

# Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung

## Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren

Wolfgang ZEHLIUS-ECKERT

### 1. Einleitung

Naturschutz- und Landschaftsplanung beschäftigen sich mit ökologischen Systemen. Diese sind aufgrund der Vielzahl von Elementen und den zwischen ihnen bestehenden Relationen vielfach so komplex, daß ihre umfassende Beschreibung, bezogen auf eine bestimmte Fragestellung, das kognitive Verarbeitungsvermögen, die Möglichkeiten der quantitativen, wissenschaftlichen Beschreibung (vgl. WISSEL 1995, 254) oder die vorgegebenen zeitlichen oder ökonomischen Rahmenbedingungen übersteigen kann. Wege zur Vereinfachung sind daher notwendig. Einer davon ist das Indikationsprinzip.

Naturschutzfachliche Planungsinstrumente müssen sich in der Praxis in einem Spannungsfeld verschiedener Anforderungen bewähren. KIEMSTEDT ET AL. (1996, 261) nennen "rechtliche", "administrative" (pragmatische) und "fachliche" Anforderungen. Der vorliegende Beitrag konzentriert sich weitgehend auf die *fachlichen* Anforderungen, ohne damit die Notwendigkeit zu negieren, daß ein für die Planungspraxis taugliches Instrument pragmatische Rahmenbedingungen zu berücksichtigen hat. Aufbauend auf eine Diskussion der theoretischen Grundlagen der Indikation durch Arten in Naturschutz- und Landschaftsplanung, soll der Versuch unternommen werden aufzuzeigen, wo Möglichkeiten für weitere Verbesserungen liegen, die die Nachvollziehbarkeit und Schlüssigkeit naturschutzfachlicher Vorgehensweisen erhöhen.

Ein Ziel ist es, Definitionsvorschläge für die im Zusammenhang mit dem Einsatz von Arten als Indikatoren in Naturschutz- und Landschaftsplanung verwendeten Begriffe vorzustellen und deren Stellung zueinander zu klären (vgl. nachfolgenden Pkt. 2). Zweitens sollen Anforderungen für die Verwendung der unter dem Begriff "Zielart" diskutierten Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren formuliert werden, die aus bewertungstheoretischen Überlegungen resultieren (vgl. Pkte. 3.1 und 3.2). Schließlich soll die Frage der Repräsentativität von Arten (-kollektiven) (Indikation von Arten durch Arten) diskutiert werden (vgl. Pkt. 3.3). Aufbauend auf diese Diskussion sollen erste Hinweise für einen methodischen Rahmen erarbeitet werden, der Hilfestellung bei der Auswahl repräsentativer Arten(-kollektive)

als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren geben soll (vgl. Pkt. 3.4).

### 2. Definitionen und Anwendungsbedingungen

Eine allgemeine Auseinandersetzung mit dem Indikatorbegriff, wie er auch in anderen Disziplinen, etwa in der Chemie und der Raumordnung, gebraucht wird, erscheint eingangs notwendig, um sicherzustellen, daß sich die in Naturschutz- und Landschaftsplanung verwendeten Indikatorbegriffe in ein disziplinübergreifendes Grundkonzept der Indikation einfügen. Daran anknüpfend erfolgt zunächst eine Einschränkung auf die Anwendung von Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung, hier dann wiederum auf den Einsatz von *Arten* als Indikatoren.

#### 2.1 Das Indikationsprinzip

Wenn man ein bestimmtes Objekt<sup>1)</sup> beschreiben will, muß man sich von ihm eine vereinfachte Abbildung, ein Modell, erstellen. Welche Eigenschaften des betrachteten Objektes in dem Modell berücksichtigt werden, hängt einerseits von der *Fragestellung*, also dem Zweck der Betrachtung, und andererseits von der Art des Objektes ab. Die ausgewählten Eigenschaften sollen hier als *Parameter* zur Beschreibung des Objektes bezeichnet werden. Die einzelnen Parameter müssen dabei nicht voneinander unabhängig sein, sondern können über kausale Beziehungen miteinander verknüpft sein. D.h. sie können sich an verschiedenen Positionen in einer Wirkungskette (HABER ET AL. 1993, 133) oder einem Wirkungsnetz befinden. Die für die Fragestellung relevanten Eigenschaften des betrachteten Objektes können "komplex" sein, womit gemeint ist, daß die Ausprägung der Eigenschaft durch viele Parameter beeinflusst wird (Beispiel: "Elastizität" eines Ökosystems).

Ist die Zahl der Parameter sehr groß, ist aus den in der Einleitung genannten Gründen eine weitere Vereinfachung notwendig. Dies kann durch die Selektion derjenigen Parameter geschehen, die die Ausprägung einer oder mehrerer Eigenschaften des betrachteten Objektes, die für den Zweck der Betrachtung relevant sind, am stärksten beeinflussen (*Schlüs-*

*selparameter*). Schlüsselparameter sind den Eigenschaften des Objektes, die für die Betrachtung entscheidend sind, in einer Wirkungskette vorgelagert. (Beispiel: Vorkommen des Kreuzenzians *Gentiana cruciata* als Schlüsselparameter für das Vorkommen des Kreuzenzian-Bläulings *Glaucopsyche rebeli*). Eine zweite Möglichkeit der Vereinfachung besteht darin, daß stellvertretend für Parameter, die nicht direkt oder nur mit hohem Aufwand zu erfassen sind, Eigenschaften des gleichen oder anderer Objekte herangezogen werden, deren Ausprägung in einer naturwissenschaftlich beschreibbaren, möglichst quantitativen Beziehung zu der Ausprägung des Parameters stehen. Diese Eigenschaften bezeichnet man als *Indikatoren*. Indikatoren können den für die Fragestellung relevanten Eigenschaften in einer Wirkungskette vor- oder nachgeschaltet oder aber in einer verzweigten Wirkungskette parallel geschaltet sein. Eine "Parallelschaltung" liegt beispielsweise bei der Auswahl von repräsentativen Zielartenkollektiven nach "Anspruchstypen" vor: Aus einem Kollektiv von Arten gleichen Anspruchstyps wird jeweils eine Art stellvertretend für die anderen ausgewählt, z.B. die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) stellvertretend für andere Wirbellose von Feuchtwiesen, die ebenfalls eine hohe Bodenfeuchtigkeit benötigen. Man geht davon aus, daß die übrigen Arten des Artenkollektives auf Veränderungen der Umwelt ähnlich reagieren wie die Indikatorart, im genannten Beispiel auf Veränderungen der Bodenfeuchtigkeit.

Schlüsselparameter können als *eine* Form von Indikatoren angesehen werden<sup>2)</sup>, die auch komplexe Eigenschaften eines Objektes indizieren können (vgl. z.B. DURWEN ET AL. 1980, 10, zit. in BÄCHTOLD ET AL. 1995, 55). Dies gilt jedoch nur mit einigen Einschränkungen. So kann zwar die Zustandsänderung<sup>3)</sup> eines Schlüsselparameters als Indikator für die *Zustandsänderung* des Indikandums herangezogen werden, vorausgesetzt, das Indikandum ist vorhanden. Es kann aber die Anwesenheit des Schlüsselparameters nicht generell als Indikator für die *Anwesenheit* des Indikandums verwendet werden, wenn die Anwesenheit des Schlüsselparameters nicht ebenfalls von der Anwesenheit des Indikandums abhängt. Die Beziehung zwischen Schlüsselparameter und Indikandum kann im Gegenteil sogar umgekehrt werden: Daß eine bestimmte Eigenschaft eines Objektes vorhanden ist, kann als Anzeichen dafür verwendet werden, daß die Schlüsselparameter für das Auftreten der Eigenschaft gegeben sind.

So läßt das Vorhandensein des Kreuzenzian-Bläulings (*Glaucopsyche rebeli*) immer auf das Vorhandensein von Kreuzenzian (*Gentiana cruciata*) schließen, da die Raupen dieser Tagfalterart zumindest in Süddeutschland monophag an Kreuzenzian leben. Das Vorkommen des Kreuzenzians ist also Schlüsselparameter für die Existenz des Kreuzenzian-Bläulings<sup>4)</sup>, kann aber nicht dessen *Vorkommen* indizieren, da beispielsweise aus besiedlungsgeschichtlichen Gründen oder bedingt durch katastrophenaar-

tige Umweltereignisse zum Zeitpunkt der Betrachtung ein Vorkommen des Kreuzenzian-Bläulings fehlen kann.

Im angeführten Beispiel wurde der Begriff der "Schlüsselart" (i.w.S.) analog der obigen Definition von "Schlüsselparameter" verstanden als

*Art, die das Überleben einer oder mehrerer Arten in einem bestimmten Raum 'entscheidend' bestimmt,*

also nicht auf Fälle beschränkt, in denen das Überleben *vieler* Pflanzen- oder Tierarten von einer Art abhängt ("Schlüsselart" i.e.S.: PAINE 1969, 92; BOND 1993, 238).

Das Indikationsprinzip entspringt einem wichtigen Prinzip von Ökonomie und rationaler Planung: dem "Prinzip der Effizienz" der für einen bestimmten Zweck eingesetzten Mittel (BECHMANN 1981, 82; ALBERT 1982, 114; HAMPICKE 1991, 51-55; RITTEL 1992, 18; STACHOWIAK 1994, 262). Indikatoren werden in den unterschiedlichsten Bereichen eingesetzt, beispielsweise in der Physik und Chemie, in der Volkswirtschaft, in der Raumordnung sowie in Naturschutz- und Landschaftsplanung.

## 2.2 Allgemeine Definition von Indikatoren und deren Anwendungsbedingungen

Nach dem Duden (Fremdwörterbuch) wird ein Indikator im hier relevanten Sinne als "Umstand oder Merkmal, das als (beweiskräftiges) Anzeichen od. als Hinweis auf etwas anderes dient" bezeichnet. Es leitet sich von dem lateinischen Wort "indicare" ab, was "anzeigen" bedeutet und damit den oben beschriebenen Zusammenhang charakterisiert. Ausgehend davon soll hier Indikator *allgemein* verstanden werden als

*Eigenschaft eines Objektes, dessen Ausprägung eine hohe Korrelation zur Ausprägung einer anderen Eigenschaft (Indikandum) des gleichen oder eines anderen Objektes aufweist. Die Ausprägungen der beiden Eigenschaften müssen in einer qualitativ oder quantitativ möglichst engen (eindeutigen) Beziehung zueinander stehen. Dafür ist es günstig, wenn die der Korrelation zugrundeliegenden Kausalzusammenhänge möglichst direkt und monokausal sind.*

*Beispiel:* Indikatorpapier, dessen Farbveränderung beim Eintauchen in eine wäßrige Lösung in Korrelation zum pH-Wert dieser Lösung steht.

Strenggenommen ist eine Differenzierung zwischen Indikator und Indikans erforderlich. So kann Lackmus als "Indikator" für den pH-Wert wäßriger Lösungen verwendet werden. Angezeigt wird der pH-Wert aber durch eine bestimmte Eigenschaft dieses Indikators, nämlich durch die Farbe. Diese Eigenschaft ist das "Indikans". Im weiteren Text werden unter dem Begriff "Indikator" jedoch beide Bedeutungen zusammengefaßt.

Grundlegende Anforderungen an Indikatoren bzw. an die Auswahl geeigneter Indikatoren sind (vgl. auch ARNDT ET AL. 1987, 13, 25; HABER ET

AL. 1988, zit. in RECK 1990, 106; SCHUBERT 1991, 22; KNICKREHM & ROMMEL 1994, 24; THOSS 1995, 472f.):

- Eindeutige Definition der als Indikator herangezogenen Eigenschaft.
- Hohe Qualität der Beziehung zwischen Indikator und Indikandum ("Validität" des Indikators), d.h. die Ausprägung der beiden Eigenschaften sollte in einer möglichst eindeutigen ("Spezifität" des Indikators) und engen, qualitativen oder quantitativen<sup>5</sup> Beziehung zueinander stehen (vgl. auch obige Definition).
- Hohe Stabilität der Indikator-Indikandum-Beziehung über verschiedene Vertreter des gleichen Indikators, über große Räume und Zeiträume<sup>6</sup> ("Gültigkeitsbereich" der Indikatorfunktion und "Reproduzierbarkeit" der Indikation) und bei verschiedenen Beobachtern ("Objektivität").
- Weite Verbreitung des Indikators im betrachteten Raum über die betrachteten Typen von Objekten. Gegenbeispiel: Es macht keinen Sinn, das Schwarze Bilsenkraut (*Hyoscyamus niger*) als Indikator stickstoffreicher Ausprägungen von Standorten mit Ruderalgesellschaften zu verwenden, weil die Art eine zu geringe Stetigkeit auf solchen Standorten hat.
- Leichte und schnelle Erfassbarkeit und damit geringer Aufwand der Erfassung im Vergleich zur direkten Messung der einzelnen Parameter zur Beschreibung des Objektes ("Effizienz" der Indikation). Dazu gehört auch, daß sich bei Anwendung von mehreren Indikatoren diese bezüglich der Indikanda ergänzen, also möglichst wenig redundante Information liefern. Gegenbeispiel: Da der Kreuzenzian leichter nachweisbar ist als der Kreuzenzian-Bläuling, ist der Kreuzenzian-Bläuling als Indikator für den Kreuzenzian ungeeignet.

### 2.3 Zweckorientierte Typisierung von Indikatoren

Indikatoren lassen sich nach dem Zweck typisieren, dem sie dienen. Aufbauend auf PLACHTER (1992, 29; 1993, 136f.) wird wie folgt differenziert:

- *Zustandsindikatoren* sind Indikatoren von Objekteigenschaften, die der *Beschreibung* der Objekte dienen. Die Beschreibung der Objekte erfolgt in Form von komparativen oder quantitativen Begriffen (CARNAP 1974, 60ff.; Beispiele: "Die Bodenfeuchtigkeit des Standorts 1 ist höher als die des Standorts 2." bzw. "Die nutzbare Feldkapazität dieses Bodens beträgt ... mm/dm.").  
*Beispiele* für Zustandsindikatoren: pH-Wert-Indikatoren, Zeigerpflanzen nach ELLENBERG.
- *Klassifikationsindikatoren* sind Indikatoren von Objekteigenschaften, die der Abgrenzung von *Klassen* dienen. Sie erlauben die *Zuordnung* von Objekten zu den Einheiten einer Klassifikation. Die

Beschreibung der Objekte erfolgt über klassifikatorische Begriffe (CARNAP 1974, 59) (Beispiel: "Diese Pflanzengemeinschaft ist ein Mesobrometum.").

*Beispiel* für Klassifikationsindikatoren: Charakter- und Differentialarten von Pflanzen- oder Tiergesellschaften<sup>7</sup>, Saprobie-Indikatoren.

- Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren sind Indikatoren von Objekteigenschaften, die der *Konkretisierung von Zielen* (z.B. der Formulierung von Soll-Werten) und der auf diese Ziele bezogenen *wertenden* Beschreibung von Objekten (z.B. in Form von Soll-Ist-Differenzen) dienen. Außerdem können sie für die Erfolgskontrolle im Sinne einer "Zielerreichungskontrolle" (MARTI & STUTZ 1993, 14f.) verwendet werden, weil durch sie über Soll-Ist-Differenzen die Erfüllungsgrade von Zielen abgebildet werden können. Die Beschreibung der Objekte erfolgt wertend und in Form von klassifikatorischen, komparativen oder quantitativen Begriffen (Beispiel: "Diese Pflanzengemeinschaft ist, bezogen auf das Ziel 'Schutz der Lebensgemeinschaften in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt', 'sehr wertvoll.' bzw. ' ist wertvoller als ' bzw. ' hat ... den Wert 2,75.'").  
*Beispiele* für Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren: Indikatoren in der Raumordnung, Zielarten i.e.S.

Zustands- und Klassifikationsindikatoren dienen also grundsätzlich der *wertfreien* Beschreibung von Objekten<sup>8</sup>, während normative Elemente bei den Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren immanent sind: die Eigenschaften, die sie indizieren, sind per Definition wertgebend, d.h. sie dienen der *wertenden* Beschreibung von Objekten. Der erste Schritt (die Indikation einer Objekteigenschaft) ist allerdings auch hier wertfrei. Erst in einem zweiten Schritt werden dem Objekt über den Wertmaßstab (vgl. PLACHTER 1992, 32ff., 1994, 96ff.; HEIDT & PLACHTER 1996, 206f., 217ff.) entsprechend den Ausprägungen der ausgewählten Eigenschaften Werte zugeordnet (s. auch Pkt. 3.1).

Bewertungsindikatoren sind dabei immer auch Zustandsindikatoren (z.B. Zielarten i.e.S. als Zustandsindikatoren für bestimmte Artenkollektive in einem bestimmten Raum) oder Klassifikationsindikatoren (z.B. Saprobie-Indikatoren als Klassifikationsindikatoren für die Gewässergüte eines Gewässers); weiterhin sind Klassifikationsindikatoren immer auch Zustandsindikatoren (z. B. Saprobie-Indikatoren als Zustandsindikatoren für den Gehalt eines Gewässers an biologisch abbaubarer, toter organischer Substanz).

