten Untersuchungen wird in seinem Verständnis als Naturschutzforschung bezeichnet. Die Ökologie bietet in solchen ökologischen Forschungsprojekten die Möglichkeit, basierend auf ökologischen Theorien mittels ökologisch-naturwissenschaftlicher Methoden, Erkenntnisse über das Funktionieren von Natur als Untersuchungsgegenstand zu gewinnen. Der soziale Zweck, den eine solche Ökologie verfolgen müsste, nämlich den, Natur- und Umweltschutz zu betreiben, würde normative Schritte zur Ableitung von Werten erfordern. Die Ökologie als Naturwissenschaft hat jedoch keine Methoden, diesen Schritt zu vollziehen (s.o.). Folglich können solche Forschungsprojekte nicht konsequent in der Disziplin "Ökologie" verankert sein. Vorschläge, die zu einer Lösung führen könnten, finden sich erst in jüngerer Zeit. So betont beispielsweise Ott (2000b), dass ethische Naturschutzbegründungen helfen, das Argument des naturalistischen Fehlschlusses im naturschutzfachlichen Kontext zu umgehen. Eser (1999) zeigt dies am Beispiel des Neophytenproblems, Gorke (1999) am Beispiel des Artensterbens. In den Kapiteln 2 & 5 wurde außerdem gezeigt, dass ethische Naturschutzbegründungen ein zentraler Punkt einer Einigung um zu erhaltende Werte und daraus ableitbare Ziele einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit sind, die nach Ott (2000b) in der Vergangenheit zu wenig Beachtung fanden. Dieser Aspekt, der zur Lösung der theoretischen und methodischen Begrenzung naturwissenschaftlicher Disziplinen im Umgang mit Natur beitragen könnte, wird in Kapitel 6.2 aufgegriffen.

In der Projektpraxis wird eine Lösung des Problems, das sich aus den Grenzen einzelner Disziplinen ergibt, derzeit oft dahingehend vollzogen, die Ökologie als Disziplin methodisch zu erweitern (siehe hierzu Trepl, 1999). In entsprechenden Arbeiten kann man beobachten, dass diesen kein stringentes, transparent dargelegtes Naturbild zugrunde liegt: Beispielsweise kann in ökologisch orientierten Forschungsprojekten auch eine Analyse des Landschaftsbildes und der Ästhetik integriert sein (Güsewell & Falter, 1997). Die Autoren unterstützen das Ergebnis aus Kapitel 5, dass eine Analyse von landschaftlicher Schönheit aber

weder in dem Naturbild "Natur als Ökosystem" in seiner ganzen Dimension beschreibbar noch naturwissenschaftlich fassbar ist, da Natur auch Wesenhaftes, Sinn-gebendes ist (ebd.). Die Wahrnehmung des Menschen von seiner Umgebung, beispielsweise von Landschaften, ist in starkem Maße abhängig von wahrnehmungspsychologischen Vorgängen[32], die sich einer ökologisch-naturwissenschaftlichen Beschreibung entziehen (Güsewell & Falter, 1997; Lange, 1999). Oft wird landschaftliche Schönheit aber erfasst über das Kriterium "Naturnähe" bzw. "Natürlichkeit". Wöbse (1996) konnte jedoch nachweisen, dass Schönheit in nicht-naturnahen Landschafen von Befragten meist höher als in naturnahen bewertet wird[33]. Eine Anwendung des mit ökologischen Methoden (schwer) quantifizierbaren Kriteriums "Naturnähe" führt also zu nicht-repräsentativen Ergebnissen. Weckwerth (2000) dahingegen zeigt, dass das Empfinden landschaftlicher Schönheit durch nicht-naturwissenschaftliche Größen beschrieben und erfasst werden kann. Er geht davon aus, dass das Empfinden landschaftlicher Schönheit auf drei Sinnes-Ebenen wahrgenommen und verarbeitet wird: der perzeptiven, der symptomatischen und der symbolischen Sinnschicht. Die perzeptive Sinnschicht wird stimuliert durch die Ausstattung der Landschaft mit Strukturen, durch Neuheitsempfinden und Überraschungen in der Wahrnehmung von Landschaften (vgl. Konold, 1994). Die symptomatische Sinnschicht spricht die Identifizierung der Elemente einer Landschaft durch den Wahrnehmenden an: Je vertrauter ein Mensch mit Landschaft und deren Funktionen im Alltag ist, desto höher ist der ästhetische Genuss. In der symbolischen Sinnschicht schließlich wird das Wahrgenommene mit der Vorstellungswelt des Beobachters konfrontiert und wird zum Symbol von Heimat und Vertrautem (vgl. Güsewell & Falter, 1997). Das ästhetische Empfinden ist von diesem Empfinden stark abhängig. Derartige komplexe Vorgänge sind nicht durch naturwissenschaftlich-ökologische Kriterien erfassbar (ebd.). Lediglich die perzeptive Sinnschicht kann mittels naturschutzfachlicher Kriterien und landschaftsökologischer Methoden erfasst werden, beispielsweise über das Kriterium "Strukturvielfalt" (siehe Kapitel 2.2.2.), und entsprechenden Auswertungen zugeführt werden, beispielsweise in einem Geographischen Informationssystem (z.B. Kalke, 2000). Um die beiden weiteren angesprochenen Sinnes-Ebenen ästhetischen Empfindens zu erfassen bedarf es jedoch zusätzlicher, psychologischer und hirnphysiologischer Kriterien und Analysemethoden (Lange, 1999; Weckwerth, 2000). Die Forderung des §1 des Bundesnatur-

[32] Umfassende Primärliteratur in Lange (1999, S. 24-26).

[33] Ähnliche Ergebnisse konnten bezüglich des Kriteriums "Belastbarkeit von Ökosystemen" erzielt werden: Buhyoff *et al*. (1979), zitiert in Lange (1999), zeigten in einer Studie, dass bei der Wahrnehmung von durch Schädlingsbefall stark geschädigten Waldökosystemen solche Versuchspersonen, die über den Schädlingsbefall nicht informiert waren, den geschädigten Waldbestand als "schöner" einstuften als nicht-geschädigte Waldbestände.

schutzgesetzes zur Sicherung der Eigenart, Vielfalt und Schönheit von Natur und Landschaft bedarf also einer interdisziplinären Betrachtung. Dieser Sachverhalt ist in Fachkreisen anerkannt (z.B. Eser & Potthast, 1997). Methodisch aber erfolgte bisher keine zufriedenstellende Verknüpfung von Kriterien aus unterschiedlichen Disziplinen (ebd.). Diese methodische Lücke sollte gerade vor dem Hintergrund des Leitbildes Nachhaltigkeit in der naturschutzfachlichen Forschung transdiziplinär weiter verfolgt werden.

6.1.3 Begrenzungen durch Weltbilder und entsprechende Perspektiven "auf Natur"

Der wissenschaftliche Erkenntnisgewinn ist in der Erkenntnistheorie Kuhn's ("Erkenntnistheoretischer Relativismus") entscheidend gesteuert durch wissenschaftsexterne Faktoren. Diese sind philosophischer, weltanschaulicher und gesellschaftlicher Art (Jessel, 1998). Auch Ansätze der Operationalisierung von Leitbildern sind abhängig von solchen Weltbildern, die das Wissenschaftsverständnis tangieren (Jax & Bröring, 1994; Wiegleb, 1989), so auch wissenschaftliche Konzepte der Operationalisierung ökologischer Nachhaltigkeit.

Wissenschaftliche Konzepte und daraus gewonnene Erkenntnisse sind historisch, kulturell und sozial bedingt (z.B. Schwarz & Trepl, 1998; Valsangiacomo, 1998). In unterschiedlichen gesellschaftlichen Kontexten entstehen Denkrichtungen, die vergleichbar mit Weltbildern sind. Die sie tragenden Denkstile bestimmen den Erkenntnisgewinn über den Untersuchungsgegenstand (Valsangiacomo, 1998).

> „Wir können (..) Denkstil als gerichtetes Wahrnehmen, mit entsprechendem gedanklichen und sachlichen Verarbeiten des Wahrgenommenen, definieren“ (Fleck, 1980, zitiert aus Valsangiacomo, 1998, S. 203).

Verschiedene Denkweisen innerhalb einer Disziplin existieren oft zeitgleich nebeneinander. Schwarz & Trepl (1998) zeigen die Entwicklung und Koexistenz verschiedener Denkweisen über Natur in Beziehung zu politischen und gesellschaftlichen Ideen im 19. und 20. Jhd.. Sie zeigen, dass die Ideen des Liberalismus und des Konservatismus Entsprechungen in Denkweisen über Natur fanden (vgl. Körner, 2000). Bilder und Naturauffassungen spiegelten gesellschaftliche und politische Strukturen wider. Es setzten sich die ökologischen Denkansätze durch, die am ehesten den gesellschaftlichen und politischen Ideen entsprachen. Teile dieser Haltungen sind bis heute in Traditionslinien der Ökologie und des Naturschutzes wirksam, "ohne dass diese ins Bewusstsein treten" (Konold, 2000). In öffentlichen wie wissenschaftsinternen Diskussionen werden diese Haltungen jedoch zu Hemmnissen einer Einigung, da die Positionen jeweils von der sachlichen "Richtigkeit" ihres Ansatzes überzeugt

sind. Das Naturverständnis wird hier zur limitierenden Rahmenbedingung einer Einigung um Leitbilder und Ziele des Naturschutzes (siehe Tabelle 7). Die Diskussion selbst aber wird auf der ökologisch-sachlichen Ebene geführt (siehe z.B. Beiträge in NUA, 1999): Natur sei an sich dynamisch und selbstorganisiert versus Natur sei Ort kultureller Spuren. In den Kapiteln 3 & 4 wurde gezeigt, dass beide Stellungnahmen in ein Hypothesen- und Theoriegebäude eingebettet werden können. Nicht nur die sachlichen Argumente sind also Hemmnis einer Einigung, sondern auch das (Selbst)Verständnis darüber, aus welcher Perspektive Natur betrachtet wird (Tabelle 7). Konold (2000) spricht in diesem Zusammenhang von einem Paradigmenwechsel, der sich in der Ökologie andeute. Dieser Vorstellung sollte jedoch bewusst entgegengesteuert werden. Denn ein Paradigmenwechsel von "Status-quo" nach "Dynamik" würde auch in Zukunft zu einer vorherrschenden Vereinheitlichung von Naturschutzzielen führen. Vor dem Hintergrund der Diskussion, die in Kapitel 5 geführt wurde, wird dagegen die These formuliert, dass die Diskussion "Status-quo versus Dynamik" weniger ein Paradigmenstreit, sondern vielmehr eine "ideologische Diskussion" ist, die vor Hintergrund unterschiedlicher Naturverständnisse und nicht-transparenter Naturschutzbegründungen (Ott, 2000b) argumentiert (vgl. Tabelle 9). Der zentrale Punkt ist also nicht, eine Einigung herbeizuführen, sondern vielmehr, in Zukunft auf der lokalen bzw. regionalen Planungsebene eindeutige Bezugsposition zu Naturverständnissen und ethischen Naturschutzbegründungen offen zu legen und diskursiv Planungsentscheidungen zuzuführen (siehe Kapitel 6.2).

Die Tatsache, dass Naturwissenschaft in ihren Theorien (Paradigmen) und Methoden in starkem Maße gesellschaftlich geprägt ist, legt aber auch in eindrücklicher Weise die Frage nahe, inwieweit heutiges "gesellschaftliches Denken" (im Sinne eines naturwissenschaftlichen "common sense") und gesellschaftliche Wertevorstellungen die Theoriebildung und die Methoden der Ökologie als Wissenschaft prägen. Von Interesse ist diese Frage gerade unter dem Gesichtspunkt des Langzeit-Charakters von Nachhaltigkeit als Leitbild zukünftiger Entwicklungen. Wenn heutige gesellschaftliche Denkweisen ökologische Arbeiten und Ergebnisse beeinflussen, wie werden diese Ergebnisse von zukünftigen Generationen bewertet werden? Kann die Naturwissenschaft heute über ein Erbe für nachfolgende Generationen reflektieren, wenn sich deren Wertevorstellungen und Denkweisen in einer Art entwickeln, die dann nicht mehr gesellschaftlich anerkannt wird? Diese Fragen legen erstens die Vermutung nahe, dass aktuelle Ansätze und Versuche, Nachhaltigkeitskonzepte auf Funktionsweisen (im Sinne von Naturgesetzen) von Natur zu basieren, motiviert sind in dem Bedürfnis, "objektive", bzw. intersubjektive, da naturwissenschaftlich und "modeunabhängig", Erkenntnisse über Natur zu formulieren (vgl. Güsewell & Falter, 1997). Zweitens wird aber auch ersichtlich, dass der Aspekt der intergenerationellen Gerechtigkeit in Zukunft auch innerhalb der Naturwissenschaften und ihrer Methoden kritisch reflektiert werden sollte.

Tabelle 9: Naturverständnisse und Argumentationsräume in der naturschutzfachlichen Diskussion "Statik versus Dynamik".

	Naturwissenschaftliche Argumente	**Kulturwissenschaftliche Argumente**
Naturverständnis	Natur als Ökosystem (Kap. 3), biozentrisch-holistische Position	Natur als Symbol und Ort kultureller Spuren (Kap. 4), utilitaristische, anthroporelative Position
Zielorientierung	Gewährleistung der natürlichen Dynamik, Selbstorganisation und Emergenz	Erhaltung der Symbole, Eigenart und Schönheit
Leitbilder orientiert an	Funktionalität, nicht-gesteuerte Dynamik, Vermeidung menschlicher Eingriffe	Erhaltung der Kulturlandschaft, Naturschutz als gesellschaftlicher Zweck
Diskussionen z.B. in	(Müller *et al*., 1997a; Müller *et al*., 1997b; Roweck, 1993; Wulf, 1995)	(Coch, 1998; Kowarik, 1998; Meyer-Abich, 1998; Panek, 1998; Wöbse, 1998; Wolters, 1995)
Vorgeschlagene Synthese	"Verzeitlichung des Naturschutzes" (Konold, 1998; Konold, 2000)	

Die gesamte Problematik der aufgeführten Hemmnisse wird nachfolgend aufgegriffen. Es werden Vorschläge gemacht, wie Naturschutz und naturschutzfachliche Planung in Zukunft gestaltet sein kann, um die genannten Hemmnissen in zukünftigen Forschungskonzepten und Konzepten zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit zu umgehen.

6.2 Zur Wirksamkeit theoretischer Überlegungen für die Lösung von Umweltproblemen

Im Folgenden wird diskutiert, welchen Beitrag die in den Kapiteln 3 bis 5 geführten Argumentationen von Relevanz in der derzeit aktuellen Nachhaltigkeitsdebatte sind.

6.2.1 Zur Wirksamkeit ethischer Überlegungen

In Kapitel 6.1 wurde die These aufgestellt, dass ethische Metakonzepte helfen, sowohl den naturalistischen Fehlschluss als auch die damit einhergehenden Bewertungsprobleme, die nicht-teleologischen Systemen anhaften, logisch konsistent aufzulösen. Diese These liegt dem anschließenden Kapitel zugrunde.

Die Umweltethik gliedert sich in drei Ebenen auf: (1) die philosophisch-ethische Ebene, (2)

die politisch-rechtliche Ebene und (3) die einzelfallbezogene Ebene. Der erstgenannte Punkt mündet in Diskursen, geführt auf globaler, kultur- und politikübergreifender Ebene, der zweite in politische Debatten, der dritte Punkt in Diskussionen regionaler und lokaler Entscheidungsträger (Ott, 2000a). Prinzipiell diffundieren die jeweiligen Festlegungen einer Ebene von oben nach unten.

6.2.1.1 Globale Ebene

Für die Lösung von Umweltproblemen auf globaler Ebene ist die philosophisch-ethische Ebene des Diskurses die entscheidende (Ott, 2000a). Eine Einigung um global wirksame Zielsetzungen auf der politisch-rechtlichen Ebene, wie beispielsweise die UN-Konvention von Rio 1992 zur Erhaltung der Biodiversität, muss daher in einer kulturübergreifend diskursiv geeinigten Ethik auf globaler Ebene verankert werden. Die in den Kapiteln 3, 4 & 5 aufgeführten Argumente und konzeptionellen Ansätze sind auf der Typus-Ebene von Ökosystemen formuliert. Entsprechend wurde die ethische Diskussion in dieser Arbeit auf einem relativ abstrakten Niveau, der ethisch-philosophischen Ebene geführt. Auf dieser Ebene der Diskussion, die in Kapitel 2.2 im Kontext von Nachhaltigkeit umrissen wurde, geht es um allgemeine und entsprechend abstrakte, "abgehobene" Naturschutzbegründungen (Ott, 2000a). Hier geht es um "objektive Gedankeninhalte" und "kritische Argumente" (ebd.), die an eine uneingeschränkte Diskursgemeinschaft adressiert sind (vgl. Abbildung 18). Die Kontroverse um ethische Geltungsansprüche ist auf dieser Ebene kulturübergreifend (Ott, 2000a). Beispielsweise wird hier die Kontroverse zwischen dem "Anthropozentrismus, bzw. Anthroporelativismus" (zu dem die utilitaristische Position zählt) und dem "Physiozentrismus" (zu dem die holistisch-biozentrische Position zählt) geführt. Diese beiden Positionen wurden in Kapitel 2 dargestellt und in Kapitel 5 hinsichtlich ihrer Kompatibilität mit dem Kriterium "Ökosystem-Funktionen" diskutiert. Dabei wurde gezeigt, dass Entscheidungen für eine der beiden Positionen maßgeblich über die Anwendbarkeit von Kriterien zur Umsetzung der des §1 BNatSchG und der Konvention von Rio zur Erhaltung der Biodiversität entscheidet. Stellvertretend für den Anthropozentrismus, bzw. Anthroporelativismus wurde die Arbeit von Wolters (1995) zitiert, der für Naturschutzbegründungen aus menschlichem Interesse argumentiert. Für den Physiozentrismus wurde die Arbeit von Meyer-Abich (1984) ausgewertet, der in seiner Position Naturschutzargumente vom Selbstwert der "Naturwesen" herleitet.
In Kapitel 5 wurde gezeigt, dass der Anthroporelativismus und eine entsprechende utilitaristische Position den größtmöglichen und gesellschaftlich tragfähigen Rahmen einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit über das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" bietet. Die ethischen Positionen biozentrisch-holistisch versus utilitaristisch führen zu grundlegend unterschiedlichen Standpunkten, "wessen Bedürfnisse" in einer entsprechenden Operationalisierung umsetzbar sind. Gerade in Mensch-Umwelt-Systemen, für die

Handlungsanweisungen für eine nachhaltig tragfähige Mensch-Umwelt-Interaktion formuliert werden müssen, ist die utilitaristische Position von entscheidender Relevanz: Im Kontext dieser ethischen Naturschutzbegründung, die von Wolters (1995) als "anthroporelative Ethik" bezeichnet wird, können gesellschaftlich akzeptierte Wertevorstellungen von Natur langfristig befriedigt werden (vgl. Wolters, 1995). Auch die geforderte gesellschaftliche Einigung um Wertevorstellungen in einem Diskurs (Werner, 1995; Dabbert *et al*., 1996) können im Rahmen der utilitaristischen Position ermittelt werden: Indem inhärente Werte gesellschaftlich zuweisbar werden, ist nicht mehr nur die Wissenschaft, sondern auch die Gesellschaft bei der Auswahl der Kriterien beteiligt. Das bereits in Kapitel 6.1.3 kritisierte "Privileg der Wissenschaft" löst sich in dieser ethischen Position auf. Die biozentrisch-holistische Position dagegen lässt die Möglichkeit des gesellschaftlichen Diskurses nicht per se offen, da intrinsische Werte keiner Einigung mehr bedürfen. Die Ökologie als Wissenschaft bleibt hier bei der Auswahl relevanter Kriterien privilegiert.

