

Die Bedeutung von biozöologischen Untersuchungen für die naturschutzfachliche Bewertung von Landschaftsausschnitten

von Anselm Kratochwil und Angelika Schwabe

1. Einführung

Eine Vielzahl von Publikationen hat, nachdem die Einbeziehung floristischer und vegetationskundlicher Daten zumindest bei großmaßstäblichen Planungen zum Standard gehört, die Bedeutung auch ökologisch-faunistischer/tierökologischer Daten herausgestellt (z.B. Reck 1996, Riecken 1996). Ziel hierbei muß sein, landschafts-ökologische, botanische und zoologische Charakteristika von Flächen oder Prozessen synoptisch bewerten zu können. Unbestreitbar gibt es auch eine Reihe von zoologisch wichtigen Lebensräumen, die keine Vegetation tragen, die also rein von der abiotischen Faktorenkombination und ihrer tierökologischen Bedeutung beurteilt werden müssen; darauf haben z.B. Schlumprecht und Völkl (1992) mit Recht hingewiesen. Dennoch zeigt sich für den größten Teil der z.B. bei Riecken et al. (1994) aufgeführten gefährdeten Biotoptypen des Binnenlandes (n = 502), daß 432 (= 86 %) dieser Lebensräume durch Vegetation geprägt sind (s. dazu auch Kap. 4.2.3). So kann in der Mehrzahl der Fälle auch für zoologisch wichtige Lebensräume eine Typisierung über diese Biotoptypen mit ihrer Vegetation erfolgen. Dies muß aber keinesfalls bedeuten, daß Grenzen von Vegetationseinheiten mit Tierhabitaten vollständig übereinstimmen, sondern es gibt verschiedenste Möglichkeiten von der absoluten Koinzidenz bis zur fehlenden Koinzidenz. Die Vegetation bietet u.a. eine Möglichkeit der Definition homogener Probenflächen für tierökologische Probenahmen. Die synoptische Betrachtung landschafts-ökologischer, botanischer und zoologischer Aspekte für planungsrelevante Untersuchungen haben wir als „biozöologisch-landschaftsökologischen Ansatz“ bezeichnet (Kratochwil und Schwabe 1993). Dieser Ansatz ist nur erfolgversprechend, wenn man im zoologischen Bereich nicht den Anspruch hat, komplette Biozönosen bearbeiten zu wollen, sondern man muß

hier nach dem „Leit- und Zielarten-Konzept“ vorgehen und dies auf die richtigen Artengruppen anwenden (Kratochwil 1989 a, 1991 a, 1996). Der Ansatz kann ergänzt werden durch biozöologische Untersuchungen „vom Tier aus“ oder „von der Pflanze aus“. Auch hierbei sollten die Untersuchungsflächen (wenn sie vegetationsgeprägt sind) von der Vegetation her klassifiziert werden. Beispiele für ein solches artenbezogenes Vorgehen sind die Braunkehlchen-Arbeit von Oppermann (1987), die über die Zippammer von Schwabe und Mann (1990) oder Untersuchungen von Blütenbesuchern bezogen auf ausgewählte Pflanzenarten (z.B. Kratochwil 1988 a). Das Gesamtgebiet der Biozöologie wird von uns an anderer Stelle vorgestellt (Kratochwil und Schwabe i. Dr.).

Im folgenden seien zunächst einige Definitionen zu den Begriffen „Landschaft“, „Landschaftliches Leitbild“, „Leitarten“ und „Zielarten“ vorangeschickt. Im Anschluß daran stellen wir Bewertungskonzeptionen vor und präzisieren einzelne Bewertungskriterien. Aufbauend auf dem biozöologisch-landschaftsökologischen Ansatz und dem Zielarten-Konzept, die beide charakterisiert werden, soll anhand von 6 verschiedenen Fallbeispielen ihre Anwendung dargestellt werden.

2. Definitionen

2.1 „Landschaft“ und „Landschaftliches Leitbild“

2.1.1 Zum Landschaftsbegriff

Buchwald (1996) definiert Landschaft als „Qualität eines Teilraumes der Erdoberfläche unter Einschluß aller bebauten Flächen“ und betrachtet den Menschen als Teil des Gesamtsystems „Landschaft“. Bei allen Schwierigkeiten, die einer wissenschaftlichen Landschaftsdefinition anhaf-

ten, z.B. durch die ästhetisch begründete Vorstellung einer harmonischen, weiten Landschaft im Sinne von „scenery“ (s. dazu z.B. Haber 1996), muß damit im planungsorientierten Bereich umgegangen werden. Wir definieren in Anlehnung an Buchwald (1996) und Forman (1995):

„Eine Landschaft ist ein Teilraum der Erdoberfläche, der durch ein Mosaik lokaler und sich wiederholender Ökosysteme mit ihren Biozönosen sowie Ökosystem-Komplexen aufgebaut wird. Dieses Mosaik ist strukturell und funktionell gekennzeichnet. Der Mensch mit seinen Siedlungs- und Nutzungsflächen ist Teil des Gesamtsystems.“

Bausteine der Landschaft sind als kleinste raumbezogene Ausschnitte mit einer „Quasi-Homogenität“ die „Physiotope“ (= „Geotope“) oder „Landschaftselemente“ (Forman 1995). Hier kann es sich z.B. um Felskomplexe, Fließgewässer, größere Quellmulden u.a. handeln; dies sind die Einheiten z.B. für Vegetationskomplex-Aufnahmen (s.u.). Die Physiotope stellen die Grundbausteine der Landschaft dar. Den Begriff „Ökotoptop“ verwenden wir in Übereinstimmung z.B. mit Schaefer (1992) wegen seiner Mehrdeutigkeit nicht.

2.1.2 Zum „Landschaftlichen Leitbild“ im weiteren Sinne

Nach Finck et al. (1993) beschreibt ein Leitbild einen Zustand, der für eine bestimmte Region angestrebt wird. Es können hierbei verschiedene räumliche Dimensionen (z.B. „Landschaftliche Leitbilder“) und „Sektorale Leitbilder“ (gesellschaftliche, naturschutzfachliche u.a.) unterschieden werden.

Maßnahmen im Naturschutz setzen die Existenz bestimmter regional differenzierter „Landschaftlicher Leitbilder“ im Sinne von Plachter (1992) voraus (s. dazu auch Haemisch und Kehmann 1992, Finck et al. 1993, Reich 1994). In einem Abwägungsprozeß werden nach Finck et al. (1993) gesellschaftliche Möglichkeiten (Akzeptanz, Finanzen) und naturschutzfachliche Forderungen angenähert; dies führt zur Formulierung eines „Regionalen Leitbildes“. Die Formulierung regionaler „Landschaftlicher Leitbilder“ für die Entwicklung des wünschenswerten Zustandes eines Gebietes ist ein komplizierter Prozeß. Nach Kiemstedt (1991) kann ein „Landschaftliches Leitbild“ im engeren Sinne (allgemeine Zielvorgaben) in konkrete „Leitlinien“ und dann wiederum präzisiertere „Umwelt-

qualitätsziele“ sowie verbindliche Zielvorgaben als „Umweltqualitätsstandards“ untergliedert werden (Abb. 1).

Das „Landschaftliche Leitbild“ orientiert sich:

- an naturwissenschaftlichen Grundlagen, indem es das naturräumliche Potential und die besonderen Eigenarten der standortkundlichen Verhältnisse herleitet, z.B. mit dem Konzept der „potentiellen natürlichen Vegetation“ (pnV) oder der „potentiellen natürlichen Biozönose“ (pnB); zur pnV s. z.B. *Wilmanns* (1993), *Dierschke* (1994). Dies ist eng verbunden mit naturschutzfachlichen Beiträgen, die bestimmen, welche Biotoptypen erhalten, entwickelt oder renaturiert (restituiert) werden sollen; s. Tab. 1;
- an der kulturhistorischen Entwicklung einer Landschaft;
- an den gesellschaftlichen Leitbildern, z.B. den Werthaltungen der Menschen. Diese entscheiden auch über die Akzeptanz von Umweltqualitätszielen (s.u.).

Landschaftliche Leitbilder können auch differenziert werden (nach *Plachter* und *Reich* 1994), z.B. in:

- Historische Leitbilder (Landschaft).
- Ästhetische Leitbilder (Mensch)
- Biotische Leitbilder (Arten, Biozönosen)
- „Natur“-Leitbilder (ungestörte Natur)
- Abiotische Leitbilder (Wasser, Boden, Luft)
- Nutzungs-Leitbilder (Stoff- und Energieflüsse).

Leitlinien stellen erste räumlich konkretisierte Zielvorgaben dar (*Wiegleb* 1997), die jedoch noch weitgehend subjektiv sind und bei denen es an einer weiteren Abstimmung in größerem Kontext in diesem Stadium mangelt. Sie haben jedoch häufig eine wichtige Sensibilisierungsfunktion. Umweltqualitätsziele hingegen sollen im Sinne von *Kiemstedt* (1991) bereits die Zielvorstellungen der Gesellschaft widerspiegeln; Zielzustände z.B., die eine mittelbare und unmittelbare langfristige Schädigung des Menschen und seiner Umwelt (Tiere, Pflanzen, Naturgüter) vermeiden und die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes gewährleisten. Umweltstandards (Umweltqualitätsstandards) umfassen umweltpolitische, auf fachwissenschaftlicher Datenbasis festgelegte Zielvorgaben und vorgegebene Handlungsrahmen, in denen eine Vermeidung von Umweltbelastungen gewährleistet erscheint.

Tab. 1: Naturschutzfachliche Beiträge zur Leitbild-Definition (Auswahl).

Analyse der Vegetation	Analyse der Biozönosen/ Biotope	Forderungen aus naturschutzfachlicher Sicht, Umweltqualitätsziele (Beispiele)
potentielle natürliche Vegetation (pnV)	potentielle natürliche Biozönose (pnB); Herleitung von „potentiellen Indikatorarten“ bezogen auf Biotope	naturnahe Gebiete, die der Konstruktion von pnV/ pnB entsprechen, sind vorrangig zu erhalten; Formulierung von „natürlichen/ naturnahen Leitbildern“
Ersatzgesellschaften an „Störstellen“	Biozönosen/ Biotope an „Störstellen“	Erhaltung von dynamischen Prozessen (z.B. Windwürfe, Tothholzsukzession u. a.)
aktuelle Vegetation	aktuelle Biozönose bezogen auf Biotope (Indikationsprinzip)	gewachsene Kulturlandschaften mit Randstrukturen sind vorrangig zu erhalten
entwickelbare, zu restituierende Vegetation	entwickelbare, zu restituierende Biozönosen/ Biotope	Restitution von Flächen der Intensivlandwirtschaft, Restitution von Fließgewässern mit Regelausbau u. a.

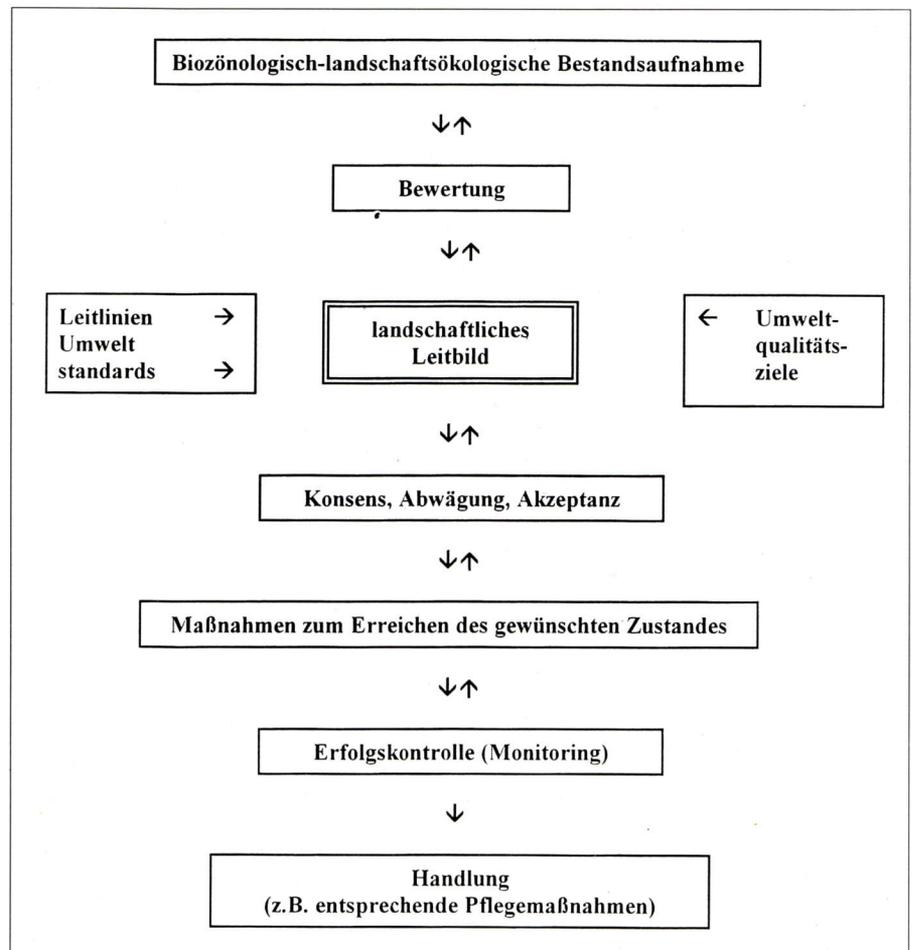


Abb. 1: Beziehungen zwischen „Landschaftlichem Leitbild“ und den wissenschaftlichen und naturschutzfachlichen Beiträgen.

Letztlich erfordert die Definition eines bestimmten Leitbildes die Abwägung verschiedener Interessen, die in der Festlegung der Ausdehnung und Qualität des in einem Naturraum zu fördernden Landschaftspotentials münden müssen: Umfang und Art z.B. von Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsbereichen, von primär forstlicher und landwirtschaftlicher Nutzung oder Naturschutzflächen, andererseits aber auch die Möglichkeiten der Umsetzbarkeit in politischer, gesellschaftlicher und instrumenteller Hinsicht. Auf jeder dieser Ebenen ist nach Abschluß der Datenerhebung eine Bewertung notwendig.

Uns geht es hier um die Bereiche der „ökologischen Vorrangflächen“ mit ihren bezeichnenden Pflanzen- und Tierarten in den jeweiligen Populationsgrößen und in ihrer charakteristischen Artenverbindung (Biozönosen) sowie in ihrem Wirkungsgeschehen (Ökosysteme). Landschaften und Landschaftsausschnitte spiegeln besonders in Mitteleuropa nicht nur die naturräumlichen und arealgeographischen und damit auch floren- und faunengeschichtlichen Gegebenheiten einer Region wider, sondern – wenige Ausnahmen ausgeschlossen – vor allem auch den menschlichen Einfluß (Mensch-Umwelt-Systeme).

Im Rahmen der hier vorgestellten Beispiele berücksichtigen wir folgende Aspekte:

- Artenschutz (Leitarten, regionale Charakterarten, seltene und gefährdete Arten, Schlüsselarten, Indikatorarten)
- Biozönosenschutz
- Landschaftsschutz.

Auch funktionelle Zusammenhänge, wie z.B. die Betrachtung dynamischer Prozesse, gehören zum biozöologischen Ansatz.

Die Festlegung eines bestimmten Leitbildes ist kein einmaliger Prozeß. Eine große Bedeutung hat hierbei die Erfolgskontrolle („Monitoring“); s. Abb.1. Wir verstehen hierunter die kontinuierliche „Kontrolle“ darüber, ob „Realität“ und „Leitbild“ noch miteinander übereinstimmen. Korrekturen können z.B. über entsprechende Pflegemaßnahmen erfolgen. Gerade die Dauerbeobachtung soll zeigen, ob die Einschätzung des Leitbildes realistisch war.