### 2.4 Organismen als Indikatoren in Naturschutz- und Landschaftsplanung

In Naturschutz- und Landschaftsplanung werden zwar nicht nur Arten als Indikatoren eingesetzt (s.a. PLACHTER 1992, 29f.; PIRKL & RIEDEL 1992, 343), jedoch beschränken sich die weiteren Ausfüh-

rungen zunächst auf Indikator"organismen", später auf Indikator"arten"

Naturschutz und Landschaftsplanung beschäftigen sich mit Natur, Umwelt, Landschaft oder Ökosystemen und deren Schutz, Pflege und Entwicklung (vgl. PLACHTER 1991, 12ff.; SCHMIDT 1995, 610; JESSEL 1998, 11ff.). In diesem Beitrag wird der Begriff *Umwelt* verwendet. Er wird dabei, aufbauend auf die Definition von MÜLLER (1984, 150), aber übertragen auf die *Gesamtheit* der Organismen in einem bestimmten Raum, verstanden als *Gesamtheit aller physikalischen, chemischen und biotischen Eigenschaften in einem Raum, die in diesem direkt oder indirekt auf Organismen wirken können.*

Eine *Umwelteigenschaft* ist ein ausgewählter physikalischer, chemischer oder biotischer Parameter aus dieser Umwelt bzw. dessen zeitliche oder räumliche Variabilität. Da die folgenden Ausführungen sich auf den Gegenstandsbereich von Naturschutz- und Landschaftsplanung beschränken, wird der Ausdruck "Eigenschaft eines Objektes" teilweise durch den Begriff "Umwelteigenschaft" ersetzt (vgl. auch Anmerkung 1).

Landschaftsplanung als raum- bzw. flächenbezogene Planung benötigt für ihre Aussagen räumliche Bezugseinheiten. Räumliche Bezugseinheiten der Objekte, deren Eigenschaften von Indikatororganismen oder -arten angezeigt werden können, sind ökologische oder politische Raumeinheiten. Indikatororganismen oder -arten können der Beschreibung, Klassifizierung oder Bewertung dieser Raumeinheiten bzw. der sich auf diese Raumeinheiten beziehenden Objekte (etwa der dort lebenden Pflanzen- und Tierwelt oder der entsprechenden Ökosysteme<sup>9)</sup>) dienen.

#### 2.4.1 Die verwendeten Begriffe für Indikatororganismen bzw. -arten

Gegenwärtig werden die verschiedenen Begriffe für Indikatororganismen bzw. -arten in Naturschutz- und Landschaftsplanung sehr uneinheitlich verwendet, sei es, daß einem Begriff bei unterschiedlichen Autoren verschiedene, sich überschneidende oder doch zumindestens nicht deckungsgleiche Bedeutungen zugewiesen werden, sei es, daß zwei unterschiedliche Begriffe bei verschiedenen Autoren ähnliche Bedeutungen haben. Ein Grund ist, daß verwendete Ausdrücke meist nicht eindeutig definiert, sondern oft nur umschrieben werden. Im folgenden wird der Versuch unternommen, Definitionsvorschläge für die wichtigsten Begriffe zu erarbeiten.

#### Bioindikator i.w.S., Indikatorart

Als Oberbegriff für die Zustandsindikation durch Organismen wird hier der Begriff "Bioindikator i.w.S." verstanden. Die Definition entspricht der oben genannten allgemeinen Definition für Indikatoren (in Anlehnung an BICK 1982, 2; SCHUBERT 1991, 11f.; BÖHMER ET AL. 1996, 196):

Als Bioindikatoren i.w.S. werden demnach Eigenschaften von *Organismen* oder *Organismengemeinschaften* bezeichnet,

*deren Ausprägung eine hohe Korrelation zur Ausprägung einer Umwelteigenschaft aufweist und zwar unabhängig davon, ob es sich bei dem Indikandum um eine "natürliche" oder "anthropogen veränderte" Umwelteigenschaft handelt. Die Ausprägungen der beiden Eigenschaften müssen in einer qualitativ oder quantitativ möglichst engen (eindeutigen) Beziehung zueinander stehen. Dafür ist es günstig, wenn die der Korrelation zugrundeliegenden Kausalzusammenhänge möglichst direkt und monokausal sind.*

In dieser Definition sind Eigenschaften von Organismengemeinschaften, die sich nicht auf die einzelnen Organismen oder die konkrete Artenzusammensetzung beziehen (z.B. Biomasseproduktion einer Phytozönose, Diversität), eingeschlossen. Klammert man diese Eigenschaften aus, so bietet sich als Oberbegriff der nächstniedrigeren Ebene einer Begriffshierarchie der Begriff "Indikatororganismus" bzw. "Indikatorart" an. Die Definition für Indikatorart lautet dann:

*Die Vertreter oder Populationen einer Indikatorart besitzen Eigenschaften, deren Ausprägung eine hohe Korrelation zur Ausprägung von Umwelteigenschaften (Indikandum) aufweisen.*

Alle später aufgeführten Begriffe, deren letzte Silbe "art" ist, lassen sich unter diesen Begriff zusammenfassen, unabhängig davon, ob es sich um Zustands-, Klassifikations- oder Bewertungsindikatoren handelt.

#### Zeigerart, Bioindikator i.e.S.

Als Zeigerarten werden Arten bezeichnet,

*deren Vertreter oder Populationen Eigenschaften aufweisen, die die qualitative oder quantitative Ausprägung von Umwelteigenschaften indizieren können, unabhängig davon, ob es sich um eine "natürliche" oder "anthropogen veränderte" Umwelteigenschaft handelt.*

*Beispiel:* Die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) kann als Zeigerart für eine hohe Bodenfeuchtigkeit herangezogen werden.

"Bioindikatoren i.e.S." sind demgegenüber (verändert nach BICK 1982, 2; ARNDT ET AL. 1987, 10; SCHUBERT 1991, 12)

*Organismen oder Organismengemeinschaften, die Eigenschaften aufweisen, die in Korrelation zu anthropogenen (Schadstoff-)Belastungen (im Gegensatz zu 'natürlichen' Umwelteigenschaften) stehen.*

*Beispiel:* Vertreter der Tabak-Kulturvarietät "Bel W 3" (Varietät des Tabak-Mosaikvirus) können als Bioindikatoren (in diesem Fall Monitororganismen) beim aktiven Monitoring des durch anthropogene Schadstoffemissionen erhöhten Ozongehaltes in den bodennahen Luftschichten herangezogen werden (SCHUBERT 1991, 59).

Die Unterscheidung über "natürlich" und "anthropogen" ist insofern nicht glücklich, als die Wirkungsweise auf die Organismen sich nicht prinzipiell unterscheidet und zudem oft die vermeintlich "natürlichen" Standorteigenschaften bereits anthropogen überformt sind. Es soll hier dennoch diesem Vorschlag gefolgt werden, weil dies mit den Definitionen von ARNDT ET AL. (1987, 10) sowie mit den Vorschlägen von PLACHTER (1989, 109) und FROBEL (1997, 108) in Einklang steht. Der Vorschlag orientiert sich also primär am eingebürgerten Gebrauch des Begriffes.

Zwei Problemfelder seien im Zusammenhang mit dem Begriff des Bioindikators i.e.S. kurz angesprochen. So werden Bioindikatoren z.T. als unspezifische "Frühwarnsysteme" eingesetzt. Sie sollen dann allgemein anthropogene Umweltveränderungen frühzeitig anzeigen, die auch für den Menschen negative Wirkungen erwarten lassen (SCHUBERT 1991, 24). Das Indikandum ist also unbekannt. Es muß durch anschließende Untersuchungen geklärt werden, was die Ursachen für die Reaktion des Indikators sind.

Damit ist bereits das zweite Problemfeld angesprochen, nämlich daß die Bioindikatoren nicht eigentlich die Gehalte bestimmter Schadstoffe anzeigen sollen, sondern deren Wirkung auf Organismen (SCHUBERT 1991, 13; ARNDT ET AL. 1987, 16). Indikandum ist also nicht der Schadstoffgehalt, sondern sind bestimmte Reaktionen von Organismen auf veränderte Schadstoffgehalte (vgl. auch Kriterium der "Repräsentanz" bei ARNDT ET AL. 1987, 25).

Zeigerarten und Bioindikatoren i.e.S. sind *Zustandsindikatoren*.

### Leitart

Leitarten sind (verändert nach FLADE 1994, 45)

*Arten, die in einem oder wenigen Typen von ökologischen Raumeinheiten<sup>10)</sup> signifikant höhere Stetigkeiten und in der Regel auch wesentlich höhere Siedlungsdichten erreichen als in allen anderen ökologischen Raumeinheiten.*

Die Anwesenheit von Leitarten kann das Vorkommen weiterer Arten indizieren, die charakteristisch für die jeweilige ökologische Raumeinheit sind (lebensraumholde Arten und treue Begleiter vgl. FLADE 1994, 47). Sie sind damit zunächst *Zustandsindikatoren*, bieten sich aber als *Bewertungsindikatoren* für das Schutzgut "natürliche und historisch gewachsene Artenvielfalt" (§ 2 Abs. 1 Ziff. 10 Bundesnaturschutzgesetz BNatSchG) der Lebensgemeinschaften von ökologischen Raumeinheiten an.

### Charakterart, Differentialart

SCHAEFER (1992, 69) definiert den Begriff der Charakterart folgendermaßen:

*"Pflanzensoziologischer und tierökologischer Begriff für Arten, die in einem größeren Gebiet ganz oder vorzugsweise in einer bestimmten Pflanzenas-*

*soziation oder einem bestimmten Biotoptyp vorkommen."*

Es lassen sich demnach zwei Unterbegriffe differenzieren:

die "Charakterart von pflanzensoziologischen Einheiten", und

die "Charakterart von Biotopen" bzw. allgemeiner formuliert - weil Biotope *ein* Typ von ökologischen Raumeinheiten sind (vgl. Anmerkung 10) - die "Charakterart von ökologischen Raumeinheiten". Der letztgenannte Begriff ist mit dem Begriff der "Leitart" in der oben angeführten Definition synonym (zur Problematik dieser beiden Begriffe vgl. Pkt. 3.4.2).

Der Begriff "Differential-" oder "Trennart" ist nach SCHAEFER (1992, 80) ein:

*"Pflanzensoziologischer und tierökologischer Begriff für die sich in ihrem Vorkommen in einem bestimmten Gebiet fast oder ganz ausschließenden (d. h. ökologisch vikariierenden) Arten. Sie dienen zur Unterscheidung und Kennzeichnung nahe verwandter Pflanzengesellschaften oder Lebensgemeinschaften".*

Charakter- und Differentialarten von pflanzensoziologischen Einheiten (als Klassen des pflanzensoziologischen Systems) können in gegebenen Pflanzenbeständen die "charakteristische Artenkombination" dieser Einheiten indizieren, die neben den Charakter- und Differentialarten die hochsteten Begleiter enthält (WILLMANN 1989, 33; DIERSCHKE 1994, 280f.). Sie indizieren damit die Klassenzugehörigkeit der betrachteten Pflanzenbestände und können deshalb als *Klassifikationsindikatoren* dienen.

### Zielart

Als Definition wird in Anlehnung an MÜHLENBERG & HOVESTADT (1992, 38), RECK ET AL. (1994, 71), VOGEL ET AL. (1996, 179) und WALTER ET AL. (1998, 11) sowie unter Berücksichtigung der obigen Definition für Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren vorgeschlagen:

*Als Zielarten werden Arten bezeichnet, die der Formulierung von konkreten und überprüfbaren Zielen des Naturschutzes dienen, d.h. sie ermöglichen die sachliche und räumliche Konkretisierung von abstrakt gehaltenen Zielen bzw. von Zielen übergeordneter Planungsebenen. Die Eigenschaften von Arten bzw. deren Vertretern oder Populationen, die für die Operationalisierung der Ziele herangezogen werden, können als Bewertungskriterien verwendet werden und als Parameter, anhand derer sich der Erfolg von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege messen läßt.*

Ausgehend von Zielartenlisten lassen sich notwendige bzw. sinnvolle Schutz-, Kompensations-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen ableiten und Handlungsprioritäten für die Maßnahmen festlegen. Im Kontext von Naturschutz- und Landschaftsplanung als raum- bzw. flächenbezogene Planung sind

Zielarten meist Arten, die in einem *bestimmten Raum* vorrangig geschützt werden sollen.

Um die "Gültigkeit" von Zielen, die über Zielarten formuliert werden, und der sich auf diese Ziele beziehenden Bewertungen (BECHMANN 1981, 104f.; HOERSTER 1994, 232; JESSEL 1996, 213f., 1998, 247) zu gewährleisten, müssen sich die Kriterien für die Auswahl der Zielarten logisch aus den in der Ziel- bzw. Planungshierarchie übergeordneten Zielen ableiten lassen.

Auch wenn in der *Praxis* aufgrund der großen Zahl von Pflanzen- und Tierarten sowie begrenzter finanzieller, personeller und zeitlicher Mittel immer nur eine Auswahl von Pflanzen- und Tierarten bzw. -gruppen betrachtet werden kann, sind grundsätzlich Zielartenlisten denkbar, die keine Indikationsfunktion erfüllen, sondern lediglich der Operationalisierung von Zielen dienen. Es sollte daher zwischen "Zielarten i.w.S." und "Zielarten i.e.S." unterschieden werden. Für die Zielarten i.w.S. gilt die oben genannte Definition. Zielartenlisten i.e.S. lassen sich demgegenüber in weiterer Eingrenzung definieren als:

*Arten, deren Vertreter oder Populationen Eigenschaften besitzen, deren Ausprägung eine hohe Korrelation zur Ausprägung von Umwelteigenschaften aufweist. Die indizierten Eigenschaften dienen der Konkretisierung von Zielen des Naturschutzes, als Bewertungskriterium für die Bewertung von Objekten, die für den Naturschutz relevant sind, und der Erfolgskontrolle im Sinne einer Zielerreichungskontrolle.*

Damit sind Zielarten i.e.S. als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren anzusprechen. Zielartenlisten für einen bestimmten Bezugsraum können grundsätzlich Zielindikatoren für verschiedene Ziele<sup>11)</sup> enthalten, soweit sich geeignete Indikatorarten finden lassen (vgl. auch Abb. 4). In der bisherigen Diskussion wird die Indikationsfunktion von Zielarten meist auf die Indikation von Arten durch Arten beschränkt, die sich mit den Ausdrücken "Mitnahmeeffekt" oder "Repräsentativität von Zielartenkollektiven" beschreiben läßt. Die Idee ist, daß Schutz-, Kompensations-, Pflege- und Entwicklungsziele und diesen Zielen dienende Maßnahmen, die der Erhaltung und Förderung von Zielarten dienen<sup>12)</sup>, auch anderen Arten zugute kommen. Die Begriffsdefinition sollte jedoch nicht auf diese spezielle Form der Indikation beschränkt werden, da Arten auch andere wertgebende Eigenschaften indizieren können.

### **Biodeskriptor**

Teilweise wird auch der Begriff "Biodeskriptor" verwendet (z. B. RECK 1990), der wohl auf ERDELEN (1982, 190f.) zurückgeht. Jener beschreibt den Begriff folgendermaßen:

"Die hierbei [bei der Beschreibung eines Gebietes] verwandte Skala für den *Zustand oder 'Wert'* des Gebietes wird *per definitionem* festgelegt, auch unter Einbeziehung eher intuitiver Erfahrungs-

werte ('Natürlichkeit') oder *wertender* Kriterien (z.B. besondere Gewichtung seltener oder gefährdeter Arten der 'Roten Listen'). Anhand dieser Skala erhält man Daten zur *Beschreibung oder Bewertung* eines Gebietes, die vor allem zu Vergleichszwecken benutzt werden können (...). Dies sollte aber nicht als 'Indikation' bezeichnet werden, da ein definitiver, nicht notwendig streng wissenschaftlich begründbarer Schritt vorausgegangen ist; der Ausdruck 'Deskription' trifft daher besser zu. (...) Die erhaltenen Daten können sich zwar als korreliert mit objektiv ermittelten Belastungsfaktoren erweisen, jedoch handelt es sich dabei um eine ebenfalls nur 'deskriptive' Korrelation: eine Rückverfolgung bis hin zu den biologischen Beziehungen zwischen Belastung und Avifauna ist nicht möglich, da sich mindestens einige Kriterien der 'Wert'-Definition der strengen Kausalanalyse entziehen." (Kursive Hervorhebungen: W. Z.-E.)

Die kursiven Hervorhebungen zeigen, daß hier eine unzureichende Differenzierung von Sach- und Wertebene vorliegt (s.a. Pkt. 3.1), was die Nachvollziehbarkeit des Indikationssschrittes verringert. Der Begriff "Bewertungsindikator" in der oben definierten und erläuterten Form vollzieht demgegenüber eine klare Trennung zwischen Sach- und Wertebene. Nach den in diesem Beitrag vorgeschlagenen Definitionen ist außerdem der Nachweis der Kausalzusammenhänge für die Verwendung des Indikatorbegriffes nicht erforderlich. Eine *stabile* Korrelation zwischen Indikator und Indikandum für den angegebenen Gültigkeitsbereich ist ausreichend. Die Einführung des zusätzlichen Begriffes "Biodeskriptor" ist demzufolge nicht notwendig. Auf seine Verwendung sollte daher aus Gründen der logischen Stringenz und Übersichtlichkeit verzichtet werden.