Als Ergebnis der Arbeit kann daher festgehalten werden, dass die utilitaristische Position sowohl in der Persektive auf Natur als auch in einer Ethik des Anthroporelativismus in zukünftigen Konzepten zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit die Rahmenbedingungen einer möglichen Operationalisierung vorgeben sollte. Den allgemein akzeptierten Forderungen nach diskursiven Methoden einer Operationalisierung von Nachhaltigkeit könnte so bereits in den "Konzeptwurzeln" nachgekommen werden.

6.2.1.2 Regionale und lokale Ebene

Die philosophisch-ethische Ebene findet Eingang in die politisch-rechtliche Ebene (vgl. Kapitel 2.2.1), wo es um die Festlegung normativer Regelungen und Zielsetzungen, beispielsweise in der Landesplanung, geht. Auf der regionalen und lokalen Planungsebene, also auf der Objektebene von Ökosystemen, sind Einzelfallentscheidungen nötig. Die Frage beispielsweise, welche Bedürfnisse zukünftiger Generationen in der Natur befriedigt werden sollen, ist erstens weniger eine kulturübergreifende, sondern eher eine fallbezogene, kulturkreisabhängige Fragestellung. Zweitens wurde in Kapitel 4 gezeigt, dass auch die Untersuchungsgegenstände selbst, nämlich die Landschaftselemente, als Individuen nicht abstrakt auf der Typus-Ebene behandelt werden können. Diese Ebene des Diskurses um zukünftige Wertevorstellungen ist also einzelfallbezogen. Es müssen hier "kasuistische Entscheidungen" (Ott, 2000a) in Diskussionen zwischen Entscheidungsträgern, Experten und Betroffenen "vor Ort" getroffen werden. Auf dieser Ebene fließen erstens zu entscheidende Konflikte aus der politisch-rechtlichen Ebene und zweitens aus der philosophisch-ethischen Ebene zusammen (vgl. Abbildung 18): Der Konflikt, ob in einem Gebiet Vorrangflächen für den Naturschutz ausgewiesen werden sollen oder nicht, ist ein politisch-rechtlicher, der einer

kasuistischen Entscheidung zugeführt werden muss. Die Frage, wie mit moralischen Konflikten, die sich beispielsweise vor dem Hintergrund einer physiozentrischen Ethik ergeben, diffundiert von der philosophisch-ethischen Ebene hinunter auf die Ebene der Einzelfallentscheidungen. Dies sei am Beispiel der nicht-einheimischen Arten erläutert. Der moralische Konflikt ist hier beispielsweise dieser: Wenn innerhalb einer physiozentrischen Ethik (vgl. Kapitel 2.2) alle Naturwesen einen gleichen, intrinsischen Wert haben, wie können dann Naturschutzmaßnahmen gegen nicht-einheimische Arten auf Naturschutzflächen moralisch einwandfrei begründet werden? Der moralische Konflikt einer Naturschutzbegründung liegt offen und muss einer Einzelfallentscheidung zugeführt werden. Innerhalb einer physiozentrischen Ethik sind Einzelfallentscheidungen aber schwer zu finden, eben da alle Naturwesen einen Wert an sich haben. Anthroporelative Ansätze dahingegen unterstützen die Diskussion um subjektive, gesellschaftlich zugewiesene Werte und unterstützen damit Einzelfallentscheidungen "vor Ort".

6.2.1.3 Implementierung in Forschungskonzepten

Die Implementierung ethischer Überlegungen in Forschungskonzepte ist auf der Meta-Ebene eines Projektansatzes anzusiedeln (siehe Abbildung 19). Auf der Meta-Ebene werden keine konkreten, naturwissenschaftlichen Ergebnisse erarbeitet, sondern deren Inhalte diffundieren auf die naturwissenschaftliche Objektebene hinunter. Die Meta-Ebene hilft, Rahmenbedingungen eines Forschungsansatzes vorzugeben und so beispielsweise bei der Ableitung von Zielsetzungen und Umweltstandards oder bei der Lösung moralischer Naturschutzkonflikte "intersubjektiv" vorzugehen. Diskussionen, ob nun eine Art auf einer Fläche geschützt werden soll oder nicht, würden somit teilweise aus naturwissenschaftlichen Expertengremien herausgehalten und bereits im Vorfeld ethisch-konzeptionell geklärt und als transparente Information dem Gesamtansatz auf der Ebene der Umsetzung zugeführt. Zum einen könnte so dem Vorwurf, naturschutzfachliche Planung sei subjektiv durch die Vorlieben und speziellen Fachkenntnisse der Bearbeiter belastet (vgl. Kapitel 6.1) entgegengewirkt werden. Zudem können so aber auch die Hemmnisse einer Einigung um Ziele und entsprechende Kriterien einer naturschutzfachlichen Planung (vgl. Kapitel 6.1) auf einer rationalen Meta-Ebene geklärt werden: Eine Ethik hilft, das "k.o.-Argument" des naturalsitischen Fehlschlusses zu umgehen. Ökosysteme sind zwar nicht-teleologische Systeme (vgl. Kapitel 6.1.1), durch eine ethisch begründete, transparente Vorgabe von Werten kann dieses Problem jedoch gelöst werden. Ökosystemare Werte werden dann beispielsweise im Rahmen einer anthroporelativen Ethik abgeleitet. Die Ökologie als Naturwissenschaft entledigt sich somit dem Problem ihrer disziplinären Begrenztheit bei der Zuweisung von Werten (vgl. Kapitel 6.1.2).

Mit einer Einigung auf eine Ethik geht die Einigung um Naturbilder einher: Im Kontext einer

anthroporelativen Ethik kann ein pluralistisches Naturbild, wie es in Kapitel 5.4 vorgeschlagen wurde ("Natur als Ökosystem" und "Natur als Symbol") in Kombination mit einer utilitaristischen Position des Anthroporelativismus zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit herangezogen werden. Sowohl dieses pluralistische Naturbild als auch die in diesem möglichen Zielvorgaben naturschutzfachlicher Planung müssen einzelfallbezogenen Entscheidungen auf der regionalen und lokalen Ebene zugeführt werden (s.o.).

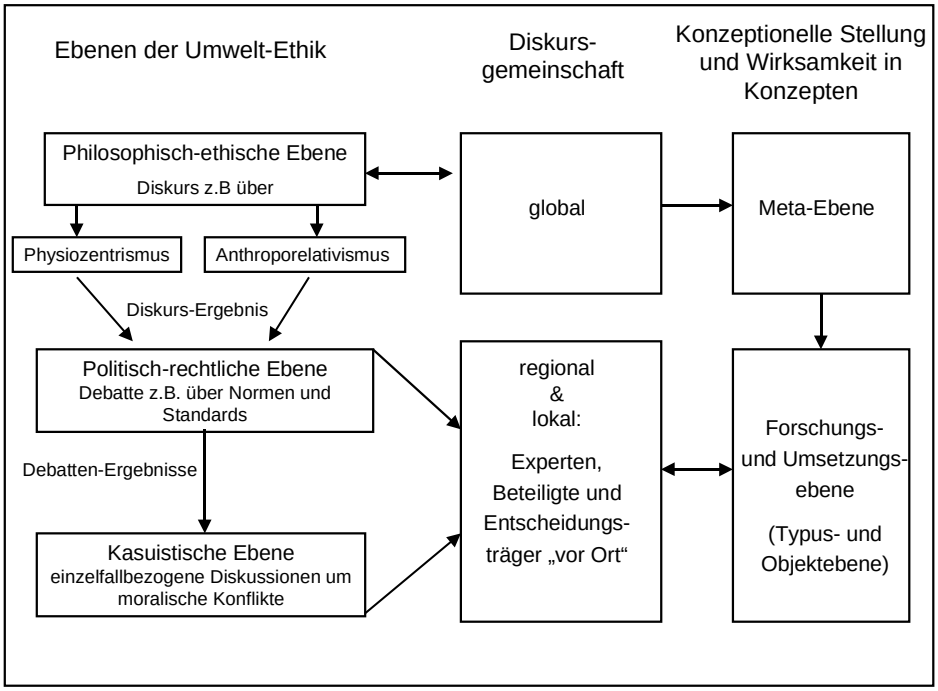

Abbildung 18: Zur Wirksamkeit ethischer Überlegungen bei der Lösung von Umweltproblemen auf der globalen, regionalen und lokalen Ebene sowie ihre konzeptionelle Implementierung in Forschungskonzepte.

Im Kontext des in Kapitel 5 vorgestellten funktionalen Beurteilungsrahmens würde sich das Vorgehen dann derart gestalten, dass eine Entscheidung für eine Ethik auf der Meta-Ebene sowohl die politisch-rechtliche als auch die kasuistische Ebene beispielsweise folgendermaßen beeinflussen: Eine utilitaristische Position des Anthroporelativismus ermöglicht, sowohl Symbole als auch Größen des Naturhaushaltes über eine langfristige Sicherung der Lebensraum-, Regelungs- und Kulturfunktion für kommende Generationen zu erhalten. Einzelfallentscheidungen, "wie viel" Kultur in der konkreten Landschaft erhalten bzw. neu entstehen soll, werden auf regionaler und / oder lokaler Ebene "vor Ort" in Diskussionen getroffen (siehe Abbildung 18 und 19).

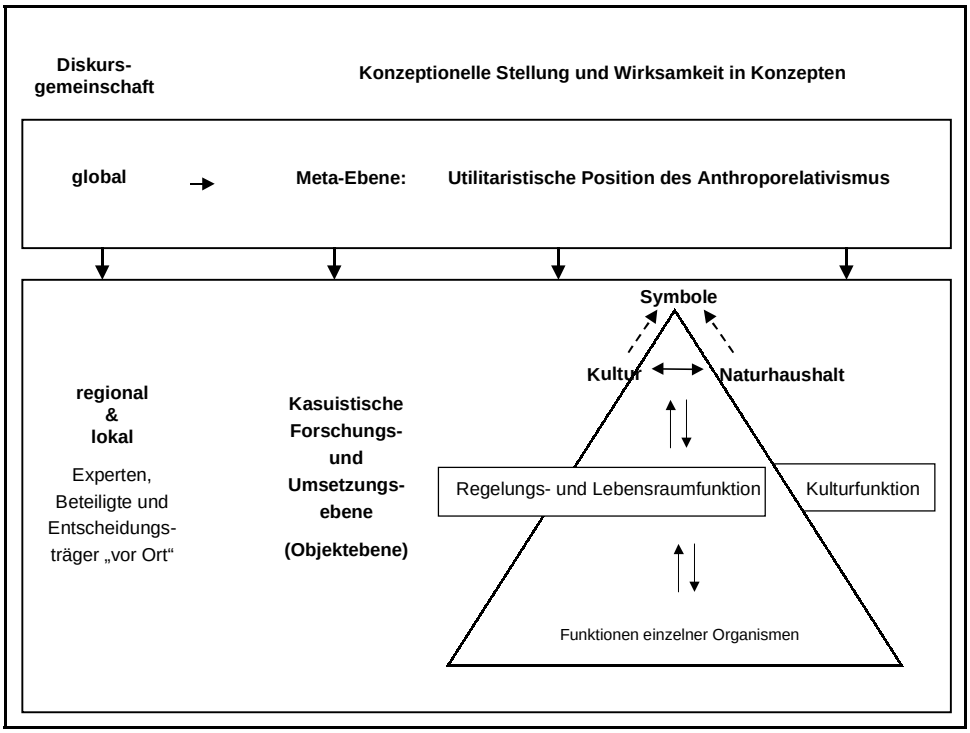

Abbildung 19: Implementierung einer utilitaristischen Position des Anthroporelativismus im Zuge der Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit über die Kriterien Regelungs-, Lebensraum- und Kulturfunktion.

6.2.2 Zur Wirksamkeit sozialer und kultureller Überlegungen

Im Kontext des bereits im vorherigen Kapitel 6.2.1 angesprochenen landschaftsplanerischen Entscheidungsprozesses sind neben ethischen Argumenten auch sozialpsychologische und kulturelle Aspekte von großer Bedeutung: Entscheidungen haben keine ausschließlich rationale Basis und sind nicht selten sowohl auf der naturschutzfachlichen Seite, als auch auf Seiten der Bürger und Entscheidungsträger stark emotional geprägt (Dierßen & Reiche, 2000). So wird sozialpsychologischen Überlegungen im Kontext eines effektiven und langfristig tragfähigen Naturschutzes in jüngerer Vergangenheit eine zunehmend wichtigere Rolle zugesprochen (Gebhard, 2000; Heiland, 2000). Emotionale Aspekte spielen dabei erstens bei der Wissensvermittlung durch Experten (Dierßen & Reiche, 2000), zweitens bei der Rezeption von Natur und Landschaft durch Nicht-Experten (Gebhard, 2000; Lange, 1999) und drittens bei Entscheidungsträgern (Heiland, 2000) eine oft unterschätzte Rolle. Nachfolgend wird der Frage nachgegangen, inwieweit die in den Kapiteln 4 & 5 dargelegten Überlegungen für die Zielgruppen der "naturschutzfachlichen Experten" und der "Bürger vor Ort einschließlich der Entscheidungsträger" zu einer besseren Wirksamkeit naturschutzfachlicher Planungen im Kontext von Nachhaltigkeit führen können.

6.2.2.1 Umweltprobleme sind auch Kulturprobleme

Die Lösung von Umweltproblemen, wie beispielsweise ein effektives Aufhalten des Artensterbens aufgrund anthropogener Störungen, sind ein klassisches Aufgabengebiet des Naturschutzes und der naturschutzfachlichen Planung. Naturschutz muss letztlich mit einem globalen Ansatz verwirklicht werden, da Natur "bekanntlich keine nationalen Grenzen kennt (Ellenberg *et al*., 2000). In der Literatur wird auf den Aspekt aufmerksam gemacht, dass die derzeitige Umweltkrise, die im Rahmen der Nachhaltigkeitsdiskussion zum zentralen Punkt der öffentlichen Diskussion wurde, viel eher eine Kulturkrise denn eine ökologische Krise sei (z.B. Kruse-Graumann, 1997; Valsangiacomo, 1998). Neben den Instrumenten des Naturschutzes auf internationaler und nationaler Ebene ist daher auch ein verantwortungsvoller, gesellschaftlich akzeptierter Umgang mit Natur zur Lösung dieser Probleme entscheidend (Gebhard, 2000). Vor dem Hintergrund der in Kapitel 4.4 dargestellten Begriffsdefinition und Argumentation bedeutet dies, dass die Verhaltenskonfigurationen einer Gesellschaft an die Natur angepasst werden müssen. In einem Verständnis von Kultur als verantwortungsvolles Umgehen mit "vorgefundenen oder selbstgeschaffenen Lebensgrundlagen“ (Wöbse, 1998) (vgl. Kapitel 4.4) ist Kultur nicht der Gegensatz von Natur, sondern der Begriff "Kultur" erfährt die Dimension eines verantwortungsvollen Umgangs mit einer sich in der Zeit entwickelnden Landschaft, in der Natur- und Kulturgeschichte unauflöslich miteinander verwoben sind (siehe Abbildung 20). Auch Ellenberg *et al*. (2000) betonen, dass Naturschutz in Zukunft sehr viel stärker als bisher als Kulturaufgabe zu verstehen ist. Die langfristige Sicherung von Natur muss daher über eine Anpassung der gegenwärtigen Kultur im Sinne einer Anpassung der Verhaltenskonfigurationen erfolgen. Dies mündet in die Formulierung von Mensch-Umwelt-Interaktionen, die dem Nachhaltigkeitsgedanken gerecht werden. In Kapitel 5.4 wurde gezeigt, dass die Regelungs- und Lebensraumfunktion, sowie die Kulturfunktion zentrale Kriterien einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit darstellen. Die Zielgröße der Anpassung gesellschaftlicher Verhaltenskonfigurationen muss also in Hinblick auf diese Funktionen auf der Objektebene von Ökosystemen erfolgen.

Die Operationalisierung von Nachhaltigkeit muss in entsprechende Mensch-Umwelt-Interaktionen münden. Die Stellgrößen nachhaltiger Mensch-Umwelt-Interaktionen sind dabei die Regelungs-, Lebensraum- und Kulturfunktion von Ökosystemen (Abbildung 20).

Handeln entwickelt sich immer im Rahmen und auf der Grundlage von Realem, beispielsweise Natur. Was als Natur jedoch identifiziert wird, ist in starkem Maße abhängig von der gesellschaftlichen Wahrnehmung im sozialen Kontext (vgl. Kapitel 4.4.1 & 6.1.3), ist also ebenfalls eine Kulturleistung (Gethmann, 1992). Gebhard (2000) betont dabei vor allem den Aspekt der Umweltbildung. Nach Ellenberg *et al*. (2000) sollte diese pädagogische Disziplin

die Chance nutzen, ethische, gesellschaftlich akzeptierte Werte bis zu einem gewissen Grade "pro Naturschutz" zu bewegen.

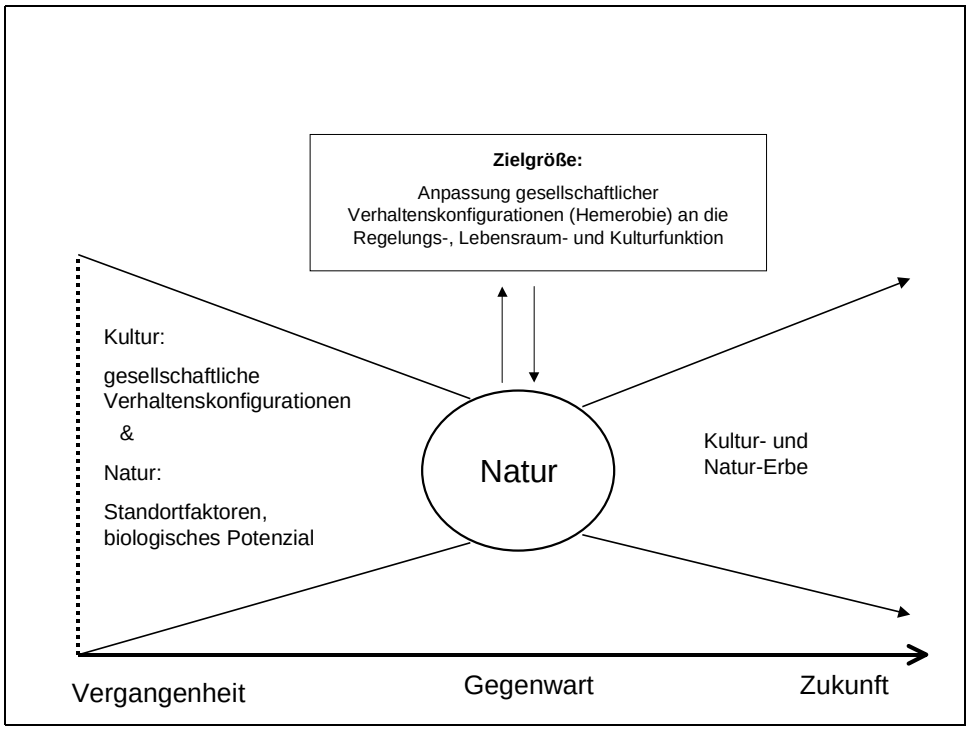

Abbildung 20: Anpassung der gegenwärtigen gesellschaftlichen Verhaltenskonfigurationen an die Regelungs- und Lebensraum- und Kulturfunktion. Erläuterungen: Im Falle historisch entstandener Elemente sollte der für die Erhaltung nötige menschliche Einfluss aufrecht erhalten werden (mittlere Hemerobie). Im Falle neu entstehender Elemente sollte ein möglichst geringer weiterer menschlicher Einfluss stattfinden.