2.2 Leitarten

Der Begriff „Leitart“ wird von uns im folgenden Sinn (z.T. nach Flade 1994 und

Schultz und Finch 1995 verwendet):

„Leitarten sind solche, die in einem Lebensraum/-komplex oder wenigen Lebensräumen (einschließlich Lebensraum-Komplexen) signifikant höhere Stetigkeiten und oft auch höhere Abundanzen erreichen als in allen anderen Lebensräumen/ Lebensraum-Komplexen. „Zoologische Leitarten“ finden in diesen von ihnen präferierten Lebensräumen/Lebensraum-Komplexen die notwendigen Ressourcen und Requisiten wesentlich häufiger und vor allem regelmäßiger als in allen anderen Gebieten. Diese Lebensräume/Lebensraum-Komplexe müssen regional betrachtet werden (regionale Stenökologie von Organismen)“.

Leitarten gibt es auf verschiedenen Komplexitätsstufen (Beispiele):

- für Kleinlebensgemeinschaften (z.B. Leitarten von Totholz bestimmten Vermorschungsgrades)
- für größere abiotische Strukturen (z.B. offene Sandflächen) und definierbare einzelne Vegetationseinheiten
- für Vegetationskomplexe/Biotopkomplexe (ein Physiotoptyp)
- für Physiotoptyp-Komplexe (Landschaftsausschnitte)
- für Großlandschaften (z.B. borealer Nadelwald mit Mooren, stehenden Gewässern und ihren Uferzonen).

Der Begriff „Leitart“ steht nicht synonym für „Bioindikator“, da ja kein spezifisches Faktorengeschehen wiedergegeben wird. Erst eine Koinzidenzanalyse kann wahrscheinlich machen, daß ein bestimmter Organismus nicht nur eine Leitart von z.B. basiphytischen Mesobromion-Lebensräumen ist, sondern auch ein Bioindikator für trocken-heiße basenreiche Standorte.

Man darf den Begriff „Leitart“ auch nicht synonym zu „Charakterart“ verwenden, er könnte allenfalls mit dem Begriff der „regionalen Charakterart“ synonymisiert werden. Solche „regionalen Charakterarten“ sind bei der Klassifikation von Vegetationseinheiten oft gut abgrenzbar. Charakterarten sind sehr eng an eine pflanzensoziologische Einheit (Klasse, Ordnung, Verband, Assoziation) gebunden. Eine strikte Bindung kommt im Tierreich zwar vor, in der Regel entspricht ein Leitarten-Modell jedoch eher den Lebensraum-Bindungen vieler Tierarten.

Der Begriff der „Leitart“ wurde bereits von älteren Autoren in ähnlichem Sinne

verwendet, so z.B. von Gradmann (1900) für „Leitpflanzen der Steppenheide“ in der Schwäbischen Alb und von Bergmann (1951), der von „Leitpflanzen“ und von „Leitfaltern“ z.B. im mitteldeutschen Trockengebiet spricht. Er ist inhaltlich gleich mit dem von Thiene-mann (1941) geprägten Begriff der „zöno-bionten Arten“ (s.u.).

Leitarten-Gruppen aus verschiedenen Taxozönosen (Tier- und Pflanzenarten) können die oben benannten verschiedenen Komplexitätsstufen indizieren; diese Gruppen geben bereits eine „zöologische Struktur“ wieder.

2.3 Zielarten

Unter einer Zielart bzw. Zielarten-Gruppe verstehen wir Arten (Artengruppen), deren Erhaltung aus Naturschutzsicht besonders erwünscht ist (stark gefährdete Arten, in besonderer Weise Lebensraumtypische Arten, Schlüsselarten u.a.); s. Kratochwil (1989a).

Folgende weitere Kriterien sollten oder können für Zielarten zutreffen:

- Zielarten bzw. Zielarten-Gruppen charakterisieren in besonderer Weise bestimmte Biozönosen und Landschaften (regionale Charakterarten, regionale Charakterarten-Gruppen).
- Zielarten sind gleichzeitig auch Leitarten und damit Elemente des „Landschaftlichen Leitbildes“. Leitarten hingegen müssen keine Zielarten sein. Wenn in einem teilverbuschten Halbtrockenrasen eher die Offenland- oder eher die Gebüsch-Leitarten gezielt gefördert werden sollen, ist dies eine Entscheidung für eine bestimmte Zielarten-Gruppe.
- Zielarten können in manchen Fällen auch Schlüsselarten sein. Man versteht hierunter Arten mit einer wichtigen Funktion in einer Biozönose, solche, die eine „Schlüsselrolle“ im Ökosystem einnehmen.

Die Entscheidung über die Förderung bestimmter Zielarten, z.B. in gepflegten Naturschutzgebieten, fordert eine naturschutzfachliche Abwägung mit den in Kap. 3 angeführten Bewertungskriterien, und stellt deshalb ein normativer Prozeß dar. Eine Frage könnte z.B. sein:

- Sollen an einem Flußufer z.B. Käferarten der offenen Ufer gefördert werden oder die einer gewässerbegleitenden Staudenflur?

3. Bewertungskriterien

3.1 Konzeptionen

Im Zusammenhang mit Naturschutz- und Eingriffsplanungen müssen Biozöosen/ Ökosysteme und ganze Landschaftsausschnitte bewertet werden. Es zeigte sich in den letzten Jahren mehr und mehr, daß von planerischer Seite entwickelte Konzepte („ökologische Risikoanalyse“, „Nutzwertanalyse“, z.B. referiert bei *Plachter* 1994) zur Bewertung allein nicht ausreichen. Die Bewertung selbst ist zwar normativ und unterliegt somit nicht allein naturwissenschaftlichen Kriterien, die verwendeten Kriterien lassen sich jedoch in großen Teilen naturwissenschaftlich transparent machen und z.B. mit ethischen Gesichtspunkten verknüpfen. In jedem Falle sollten bei einer Bewertung verschiedenste Parameter zugrunde gelegt werden; eine Verknüpfung und „Verrechnung“ dieser Parameter miteinander ist jedoch wissenschaftlich kaum vertretbar.

Bewertungen kann man nur vornehmen, wenn Vergleiche möglich sind. Um vergleichen zu können, ist eine Typisierung von Flächen auf verschiedenen Hierarchie-Ebenen notwendig. Daraus ergibt sich, daß nicht punktuell auf der Ökosystem-Ebene umfassend gearbeitet werden kann, sondern in der Regel auf der Arten-, sektoralen Biozöosen- und Physiotopebene und zwar vergleichend. So muß eine Basisdisziplin für Bewertungen im Naturschutz die „Vergleichende Lebensraum- und Biozöoseforschung“ sein.

Plachter (1994) fordert eine Bewertung auf der Typus-Ebene mit den Hierarchie-Ebenen (Abb. 2):

- Arten
- Flächen, die von einem einheitlichen Ökosystemtyp eingenommen werden (dem zugeordnet: Kleinhabitat)
- Landschaftsausschnitte.

Neben den Typus-Ebenen gibt es Typus-Parameter wie Seltenheit, Gefährdung u.a. Davon zu unterscheiden ist die Ebene der Naturelemente, d.h. die lokale Ausprägung z.B. eines Ökosystems an einer bestimmten Lokalität (Objekt-Ebene nach *Plachter* 1994). Die Trennung von Typus-Ebene und der Vergleich von lokalen Ausprägungen bezogen auf Typen ist eine Forderung, die in jedem Falle durchgeführt werden muß, da nur Flächen der jeweils selben Grundgesamtheit miteinander verglichen werden können.

Bewertung von Arten

Häufig wird ein auf Arten bezogener Bewertungs-Ansatz verfolgt. *Bezzel* (1980) schlägt z.B. für eine Bewertung von Brutvogelarten in Bayern eine Kombination von Arealgröße, Verteilung, Bestandesgröße und Abundanzdynamik (jeweils bezogen auf das Bundesland) vor. Er kommt zu relativen Zahlenwerten der Seltenheit, z.B. mit Rohrdommel, Nachtreiher und Wiesenweihe in Spitzenposition.

Bewertung von Flächen

Typisierungen sind möglich über die Kombination von Vegetationstypen und abiotischen Elementen, die durch die Vegetation nicht indiziert werden (z.B. vegetationsfreie Geröllflur). Einen Vorschlag, der diese beiden Elemente enthält, bietet die „Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland“ (*Riecken et al.* 1994), die von *Ssymank* fundiert vegetationsstypologisch bearbeitet wurde. Bewertungen auf der Basis von nur sehr grob typisierten Ökosystemen (Wald, Naßwiese usw.) sind in der Regel nicht sinnvoll (s. Kap. 4.1) oder können nur den Charakter einer vagen Typisierung haben.

Vielfach wird man bei regionalen Vergleichen stärker spezifizieren müssen und z.B. eine Typisierung mit Hilfe von Untertypen der Assoziationen (wiederum kombi-

niert mit abiotischen, nicht-vegetationsindizierten Strukturen) machen (z.B. Heidelbeerreiche Untergesellschaft des sauren Moderhumus-Buchenwaldes = Luzulo-Fagetum vaccinietosum myrtilli, mit Totholzanteilen, kleinen vegetationsfreien, besonnten Felspartien u.a.). In diesem Fall zeigt die Vegetation bereits eine Fülle von abiotischen/edaphischen Charakteristika und zu erwartende zoözoologische Merkmale an.

Bewertung von Landschaftsausschnitten

Landschaftsausschnitte, die aus naturschutzfachlicher Sicht besonders wichtig sind, können bisher nur mit Methoden bewertet werden, die noch nicht völlig etabliert sind. Wegen der notwendigen typologischen Vergleiche sind großangelegte landschaftsökologische „Meßgärten“ auf Ökosystemebene (s. z.B. *Leser* 1997) nur für spezielle Fragestellungen einsetzbar. Als Verfahren bietet sich z.B. die Vegetationskomplex-Analyse kombiniert mit zoözoologischen Leitarten-Gruppen an (s. Kap. 4.2.2). Auch die Nutzungsmuster des Menschen können umfassend in einer Vegetationskomplex-Analyse dargestellt werden, wie dies z.B. gerade in einer Modellstudie von *Deil* (1997) erarbeitet wurde, der Agrarlandschaften in Südspanien und Marokko großräumig mit den Methoden der Vegetationskomplex-Analyse studiert hat.

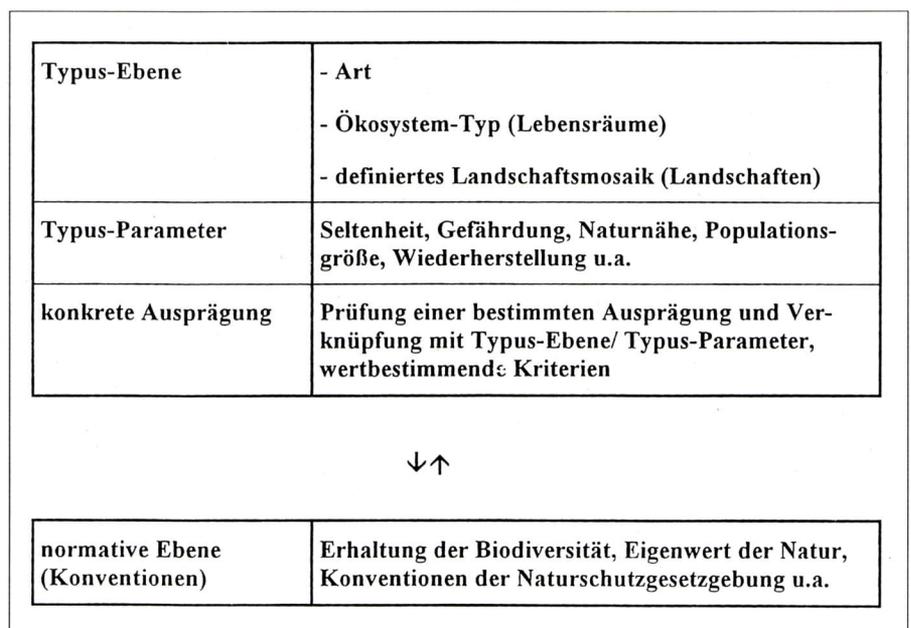


Abb. 2: Bewertung auf der Typus-Ebene; zusammengefaßt in Anlehnung an *Plachter* (1994).

Tab. 2: Gebräuchliche Bewertungskriterien (s. Reck 1993, Usher und Erz 1994, erweitert). Die Reihenfolge stellt keine Gewichtung in der Bedeutung der einzelnen Kriterien dar (in Klammern: ausreichende Informationen hierüber fehlen in der Regel).

	Arten	Lebens- gemein- schaften	Komple- xe von Leb.gem.
Naturwissenschaftliche Kriterien			
⇒ Seltenheit	X	X	X
⇒ Gefährungsgrad	X	X	X
⇒ starker Rückgang, starke Gefährdung	X	X	X
⇒ ausreichende Flächengrößen/ Populationsgrößen	X	X	X
⇒ geographische Grenzlage	X	X	X
⇒ große wissenschaftliche Bedeutung	X	X	X
⇒ hohe versus geringe Vielfalt (Diversität)	X	X	X
⇒ hohe Empfindlichkeit	X	X	[X]
⇒ Schlüsselbedeutung für den Naturhaushalt	X	[X]	[X]
⇒ floren-, vegetationskundl., faunengeschichtl. Bedeutung	X	X	X
⇒ besondere Naturraum-spezifische Ausbildung		X	X
⇒ Naturnähe		X	X
⇒ besondere(s) Sukzessionsstadium, -stadien		X	X
⇒ Repräsentanz, Repräsentativität		X	X
⇒ fehlende „Ersetzbarkeit“ und Restitutionsmöglichkeit		[X]	[X]
⇒ typisches Arteninventar		X	
⇒ typisches Inventar von Pflanzengesellschaften			X
⇒ vollständige Komplexbildung			X
⇒ Bedeutung für die landschaftstypische Vielfalt			X
Nicht-naturwissenschaftliche Kriterien			
⇒ kulturhistorische Bedeutung			
⇒ archäologische Bedeutung			
⇒ ästhetische Bedeutung			
⇒ pädagogischer Wert (Umweltbildung)			
⇒ hoher Erlebniswert u.a.			

Kombinierte Verfahren

Als optimale Grundlage für die Aufnahme naturwissenschaftlicher Grunddaten für eine Bewertung ist die Kombination von weitgehend vollständiger Erfassung auf einer möglichst einfach zu erhebenden Ebene mit „integrativen“ Eigenschaften (indikatorische Verfahren) zu fordern. Ein vollkommen holistischer Ansatz ist bei biozöologischer Betrachtung in kaum einem Fall auch nur annäherungsweise möglich. Somit werden im Bewertungsverfahren folgende Ebenen berücksichtigt:

- die Vegetation als integrierender Komplex der Biozönose mit Zeigereigenschaften für eine Fülle von abiotischen Merkmalen
- spezifische Indikatoren.

Auf der Ebene der Indikatoren ist zwischen Klassifikations- und Zustandsindikatoren zu unterscheiden:

Klassifikations-Indikatoren

Klassifikations-Indikatoren sind im Falle der Differenzierung von Pflanzengesellschaften problematisch und auch unnötig, da Pflanzengesellschaften mit geringer Mühe auch auf ihre vollständige Artengarnitur hin überprüft werden können. So sind z.B. vielfältig ausgebildete Sand-Trockenrasen durchaus auch an Sekundärstandorten wie z.B. Bahndämmen vertreten (z.B. mit *Stipa capillata*), das Gesamt-Arteninventar hat jedoch dort einen hohen Anteil an Ruderalisierungszeigern. Bei der Zoozönose ist immer eine sektorale Betrachtung notwendig;

weitgehend vollständig erfaßte Taxozönosen sollten hier mit ausgewählten Klassifikations-Indikatoren kombiniert werden.

Zustands-Indikatoren

Zustands-Indikatoren können Belastungen oder Nutzungen (z.B. auch Grundwasserstände) anzeigen (z.B. Hypertrophie-Zeiger, Feuchtezeiger). Die Feuchtezahlen von *Ellenberg et al.* (1991) für Pflanzenarten sind z.B. im Grünland gut einsetzbar.

In einem letzten Schritt ist dann die Verknüpfung von naturwissenschaftlichen Daten mit bestimmten normativ und als Konventionen gesetzten Werten zu vollziehen.

Bei allen Bewertungen ist zu bedenken: Die Typisierung ermöglicht, daß wirklich dieselben Typen verglichen werden.