### **2.4.2 Stellung der Begriffe für Indikatororganismen bzw. -arten zueinander**

Abbildung 1 versucht, das Verhältnis der in Naturschutz- und Landschaftsplanung verwendeten Begriffe für die Indikation durch Organismen zueinander graphisch zu veranschaulichen. Sie soll außerdem die Begriffe entsprechend dem Zweck der Indikation ordnen.

Der größte Teil der Begriffe ist den "Zustandsindikatoren" zuzuordnen, wobei "Bioindikator i.w.S." als Oberbegriff vorgeschlagen wird. Subsumiert wären hierunter entsprechend obiger Definitionen die Begriffe "Zeigerart", "Bioindikator i.e.S." und "Leitart". Für Arten, die als Klassifikationsindikatoren dienen, gibt es keinen speziellen Oberbegriff. "Charakter-" und "Differentialarten" von Pflanzen- oder Tiergesellschaften, sind den Klassifikationsindikatoren zuzuordnen. "Zielarten i.e.S." sind entsprechend der obigen Definition Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren.

Der Begriff "Indikatorart" ist in der Abbildung nicht dargestellt. Er umfaßt (zweckunabhängig) die Ausdrücke Zeigerart, Leitart, Charakterart und Zielart i.e.S. Von den Bioindikatoren wird durch den Be-

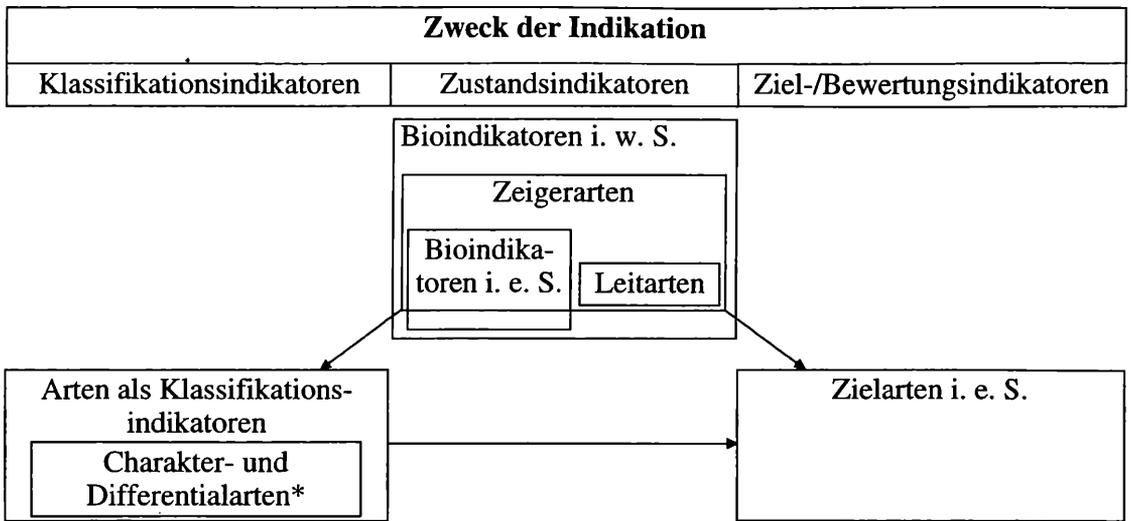


Abbildung 1

Verhältnis der artbezogenen Indikatorbegriffe zueinander. (\* = von Pflanzen- oder Tiergesellschaften; weitere Erläuterungen im Text).

griff "Indikatorart" nur ein Teil erfasst. Ausgeschlossen sind die "Eigenschaften von Organismengemeinschaften, die sich nicht auf die einzelnen Organismen einer Art oder die konkrete Artenzusammensetzung beziehen (z.B. Biomasseproduktion einer Phytozönose, Diversität)" (vgl. obige Erläuterungen zu Bioindikatoren i.w.S.).

Wie bereits ausgeführt, sind Bewertungsindikatoren immer auch Zustands- oder Klassifikationsindikatoren, Klassifikationsindikatoren immer auch Zustandsindikatoren. Dies ist in Abbildung 1 über die Pfeile angedeutet. Der gleiche Indikator kann also je nach Zweck der Indikation verschiedenen Typen von Indikatoren zuzuordnen sein. So kann der Schwalbenwurzenzian (*Gentiana asclepiadea*) als "Zustandsindikator" für stickstoffarme Standorte in voralpinen Pfeifengraswiesen dienen. Gleichzeitig ist er Trennart der präalpinen Rasse des "Molinietum caeruleae" und damit "Klassifikationsindikator". Außerdem könnte er als eine Zeigerart für die "historisch gewachsene Artenvielfalt" (§ 2 Abs. 1 Ziff. 10 BNatSchG) der Lebensgemeinschaft der voralpinen Streuwiesen herangezogen werden, und wäre damit Ziel- bzw. Bewertungsindikator. Für eine bestimmte (Teil)Fragestellung wird aber ein Indikationszweck im Vordergrund stehen.

Es wird vorgeschlagen, anstelle von "Leitart" grundsätzlich den Begriff "Charakterart von ökologischen Raumeinheiten" für die Funktion als Zustandsindikator vorzuziehen, da der Wortbestandteil "Leit-" in Naturschutz- und Landschaftsplanung mit normativen Aspekten in Zusammenhang gebracht wird. Dies gilt vor allem für die in den letzten Jahren in Naturschutz- und Landschaftsplanung vielbenutzten Begriffe "Leitlinien" und "Leitbilder" (vgl. ALTMOOS 1997, 65). Auch FLADE (1994, 45) führt hierzu aus:

"Es soll hier der Begriff 'Leitart' und nicht der Begriff 'Charakterart' oder 'Kennart' verwandt werden, weil er besser verdeutlicht, daß diese Arten und ihre Habitatsprüche sowohl den Kartierer im Gelände als auch den Landschaftsplaner bei *Bewertung* und Planung 'leiten' sollen. Sie fungieren als 'Leitlinie' und sollen helfen, 'Leitbilder' zu beschreiben." (Kursive Hervorhebung: W. Z.-E.)

Die Verwendung der Sprachregelung "Charakterart von ökologischen Raumeinheiten" anstelle von "Leitart" (i.S.v. FLADE 1994, 45) wäre hingegen angezeigt, um die saubere Trennung von "Sach-" und "Wertebene" auch begrifflich zu dokumentieren. Der Begriff "Charakterart" in der oben zitierten Definition von SCHAEFER (1992) subsumiert jedoch 2 Begriffe, die in dem in Abbildung 1 dargestellten Beziehungsgefüge zwischen den Indikatorbegriffen eine unterschiedliche Stellung einnehmen:

Im Fall der "Charakterart von pflanzensoziologischen Einheiten" dient die Charakterart als ein wichtiges Klassifikationskriterium. Soweit es sich um treue und gleichzeitig hochstete Charakterarten handelt bzw. in Kombination mit den Differentialarten, kann die Art als Indikator dafür herangezogen werden, daß ein Pflanzenbestand der entsprechenden pflanzensoziologischen Einheit zuzuordnen ist und fungiert damit als Klassifikationsindikator.

Da die Klassifizierung von Biotopen nicht generell nach der Artenzusammensetzung erfolgt, in der Praxis von Naturschutz- und Landschaftsplanung sogar eher nach Umwelteigenschaften, die Einzelarten nicht als Klassifikationskriterien berücksichtigen (z.B. geo- und vegetationsmorphologische sowie standörtliche<sup>13</sup> Eigenschaften; SSYMAN ET AL. 1993, 51; KNICKREHM & ROMMEL 1994, 7 f.), sind "Charakterarten von Biotopen" keine Klassifikationskriterien für die Biotoptypen. Sie können

sekundär über die Indikation von Umwelteigenschaften, die als Differenzierungsmerkmale für die Klassifizierung der Biotope dienen, zu Klassifikationsindikatoren werden, sind dies aber eben *nicht* *zwangsläufig*.

Dies sei am Beispiel der Knolligen Kratzdistel (*Cirsium tuberosum*) und des Blaukernauges (*Minois dryas*) verdeutlicht: Die Knollige Kratzdistel ist Charakterart der *pflanzensoziologischen Einheit* des "Cirsio tuberosi-Molinietum arundinaceae". Sie dient als Klassifikationskriterium für diese Assoziation und kann als Charakterart der Assoziation auch als Klassifikationsindikator für diese syntaxonomische Einheit verwendet werden. Als Charakterart des *Biotoptyps* "Streu- und Futterwiesen oligotropher bis mäßig nährstoffreicher, basenreicher, toniger, wechselfeuchter und sommerwarmer Standorte" dient die Knollige Kratzdistel nicht als Klassifikationskriterium, kann aber die Umwelteigenschaften indizieren, die als Abgrenzungskriterien für diesen Biotoptyp herangezogen werden, und ist damit sekundär auch Klassifikationsindikator für diesen Biotoptyp.

Das Blaukernauge dagegen kann im Naturraum "Südliches Alpenvorland" zwar als Charakterart von "Pfeifengras-Streuwiesen auf wechsellackenen bis wechselfeuchten Standorten" bezeichnet werden (MEINEKE 1982, 351; OPPERMANN 1987, 237; WEIDEMANN 1995, 559). Da aber keine Korrelationen zwischen dem Auftreten der Art und den Umwelteigenschaften belegt sind, die als Klassifizierungskriterien für diesen Biotoptyp dienen, könnte die Art auch nicht als Klassifikationsindikator für diesen Biotoptyp herangezogen werden, selbst wenn sie leichter nachweisbar wäre als entsprechend geeignete Zeigerarten wie das Blaue Pfeifengras (*Molinia caerulea*).

Diese unterschiedliche Stellung der beiden mit "Charakterart" bezeichneten Bedeutungen im Beziehungsgefüge der Indikatorbegriffe (Abb. 1) läßt eine terminologische Differenzierung sinnvoll erscheinen. Wie oben beschrieben, impliziert der Begriffsbestandteil "Leit-" in Naturschutz- und Landschaftsplanung normative Aspekte. Andererseits eignet sich "Leitart" aber nicht als Oberbegriff für Arten, die als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren verwendet werden, da das Präfix "Leit" in der Diskussion um Ziele in Naturschutz- und Landschaftsplanung meist mit eher *allgemein* gehaltenen Zielformulierungen assoziiert wird (z.B. KIEMSTEDT 1991, 338 f.; JESSEL 1996, 213; WIEGLEB 1997, 44). Zielindikatoren sollen aber definitionsgemäß allgemein gehaltene Ziele *konkretisieren*. Es wird daher hier "Leitart" in der oben definierten Form, synonym mit dem Begriff "Charakterarten von ökologischen Raumeinheiten", verwendet und als reiner Zustandsindikator verstanden, allerdings mit dem Hinweis auf die Notwendigkeit einer weiteren Diskussion und ggf. geänderte Begriffe.

### 2.4.3 Anforderungen an Indikatorarten in Naturschutz- und Landschaftsplanung

Spezielle Kriterien für die Auswahl von Indikatorgruppen bzw. -arten für Naturschutz und Landschaftsplanung nennen beispielsweise PLACHTER (1989, 127f., 1990, 196), RECK (1990, 106), SPANG (1992, 158f.) und RIECKEN (1992, 39ff.). Diese sollen hier nicht diskutiert werden. Vielmehr soll an dieser Stelle nur auf die Indikator-Indikandum-Beziehung ("Validität" des Indikators) eingegangen werden.

Die Validität eines Indikators drückt die Enge der Korrelation zwischen den Eigenschaften von Indikator und Indikandum aus. Sie wird durch die Spezifität des Indikators und im Falle von Multikausalität durch die Stärke des Einflusses der einzelnen Ursachen auf die Ausprägung des Indikandums oder des Indikators bestimmt. Grundsätzlich muß zunächst aus *fachlichen* Gründen eine hohe Validität des Indikators postuliert werden: Wenn der Indikator das Indikandum nicht mit ausreichender Sicherheit indiziert, sinkt dessen Wert für naturwissenschaftliche oder planerische Zwecke. Dies sei anhand der planerischen Anwendung von Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren verdeutlicht.

Wenn Indikator und Indikandum nicht eng genug korreliert sind, besteht die Gefahr, daß die Ausprägung des Indikandums durch die Ausprägung des Indikators nicht genau genug beschrieben wird. Ein Grundprinzip rationaler Planung ist es aber, daß eine rational handelnde Person oder Gemeinschaft versucht, die Soll-Ist-Differenz zwischen einem angestrebten und dem gegenwärtigen Zustand auf einen als akzeptabel definierten Schwellenwert zu verringern (STACHOWIAK 1994, 262; RITTEL 1992, 67). Das setzt voraus, daß diese Zustände möglichst eindeutig bestimmbar sind. Werden Indikatoren zur Beschreibung dieser Zustände eingesetzt, ist dies nur gewährleistet, wenn die Validität der Indikatoren hoch ist.

In der *Praxis* von Naturschutz- und Landschaftsplanung ist es nicht immer möglich, die Qualität der Indikator-Indikandum-Beziehung zu ermitteln. Dies hängt einerseits damit zusammen, daß das Indikandum schwer meßbar und die Validität des Indikators daher nur mit hohem Aufwand bestimmbar ist. Ein weiteres Problem, das beispielsweise bei den Bewertungsindikatoren eine Rolle spielt, hängt damit zusammen, daß die Ziele, die indiziert werden sollen, nicht ausreichend konkretisiert sind. So scheitern Indikationsverfahren für die "Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes" nicht zuletzt daran, daß dieses Schutzgut bislang nicht ausreichend präzisiert werden kann (Versuche hierzu etwa bei PLACHTER 1990, 190-192; vgl. aber auch Beiträge der "funktionalen Ökologie", z.B. SCHULZE & MOONEY 1993).

Konkretisierung im Sinne einer Operationalisierung muß hier (nach der Definition der Begriffe) bedeuten, die Komplexität des Indikandums aufzulösen, indem man die Parameter identifiziert, die die

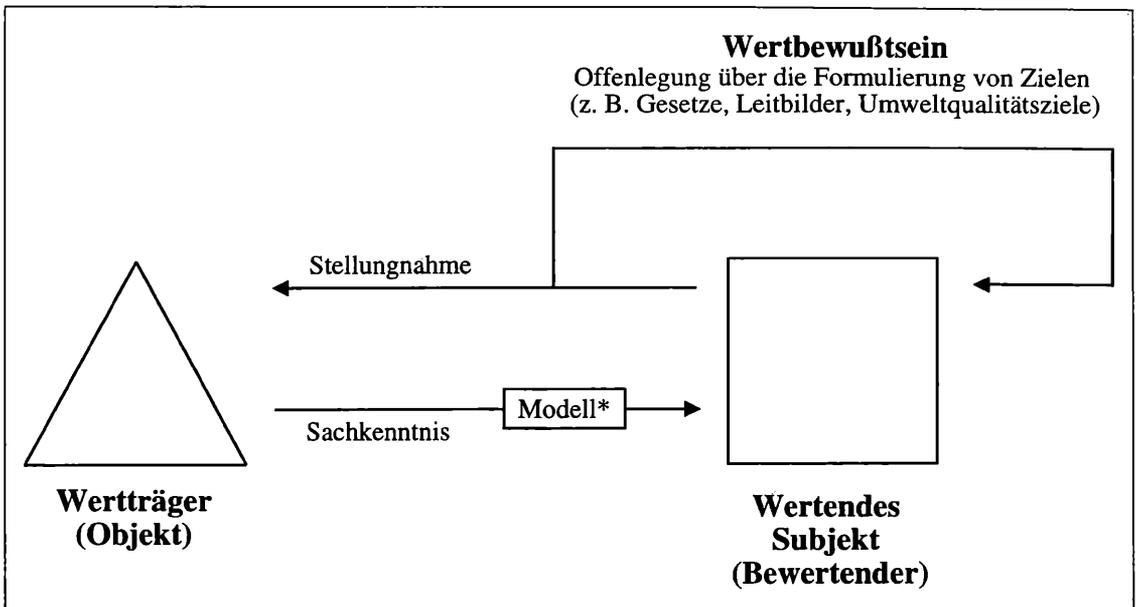


Abbildung 2

**Grundprinzip einer Bewertung** (nach BECHMANN 1981, 104, verändert; \* = es werden nur solche Teileigenschaften des Objekts abgebildet, die für die Bewertung relevant sind).

"Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes" bestimmen. Für diese Parameter, soweit sie schwer meßbar sind, lassen sich dann unter Umständen auch Indikatoren finden, deren Validität leichter ermittelbar ist.<sup>14)</sup>

Weitere Gründe für die Schwierigkeit, die Validität von Indikatoren zu bestimmen bzw. für die geringe Validität von Indikatoren liegen in der Multikausalität der Beziehung zwischen Indikator und Indikandum begründet:

- Ist der Indikator in einer Wirkungskette dem Indikandum vorgeschaltet (Schlüsselparameter als Indikator), kann die Ausprägung des Indikandums durch weitere Parameter beeinflusst werden, d.h. die Spezifität des Indikators ist relativ gering. Ist dieser Einfluß hoch, ist die Validität des Indikators gering.
- Ist der Indikator in einer Ursache-Wirkungs-Kette dem Indikandum nachgeschaltet, kann die als Indikator ausgewählte Eigenschaft durch weitere Parameter beeinflusst werden, d.h. die Spezifität ist wiederum gering. Ist dieser Einfluß hoch, ist die Validität des Indikators ebenfalls gering.
- Ist der Indikator in einem Wirkungsnetz dem Indikandum parallel geschaltet, können Indikator und Indikandum durch weitere Parameter beeinflusst werden, die auf Indikator und Indikandum nicht gleichermaßen wirken. Je größer der Einfluß solcher zusätzlicher, auf Indikator und Indikandum unterschiedlich wirkender Parameter ist, desto geringer ist die Validität des Indikators.