Für Wissenschaftler und Wissenschaftlerinnen, die sich mit Umweltproblemen umsetzungsorientiert beschäftigen wollen, haben die bisher aufgeführten Argumente vor allem zwei Konsequenzen:

1. Die Wahrnehmung von Natur als Kulturleistung muss sowohl unter Experten als auch in der Bevölkerung derart sensibilisiert werden, dass ökologisch relevante Probleme erkennbar werden.
2. Das Bewusstwerden der Probleme muss in einen gesellschaftlichen Kommunikationsprozess begleitet werden, der gesellschaftlich wirksam werden kann und damit Nachhaltigkeit langfristig unterstützt.

6.2.2.2 Theoriegebäude und Selbstverständnis des Naturschutzes

Bisher wurde dargestellt, dass der Naturschutz und die naturschutzfachliche Planung aufgefordert sind, Entscheidungsträger und Bürger im Prozess "Nachhaltigkeit" zu unterstützen und Kriterien zur Verfügung zu stellen, die den Bedürfnissen zukünftiger Generationen gerecht werden. Offen sind bisher aber noch die Fragen, auf welche Wiisensstruktur Naturschutz zurückgreift und in welchem wissenschaftlichen Theoriegebäude er verankert ist?

Ist Naturschutz angewandte Naturwissenschaft?

An Ökosystem-Funktionen orientierte Ansätze, wie sie im Rahmen dieser Arbeit diskutiert wurden, zielen aus ökologisch-naturwissenschaftlicher Sicht auf die langfristige Sicherung der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen. Kulturell verankerte Denkweisen des Naturschutzes und des Denkmalschutzes dahingegen zielen auf die langfristige Sicherung eines kulturellen Erbes, indem Landschaft (1) die Funktion eines kulturellen Gedächtnisses übernimmt und (2) in dieser Landschaft "Symbole" erhalten werden, die "Heimat" vermitteln. Beide Aspekte zielen vor allem auf psychische Bedürfnisse nachfolgender Generationen. In den Kapiteln 4.2, 4.3, 5.1 & 5.2 wurde gezeigt, dass sich diese beiden Denkweisen sowohl wissenschaftstheoretisch, perspektivisch als auch methodisch ausschließen. Auch Güsewell & Falter (1997) zeigen, dass der Sinn, den Natur für die Menschheit transportiert, in einem szientistischen, naturwissenschaftlich-ökologischen Ansatz nicht berücksichtigt werden kann. Die Autoren betonen aber, dass der Symbolcharakter von Natur bzw. Kulturlandschaftselementen für diese und zukünftige Generationen in naturschutzfachliche Bewertungen integriert werden muss. Eine Einschränkung auf ökologische Kriterien sei "ein normativer Schritt von großer Tragweite und [dürfe] nur im Einzelfall mit besonderer Begründung und Erläuterung" erfolgen (ebd.).

Die Notwendigkeit des Naturschutzes, der ein gesetzlich festgelegter gesellschaftlicher Auftrag ist, ist in der Öffentlichkeit mehr oder weniger anerkannt. Naturschutz unterliegt in starkem Maße gesellschaftlichen Wertevorstellungen und finanziellen Vorgaben und ist daher stark mode- und konjunkturabhängig (Dierßen, 1999). Dem Naturschutz wird dabei unter anderem oft vorgeworfen, einer Theorie zu entbehren, die diesen Schwankungen "Objektivität" entgegensetzen würde (z.B. Henle, 1994; Plachter, 1995). Im englisch-sprachigen Raum beispielsweise hat sich eine Disziplin etabliert, die Fragen des Naturschutzes und eines nachhaltigen Umgangs mit Natur bearbeitet, die mit dem Begriff "Conservation Biology" belegt wurde (z.B. Crumpacker, 1998; Fiedler & Jain, 1992; Pickett *et al*., 1997; Pickett *et al*., 1992). Im Gegensatz dazu statuiert Henle (1994) für den Naturschutz im deutsch-sprachigen Raum, dass dieser zwar als "angewandte Ökologie" zu verstehen sei, in der sich die Aufgaben zwischen Naturschutz und Ökologie breit überschneiden. Im Gegen-

satz zur Ökologie aber habe der Naturschutz bisher erst ansatzweise eine Theorie entwickelt, in der eine konsequente, ökologisch fundierte Ableitung von Erhaltungszielen möglich wären. Der Naturschutz steht dabei u.a. in der Kritik, bei der Ableitung von Werten und Erhaltungsstrategien derselben den Kenntnisgewinn der theoretischen Ökologie nicht genügend zu berücksichtigen (ebd.). Funtowicz & Ravetz (1993) aber zeigen, dass angewandte Wissenschaft nicht zur Beratung von politisch brisanten Themen, wie beispielsweise die derzeitig aktuelle Umwelt- bzw. Kulturkrise, beiträgt, da sie harte Fakten geringer Unsicherheit produziert. In ihrem Verständnis könnte eine Naturschutz, der angewandte Wissenschaft ist, nur unzureichend zur Lösung umweltpolitisch relevanter Probleme beitragen. Trepl (1999) zeigt, dass Naturschutz als handlungsorientierte Forschungspraxis eine interdisziplinär zu lösende Aufgabe sei, deren Bearbeitung mitunter auf die Disziplin Ökologie verzichten kann. Ott (2000b) argumentiert in der gleichen Richtung und pointiert, dass Naturschutz keineswegs so etwas wie "angewandte Ökologie" sei, sondern soziale Praxis, mit der ein sozialer Zweck verfolgt würde.

Ein an naturwissenschaftlich beschreibbaren Ökosystem-Funktionen orientierter Ansatz (vgl. Kapitel 3.1: Fränzle *et al*., 1993; Müller, 1998b) ist in einem naturwissenschaftlichen Verständnis von Natur als Ökosystem verankert. Prinzipiell basiert ein solches Vorgehen auf einem szientistischen Naturwissenschaftsverständnis (Güsewell & Falter, 1997). Kulturell geprägte Arbeiten dahingegen sind in einem Verständnis von Natur als Symbol, Individuum und wesenhafter Landschaft verankert. Sie argumentieren auch kultur- und sozialwissenschaftlich. Ein solches Verständnis von Natur kann nicht ausschließlich in dem normal-naturwissenschaftlich-ökologischen Paradigma dynamischer Systeme und auch nicht ausschließlich in einem szientistischen Naturwissenschaftsverständnis verankert sein (ebd.). Eine Theorie des Naturschutzes kann sich in diesem Verständnis folglich nicht nur aus Kenntnissen der Ökologie rekurrieren (ebd.), sondern bedarf eines transdisziplinär strukturierten Wissens (Nowotny, 1997, 1999), sowie eines interdisziplinären Theoriegebäudes und einer entsprechend interdisziplinären Ausbildung (Ellenberg *et al*., 2000). In diese sollten Theorien über das Funktionieren von Gesellschaftsystemen (z.B. Krohn & Küppers, 1992; Luhmann, 1990; Luhmann, 1994) gleichermaßen einfließen wie Theorien über das Funktionieren von Ökosystemen (z.B. Müller, 1998a; Müller *et al*., 1997a; Müller *et al*., 1997b; Müller *et al*., 1998). Heiland (2000) betont außerdem, dass psychische, limitierende Faktoren auf Seiten der Entscheidungsträger und Beteiligten berücksichtigt werden müssen. Die methodische und theoretische Begrenzung einzelner umweltwissenschaftlicher Disziplinen, wie beispielsweise die Ökologie (vgl. Trepl, 1999), hemmt derzeit eine effiziente Operationalisierung von Nachhaltigkeit aus naturschutzfachlicher Sicht (vgl. Heiland, 2000).

Normative, transdisziplinäre Ansätze

Wenn Nachhaltigkeit als normativ konstruierter Prozess (Kruse-Graumann, 1997) verstanden wird und die Ökologie als Wissenschaft eine nicht-normative Wissenschaft ist (Trepl, 1999) können nur normative umweltbezogene Konzepte einen Beitrag zur Operationalisierung leisten. Ott (2000b) betont, dass ein derartiges, normatives Herangehen an Fragen zum Umgang mit Natur im Rahmen von Nachhaltigkeit in einem "post-normalen Wissenschaftsverständnis" ("post-normal-science") nach Funtowicz & Ravetz (1993) verankert sein muss. Während in der "normalen (also auch in der angewandten) Wissenschaft" Werte und Normen ausgeklammert werden müssen, ist "post-normale Wissenschaft" u.a. charakterisiert durch eine abnehmende Härte der Fakten, die mit naturwissenschaftlichen Methoden hergeleitet werden (vgl. Kapitel 6.1.1). Stattdessen nimmt die "Weichheit der Fakten" zu, es kommt zu einer "Pluralität nicht-äquivalenter, legitimer Perspektiven" (Haag & Kaupenjohann, 1999), die einer Einigung durch Beteiligte, Träger öffentlicher Belange und "Lobbyisten" zugeführt werden müssen. Naturschutzfachliche Planer sind dabei aufgefordert, diesen Prozess sachlich beratend zu begleiten und zu unterstützen (Dierßen & Reiche, 2000). Dazu ist nicht nur ein neues Selbstverständnis von Planern gefordert (ebd.), sondern vor allem ein Naturwissenschaftsverständnis, das sich von klassischen naturwissenschaftlichen Vorstellungen von Ursache-Wirkungsbeziehungen löst (Böhme & Grebe, 1993) und Normen als "harte" Randbedingung zukünftiger Entwicklungen sowohl wissenschaftstheoretisch als auch methodisch integriert. Böhme & Grebe (1993) kommen in ihrer Analyse der Stellung von Naturwissenschaft im Kontext von zu lösenden Umweltproblemen zu dem Ergebnis, dass die Naturwissenschaft die materielle Aneignung von Natur durch den Menschen[34] bisher unzureichend berücksichtigt hat. Naturwissenschaftliches Wissen und Erkenntnis sind im Prinzip technisch orientiert und produzieren "Kontroll- und Herrschaftswissen" (ebd.). Die Vorstellung, man könne Natur technisch manipulieren und kontrollieren, spiegelt sich im Verständnis von Böhme & Grebe (1993) zum Beispiel eben in der wissenschaftlichen Erstellung von Ursache-Wirkungsbeziehungen wider (vgl. Kapitel 3.2 & 4.1.1.2). Diese sollen in Planungsinstrumente implementiert und Entscheidungsträgern dann zur Verfügung gestellt werden. Im Idealfall sollen diese mittels des zur Verfügung gestellten Wissens und entsprechender Instrumente in die Lage versetzt werden, ihre Ziele zu definieren und zu regulieren. Bei der Entwicklung von Planungsinstrumenten zum Zwecke der Politikberatung (z.B. Dabbert *et al*., 1999) ist also das Naturwissenschaftsverständnis von entscheidender Relevanz: Denn aus der klassischen, naturwissenschaftlichen Sicht sind Planungsinstrumente unzulänglich, da sie auf öffentlich zugängliche Datensätze zurückgreifen müssen und daher mitunter auf aus natur-

[34] Anm.: Der Begriff "materielle Aneignung von Natur" drückt aus, dass diese vom Menschen konsumiert und genutzt wird.

wissenschaftlicher Sicht unscharfen Ursache-Wirkungsbeziehungen basieren. Dieses Vorgehen der Planung wird von der Naturwissenschaft oft kritisiert (vgl. Kapitel 4.2.1). Böhme & Grebe (1993) vertreten nun die These, dass der rein naturwissenschaftliche Zugang einer Entwicklung von Planungsinstrumenten unter anderem daher der falsche ist, da Naturwissenschaft *außerhalb normativer Betrachtungen* agiert. Naturwissenschaft sei in ihrem Erkenntnisgewinn "eine menschenfreie Wissenschaft" (ebd.). Das bedeutet, dass die Aneignung von Natur durch den Menschen sich methodisch nicht auf den "Wissenstyp Naturwissenschaft" ausgewirkt hat (ebd.) und dieser Wissenschafts- und Wissenstyp folglich nicht geeignet ist adäquate Planungsinstrumente zu entwickeln.

Als Ergebnis dieser Arbeit wurde in den Kapitel 5 & 6.1 herausgestellt, dass eine Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit (1) gesellschaftliche Bedürfnisse berücksichtigen muss und (2) mit Unschärfen im Verhalten von Ökosystemen und gesellschaftlichen Entwicklungen "umgehen" muss. Im Zuge einer utilitaristischen Position des Anthroporelativismus entscheidet die gesellschaftliche Bestimmung von Natur über deren weitere Entwicklung (Kapitel 6.2.1). Diese gesellschaftliche Bestimmung muss in Zukunft auch ein Thema der Naturwissenschaft werden (Böhme & Grebe, 1993). Dabei müssen gesellschaftliche Ziele mit den Möglichkeiten der Natur abgestimmt werden und in normative Regeln transformiert werden. So kann nach Böhme & Grebe (1993) eine nachhaltige Mensch-Umwelt-Interaktion gestaltet werden. Dazu müsste die Naturwissenschaft normative Faktoren, die das gesellschaftliche Verhalten betreffen, in ihre Methoden und Theoriegebäude integrieren. Ein entsprechender konzeptioneller Ansatz wurde in Kapitel 5.3 vorgestellt und in Kapitel 6.2.1.3 um ethische Komponenten erweitert. Die zentralen Kriterien auf der Typus-Ebene von Ökosystemen sind die Regelungs-, die Lebensraum- und die Kulturfunktion. Die klassische Naturwissenschaft der Neuzeit und das dazu gehörende szientistische Naturbild bietet für eine solche Integration normativer Aspekte derzeit keine Möglichkeiten (Trepl, 1999).

Böhme & Grebe (1993) schlagen als Alternative eine "soziale Naturwissenschaft" vor, die in der Theoriebildung und Methodenentwicklung von Mensch-Umwelt-Interaktionen ausgeht und normative Bedingungen, wie beispielsweise gesellschaftliches Verhalten, integriert. In der Umweltplanung findet dieses Selbstverständnis mittlerweile Eingang. So haben beispielsweise Dabbert *et al*. (1999) die Schwachstelle erkannt, dass Instrumente der Umweltplanung von Mensch-Umwelt-Interaktionen ausgehen und diese abbilden müssen. Entsprechend zielen sie in der Entwicklung ihres Landschaftsmodells darauf, "landschaftliche Zusammenhänge unter Berücksichtigung von Aktivitäten des Menschen in mathematischen, räumlich konkreten Modellen abzubilden" (Dabbert *et al*., 1999, S.1) und für Zwecke der Politikberatung zur Verfügung zu stellen (Hermann, 1999c).

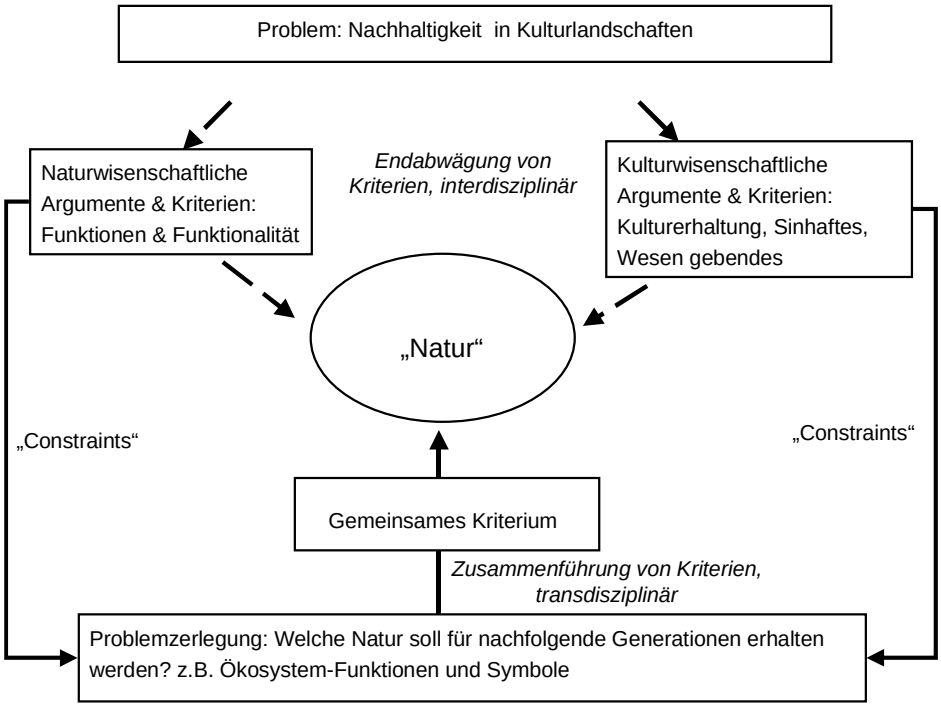

Abbildung 21: Interdisziplinäre versus transdisziplinäre Ansätze einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit.

In der Vorstellung des alternativen Naturwissenschaftsverständnisses von Böhme & Grebe (1993) sollen zukünftig ähnlich wie in der Medizin die klassischen naturwissenschaftlichen Disziplinen und deren Erkenntnisse beibehalten und eine Integration (statt Addition) verschiedener Disziplinen vorgenommen werden. Diese These von Böhme & Grebe (1993) unterstützt die vor dem Hintergrund dieser Arbeit entwickelte Vorstellung, dass Naturschutz in einem transdisziplinären Theoriegebäude[35] etabliert werden muss, die naturwissenschaftlich-ökologische, soziale, kulturelle, ethische und ökonomische[36] Disziplinen integriert: Dies fordert, anstatt von Disziplinen und deren Grenzen ausgehend stärker von Kernproblemen ausgehend zu denken und deren Lösung transdisziplinär herbeizuführen. Auch Böhme & Grebe (1993) unterstreichen die Notwendigkeit im Umgang mit Naturschutzfragen: anstelle der "scientific communities" fordern die Autoren, in Zukunft "Problemgemeinschaften" zu bilden (vgl. Abbildung 21), die mit konkretem räumlichen Bezug versuchen, ihr Wissen

[35] Transdisziplinär: Probleme werden disziplinenunabhängig in Kernfragen zerlegt. Diese werden mit Wissen und Methoden all der Disziplinen bearbeitet, die zu der Beantwortung dieser Kernfragen gebraucht werden (Jaeger, 1998). Die disziplinübergreifende Arbeit ist also nicht von Methoden und Theorien einzelner Disziplinen geleitet, die dann in Kooperation zusammengeführt werden müssen, sondern bereits vom Ausgangspunkt des Forschungsprozesses her problemorientiert.