Im psycho-/soziokulturellen-ethischen Bereich hat jedoch jede Quantifizierung ihre Grenzen; das für viele Menschen Wesentliche wird oft dabei nicht erfaßt. *Gigon und Gigon-Fehér* (1985) stellen fest: „Insgesamt ist es wenig sinnvoll bis kontraproduktiv, den Wert von zu schützenden Arten oder Lebensgemeinschaften in das System der quantifizierbaren, ökonomischen, materialistisch-utilitaristischen Werte einpassen zu wollen (Inkommensurabilität der Wertsysteme).“ Sie vergleichen dabei z.B. den nicht quantifizierbaren Wert von unbelebten Kulturgütern (z.B. Bauwerken) mit lebenden Kultur-„Gütern“ wie z.B. Halbtrockenrasen-Landschaften.

3.2 Spezielle Kriterien

Die gebräuchlichten Bewertungskriterien sind in Tab. 2 zusammengefaßt (s. dazu auch *Reck 1993, Erz und Usher 1994*). Für die Bewertung von Flächen liegt ein Entwurf der „Vereinigung umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschlands – VUDB“ vor (*Reck 1996*). In Tab. 3 sind die bei *Reck (1996)* angesprochenen Bewertungskriterien in leicht veränderter Form zusammengefaßt.

Im Rahmen des Kriteriums „Vielfalt“ (Arten- und Lebensraum-Diversität) ist zu beachten, daß bei manchen Lebensraumtypen Vielfalt positiv, bei anderen (z.B. Hochmoore) jedoch negativ (Kriterium der Störung) zu bewerten ist. Oft ist es notwendig, ein Leitbild der möglichst großen Naturnähe einzubeziehen und die-

Tab. 3: Grundsätze für die Bewertung von Flächen nach einem Entwurf des „Vereins umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschlands“ (VUBD); nach Reck (1996) leicht verändert.

<p>a) Beurteilung realer Bestand</p> <ul style="list-style-type: none"> - Vorkommen und Häufigkeit schutzwürdiger Arten - Vollständigkeit/ Repräsentativität standortheimischer Artengemeinschaften* - Vielfalt landschaftstypischer Artengemeinschaften <p>* Auswahl von Artengruppen, deren Arten wesentliche Ansprüche der Zönosen repräsentieren</p>
<p>b) Beurteilung der potentiellen Bedeutung</p> <ul style="list-style-type: none"> - Zahl, Größe, räumlich Konfiguration von Standorten und Biotopen - Alter von Standorten und/ oder Biotopen - Naturnähe - Besiedlungspotential durch Arten der Umgebung
<p>c) Beurteilung von Eingriffen</p> <ul style="list-style-type: none"> - Reaktionen von Populationen wertgebender Arten - Reaktionen von Standorten und ihren Biozönosen mit potentieller Bedeutung - Veränderung vom Lebensraum-Angebot
<p>d) Beurteilung von Vermeidbarkeit/ Minderbarkeit/ Kompensation</p> <ul style="list-style-type: none"> - Wiederherstellbarkeit von Lebensräumen/ Besiedelbarkeit - Ansprüche betroffener Arten und ihren Populationen - Möglichkeiten der Realisierung
<p>e) Beurteilung der Erfüllung von Naturschutzzielen</p> <ul style="list-style-type: none"> - Erfüllungsgrad definierter Umweltqualitätsziele und -standards - Arten-Fehlbeträge

ses in Hinblick auf die Diversität zu eichen. Dies bedeutet, daß Modelle notwendig sind für möglichst ungestörte, naturnahe Ausbildungen des jeweiligen Ökosystems mit ihren jeweiligen Diversitätswerten. Im folgenden seien einige Beispiele solcher „Natürlicher Leitbilder“ vorgestellt.

Natürliches Leitbild: niedrige Arten- und Lebensraum-Vielfalt

■ **Hochmoor-Komplexe** (s. dazu auch *Wilmanns* und *Dierßen* 1979)

Hochmoore sind durch eine geringe Arten-Diversität spezifischer Arten charakterisiert. Innerhalb der Bezugseinheit „Hochmoor-spezifisch“ kann in engen Grenzen eine höhere Lebensraum-Diversität positiv sein, z.B. das Vorhandensein von Regenwasser-gespeisten Hochmoor-kolken. In verschiedenen Fällen ist es auch als posi-

tiv einzustufen, wenn z.B. intakte Hochmoor-Komplexe von blütenreichen Mollnien/Hochstaudenfluren umgeben sind, da sie z.B. wichtige Nektarpflanzen Hochmoor-spezifischer Falterarten beherbergen, z.B. für den Hochmoor-Perlmutterfalter *Boloria aquilonaris* (Nymphalidae) und den Hochmoor-Gelbling *Colias palaeno* (Pieridae).

■ **Naturnahe, waldbestockte Bachläufe**

Naturnahe, waldbestockte Bachläufe weisen in der Regel eine geringere Pflanzenarten- und Vegetationstypen-Diversität auf als mäßig anthropogen überprägte. Auch können bei naturnahen Bachläufen dieselben Werte erreicht werden wie bei übermäßig stark anthropogen überprägten Fließgewässern (*Schwabe* 1987). Die Tierarten-Mannigfaltigkeit im Fließgewässer hängt u.a. von dem vorhandenen Choriotop-Gefüge ab (*Braukmann* 1987); es muß

demnach keine Koinzidenzen mit der Diversität der Vegetation geben.

■ **Salzrasen am Rande des Wattenmeeres**

Auch hier herrscht geringe Diversität vor. Bei Nährstoff-Akkumulationen entstehen „Prielrandbedingungen“ und die Arten- und Vegetationstypen-Werte erhöhen sich. Auch bei anthropogenen Störungen (z.B. Sodenabstich) steigt die Diversität.

Natürliches Leitbild: hohe Tierarten-/Kleinlebensraum-Diversität, geringe Diversität Höherer Pflanzen

■ **Löß-Hohlwege, Lockermaterial-Steilküsten / Steilufer**

Verschiedentlich zeigen einzelne Lebensräume hohe Tierarten-Diversität, aber geringe Diversität an Höheren Pflanzenarten, z.B. im Falle von Löß-Hohlwegen, Lößkannten oder Lockermaterial-Steilküsten sowie Steilufern (Grundmoräne an der Ostsee, Lößgebiete). Wesentliche Nahrungsressourcen liegen für viele der dort vorkommende Tierarten außerhalb dieses Lebensraumes, die Bedeutung als Nist- oder Jagd-Habitat für viele Arthropoden ist jedoch besonders groß (*Miotk* 1979). Im Falle der Hohlwege kann aber die Vielfalt an Flechten (*Solorinella asteriscus*, *Endocarpon pusillum* u.a.) und Kleinmoosen (*Didymodon rigidulus*, *Aloina rigida*, *Pterygoneurum ovatum* u.a.) groß sein. Auch verschiedene Blaualgen-Arten (Vetreter der Gattungen *Nostoc*, *Oscillatoria* u.a.) kommen vor.

Natürliches Leitbild: hohe Arten- und Lebensraum-Vielfalt

■ **Halbtrockenrasen**

In Halbtrockenrasen können hohe Arten- und Kleinlebensraum-Werte in der Regel positiv bewertet werden. Ruderalisierungen mit ausdauernden Neophyten (*Solidago gigantea*, *S. canadensis* u.a.) führen in der Regel zu einem Absinken der Artenzahl.

Kleinlebensräume, auch solche, die durch den Menschen geschaffen wurden (z.B. kleinflächige Kalkschürfestellen), sind z.B. aus lepidopterologischer Sicht oft sehr günstig zu beurteilen (*Weidemann* 1989); Düngung hingegen führt zur Pflanzen- und Tierarten-Verarmung (*Kratochwil* 1989 b, *Bornholdt* und *Remane* 1993). Verbrachung bewirkt in bestimmten Lebensräumen, so z.B. in manchen Halbtrockenrasen, eine über Jahrzehnte andauernde Diversitätssteigerung (*Kratochwil*

1984, 1985), sollte aber im Sinne einer Lebensraum-Diversität nur kleinflächiger realisiert sein (s. Kap. 6.1). Durch Verbrachung eines Halbtrockenrasens kann aber auch eine Monotonisierung bewirkt werden, z.B. bei Dominanz-Vorkommen von *Brachypodium pinnatum*.

■ Borstgrasrasen-Komplexe

Auch hier sind hohe Arten- und Kleinlebensraum-Werte in der Regel positiv zu bewerten. Am Beispiel von Zippammer-Habitaten im Südschwarzwald konnte z.B. gezeigt werden, wie vielfältig diese Lebensräume sein müssen (Schwabe und Mann 1990). Eine Bewertung von Typenbezogenen Borstgrasrasen-Komplexen über eine hohe Diversität an Vegetationstypen führt zu sinnvollen Ergebnissen (Schwabe 1979).

■ Sandrasen-Komplexe

Bis zu einem gewissen Grad sind hohe Arten- und Kleinlebensraum-Werte positiv zu bewerten, doch führt eine vom Naturschutz aus oft nicht erwünschte Durchsetzung mit Neophyten und Ruderalarten (*Coryza canadensis*, *Oenothera biennis* u.a.) ebenfalls zu erhöhten Arten- und Gesellschafts-Diversitätswerten.

Natürliches Leitbild: Diversität von Funktionen / Prozessen / Erhaltung dynamischer Systeme

Dies kann z.B. an dem möglichst vielseitigen Verknüpfungsgefüge im trophischen Bereich abgelesen werden: Vorhandensein von Räuber-Beute-Konnexen, Phytophagen-Komplexen, Blütenbesucher-Gemeinschaften u.a.m. Besonderen Wert haben auch Lebensraum-Komplexe mit verschiedenen dynamischen Prozessen der Wiederbesiedlung und Sukzession, z.B. Wildfluß-Landschaften, naturnahe Bergwälder mit Gebüsch- und Offenland-Standorten (z.B. Lawinenrutschen).

4. Der biozöologisch-landschaftsökologische Ansatz

4.1 Vorbemerkungen

Sowohl bei der Bestandsaufnahme, der Situationsanalyse und Bewertung als auch beim „Monitoring“ erscheint es aus unserer Sicht sinnvoll, einen biozöologisch-landschaftsökologischen Ansatz zu verfolgen. Damit werden besonders innerhalb der sektoralen Leitbilder 2 Komplexitäts-Ebenen

berührt:

■ Arten und Artengemeinschaften (Pflanzen und Tiere): Biozönosen (mit Blick auf die jeweiligen Biotope)

■ Landschaften (Vegetation mit ihrer typischen Tierwelt): Biozönosen-Komplexe (mit Blick auf die jeweiligen Biotop-Komplexe).

Im folgenden seien zunächst einige grundsätzliche Gesichtspunkte zur biozöologischen Arbeitsweise vorangestellt. Die Methoden einer solchen Landschaftsbeurteilung sind bisher schon entwickelt worden, so daß sie mit einer Festlegung von Standards auch in der Praxis einsetzbar wären. Bemerkenswert ist bei diesem Konzept, daß landschaftsökologische, botanisch-vegetationskundliche und zoologisch-tierökologische Ergebnisse integrierend Berücksichtigung finden, ohne sich auf einer Einzelebene im Detail zu verlieren. Dies erfordert, daß auf den unterschiedlichen Bearbeitungsebenen und je nach Fragestellung nur bestimmte kompatible Detailinformationen aufbereitet werden müssen. Andererseits setzt dieses Verfahren jedoch auch erhebliche Fachkenntnisse und ein größeres Erfahrungspotential voraus.

Die biozöologisch-landschaftsökologische Analyse bereitet vor allem deshalb noch recht große Schwierigkeiten, da – von wenigen Ausnahmen abgesehen – der Raumbezug biologischer Systeme bisher nur unzureichend untersucht wurde. Lösungsmöglichkeiten bietet nur eine verknüpfende interdisziplinäre Verbindung von Biologie, Landschaftsökologie und Geographie. Mit der Geobotanik gibt es eine „Brückenwissenschaft“ zwischen Botanik und Geographie, die dem Raumbezug in besonderer Weise Rechnung trägt und deshalb auch für den Naturschutz eine Schlüsselrolle einnimmt; eine „Geozoologie“ fehlt hingegen (s. dazu *Wilmanns* 1987).

Folgende Vorteile ergeben sich bei der Anwendung des biozöologisch-landschaftsökologischen Ansatzes:

■ Eine Beurteilung sowohl kleinerer als auch größerer Gebiete ist möglich.

■ Zur Bewertung können relativ kurze Untersuchungszeiträume zugrunde gelegt werden.

■ Es ergibt sich die Möglichkeit, Tiergemeinschaften, Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe (Landschaftsausschnitte) miteinander verknüpfend zu analysieren.

■ Auf der Basis von Typisierungen können

gleiche Einheiten generalisierend behandelt werden. Dies verkürzt den Arbeitsaufwand erheblich.

Bevor der biozöologisch-landschaftsökologische Ansatz näher erläutert sei, sollen 2 Ansätze kurz besprochen und die Gründe benannt werden, warum sie bei der hier vorgestellten Vorgehensweise für Verfahren der Landschafts- und Naturschutzplanung sowie -kontrolle weniger geeignet sind: der ökosystemare Ansatz und der auf Formationen sich gründende Ansatz. Der ökosystemare Ansatz gewinnt jedoch z.B. eine Schlüsselrolle, wenn es etwa um „fehlgeleitete Stoffflüsse“ geht (Beispiele bei *Buchwald* 1996).

Der ökosystemare Ansatz

Ein ökosystemarer Ansatz kann nur in einem lokal eng begrenzten Gebiet durchgeführt werden. Die Erfassung funktionaler Zusammenhänge und die Aufschlüsselung von Stoff- und Energieflüssen ist sehr kostenaufwendig und erfordert außerdem einen großen zeitlichen und personellen Aufwand. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse ist z.T. gut möglich, wenn auf integrativem Niveau gearbeitet wird (z.B. Schadstoffe in der Nahrungskette bei Spitzenräubern). Zur Lösung landschaftsplanerischer und naturschutzrelevanter Aufgaben findet der ökosystemare Ansatz z.B. bei Stofffluß-bezogenen Fragestellungen Anwendung. In solchen Fällen hat er aufgrund seiner hohen Präzision eine große Bedeutung zur Beweissicherung (auch unter quantitativen Gesichtspunkten).

Der auf Formationen gegründete Ansatz

Sehr häufig dienen auf verschiedenen Planungsebenen, bei Bestandsaufnahmen (z.B. Biotop-Kartierungen, Umweltverträglichkeitsstudien) als Bewertungs-Einheiten Formationen (Wald, Wiese, Weide, Gebüsche, Hecken, Grasland etc.). Eine solche Charakterisierung nach dominierenden pflanzlichen Gestalttypen (auch als Grundlage für zoologische Erhebungen) hat zunächst nur eine untergeordnete Bedeutung, wenngleich Formationen aufgrund ihrer unterschiedlichen Strukturierung auch typisierbar und systematisierbar sind (*Mueller-Dombois* und *Ellenberg* 1974). Für überregionale Betrachtungen oder bei Tierarten mit weniger spezifischen Bin-

Tab. 4: Abundanz- / Mengenskala für die Aufnahme von Vegetationskomplexen (s. z.B. Schwabe und Mann 1990). Die Schätzung von Einzelgehözen erfolgt nach der differenzierten Braun-Blanquet-Skala von Barkman et al. (1964).

r	1 Kleinbestand oder Standardteilfläche
+	2-5 Kleinbestände oder Standardteilflächen
1	6-50 Kleinbestände oder Standardteilflächen
2m	mehr als 50 Kleinbestände od. Standardteilfl., Deckung <5 %
2a	Deckung 5-15 %
2b	Deckung 15-25 %
3	Deckung 26-50 %
4	Deckung 51-75 %
5	Deckung 76-100%

Obergrenze der Kleinbestände in Komplexaufnahmen:

Kryptogamen-Gesellschaften	1 m ²
Felsgrusfluren, Felsband-Ges.	1 m ²
einartige Stauden-Bestände	1 m ²
Zwergstrauch-Bestände	1 m ²
Rasen- und Saum-Gesellschaften	10 m ²
Gebüsch- und Waldgesellschaften je nach Typ	100 - 1000 m ²

dungen können sie ausreichen. Auch bei einer groß-räumigen Analyse von übergeordneten Leitarten lassen sich manchmal Gesetzmäßigkeiten feststellen (z.B. Gebüsch-Bindung von Vogelarten). Von weit aus größerer Bedeutung ist bei einer Vegetations-Charakterisierung die genaue floristische Arten-Zusammensetzung, die z.B. auch die Nährstoffverhältnisse widerspiegelt. Wie undifferenziert Formationsangaben sein können, soll folgendes Beispiel zeigen: Eine ertragreiche Intensivweide (*Lolio-Cynosuretum*) gehört wie eine trockene Glatthaferwiese (*Arrhenatheretum salvietosum*) ein und derselben Formation an. Aus Naturschutzsicht hingegen sind beide völlig unterschiedlich einzustufen.