Die mangelnde Kenntnis zur Validität der Indikatoren aufgrund der oben genannten Ursachen sollte aber nicht dazu verleiten, für diese Indikatoren ei-

nen eigenen Begriff zu prägen. Vielmehr sollte ein entsprechendes Defizit durch eine ergänzende Bemerkung wie "Validität des Indikators aufgrund von Multikausalität unzureichend bekannt" kenntlich gemacht werden. Man kann für die Praxis zunächst von einer hohen Qualität dieser Beziehung ausgehen, vorausgesetzt, es gibt "ausreichende" Gründe für diese Annahme, etwa wenn dies aufgrund der empirischen Belege offenkundig ist. Die Gründe für eine solche Annahme müssen allerdings nachvollziehbar dargelegt werden, um sie einer wissenschaftlichen Überprüfung zugänglich zu machen. Wo die Validität zumindestens näherungsweise bekannt ist, sollte sie angegeben werden (vgl. HEIDT & PLACHTER 1996, 204).

Im weiteren erfolgt nun primär eine Auseinandersetzung mit den artbezogenen Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren, in der hier vorgestellten Terminologie also mit Zielarten.

### 3. Zielarten als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren

#### 3.1 Prinzipien von Bewertung in einem planerischen Kontext

Betrachtet wird hier nicht die ethische Dimension naturschutzfachlicher Ziele und Bewertungskriterien (vgl. ESER & POTTHAST 1997, 183f.). Vielmehr sollen *fachliche* Anforderungen an die Festlegung von Handlungsprioritäten für die Erhaltung von Arten in einem Bezugsraum, an die naturschutzfachliche Flächenbewertung (ESER & POTTHAST 1997, 182 - naturschutzfachliche Bewertung i.e.S.) sowie an die Auswahl von Arten als *Bewertungsindikatoren* herausgearbeitet werden, die aus "verfahrenstechnischen" Überlegungen zur Bewertung er-

sultieren. Dabei wird von den gegenwärtig durch die Gesetze formulierten Zielen des Naturschutzes ausgegangen.

Abbildung 2 zeigt das Grundschemata einer Bewertung. Es verdeutlicht, daß sich jene immer auf Ziele (bzw. Normen) beziehen muß, die in einer Ziel- oder Normenhierarchie<sup>15)</sup> übergeordnet sind (s. auch BRINKMANN 1997, 49, Abb. 3). Die als Bewertungskriterien herangezogenen Objekteigenschaften müssen sich daher aus den Zielen ableiten lassen, also in einem logischen und für die Fragestellung (Zweck der Bewertung) relevanten Zusammenhang zu den Zielen stehen.

Abbildung 3 versucht, dies am Beispiel gesetzlicher Ziele zu verdeutlichen: Die oberste Ebene enthält die durch die Ziele festgelegten Objekte, im Schema beispielhaft durch Ziele benannte Schutzgüter. Die zweite Ebene nennt die Parameter, die geeignet sein sollen, die Schutzgüter zu beschreiben (Operationalisierung). In der dritten Ebene sind die Indikatoren genannt, die stellvertretend für die Parameter erfaßt werden können (Funktion als "Zustandsindikatoren"). Aufbauend auf diese Indikatoren oder aber auch direkt auf die Parameter zur Beschreibung der Schutzgüter (angedeutet durch die Klammer in der Abbildung) können nun die Ziele als Umweltqualitätsziele oder -standards konkretisiert werden (4. Ebene). Damit werden die Zustandsindikatoren zu "Zielindikatoren"

Über einen Soll-Ist-Vergleich für die ausgewählten Parameter bzw. Indikatoren in bestimmten Räumen kann dann die Bewertung vorgenommen werden (vgl. THOSS 1995, 472; HEIDT & PLACHTER 1996, 215-217). Die Zielindikatoren werden damit zu "Bewertungsindikatoren" Die Indikatoren oder die direkt ausgewählten Parameter dienen als "Bewertungskriterien" Die Auswahl von Parametern zur Operationalisierung der Objekte ist damit der erste Schritt, der notwendige Voraussetzung für die Identifizierung geeigneter Indikatoren als Stellvertreter für diese Parameter ist.

Wichtige Ziele für Naturschutz und Landschaftsplanung geben u.a. das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und das Bau- und Raumordnungsgesetz (BauROG) vor. Hier erfolgt eine Beschränkung auf das Bundesnaturschutzgesetz: In Paragraph 1 werden 4 Oberziele genannt. Es handelt sich also nicht um ein Einzelziel, sondern um ein Zielsystem. Um *Nachvollziehbarkeit* zu gewährleisten, muß bei der Auswahl der Bewertungskriterien deutlich gemacht werden, welches Bewertungskriterium sich aus welchem Ziel ableitet.

Abbildung 2 verdeutlicht auch, daß man eine *Sachebene* (unterer Pfeil: wertfreie Beschreibung des Objektes) und eine *Wertebene* (oberer Pfeil: bewußte Wertzuweisung) unterscheiden muß (vgl. auch SCHEMEL 1985, 97; HABER ET AL. 1993, 166; JESSEL 1996, 211f.). Da für das Modell des Objektes je nach *Fragestellung* (Zweck der Bewertung) andere Eigenschaften berücksichtigt werden müssen, sind je nach Zweck der Bewertung auch

andere Bewertungskriterien relevant. Zweck der Bewertung kann beispielsweise die Ermittlung der Schutzwürdigkeit von Flächen oder die Abschätzung der Notwendigkeit, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in bestimmten Bezugsräumen durchzuführen, sein.

Bewertung dient der Festlegung von Handlungsprioritäten, die die Auswahl zwischen verschiedenen Handlungsalternativen und damit die Entscheidung vorbereiten sollen. (BECHMANN 1981, 103; JESSEL 1998, 230). Daher erscheint es wichtig, für die Festlegung der Handlungsprioritäten zwischen der *Wichtigkeit* und der *Dringlichkeit* einer Handlung zu unterscheiden. Während die Wichtigkeit einer Handlung ausdrückt, wie hoch ihr Beitrag zur Erreichung eines bestimmten Zieles ist, ist die Dringlichkeit ein Ausdruck dafür, wie akut der Handlungsbedarf ist. Die Dringlichkeit einer Handlung wird durch das Risiko, daß die wertgebende Eigenschaft verlorenght, und die Wiederherstellbarkeit dieser Eigenschaft, unter Berücksichtigung des notwendigen Aufwandes, bestimmt.

Plakativ formuliert: Man wird immer zuerst das Wichtigste und Dringlichste erledigen. Weniger Wichtiges kann man delegieren oder auf einen Stapel ablegen und später erneut einschätzen. Wichtiges, aber weniger Dringliches wird später erledigt. Nur Handlungen, die wichtig *und* dringlich sind, haben oberste Handlungspriorität. Im nächsten Gliederungspunkt wird versucht, dies am Beispiel der Schutzpriorität von Arten in einen bestimmten Raum zu erläutern.

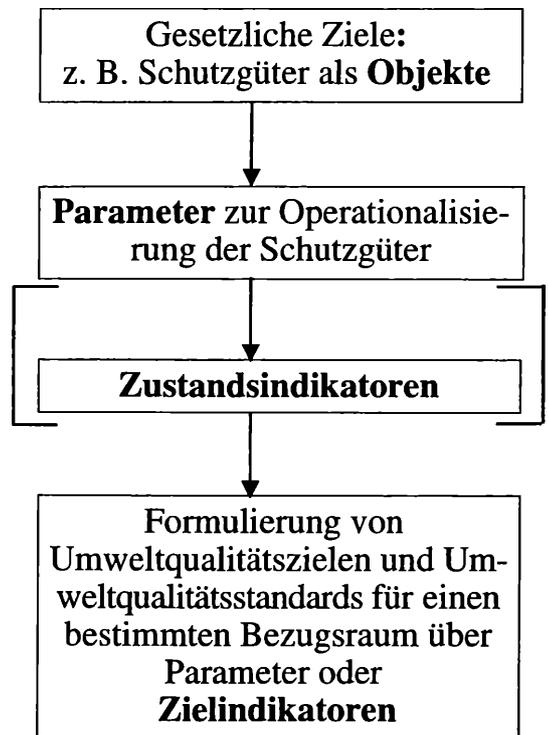


Abbildung 3  
Schema zur Operationalisierung gesetzlicher Ziele.



Abbildung 4

Schema zur Operationalisierung der in § 1 Bundesnaturschutzgesetz genannten Schutzgüter anhand artbezogener Indikatoren. (\* = nach PLACHTER 1992, 23ff.; dort wird der Begriff "Meßgröße" verwendet. Die Auswahl der Parameter wurde nicht hinterfragt; sie haben einen geringeren Konkretisierungsgrad als die für die beiden anderen Schutzgüter angegebenen Parameter. <sup>o</sup> = im Sinne von Gruppen von Indikatorarten).

### 3.2 Arten als Parameter zur Zieloperationalisierung und als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren

Welche Konsequenzen haben diese bewertungstheoretischen Grundsätze für die Auswahl und den Umgang mit Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren bei der naturschutzfachlichen Flächenbewertung im Naturschutz?

#### Nachvollziehbarkeit der Ableitung von Zielarten

Wesentlich ist zunächst, daß sich die Kriterien für die Auswahl von Arten bzw. deren Eigenschaften als Bewertungskriterien aus den übergeordneten Zielen ableiten lassen, d.h. daß die Kriterien für die Auswahl der Arten bzw. deren Eigenschaften in einem logischen und für den Zweck der Bewertung relevanten Zusammenhang zu den Zielen stehen müssen. Aus Gründen der Nachvollziehbarkeit ist weiterhin zu fordern, daß erkennbar ist, welche Kriterien für die Auswahl der Arten bzw. deren Eigenschaften als Parameter oder Indikatoren sich auf welches Ziel beziehen und welche Arten aus welchen Gründen (bezogen auf welches Ziel) ausgewählt wurden. Da die Bewertung zweckabhängig ist, ist die eindeutige Formulierung der Fragestellung Voraussetzung für eine sinnvolle Ableitung der Bewertungskriterien.

Abbildung 4 versucht, dies anhand der artbezogenen Zielindikatoren für die in § 1 Bundesnaturschutzgesetz genannten Ziele zu verdeutlichen. In

der obersten Ebene sind die Schutzgüter nach § 1 des Bundesnaturschutzgesetz genannt. Die zweite Ebene nennt die Parameter, die geeignet sein sollen, die Schutzgüter zu beschreiben (Operationalisierung). Sind nur wenige, leicht erfassbare Parameter relevant, können diese direkt als Grundlage für die Formulierung von Umweltqualitätszielen und -standards dienen. Dies ist durch die Klammer um die nächste Ebene angedeutet. In der dritten Ebene sind die Indikatoren genannt, die stellvertretend für die Parameter erfaßt werden können (Funktion als "Zustandsindikatoren"). In der Abbildung erfolgt eine Beschränkung auf Indikator"arten" bzw. Gruppen von Indikatorarten. Aufbauend auf diese Indikatoren bzw. direkt auf die ermittelten Parameter können die Ziele in einem dritten, einem normativen Schritt als Umweltqualitätsziele oder -standards konkretisiert werden. Damit werden die Indikatoren zu "Zielindikatoren", im Falle der Indikatorarten zu Zielarten. Um die Nachvollziehbarkeit der Indikatoren-Auswahl sicherzustellen, muß bei jeder Art, die in der Zielartenliste für einen Bezugsraum genannt wird, erkennbar bleiben, aus welchem Grund, d.h. bezogen auf welches Ziel, sie ausgewählt wurde. Der nachfolgende vierte Schritt, die Auswahl repräsentativer Artenkollektive, wird später betrachtet (vgl. Pkt. 3.3) und daher hier nicht erläutert. Erwähnt sei hier nur, daß es sich dabei um einen zweiten Indikationsschritt handelt.

In der Zielartenliste sind die Ziele über die Parameter bzw. Zielindikatoren konkretisiert, z.B. in Form

von Listen der Arten, die in einem bestimmten Raum erhalten werden sollen, als angestrebte Populationsgröße für einzelne Arten oder als Zahl der angestrebten Populationen oder "Vorkommen" für ausgewählte Arten. Über einen Soll-Ist-Vergleich für diese Zielgrößen in bestimmten Räumen kann dann die Bewertung erfolgen, zunächst ebenfalls differenziert nach den einzelnen Zielen. Die Zielindikatoren werden damit zu "Bewertungsindikatoren", die zusammen mit den direkt herangezogenen Parametern zur Operationalisierung der Objekte als "Bewertungskriterien" dienen können.

Um die geforderte Nachvollziehbarkeit zu gewährleisten, sollte bei der Auswahl von Arten als Zielarten deutlich zwischen verschiedenen Kategorien von Auswahlkriterien unterschieden werden. Die erste Kategorie sind *naturschutzfachliche Kriterien*, die sicherstellen sollen, daß auch tatsächlich die Ziele "abgebildet" werden, die operationalisiert werden sollen. Ein Beispiel ist die "Stetigkeit" von Arten in bestimmten ökologischen Raumeinheiten als Kriterium für die Auswahl von Arten als Bestandteil der "charakteristischen Artenkombination", die als *Parameter* zur Operationalisierung des Ziels "Sicherung von Vielfalt und Eigenart" dienen kann. Innerhalb dieser Kriterienkategorie ist zu unterscheiden zwischen Kriterien, die der Auswahl von Arten als geeigneten *Parametern* zur Operationalisierung der Ziele dienen, und solchen, die der Auswahl von Arten als *Indikatoren* für diese Parameter dienen.

Eine zweite Kategorie von Kriterien stellen *pragmatische Kriterien* dar. Dazu zählen beispielsweise finanzielle, personelle und zeitliche Rahmenbedingungen, unter denen eine bestimmte Planung stattfindet. Eine dritte Gruppe schließlich bilden *naturschutzstrategische Kriterien*, deren Aufgabe es ist, die Durchsetzungswahrscheinlichkeit von naturschutzfachlichen Zielen und Maßnahmen zu erhöhen (ESER & POTTHAST 1997, 183). Im Fall der Zielarten gehört dazu beispielsweise das Kriterium der "Attraktivität". Eine deutliche Trennung zwischen naturschutzfachlichen und naturschutzstrategischen Kriterien erscheint angezeigt, damit die zugrundeliegenden Ziele erkennbar und damit diskutierbar bleiben (ESER & POTTHAST 1997, 184).

### Abhängigkeit der Bewertungskriterien von der Fragestellung

Man kann nicht grundsätzlich davon ausgehen, daß Arten bzw. deren Eigenschaften, die als Bewertungskriterien für einen bestimmten Planungsmaßstab und für eine bestimmte Fragestellung ausgewählt wurden, sich gleichermaßen als Bewertungskriterien für andere Planungsmaßstäbe und Fragestellungen eignen. So können für landes- und bundesweite Planungen andere Bewertungskriterien sinnvoll sein als für lokale Planungen. Ebenso benötigt man für die Beantwortung der Frage: "Welche Flächen sollten bevorzugt geschützt oder geschont werden?" zumindest teilweise andere Be-

wertungskriterien als bei der Frage: "Welche Flächen sollen bevorzugt entwickelt werden?"

### Wichtigkeit und Dringlichkeit von Handlungen

Auch für die Festlegung von Handlungsprioritäten im Arten- und Biotopschutz sollte zwischen der Wichtigkeit und der Dringlichkeit von Handlungen unterschieden werden. Dies sei am Beispiel der Festlegung von Prioritäten für den Schutz von Arten in einem bestimmten Raum, bezogen auf das Schutzgut "Pflanzen- und Tierwelt", erläutert (vgl. Abb. 5). Als Kriterien für die *Wichtigkeit* des Schutzes von Arten in dem betrachteten Raum sind die Schutzwürdigkeit<sup>16)</sup>, die Schutzpriorität im übergeordneten Bezugsraum, soweit sie bereits festgelegt wurde, und die Schutzverantwortung anzusehen. Die Schutzverantwortung ergibt sich aus der Bedeutung des Bestandes einer Art in dem betrachteten Raum für die Erhaltung der Art in einem größeren Bezugsraum (z.B. Europa, gesamte Erde). Geeignete Größen zur Einschätzung dieser "Bedeutung" sind z.B. die Lage im Areal, die Arealaffinität, "Areal"größe und -zusammenhang im Bezugsraum und die Größe des Bestandes im Verhältnis zur Größe des Bestandes im übergeordneten Bezugsraum (KUDRNA 1986, 45-52; TUCKER ET AL. 1994, 27, 29; SCHNITTLER ET AL. 1994, 458; LUDWIG & SCHNITTLER 1996, 734f.). Die *Dringlichkeit* des Schutzes von Arten ergibt sich, *naturschutzfachlich* betrachtet, unter anderem aus der Gefährdung im Betrachtungsraum: Je gefährdeter eine Art ist, desto dringender ist die Durchführung von Schutzmaßnahmen, *wenn* die Art im Bezugsraum erhalten werden soll.