[36] Ökonomische Aspekte wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

problembezogen, disziplinenübergreifend zu strukturieren und kontextbezogene Löungen zu erarbeiten (Nowotny, 1997). Naturschutz bedarf dann keiner (eigenen) Theorie, sondern einer Neuorientierung in der Produktion von Wissen nach Modus 2 im Sinne einer problembezogene Rekonfiguration von bereits vorhandenem Expertenwissen aus unterschiedlichen Disziplinen (Nowotny, 1997).

Die Planung von nachhaltigen Mensch-Umwelt-Interaktionen: eine naturschutzfachliche Beratungsaufgabe?

Auf Seiten der Ökologie ist das Bewusstsein vorhanden, dass im Umgang mit der Umweltkrise stärker als bisher auf die Vermittlung von Problemen des Natur- und Umweltschutzes wert gelegt werden muss, um diese einer breiten Öffentlichkeit verständlich und zugänglich zu machen (z.B. Kaule *et al*., 1994; Dierßen, 1999; Dierßen & Reiche, 2000). Wachsende Kenntnisse aus der Ökosystemforschung über allgemeine Eigenschaften und Funktionsabläufe in komplexen Ökosystemen (vgl. Kapitel 3) stehen dem Naturschutz zur Verfügung und sollen zu einem rationaleren Zugang zu Naturschutz- und Umweltproblemen führen (Dierßen, 1999).

In Kapitel 4.1.1.2 wurde als Schwachstelle ökologisch-naturwissenschaftlicher Ansätze einer Operationalisierung vor allem der Punkt der Prognoseunsicherheit von Ursache-Wirkungsbeziehungen angeführt. Dieser Aspekt wird in der Literatur als entscheidendes Hemmnis einer effektiven Operationalisierung normativer Konzepte in Mensch-Umwelt-Systemen diskutiert (z.B. Funtowicz & Ravetz, 1993; Jessel, 2000). Dabei steht die Frage im Vordergrund, wie mit diesem bisher aus naturwissenschaftlicher Sicht nicht lösbaren Problem in Zukunft umgegangen werden kann? In der Literatur herrscht Einigkeit darüber, dass eine zielführende Operationalisierung in einem gesellschaftlichen Diskurs durchzuführen ist (Dabbert *et al*., 1996; Werner, 1995). In Kapitel 6.2 wurde dargelegt, dass dieser Diskurs in Zukunft stärker als bisher in eine allgemein akzeptierte Ethik integriert werden sollte, deren moralischen Verpflichtungen auf die regionale und lokale Ebene der Entscheidungsträger "hinunter diffundiert". Dierßen & Reiche (2000), Heiland (2000) und Kaule *et al* (1994) betonen dabei die zentrale Stellung von Kommunikations- und Kooperationsstrukturen zwischen Wissenschaftlern, Planern und an der Planung Beteiligten, wie beispielsweise Träger öffentlicher Belange und Akteure. In einer Studie über die Umsetzung von Zielen des Natur- und Umweltschutzes mittels der Landschaftsplanung identifizierten Kaule *et al*. (1994) mehrere Hemmnisse einer effizienten Umsetzung, deren zentraler Punkt vor allem in den Vermittlungsschwächen von Umweltfachwissen durch Planer an die lokalen Entscheidungsträger liegt (vgl. auch Dierßen & Reiche, 2000). Als Lösungsvorschlag für die Zukunft wird ein stärker betontes didaktisches Element in der Ausbildung von Planern gefordert (Kaule *et al*., 1994).

Funtowicz & Ravetz (1993) sowie Jessel (2000) sehen die Probleme schlecht vermittelten Umweltfachwissens gerade in der Unsicherheit von Prognosen (vgl. Kapitel 4.1.1.2) und in der Komplexität des Untersuchungsgegenstandes (vgl. Kapitel 3.1). Die naturschutzfachliche Planung steht dabei in dem Dilemma, Datenmaterial und Fachwissen derart aufbereiten zu müssen, dass einerseits möglichst fundierte, im Modell abgesicherte Prognosen möglich sind und diese andererseits aber auch umweltpolitisch wirksam vermittelbar sein müssen. Neben dem bereits diskutierten Problemkreis unsicherer Prognosen fordert dies aber vor allem auch ein stärker beratendes Selbstverständnis der naturschutzfachlichen Planung (Dierßen & Reiche, 2000). Professionelle Beratung ermöglicht, im Gegensatz zu angewandter Wissenschaft, mit Unsicherheiten im Systemverhalten umzugehen (Funtowicz & Ravetz, 1993). Ein solcher Umgang akzeptiert die Möglichkeit mehrerer möglicher System-Entwicklungen in der Zukunft. Im Zentrum der Beratung stehen dann weniger harte Fakten einer modellgestützt ermittelten Prognose, sondern gut strukturierte Informationen, die den Entscheidungsträgern und Bürgern vor Ort zur Verfügung gestellt werden. Diese sollten so aufbereitet sein, dass zwischen "relevanten Informationen" und "Zusatzinformationen" unterschieden wird (Jessel, 2000). Relevante Informationen benennen die naturwissenschaftlich abgesicherten Rahmenbedingungen zukünftiger Entwicklungen (ebd.). Relevante Informationen (relativ "harte Fakten") basieren auf Expertenwissen im Sinne nachgewiesener Zusammenhänge. Dieses Expertenwissen wird bezogen auf zu erwartende Auswirkungen einer Maßnahme und durch die Beratung zur Verfügung gestellt. So können beispielsweise Flächenzerschneidungen und Immissionsbelastungen durch den Verkehr als relevante Informationen bei der Planung einer neuen Straße mit Hilfe GIS-basierter Planungsinstrumente herangezogen werden (z.B. Stauch, 2000). Zusatzinformationen betonen den "weichen Charakter" ökologisch relevanter Aspekte. Sie betreffen Randbedingungen möglicher Folgen, die jedoch nicht mit Sicherheit eintreffen, wie beispielsweise die Reaktion einer Tierpopulation auf zu erwartende Immissionsbelastungen. Neben ökologischen Aspekten können dies aber auch gesellschaftliche Reaktionen sein, wie beispielsweise ein sich änderndes gesellschaftliches "Verkehrsverhalten" (Lederer, 1979). Vor allem im Umgang mit Mensch-Umwelt-Systemen sind diese weichen Fakten von besonderer Bedeutung: Viele ökologisch relevante Entwicklungen, beispielsweise in der Agrarstruktur, hängen entscheidend von der Entwicklung der Sozialstruktur und ökonomischer Randbedingungen ab (Jessel, 2000). Derart komplexe Zusammenhänge können nur auf der Grundlage mehrerer möglicher Zukunftsszenarien abgebildet werden (Lederer, 1979; Jessel, 2000). Szenariotechniken sind ein geeignetes Mittel, solche Mehr-Ziel-Operationen darzustellen und in den politischen Entscheidungsprozess einzubringen (Jessel, 2000). In diese Szenarien müssen jedoch neben ökologischen Kenngrößen auch gesellschaftliche Verhaltenskonfigurationen im Sinne von Kultur (vgl. Kapitel 4.4) eingehen. Eine zentrale Aufgabe naturschutzfachlicher Forschung in der Zukunft liegt daher in

der Strukturierung "harter" und "weicher" Informationen über (1) Mensch-Umwelt-Systeme, (2) Mensch-Umwelt-Interaktionen und (3) deren Implementierung in Planungsinstrumente zum Zweck einer z.B. naturschutzfachlichen, verantwortungsvollen Politikberatung (vgl. Dierßen & Reiche, 2000). Ein solches Vorgehen würde außerdem sicherstellen, dass der Forderung der Enquete-Kommission (1997), eine Operationalisierung von Nachhaltigkeit immer wieder an die Bedürfnisse und Wertevorstellungen einer Gesellschaft und eines Kulturkreises anzupassen, entsprochen wird. Auch sozialen und wirtschaftliche Entwicklungszuständen, die einem permanenten Wandel unterliegen (Kruse-Graumann, 1997; Jessel, 2000), könnten auf diese Weise bei einer Operationalisierung immer wieder berücksichtigt werden.

Wege zu nachhaltigen Mensch-Umwelt-Interaktionen: Naturschutz und gesellschaftliche Resonanz

Auch Luhmann (1990) untersucht die Potenziale und Hemmnisse einer effektiv umgesetzten Umweltpolitik in der kommunikativen Interaktion auf der Ebene von Mensch-Umwelt-Systemen (1) zwischen funktionalen gesellschaftlichen Subsystemen, z.B. Politik und Naturwissenschaft und (2) zwischen der Natur und dem Mensch: Die moderne Gesellschaft ist in einer funktional-systemischen Betrachtung ebenfalls in funktionale Subsysteme unterteilt (Politik, Naturwissenschaft, Jura, etc.). Die wichtigsten Teilsysteme der Gesellschaft sind heute auf jeweils eine, für sie spezifische und nur für sie vorrangige Funktion eingestellt (ebd. S. 74). Luhmann leitet aus diesem Formprinzip einen erschwerte Resonanzfähigkeit der Gesellschaft bezüglich lebensweltlicher Umweltprobleme ab. Eine umweltpolitisch wirksame Kommunikation müsste über die Grenzen dieser funktionalen gesellschaftlichen Subsysteme hinaus erfolgen, um zu lebensweltlich erfahrbarer Kommunikation zu werden und zu gesellschaftlicher Resonanz zu führen. Er identifiziert dabei mehrere aufeinander aufbauende Hemmnisse in der Kommunikationsstruktur:

1. Kommunikation zwischen Natur und Gesellschaft,
2. Bewusstwerden eines Problems - Resonanz der Gesellschaft auf das Problem,
3. gesellschaftlich wirksame Kommunikation,
4. Kommunikation zwischen Gesellschafts- und Naturwissenschaftssystemen mittels differenzierter Codierung des Sachverhaltes durch Kriterien.

Die Analyse von Luhmann (1990) basiert auf der Differenz zwischen System und Umwelt (vgl. Kapitel 3). Danach ist Resonanz auf ein Problem in einem System bzw. Subsystem nur dann möglich, wenn die das Problem verursachende Komponente nicht Umwelt des Systems, sondern Bestandteil des Systems selbst ist. Solange Natur nicht Bestandteil gesellschaftlicher Systeme ist, produzieren Umweltprobleme lediglich ein "Rauschen" in der Kom-

munikation gesellschaftlicher Funktionssysteme (Immler, 1989). Gesellschaftliches Verhalten aber ist nur auf der Basis gesellschaftlicher Resonanz möglich: Resonanz zeigt sich im Bewusstwerden des Problems, und vor allem in einer handlungswirksamen Kommunikation über das Problem. Umweltrelevante Sachverhalte, wie beispielsweise tote Fische im Rhein nach einem Chemieunfall, an sich lösen jedoch keine Resonanz in der Gesellschaft aus. Und auch vom gesellschaftlichen Bewusstsein bis zu einer gesellschaftlich wirksamen Kommunikation ist ein langer Weg zu bewältigen. Daraus leitet Immler (1989) ab, dass die Gesellschaft nur dann auf umwelt- bzw. naturschutzfachlich relevante Probleme reagieren kann, wenn Natur Bestandteil des Gesellschaftssystems ist, bzw. Sensibilität für das Problem bereits im Gesellschaftssystem vorgesehen ist. Die Gesellschaft kann also nur die Umwelt-Informationen in Kommunikation und letztlich in Handlung transformieren, die sie von der Umwelt als Subsystem des eigenen Systems erhält ("Mensch-Umwelt-System"). Diese Transformation kann nicht stattfinden, wenn die Umwelt außerhalb des Gesellschafts-Systems steht, wie dies spätestens seit dem Ende des 19. Jahrhunderts der Fall ist (Böhme & Grebe, 1993) und sich in der szientistischen, in Kapitel 3 dargestellten Perspektive auf Natur äußert (Jax, 1996). Stattdessen ist eine Endoperspektive auf Natur, deren Notwenigkeit in Kapitel 4 gezeigt wurde, nötig (Nowotny, 1996).

Gestaltung von Mensch-Umwelt-Systemen

In einer hierarchischen Beschreibung würde dies bedeuten, dass entweder Natur als Subsystem höherer hierarchischer Ebene gesellschaftliches Handeln auf niedrigerer Ebene steuert, oder gesellschaftliches Handeln auf höherer Ebene Natur auf niedrigerer Ebene steuert. Der zweite Fall birgt erneut die Gefahr, dass das Systemverhalten von Natur auf niedrigerer Ebene ebenfalls nur Rauschen auf höherer Ebene produziert, solange es nicht zu Hierarchiebrüchen im System kommt (vgl. Kapitel 3). Der erste Fall dagegen würde bedeuten, dass Natur die Limitationen gesellschaftlichen Handelns vorgibt. Damit könnte gesellschaftliches Handeln langfristig verantwortungsvoll gestaltet werden (Böhme & Grebe, 1993). Die Integration ethischer Normen (siehe Kapitel 6.2.1), eine normative Regulierung gesellschaftlichen Handelns ausgehend von der Regelungs-, Lebensraum- und Kultur-Funktion (siehe Kapitel 6.2.2), sowie ein beratendes Selbstverständnis des Naturschutzes (siehe Kapitel 6.2.2.2) würden hierzu einen Beitrag leisten.

Handlungsorientierte Codierung

Gesellschaftliche Funktionssysteme strukturieren ihre Kommunikation durch einen binären, zweiwertigen Code, der dritte Möglichkeiten ausschließt. Der klassische Fall eines binären Code ist der der Wissenschaft: wahr - unwahr (Luhmann, 1990, S. 76). Am Beispiel Nachhaltigkeit wäre der binäre Code nachhaltig - nicht nachhaltig. Am Beispiel nachhaltiger

Mensch-Umwelt-Interaktionen könnte der Code "richtiges - nicht-richtiges Handeln" heißen. Dieser Code ist im Unterschied zum klassischen naturwissenschaftlichen Code normativ. Mit naturwissenschaftlichen Methoden ist dieser nicht quantifizierbar (Kapitel 6.1 & 6.2; vgl. Böhme &Grebe, 1993). Solche binären Codes sind Duplikationsregeln, in denen sich die eine Position erst durch ihre Gegenposition erklärt. Es handelt sich dabei um "harte" Bewertungen, die nicht lernfähig sind (Luhmann, 1990). Im Sinne der eingangs der Arbeit formulierten Forderung nach flexiblen Ansätzen der Operationalisierung von Nachhaltigkeit (Kapitel 1.1) sind binäre Codes ein großes Hemmnis, da sie nicht-lernfähige Regeln von Wahrheit - bzw. Nicht-Wahrheit vorgeben. Auf der Grundlage der in dieser Arbeit gezeigten Problematik sich verändernder gesellschaftlicher Wahrnehmung von Natur und nicht-vorhersagbarer Bedürfnisse nachfolgender Generationen muss der binäre Code erweitert werden, bzw. spezifiziert werden. Luhmann (1990) zeigt, dass dies durch eine Differenzierung zwischen den binären Positionen, also beispielsweise der Erklärung dessen, was Wahrheit von Unwahrheit unterscheidet. So können sogenannte Programme entwickelt werden, die die Zuordnung eines Sachverhaltes zu Positionen und Gegenpositionen regeln. Dies entspricht dem Vorgang der Operationalisierung von Konzepten (vgl. Kapitel 1). Das Programm der Operationalisierung bietet Zuordnungsvorschriften zu einer der beiden Gegenpositionen. Dafür sind Kriterien der Zuordnung nötig. Kriterien müssen sich auf die Positionen beziehen, sind aber selbst nicht Pol des Codes. Das bedeutet, dass die Werte der Codes selbst keine Kriterien sind - also Wahrheit selbst ist kein Wahrheitskriterium, nachhaltig kein Nachhaltigkeitskriterium. Kriterien sind Teil eines Programms und bieten somit eine Erweiterung der klassischen Codes. Durch die Wahl der Kriterien sind Programme, im Gegensatz zu binären Codierungen, lernfähig. Die Kriterien können verändert werden, die Codes nicht. Daher muss betont werden, dass bereits die Wahl der Kriterien über die Umsetzbarkeit und Effizienz einer Operationalisierung entscheidet. Es muss die Frage gestellt werden, inwieweit das in dieser Arbeit diskutierte Kriterium "Ökosystem-Funktionen" den Code "nachhaltig - nicht nachhaltig" spezifizieren kann.

Im Rahmen des Projektes "Nachhaltige Produktion und Nutzung nachwachsender Energieträger", in dessen Rahmen die vorliegende Arbeit entstand, erfolgt die Erklärung dessen, was nachhaltig oder nicht-nachhaltig sei, über die langfristige Sicherung von Ökosystem-Funktionen (siehe Kapitel 1). Merkle (2000) zeigt eine Methode zur Charakterisierung von "Ökosystem-Funktionen", die es erlaubt, vor dem Hintergrund einer szientistischen Perspektive auf "Natur als Ökosystem" eine eindeutige Zuweisung von landwirtschaftlichen Emissionen zu Ökosystem-Funktionen zu vollziehen. Mittels funktionsbezogener Grenzwerte konnte die Autorin zeigen, dass sowohl energetische als auch stoffliche Störfaktoren aus der Umwelt einer Entscheidung zugeführt werden können, ob landwirtschaftliche Maßnahmen

als nachhaltig oder nicht-nachhaltig zu beurteilen sind. Daraus kann der Schluss gezogen werden, dass über die Ableitung kriterien-spezifischer Grenzwerte eine Operationalisierung des Codes "nachhaltig - nicht nachhaltig" aus naturwissenschaftlicher Perspektive, auf der Basis von naturwissenschaftlichem Expertenwissen, möglich ist. Dieses Instrument integriert bisher jedoch keine normativen Größen gesellschaftlicher Bedürfnisse. Bei der Auswahl von ökosystemaren Wirkungsindikatoren, die die Zielgröße der Beurteilung "nachhaltig - nicht-nachhaltig" sind, wird bislang auf sektorales Expertenwissen der Naturwissenschaft zurückgegriffen (Merkle, 2000).

Ein zusätzlicher zentraler Aspekt bei der Wahl von Kriterien, die in Planungsinstrumente implementiert werden, ist aber auch, dass diese darüber entscheiden, (1) inwieweit die Kriterien in der Gesellschaft kommunizierbar sind und (2) inwieweit sie normative Aspekte menschlichen Handelns integrieren (s.o.). Die Wahl der Kriterien ist also einer der entscheidenden Zugänge zu einer gesellschaftlich tragfähigen Operationalisierung eines Programms. Auf diese sprachliche Dimension umweltpolitisch relevanter Probleme weist auch Heiland (2000) hin. Über den Erfolg einer Operationalisierung von Nachhaltigkeit entscheidet also auch der sprachliche Ausdruck von Kriterien.