Eine Einteilung der Vegetation nach Formationen ist somit für die Ebene der Bewertung zu grob.

Hinzu kommt, daß bei einer Zuordnung zu Formationen im Gegensatz zu definierten Pflanzengesellschaften (ebenso Vegetationskomplexen) eine Vielzahl wichtiger Informationen fehlt: So drücken sich nur in der floristischen Arten-Zusammensetzung z.B. arealkundliche, dynamische und florensgeschichtliche Gesichtspunkte aus. Aus Naturschutz-Sicht können stellen-äquivalente und konvergente Arten oder Artengemeinschaften (Isozönosen) nicht gleich gewertet werden. Sieht man von dem Bewertungskriterium der Formations-Diversität ab (Diversität in physio-

gnomischer Hinsicht), hat eine Beurteilung von Landschaftsauschnitten auf der Ebene von Formationen für Bewertungsfragen nur eine untergeordnete Bedeutung.

Somit ist festzuhalten, daß sich als Gliederungsschema oder Matrix für bioökologische Zusammenhänge am besten pflanzensoziologisch charakterisierte Einheiten (Pflanzengesellschaften bzw. Vegetationskomplexe) anbieten, es sei denn, es handelt sich um zoologisch bedeutende, vegetationsfreie (-arme) Lebensräume wie z.B. Bergbach-Abschnitte und Sandufer (s. z.B. Schlumprecht und Völkl 1992).

Das Grundmuster der auf floristischer Basis erhobenen Vegetationszusammensetzung einschließlich ihres Entwicklungspotentials charakterisiert am besten die jeweils herrschenden Standortbedingungen. Als eindeutig unterscheidbare Landschaftstypen können Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe präzise voneinander differenziert werden und als Bezugseinheiten auch für die Tierwelt dienen (s. z.B. Kratochwil 1987, 1991 b, Mattes 1988 a, b, Schwabe 1988, 1990, Thannheiser 1988).

4.2 Zur Erfassung von bioökologischen Strukturen

4.2.1 Grundlagen

Biozönosen setzen sich zusammen aus Phytozönosen, aus Zoozönosen, und bestimmten durch Pflanzen- oder Tierarten aufgebaute Kleinlebensgemeinschaften (Synusien). Synusien sind ökologisch einander nahestehende und unter annähernd gleichen kleinstandörtlichen Bedingungen lebende Artengruppen, z.B. Moos- oder Flechtensynusien innerhalb von Pflanzengesellschaften. Sehr reichhaltig ist die Anzahl der verschiedenen Tiersynusien, z.B. die Zersetzergemeinschaft eines Holzstubbens oder einer Tierleiche.

Die Basis für die Erfassung von Biozönosenstrukturen sollte bei vegetationsgeprägten Lebensräumen die pflanzensoziologische Charakterisierung des zu untersuchenden Lebensraumes sein. Hierdurch wird präzise die Standortsbeschaffenheit eines Geländeausschnittes ausgedrückt. Eine Charakterisierung der Vegetationstypen erfolgt nach bestimmten vegetationskundlichen Methoden (s. z.B. Wilmanns 1993, Dierschke 1994). Für viele naturschutzfachliche Fragestellungen (Beurtei-

lung von Sukzessionen, s. Kap. 6.1; Pflegemaßnahmen, s. Kap. 6.2; Einflüsse von Eutrophierung und Ruderalisierung, s. Kap. 6.3) sind vegetationskundlich genau erfaß-

te Vegetationszustände (oft auch bis zur Subassoziations- und Variantenebene) unverzichtbar und gehören auch zu den geforderten Standardmethoden.

Bestimmte Geo-Faktoren (Relief, Bodentypen, hydrologische Verhältnisse, das Mesoklima) in ihrer Kombination und bestimmte anthropo-zoogene Einflüsse (solche des Menschen und seiner Weidetiere) bewirken das standörtliche Grundmuster für regelmäßig miteinander vergesellschaftete Vegetationstypen. Aufgrund ihres regelmäßigen gemeinsamen Vorkommens in landschaftsbezogenen Einheiten werden Pflanzengesellschaften zu Vegetationskomplexen zusammengefaßt. Vegetationskomplexe stellen – wie die Pflanzengesellschaften auch – typisierbare Einheiten in ökologischer, struktureller, dynamischer, arealkundlicher u.a. Sicht dar.

4.2.2 Aufnahme von Vegetationskomplexen

Inzwischen liegen eine Fülle von methodischen Erfahrungen über die Aufnahme von Vegetationskomplexen vor (= Sigma-Aufnahmen, von Sigma = Summe der Vegetationstypen). Hierbei handelt es sich um Grünland i.w.S. (einschließlich Salzrasen und Borstgrasrasen), Felsstandorte, Wälder, Flußauen, Bachtäler, Moore (s. z.B. Schwabe 1979, Dierssen und Dierssen 1980, Seitz 1982, Schwabe und Kratochwil 1984, Asmus 1987, Grüttner 1990, Schwabe 1989, 1990, 1991a, b, Köppler 1995, Köppler und Schwabe 1996). Außerdem liegen Vegetationskomplex-Untersuchungen auch aus dem urbanen Bereich vor (Kienast 1978a, b, Hülbusch et al. 1979, Hard und Pirner 1985, Hard 1986) sowie von Bahnhöfen (Brandes 1983). In der Arktis wurde die Methode z.B. von Thannheiser (1992) eingesetzt, in Kulturlandschaften Südspaniens und Marokkos von Deil (1997).

Mit Hilfe von Vegetationskomplex-Aufnahmen lassen sich Muster differenzierter Landnutzungen genau dokumentieren. Entscheidend ist, daß neben den einzelnen Vegetationstypen auch abiotische Elemente (z.B. Steinriegel, Zaunpfähle, Wege, Brücken, Kiesentnahmestellen, Totholz, Aufschüttungen) mit einer spezifischen Mengen-Abundanzskala aufgenommen werden können (Tab. 4). Gerade die Kleinstrukturen, die in einer konventionellen Vegetationsaufnahme nicht erfaßt werden, haben für die spätere zoologische Bearbeitung oft eine entscheidende Bedeutung. Auch sie treten in der Regel nicht zufällig in einem spezifischen Landschaftstyp auf, sondern

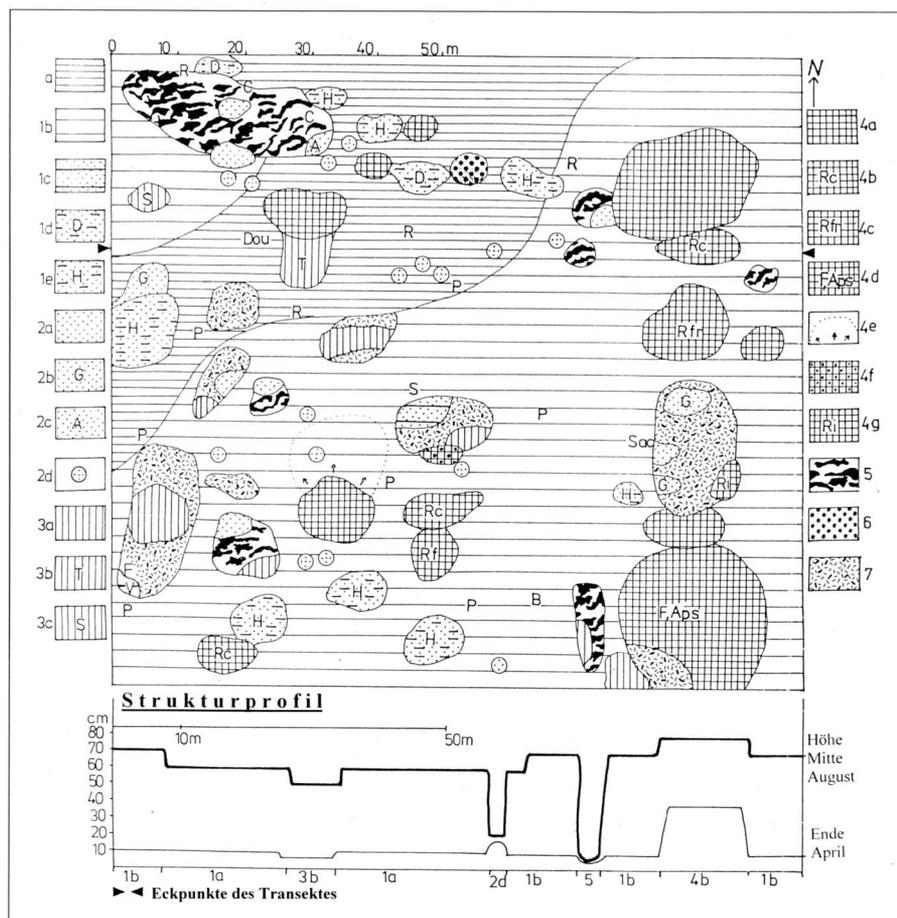


Abb. 3: Mosaik-Muster eines Landschaftsausschnittes in einem Zippammer-Brutgebiet im Südschwarzwald (Flügelginsterweide-Komplex, Tunau, 850 m ü.M., S-exponiert), knapp 1 ha. Die Gesamtheit der hier vorkommenden Vegetationstypen wird zusammen mit bestimmten abiotischen Strukturelementen in einer Vegetationskomplex-Tabelle erfaßt. Gesamtfläche der Vegetationskomplex-Aufnahme: 3,5 ha.

1: *Festuco-Genistetum sagittalis*; 1a: -trifolietosum, Typ. Variante, Brache; 1b: -typicum, *Deschampsia flexuosa*-Fazies, Brache; 1c: -typicum, *Holcus mollis*-Fazies; 1d: -typicum, *Dianthus deltooides*-Fazies; 1e: -typicum, *Hieracium pilosella*-Fazies

2: Pioniervegetation, Steinbesiedler; 2a: *Sileno-Sedetum annui* und Grundsinger für 2; 2b: *Galeopsietum segetum*; 2c: *Woodsio-Asplenietum septentrionalis*; 2d: Ameisen-Erdhügel mit Pioniervegetation

3: Säume; 3a: *Teucrium scorodonia*-Saum; 3b: *Trifolium medium*-Saum; 3c: *Senecio ova-tus*-Bestände

4: Gebüsche und Scheinstrauchgesellschaften; 4a: *Pruno-Ligustretum* und Fragmente; 4b: *Rubus canescens*-Gesellschaft; 4c: *Rubus fruticosus* agg.-Best.; 4d: *Fagus sylvatica*-*Acer pseudoplatanus*-Gehölz; 4e: Bereiche mit jungen *Prunus spinosa*-Polykormen; 4f: Krüppelschlehen; 4g: *Rubus idaeus*-Bestände

5: Felssignatur

6: Lesesteinhaufen

7: Steinrasseln.

Einzelgehölze/Zwergsträucher: *Sac Sorbus aucuparia*, *S Sorbus aria*, *P Picea abies*, *B Betula pendula*, *C Crataegus monogyna*, *R Rosa canina*, *F Fraxinus excelsior*, *Dou Pseudotsuga menziesii*, *V Vaccinium myrtillus*.

sind mit bestimmten Nutzungsweisen des Menschen, bestimmten Reliefformen u.a.m. gekoppelt und damit typisierbar. Das Vorkommen solcher Habitats (im Sinne von Teillebensräumen) lizenziert das Auftreten ganz bestimmter Tierarten. Die Abb. 3 zeigt ein solches kompliziertes Vegetationsmosaik.

Von Bedeutung ist häufig auch die Kontaktvegetation eines Vegetationskomplexes. Deshalb sollten ohne genaue Mengenangaben, aber mit v (= vorhanden) gekennzeichnet, diese Pflanzengesellschaften mitaufgelistet werden.

Die Aufnahme von Vegetationskomplexen setzt einige Erfahrung voraus. Sind die Vegetationstypen bekannt, so muß man für die Aufnahme eines 3 ha großen Gebietes bei durchschnittlicher Gesellschaftsvielfalt und nicht allzu schwierigen Reliefverhältnissen etwa 3 - 5 Stunden rechnen. Von besonderer Bedeutung ist die Tatsache, daß in relativ kurzer Zeit eine große Fläche bearbeitet werden kann, wobei bei der anschließenden Tabellenauswertung das Typische und Generalisierbare vom Zufälligen getrennt wird.

Ähnlich wie bei der konventionellen pflanzensoziologischen Tabellenarbeit werden auch hier die Aufnahmen geordnet und in charakterisierende, differenzierende und verbindende Vegetationskomplex-Typen eingeteilt. Kompilierte Daten lassen sich dann in einem Kartierungsschema (Tab. 5) darstellen und auch für eine Kartierung nutzen. Mit Hilfe von Vegetationskomplexen können einzelne Kartierungseinheiten im Maßstab 1:25.000 mit sehr großem Informationsgehalt dargestellt werden (s. auch Herrmann 1996). Die einzelnen in einer solchen Tabelle gemeinsam gruppierten Vegetationstypen lassen sich als eigene landschaftsökologische Einheiten fassen. Bestimmte Differentialgruppen können den Grad des menschlichen Einflusses (Hemerobie) dokumentieren.

Ein bestimmter Naturraum lizenziert nur das Vorkommen einer bestimmten Anzahl von Vegetationstypen. Eine solche Übereinstimmung zeigt z.B. der Vergleich der Anzahl der Vegetationstypen von Fluß- und Bachtal-Untersuchungen in zwei unterschiedlichen geographischen Räumen: Schwarzwald (Schwabe 1987) und Regnitz-Gebiet (Asmus 1987). Auf der Basis der gleichen Methode und eines annähernd gleich großen Gebietes (Schwarzwald: 6000 km², Regnitz-Gebiet:

Tab. 5: Beispiel Vegetationskomplex-Tabelle (Brutgebiete: Zippammer *Emberiza cia*); stark gekürzt und vereinfacht. Ü = Übergangstyp. * = Sommerwärme zeigende Gesellschaft; ** = Wintermilde zeigende Gesellschaft; F = Fragment; Habitat 1: Flügelginsterweiden-Komplex; Habitat 2: „Schlagrasen“-Komplex.