Oberste Schutzpriorität haben diejenigen Arten, deren Schutz gleichzeitig sehr wichtig und sehr dringend ist (Beispiele: Wachtelkönig, Kreuzenzianbläuling *Maculinea rebeli*; vgl. TUCKER ET AL. 1994, 27-29 - SPEC-Kategorien).

### Unterscheidung zwischen Parametern zur Zieloperationalisierung und Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren

Wie oben beschrieben, können als Bewertungskriterien *Parameter* zur Operationalisierung der Ziele oder die entsprechenden *Indikatoren* herangezogen werden. Die Ableitung von Arten bzw. deren Eigenschaften als *Parameter* zur Zieloperationalisierung muß getrennt von deren Auswahl als *Zielindikatoren* betrachtet werden. Wenn eine Art als *Parameter* zur Operationalisierung des Ziels "Sicherung der Pflanzen- und Tierwelt" ausgewählt wurde, sagt dies noch nicht zwangsläufig etwas über die *Indikationsfunktion* für das gleiche Ziel oder gar für andere Ziele aus. Es sagt damit beispielsweise nicht von vornherein etwas dazu aus, ob Vorkommen und/oder Reaktion anderer Arten auf bestimmte Eingriffe, Schutz-, Pflege- oder Entwicklungsmaßnahmen durch Vorkommen bzw. Reaktion dieser Art angezeigt werden.

Um die *Funktion als Zielindikator* zu prüfen, ist zunächst zu fragen, welche Ziele eigentlich indiziert werden sollen:

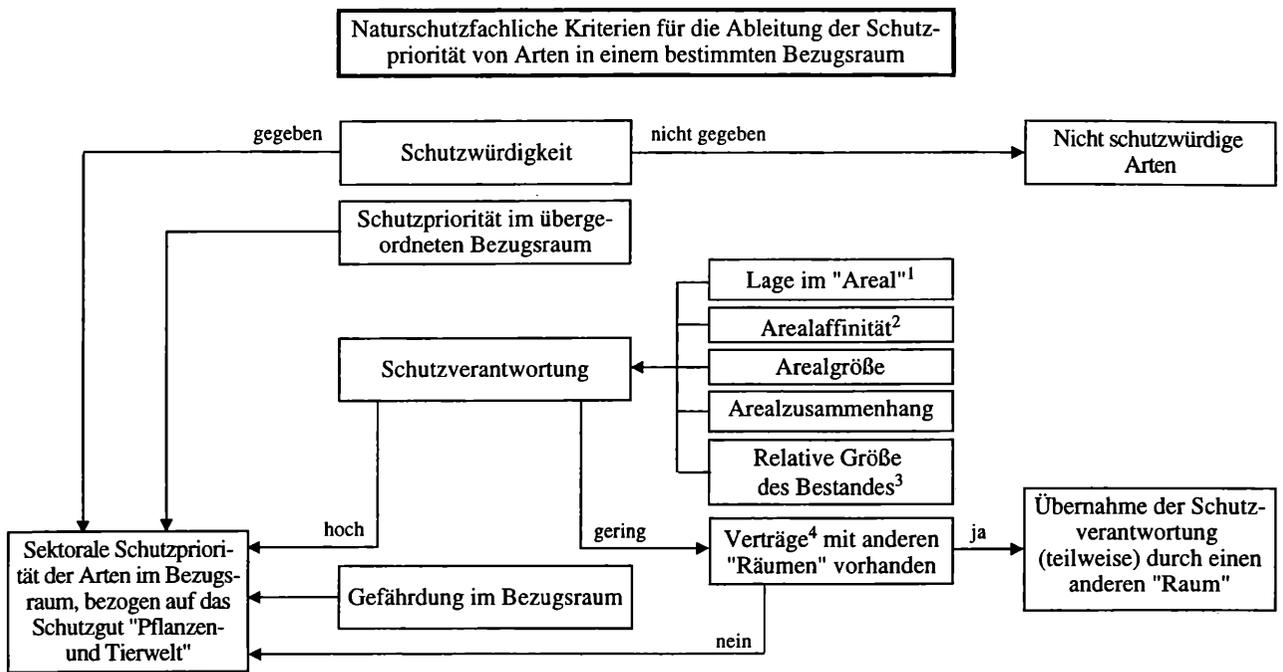


Abbildung 5

Schema zur naturschutzfachlichen Ableitung der Schutzpriorität für Arten in einem bestimmten Bezugsraum, bezogen auf das Schutzgut "Pflanzen- und Tierwelt" <sup>1</sup> = Lage der Vorkommen des betrachteten Bezugsraumes im Verbreitungsbild der Art, bezogen auf einen übergeordneten Bezugsraum; <sup>2</sup> = Anteil des Verbreitungsgebietes einer Art im Bezugsraum am gesamten Verbreitungsgebiet der Art (KUDRNA 1986); <sup>3</sup> = Größe des Bestandes einer Art im Bezugsraum im Verhältnis zur Größe des Bestandes der Art im übergeordneten Bezugsraum (Alternativkriterium zu Arealaffinität und Arealgröße); <sup>4</sup> = Gemeint sind Verträge über die Übernahme der Schutzverantwortung (z.B. Staat x zeichnet verantwortlich für die Erhaltung einer Population von y Tieren der Art z; dafür verpflichtet sich...).

- Ist es Ziel, daß alle typischen Arten einer Lebensgemeinschaft<sup>17)</sup> kleiner Gebietsausschnitte (lokale Vielfalt<sup>18)</sup>: Leitart als Zustandsindikator) oder Artenkollektive großer Gebiete (regionale bis globale Vielfalt<sup>19)</sup>) erhalten oder erst etabliert werden sollen?
- Sollen Arten gleicher oder ähnlicher Schutzpriorität indiziert werden, für deren Erhaltung also Maßnahmen gleicher bzw. ähnlicher Handlungspriorität erforderlich sind. (Als Beispiel vgl. Zielartenkonzept Baden-Württemberg: Zielorientierte Indikatorarten als Zielindikatoren für die Gesamtzahl der Zielarten, WALTER ET AL. 1998, 14f.)
- Oder sollen die Erfüllungsgrade ganz anderer Ziele abgebildet werden, so daß die Indikation anderer Arten keine oder eine untergeordnete Rolle spielen kann?

Die folgenden Punkte befassen sich in einer weiteren Einengung des Themas ausschließlich mit der Indikation von Arten durch Arten.

### 3.3 Repräsentativität von Arten(-kollektiven): Arten als Indikatoren für andere Arten

Sollen Arten durch andere Arten indiziert werden, sollte angegeben werden, welche Eigenschaften der

Vertreter, Populationen, Metapopulationen oder aber des Gesamtbestandes der repräsentierten Arten (im folgenden vereinfacht bezeichnet mit: Eigenschaften der "Arten") in einem bestimmten Raum indiziert werden sollen:

Vitalitätsparameter der Organismen;

Präsenz-Absenz-Werte von Arten in einem Raum;

Größe der Population, Metapopulation oder des Gesamtbestandes in einem bestimmten Raum und deren Entwicklung bei Umweltveränderungen;

Räumliche Struktur der Population, Metapopulation oder des Gesamtbestandes in einem bestimmten Raum (Dispersion, Arealzusammensetzung) und deren Entwicklung bei Umweltveränderungen;

Überlebenswahrscheinlichkeit bzw. Gefährdung der Population, Metapopulation oder des Gesamtbestandes in einem bestimmten Raum als komplexe Eigenschaft, die unter anderem durch die beiden vorgenannten Eigenschaften bestimmt wird.

Vor allem die Möglichkeit der Indikation der gegenwärtigen Dispersion von Population oder Metapopulation wird kritisch beurteilt, weil i. d. R. zu wenig über die relevante Geschichte des betrachteten Raumes bekannt ist (Besiedlungsgeschichte durch die

Arten, Geschichte der Umweltentwicklung). Damit sind dem Einsatz repräsentativer Artenkollektive in Naturschutz- und Landschaftsplanung bereits bei der *Erfassung* aus *naturschutzfachlicher* Sicht Grenzen gesetzt.

Andererseits können in der *Praxis* von Naturschutz- und Landschaftsplanung im konkreten Planungsfall immer nur ausgewählte Artengruppen untersucht werden. Man ist also gefordert, bereits bei der Erfassung wenige Artengruppen stellvertretend für die gesamte Pflanzen- und Tierwelt in einem bestimmten Raum auszuwählen. Dies entspricht dem zweiten Schritt in Abbildung 4. Entsprechende Vorschläge und Kriterien für die Auswahl finden sich bei PLACHTER (1989, 116-119), FINCK ET AL. (1992, 330-337), RECK (1992, 129-134), RIECKEN (1992, 94-150) und SPANG (1992, 159-161).

Neben diesem Indikationssschritt kann es aus *pragmatischen* Gründen notwendig sein, die Zahl der zu berücksichtigen Arten zu einem späteren Zeitpunkt im Planungsablauf (z.B. für die Wirkungsprognose, für eventuelle vertiefende Untersuchungen, für Bewertung, Zielformulierung oder Erfolgskontrolle) durch einen *weiteren* Indikationssschritt nochmals zu reduzieren. Dies ist in Abbildung 4 am Beispiel von Rahmenplanungen mit dem 4. Schritt dargestellt (Ableitung einer "Repräsentative[n] Zielartenliste ...").

Bei diesen beiden Indikationssschritten wird unterschiedliches indiziert. Während beim ersten Indikationssschritt der Zustand von Eigenschaften der "Arten" zum Zeitpunkt der Erfassung indiziert werden soll ("Wenn die Art A vorkommt, sind auch die Arten B, C und D zu erwarten"), sollen im zweiten Indikationssschritt Veränderungen von Eigenschaften der "Arten" als Reaktion auf Umweltveränderungen ("Wenn durch die Umweltveränderung x die Art A aus dem Gebiet verschwindet, werden auch die Arten B, C und D verschwinden") bzw. eine Projektion dieser Eigenschaften in die Zukunft unter bestimmten Bedingungen ("Wenn die Art A im Bezugsraum durch die Maßnahmen x und y erhalten wird, werden auch die Arten B, C und D überleben").

Die folgende Auseinandersetzung mit der Indikation von Arten durch Arten versteht sich unabhängig davon, ob sie der gleichen oder verschiedenen taxonomischen Gruppen angehören. Soweit also der Anspruch erhoben wird, daß Arten eine Funktion als Indikator für andere Arten ausüben sollen, ist zu fragen, wie sichergestellt werden kann, daß dieser Anspruch erfüllt wird. Repräsentativität von Arten(-kollektiven) läßt sich über mindestens vier methodische Ansätze erreichen, die im folgenden besprochen werden.

Die Auswahl repräsentativer Artenkollektive als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren ist abhängig von den Naturschutzzielen, die operationalisiert werden sollen bzw. für den Zweck der Bewertung relevant sind. Der Zweck der Bewertung wird über die *planerische Fragestellung* bestimmt. Die planerische

Fragestellung ist wiederum abhängig vom Planungsschritt<sup>20)</sup> und dem Planungstyp<sup>21)</sup>

Je nach Naturschutzziel, Maßstab der Betrachtung und *praktischen* Rahmenbedingungen (z.B. Qualität und Menge vorhandener Daten, finanzielle und zeitliche Rahmenbedingungen) müssen andere Eigenschaften der "Arten" ausgewählt werden. Der räumliche Maßstab der Betrachtung hängt beispielsweise von der Planungsebene und der Größe des betrachteten Raumes, aber auch vom Planungsschritt und vom Planungstyp ab.

Die Möglichkeit der Auswahl repräsentativer Artenkollektive und die Wahl des geeigneten methodischen Ansatzes ist weiterhin von dem Arbeitsschritt abhängig, bei dem die Indikation eingesetzt werden soll: Soll bereits bei der Erfassung eine Beschränkung auf ausgewählte Arten(-gruppen) erfolgen (siehe oben) oder geht es um repräsentative Artenkollektive bei Bewertung, Wirkungsprognose, Zielformulierung und Erfolgskontrolle?

Daneben wird die Auswahl repräsentativer Artenkollektive von den Typen ökologischer Raumeinheiten beeinflusst, die im Planungsgebiet vorhanden sind (s. dazu die oben zitierte Literatur zur Auswahl von Artengruppen bei der Erfassung), sowie von der Art der Umweltveränderungen (z.B. Grundwasserabsenkung), die bei der Planung zu berücksichtigen sind (vgl. RECK 1992, 132; RIECKEN 1992, 94-150).

Bei der Besprechung der methodischen Ansätze zur Auswahl repräsentativer Artenkollektive wird jeweils auf einzelne der genannten Aspekte eingegangen, die bei der Auswahl repräsentativer Artenkollektive von Bedeutung sind. Stichpunktartig nochmals zusammengefaßt sind dies:

Inwieweit ist die *Validität* der ausgewählten Indikatoren sichergestellt?

Welches ist der zeitliche und räumliche *Gültigkeitsbereich*?

Welche *Eigenschaften* der "Arten" sollen indiziert werden?

Auf welche *Naturschutzziele* bezieht sich die Indikationsfunktion?

Welches sind die möglichen *planerischen Anwendungsbereiche*: Planungsebene, Planungstyp, Planungsschritt und Arbeitsschritt und verbunden damit planerische Fragestellung und Maßstab der Betrachtung.

Der Schwerpunkt liegt bei der Betrachtung des Gültigkeitsbereiches und den Naturschutzzielen, auf die sich die Indikationsfunktion bezieht.

### 3.3.1 Auswahl repräsentativer Arten(-kollektive) über die Kriterien von HOVESTADT, ROESER & MÜHLENBERG

HOVESTADT ET AL. (1993, 185ff.) nennen 6 generelle Kriterien zur Ableitung von Zielarten und 7 weitere zur regionalen Anpassung der Zielartenlisten; diese werden hier gemeinsam besprochen. Anzumerken ist zunächst, daß die Liste Kriterien un-

terschiedlicher Kategorien enthält (vgl. Pkt. 3.2). Der Schwerpunkt soll nun auf die Kriterien gelegt werden, die sicherstellen sollen, daß der "Schutz einer ganzen Fläche mit ihrer Lebensgemeinschaft" gewährleistet wird (HOVESTADT ET AL. 1993, 184). Nach dieser Formulierung zu urteilen, bezieht sich der Indikationsansatz auf das Ziel "[Schutz der] Lebensgemeinschaften in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt" (§ 2 Abs. 1 Ziff. 10 BNatSchG). Indiziert werden müßten mindestens die für den betrachteten Raum charakteristischen Arten, z.B. in Form von Präsenz-Absenz-Werten für die Arten.

### **Arten mit einer Funktion als Schlüsselarten für das Überleben anderer Arten**

Zurückgehend auf PAINE (1969, 92) wurde das Schlüsselartenkonzept in jüngerer Zeit in einigen zusammenfassenden Arbeiten aufgegriffen und teils kritisch diskutiert (BOND 1993; MILLS ET AL. 1993). Eine Grundannahme ist, daß einige (wenige) Arten einen größeren Effekt auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft haben als andere (MILLS ET AL. 1993, 221). Gemeint ist also die Schlüsselfunktion für die Erhaltung mehrerer anderer Arten. Eine Frage ist jedoch, wieviel größer der Effekt ist, den Schlüsselarten gegenüber den anderen Arten haben (Validität) (MILLS ET AL. 1993: 221f.). Nur wenn dieser Effekt groß ist, macht die Anwendung des Schlüsselartenansatzes für die Indikation in der Planungspraxis Sinn (Stichwort: Effizienzprinzip der Indikation).

Eine weitere Frage ist, ob sich solche Arten, die eine relativ große Schlüsselfunktion haben, in allen Lebensgemeinschaften auffinden lassen, und ob es zwischen verschiedenen Typen von Lebensgemeinschaften Unterschiede im Auftreten von Schlüsselarten gibt (z.B. Lebensgemeinschaften früher Sukzessionsstadien im Vergleich zu Lebensgemeinschaften fortgeschrittener Sukzessionsstadien) (*objektbezogener Gültigkeitsbereich*).

Es wäre außerdem zu beantworten, ob der *zeitliche und räumliche Gültigkeitsbereich* der Bedeutung einer Art als Schlüsselart unbegrenzt ist bzw. wie man diesen eingrenzen könnte (MILLS ET AL. 1993, 222; MILTON & DEAN 1995, 150, 153). Schließlich wäre auch zu prüfen, ob sich nicht vielleicht die wichtigeren Schlüsselarten in den Artengruppen finden, die in Planungsverfahren in der Regel gar nicht berücksichtigt werden (z.B. Ameisen).

Nach gegenwärtigem Stand des Wissens ist nicht abschätzbar, ob häufig Schlüsselarten für Lebensgemeinschaften vorhanden sind (MILLS ET AL. 1993, 222f.; MILTON & DEAN 1995, 153). Das Schlüsselartenkonzept kann daher nur *ein* Baustein für die Auswahl repräsentativer Artenkollektive sein. Dies wird von den Autoren, die das Kriterium "Schlüsselarten" als Kriterium für die *repräsentative* Auswahl von Zielarten heranziehen, auch so gesehen, da sie weitere Kriterien für den Mitnahmeeffekt von Zielarten verwenden (z.B. RECK ET AL. 1994, 82; HOVESTADT ET AL. 1993, 186f.).