Aufbauend auf diese Diskussion muss für die Zukunft auch die Frage gestellt werden, ob das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" ein lebensweltlich kommunikationsfähiges Kriterium ist. Dazu sollte die Bedeutung und Assoziation von Nicht-Naturwissenschaftlern, also beispielsweise von lokalen Entscheidungsträgern, zu diesem Kriterium untersucht werden. Dies könnte mit der von Hard (1969) entwickelten Methode des "semantischen Hofs" eines Wortes erfolgen[37]: Diese würden dann die Kommunizierbarkeit des Kriteriums in der Gesellschaft überprüfen und einen wichtigen, bisher wenig beachteten Beitrag zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit leisten (vgl. Heiland, 2000).

6.2.3 Zur Relevanz für die Ableitung von Grenzwerten

Handlungsrestriktionen für landwirtschaftliche Emissionen werden beispielsweise an Belastungsgrenzen, die in normativ verbindliche Grenzwerte münden, ausgerichtet (Härdtlein *et*

[37] Diese Methode spezifiziert einen Begriff mittels zu diesem lose assoziierbarer, möglichst vieler Wortpaare. Testpersonen geben auf einer Skala von eins bis sieben an, mit welchem Pol eines solchen Wortpaares sie den getesteten Begriff assoziieren. Wortpaare zum Test der Aussagekraft des Kriterium "Ökosystem-Funktionen" sollten dabei die in dieser Arbeit als relevant eingestuften sozio-ökologischen Aspekte von Nachhaltigkeit, also das Bedürfnis nach Geschichte, Heimat und Schönheit, aufnehmen.

al., 2000a). Belastungsgrenzen, die beispielsweise eine nachhaltige Produktion und Nutzung nachwachsender Energieträger gewährleisten sollen, sind zum einen von der Disposition des Ökosystems (Vorbelastungen, Hintergrundbelastungen, zum anderen aber auch von gesellschaftlichen Wertvorstellungen (Normen) abhängig (Doppler & Böcker, 1999a). Grenzwerte kann es also nur mit einem definiertem Schutzziel-Bezug geben. In der Definition von Schutzzielen liegt die Chance lernfähiger Programme (siehe oben). Beispielsweise werden in der Literatur für Ökosysteme kritische Stickstoff-Eintragsraten angegeben, bei deren Überschreitung von einem Verlust der Artenvielfalt ausgegangen wird (z.B. BfN, 1997). Um Belastungsschwellen für Ökosysteme festzulegen, wurde der Begriff "Critical loads" eingeführt, unterhalb deren nach dem gegenwärtigen Wissenstand keine signifikanten schädigenden Effekte auf Ökosysteme oder definierte Teile derselben auftreten (Hardwiger-Fangmeier *et al*., 1992). Sowohl der Erhaltung werte Qualitäten, Zustände und Eigenschaften von "Natur“ als auch Grenzwerte sind wichtige Bestandteile einer Operationalisierung ökologischer Nachhaltigkeit (Härdtlein *et al*., 2000a) auch hinsichtlich der Zielsetzung, nachkommenden Generationen ein Natur-Erbe zu hinterlassen.

Das Maß tolerierbarer Stoffeinträge in ein Ökosystem ist also am langfristigen Erhalt normativ festgelegter, gesellschaftlich akzeptierter Wertevorstellungen über Natur orientiert. Aus Kapitel 6.2.2.2 ging hervor, dass entsprechende Kriterien auch kommunizierbar sein müssen. Daher kann festgehalten werden, dass für derzeit umweltpolitisch relevante Fragen des Umgangs mit und in Natur das in Kapitel 5.3 vorgestellte normative Referenzsystem eingesetzt werden kann, um (1) die Ableitung von Erhaltungswerten im Hinblick auf die Bedürfnisse heutiger und zukünftiger Generationen in Natur und Landschaft zu vollziehen und (2) kommunizierbare Kriterien zur Beurteilung des Zustandes im Sinne einer Bewertung sicher zu stellen. Die genannten Kriterien "Regelungs-, Lebensraum- und Kultur-Funktion müssen in konkrete, quantifizierbare Schutzziele übersetzt werden. Stoffspezifische Belastungsgrenzwerte haben die Aufgabe, diese Schutzziele bei gegebenem Stoffeintrag zu gewährleisten.

Der Schutz von Ökosystem-Funktionen nach Fränzle *et al*. (1993) geht von definierten Werten und Zielgrößen aus. Sowohl ökosystemare (z.B. Pufferfunktion) als auch gesellschaftliche Werte (z.B. Produktionsfunktion) sind Ausgangspunkte für die Ableitung funktionenspezifischer Vorsorgewerte und wirkungsbezogener Schwellenwerte. Dieser Zugang ist möglich, da das Ökosystem in Kompartimente bzw. Subsysteme (u.a. Boden und darin ablaufende Prozesse) zerlegt wird. Diese Herangehensweise ist in einer utilitaristischen Position verankert, kombiniert mit einem Verständnis von Natur als Ökosystem (vgl. Kapitel 5.2.3). Daraus abgeleitete Belastungsgrenzen werden aber nicht für Ökosysteme als Ganzheiten formuliert,

sondern für die betrachteten Systemkompartimente. Merkle (2000) zeigt am Beispiel des Bodendrucks in Agrarökosystemen, dass ausgehend von einer Charakterisierung der einzelnen Funktionen die Größen im Subsystem Boden identifiziert werden können, die besonders empfindlich auf den Faktor Bodendruck reagieren und eine Beeinträchtigung der Produktions- und Regelungsfunktion zur Folge haben. Diese besonders empfindlich reagierenden Größen werden als ökosystemare Wirkungsindikatoren herangezogen. Die Autorin identifiziert in Agrarökosystemen beispielsweise den aggregierten Wirkungsindikator "Makroporosität" in Hinblick auf Bodendruck für die Filter-, Transformations-, Lebensraum- und Produktionsfunktion. Aus der Literatur konnte dann ein entsprechender Grenzwert für die Makroporosität von 10-15% bei einer Porengröße > 30µm übernommen werden. Unterhalb dieses Wertebereichs ist die Regelungs- und Lebensraumfunktion nicht mehr gewährleistet (ebd.).

Entsprechende Anätze sollten für nicht-agrarisch-genutzte Kulturlandschaftselemente und Ökosysteme durchgeführt werden. Dabei sind die Hemerobie, die Regelungs- und Lebensraumfunktion, sowie die historische und aktualistische Kulturfunktion die zu beurteilenden Kriterien, um Nachhaltigkeit aus naturschutzfachlicher Sicht zu gewährleisten. Eine entsprechende Methodik müsste in einer utilitaristischen Position des Anthroporelativismus verankert sein (vgl. Kapitel 5.2.4) und entsprechende, nicht naturwissenschaftliche Charakteristika von Natur als Symbol parametrisieren und integrieren. Dazu muss die von Merkle (2000,) gezeigte Methodik um kulturelle und sozialpsychologisch relevante Steuerungsfaktoren erweitert werden. Wie in Kapitel 6.2.2 gezeigt wurde, kann eine entsprechende Methodenerweiterung nur in einem transdisziplinären Prozess erfolgen.

6.3 Fazit

Zusammenfassend kann als Ergebnis der geführten Diskussion festgehalten werden, dass

1. die Operationalisierung "ökologischer Nachhaltigkeit" in einem Mensch-Umwelt-System stattfindet und
2. gesellschaftlich tragfähige Wertevorstellungen (im Sinne eines Erbe für nachfolgende Generationen) innerhalb dieses Mensch-Umwelt-Systems diskursiv hergeleitet werden müssen. Dabei ist die Naturwissenschaft nicht privilegiert, diese Werte zu formulieren. Naturwissenschaft im Allgemeinen sowie die Ökologie und der Naturschutz im Speziellen sind aufgefordert, die Gesellschaft und die Politik bei der Formulierung normativer Werte beratend zu unterstützen.
3. Entsprechende naturschutzfachliche Konzepte und Planungsinstrumente müssen in einem Verständnis über Natur verankert sein, das es ermöglicht, mögliche normative, gesellschaftliche Wertvorstellungen darüber, wie Natur in Zukunft sein soll, zu beschreiben

und in einem entsprechenden naturschutzfachlichen Naturwissenschaftsverständnis und in einer transdiziplinären Strukturierung von Wissen normativ zu integrieren.

4. Die Nachhaltigkeitsforschung ist daher aufgefordert, in transdisziplinären Prozessen Instrumente für eine Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit zu erarbeiten. Sektorale Ansätze sind in Kulturlandschaften nur begrenzt aussagekräftig.
5. Diese Instrumente müssen vom Kernproblem der Gestaltung zukünftiger, nachhaltiger Mensch-Umwelt-Interaktionen ausgehen und diese zum zentralen Punkt wissenschaftlichen, transdisziplinären Arbeitens erklären.

7 Zusammenfassung und Ausblick

In jüngerer Zeit wird vor dem Hintergrund systemtheoretischer Prinzipien der Beschreibung komplexer, dynamischer Systeme verstärkt gefordert, die Selbstorganisationskapazität als zentrale Ökosystem-Funktion in ökologische Umweltplanungen zu integrieren. Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, Grenzen und Möglichkeiten des naturwissenschaftlich basierten Kriteriums "Ökosystem-Funktionen" im Kontext von Nachhaltigkeit aus naturschutzfachlicher Sicht aufzuzeigen. Referenzkriterien dieser Überprüfung sind (1) die Forderung der Vereinten Nationen nach Sicherung der Biodiversität und (2) der §1 des Bundesnaturschutzgesetzes, in dem gefordert wird, den Naturhaushalt, die Pflanzen- und Tierwelt, sowie die Eigenart, Vielfalt und Schönheit von Natur und Landschaft nachhaltig zu sichern.

Methodisch basiert die Arbeit auf einer literaturgestützten Auswertung und theoretischen Auseinandersetzung mit dem Funktionenbegriff in Beziehung zum Ökosystemkonzept. Die Ergebnisse dieser Auseinandersetzung wurden (1) einer naturwissenschaftlichen und wissenschaftstheoretischen Kritik unterzogen und (2) naturschutzfachlich und ethisch relevanten Aspekten der Beschreibung und Wahrnehmung von Natur gegenübergestellt.

Ziel der Gegenüberstellung ist es, herauszustellen, inwieweit das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" geeignet ist, den Anforderung des Nachhaltigkeitskonzeptes aus ökologischer und naturschutzfachlicher Sicht gerecht zu werden. Zentraler Punkt ist hierbei, Klarheit zu gewinnen, (1) ob das Kriterium "Ökosystem-Funktionen" die Sicherung der Biodiversität, des Naturhaushaltes und der Eigenart, Vielfalt und Schönheit von Natur und Landschaft gewährleistet und (2) darüber hinaus darzustellen, "welche Natur" mittels des Kriteriums und der daraus ableitbaren Maßnahmen für nachfolgende Generationen gesichert werden kann.

Um dieses Ziel transparent zu verfolgen, wurde auf der Basis der allgemeinen Systemtheorie und der Hierarchietheorie ein Ansatz entwickelt, der es ermöglicht, Ökosysteme über Funktionen auf mehreren hierarchischen Ebenen zu beschreiben. Dieser Ansatz ermöglicht erstens eine hierarchische Identifikation von Ökosystem-Funktionen auf der Typus-Ebene, sowie zweitens eine Analyse, "welche Natur" auf definierten hierarchischen Skalen eines Ökosystems über entsprechende Funktionen langfristig gesichert werden kann. Diese Frage ist von besonderer Bedeutung vor dem Hintergrund des Langzeitcharakters von Nachhaltigkeit.

Hinsichtlich dieser Frage wird herausgestellt, dass Kulturlandschaftselemente als Produkt einer natürlichen und kulturellen Geschichte sowohl Ökosystem als auch Symbol sind. Symbole transportieren Sinn für diese und zukünftige Generationen. Als Schutzgut sind Ökosysteme in Kulturlandschaften daher quasi Sinnsysteme. Damit entziehen sie sich einer rein naturwissenschaftlichen Beschreibung und Bewertung über das Kriterium "Ökosystem-Funktionen".

Weitere wesentliche wissenschaftsinterne und wissenschaftstheoretische Kritikpunkte des Ökosystem-Funktionen-Ansatzes sind: Naturwissenschaftliche Ansätze unterliegen dem Problem des naturalistischen Fehlschlusses, so dass es aus wissenschaftstheoretischer Sicht nicht möglich ist, aus dem naturwissenschaftlichen Kriterium "Ökosystem-Funktion" Erhaltungswerte und Handlungsrestriktionen abzuleiten. Zudem wird in der Literatur die Existenz von Ökosystemen im Sinne einer Natur, die als System beschreibbar ist, grundlegend in Frage gestellt. Diese Ansätze gehen auf Traditionslinien des "individualistischen Konzeptes" in der Ökologie zurück.

Des weiteren sind ökologische Konzepte in unterschiedlichen Naturverständnissen verankert: Während der naturwissenschaftliche Funktionenbegriff in einem Verständnis von "Natur als Ökosystem" verwurzelt ist, basiert die Beschreibung von Sinnsystemen auf einem Verständnis des Nutzens von Natur als Sinnträger und Symbol. Diese Unterscheidung ist relevant hinsichtlich der möglichen Argumentationsräume, beispielsweise in naturschutzfachlichen Planungsprozessen. Während das Verständnis von Natur als Ökosystem weder einen Argumentationsraum für die Erhaltung von Arten und ihren Lebensräumen noch einen Argumentationsraum für die Erhaltung der Eigenart, Vielfalt und Schönheit von Natur und Landschaft zulässt, kann vor dem Hintergrund einer utilitaristischen Position des Anthroporelativismus deren Sicherung normativ verbindlich gewährleistet werden. Gerade im Hinblick auf die Forderungen der Vereinten Nationen nach Erhaltung der Biodiversität und der Forderungen des §1 des BNatSchG ist dieses Ergebnis von besonderer Bedeutung.

Die zentrale Frage nach Grenzen und Möglichkeiten des Einsatzes von Ökosystem-Funktionen als Nachhaltigkeits-Kriterium wird daher folgendermaßen beantwortet: Von einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit über das Kriterium "Ökosystem-Funktionen", die vor dem Hintergrund systemtheoretischer Prinzipien dynamischer Systeme formuliert werden, muss aus naturschutzfachlicher und ethischer Sicht Abstand genommen werden. Die Frage, ob einzelne Elemente des Systems zur Erhaltung seiner Funktion auf unterschiedlichen Skalen beitragen, wird in der Literatur sehr kontrovers diskutiert und ist zum derzeitigen Stand der Auseinandersetzung nicht eindeutig beantwortbar. Der funktionenbasierte Ansatz bietet zwar einen Argumentationsraum für die Erhaltung spezifischer Funktionen, beispielsweise der Zersetzung organischer Substanz durch Bodenorganismen, der Biomasseproduktion, oder der Ausbildung trophischer Beziehungen in Systemen. Er bietet jedoch auf keiner der betrachteten hierarchischen Ebenen einen Argumentationsraum für die Erhaltung einer biologischen Art, sofern diese durch funktionsredundante Arten ersetzt werden kann. Die Forderung der Umweltkonferenz in Rio 1992 zur Erhaltung der Biodiversität kann in diesem Ansatz nicht operationalisiert werden.

Als alternativer Weg der Beurteilung von Ökosystemen wird die Operationalisierung des Begriffs "Ökosystem-Funktionen" in einer utilitaristischen Position des Anthroporelativismus

vorgeschlagen. Dieses Verständnis von Ökosystem-Funktionen ist geeignet, Kultur- und Naturwerte in der Landschaft nachhaltig für diese und zukünftige Generationen zu sichern.

Die utilitaristischen Ökosystem-Funktionen "Regelungs- und Lebensraumfunktion" sind geeignete Kriterien der Operationalisierung, sofern sie vor dem Hintergrund einer Umweltethik des Anthroporelativismus definiert werden. Ihre Implementierung in Instrumente der Operationalisierung ermöglicht eine Begrenzung trophierender wie toxischer Einträge in Ökosysteme, die Erhaltung der Biodiversität in natürlichen, naturnahen und in anthropogen entstandenen Kulturlandschaftselementen. In Kombination mit der "Kulturfunktion" ist auch die Erhaltung von Sinnsystemen möglich.

Es wird darauf hingewiesen, dass es im Kontext der normativ geführten Nachhaltigkeitsdiskussion nur partiell sinnvoll ist, in szientistischen Begriffen von Ökosystemen und Funktionen zu denken: Wenn Natur über die Bereitstellung von Ressourcen hinausgehend auch gesellschaftlich relevante Bedürfnisse nachfolgender Generationen befriedigen soll, helfen der Ökoystembegriff und entsprechende Konzepte nicht uneingeschränkt, diese Ziele zu erreichen. In Kulturlandschaften sollte der Begriff Ökosystem vermieden werden, da er eine naturwissenschaftlich-systemische Betrachtung von Natur impliziert. In Kulturlandschaften ist Natur aber auch Symbol und Individuum und als solche nicht in abstrakten, funktionenorientierten Ansätzen der Ökosystembeschreibung bewertbar. Konzepte der Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit sollten daher in Zukunft vor dem Hintergrund eines utilitaristischen Naturverständnisses entworfen werden, das sowohl ökologische als auch normative anthropogene Aspekte der Naturbetrachtung zulässt.

Ausblickend können für die Zukunft folgende Punkte festgehalten werden:

- Ethische, soziale und kulturelle Aspekte müssen bei der Konzeption einer Operationalisierung von Nachhaltigkeit auf einer Metaebene integriert werden. Eine Ethik des Anthroporelativismus verknüpft mit einer utilitaristischen Perspektive auf Natur bietet den größtmöglichen Raum einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit. Diese Ethik sollte in zukünftigen Konzepten die Rahmenbedingungen einer Operationalisierung auf einer Meta-Ebene vorgeben.
- Konzepte und Instrumente einer Operationalisierung von Nachhaltigkeit müssen von Mensch-Umwelt-Interaktionen ausgehen. Szientistische Perspektiven auf Natur und entsprechende Instrumente sind nur eingeschränkt geeignet, diese abzubilden. Der Kulturbegriff, im Sinne eines "verantwortungsvolles Umgehen mit Natur" und einer Anpassung gesellschaftlicher Verhaltenskonfigurationen an Natur, ist ein zentraler Begriff zukünftiger Gestaltungen dieser Interaktionen. Prinzipiell sind die Regelungs-, Lebensraum- und Kulturfunktion geeignete Kriterien der Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit. Aus naturschutzfachlicher Sicht bieten sie die Möglichkeit,

gesellschaftliche Verhaltenskonfigurationen abzubilden. Um eine Implementierung in Instrumente der Operationalisierung von Nachhaltigkeit vornehmen zu können, sollte jedoch eine allgemeine, transdisziplinäre Charakterisierung und Parametrisierung der Kriterien erfolgen. Dies ist ein Aufgabengebiet zukünftiger Naturschutzforschung. Zusätzlich sollte die gesellschaftliche Resonanzfähigkeit dieser Kriterien überprüft werden.