	Habitattyp 1																		Ü				2							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	0	1	2	3	4		
Einzelaufnahmen entsprechend dem „home range“ der Zippammer-Brutpaare, mittlere Flächengröße: 3,6 ha																														
S Rasengesellschaften, ohne Düngereinfluß, lückig:																														
T Festuco-Genistetum sagittalis typicum																														
R -- Hieracium pilosella-Fazies																														
U -- Calluna vulgaris-Fazies																														
K -- Deschampsia flexuosa-Fazies, Brache																														
T -- Holcus mollis-Fazies																														
U Rasengesellschaften mit geringem Düngereinfluß:																														
R Festuco-Genistetum sagittalis trifolietosum																														
T -- Typische Ausbildung, extensiv beweidet																														
Y -- Typische Ausbildung, Brache																														
P -- Hypericum perforatum-Fazies																														
Gramineen-, Juncaceen-beherrschte „Schlagrasen“ (strukturnalog)																														
I Calamagrostis arundinacea-Senecio ovatus-Ges.																														
Deschampsia cespitosa-Bestand																														
Luzula sylvatica-Bestand																														
Agrostis capillaris-Schlagrasen																														
T Pionierv egetation, Felspalten-Vegetation (Typ 1):																														
Y Sileno rupestris-Sedum annui (F=Fragment)																														
P Ramex acetosella-Pioniertur																														
** Galeopsis tetrahit segetum																														
2 Linaria vulgaris-Bestand																														
Rhacomitrium canescens Synusie																														
Woodsio-Asplenietum septentrionalis																														
Ameisen-Erdhügel mit Thymus pulegioides																														
Pionierv egetation, Felspalten-Vegetation (Typ 2; strukturnalog):																														
Veronica officinalis-Bestand																														
Galeopsis tetrahit-Bestand auf Steinrassel																														
Polytrichum formosum auf Steinblöcken																														
Hypnum cupressiforme-Decken																														
T Saumgesellschaften:																														
Y ** Teucrium scorodonia-Saum																														
P * Trifolium medium-Saum																														
** Teucrium-Centaureetum nemoralis																														
3 Schlagflurgesellschaften:																														
Fragaria vesca-Bestand																														
Epilobium angustifolium-Bestand																														
** Digitalis purpurea-Bestand																														
T Rubus-Scheinstrauchgesellschaften:																														
Y Rubus idaeus-Bestände (z.T. auf Steinrasseln)																														
P Rubus fruticosus, agg.-Best. (u.a. R. pedemontanus)																														
* Rubus canescens-Ges. (bis 1100 m NN)																														
4 Gebüsch:																														
* Pruno-Ligustrum (z.T. Krüppelschlehen)																														
Fagus sylvatica-Gebüsch																														
* Cotoneastro-Amelanchieretum (artenarm)																														
Picea abies-Bestand																														
Salix caprea-Vorwaldstadium																														

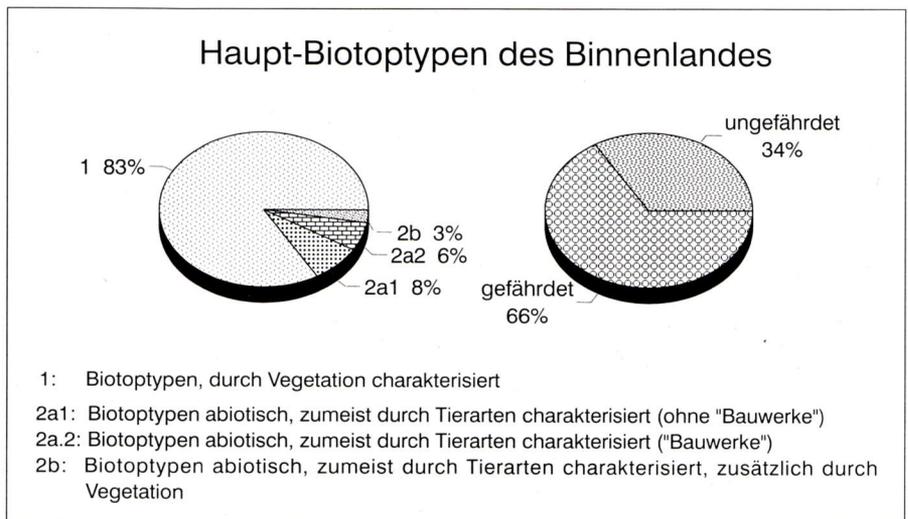


Abb. 4: Prozentuale Verteilung der Haupt-Biototypen des Binnenlandes (nach Riecken et al. 1994), ohne verschiedene „technische Biotypen“ (n = 502).

7500 km²) ermittelte *Asmus* (1987) 81 Pflanzengesellschaften von Assoziationsrang (aus 15 pflanzensoziologischen Klassen), *Schwabe* (1987) 80 Pflanzengesellschaften von Assoziationsrang (16 Klassen).

Mit Hilfe solcher Vegetationskomplexe kann auch die Raum-Diversität einer Landschaft (= Vielfalt verschiedener Vegetationskomplexe) bestimmt werden („gamma-Diversität, *Haber* 1979, *Goetze* 1996).

4.2.3 Integration botanisch-vegetationskundlicher und zoologischer Daten: grundsätzliche und methodische Hinweise zur biozöologischen Arbeitsweise

Zur Affinität und Koinzidenz von Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexen mit Tierarten u. Tierarten-Gemeinschaften

Die Mehrzahl aller terrestrisch lebenden Tierarten nutzt zumindest in bestimmten Stadien der Individualentwicklung durch Vegetation charakterisierbare Räume. Eine Auswertung der Haupt-Biototypen des Binnenlandes (nach *Riecken et al.* 1994) auf ihre Prägung durch Vegetation erbrachte folgendes Ergebnis (s. Tab. 6, Abb. 4): 86 % aller Haupt-Biototypen des Binnenlandes sind durch Vegetation gekennzeichnet. Läßt man „menschliche Bauwerke“ als Lebensraum von Tierarten außer Betracht, so sind nur 8 % der Biototypen rein abiotisch charakterisiert. Aus diesem Grund erscheint es sinnvoll, eine biozöologisch orientierte Raumcharakterisierung nach definierten Vegetationstypen bzw. Vegetationskomplex-Typen (kombiniert mit Strukturdaten) vorzunehmen. Biotope und Tierarten, für die dies nicht möglich ist, müssen gesondert behandelt werden.

Die Verwendung pflanzensoziologischer Einheiten zur Charakterisierung von Lebensräumen einzelner Tierarten, bestimmter Zootaxozönosen sowie auch in Einzelfällen ganzer Tiergemeinschaften mit Artengruppen unterschiedlicher systematischer Zugehörigkeit hat eine lange Tradition. So liegen aus jüngerer Zeit zahlreiche Publikationen vor, die eine Koinzidenz verschiedener Zootaxozönosen mit Pflanzengesellschaften belegen. Eine erste synoptische Übersicht findet sich z.B. in den Tagungsbänden der „Symposien der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde“ (*Tüxen* 1965, 1977; *Wilmanns und Tüxen* 1980), weitere Beiträge enthalten

Tab. 6: Haupt-Biototypen im Binnenland (nach *Riecken et al.* 1994) und ihre Prägung durch Vegetationsmerkmale. (Die Zahlen beziehen sich jeweils auf die differenziertesten Untergliederungen). Nicht berücksichtigt: Biotope der Meeresküsten, technisch geprägte Biotope (z.B. verrohrte Bachbereiche) und einige „technische Biototypen“ im Sinne von *Riecken et al.* (1994).

- 1: Zahl der Biototypen (niederste Kategorie), die über die Vegetation bzw. über Vegetationskomplexe (und dann damit im Zusammenhang über die Fauna) gut charakterisierbar sind bzw. durch Vegetation wesentlich geprägt werden**
- 2a: Zahl der Biototypen (niederste Kategorie), die durch abiotische Merkmale klassifizierbar und zumeist eine bezeichnende Fauna charakterisiert sind**
- 2b: Typen entsprechend Gruppe 2a, die durch Einbeziehung von Moosen/Rotalgen und sonstigen Algen auch über die Vegetation zusätzlich charakterisierbar sind**
- 3: Gesamtzahl der betrachteten Biototypen**
- 4: Zahl der gefährdeten Biototypen.**

Hauptbiototyp /Spalte:	1	2a	2b	3	4
Grundwasser und Höhlengewässer		6		6	2
Quellen	10	3		13	11
Fließende Gewässer	21	3	7	31	20
Stehende Gewässer	29	7	3	39	26
Höhlen	1	3		4	3
Felsen, Block- und Schutthalden, Geröllfelder, offene Bereiche mit sandigem oder bindigem Substrat	20	9	2	31	18
Acker und Ackerbrachen	14			14	6
Natürliche Trockenrasen/ Grünland trockener bis frischer Standorte	41			41	31
waldfreie Niedermoore/ Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte	20			20	14
Hoch- und Übergangsmoore (ohne Torfhalden)	13		1	14	9
Großseggenriede	4			4	4
Röhrichte (ohne Brackwasserröhrichte)	7			7	4
Staudenfluren, Ufer- und Waldsäume	28			28	14
Zwergstrauchheiden	4			4	3
Feldgehölze, Gebüsch, Hecken und Gehölzkulturen	49			49	29
Waldmäntel und Vorwälder					
Laub(misch)wälder und -forste	47			47	41
Nadelwälder und -forste	21			21	11
„Technische Biototypen“ nach <i>RIECKEN et al.</i> 1994/ Auswahl:	5	30		35	10
Bauwerke					
Deponien und Rieselfelder (Auswahl)	3	4		7	
Biototypen mit Schwerpunkt in den Alpen	35	2		37	28

Biotopkomplexe (diese sind nur grob gekennzeichnet)	1	2a	2b	3	4
Komplexe der Binnengewässer	4			4	4
Komplexe vegetationsfreier/ -armer Rohböden	2	2		4	4
Agrokomplexe	3			3	3
Rasenkomplexe trockenerer Standorte	4			4	4
Grünlandkomplexe mittlerer Standorte	2			2	2
Grünlandkomplexe feuchterer Standorte (z.T. mit organischen Böden /ehemaliges Niedermoor)	4			4	4
Hoch-/ Übergangsmoor-Komplexe	1			1	1
Ried-/ Röhrichtkomplexe	1			1	1
Zwergstrauchheiden-Komplexe	1			1	1
Laub- und Mischwald-Komplexe	5			5	5
Nadelwaldkomplex	5			5	5
Waldkomplexe mit altertümlichen Wirtschaftsformen	2			2	2
traditionelle dörfliche Biotopkomplexe	1			1	1
Salzstellenkomplex im Binnenland	1			1	1
Komplexe mit Schwerpunkt in den Alpen	6	1		7	6
Großzonationskomplexe (große Auen, gewachsene Kulturlandschaft zwischen Dorf und Stadt u.a.)	4			4	4
großflächige Waldkomplexe	1			1	1

Summen	419	70	13	502	333
--------	-----	----	----	-----	-----

die Beihefte 1-2 zu den „Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie“ (*Kratochwil* 1988 b, 1991 c). Ein Bezug zu defi-

nierten Vegetationstypen findet sich auch in einigen Übersichtsartikeln, Handbüchern und umfassenden Darstellungen bestimm-

ter Tiergruppen; so z.B.: Mollusken/Gastropoda: Stroscher (1988), Stamol (1991); Coleopteren/Carabidae: Thiele (1977), Abmann (in Vorb.); Lepidopteren: Ebert und Rennwald (1991 a, b); Lepidopterologen-Arbeitsgruppe (1988), Bink (1992), Weidemann (1995), Weidemann und Köhler (1996), Vögel: Glutz von Blotzheim (1964), größtenteils auch im „Handbuch der Vögel Mitteleuropas“, Ed. Glutz von Blotzheim (1966 ff.), Hölzinger (1987 ff.). Die Tab. 7 gibt einige neuere Arbeiten über ausgewählte Zoo-Taxozönosen wieder, die sich auf definierte Pflanzengesellschaften beziehen.

Mit pflanzensoziologischen Methoden erfaßte Vegetationskomplexe sind für die Charakterisierung von Tierhabitaten sowohl auf der Ebene der Einzelart (Schwabe und Mann 1990, Schwabe et al. 1992) als auch auf der Ebene von Zoo-Taxozönosen und Gilden besonders genaue Bezugseinheiten (s. z.B. Kratochwil 1984, 1989 b, 1989 c, Kratochwil und Klatt 1989, Schwabe und Kratochwil 1984, Oppermann 1987).

Dennoch gibt es auch kritische Stimmen (z.B. Blab 1988 a, Blab und Riecken 1989, Miotk 1986, Riecken 1990, 1992). Abgesehen von stark pauschalisierter Kritik werden folgende Hauptargumente angeführt:

1. Koinzidenzen würden höchstens auf der Ebene höherer pflanzensoziologischer Einheiten (Ordnungen, Klassen) oder Formationen bestehen.
2. Es würde der Versuch unternommen, die Tierwelt in ein pflanzensoziologisches System zu pressen.
3. Koinzidenzen könne es höchstens auf der Ebene der monophagen Phytophagen und ihren Fraßpflanzen geben, und auch da fänden sich Beispiele, die dieser Vorstellung widersprechen.

Zu 1):

Auf die Kritik an einer reinen Orientierung an Formationen, bei denen nicht die floristische Artenverbindung, sondern die pflanzlichen Wuchstypen als Klassifikations- und Gliederungschema entscheidend sind, wurde bereits hingewiesen (Kap. 4.1). Gerade für die mobileren Tiergruppen ist es sogar die Regel, daß sie Vegetationskomplex-Bewohner sind und Pflanzengesellschaften verschiedener Formationen benötigen (s. Beispiel Zippammer; Schwabe und Mann 1990). Nur kommen in einer Landschaft Pflanzengesellschaften verschiedener Formationen nicht in beliebiger und zufälliger Anordnung vor,

Tab. 7: Beispiele für Arbeiten zum Thema: Ausgewählte Zootaxozönosen in definierten Vegetationstypen (Pflanzengesellschaften); z.T. in Kombination mit spezifischen Strukturelementen (s. ferner im Text erwähnte Arbeiten).

Tiergruppe	Autoren
Nematoda - Fadenwürmer (Nemathelminthes)	BUSSAU 1990
Gastropoda - Schnecken (Mollusca) terrestrischer Bereich	STROSCHER 1988, STAMOL 1991, KERKHOFF 1993
Gastropoda - Schnecken (Mollusca) aquatischer Bereich	SCHRÖDER 1977
Araneae - Spinnentiere (Arachnida)	SCHAEFER 1970, SCHULTZ 1990, 1992, 1995
Collembola - Springschwänze (Insecta)	MATTHEY et al. 1981
Odonata - Libellen (Insecta)	BUCHWALD 1989, 1994
Saltatoria - Heuschrecken (Insecta)	FISCHER und WACHTER 1993, KRATOCHWIL und ABMANN 1996a, ZEHRM 1997
Coleoptera - Käfer (Insecta)	THIELE 1977, ABMANN und KRATOCHWIL 1995, KRATOCHWIL und ABMANN 1996a
Hymenoptera Apoidea - Wildbienen (Insecta)	KRATOCHWIL 1984, 1989b,c, KRATOCHWIL und KLATT 1989
Lepidoptera - Schmetterlinge (Insecta)	SSYMANK 1992, KARISCH 1995, RYRHOLM und HUEMER 1995
Pisces - Fische (Vertebrata)	WEBER-OLDECOP 1977
Herpetofauna - Amphibien, Reptilien (Vertebrata)	STRIJBOSCH 1977, KÄSTNER et al. 1993
Aves - Vögel (Vertebrata)	SEITZ 1982, MOSIMANN et al. 1987, MATTES 1988 a,b

sondern sie folgen, wie die Ergebnisse der Vegetationskomplex-Forschung belegen, Gesetzmäßigkeiten. Als ein typischer Vegetationskomplex-Bewohner der „Steppenheide“ kann der Apollo-Falter (*Parnassius apollo*, Papilionidae) beispielhaft angeführt werden. Die Larven fressen an *Sedum album* in Sedo-Scleranthetea-Gesellschaften, der Falter hingegen nutzt das Nektarpflanzen-Spektrum von Trifolio-Geranietea-Gesellschaften (*Centaurea scabiosa*, *Scabiosa columbaria* u.a.). Als abiotische Strukturen sind ferner Felskanten wichtig, an denen die Männchen auf der Suche nach Weibchen patrouillieren. In den trockenen Inneralpen werden entsprechende Vegetationsmuster besiedelt, die dort etwas humidere Standortkomplexe kennzeichnen (Schwabe et al. 1992).

Auch die Einschränkung, nur pflanzensoziologische Ordnungen wären günstige Bezugseinheiten, kann so nicht verallgemeinert werden. Zweifellos gibt es auch Beispiele für Tierarten, die auf bestimmte pflanzensoziologische Ordnungen regional beschränkt sind. In vielen anderen Fällen hingegen sind genauere Affinitäten mit Pflanzengesellschaften aufzeigbar (s.u.).