### **Arten mit großen Raumannsprüchen, kombiniert mit der Auswahl von Arten mit spezielleren Mikrohabitatansprüchen oder Ansprüchen an spezifische Habitatmerkmale**

Einen "Mitnahmeeffekt" durch eine "Schirmart" konnte beispielsweise ROTHaupt (1992, 157-159) anhand des Raubwürgers nachweisen. Dieser Mitnahmeeffekt war allerdings unspezifisch (ROTHaupt 1992, 164), d.h. es war nicht vorhersagbar, welche Arten mit dem Raubwürger in einem bestimmten Gebiet vorkamen. Das Indikandum ist also nicht genau bestimmbar, was aber durch Bezug zu ökologischen Raumeinheiten verbessert werden könnte. Auch BLOCK ET AL. (1993, 570-574) konnten einen Mitnahmeeffekt der Schutzmaßnahmen für die Großtrappe in Brandenburg nachweisen. Aufgrund fehlender Vergleiche zwischen verschiedenen Gebieten sind in diesem Fall Aussagen zur Spezifität des Mitnahmeeffektes nicht möglich.

Das Kriterium "Ansprüche an *spezifische* Habitatmerkmale" ist nach Ansicht des Verfassers zu wenig konkretisiert. Jede Art hat ihre spezifischen Ansprüche an die Umwelt (benötigte Ressourcen, ökologische Amplitude gegenüber Umweltfaktoren; Konkurrenzausschlußprinzip!). Sinnvoll erschiene hier die Einführung des Begriffes der "Schlüsselparameter" für die gegenwärtige oder eine gewünschte Artenzusammensetzung oder auch nur für die Arten mit hoher Schutzpriorität. Diese Schlüsselparameter müßten durch die Arten mit speziellen Mikrohabitatansprüchen bzw. mit Ansprüchen an spezifische Habitatmerkmale indiziert wird. Für den Begriff des Schlüsselparameters gilt jedoch analoges wie für die Schlüsselarten (siehe oben).

### **Arten, deren Hauptgefährdungsursache in der Veränderung des Lebensraumes liegt**

Dieses Kriterium ist als Ausschlußkriterium für Arten zu verstehen, die durch eine direkte Bejagung gefährdet sind, so daß bei Beendigung der Jagd keine Stellvertreterfunktion für den Schutz anderer Arten zu erwarten ist<sup>22</sup>). Gleiches gilt für die gezielte Förderung einzelner Arten durch Vermehrung und Ausbringen. Es kann daher nur als Zusatzkriterium betrachtet werden.

### **Fazit**

Validität und Gültigkeit der Indikatorarten ist bei den genannten Kriterien in dieser allgemein gehaltenen Form nicht zu ermitteln. In differenzierterer Form erscheint beispielsweise das an zweiter Stelle besprochene Kriterium beim Ansatz "Auswahl repräsentativer Artenkollektive über die ökologische Potenz und Strategie der Arten". Über die Auswahl der gefährdetsten Arten, ein Aspekt, welcher hier nicht primär zu den Kriterien gerechnet wurde, die der Repräsentativität dienen, tritt zudem möglicherweise ein Effekt ein, wie er im vierten beschriebenen Ansatz (unter Pkt. 3.3.4.) noch näher dargestellt wird.

Das Problem der dargestellten Auswahlkriterien ist demnach nicht, daß sich damit grundsätzlich keine repräsentative Auswahl von Artenkollektiven erzielen ließe, sondern daß die Angaben für die Anwendung der Kriterien bislang zu wenig differenziert sind, um Validität und Gültigkeitsbereich dieses methodischen Ansatzes abschätzen zu können. Dies gilt grundsätzlich auch für die im folgenden dargestellten Ansätze.

Die Indikation einer "ganzen Lebensgemeinschaft" ist bei Auswahl von repräsentativen Artenkollektiven über die besprochenen Kriterien als unwahrscheinlich anzusehen. VOGEL ET AL. (1996, 180), die sich auf die Kriterien von HOVESTADT ET AL. (1993) stützen, gehen beispielsweise "nicht davon aus, daß die Zielarten ihren Lebensraum in dem Sinne "repräsentieren", daß sie das Vorhandensein einer bestimmten Zönose anzeigen", sondern daß "Schutzmaßnahmen für ein und dieselbe Zielart (...) in verschiedenen Teillebensräumen verschiedene Arten begünstigen" können. Damit verbleibt aber ein Problem: Es ist im Einzelfall nicht prognostizierbar, welche Arten von den Maßnahmen, die man für die Zielart ergreift, profitieren werden. Das heißt, das Indikandum ist nicht genau bestimmbar.

### 3.3.2 Auswahl repräsentativer Arten(-kollektive) über die Affinität im Auftreten von Arten bzw. über Charakter- und Differentialarten oder Leitarten

Aufgrund der Erhebungen der Artenzusammensetzung von Lebensgemeinschaften, lassen sich, geeignete Probeflächenauswahl vorausgesetzt, Korrelationen zwischen dem Auftreten einzelner Arten ermitteln. Wenn man die eine Art an einem bestimmten Ort nachweist, kann man daher mit einer bestimmten Sicherheit darauf schließen, daß auch die andere Art dort auftritt.

Die Beobachtung, daß Arten in bestimmten Räumen in immer wieder ähnlichen Kombinationen auftreten, hat zunächst in der Vegetationskunde (z.B. BRAUN-BLANQUET 1928; TÜXEN 1937; OBERDORFER 1957) und später auch in der Zoologie (z.B. RABELER 1947, 1952; HÄSSLEIN 1966; INGRISCH 1976, 1982; PASSARGE 1982, 1991; WALLASCHEK 1995) zur Abgrenzung von Gesellschaften geführt. Die "charakteristische Artenkombination" der Pflanzen- oder Tiergesellschaft kann zur Konkretisierung und Operationalisierung des Schutzgutes "natürliche und historisch gewachsene Artenvielfalt von Lebensgemeinschaften" (§ 2 Abs. 1 Ziff. 10 BNatSchG) herangezogen werden. Der Erfüllungsgrad dieser charakteristischen Artenkombination in einem konkreten Pflanzenbestand kann als Bewertungskriterium für die naturschutzfachliche Flächenbewertung bezüglich des genannten Zieles verwendet werden. Zur Vereinfachung können Assoziations-Kennarten, ggf. kombiniert mit den Differentialarten der pflanzensoziologischen Einheiten, als Ziel- bzw. Bewer-

tungsindikatoren für die charakteristische Artenkombination dieser Gesellschaften dienen.

Gesellschaften sind aber vorwiegend das Ergebnis der an einem Ort herrschenden Kombinationen von Umwelteigenschaften<sup>23)</sup> einschließlich der Interaktionen zwischen den Arten (Konkurrenz, Prädation) sowie der Geschichte der Besiedlung durch die Arten (GLEASON 1926). Sie haben also einen *begrenzten räumlichen und zeitlichen Gültigkeitsbereich* (vgl. z.B. ELLENBERG 1982, 30).

Der begrenzte zeitliche Gültigkeitsbereich findet seinen Niederschlag in der neueren pflanzensoziologischen Literatur durch die Benennung von Fragmentgesellschaften (BRUN-HOOL 1966; neuere Zusammenstellung bei DIERSCHKE 1994, 325f.), die vor allem von anthropogen geprägten Lebensräumen beschrieben sind (Grünland, Acker, Verkehrswege).

Der begrenzte Gültigkeitsbereich ist ein Kernproblem dieses Ansatzes für die praktische Anwendung: Die in einem bestimmten Raum ermittelten Gesellschaften sind nur mit Abwandlungen auf andere Räume übertragbar (vgl. z.B. die Bildung von geographischen Rassen oder Höhenformen von pflanzensoziologischen Einheiten: OBERDORFER 1992, 19) oder haben eben einen begrenzten zeitlichen Gültigkeitsbereich. Die Gesellschaften müßten also jeweils räumlich angepaßt werden und von Zeit zu Zeit "fortgeschrieben" werden. Grundsätzlich wäre daher zu prüfen, ob der für die räumliche Anpassung und die Fortschreibung erforderliche Aufwand die Arbeitserleichterung, die durch die ausschließliche *Erfassung* der Charakterarten von Gesellschaften ermöglicht wird, auch tatsächlich unterschreitet, was Voraussetzung für eine Indikation wäre (Prinzip der Effizienz von Indikatoren!). Anwendbar wäre ein solches System für die Repräsentierung der *charakteristischen Artenkombination* von *lokalen Lebensgemeinschaften*.

Bezieht man sich allerdings auf § 2 Abs. 1 Ziff. 10 BNatSchG ("Die Lebensgemeinschaften sind in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt zu schützen"), ist der begrenzte zeitliche Gültigkeitsbereich unproblematisch. Das Gesetz fordert ja gerade die Erhaltung eines bestimmten Zustandes. Dies ist jedoch ein konservierender Naturschutz, der insbesondere in Kulturlandschaften als problematisch anzusehen ist. Veränderungen würden damit erschwert oder unmöglich gemacht (alternativer Ansatz vgl. WALTER ET AL. 1998, 17, 19 u. 20).

Zu dem Problem des begrenzten zeitlichen und räumlichen Gültigkeitsbereichs kommt das *praktische* Problem, daß Gesellschaften bislang nur für wenige Taxa beschrieben sind. Lediglich für die Gefäßpflanzen gibt es eine "vollständige" Beschreibung der Gesellschaften (POTT 1995).

Ähnlich einsetzbar wie Charakter- und Differentialarten von Pflanzen- oder Tiergesellschaften wären die Leitarten. Der Unterschied besteht darin, daß bei den Gesellschaften soziologisch definierte Einheiten als Bezugseinheiten dienen, während es im

Fälle der Leitarten Raumeinheiten sind, die nach ökologischen Kriterien abgegrenzt werden.<sup>24)</sup> Hochstete Leitarten können das Vorkommen von lebensraumholden Arten und treuen Begleitern der jeweiligen ökologischen Raumeinheit indizieren. Es ist davon auszugehen, daß *zeitlicher und räumlicher Gültigkeitsbereich* dieser Indikatorfunktion (in Abhängigkeit von der Differenziertheit der ökologischen Raumeinheiten) wie bei den Charakter- und Differentialarten *beschränkt* ist (zum begrenzten räumlichen Gültigkeitsbereich vgl. FLADE 1994, 49). Der zeitliche Gültigkeitsbereich dürfte vor allem in vom Menschen geprägten Kulturlandschaften begrenzt sein. Die Indikatorfunktion beschränkt sich ebenfalls auf die Repräsentierung der *charakteristischen Artenkombination von lokalen Lebensgemeinschaften*.

### 3.3.3 Auswahl repräsentativer Arten(-kollektive) über das ökologische Potential bzw. die ökologische Strategie der Arten

Dieser Ansatz läßt sich mit den beispielsweise von RECK (1990, 100, 106), BLAB ET AL. (1989: 10f.), und ALTMOOS (1997, 77-79) benutzten Begriffen der "Anspruchs-" und "Reaktionstypen", den beispielsweise von RIECKEN (1992, 48) verwendeten Begriffen "ökologische Gruppen" und "ökologische Gilden"<sup>25)</sup> und dem von MÜHLENBERG ET AL. (1996, 154) genannten Begriff der "life history strategies" in Zusammenhang bringen.

Der Ansatz baut einerseits auf dem Nischenbegriff von HUTCHINSON (1957) auf. Dabei wird die Überlebenswahrscheinlichkeit in einem n-dimensionalen<sup>26)</sup> Achsensystem gegen die Ausprägung der Umweltfaktoren aufgetragen. Man erhält so "Isoräume", die alle die Punkte enthalten, die Kombinationen von Umweltfaktoren entsprechen, unter denen die Art eine Überlebenswahrscheinlichkeit hat, die so groß wie oder größer als die festgelegte Überlebenswahrscheinlichkeit ist. Führt man dies für verschiedene Überlebenswahrscheinlichkeiten durch, erhält man ein n-dimensionales ökologisches Potenzialprofil.<sup>27)</sup> Wenn sich Arten in weiten Teilen dieses Potenzialprofils überschneiden, könnte man erwarten, daß sie einander indizieren können.

Soweit in der Vergangenheit Potenzialprofile für einzelne Umweltfaktoren ermittelt wurden, wurden die Umweltfaktoren über die Versuchsdauer konstant gehalten. Für das Überleben der Arten ist aber nicht nur entscheidend, wie groß die Menge an Ressourcen oder wie die Ausprägung von Umweltfaktoren ist, sondern auch, wie diese räumlich verteilt sind und wie sie mit der Zeit variieren (räumliche und zeitliche Variabilität der Umweltfaktoren). Die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen ist eine Resultante aus den Ursache-Wirkungskomplexen zwischen den Umwelteigenschaften und den biologischen Eigenschaften<sup>28)</sup> der Arten. Es müßten sich daher für bestimmte Parameter der räumlichen und zeitlichen Variabilität von Umweltfaktoren bestimmte biologische Eigenschaften

identifizieren lassen, die die Fähigkeit einer Art determinieren, mit diesen Umwelteigenschaften umzugehen, also unter den durch diese Parameter charakterisierten Umweltbedingungen zu überleben. Die Summe der biologischen Eigenschaften, die eine Art befähigt, in einer bestimmten Umwelt zu überleben, sei als "ökologische Strategie" bezeichnet. Ein bekanntes Beispiel ist hohe Mobilität und hohe Zahl von Nachkommen (also Eigenschaften der klassischen r-Strategen) als Möglichkeit, in einer Umwelt zu überleben, die zu häufigen Extinktionen von Lokalpopulationen führt (z.B. frühe Sukzessionsstadien in Wäldern oder Flußauen).

Kombiniert man die über die Potenzialprofile und die biologischen Eigenschaften abgeschätzten Überlebensfähigkeiten unter gegebenen Umweltbedingungen (Ausprägungen der Umweltfaktoren sowie deren zeitliche und räumliche Variabilität) erhält man ein im Prinzip multidimensionales Beziehungsdiagramm zwischen den Umweltbedingungen und der Überlebensfähigkeit der Arten, das sich für die graphische Darstellung auf 3 komplexe Achsen reduzieren läßt (Abb. 6). Arten, die im gleichen Teilraum des Koordinatensystems eine hohe Überlebenswahrscheinlichkeit aufweisen und bei Übertritt in einen anderen Teilraum in diesem Achsensystem, der einer anderen Umweltsituation entspricht, ähnliche Überlebenswahrscheinlichkeiten behalten, könnten einander repräsentieren.

RECK ET AL. (1994, 91) gehen nicht davon aus, daß über die Ansprüche der *einzelnen* Zielarten genau die Ansprüche anderer Arten repräsentiert werden können, sondern davon, daß "die zwischen den Ansprüchen der Zielarten aufgespannten Übergänge .. zwangsläufig zur Bildung von ausreichend vielen Habitaten und Ökotonen [führen], die dann als Lebensraum zur Verfügung stehen." Diese Forderung nach Indikator"systemen" wird auch von ALTMOOS (1997, 68f.) unterstützt.

Um den für Naturschutz- und Landschaftsplanung notwendigen Flächen- bzw. Raumbezug herzustellen, können die Umweltbedingungen in Form von ökologischen Raumeinheiten dargestellt werden. Klassifikationskriterien für die ökologischen Raumeinheiten sind dann notwendigerweise die in Abbildung 6 schematisch dargestellten, durch die Achsen symbolisierten Umwelteigenschaften.