- Für die Entwicklung von Planungsinstrumenten der Operationalisierung, in die die Kriterien implementiert werden, sind weniger neue Untersuchungen zu Ursache-Wirkungsbeziehungen in Landschaften nötig, sondern es sollte unter anderem eine gute Strukturierung der vorhandenen, ökologischen Informationen in Beziehung zu den Kriterien erarbeitet werden. Die Struktur muss zwischen "relevanten", aus ökologischer Sicht relativ gut abgesicherten, und "weichen", aus ökologischer Sicht nicht eindeutig absicherbarer, Informationen unterscheiden. In diese Struktur müssen auch gesellschaftlich relevante Informationen einer Interaktion des Menschen mit der Umwelt integriert werden. Diese Informationen können Entscheidungsträgern und Bürgern "vor Ort" durch eine "naturschutzfachliche Beratung" zur Verfügung gestellt werden.

- Der Aspekt der intergenerationellen Gerechtigkeit muss in Zukunft auch innerhalb der Naturwissenschaften und ihrer Methoden zur Analyse und Planung einer nachhaltigen Entwicklung kritisch reflektiert werden. Umweltpolitische Planungsinstrumente können nicht länger auf der Grundlage rein naturwissenschaftlichen Erkenntnisgewinns und szientistischen Perspektiven auf Natur entwickelt werden: Die klassische Naturwissenschaft als kausale Wissenschaft ist nicht geeignet, komplexe Zusammenhänge einer Mensch-Umwelt-Interaktion in ihrer gesamten Tragweite zu beschreiben. Die emotionale Wahrnehmung von Natur durch den Menschen kann durch sie weder abgebildet noch für die Zukunft prognostiziert werden. Dazu kommen Prognoseunsicherheiten im Verhalten von Ökosystemen und in der Interaktion zwischen Mensch und Umwelt. All diese Unschärfen führen dazu, dass in der Literatur vereinzelt (1) sowohl die klassische Naturwissenschaft als auch (2) die angewandte Wissenschaft als nicht geeignet bewertet werden, einen effektiven Beitrag zu der Lösung umweltrelevanter Probleme zu leisten. Dies ist begründet in der Tatsache, dass beide Wissenstypen Kontrollwissen möglichst hoher Genauigkeit produzieren und sowohl normative Fakten als auch Faktoren datenbedingter Unsicherheiten und Unschärfen ausblenden müssen. Naturschutzfachliche und politische Entscheidungen müssen aber gerade mit Prognoseunsicherheiten und normativen Bedingungen gesellschaftlicher Entwicklungen umgehen. Daher sollte in der Zukunft im Umgang mit Umweltproblemen neben der klassischen Naturwissenschaft auch ein Wissenschaftsverständnis etabliert werden, das sowohl normative Faktoren menschlichen Handelns als auch datenbedingte Unsicherheiteiten und Unschärfen theoretisch und methodisch integrieren kann.

8 Literatur

AG Soziologie (1999): Denkweisen und Grundbegriffe der Soziologie. Campus, Frankfurt, New York, 235 S.

Allen, T.F.H., Hoekstra, T.W. (1990): The confusion between scale-defined levels and conventional levels of organization in ecology. Journal of vegetation science 1: 5-12.

Allen, T.F.H., Hoekstra, T.W. (1992): Toward a unified ecology. New York, Columbia University Press, 384 S.

Allen, T.F.H., Starr, T.B. (1982): Hierarchy: Perspectives for ecological complexity. Chicago, London, University of Chicago Press, 310 S.

Altmoos, M., Durka, W. (1998): Prozeßschutz in Bergbaufolgelandschaften. Naturschutz und Landschaftsplanung 8/9(30): 291-297.

An der Heiden, U. (1992): Selbstorganisation in dynamischen Systemen. In: Emergenz: Die Entstehung von Ordnung, Organisation und Bedeutung (Krohn, W.& Küppers, G., eds.), 57-88.

Angehrn, E. (1985): Geschichte und Identität. Berlin, New York, de Gruyter, 397 S.

Baeriswyl, M., Nufer, A., Scholz, R.W., Ewald, K.C. (1999): Intuition in der Landschaftsplanung. Naturschutz und Landschaftsplanung 31(2): 42-47.

Bahg, C.G. (1990): Major system theories throughout the world. Behav. Sci. 35: 79-107.

Baskin, Y. (1994): Ecosystem function of biodiversity. BioScience 44(10): 657-660.

Bastian, O. (1997): Gedanken zur Bewertung von Landschaftsfunktionen - unter besonderer Berücksichtigung der Habitatfunktion. NNA-Berichte 3: 106-125.

Bastian, O., Schreiber, K.F., (eds.) (1999). Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 564 S.

Beierkuhnlein, K. (i.p.): Übersicht zu Bewertungskriterien des Naturschutzes. In: Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege (Konold, W., Böcker, R.& Hampicke, U., eds.). Ecomed, Landsberg a. Lech.

Bertalanffy, L. von (1969): General system theory. 2. Aufl., New York, George Braziller, 289 S.

BfN, Bundesamt für Naturschutz, (ed.) (1997). Erhalt der biologischen Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 352 S.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, (ed.) (1997b): Umweltpolitik. Bericht der Bundesregierung über die Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro. Satz-Druck-Service E. Böhm, Hausen/Wied, 76 S.

Birnbacher, D. (1997): "Natur" als Maßstab menschlichen Handelns. In: Ökophilosophie (Birnbacher, D., ed.), Reclam, Stuttgart, 9636: 217-241.

Böcker, R., Diekmann, F., Doppler, S., Haag, D., Härdtlein, M., Kaltschmitt, M., Kaupenjohann, M., Lewandowski, I., Merkle, A., Trukenmüller, A., von Wirén-Lehr, S. (1998, unveröff.): Produktion und Nutzung nachwachsender Energieträger-Methodenpapier. Universitäten Stuttgart und Hohenheim.

Böcker, R., Grenzius, R., Blume, H.-P., Horbert, M., Ripl, W., Sukopp, H., von Stülpnagel, A. (1998): Stadtökologische Raumeinheiten von Berlin (West). 2. revidierte Auflage. Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie. Beiheft 8, Stuttgart-Hohenheim, 204 S.

Böhme, G., Grebe, J. (1993): Soziale Naturwissenschaft: Über die wissenschaftliche Bearbeitung der Stoffwechselbeziehung Mensch-Natur. In: Alternativen der Wissenschaft (Böhme, G., ed.), Suhrkamp Taschenbuch Wissenschaft, Frankfurt a.M., 245-271.

Bond, W.J. (1993): Keystone Species. In: Biodiversity and Ecosystem function. Ecological studies. (Schulze, E.-D.& Mooney, H.A., eds.), 99: 237-253.

Bork, H.-R., Bork, H., Dalchow, C., Faust, B., Piorr, H.-P., Schatz, Th. (1998): Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa. Gotha, Stuttgart, Klett-Perthes, 328 S.

Breckling, B., Müller, F. (1997): Der Ökosystembegriff aus heutiger Sicht. In: Handbuch der Umweltwissenschaften (Fränzle, O., Müller, F.& Schröder, W., eds.), Kap.II-2.2: 1-21.

Breuer, T. (1998): Kulturlandschaft als Gegenstand von Denkmalschutz, Denkmalpflege und Denkmalkunde? In: Naturschutz und Denkmalpflege (Kowarik, I., Schmidt, E.& Sigel, B., eds.), vdf Hochschulverlag AG ETH Zürich, Zürich, 169-175.

Büchter, Ch. (2000): Anforderungen des Naturschutzes an die Landschaftsplanung. Natur und Landschaft 6(75): 237-241.

Buhyoff, G.J., Leuschner, W.A., Wellmann, J.D. (1979): Southern pine beetle infestation affects esthetic values of forest landscapes. Southern J. Appl. Forstry 3(2): 48-49.

Bundesamt für Naturschutz, (ed.) (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 28, 739 S.

Bundesamt für Naturschutz, (ed.) (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 53, 560 S.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, (eds.) (1997): 5 Jahre nach Rio: Die Aktivitäten der gesellschaftlichen Gruppen für eine nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Universitäts-Buchdruckerei, Bonn, 79 S.

Calow, P. (1995): Ecosystem health: A critical analysis of concepts. In: Evaluation and monitoring the health of large-scale ecosystems (Rapport, D. J., Gaudet, C.L., Calow, P., eds.), 28: 33-41.

Chalmers, A.F. (1986): Wege der Wissenschaft. Einführung in die Wissenschaftstheorie. Berlin, Heidelberg, New York, Springer, 240 S.

Clements, F.E. (1916): Plant succession. An analysis of the development of vegetation.

Washington, Carnegie Institution, 242 S.

Coch, T. (1998): Verzeitlichung des Naturschutzes. Naturschutz und Landschaftsplanung 11(30): 362-363.

Constanza, R. (1992): Toward an operational definition of ecosystem health. In: Ecosystem health. New goals for environmental management (Constanza, R., Norton, B. G. & Haskell, B. D., eds.), Island Press, Washington, Covelo, 239-256.

Constanza, R., Norton, B.G., Haskell, B.D., (eds.) (1992): Ecosystem health. New goals for environmental management. Island Press, Washington, Covelo, 265 S.

Crumpacker, D.W. (1998): Prospects for sustainability of biodiversity based on conservation biology and US Forest Service approches to ecosystem management. Landscape and Urban Planning 40: 47-71.

Dabbert, S., Braun, J., Kilian, B. (1996): Rechtliche und agrarumweltpolitische Maßnahmen zur Erreichung unterschiedlicher Stufen der Nachhaltigkeit der Landbewirtschaftung. In: Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft (Linckh, G., Sprich, H., Flaig, H.& Mohr, H., eds.), Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 627-654.

Dabbert, S., Herrmann, S., Kaule, G., Sommer, M., (eds.) (1999): Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung. Methodik, Anwendung und Übertragbarkeit am Beispiel von Agrarlandschaften. Springer, Berlin, Heidelberg, New York 246 S.

de Groot, R.S. (1992): Functions of Nature. Wolters-Noordhoff, 313 S.

Deutscher Rat für Landespflege, (eds.) (1997): Leitbilder für Landschaften im peripheren Raum. Schriftenreihe des deutschen Rates für Landschaftpflege 67: 5-25.

Dierschke, H. (1984): Natürlichkeitsgrade von Pflanzengesellschaften unter besonderer Berücksichtigung der Vegetation Mitteleuropas. Phytocoenologia 12: 173-184.

Dierßen, C. (1998): Konzepte und Methoden der Zielbestimmung im Naturschutz. Fachgespräch: Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, ed.), 43-56.

Dierßen, K. (1999): Naturschutz - Ökosystemforschung als wichtige Grundlage für Naturschutz - Sachstand und Perspektiven. In: Handbuch der Umweltwissenschaften (Fränzle, O., Müller, F.& Schröder, W., eds.), Kap.VI-3.7: 1-11.

Dierßen, K., Reiche, E.-W. (2000): Naturschutz und Wissenschaft. Integrative ökologische Ansätze für einen holistischen Naturschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung 32: 55-62.

Doppler, S., Böcker, R. (1999a): Schutzziele und Belastungsgrenzen für Ökosysteme. In: Berichte des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim (Böcker, R., Kohler, A.& Müller, W., eds.), 8: 75-81.

Doppler, S., Böcker, R. (1999b): Skalenabhängigkeit von Belastungsgrenzen von Ökosystemen. In: Umweltforschung im Dialog (Böcker, R., ed.) Hohenheimer

Umwelttagung 31: 227-230.

Doppler, S., Vandré, R. (1999): Prevailing nature conservation versus ecosystem integrity in managed landscapes. In: Sustainable landuse management - The challenge of ecosystem protection. (Windhorst, W., Enckell, P.H., eds.) EcoSys, Beiträge zur Ökosystemforschung, 28: 39-48.

Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H. (1992): The value of biodiversity. Ambio 21(3): 219-226.

Ekschmitt, K., Breckling, B., Mathes, K. (1996): Unsicherheit und Ungewißheit bei der Erfassung und Prognose von Ökosystemenwicklungen. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26: 495 - 500.

Ekschmitt, K., Mathes, K., Breckling, B. (1994): Theorie in der Ökologie: Möglichkeiten der Operationalisierung des juristischen Begriffs "Naturhaushalt" in der Ökologie. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 23: 417 - 420.

Ellenberg, H. (1963): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in kausaler, dynamischer und historischer Sicht. Stuttgart, Ulmer, 943 S.

Ellenberg, H. (1972): Belastung und Belastbarkeit von Ökosystemen. Verhandlungen der der Gesellschaft für Ökologie, 19-26.

Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl., Stuttgart, Eugen Ulmer, 1095 S.

Ellenberg, H., Poppendieck, H.-H., Schurig, V., Zeiske, E. (2000): Naturschutz in Wissenschaft, Politik und Gesellschaft. Naturschutz und Landschaftsplanung 32(2-3):37-38.

Enquete-Kommission (eds.) (1997). Konzept Nachhaltigkeit. Fundamente für die Gesellschaft von morgen. Zwischenbericht der Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung. Bonn, Drucksache 13/7400, 99 S.

Eser, U. (1999): Der Naturschutz und das Fremde. Ökologische und normative Grundlagen der Umweltethik. Frankfurt, New York, Campus Forschung, 776, 266 S.

Eser, U., Potthast, T. (1997): Bewertungsproblem und Normbegriff in Ökologie und Naturschutz aus wissenschaftlicher Perspektive. Zeitschift für Ökologie und Naturschutz 6: 181-189.

Fent, K. (1998): Ökotoxikologie. Thieme Verlag, Stuttgart, New York, 288 S.

Fiedler, P.L., Jain, S.K., (eds.) (1992): Conservation biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management. Chapman & Hall, New York, 507 S.

Forman, R.T.T., Godron, M. (1986): Landscape ecology. John Wiley and Sons, 619 S.

Fränzle, O. (1977): Die Struktur und Belastbarkeit von Ökosystemen. Deutscher Geographentag 41: 469-484.

Fränzle, O., Jenssen-Huss, K., Daschkeit, A., Hertling, Th., Lüschow, R., Schröder, W.

(1993): Grundlagen zur Bewertung der Belastung und Belastbarkeit von Böden als Teilen von Ökosystemen. Berlin, Umweltbundesamt, 59/93, 215 S.

Frey, W., Lösch, R. (1998): Lehrbuch der Geobotanik. Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit. Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm, 436 S.

Fuchs, W., Klima, R., Lautmann, R., Rammstedt, O., Wienold, H., (eds.) (1988). Lexikon zur Soziologie. May & Co., Darmstadt, 890 S.

Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R. (1993): The emergence of post-normal science. In: Science, politics and morality (Schomberg, v. R., ed.), Kluwer Acdemic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 85-123.

Gassner, E. (1995): Das Recht der Landschaft. Neumann, Radebeul, 360 S.

Gebhard, U. (2000): Naturschutz, Naturbeziehung und psychische Entwicklung. Naturschutz und Landschaftsplanung 32(2-3): 45-48.

Gethmann, C.F. (1992): Maße für die Umwelt. GAIA 1: 16-25.

Gethmann, C.F. (1993): Naturgemäß handeln? GAIA 5: 246-248.

Gigon, A. (1984): Typologie und Erfassung der ökologischen Stabilität und Instabilität mit Beispielen aus Gebirgsökosystemen. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 12: 13 - 28.

Gigon, A., Grimm, V. (1997): Stabilitätskonzepte in der Ökologie: Typologie und Checkliste für die Anwendung. In: Handbuch der Umweltwissenschaften (Fränzle, O., Müller, F.& Schröder, W., eds.), Kap.III-2: 1-19.

Gleason, H.A. (1926): The individualistic concept of the plant association. Bull. Torre Bot. Club 44: 7-26.

Gorke, M. (1999): Artensterben. Von der ökologischen Theorie zum Eigenwert der Natur. Stuttgart, Klett-Cotta, 376 S.

Grimm, V., Schmidt, E., Wissel, C. (1992): On the application of stability concepts in ecology. Ecological Modelling 63: 143-161.

Güsewell, S., Falter, R. (1997): Naturschutzfachliche Bewertung. Naturschutz und Landschaftsplanung 29(2): 44-49.

Haag, D., Kaupenjohann, M. (1999): Paradigmen für eine nachhaltige Landnutzung: Dynamische versus selbstmodifizierte Systeme? Selbstverlag Institut für Geographie und Geoökologie der Technischen Universität Braunschweig, GEOöKon`99 33: 247-251.

Haag, D., Kaupenjohann, M. (eingereicht): Landscape fate of nitrate emisions - a critical review of concepts, data, and models for transport and retention. Agriculture, Ecosystems and Environment.

Haase, G. (1991): Theoretische und methodische Grundzüge der Interpretation. In: Naturraumkunde und Landnutzung (Haase, G., ed.), Leipzig.

Haber, W. (1997a): Tragende Elemente des Naturhaushaltes. Ökologie. Grundlage einer Nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. In: Ökologie. Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, eds.), Bonn-Bad Godesberg, 11-16.

Haken, H. (1990): Synergetik. 3. Aufl., Berlin, Springer, 396 S.

Hampicke, U. (1993): Naturschutz und Ethik - Rückblick auf eine 20jährige Diskussion, 1973-1993, und politische Folgerungen. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 2: 73-86.

Hannsson, L. (1997): The relationship between patchiness and biodiversity in terrestrial systems. In: The ecological basis of conservation. Heterogenity, ecosystems, and biodiversity (Pickett, S. T. A., Ostfeld, R. S., Shackak, M.& Likens, G. E., eds.), Chapmann & Hall, New York, 146-155.

Hard, G (1969): Das Wort "Landschaft" und sein semantischer Hof. Zu Methode und Ergebnis eines linguistischen Tests. Wirkendes Wort 19: 3-14.

Härdtlein, M. (2000): Ansatz zur Operationalisierung ökologischer Aspekte von "Nachhaltigkeit" am Beispiel der Produktion und Nutzung von Triticale (*XTriticosecale* Wittmack)-Ganzpflanzen unter besonderer Berücksichtigung der luftgetragenen N-Freisetzungen. (Voss, A. & Kaltschmitt, M., eds): Forschungsbericht Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung IER, Universität Stuttgart, Bd. 75, 143 S.

Härdtlein, M., Kaltschmitt, M., Lewandowski, I. (1998): Nachhaltigkeit in der Pflanzenproduktion. Teil 1: Begriffsbestimmung als Grundlage für die Operationalisierung der Nachhaltigkeit. Z. Umweltchem. Ökotox. 10(3): 135-140.

Härdtlein, M., Kaltschmitt, M., Lewandowski, I., Trukenmüller, A. (2000a): Ansatz zur Ermittlung und Operationalisierung einer nachhaltigen Produktion und Nutzung von Energiepflanzen. In: Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft - Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften (Härdtlein, M., Kaltschmitt, M., Lewandowski, I.& Wurl, H. N., eds.), Erich Schmidt, Berlin, Initiativen zum Umweltschutz 15: 109-131.

Härdtlein, M., Kaltschmitt, M., Lewandowski, I. Wurl, H.N., (eds.) (2000b): Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften. Erich Schmidt, Berlin, Initiativen zum Umweltschutz 15: 421 S.