Zu 2):

Die große Bedeutung der Pflanzengesellschaften liegt in ihrer Typisierbarkeit (auch objektiv mit mathematischen Methoden). Durch den Bezug zu definierten Pflanzen-

beständen werden auch die zoöologischen Untersuchungsflächen „geeicht“. Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe spiegeln dabei in besonderer Weise einzelne Standortseigenschaften wider und bilden somit ein gutes Bezugsraster für zoologische Untersuchungen. Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe kennzeichnen bei entsprechend feiner Aufschlüsselung (z.B. unter Berücksichtigung von Strukturparametern) Raumstrukturen und Biotopqualitäten und geben gleichzeitig Aufschluß über raum- und zeitdynamische Prozesse. Daß bei einer biozönotischen Betrachtung auch zusätzliche Kriterien, die über die Vegetation hinausgehen, Berücksichtigung finden müssen, z.B. bestimmte Stratenbetrachtungen, sei betont.

Es geht grundsätzlich um den Versuch, die zoöologischen Untersuchungen standortsbezogen durchzuführen. Aussagen, es gäbe keine Koinzidenz zwischen Pflanzengesellschaften, Vegetationskomplexen und Zoozönosen, stimmen in manchen Fällen; sie beziehen sich z.B. auf Tierarten, die eine größere ökologische Amplitude, sehr große Raumannsprüche oder starke Bindungen an abiotische Faktoren haben.

Zu 3):

Der immer wieder in der Literatur (s. z.B. Blab 1988 a) angeführte Punkt, Koinzidenzen könne es höchstensfalls auf der Ebe-

Tab. 8: Nutzung verschiedener Pflanzengesellschaften durch Urticophage (*Aglais urticae*, *Inachis io*, *Araschnia levana*: Raupe/ Falter); nach Angaben von Ebert und Rennwald (1991) für Baden-Württemberg und Randgebiete, ergänzt durch Weidemann (1995) sowie eigene Untersuchungen. Nicht ausgefüllte Quadrate: Nutzung schwach, ausgefüllte Quadrate: Nutzung stark.

	Raupe			Falter		
	<i>Aglais</i> Raupe	<i>Inachis</i> Raupe	<i>Arasch.</i> Raupe	<i>Aglais</i> Falter	<i>Inachis</i> Falter	<i>Arasch.</i> Falter
Pflanzengesellschaften trockener (sommerwarmer) Standorte						
Fumario-Euphorbion				□		
Onopordion acanthii	?			■	□	
Dauco-Melilotion	■	□		■	□	■
Convolvulo-Agrophyron (-frisch)	■	■		■	■	
Thero-Airion				□		
Mesobromion				■	□	□
Nardo-Callunetea (-frisch)				■	□	
Trifolium medii (-frisch)				■	□	■
Geranium sanguinei				□	□	□
Berberidion				■	□	□
Pflanzengesellschaften wechsellückiger/ -feuchter Standorte						
Molinion coeruleae				■	□	
Pflanzengesellschaften frischer Standorte						
Aperion				□		
Arction lappae		?		■	■	□
Aegopodium podagrariae	?	□	■	■	□	■
Alliarion			■		□	■
Convolvulion sepium (-feucht)	□	■	?	■	■	■
Epilobion/Atropion				□	□	□
Sambuco-Salicion capreae				■	□	□
Arrhenatherion	□	□	□	■	□	□
Polygono-Trisetion	□			■	□	
Cynosurion		□		□	□	
Adenostylion alliariae				■	□	?
Pruno-Rubion fruticosi				□	□	□
Fagion sylvaticae			?		□	□
Pflanzengesellschaften feuchter Standorte						
Magnocaricion		□			□	
Caricion davallianae				□		
Agropyro-Rumicion		□			□	
Calthion		□	?	□	□	■
Juncion acutiflori				□	□	
Filipendulion		□		□		
Alnetea glutinosae			□		□	
Alno-Ulmion			■		□	□
Tilio-Acerion (-frisch)			?			□
Sonstige						
Carpinion			□		□	□
kurz charakterisierte Raupen-Habitate	<i>Aglais</i> : besonnt, geringe Luftfeuchte	<i>Inachis</i> : besonnt, luftfeucht	<i>Araschnia</i> : nicht besonnt, luftfeucht			

ne der monophagen Phytophagen und ihren Fraßpflanzen geben, ist so nicht zutreffend. Abgesehen von den Kriterien, daß sich eine Biozönose nicht nur durch „Leit-“ bzw. „Kennarten“ unter den Tieren,

sondern auch durch ihre charakteristische Artenkombination kennzeichnen läßt, können Affinitäten und Bindungen auf allen trophischen Ebenen bestehen. Als Gegenbeweis wird bei Riecken (z.B. 1996) an-

geführt, daß noch nicht einmal für Monophage eine Koinzidenz zuträfe. Er führt als Beispiel den Rüsselkäfer *Apion limonii*, der an *Limonium vulgare* lebt, an, und belegt die Aussage mit Vorkommenspunkten aus dem Bereich der Nordseeküste (s.u. Punkt 3).

Die Monophagie und die daraus erwachsene Koinzidenz zwischen dem Vorkommen des Phytophagen und dem Verbreitungsgebiet der Fraßpflanze ist viel differenzierter zu sehen. Neben dem syn- topen Vorkommen des Monophagen im gesamten Verbreitungsgebiet der Fraßpflanze, gibt es eine Vielzahl von Fällen, wo nicht nur das Vorkommen der Fraßpflanze allein entscheidend ist, sondern auch andere Faktoren (z.B. Strukturen) eine Rolle spielen. Bei diesen Fällen kann es keine Übereinstimmung in den Verbreitungsgebieten geben. Drei Faktoren, die neben der Monophagie eine wichtige Bedeutung haben, seien hier als Beispiele angeführt.

Das Mikro- und Mesoklima

Unter den Edelfaltern (Nymphalidae) gibt es eine Artengruppe, die nach ihrer Larvalpflanze als „Brennesselfalter“ charakterisiert werden („Urticophage“). Doch nicht an allen Standorten, wo die Brennessel vorkommt, sind auch z.B. *Inachis io*, *Aglais urticae* oder *Araschnia levana* zu finden. Eine Bedeutung haben mikro- und meso-klimatische Faktoren (Reinhardt und Richter 1978). Die Einnischung von *Aglais urticae* (trockene Standorts-Komplexe), *Inachis io* (mittlere Standort-Komplexe) und *Araschnia levana* (feuchte Standort-Komplexe) läßt sich über die Vegetation gut klassifizieren (Ebert und Rennwald 1991 a, b, Weidemann 1995); s. Tab. 8.

Die Floren- und Faunengeschichte

Neben mikro- und mesoklimatischen Gründen spielt im Falle des Landkärtchen-Falters *Araschnia levana* auch die Floren- und Faunengeschichte eine Rolle. *Araschnia levana* hat nach Abtrennung Englands vom Festland nacheiszeitlich dieses nicht besiedeln können, obwohl *Urtica dioica* dort weit verbreitet ist. Auch hier deckt sich das Verbreitungsgebiet von monophager Art und Fraßpflanze nicht.

Bestimmte zusätzliche Strukturelemente

Für das Vorkommen von *Apion limonii* sind neben dem Vorkommen der Larval-

pflanze *Limonium vulgare* natürliche durch Lage an Priel-Prallhängen bedingte Abbruchkanten notwendig (Tischler 1985). In Bereichen, an denen die natürliche Dynamik von Ebbe und Flut die Wurzeln von *Limonium* nicht freilegt, fehlt *Apion limonii*. Letztere Standorte zeigen, beschreibt man den dort vorkommenden Vegetationskomplex, neben dem Auftreten bestimmter struktureller Gegebenheiten, auch ein anderes Inventar an Pflanzengesellschaften. Auch hier kann die Verbreitung eines Monophagen mit der Vegetation in Koinkidenz gebracht werden, denn sie charakterisiert eben den Standort viel präziser als die Fraßpflanze selbst. Die Tab. 9 stellt die Mikro-Vegetationskomplexe von Gleit- und Prallhängen nach Schwabe (1991c) dar.

Die Bindungsgrade von Tierarten und Tierartengruppen an bestimmte Lebensraum-Typen.

Analysiert man den Tierbestand eines Vegetationstyps, so findet man dort immer Tiergruppen recht unterschiedlichen Bindungsgrades aber gemeinsamen Vorkommens. Nach dem Grad ihrer Biotop-Bindung lassen sich Tierarten in eine der 4 folgenden Gruppen einstufen:

- Euzöne Arten (stenöke Standorts-Spezialisten).
Man untergliedert sie in: zönobionte Arten (spezifische), die ausschließlich oder nahezu ausschließlich in einer bestimmten Zönose vorkommen, und zönophile Arten (präferente), die sich in einer bestimmten Zönose optimal entwickeln, aber auch in anderen Zönosen vorkommen können.
- Tychozöne Arten (euryöke Arten), die in vielen verschiedenen Zönosen optimal vorkommen. In einigen Fällen sind sie wichtige Differentialarten (Trennarten).
- Azöne Arten (Ubiquisten); ohne erkennbare Bindung.
- Xenozöne Arten: zufällige Arten, Irrgäste.

Eine Tiergemeinschaft (Zoozönose) ist eine Vergesellschaftung bestimmter, oft für einen definierten Vegetationstyp bzw. für einen Vegetationskomplex typischer Tierarten. Eine solche Tiergemeinschaft wird durch das Vorkommen von „Leitarten“ („regionalen Charakterarten“) gekennzeichnet, Tierarten, die auf diesen Lebensraum regional beschränkt sind.

Tab. 9: Mikro-Vegetationskomplexe der Gleit- und Prallhänge (nach Schwabe 1991 c).

		Gleithang			Prallhang				
Vegetationsbedeckung		80	70	80	60	70	70	60	70
Zahl der Einheiten		6	6	6	6	8	6	6	7
D Gleit-hang	Salicornietum dolichostachyae Spartinetum townsendii	2b	3	3					
D Prall-hang	Puccinellietum maritimae, Optimalphase, <i>Limonium vulgare</i> -Fazies, Abbruch = * Artemisietum maritimae		1	+	3*	2a*	2b*	2a*	2b*
D Üb.g-Düne	Agropyretum juncei								2a
Sonst. perenn. Veget. typen	Halimionietum portulacoidis	2b	2a	2a	2a	2a	3	2b	2b
	Puccinellietum maritimae, Optimalphase	3	2b	2b	2a	2b	2a		2a
	Puccinellietum maritimae, Initialphase	2a	2a	2a	2a	2a		2a	
	<i>Juncus maritimus</i> -Bestände					+			
	Puccinellietum maritimae festucetosum litoralis							2a	
Sonst. Therophyten-Best.	Salicornietum ramosissimae ohne <i>Suaeda maritima</i>	2a	1		2a	3	2m	+	+
	<i>Suaeda maritima</i> -Vorkommen			+		+	+		+
Substrat		vorwiegend Schlick			vorwiegend Sand				

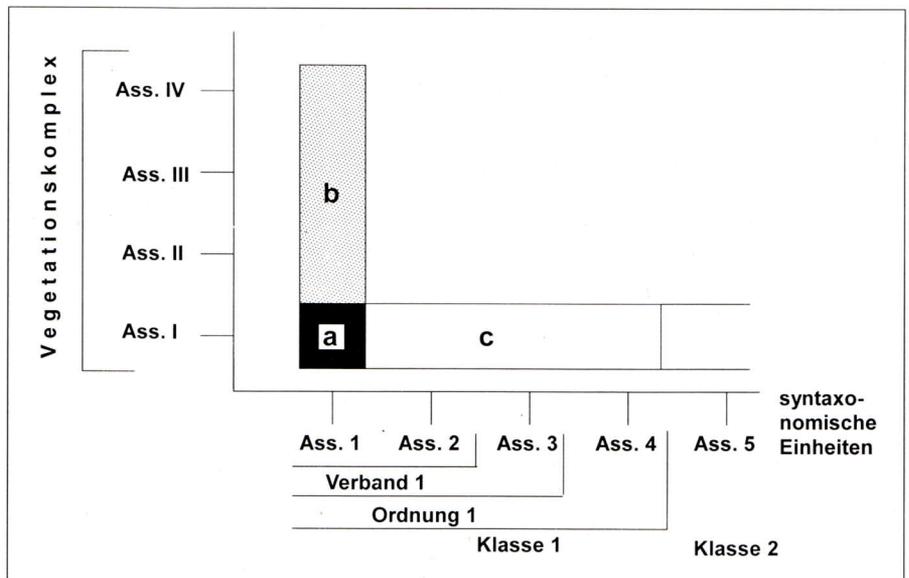


Abb. 5: Unterschiedliche Bindungsgrade von Tierarten und Tierarten-Gruppen an verschiedene pflanzensoziologische Einheiten: a) Assoziations-spezifische Tierarten und Tierarten-Gruppen, b) Vegetationskomplex-spezifische Arten und Artengruppen, c) Verbands-, Ordnungs- oder Klassen-spezifische Arten- und Artengruppen. Hinzu kommen Tierarten ohne Vegetationsbindung.

Euzöne Arten (stenöke Standortsspezialisten) sind in der Regel immer auch Leitarten einer Biozönose. Dabei durchlaufen sie im Regelfall alle Entwicklungsstadien (z.B. Ei-, Larven-, Puppen- und Adultstadium) in diesem Raum (biotopeigene Arten). Demgegenüber sind die tychozönen Arten keine Leitarten der Biozönose. Dennoch können tychozöne Arten eine

wichtige Bedeutung als Differentialarten haben („Bioindikatoren“ für trockenere und frischere Standortbedingungen, Differentialarten bestimmter Höhenstufen, „Störzeiger“ u.a.m.). Azöne und xenozöne Arten haben keine Bedeutung für die Kennzeichnung einer Biozönose. Xenozöne Arten können jedoch Leitarten anderer Zönosen sein.

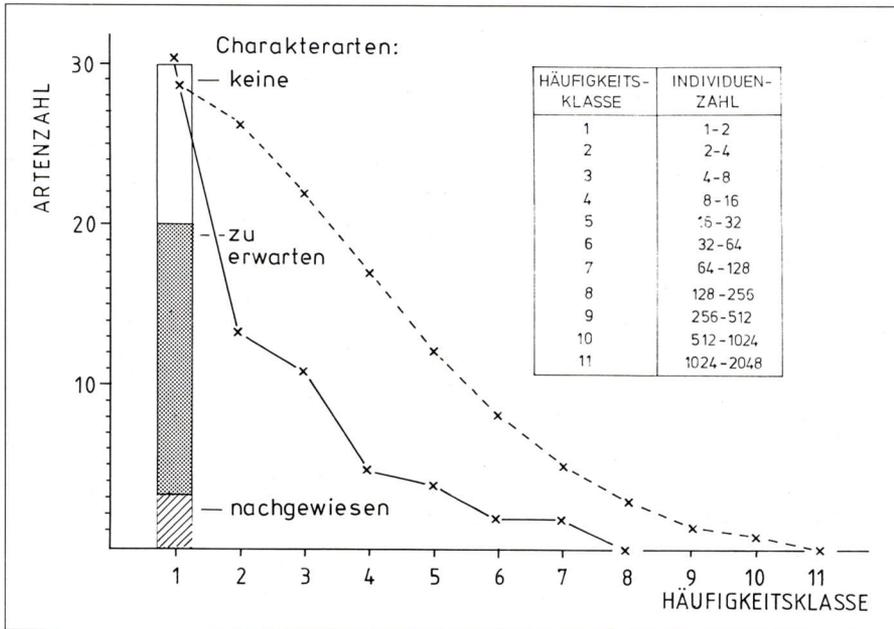


Abb. 6: Arten- und Individuenzahl-Verteilung nach Preston (1949). Auf der Abszisse ist die Anzahl der Individuen pro Art gestaffelt in Häufigkeitsklassen abgetragen, auf der Ordinate die Anzahl der Arten pro Häufigkeitsklasse. Bei den Häufigkeitsklassen handelt es sich um eine Reihe von „Oktaven“, wobei eine „Oktave“ einem Intervall gleichzusetzen ist, in dem sich die Individuenzahl pro Art verdoppelt. Arten, deren Individuenzahl zwei Häufigkeitsklassen zuzuordnen ist (z.B. 2, 4, 8, 16 usw.), werden je nach Häufigkeitsklasse nur zur Hälfte gewertet. Die ausgezogene Linie stellt die absoluten Werte eines Fallbeispiels dar, die unterbrochene Linie die berechnete Erwartungskurve (zum Rechenvorgang s. Preston 1949). Für die Häufigkeitsklasse 1 ist in dem dort eingezeichneten Balken die Anzahl der nachgewiesenen Charakterarten schraffiert dargestellt. Aufgrund der bekannten Vergesellschaftung ist es möglich, auf die noch zu erwartende Anzahl anderer Charakterarten (gerastert) zu schließen. Ein bestimmter Teil seltener Arten stellt keine Charakterarten dar, z.T. sind es xenozöne Arten. Solche Spektren können auch für die anderen Häufigkeitsklassen dargestellt werden, der Anteil der Charakterarten nimmt mit zunehmender Häufigkeitsklasse ab.