Es gibt eine große Zahl von grundsätzlichen Problemen bezüglich der Zuordnung von Überlebenswahrscheinlichkeiten von Arten mit bestimmten Kombinationen von biologischen Eigenschaften zu einer bestimmten Umwelt an, die an dieser Stelle nicht ausgeführt werden sollen. Hinzu kommen Wissenslücken zur Ausbildung von biologischen Eigenschaften bzw. zum ökologischen Potential bei vielen Arten selbst gut untersuchter Artengruppen und mangelnde Kenntnisse zu ganzen Artengruppen, was einer der Gründe dafür ist, daß in der Regel nur wenige Artengruppen im Rahmen von Planungen untersucht werden. Es müßte also beispielsweise auch sichergestellt sein, daß die Artengruppen, deren Ökologie weniger gut bekannt ist oder die

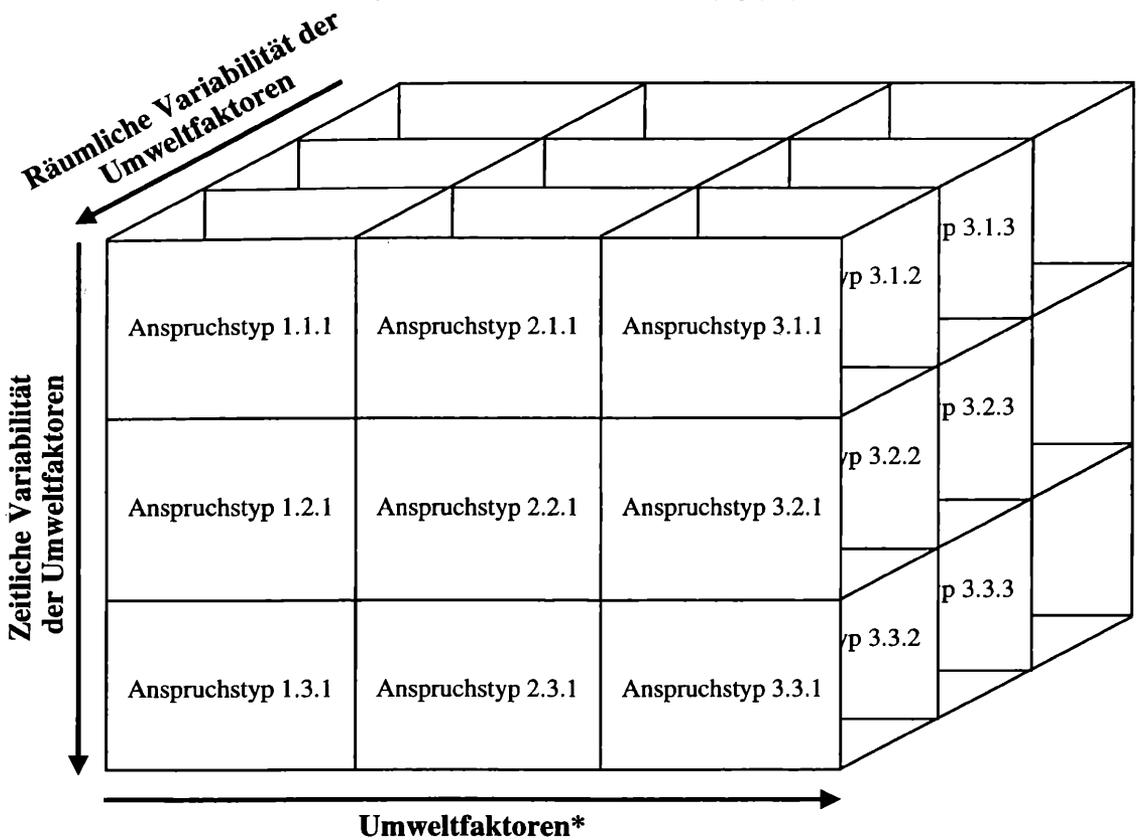


Abbildung 6

Schematische Darstellung der Beziehungen zwischen den Umwelteigenschaften und den Ansprüchen von Arten (\* = angeordnet entsprechend zunehmender Produktivität).

schwerer erfassbar sind, über die "Standard"-Artengruppen (vgl. RECK 1990, 114) repräsentiert sind. Für die Artengruppen, deren ökologische Ansprüche weniger gut bekannt ist, ist der skizzierte Ansatz auf abschbare Zeit sicher nicht gangbar.

Aufgrund der Komplexität im Verhältnis zwischen den Umwelteigenschaften und den biologischen Eigenschaften der Arten und der daraus resultierenden Überlebenswahrscheinlichkeit der Arten erscheint der Ansatz in der hier skizzierten Form für den Einsatz bei *Rahmenplanungen* vorerst *nicht* geeignet, wohl aber in Kombination mit Gefährdungsfaktoren (s. auch Pkt. 3.3.4.). Denkbar ist aber der Einsatz für *spezielle Fragestellungen* wie beispielsweise die Frage nach den geeignetsten Pflegemaßnahmen oder die Prognose der Wirkung von Eingriffen, soweit nur wenige Wirkgrößen relevant sind, sowie für die Erfolgskontrolle bzw. Beweissicherung der entsprechenden Maßnahmen bzw. Wirkungen.

Für die Ermittlung des Gültigkeitsbereiches sind konkretisiertere Formen dieses methodischen Ansatzes notwendig, da der Gültigkeitsbereich durch die räumliche und zeitliche Variabilität der biologischen Eigenschaften (Variation der phänotypischen Ausprägung bzw. Ausmaß genotypischer Variationen der Eigenschaften) beeinflusst wird, die je nach biologischer Eigenschaft sehr unterschiedlich sein

kann. Welche biologischen Eigenschaften der Arten berücksichtigt werden müssen, hängt aber von der konkreten Planungsaufgabe (z.B. welche Veränderungen von Umwelteigenschaften zu erwarten sind), den betroffenen ökologischen Raumeinheiten und damit auch den betroffenen Arten(gruppen) ab. *Räumlicher und zeitlicher Gültigkeitsbereich* müssen daher differenziert nach den genannten Aspekten bestimmt werden.

Denkbar ist, daß bei speziellen Fragestellungen ganze *Lebensgemeinschaften*<sup>29)</sup> *kleiner Gebietsausschnitte* indiziert werden können<sup>30)</sup> und damit natürlich auch *Artenkollektive gleicher Schutzpriorität*, soweit Schutzprioritäten für den entsprechenden Raum bereits formuliert wurden.

### 3.3.4 Auswahl repräsentativer Arten(-kollektive) über die Gefährdungsfaktoren

Populationsökologisch betrachtet, lassen sich Gefährdungsfaktoren als Schlüsselfaktoren für die (negative) Populationsentwicklung deuten. Arten, die aus ähnlichen Gründen gefährdet sind, d.h. ähnliche Schlüsselfaktoren für die negative Populationsentwicklung haben, müßten sich durch ähnliche Maßnahmen wieder fördern lassen (vgl. RIECKEN 1992, 55). Voraussetzung für die nachvollziehbare Verwendung dieses Ansatzes ist eine hinreichende

Kenntnis der Gefährdungsfaktoren der einzelnen Arten. Dabei tritt das Problem auf, daß Gefährdungs- bzw. Schlüsselfaktoren regional und lokal variieren können.

Dennoch sollten sich mit diesem Ansatz, kombiniert mit einfachen Formen des dritten Ansatzes und bezogen auf ökologische Raumeinheiten, die *gefährdeten Arten* auf der Ebene der *Rahmenplanungen* indizieren lassen. WALTER ET AL. (1998, 14f.) haben mit ihren "Zielorientierten Indikatorarten" beispielsweise diesen Ansatz verwendet, (vgl. auch Abb. 4: letzter Schritt). Es ist davon auszugehen, daß auch weitere, nicht gefährdete Arten über die Förderung der derart ausgewählten Arten begünstigt werden.

Auch eine aufgrund der Gefährdungsfaktoren ermittelte Indikatorenliste hat nur einen *begrenzten zeitlichen Gültigkeitsbereich*, da sich durch Veränderungen der Umweltbedingungen neue Schlüssel- bzw. Gefährdungsfaktoren ergeben können, daneben aber auch einen eingeschränkten *räumlichen Gültigkeitsbereich*, da die Gefährdungsfaktoren in verschiedenen Räumen unterschiedlich sein können. Dies bedingt auch, daß man über diesen Ansatz nicht verhindern wird, daß weitere Arten in Zukunft als gefährdet eingestuft werden müssen, da durch die veränderten Umweltbedingungen die Gefährdung von Arten eintreten kann, die bislang ungefährdet waren. Um im Sinne eines Vorsorgeprinzips zu erreichen, daß in der Zukunft keine neuen Arten als gefährdet eingestuft werden müssen, bedarf es ergänzender methodischer Ansätze (vgl. Ansatz über Mindeststandards bei WALTER ET AL. 1998, 17ff.).

### 3.3.5 Die Bedeutung ökologischer Raumeinheiten für die Auswahl repräsentativer Artenkollektive

Die Abgrenzung ökologischer Raumeinheiten (vgl. Anmerkung 10; z.B. "Biotope", "Landschaftsausschnitte", "Landschaften") ist eine notwendige Voraussetzung für die Anwendung der beschriebenen methodischen Ansätze zwei (im Falle der Leitarten), drei und vier. Die Abgrenzung ökologischer Raumeinheiten ist grundsätzlich von der Fragestellung abhängig. Beispiele für die Typisierung von ökologischen Raumeinheiten finden sich bei RIECKEN ET AL. (1993), FLADE (1994) und ALTMOOS (1997, 69ff.).

### 3.4 Erste Hinweise für einen methodischen Rahmen zur Auswahl repräsentativer Artenkollektive als Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren

Wie unter 2.4.3 dargestellt, bieten sich verschiedene methodische Ansätze an, um repräsentative Artenkollektive auszuwählen. Deren Anwendungsbereiche sind aber jeweils beschränkt, sei es bezüglich der planerischen Fragestellung, für die sie anwendbar sind, bezüglich des zeitlichen und räumlichen

Gültigkeitsbereiches oder der Eigenschaften, die sie indizieren und damit der Ziele, auf die sie sich beziehen. Für die Formulierung eines umfassenderen methodischen Rahmens zur Selektion des für eine bestimmte Planungsaufgabe geeignetsten Ansatzes zur Auswahl repräsentativer Artenkollektive müssen die Größen identifiziert werden, von der die Eignung der verschiedenen Ansätze abhängt. Dafür sollte der Einfluß folgender Aspekte geprüft werden:

*Planungsebene* (z.B. Bund, Land, Region, Gemeinde);

*Planungstyp* (z.B. Rahmenplanung, Eingriffsplanung, Pflege- und Entwicklungsplanung);

*Planungsschritte oder -stufen* (z.B. Eingriffsplanung: Vorstudie, Variantenvergleich, Optimierung der ausgewählten Variante);

*Arbeitsschritte* (z.B. Erfassung, Wirkungsprognose, Zielformulierung, Erfolgskontrolle);

*"Handlungszieltypen"* (Schutz - im Sinne von Erhaltung des Status Quo, Kompensation, Optimierung, Neuentwicklung) (vgl. auch RECK 1992, 131);

*Typen von ökologischen Raumeinheiten;*

Qualität und Menge der vorhandenen *Daten*.

### Dank

Für anregende Diskussionen im Vorfeld der Erstellung dieses Beitrages oder für die kritische Durchsicht verschiedener Entwurfsfassungen danke ich Markus Bräu, Robert Brinkmann, Michael Gaede, Sabine Gilcher, Heinrich Reck und vor allem dem Arbeitskreis Ökologie am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan (Mirjam Gindele, Johannes Gnädinger, Tina Heger, Kurt Jax, Stephanie Schadt, Klaus Schmalz, Astrid Schwarz, Ludwig Trepl und Angela Weil).

### Anmerkungen

- 1) Der Begriff "Objekt" wird hier verstanden als Gegenstand einer Betrachtung, der naturwissenschaftlich beschreibbar ist.
- 2) Das setzt allerdings voraus, daß sie die generellen Anforderungen an Indikatoren erfüllen (s.u.).
- 3) Gemeint ist die Änderung der Ausprägung einer Eigenschaft eines Objektes mit der Zeit.
- 4) Daß mit der bzw. den symbiontischen Ameisenarten ein weiterer Schlüsselparameter existiert, sei hier aus Gründen der Übersichtlichkeit vernachlässigt.
- 5) Die erforderliche Genauigkeit hängt von der Fragestellung ab.
- 6) Es müssen Prognosen der Art möglich sein wie: Wenn sich durch die ergriffenen Maßnahmen im Zeitraum von x Jahren die Ausprägung des Indikators von a nach b

ändert, wird sich die Ausprägung des Indikandums von c nach d ändern.

7) Der Begriff "Tiergesellschaft" ist hier analog zum Begriff der Pflanzengesellschaft gemeint, d.h. als Ergebnis einer Klassifikation, die versucht, in der Natur vorgefundene Wiederholungen von Artenkombinationen in einem System zu fassen. Es sind nicht die innerartlichen Tiergemeinschaften gemeint.

8) Implizite normative Elemente, die in naturwissenschaftlichen Theorien, Begriffen und der Entscheidung über Arbeitsschwerpunkte enthalten sind (JESSEL 1998, 89-94), bleiben dabei unberücksichtigt. Beispiele für solche impliziten normativen Elemente, die für die Indikation relevant sind, sind: die Auswahl der Fragestellung, unter der ein Objekt betrachtet wird (und damit der Merkmale, die für die Betrachtung berücksichtigt werden) und die Festlegung eines "Grenzwertes" für die Qualität der Indikator-Indikandum-Beziehung, die als noch tolerabel angesehen wird. Im Falle der Klassifikationsindikatoren kommt beispielsweise die Entscheidung über die Lage der Klassengrenzen hinzu.

9) Räumlich-konkreter Ökosystembegriff i.S. von TREPL (1988, 181f.).

10) Ökologische Raumeinheiten sind Raumausschnitte, die aufgrund einer ökologischen Fragestellung abgegrenzt werden. Ein Beispiel sind "Biotope", aufbauend auf einem räumlich-konkreten Verständnis von Biozönose (KNICKREHM & ROMMEL 1993, 5). Auch der von FLADE in seiner Definition verwendete Begriff der Landschaft bzw. des Landschaftstyps ist hier einzuordnen.

11) Z.B. Ziele des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG), des Bau- und Raumordnungsgesetzes (BauROG) oder der verschiedenen Raumordnungsprogramme und Rahmenplanungen bzw. der entsprechenden naturschutzfachlichen Teilbeiträge sowie weiterer Fachgesetze.

12) Ausgeschlossen sind klassische Artenschutzmaßnahmen, die nur einzelnen Arten gezielt helfen (z.B. Zucht von Arten in Gefangenschaft und Aussetzen der gezüchteten Tiere).

13) Z.B. Bodenfeuchtigkeit, Nährstoffangebot.

14) *Fachlich wie praktisch* problematisch für die Operationalisierung bleibt, daß die Zahl der Parameter, die für die Modellierung solcher komplexer Indikanda notwendig ist, sehr hoch sein kann.

15) Zum Begriff "Zielhierarchie" vgl. BECHMANN 1981, 147f.

16) Die Ermittlung der Schutzwürdigkeit ist Aufgabe umweltethischer Betrachtungen (vgl. hierzu beispielsweise HAMPICKE 1993).

17) Mit Lebensgemeinschaft ist hier Summe der Pflanzen und Tiere *in einem bestimmten Raum* gemeint, also eine räumlich-konkrete und keine funktionale Definition des Begriffes.

18) HOVESTADT ET AL. (1993, 184): "Die Zukunftssicherung von Zielarten in hierarchisch abgestuften Ebenen, z.B. durch Vertreter der verschiedenen trophischen Ebenen unterschiedlicher Größenklassen, gewährleistet

den Schutz *einer ganzen Fläche mit ihrer Lebensgemeinschaft.*" (Hervorh.: W. Z.-E.)

19) RECK ET AL. (1994, 71): "Über den Schutz von Zielartenkollektiven soll sichergestellt werden, daß *alle heimischen Tiere* und Pflanzen langfristig gesichert sind." (Hervorh.: W. Z.-E.)

20) Beispiel Eingriffsplanung: Vorstudie, Variantenvergleich, Optimierung der ausgewählten Variante.

21) Beispiele: Rahmenplanung, Eingriffsplanung, Pflege- und Entwicklungsplanung.

22) Ausnahme: Verwechslungsgefahr zwischen jagdbaren und geschützten Arten (Beispiel: Stockente - Schnatterente).

23) Inklusive der zeitlichen und räumlichen Variabilität der Umwelteigenschaften.

24) Wobei auch die soziologischen Einheiten Ausdruck der an einem bestimmten *Ort* herrschenden Umweltverhältnisse sind (vgl. WILLMANN 1989, z.B. 10, 29).

25) Gemeint ist hier nicht die funktionale Bedeutung des Begriffes "Gilde".

26)  $n$  = Zahl der Umwelteigenschaften, die für das Überleben der Art relevant sind (= Umweltfaktoren).

27) Die Unterscheidung zwischen physiologischem und ökologischem Potential sei hier vernachlässigt.

28) Physiologische, anatomische, morphologische Eigenschaften und Verhaltenseigenschaften von Organismen und deren Verwirklichung in Raum und Zeit.

29) Oder besser: Taxozönosen, weil Artengruppen, deren biologische Eigenschaften noch nicht bekannt sind, zumindest nicht vollständig berücksichtigt werden können.

30) Unter anderem, weil die Neueinführung von Pflegemaßnahmen oder andere Umweltveränderungen viele Arten oder auch ganze Taxa höherer Ordnung gar nicht betreffen.

## Literatur

AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG (ARL, 1995)  
Handwörterbuch der Raumordnung.- Hannover.

ALBERT, G. (1982):  
Der ökologische Aspekt in der raumwirksamen Planung: Theorie und Praxis des am ökologischen Kontext ausgerichteten Handelns.- Diss., Univ. Hannover, Fachbereich Landespflege, Hannover: 210 S.

ALTMOOS, M. (1997):  
Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz: Modellregion Biosphärenreservat Rhön.- Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON), Echzell: 235 S.