Hardwiger-Fangmeier, A., Fangmeier, A., Jäger, H.-J. (1992): Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre - Emission, Immission und Auswirkung terrestrische Ökosysteme. Ministerium für Umwelt, Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen "Luftverunreinigungen und Waldschäden"., Düsseldorf, 28, 206 S.

Hauhs, M., Lange, H. (1996): Ökologie und Komplexität. In: Ökologie und Komplexität (Hauhs, M., Lange, H., eds.), 47-64.

Heiland, S. (2000): Sozialwissenschaftliche Dimension des Naturschutzes. Natur und Landschaft 75(6): 242-249.

Henle, K. (1994): Naturschutzpraxis, Naturschutztheorie und theoretische Ökologie. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3: 139-153.

Herrmann, S. (1995): Quantifizierung von Nährstoffeinträgen in Kleinstrukturen einer Lößagrarlandschaft. Peter Lang, Frankfurt, Berlin, Bern, New York, Paris, Wien, 239 S.

Herrmann, S. (1999a): Potentielle Nährstoffzufuhr und Eutrophierungsgefährdung der Biotope. In: Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung (Dabbert, S., Herrmann, S., Kaule, G.& Sommer, M., eds.), Springer, Heidelberg, Berlin, New York, 141-142.

Herrmann, S. (1999b): Biotopausstattung. In: Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung (Dabbert, S., Herrmann, S., Kaule, G.& Sommer, M., eds.), Springer, Heidelberg, Berlin, New York, 33-36.

Hermann, S. (1999c): Einsetzbarkeit des Landschaftsmodells in der Planungspraxis und Politikberatung. In: Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung (Dabbert, S., Kaule, G.& Herrmann, S., eds.), Springer, Heidelberg, Berlin, New York, 203-208.

Höchtl, F., Konold, W. (1998): Dynamik in Weinberg-Ökosystemen. Naturschutz und Landschaftsplanung 8/9(30): 249-253.

Hoisl, R. (1999): Einführung: Strukturelemente in der Agrarlandschaft - Wechselbeziehungen mit der Landnutzung. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 40: 97.

Holling, C.S. (1986): The resilience of terrestrial ecosystems: Local surprise and global change. In: Sustainable development of the biosphere (Clark, W. C. & Munn, R. E., eds.), Cambridge University Press, Cambridge, 292 - 320.

Honnefelder, L. (1993): Welche Natur sollen wir schützen? GAIA 2: 253-264.

Hooper, D.U., Vitousek, P.M. (1997): The effect of plant composition and diversity on ecosystem processes. Science 277: 1302-1305.

Horgan, J. (1995): Komplexität in der Krise. Spektrum der Wisenschaft 9: 58-64.

Horlitz, T. (1998): Naturschutzszenarien und Leitbilder. Eine Grundlage für die Zielbestimmung im Naturschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung 10(30): 327-345.

Huse, N. (1998): Bedürfnisse nach Geschichte. In: Naturschutz und Denkmalpflege (Kowarik, I., Schmidt, E.& Sigel, B., eds.) vdf Hochschulverlag ETH Zürich, Zürich, 41-49.

Immler, H. (1989): Vom Wert der Natur. Zur ökologischen Reform von Wirtschaft und Gesellschaft. Opladen, Westdeutscher Verlag, 346 S.

Jaeger, J. (1998): Transdisziplinarität: Problemorientierung ohne Methodenzwang. GAIA 7(1): 10-25.

Jalas, J. (1955): Hemerobie und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. Acta Soc. pro Fauna et Flora Fenn 72(11): 1-15.

Jantsch, E. (1988): Die Selbstorganisation des Universums. Deutscher Taschenbuchverlag, München. 4. Aufl., 461 S.

Jax, K. (1996): Über die Leblosigkeit ökologischer Systeme. Gedanken zur Rolle des individuellen Organismus in der Ökologie. In: NaturStücke (Ingensiep, H.-W.& Hoppe-Sailer, R., eds.), Edition Tertium, Ostfildern, 209-230.

Jax, K. (1999): Die Einheiten der Ökologie. Analyse, Methodenentwicklung und Anwendung in Ökologie und Naturschutz. Habilitationsschrift zur Erlangung der Venia legendi für das Fach Ökologie an der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der TU München, 369 S.

Jax, K., Bröring, U. (1994): Ökologische Leitbilder in der Naturschtuzdiskussion. Workshop Ökologische Leitbilder: Erreichtes und Erwünschtes, Lausitzer Wissenschaftstage, Cottbus, 63-72

Jax, K., Vareschi, E., Zauke, G.-P. (1993): Entwicklung eines theoretischen Konzepts zur Ökosystemforschung Wattenmeer. Berlin, Umweltbundesamt, 47 S.

Jedicke, E. (1998a): Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften. Naturschutz und Landschaftsplanung 8/9(30): 229-236.

Jessel, B. (1998): Landschaften als Gegenstand von Planung. Theoretische Grundlagen ökologisch orientierten Planens. Berlin, Erich Schmidt Verlag, 331 S.

Jessel, B. (2000): Von der "Vorhersage" zum Erkenntnisgewinn. Naturschutz und Landschaftsplanung 32(7): 197-203.

Joergensen, S.E. (1997): Thermodynamik offener Systeme. In: Handbuch der Umwelt-wissenschaften (Fränzle, O., Müller, F.& Schröder, W., eds.), Kap. III-1.6: 1-21

Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M. (1994): Organisms as ecosystem engineers. OIKOS 69: 373-386.

Kalke, R. (2000): Digitale Erfasung kleinräumlicher historischer Landschaftveränderungen aus analogen Karten und Luftbildern. In: Naturschutz und Landschaftsplanung, Moderne Technologien, Methoden und Verfahrensweisen. Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr. Hartmut Kenneweg (Gruehn, D., Herberg, A.& Roesrath, C., eds.), Mensch & Buch, Berlin, 155-16.

Kaule, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart, 519 S.

Kaule, G., Endruweit, G., Weinschenck, G. (1994): Landschaftsplanung, umsetzungs-orientiert! Naturschutz, Bundesamt für Naturschutz, Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Angewandte Landschaftsökologie 2, 148 S.

Kay, J.J. (1993): On the nature of ecological integrity. In: Ecological integrity and the Management of Ecosystems (Woodley, S., Kay, J.& Francis, G., eds.), St. Lucie Press, Waterloo, Ottawa, 201-214.

King, A.W. (1993): Considerations of scale and hierarchy. In: Ecological Integrity and the Management of Ecosystems. (Woodley, S., Kay, J.& Francis, G., eds.), St. Lucie Press, Waterloo, Ottawa, 19-45.

Kirchner-Heßler, R., Konold, W., Lenz, R., Thomas, A. (1999): Ökologische Konzeption für

Agrarlandschaften. Naturschutz und Landschaftsplanung 31(9): 275-282.

Kleefeld, K.-D. (1999a): Kulturlandschaftspflege in der Bundesrepublik Deutschalnd: Sukzession contra Erhalten? Kulturlandschaftspflege: Sukzession contra Erhalten. (Natur- und Umweltschutz-Akademie des Landes Nordrhein-Westfalen (NUA) (ed.), Recklinghausen, NUA-Seminarberichte 3: 24-40.

Knaus, A., Renn, O. (1999): Den Gipfel vor Augen. Unterwegs in eine nachhaltige Zukunft. TA-Informationen 1/99: 22, Stuttgart.

Koch, U. (1998). Erinnern - eine Notwendigkeit. In: Naturschutz und Denkmalpflege (Kowarik, I., Schmidt, E.& Sigel, B., eds.), vdf Hochschulverlag ETH Zürich, Zürich, 29-37.

Konold, W. (1994): Von der Dynamik einer Kulturlandschaft. Der Bürger im Staat 44(1): 22-27.

Konold, W. (1998): Raum-zeitliche Dynamik von Kulturlandschaften und Kulturlandschafts-elementen. Was können wir für den Naturschutz lernen? Naturschutz und Landschafts-planung 30(8/9): 279-283.

Konold, W. (2000): Entwicklunglinien und Tendenzen im Naturschutz. In: Neuregelungen im Bundesnaturschutzgesetz: Rechtsfragen (Erbguth, W., ed.), Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden, Rostocker Schriften zum Seerecht und Umweltrecht. Schriftenrihe des Ostseeinstituts für Seerecht und Umweltrecht der juristischen Fakultät, Universität Rostock 10: 13-28.

Korn, H. (1999): Richtlinien, Konventionen, Abkommen. In: Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege (Konold, W., Böcker, R.& Hampicke, U., eds.), Kap. III-6.1: 1-12.

Korneck, D., Sukopp, H. (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. Bonn-Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz, Schriftenreihe für Vegetationskunde 19, 210 S.

Körner, S. (2000): Das Heimische und das Fremde. Die Werte Vielfalt, Eigenart und Schönheit in der konservativen und liberal-progressiven Naturschutzauffassung. (Gronemeyer, R., Schopf, R.& Wießmeier, B., eds.), Münster, Hamburg, London, LIT Verlag, 14, 115 S.

Korte, F., (ed.) (1992). Lehrbuch der ökologischen Chemie. Grundlagen und Konzepte für die ökologische Beurteilung von Chemikalien. Thieme, Stuttgart, New York, 373 S.

Kowarik, I. (1988): Zum Einfluss des Menschen auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). Berlin, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin Berlin, 56, 280 S.

Kowarik, I. (1998): Historische Gärten und Parkanlagen als Gegenstand eines Denkmal-orientierten Naturschutzes. In: Naturschutz und Denkmalpflege (Kowarik, I., Schmidt, E.& Sigel, B., eds.), vdf Hochschulverlag Zürich, Zürich, 111-139.

Kowarik, I. (1999): Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In: Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege (Konold, W., Böcker, R.& Hampicke, U., eds.), V-2.1.

Krohn, W., Küppers, G., (eds) (1992): Emergenz: Die Entstehung von Ordnung, Organisation und Bedeutung. Suhrkamp Taschenbuch Wissenschaft, Frankfurt a.M., 414 S.

Krönert, R. (1997): Grenzen der Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt am Beispiel von Bergbaufolgelandschaften. Ökologie. Grundlage einer Nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. In: Ökologie. Grundlage einer Nachhaltigen Entwicklung in Deutschland (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, eds.), Bonn-Bad Godesberg, 85-92.

Kruse-Graumann, L. (1997): Nachhaltige Entwicklung: eine humanökologische Aufgabe aus psychologischer Sicht. In: Ökologie. Grundlage einer Nachhaltigen Entwicklung in Deutschland (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, ed.), Bonn-Bad Godesberg, 119-124.

Kümmerer, K. (1997): Die Bedeutung der Zeit. Teil 1: Die Vernachlässigung der Zeit in den Umweltwissenschaften. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 9(1): 49-54.

Kümmerer, K., Held, M. (1997a): Die Bedeutung der Zeit, Teil 2: Die Umweltwissenschaften im Kontext der Zeit: Begriffe unter dem Aspekt der Zeit. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 9(3): 169-178.

Kümmerer, K., Held, M. (1997b): Die Bedeutung der Zeit. Teil 3: Die Vielfalt der Zeiten in den Umweltwissenschaften: Herausforderung und Hilfe. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 9(5): 283-290.

Kuttler, W., (ed.) (1993). Handbuch zur Ökologie. Analytica Verlagsgesellschaft, Berlin, 525 S.

Lange, E. (1999): Realität und computergestützte visuelle Simulation. Zürich, vdf Hochschulverlag, Zürich, 176 S.

Lantermann, E.-D., Döring-Seipel, E. (2000): Probleme im Umgang mit komplexen Umwelten. In: Innovative Ansätze zum Schutz der Natur. Visionen für die Zukunft. (Erdmann, K.-H. & Mager, T. J., eds.), Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 151-164.

Lawton, J.H. (1994): What do species do in ecosystems? OIKOS 71: 367-374.

Lederer, K. (1979): Bedürfnisse: ein Gegenstand der Bedürfnisforschung? In: Was braucht der Mensch, um glücklich zu sein? Bedürfnisforschung und Konsumkritik (Meyer-Abich, K. M.& Birnbacher, D., eds.), C.H. Beck'sche Verlagsbuchhandlung, München, 204: 11-29.

Lenz, R. (1995a): Kritische Stoffeinträge: Neue Beurteilungsgrundlagen für Ökosystem-belastungen? In: Grenzwerte und Grenzwertproblematik im Umweltbereich (Arndt, U.Böcker, R. & Kohler, A., eds.) Hohenheimer Umwelttagung 27: 120-132.

Leser, H. (1991): Landschaftsökologie. 3.Aufl., Eugen Ulmer, Stuttgart, 647 S.

Likens, G.E. (1992): The ecosystem approach: its use and abuse. In: Excellence in ecology. (Ecology Institute Oldendorf/Luhe, ed.): Oldendorf, Luhe, 166 S.

Luhmann, N. (1990): Ökologische Kommunikation. Kann die moderne Gesellschaft sich auf ökologische Gefährdungen einstellen? 3. Aufl., Westdeutscher Verlag, Opladen, 275 S.

Luhmann, N. (1994): Soziale Systeme. Grundriß einer allgemeinen Theorie. 5. Aufl., Suhrkamp, Frankfurt a.M., 674 S.

Marks, R., Müller, R.J., Leser, H., Klink, H.-J. (1989): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushalts. Trier, 229, S.

Mayer, J. (1997): Nachhaltige Entwicklung- ein Leitbild zum Umgang mit natürlichen Ressourcen. In: Veränderungen von Böden durch anthrogene Einflüsse (Tübingen, Deutsches Institut für Fernstudienforschung an der Universität Tübingen, ed.), Springer, Heidelberg, Berlin, New York, 443 - 462.

Merkle, A. (2000): Ecosystemic effect indicators to assess effects of agricultural land use on ecosystems. Elektronisch veröffentlicht unter: http://www.uni-hohenheim.de/ub/opus/

Meyer, J.L. (1997): Conserving ecosystem function. In: The Ecological Basis of Conservation. Heterogenity, Ecosystems, and Biodiversity (Pickett, S. T. A., Ostfeld, R. S., Shackak, M.& Likens, G. E., eds.), Chapman & Hall, New York, 136-145.

Meyer-Abich, K.M. (1984): Wege zum Frieden mit der Natur. Praktische Naturphilosophie für die Umweltpolitik. Karl Hanser Verlag, Kempten, 322 S.

Meyer-Abich, K.M. (1998): Naturschutz, Denkmalschutz und die Aufgabe des Menschen in der Natur. In: Naturschutz und Denkmalpflege (Kowarik, I., Schmidt, E.& Sigel, B., eds.), vdf Hochschulverlag Zürich, Zürich, 51-56.

Meyer-Abich, K.M., Birnbacher, D., (eds.) (1979). Was braucht der Mensch, um glücklich zu sein? Bedürfnisforschung und Konsumkritik. 204: C.H. Beck'sche Verlagsbuchhandlung, München, 199 S.

Meyer-Cords, C., Boye, P. (1999): Schlüssel-, Ziel-, Charakterarten. Natur und Landschaft 74(3): 99 - 101.

Michel, A., Petersen, J., Dogan, M.N., Ernst, V. (1999): Anleitung zur Anlage und Auswertung von Versuchen zur Erstellung quantitativer Dosis-Wirkungsbeziehungen am Beispiel der Wirksamkeit von Herbiziden. Gesunde Pflanzen 51(1): 10-19.

Milasowszky, N., Zulka, K.P. (1998): Habitat requirements and conservation of the "flagship species" Lycosa syncoriensis (Laxmann 1770) (Aranea: Lycosidae) in the National Park Neusiedler See-Seewinkel (Austria). Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 7: 111-119.

Müller, C., Müller, F. (1992): Umweltqualitätsziele als Instrumente zur Integration ökologischer Forschung und Anwendung. In: Beiträge zur Geoökologie (Kuhnt, G.& Zöllitz-Möller, R., eds.), Kieler Geographische Schriften 85: 131-166

Müller, F. (1992): Hierarchical approaches to ecosystem theory. Ecological Modelling 63:

215-242.

Müller, F. (1995): Ökosystemforschung und Wechselwirkung. Wechselwirkungen in der UVP. Akademie für Natur- und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Hansadruck, Kiel, 61-81.

Müller, F. (1996a): Emergent properties of ecosystems - Consequences of self-organizing processes? Senckenbergiana maritima 27: 151-168.

Müller, F. (1997): State-of-the-art in ecosystem theory. Ecological modelling 100: 135 - 161.

Müller, F. (1998a): Gradients in ecological systems. Ecological Modelling 108: 3-21.

Müller, F. (1998b): Ableitung von integrativen Indikatoren zur Bewertung von Ökosystem-Zuständen für die Umweltökonomische Gesamtrechnung. Wiesbaden, Statistisches Bundesamt, Schriftenreihe Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen 2, 135 S.

Müller, F., Breckling, B., Bredemeier, M., Grimm, V., Malchow, H., Nielsen, S.N., Reiche, E.W. (1997a): Ökosystemare Selbstorganisation. In: Handbuch der Umweltwissenschaften (Fränzle, O., Müller, F.& Schröder, W., eds.), Kap. III-2.4: 1-19.

Müller, F., Breckling, B., Bredemeier, M., Grimm, V., Malchow, H., Nielsen, S.N., Reiche, E.W. (1997b): Emergente Ökosystemeigenschaften. In: Handbuch der Umweltwissenschaften (Fränzle, O., Müller, F.& Schröder, W., eds.), Kap. II-2.5: 3-2.

Müller, F., Leupelt, M., Reiche, E.-W., Breckling, B. (1998): Targets, goals and orientors. In: Eco Targets, Goal Functions, and Orientors (Müller, F.& Leupelt, M., eds.), Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 3-11.

Naeem, S., Thompson, L.J., Lawler, S., Lawton, J.H., Woodfin, R.M. (1994): Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. Nature 368: 734-736.

Nielsen, S.N. (1992): Strategies for structural-dynamic modelling. Ecological Modelling 63: 91-101.

Norton, B.G. (1992): A new paradigm for environmental management. In: Ecosystem health. New goals for environmental management (Constanza, R., Norton, B. G.& Haskell, B. D., eds.), Island Press, Washington, Covello, 23-41.

Nowotny, H. (1996): Umwelt, Zeit, Komplexität: Auf dem Weg zur Endosoziologie. In: Umweltsoziologie (Diekmann, A. & Jaeger, C.C., eds.), Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie, Westdeutscher Verlag, Sonderheft 36: 148-163.

Nowotny, H. (1997): Transdisziplinäre Wissensproduktion - Eine Antwort auf die Wissensexplosion? In: Wissenschaft als Kultur. Österreichs Beiträge zur Moderne (Stadler, F., ed.). Wien, New York, 177-195.

Nowotny, H. (1999): Es ist so. Es könnte auch anders sein. Vorträge über den Wissensstand der Epoche, Bd. 4 (Smith, G. ed.), edition suhrkamp, 2104, Suhrkamp, Frankfurt a.M., 122 S.

NUA, Natur- und Umweltschutzakademie des Landes Nordrhein-Westfalen, (ed.) (1999).

Kulturlandschaftspflege. Sukzession contra Erhalten. NUA-Seminarberichte 3: Bitter Verlag, Recklinghausen, 153 S.