Koinzidenzen mit Landschaftsausschnitten

Die Festlegung zoologischer Leitarten erfordert die Unterscheidung zweier unterschiedlicher Typen:

- a) regional Pflanzengesellschafts-spezifische Tierarten und Tierarten-Gruppen
Leitarten können, wie in der Pflanzensoziologie auch, auf unterschiedlichen hierarchischen Niveaus abgegrenzt werden in Assoziations-, Verbands-, Ordnungs- und Klassen-spezifische Arten (Abb. 5); Beispiele s. Kratochwil 1987, 1991 b.
- b) regional Vegetationskomplex-spezifische Tierarten und Tierarten-Gruppen.
Hinzu treten Tierarten ohne Vegetationsbindung.

Tiere müssen keinesfalls wie im Falle a des Diagramms (Abb. 5) nur an eine Assoziation gebunden sein, dies ist der seltenere Fall. Die meisten Tierarten benötigen ein Mosaik bestimmter Pflanzengesellschaften als Lebensraum (Fall b). Das Aufsuchen verschiedener Pflanzengesellschaften bedeutet dabei nicht, daß solche Tierarten euryök sein müssen. Das Gegenteil ist häufig der Fall: Gerade bestimmte Requisiten und Ressourcen sind es, die in Kombination nur in ganz bestimmten Vegetationskomplexen vorhanden sind (Beispiele s. Kratochwil 1987, 1991b).

Solche definierten Vegetationskomplexe sind nicht nur klar abgrenzbar und typisierbar, sie enthalten auch typische abiotische Landschaftsstrukturen. Auch diese zeigen, wie die einzelnen, einen Vegetationskomplex aufbauenden Vegetationstypen, unterschiedliche Bindungsgrade. Entsprechend können spezifische abiotische Elemente auch mit einem bestimmten Wahrscheinlichkeitsgrad Bestandteil definierter Vegetationskomplexe sein. Aufgrund all dieser Eigenschaften kann die Hypothese formuliert werden, daß bereits a priori mit einem hohen Grad an Wahrscheinlichkeit in Vegetationskomplexen gleichen Typs und entsprechender Flächengröße auch entsprechende oder verwandte Tierarten-Gemeinschaften vorkommen. Eine solche Aussage gilt jedoch immer nur für einen oder wenige zusammenhängende Naturräume. Überregional betrachtet bieten jeweils strukturell korrespondierende Vegetationskomplexe der Zippammer *Emberiza cia* Lebensraum; jeweils sind Indikatorgesellschaften für Sommerwärme und Wintermilde u.a. vorhanden; dies gilt auch für Vorkommen in Wein-

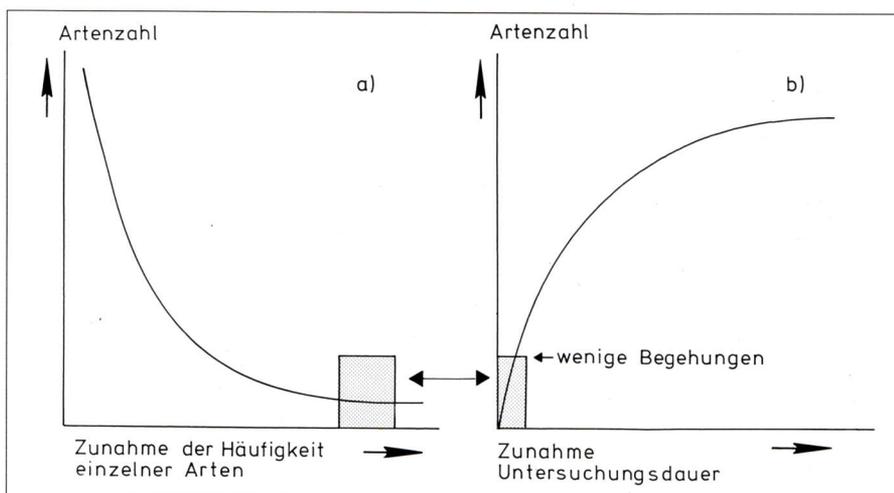


Abb. 7: In einem Lebensraum kommen in der Regel (Ausnahmen: „Zweites Thienemann'sches Gesetz“; Thienemann 1939) seltene Arten häufiger vor als solche mit hohen Individuenzahlen (a). Bei einer nur kurzen Untersuchungsdauer werden nur wenige Arten erfaßt; es handelt sich mit hoher Wahrscheinlichkeit zumeist um Arten mit einer hohen Individuenzahl (weitere Angaben s. Text).

bergen. So hat die Zippammer im Südschwarzwald ihren Schwerpunkt in Flügelinsterweiden-/Fels-Vegetationskomplexen und struktur-analogen „Schlagrasen“-Komplexen, in Graubünden in strukturanalogen Festuco-Brometea-/Fels-Vegetationskomplexen (Schwabe und Mann 1990).

Zur Vergesellschaftung von Tierarten

Ein wesentliches Kriterium für die Charakterisierung von Zoozonosen ist nicht nur das Auftreten von bestimmten Leitarten unter den Tierarten, die gleichzeitig auch immer eine große Indikatorfunktion als „Leitorganismen“ haben, sondern auch das regelmäßige Auftreten von bestimmten Artenverbindungen. So ist z.B. im Flügelinsterweiden-/Fels-Vegetationskomplex im Schwarzwald, der in einer Höhe von 700-1000 m vorkommt, die Zippammer in der Regel immer wieder vergesellschaftet mit dem Schmetterlingshaft *Ascalaphus libelluloides* (Ascalaphidae), dem Hainveilchen-Perlmutterfalter *Clossiana dia* (Nymphalidae), dem Brombeer-Zipfelfalter *Callophrys rubi* (Lycaenidae), der Rotflügeligen Schnarrschrecke *Psophus stridulus* (Acrididae) und dem Ameisenlöwen *Myrmeleon formicarius* (Plannipennia).

4.2.4 Zoologische Aufnahme und Bewertung

Aufgrund der Kenntnisse der Koinzidenz von Pflanzengesellschaften, Vegetationskomplexen und bestimmten euzönen Tierarten und Tierarten-Gruppen können generalisierende Aussagen über das Vorkommen potentieller Tierarten-Gemeinschaften in einem definierten Vegetationsmosaik einer bestimmten Region gemacht werden. Zoologische Erhebungen lassen sich aufgrund des Arbeitsaufwandes oft nur auf wenigen Flächen durchführen; sie sollten sich dann auf typisierbare Flächen beschränken. Dies können auch typisierbare Transekte sein (s.u.).

Zoologische Bestandsaufnahmen sind aufgrund der hohen Artenzahlen, der häufig nur kurzen Aktivitätszeit einzelner Tiergruppen, der oft verborgenen Lebensweise einzelner Arten sowie in vielen Fällen wegen großer Determinationsschwierigkeiten außerordentlich aufwendig. Der Anspruch, alle Tierarten eines Lebensraumes zu erfassen, ist illusorisch. Aus diesem Grund muß eine Auswahl getroffen werden. Folgt man dem „Indikationsprin-

Tab. 10: Wichtige Indikator-Tiergruppen bezogen auf Lebensräume nach Plachter (1989); verändert und ergänzt.

	Säu-ger	Vö-gel	Rep-tilien	Am-phi-bien	Libel-len	Heu-schr.	Lauf-käfer ■ / holz-brüt. Käfer △	Tag-falter ■ Nacht-falter △	Wild-bienen	Land- ■ / Was-ser-mol- lusk. △
offene Quellen				■	■					△
Fließgewässer		■		■	■					△
Seen		■		■	■					
Weiherr, Teiche		■		■	■					△
Tümpel				■	■					
veget.arme Ufer		■				■	■			
Röhrichte	■	■	■		■			△		
Seggenriede	■	■	■		■	■		△		
Niedermoore	■	■	■	■	■	■		■		
Hochmoore			■		■			■		
Quellsümpfe	■	■			■					
Streu-/Naßwie-sen	■	■	■			■		■		
Hochstauden-fluren, feucht	■	■	■	■		■		■ △		
Intensivgrünl.		■				■				
Ruderalfluren	■	■				■		■ △	■	■
Borstgrasrasen, Zwergstr.heid.		■	■					■	■	
Sandrasen		■	■			■	■	■ △	■	■
Halbtrockenras.		■				■	■	■ △	■	■
Volltrockenras.		■				■	■	■ △	■	■
Fels-, Schotter-fluren		■	■			■		■	■	■
Gebüsch	■	■				■		■		
Au-/Bruchwäld.	■	■	■		■			■ △		■ △
Laub-/Mischw.				■			△			■
Nadelwald	■	■	■				△			
Weinberge		■	■			■	■	■ △		■
Äcker	■	■					■			
Streuobstwiesen	■	■	■			■	■ △	■ △		■
Erdaufschlüsse	■	■	■	■	■	■	■			
Siedlungen	■	■						■		

zip“, dann sollten die Zielarten (s. Kap. 2.2, 2.3) die genaueste Aussage über die Qualität eines Lebensraumes erlauben. Wenn dies zutrifft, dann stellt sich allgemein die Frage nach dem Aufwand der Nachweisbarkeit.

Euzöne Arten (stenöke Standortsspezialisten), die als Zielarten in Frage kommen, sind in der Regel selten und kommen auch nur in kleinen Populationen vor. Eine Abweichung von dieser Regel trifft nur für sehr extreme Lebensräume zu, z.B. Küstenökosysteme. Hier gilt das „Zweite biozönotische Grundprinzip“ von Thienemann (1939), das besagt, daß in diesen artenärmeren Extrem-Lebensräumen viele der dort vorkommenden ste-

nöken Arten in hohen Individuenzahlen auftreten. Für die meisten artenreicheren Lebensräume gilt jedoch das „Erste biozönotische Grundprinzip“: „Vielseitige Lebensbedingungen in einem Biotop ermöglichen hohe Artendichte der zugehörigen Lebensgemeinschaft bei relativ geringer Individuenzahl der beteiligten Arten. Ein solcher Zusammenhang spiegelt sich in der sog. Preston-Verteilung (Preston 1949) wider (Abb. 6). Häufig sind sie, wie die meisten Arthropoden, auch nur kurze Zeitspannen im Jahr aktiv. Ein weiteres Problem liegt in der oft schwierigen Determination.

Der Zusammenhang der regelmäßigen Vergesellschaftung bestimmter Leitart-

Tab. 11: Die verschiedenen Raumstruktur-Typen innerhalb eines Biotops (in Anlehnung an Tischler 1947)

TOPISCHE EINHEIT	BIOTISCHE EINHEIT	BEISPIELE
STRATOTOP	STRATOZÖNOSE	
<i>horizontale Strukturen</i>		<i>Kronenschicht Strauchschicht Krautschicht Streuschicht Krautschicht</i>
CHORIOTOP	CHORIOZÖNOSE	
<i>eigenständige vertikale Strukturen des gesamten Raumes oder Teile des Stratotopes</i>		<i>Baum Baumstumpf Strauch Tierleiche Exkreme Ameisenhaufen Vogelnest</i>
MEROTOP	MEROZÖNOSE	
<i>Struktur-Element innerhalb eines Strato- oder Choriotopes</i>		<i>Blattbewohner Holz- bewohner Rindenbewohner Blütenbewohner Blütenbesucher</i>

ten, die gleichzeitig zumeist als stenöke Arten den Lebensraum der Biozönose in besonderer Weise charakterisieren, ermöglicht es, daß der Nachweis einzelner weniger Leitarten gleichzeitig auch das Vorkommen einer Vielzahl anderer, jedoch nicht direkt nachgewiesener Arten indiziert. Aufgrund des hohen Artenreichtums ist die Wahrscheinlichkeit, an einem Standort eine oder wenige der vielen dort vorkommenden stenöken, aber individuenarmen Indikatoren nachzuweisen, sehr hoch. Je größer der allgemeine Kenntnisstand über die Vergesellschaftung von Tierarten ist, um so leichter sind Prognosen zu treffen. Aus diesem Zusammenhang erwächst die Forderung, den Forschungsstand über die Zusammensetzung regionaler Indikator-Tierartengruppen insoweit zu vergrößern, so daß Einschätzungen leichter getroffen werden können.

Mit dieser Methode gelingt es, Lebens-

gemeinschaften zu bewerten. Eine Erfassung euryöker Arten ist aufgrund ihrer großen Individuenzahl leicht (Abb. 7), auch bei einer nicht intensiven und gezielten Untersuchung sind sie immer gut erfassbar, aber sie haben kaum einen Indikatorwert. Bei einer sich auf die „Zielarten-Methode“ gründenden Vorgehensweise hingegen liegt der Wert auf einer gezielten, qualitativen und selektiven Erfassung solcher Arten, die eine hohe Aussagekraft haben. Bei landschaftsökologischen Untersuchungen, bei denen auch nur kurze Zeiträume und große Untersuchungsgebiete vorgegeben sind, kann man nur über die „Zielarten-Methode“ zum Erfolg kommen, nicht jedoch mit nur rein quantitativen Methoden (z.B. Barberfallen, Lichtfallen, Malaisefallen). Schon allein das riesige Material, das bei nicht-selektiven Erfassungsmethoden anfällt, kann in dem in der Regel sehr kurzen zur Verfügung ste-

henden Zeitraum nur zu einem geringen Prozentsatz ausgewertet werden. Sollten dennoch nichtselektive Verfahren Anwendung finden, so sind „Minimalprogramme“ ein Kompromiß (s. z.B. Rümer und Mühlenberg 1988).

Die Tab. 10 stellt in Anlehnung an Plachter (1989) die wichtigsten Indikator-Tiergruppen bezogen auf Lebensräume zusammen. Ein für Fachplanungen realistisches Konzept zur Auswahl einzelner Tiergruppen sowie Angaben über die Intensität der Bestandsaufnahme – bezogen auf unterschiedliche Planungsebenen – gibt Reck (1990); weiterführende methodische Standards finden sich bei Trautner (1992).

Eine Möglichkeit, den Aufwand zu reduzieren, besteht in der Beschränkung auf bestimmte ökologische Gilden, die für einen Vegetationskomplex einen hohen Indikatorwert haben. Offenlandstandorte, die durch zahlreiche blühende Höhere Pflanzenarten charakterisiert sind, lassen sich gut durch Blütenbesucher-Gemeinschaften charakterisieren (Schmetterlinge, Wildbienen, Schwebfliegen, blütenbesuchende Käfer). In Ergänzung dazu können Heuschrecken und Reptilien an trockenen, Libellen und Amphibien im feuchten Bereich erfaßt werden.

Nach unserer Erfahrung hat es sich auch bei großräumigen Bestandserfassungen bewährt, in ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen definierter Pflanzengesellschaften bzw. innerhalb des Pflanzengesellschafts-Inventars über Kurzstrecken-Transekte (in der Regel 200 m Länge) durch Sichtfang oder Sichtbeobachtung bestimmte Zielartengruppen unter den tagaktiven Tiergruppen zu erfassen. In den Dauerbeobachtungsflächen werden zusätzlich Bodenfallen für maximal 2-3 jahreszeitliche Aspekte in definierten Pflanzengesellschaften ausgebracht. Eine ornithologische Bestandsaufnahme, eventuell auch von Säugetieren oder anderen gut kenntlichen und aussagekräftigen Tiergruppen (z.B. Tagfalter), geschieht am besten innerhalb von Langstrecken-Transekten (Länge ca. 2 km), wobei alle ausgeschiedenen Vegetationskomplexe berührt werden sollten. Von besonderer Bedeutung ist die zusätzliche zoologische Begutachtung bestimmter Strukturelemente, die durch eine Vegetationskomplex-Erfassung aber auch als Zusatzinformationen erfaßt werden können; z.B. vegetationsfreie Stellen wie Steilhänge, Mauern, Gebäude u.a.