ARNDT, U.; A. FOMIN & S. LORENZ (1996):  
Bioindikation: Neue Entwicklungen, Nomenklatur, Synökologische Aspekte - Beiträge und Diskussion.- 1. Ho-

- henheimer Workshop zur Bioindikation am Kraftwerk Altbach-Deizisau, 1995. Verlag Günter Heimbach, Ostfildern: 308 S.
- ARNDT, U.; W. NOBEL & B. SCHWEIZER (1987):  
Bioindikatoren.- 1. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- BÄCHTOLD, H.-G.; M. GFELLER ; U. KIAS; J. SAUTER; R. SCHILTER & W.A. SCHMID (1995):  
Grundzüge der ökologischen Planung.- vdf-Hochschulverlag, Zürich: 298 S.
- BECHMANN, A. (1981):  
Grundlagen der Planungstheorie und Planungsmethodik: eine Darstellung mit Beispielen aus dem Arbeitsfeld der Landschaftsplanung.- Paul Haupt (Uni-Taschenbücher; 1088), Bern/Stuttgart: 209 S.
- BICK, H. (1982):  
Indikatoren und Umweltschutz.- Dechen. Beih. 26, Bonn: 2-5.
- BLOCK, B.; P. BLOCK; W. JASCHKE; B. LITZBARSKI; H. LITZBARSKI & S. PETRICK (1993):  
Komplexer Artenschutz durch extensive Landwirtschaft im Rahmen des Schutzprojektes "Großtrappe".- Natur und Landschaft 68 (11): 565-576.
- BOND, W.J. (1993):  
Keystone Species.- In: SCHULZE, E.-D. & H.A. MOONEY (Hrsg.): Biodiversity and Ecosystem Function.- Springer, Berlin: 237-253.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1928):  
Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde.- Biol. Studienbücher 7, Berlin.
- BRINKMANN, R. (1997):  
Bewertung tierökologischer Daten in der Landschaftsplanung.- NNA-Ber. 3/97: 48-60.
- BRUN-HOOL, J. (1966):  
Ackerunkraut-Fragmentgesellschaften.- In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Anthropogene Vegetation. Ber. Internat. Sympos. Vegetationskd., Stolzenau a. d. Weser, 1961. Den Haag: 38-50.
- CARNAP, R. (1974):  
Einführung in die Philosophie der Naturwissenschaft.- 2., verb. Aufl., Nymphenburger Verlagshandlung (samm- lung dialog), München: 296 S.
- DIERSCHKE, H. (1994):  
Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden.- Ulmer (UTB für Wissenschaft: Große Reihe), Stuttgart: 683 S.
- DURWEN, K.-J.; K.-F. SCHREIBER & R. THOELE (1980):  
Ein pragmatischer Ansatz zur Aufbereitung ökologischer Determinanten für die Raumplanung: Zum ökologischen Potential als Engpaßfaktor in der Regionalplanung.- Arbeitsberichte des Lehrstuhls Landschaftsökologie [der Univ. Münster] 2, Münster: 3-12.
- ELLENBERG, H. (1982):  
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht.- 3., verb. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 989 S.
- ERDELEN, M. (1982):  
Der Brutbestand terrestrischer Vogelarten als Indikator von Umweltbelastungen.- Dechen. Beih. 26: 186-192.
- ESER, U. & T. POTTHAST (1997):  
Bewertungsproblem und Normbegriff in Ökologie und Naturschutz aus wissenschaftsethischer Perspektive. - Z. Ökol. Naturschutz 6: 181-189.
- FINCK, P.; D. HAMMER; M. KLEIN; A. KOHL; U. RIECKEN; E. SCHRÖDER; A. SSYMANK & W. VÖLKL (1992):  
Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes.- Natur und Landschaft 67 (7/8): 329-340.
- FLADE, M. (1994):  
Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands.- IHW, Eching: 879 S.
- FROBEL, K. (1997):  
Naturschutz in einer fränkischen Kulturlandschaft: Biogeographische Analyse regionaler Verbreitungsmuster von Tier- und Pflanzenarten.- Diss., Universität Bayreuth, Fak. f. Biologie, Chemie u. Geowissenschaften, Lehrstuhl für Biogeographie, Bayreuth: 217 S. + Anh.
- GLEASON, H.A. (1926):  
The individualistic concept of the plant association.- Bull. Torrey Bot. Club 53, 7-26.
- HABER, W.; R. LANG; B. JESSEL; L. SPANDAU; J. KÖPPEL & J. SCHALLER (1993):  
Entwicklung von Methoden zur Beurteilung von Eingriffen nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz.- Nomos, Baden-Baden: 290 S.
- HABER, W.; A. PIRKL; B. RIEDEL; L. SPANDAU & R. THEURER (1988):  
Methoden zur Beurteilung von Eingriffen in Ökosysteme.- Unveröff. Diskussionspapier, TU München-Wei- henstephan, Lehrstuhl f. Landschaftsökologie, Freising-Weihenstephan.
- HAMPICKE, U. (1991):  
Naturschutz-Ökonomie.- Ulmer (UTB für Wissenschaft; Uni-Taschenbücher; 1650), Stuttgart: 342 S.
- (1993):  
Naturschutz und Ethik: Rückblick auf eine 20jährige Diskussion (1973-1993) und politische Folgerungen.- Z. Ökologie u. Naturschutz 2: 73-86.
- HÄSSLEIN, L. (1966):  
Die Molluskengesellschaften des Bayerischen Waldes und des anliegenden Donautales.- Ber. Naturf. Ges. Augsburg 20: 1-176.
- HEIDT, E. & H. PLACHTER (1996):  
Bewerten im Naturschutz: Probleme und Wege zu ihrer Lösung.- Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 23: 193-252.
- HOERSTER, N. (1994):  
Norm.- In: SEIFFERT, H. & G. RADNITZKY (Hrsg.): Handlexikon der Wissenschaftstheorie. 2. Aufl., Ehren- wirth, München: 231-234.

- HOVESTADT, T.; J. ROESER & M. MÜHLENBERG (1993):  
Flächenbedarf von Tierpopulationen.- Unveränderter Nachdruck, Forschungszentrum Jülich (Berichte aus der ökologischen Forschung; 1), Jülich: 277 S.
- HUTCHINSON, G.E. (1957):  
Concluding remarks.- Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology 22: 415-427.
- INGRISCH, S. (1976):  
Die Orthopterenegellschaften des Vogelsberges.- Mitt. Dtsch. Ent. Ges. 35: 65-74.
- INGRISCH, S. (1982):  
Orthopterenegellschaften in Hessen.- Hess. faun. Briefe 2 (3): 38-46.
- JESSEL, B. (1996):  
Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung: Normen, Werte und Nachvollziehbarkeit von Planungen.- Naturschutz und Landschaftsplanung 28 (7): 211-216.
- (1998):  
Landschaften als Gegenstand von Planung: Theoretische Grundlagen ökologisch orientierten Planens.- Erich Schmidt (Beiträge zur Umweltgestaltung: A 139), Berlin, zugl.: München, Techn. Univ., Diss., 1998: 331 S.
- KIEMSTEDT, H. (1992):  
Leitlinien und Qualitätsziele für Naturschutz und Landschaftspflege.- In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung in Deutschland. unveränderter Nachdruck, Forschungszentrum Jülich (Berichte aus der ökologischen Forschung; 4), Jülich: 338-342.
- KIEMSTEDT, H.; M. MÖNNECKE & S. OTT (1996):  
Methodik der Eingriffsregelung: Vorschläge zur bundeseinheitlichen Anwendung von § 8 BNatSchG.- Naturschutz u. Landschaftsplanung 28 (9): 261-271.
- KNICKREHM, B. & S. ROMMEL (1994):  
Biotoptypenkartierung in der Landschaftsplanung: Anforderungen an einen Kartierschlüssel vor dem Hintergrund der lokalen Landschaftserfassung.- Arbeitsmaterialien des Instituts für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover 27, Hannover: 173 S. + Anh.
- KUDRNA, O. (1986):  
Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm für die Tag- schmetterlingsfauna in Bayern und Analyse der Schutz- problematik in der Bundesrepublik Deutschland.- Nachr. ent. Ver. Apollo 6: 1-90.
- MARTI, F.; H. STUTZ, & B. PETER (1993):  
Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz: Literaturgrundlagen und Vorschläge für ein Rahmenkonzept.- Ber. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald, Schnee Landsch. 336, Birmensdorf: 1-171.
- MEINEKE, J.-U. (1982):  
Die Großschmetterlinge (Macrolepidoptera) der Verlandungsmoore des württembergischen Alpenvorlandes.- Diss., Eberhard-Karls-Univ. Tübingen, Fak. f. Biologie, Tübingen: 473 S.
- MILLS, L.S.; M.E. SOULÉ & D.F. DOAK (1993):  
The keystone-species concept in ecology and conservation.- BioScience 43: 219-224.
- MILTON, S.J. & R.J. DEAN (1995):  
How useful is the keystone species concept, and can it be applied to *Acacia erioloba* in the Kalahari Desert?- Z. Ökol. Naturschutz 4: 147-156.
- MÜHLENBERG, M. (1993):  
Freilandökologie.- 3. überarb. Aufl., Quelle & Meyer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher; 595), Heidelberg: 512 S.
- MÜHLENBERG, M. & T. HOVESTADT (1992):  
Das Zielartenkonzept.- NNA-Ber. 5 (1): 36-41.
- MÜHLENBERG, M.; K. HENLE; J. SETTELE; P. POSCHLOD; A. SEITZ & G. KAULE (1996):  
Studying species survival in fragmented landscapes: the approach of the FIFB. - In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (eds.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London: 152-160.
- MÜLLER, H.J. (Hrsg., 1984):  
Ökologie.- G. Fischer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher; 1318), Stuttgart: 395 S.
- OBERDORFER, E. (1957):  
Süddeutsche Pflanzengesellschaften.- Pflanzensoz. 10: 1-564.
- (1992):  
Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I: Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften.- 3. Aufl., G. Fischer, Jena/Stuttgart/New York: 314 S.
- OPPERMANN, R. (1987):  
Tierökologische Untersuchungen zum Biotopmanagement in Feuchtwiesen.- Natur und Landschaft 62 (6): 235-241.
- PAINE, R.T. (1969):  
A note on trophic complexity and community stability.- Am. Nat. 103: 91-93.
- PASSARGE, H. (1982):  
Phyto- und Zoozönosen am Beispiel mausartiger Kleinsäuger.- Tuexenia 2: 257-286.
- (1991):  
Avizönosen in Mitteleuropa.- Ber. ANL, Beih. 8, 1-128.
- PIRKL, A. & B. RIEDEL (1992):  
Indikatoren und Zielartensysteme in der Naturschutz- und Landschaftsplanung.- In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung in Deutschland. unveränderter Nachdruck, Forschungszentrum Jülich (Berichte aus der ökologischen Forschung; 4), Jülich: 343-346.
- PLACHTER, H. (1989):  
Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten.- Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 29: 107-135.
- (1990):  
Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Lei-

- stungsfähigkeit des Naturhaushaltes.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 187-199.
- (1991):  
Naturschutz.- G. Fischer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher; 1563), Stuttgart: 463 S.
- (1992):  
Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung.- Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 9-48.
- (1993):  
Probleme der Erfassung von "Rote-Liste-Biotopen".- Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 38: 135-138.
- (1994):  
Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz.- Z. Ökol. Naturschutz 3: 87-106.
- POTT, R. (1995):  
Die Pflanzengesellschaften Deutschlands.- 2., überarb. u. stark erw. Aufl., Ulmer (UTB für Wissenschaft; Große Reihe), Stuttgart: 622 S.
- RABELER, W. (1947):  
Die Tiergesellschaften der trockenen Callunaheiden in Nordwestdeutschland.- Jahresber. Nat.hist. Ges. Hannover 94-98, Hannover: 357-375.
- (1952):  
Die Tiergesellschaft hannoverscher Talfettwiesen (*Arrhenateretum elatioris*).- Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 3, Stolzenau/Weser: 130-140.
- RECK, H. (1990):  
Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den zooökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 99-119.
- (1992):  
Arten- und Biotopschutz in der Planung: Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biodeskriptoren.- Naturschutz und Landschaftsplanung 24 (4): 129-135.
- RECK, H.; R. WALTER; E. OSINSKI; G. KAULE; TH. HEINL; U. KICK & M. WEISS (1994):  
Ziele und Standards für die Belange des Arten- und Biotopschutzes: Das "Zielartenkonzept" als Beitrag zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogrammes in Baden-Württemberg.- Laufener Seminarbeitr. 4/94: 65-94.
- RIECKEN, U. (1992):  
Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen: Grundlagen und Anwendung.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 36: 1-187.
- RIECKEN, U.; U. RIES & A. SSYMANK (1993):  
Biotypenverzeichnis für die Bundesrepublik Deutschland.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 38: 301-339.
- RITTEL, H.W.J. (1992):  
Planen, Entwerfen, Design: Ausgewählte Schriften zu Theorie und Methodik. - Kohlhammer (Facility Management; 5), Stuttgart/Berlin/Köln: 432 S.
- ROTHHAUPT, G. (1992):  
Zur Situation des Raubwürgers *Lanius excubitor* in Bayern unter Berücksichtigung überregionaler Daten.- Orn. Verh. 2: 151-167.
- SCHAEFER, M. (1992):  
Wörterbücher der Biologie: Ökologie.- 3. Aufl. G. Fischer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher; 430), Stuttgart: 433 S..
- SCHEMEL, H.-J. (1985):  
Die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) von Großprojekten: Grundlagen und Methoden sowie deren Anwendung am Beispiel der Fernstraßenplanung.- Erich Schmidt (Beiträge zur Umweltgestaltung: A 97), Berlin: 510 S.
- SCHMIDT, A. (1995):  
Landschaftsplanung.- In: AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG (ARL, Hrsg.): Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover: 609-615.
- SCHNITTLER, M. & G. LUDWIG (1996):  
Zur Methodik der Erstellung Roter Listen.- Schr.-R. f. Vegetationskde. 28: 709-739.
- SCHNITTLER, M.; G. LUDWIG; P. PRETSCHER & P. BOYE (1994):  
Konzeption der Roten Listen der in Deutschland gefährdeten Tier- und Pflanzenarten: unter Berücksichtigung der neuen internationalen Kategorien.- Natur und Landschaft 69 (10): 451-459.
- SCHUBERT, R. (Hrsg., 1991):  
Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen.- 2., überarb. Aufl., G. Fischer, Stuttgart: 338 S.
- SCHULZE, E.-D. & H.A. MOONEY (Eds., 1993):  
Biodiversity and ecosystem function.- Springer (Ecol. stud.; 99), New York: 525 S.
- SPANG, W. D. (1992):  
Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen.- Natur und Landschaft 67 (4): 158-161.
- SSYMANK, A.; U. RIECKEN & U. RIES (1993):  
Das Problem des Bezugssystems für eine Rote Liste Biotope: Standard-Biotoptypenverzeichnis, Betrachtungsebenen, Differenzierungsgrad und Berücksichtigung regionaler Gegebenheiten.- Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch 38: 47-58.
- STACHOWIAK, H. (1994):  
Planung.- In: SEIFFERT, H. & G. RADNITZKY (Hrsg.): Handlexikon der Wissenschaftstheorie. 2. Aufl., Ehrenwirth, München: 262-267.
- THOSS, R. (1995):  
Indikatoren.- In: AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG (ARL): Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover: 472-475.
- TREPL, L. (1988):  
Gibt es Ökosysteme?- Landschaft + Stadt 20 (4): 176-185.
- TUCKER, G.M. & M.F. HEATH (1994):  
Birds in Europe: their conservation status.- U. K. BirdLife

International (BirdLife Conservation Series; 3), Cambridge: 600 pp.

TÜXEN, R. (1937):  
Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands.-  
Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. Nieders. 3: 1-170.

VOGEL, K.; B. VOGEL; G. ROTHaupt & E. GOTT-  
SCHALK (1996):  
Einsatz von Zielarten im Naturschutz: Auswahl der Arten,  
Methode von Populationsgefährdungsanalyse und  
Schnellprognose, Umsetzung in der Praxis. - Naturschutz  
und Landschaftsplanung 28 (6): 179-184.

WALLASCHEK, M. (1995):  
Untersuchungen zur Zoozoölogie und Zönotopbindung  
von Heuschrecken (Saltatoria) im Naturraum "Östliches  
Harzvorland".- Articulata-Beiheft 5, Erlangen: 1-153.

WALTER, R; H. RECK; G. KAULE; M. LÄMMLE; E.  
OSINSKI & T. HEINL (1998):  
Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren  
für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-  
Württemberg: Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum  
Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Würt-  
temberg.- Natur und Landschaft 73 (1): 9-25.

WEIDEMANN, H.J. (1995):  
Tagfalter: Beobachten, bestimmen.- 2., völlig neu bearb.  
Aufl., Naturbuch, Augsburg: 659 S.

WIEGLEB, G. (1997):  
Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung.-  
Z. Ökol. Naturschutz 6: 43-62.

WILLMANN, O. (1989):  
Ökologische Pflanzensoziologie-. 4., überarb. Aufl,  
Quelle u. Meyer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschen-  
bücher; 269), Heidelberg/Wiesbaden: 382 S.

WISSEL, C. (1995):  
Ökologische Modelle.- In: KUTTLER, W. (Hrsg.): Hand-  
buch zur Ökologie. 2., rev. Aufl., Analytica (Handbücher  
zur angewandten Umweltforschung), Berlin: 251-257.

**Anschrift des Verfassers:**

Dipl.-Ing. Wolfgang Zehlius-Eckert  
Silberbachstraße 9  
D-79100 Freiburg

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1998

Band/Volume: [8\\_1998](#)

Autor(en)/Author(s): Zehlius-Eckert Wolfgang

Artikel/Article: [Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung 9-32](#)