Odum, E.P. (1964): The new ecology. BioScience 14: 14-16.

Odum, E. P. (1973): Fundamentals of ecology. 3. Aufl., Philadelphia, London,Toronto, W. B. Saunders Company, 574 S.

OECD (1989): Report of the OECD-Workshop on ecological effect assessment. OECD Environ. Monogr., Paris, 26 S.

Okey, B.W. (1996): System approaches and properties, and agroecosystems health. Journal of Enviromental Management 48: 187-199.

O'Neill, R.V., DeAngelis, D.L., Waide, J.B., Allen, T.F.H. (1986): A hierarchical concept of ecosystems. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 253 S.

Ott, K. (2000a): Stand des umweltethischen Diskurses. Naturschutz und Landschaftsplanung 32(2-3): 39-44.

Ott, K. (2000b): Ethik und Naturschutz. In: Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege (Konold, W., Böcker, R.& Hampicke, U., eds.), Kap. II-7: 1-17.

Otto, M. (1997): Editorial: Interdisziplinarität- Wunschdenken oder Realität? Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 9(5): 241-242.

Panek, N. (1998): Prozeßschutz in der Kulturlandschaft. Naturschutz und Landschaftsplanung 12(30): 381.

Patten, B.C., Jörgensen, S.E., Auerbach, S.I., (eds.) (1995). Complex Ecology. Prentice Hall PTR, Englewood Cliffs, New Jersey, 705 S.

Peterson, G., Allen, C.R., Holling, C.S. (1998): Ecological resilience, biodiversity, and scale. Ecosystems 1: 6-18.

Pickett, S.T.A., Ostfeld, R.S., Shackak, M., Likens, G.E., (eds.) (1997). The ecological basis of conservation. Heterogenity, ecosystems, and biodiversity. Chapmann & Hall, New York, 466 S.

Pickett, S.T.A., Parker, V.T., Fiedler, P.L. (1992): The new paradigm in ecology: Implications for conservation biology above the species level. In: Conservation Biology. The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management (Fiedler, P. L.& Jain, S. K., eds.), Chapman & Hall, New York, 66-88.

Plachter, H. (1991): Naturschutz. Gustav Fischer, Stuttgart, 463 S.

Plachter, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3: 87-106.

Plachter, H. (1995): Der Beitrag des Naturschutzes zu Schutz und Entwicklung der Umwelt. In: Umwelt- und Naturschutz am Ende des 20. Jahrhunderts (Erdmann, K.-H., ed.), Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 199-254.

Plachter, H. (1996): Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse. Verhandlungen der

Gesellschaft für Ökologie 26: 287 - 303.

Plachter, H., Werner, A. (1998): Integrierende Methoden zu Leitbildern und Qualitätszielen für eine naturschonende Landwirtschaft. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 39: 121-129.

Power, M.E., Tilman, D., Estes, J.A., Menge, B.A., Bond, W.J., Mills, L.S., Daily, G., Castilla, J.C., Lubchenco, J., Paine, R.T. (1996): Challenges in the quest for keystones. BioScience 46: 609-620.

Pretty, J. (2000): Conditions of succesful implementation of sustainable agriculture. In: Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften (Härdtlein, M., Kaltschmitt, M., Lewandowski, I.& Wurl, H., eds.), Erich Schmidt Verlag, Berlin, Initiativen zum Umweltschutz 15: 323-343.

Prilipp, K.M. (1998): Problematik von Naturschutzzielen. Naturschutz und Landschaftsplanung 30(4): 115 - 123.

Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe (ed.) (2000): Nachhaltige Landnutzung. Die Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe stellt ihre Arbeit vor. Fischer Druck, Schwäbisch Gmümd, 57 S.

Ramade, F. (1995): Qualitative and quantitative criteria definning a "health" ecosystem. In: Evaluation and Monitoring the Health of Large-scale Ecosystems (Rapport, D. J., Gaudet, C.L. & Calow, P., eds.), Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 43-61.

Rapport, D., (eds.) (1998). Ecosystem health. Blackwell Science Inc., Oxford, London, 180 S.

Rapport, D.J. (1994): The concept of ecosystem health and its applications to agriculture. In: Agrosystem health (Nielsen, N.O., ed.), University of Guelph, Guelph, 25-28.

Rapport, D.J. (1995b): Ecosystem health: An emerging integrative science. In: Evaluation and Monitoring the Health of Large-scale Ecosystems (Rapport, D. J., Gaudet, C.L., & Calow, P., eds.), Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 5-32.

Rapport, D.J. (1995d): Ecosystem health: More than a metaphor? Environmental Values 4: 287-309.

Rapport, D.J., Gaudet, C., McCullum, J., Miller, M. (1998): Ecosystem health and its relationship to the health of the soil subsystem: A conceptual and management perspective. In: Soil Chemistry and Ecosystem Health (Soil Science Society of America, ed.), Segoe Rd., Madison, 341-359.

Reck, H. (1993): Spezieller Artenschutz und Biotopschutz: Zielarten als Naturschutzstrategie und ihre Bedeutung als Indikatoren bei der Beurteilung der Gefährdung von Biotopen. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 38: 159-178.

Reck, H., Walter, R., E., Osinski., Kaule, G., Heinl, T., Kick, U, Weiss, M. (1994): Ziele und Standards für die Belange des Arten- und Biotopschutzes: Das "Zielartenkonzept" als Beitrag zur Fortschreibung des Landschaftrahmenprogramms in Baden-Württemberg. In: Leitbilder - Umweltqulitätsziele - Umweltstandards (Akademie für Naturschutz und

Landschaftspflege, ed.), Pustet, Laufen/Salzach, 4: 65-94.

Remmert, H. (1991): The mosaic-cycle concept of ecosystems - an overview. In: The mosaic-cycle concept of ecosystems (Remmert, H., ed.), Ecological studies, 85: 1-21.

Rentschler, M. (1997): Vorwort zum interdisziplinären Studienbuch "Veränderungen von Böden durch anthropogene Einflüsse". In: Veränderungen von Böden durch anthropogene Einflüsse (Tübingen, Deutsches Institut für Fernstudienforschung an der Universität Tübingen, ed.), VII-XI.

Reschke, K. (1999): Die Landschaftsstruktur und ihre Elemente- "reich" und "arm" ausgestattete Agrarlandschaften. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 40: 98-103.

Riecken, U. (1999): Statement für die Podiumsdiskussion: Kulturlandschaftspflege. Sukzession contra Erhalten. In: Kulturlandschaftspflege. Sukzession contra Erhalten, NUA-Seminarberichte Bd. 3: 95-101.

Riecken, U., Ries, U., Ssymank, A., (eds.) (1994). Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 41, Kilda, Greven,

Rode, M.W. (1998): Sukzession in Heidegebieten. Naturschutz und Landschaftsplanung 30(8/9): 285-290.

Roweck, H. (1993): Zur Naturverträglichkeit von Naturschutz-Maßnahmen. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 22: 15-20.

Roweck, H. (1995): Landschaftsentwicklung über Leitbilder? LÖBF-Mitteilungen 4: 25-34.

Scheringer, M. (1999): Persistenz und Reichweite von Umweltchemikalien. Weinheim, Wiley-VCH, 203 S.

Scherzinger, W. (1990): Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz, Zieldiskussion am Beispiel der Nationalpark-Idee. Natur und Landschaft 6: 292-298.

Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Stuttgart, Ulmer, 447 S.

Schneider, E.D., Kay, J.J. (1994): Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. Mathematical and Computer Modelling 19(6 -8): 25 - 48.

Schulze, E.-D., Mooney, H.A., (eds.) (1994a). Biodiversity and ecosystem function. Ecological Studies 99: Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 521 S.

Schulze, E.-D., Mooney, H.A. (1994b): Ecosystem function of biodiversity: A summary. In: Biodiversity and Ecosystem function (Schulze, E.-D. & Mooney, H.A., eds.), Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Ecological Studies 99: 497-510.

Schumacher, W. (1995): Offenhaltung der Kulturlandschaft? Naturschutzziele, Strategien, Perspektiven. LÖBF-Mitteilungen 4: 52-61.

Schumacher, W. (1999): Statement für die Podiumsdiskussion: Kulturlandschaftspflege.

Sukzession contra Erhalten. Kulturlandschaftspflege. Sukzession contra Erhalten, NUA-Seminarbericht 3: 102-104.

Schwarz, A.E., Trepl, L. (1998): The relativity of orientors: Interpedence of ecological and sociopolitical developments. In: Eco targets, goal functions, and orientors (Müller, F.& Leupelt, M., eds.), Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 298-311.

Schwoerbel, J. (1999): Einführung in die Limnologie. 8. Aufl., Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm, 465 S.

Sommer, M. (1999): Nitrat im Sickerwasser. Boden- und Nährstoffabtrag. In: Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung (Dabbert, S., Herrmann, S., Kaule, G.& Sommer, M., eds.), Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 137-140.

Sparks, T., (ed.) (2000). Statistics in ecotoxicology. John Wiley & Sons, Chichester, New York, 320 S.

Spitzer, H. (1995): Einführung in die räumliche Planung. Eugen Ulmer, Stuttgart, 227 S.

SRU, Sachverständigenrat für Umweltfragen (1985): Die Bodenfunktionen. Sondergutachten Umweltprobleme in der Landwirtschaft, Kohlhammer, Stuttgart, Mainz.

SRU, Sachverständigenrat für Umweltfragen (1987): Umweltgutachten 1987. Kolhammer, Stuttgart, 674 S.

SRU, Sachverständigenrat für Umweltfragen, (eds.) (1994). Umweltgutachten 1994. Metzler-Poeschel, Stuttgart.

Ssymank, A. (1999): Naturschutzkategorien nach dem Bundesnaturschutzgesetz. In: Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege (Konold, W., Böcker, R.& Hampicke, U., eds.), III-2.1: 1-16.

Statistisches, Landesamt Baden-Württemberg (1991): Statistische Berichte Baden-Württemberg. Stuttgart.

Stauch, C. (2000): GIS als entscheidungsunterstützendes Instrument in der Verkehrsplanung am Beispiel von Flächenzerschneidung und Immissionsbelastung Dissertation der Universität Stuttgart, elektronisch veröffentlicht unter: http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2000/652.

Stöcker, G. (1974): Zur Stabilität und Belastbarkeit von Ökosystemen. Arch. Naturschutz und Landschaftsforsch. 14(4):237-261.

Straskraba, M., Gnauck, A. (1983): Aquatische Ökosysteme. Modellierung und Simulation. Gustav Fischer, Stuttgart, 279 S.

Sukopp, H. (1969): Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation. Vegetatio 17:360-371.

Sukopp, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. Ber. Landw. 50:112-139.

Sukopp, H., Trepl, L. (1990): Welche Natur wollen wir schützen? - aus der Sicht der Vegetations- und Naturschutzforschung. In: Welche Natur wollen wir schützen?

(Bayerische Akademie der Wissenschaften, ed.), Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München, 19-22.

Symstad, A.J., Tilman, D., Wilson, J., Knops, J.M.H. (1998): Species loss and ecosystem functioning: Effects of species identity and community composition. OIKOS 81:389-397.

Tansley, A.G. (1935): The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology 16:284-307.

Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E. (1997): The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. Science 277:1300-1302.

Trepl, L. (1987): Geschichte der Ökologie. Originalausgabe. Athenäum-Taschenbücher, Frankfurt a.M., 4070, 280 S.

Trepl, L. (1988): Gibt es Ökosysteme? Landschaft und Stadt 20(4):176-185.

Trepl, L. (1994): Geschichte der Ökologie. 2.Aufl.. Weinheim, Athenäum, 280 S.

Trepl, L. (1995): Die Diversität - Stabilitäts - Diskussion in der Ökologie. Bayer. Akad. Natursch. Landschaftspfl. Beiheft 12:35 - 49.

Trepl, L. (1996): Landschaft und Wissenschaft. In: Naturlandschaft, Kulturlandschaft (Konold, W., ed.), Ecomed, Landsberg a. Lech, 13-26.

Trepl, L. (1998): Die Natur der Landschaft und die Wildnis der Stadt. In: Naturschutz und Denkmalpflege (Kowarik, I., Schmidt, E.& Sigel, B., eds.), vdf Hochschulverlag ETH Zürich, Zürich, 77-87.

Trepl, L. (1999): Ökosystemforschung im System der Wissenschaft. In: Handbuch der Umweltwissenschaften (Fränzle, O., Müller, F.& Schröder, W., eds.), 1, Kap. II-2.3: 3-10.

Tüxen, R. (1956): Die heutige potentiell natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angew. Pflanzensoz. 13:5-42.

Ulrich, B. (1993): Prozeßhierarchie in Waldökosystemen. Biologie in unserer Zeit 5(23)

UNEP, United Nations Environment Programme (1992): Convention on biological diversity (5. June 1992).

Usher, M.B., Erz, W., (eds.) (1994). Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 338 S.

Valsangiacomo, A. (1998): Die Natur der Ökologie. Zürich, vdf Hochschulverlag ETH Zürich, Zürich, 324 S.

Walker, B., Kinzig, A., Langridge, J. (1999): Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: The nature and significance of dominant and minor species. Ecosystems 2:95-113.

Walter, H. (1949): Einführung in die Phytologie. Grundlagen der Pflanzenverbreitung. 1. Teil - Standortslehre. Eugen Ulmer, Stuttgart, III, 525 S.

Walter, H. (1970): Vegetationszonen und Klima. Eugen Ulmer, Stuttgart, 244 S.

Waltner-Toews, D. (1996): Ecosystem-health: A framework for implementing sustainability in agriculture. BioSience 46(9):686-689.

WCED, World Commission on Environment and Development, (eds.) (1987). Our common future. Oxford University Press, Oxford.

Weckwerth, H. (2000): Aufenthalt im Freien: Bedürfnis und Erlebnis. Ein Beitrag zur kommunalen Freiraumplanung. In: Naturschutz und Landschaftsplanung, Moderne Technologien, Methoden und Verfahrensweisen. Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr. Hartmut Kenneweg (Gruehn, D., Herberg, A.& Roesrath, C., eds.), Mensch & Buch, Berlin, 269-287.

Werner, A. (1995): Entwicklung und Realisierung nachhaltiger Landnutzungssysteme. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 36:202-206.

Wiegleb, G (1989): Theoretische und praktische Überlegungen zur ökologischen Bewertung von Landschaftsteilen, diskutiert am Beispiel der Fließgewässer. Landschaft + Stadt 21(1):15-20.

Wiegleb, G. (1997): Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 6:43-62.

Wiesmann, U. (1995): Nachhaltige Ressourcennutzung im regionalen Entwicklungskontext: Konzeptionelle Grundlagen zu deren Definition und Erfassung. Bern, Lang Druck AG, 44 S.

Wöbse, H.H. (1996): Erfassung und Bewertung des Erlebnispotentials. In: Bewertung und Planung im Umweltschutz (Buchwald, K.& Engelhardt, W., eds.), Economia, Bonn, 2:121-133.

Wöbse, H. H. (1998): Historische Kulturlandschaften als Objekte des Naturschutzes. In: Naturschutz und Denkmalpflege (Kowarik, I., Schmidt, E.& Sigel, B., eds.), vdf Hochschulverlag ETH Zürich, Zürich, 157-168.

Wohlleben, M. (1998): Schützen, was verloren zu gehen droht. In: Naturschutz und Denkmalpflege (Kowarik, I., Schmidt, E.& Sigel, B., eds.), vdf Hochschulverlag ETH Zürich, Zürich, 67-75.

Wolters, G. (1995): "Rio" oder die moralische Verpflichtung zum Erhalt der natürlichen Vielfalt - Zur Kritik einer UN-Ethik. GAIA 4(4):244-249.

Woodley, S., Kay, J., Francis, G., (eds.) (1993). Ecological integrity and the management of ecosystems. St. Lucie Press, Waterloo, Ottawa, 220 S.

Wulf, A. (1995): Neue Wege im Naturschutz. LÖBF-Mitteilungen 4:35-42.

Danke

Diese Arbeit entstand im Rahmen des Projektes "Nachhaltige Produktion und Nutzung nachwachsender Energieträger", gefördert von der "Deutschen Bundesstiftung Umwelt". Meinen ProjektkollegInnen Alfred Trukenmüller, Andrea Merkle, Daniel Haag, Johannes Hufnagel und Marlies Härdtlein möchte ich für die vielen Diskussionen, für konstruktive Kritik zu Vorträgen und Beiträgen, für die gute Teamarbeit, die oft freundschaftliche Unterstützung und gegenseitige Motivation danken. Den KoordinatorInnen Dr. Sabine von Wirén-Lehr und Dr. Robert Vandré möchte ich darüber hinaus für ihr unablässiges fachliches und persönliches Engagement danken.

Prof. Dr. Reinhard Böcker möchte ich für die Überlassung des Themas danken. Die Entstehung dieser Arbeit hat er mit Interesse und steter Diskussionsbereitschaft begleitet und damit ein angenehmes und produktives Arbeitsklima gefördert. Ganz herzlichen Dank.

Prof. Dr. Giselher Kaule möchte ich für die Übernahme des Koreferates und seine fruchtbaren Anmerkungen zum Manuskript ebenso herzlich danken.

Viele Gespräche mit ExpertInnen und KollegInnen, sowie deren Arbeiten haben mich im Verlauf der letzten Jahre zu Kreativität und fachlicher Entwicklung angeregt. Ganz besonders möchte ich mich hierfür bei Frau Johanna Haarer bedanken, sowie bei Lissi Osinski, Matthias Richter, Dr. Carola Stauch, Dr. Felix Müller, Dr. Iris Lewandowski, Dr. Klaus Schmieder, PD Dr. Sylvia Herrmann, PD Dr. Horst Tremp und Prof. Dr. Martin Kaupenjohann.

Der gesamten Arbeitsgruppe des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie möchte ich für das angenehme und freundliche Miteinander am Institut danken. Meinen KollegInnen Markus Röhl, Monika Dirk und Mwaffak Chikhali möchte ich für die humorvolle, freundschaftliche und gegenseitig motivierende gemeinsame Zeit im Arbeitsalltag danken.

Meinen "Hiwinen" Heike Kerwin und Ulrike Böcker ein herzliches Dankeschön für ihren Einsatz bei meist eilig angefragten Fernleihen und unzähligen Literaturrecherchen, sowie für die Pflege der Literaturdatenbank. Stefan Zeller ein ganz herzliches Danke für seine Unterstützung bei der Endkorrektur und Fertigstellung des Manuskriptes.

Meinen Geschwistern Clemens, Markus, Julia und Gregor, sowie meinen Freundinnen und Freunden Andreas Mehl, Barbara Beitinger, Karin Härtge, Thomas Kuchelmeister und Kirsten Schröder-Behrendt möchte ich für ihre Unterstützung, Freundschaft und Nähe, die sie mir in den vergangenen langen Monaten entgegengebracht haben, ganz herzlich Dankeschön sagen.

Meine Eltern haben die vielen Jahre meiner Berufsausbildung, meines Studiums und meiner Promotion mit Wärme und Großzügigkeit begleitet. Sie gaben mir das Vertrauen, das es mir ermöglicht hat, mich in jeder Situation entscheiden zu können. Danke.