5. Zielartenkonzept, Bioindikation und das Prinzip der „induktiven Generalisierung“

Zielarten-Konzept

Bevor die zoologischen Untersuchungen in einem Gebiet beginnen, können allein schon aufgrund der vegetationskundlichen Vorarbeit zwei Entscheidungen getroffen werden:

- die Auswahl der in den Vegetationskomplexen zu erwartenden und zu überprüfenden Zootaxozöosen bzw. deren Leitarten-Gruppen
- die Auswahl bestimmter Zielarten und Zielarten-Gruppen der ausgesuchten Zootaxozöosen.

Die Voraussetzung für eine Zuordnung ist eine Bewertung der zu erwartenden Arten. Verschiedene Bewertungskriterien wurden in Kap. 3 benannt. In der Regel sind Zielarten auch solche der „Roten Liste“, gerade aber für Gebiete geringerer biotischer Qualität („Durchschnitts-Landschaften“) müssen andere Bewertungskriterien, deren Reihenfolge festzulegen ist, herangezogen werden.

Sind diese Zielarten-Gruppen bestimmt, dann ist es auch wesentlich einfacher:

- eine Auswahl der zu untersuchenden Habitattypen-Spektrums zu treffen (s. Tab. 11)
- zur Hauptaktivitätszeit dieser Zielarten die jeweiligen Untersuchungsgebiete aufzusuchen.

Vielfach wird das Argument angeführt, daß aufgrund der Mobilität vieler Tierarten der Nachweis der Biotop-Indigenität vieler Tierarten sehr schwer zu beurteilen ist. Auch muß zwangsläufig der Fundort nicht dem Gesamtlebensraum einer Art (Monotop) oder der Population (Demotop) gleichzusetzen sein, in dem alle Entwicklungsstadien durchlaufen werden. Untersuchungen bestimmter gut flugfähiger Tiergruppen (Tagfalter, Wildbienen, Schwebfliegen) haben gezeigt, daß die Volltrockenrasen, Halbtrockenrasen und Pfeifengraswiesen auch einen besonders hohen Anteil biotopeigener Arten besitzen (s. dazu auch die sehr instruktive Tabelle für Tagfalter von *Rennwald* in *Ebert* und *Rennwald* 1991, Band 2: 52-68). Diese stellen gleichzeitig auch Zielarten dar, die aus Naturschutzsicht erhalten werden sollten. Glatt- haferwiesen hingegen waren dadurch gekennzeichnet, daß ihre Artenzusammensetzung viel stärker durch Zuflug aus um-

gebenden Lebensräumen beeinflusst wurde (*Kratochwil* 1989b). Dieses Beispiel belegt, daß eine Einschätzung einzelner Biozöosen häufig von ihrer räumlichen Einbindung in bezug zu anderen Lebensgemeinschaften abhängt.

Bioindikation

Praxisbezogene naturschutzfachliche Zustands- und Raumbewertungen erfolgen zur Zeit in der Regel über die „Indikationsmethode“. Im Sinne von *Bick* (1982) versteht man unter „Bioindikation“ die Verwendung von Organismen als Zeigerarten für bestimmte Standortsbedingungen und Biotopqualitäten. Wir erweitern in diesem Sinne den Begriff „Bioindikation“ auch auf die Indikatorfunktion ganzer Lebensgemeinschaften, wie er auch von *Schaefer* (1992) und *Wilmanns* (1993) verwendet wird.

Über die grundsätzliche Bedeutung von Indikatorarten bzw. -Artengruppen ist man sich allgemein einig (*Blab* 1988b, *Riecken* 1989), über den Grad der Indikatorfunktion von einzelnen Tierarten bzw. -gemeinschaften fehlen jedoch noch viele Informationen. Beispiele für zoologische Indikatorarten gibt *Plachter* (1989). Demgegenüber liegt umfangreiches Datenmaterial auf vegetationskundlicher Seite vor (s. z.B. die Zeigerwerte von *Ellenberg* et al. 1991).

Prinzip der „induktiven Generalisierung“

Durch die Vegetation, ihre Nutzungsweise sowie bestimmte dort vorkommende abiotische Strukturelemente wird ein Habitatmuster für die Tierwelt vorgezeichnet, das sich typisieren läßt (*Kratochwil* 1987, *Schwabe* 1988). Hierauf bezieht sich die Auswahl weniger repräsentativer zoologischer Aufnahmeflächen. Liegen genügend Stichproben vor, die den Zusammenhang „Zoozönose/Vegetationseinheit“ bestätigen, dann darf in einem engeren Gebiet aus der Kenntnis der Vegetation auf potentielle Tierarten-Vorkommen geschlossen werden („Induktive Generalisierung“).

6 Fallbeispiele biozöologischer Untersuchungen zur naturschutzfachlichen Bewertung

6.1 Beurteilung von Sukzessionsstadien

Nicht mehr regelmäßig gemähte Halbtrockenrasen stellen Übergangsstadien zwischen Halbtrockenrasen (Mesobrometum)

Tab. 12: Stetigkeitsvergleich einiger Saumpflanzenarten: Aufnahmen von v. Rochow (1948) und Kratochwil (1984).

Zunahme Saumpflanzenarten: Stetigkeitsvergleich		
	A	B
<i>Bupleurum falcatum</i> L.	+	III ⁺ -2
<i>Coronilla varia</i> L.	II ⁺ -2	IV ⁺ -2
<i>Peucedanum cervaria</i> (L.) Lap.	.	II ⁺ -2
<i>Vincetoxicum hirsutaria</i> Med.	r	II ⁺ -1
<i>Geranium sanguineum</i> L.	II ⁺ -1	V ⁺ -2
<i>Galium glaucum</i> L.	r	III ⁺ -2
<i>Aster amellus</i> L.	r	V ⁺ -2
<i>Origanum vulgare</i> L.	II ⁺ -1	V ⁺ -2
<i>Viola hirta</i> L.	r	III ⁺ -1
<i>Inula conyza</i> DC.	.	III ⁺ -1

einerseits und Saumgesellschaften der Trifolio-Geranietae andererseits dar. Sie gehören mit zu den artenreichsten, im Jahresverlauf blumenbuntesten und farbenprächtigsten Pflanzengesellschaften Mitteleuropas (*Kratochwil* 1983, 1984, *Wilmanns* 1975, 1989). Auf nur 50 m² kommen bis zu 78 Pflanzenarten vor, so z.B. im südwestdeutschen Raum im Gebiet des Kaiserstuhls (*Wilmanns* 1989). Dieser hohe Artenreichtum beruht darauf, daß die typischen Arten der Festuco-Brometea zwar im Laufe der Sukzession quantitativ abnehmen, aber von den eindringenden Arten der Trifolio-Geranietae nicht völlig verdrängt werden (*Wilmanns* und *Kratochwil* 1983). Die Zunahme von Saumarten belegt auch ein Stetigkeitsvergleich zwischen Aufnahmen von v. Rochow (1948) mit eigenen Aufnahmen (Tab. 12). Zu entsprechenden Ergebnissen kamen auch *Wilmanns* und Mitarbeiter bei einer genauen Analyse der Mesobrometen im gesamten Gebiet (*Wilmanns* 1975, 1989).

Der große Pflanzenarten-Reichtum spiegelt sich auch in einer entsprechend großen Artenmannigfaltigkeit an Tierarten wider. So ergaben zweijährige Untersuchungen über die blütenbesuchende Entomofauna auf einem 0,4 ha großen ver-saumten Halbtrockenrasen-Hang im Zentrum des Kaiserstuhls das Vorkommen von allein 132 Wildbienen-, 60 tagfliegenden

Schmetterlings- und 70 Schwebfliegen-Arten (Kratochwil 1984). Im Falle der Wildbienen und Tagfalter entspricht dies ungefähr 1/3 bis 1/4 aller in der Bundesrepublik Deutschland vorkommenden Arten.

Die Halbtrockenrasen des südwestdeutschen Raumes zeichnen sich durch einen für mitteleuropäische Verhältnisse besonders hohen Prozentsatz an submediterranen und einigen subkontinentalen Pflanzen- und Tierarten aus. Diese Arten leben hier am Rande ihres Verbreitungsareals. Ihr Vorkommen ist nur aus der Floren-

und Faunengeschichte zu verstehen: In der Spät- und frühen Nacheiszeit sind kontinentale Steppenarten, in der postglazialen Wärmezeit (sub-)mediterrane Arten nach Mitteleuropa eingewandert. Einstmals weit in Mitteleuropa verbreitet, existieren solche Arten heute nur noch an bestimmten, mikro- und mesoklimatisch besonders begünstigten Standortsinseln, geographisch separiert, disjunkt verbreitet an der Arealgrenze, populationsgenetisch isoliert und damit abgekoppelt vom Zentrum ihrer Hauptverbreitung und dies wahr-

scheinlich über eine sehr lange Zeit. Ein Zuzug aus dem Süden oder Osten ist bei den Wildbienen aber auch bei den Reliktarten unter den Schmetterlingen unwahrscheinlich, in noch geringerem Maße gilt dies für weniger flugfähige oder flugunfähige Arten.

Analysiert man das Sukzessionsgeschehen unter arealgeographischen Gesichtspunkten, so verringert sich mit der Abnahme der Festuco-Brometea-Arten das submediterrane Florenelement, analog steigt durch die Zunahme der Trifolio-Geranietea-Arten das subkontinentale Element (Abb. 8).

In welchem Ausmaß reagieren die blütenbesuchenden Insektenarten auf eine Sukzession? Vergleicht man einen regelmäßig gemähten Halbtrockenrasen mit einem versauerten, so lassen die Arealtypenspektren der Wildbienen und der Tagfalter Unterschiede erkennen (Abb. 9, Abb. 10). Bei den Wildbienen liegt der Prozentsatz der europäisch/eurosibirisch verbreiteten Arten im versauerten Mesobrometum um 11 % höher, die des submediterranen um 12 % niedriger; bei den Tagfaltern erhöht sich mit der Sukzession besonders der Anteil der subkontinentalen Arten um 7 % (s. dazu auch Kratochwil 1983). Somit ist auch hier eine Sukzession nicht negativ zu beurteilen. In solchen Lebensräumen sind die submediterranen und subkontinentalen Reliktarten die Zielgruppe, deren Erhaltung aus Naturschutz-Sicht im Vordergrund stehen muß. Deshalb sind beide Stadien, gemähte und ungemähte Bestände, in möglichst kleinflächigem Mosaik zu erhalten.

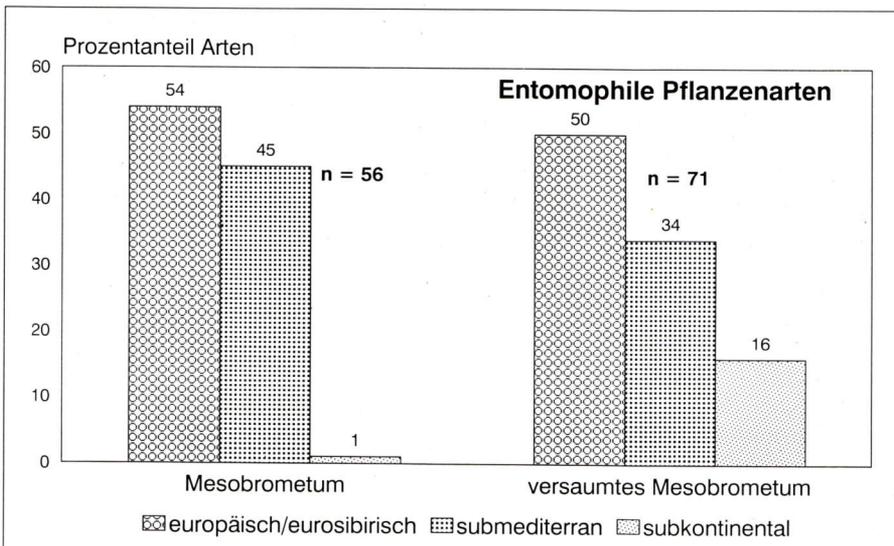


Abb. 8: Das Arealtypen-Spektrum der entomophilen Pflanzenarten eines Mesobrometum und eines „versauerten“ Mesobrometum in Hinblick auf das europäisch/eurosibirische, submediterrane und subkontinentale Florenelement (Südliche Oberrheinebene, Kaiserstuhl).

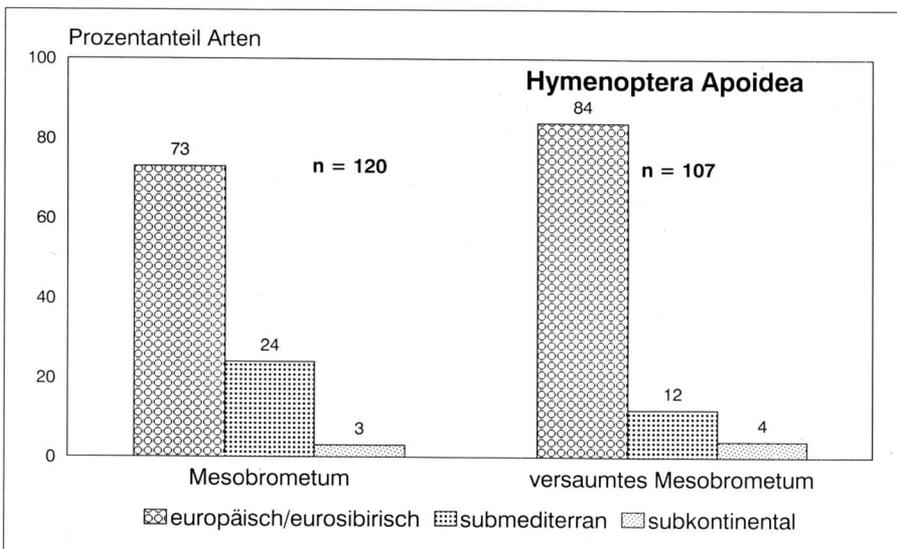


Abb. 9: Das Arealtypen-Spektrum der Wildbienen (Hymenoptera Apoidea) eines Mesobrometum und eines „versauerten“ Mesobrometum in Hinblick auf das europäisch/eurosibirische, submediterrane und subkontinentale Florenelement (Südliche Oberrheinebene, Kaiserstuhl).

6.2 Pflegemaßnahmen in Naturschutzgebieten: der Faktor Mahd

Sieht man von den wenigen Primärstandorten (z.B. Volltrockenrasen, Hochmoore) ab, so handelt es sich bei den meisten aus Naturschutz-Sicht bedeutsamen Gebieten Mitteleuropas um solche, bei denen bestimmte extensive anthropo-zoogene Faktoren die hohe Biodiversität bewirkt haben: z.B. die Mahd, Beweidung oder besondere Formen der historischen Wald-Bewirtschaftung. Für den Naturschutz stellt sich die Frage, wo bestimmte Maßnahmen, wie, wann und in welchem Umfang durchgeführt werden müssen. Auch hierbei ist das Zielarten-Konzept die nach unserer Sicht einzige Möglichkeit der Vorgehensweise. Dies sei im folgenden modellartig am Beispiel der Auswahl des Mahdzeit-

punktes in einem Halbtrockenrasen (Mesobrometum) und in einer Pfeifengraswiese (Molinietum) demonstriert (Bereich: Südliche Oberrheinebene).

Der Zeitpunkt der Mahd darf

■ nicht vor dem blühphänologischen Höhepunkt der jeweiligen Pflanzengesellschaft liegen

■ nicht die Blühzeit der Rote-Liste-Arten tangieren

■ nicht in die Blühzeit derjenigen Arten fallen, die in pflanzensoziologischer oder arealgeographischer Hinsicht die jeweiligen Pflanzengesellschaften charakterisieren.

a) Mesobrometum

Die Erhaltung eines typischen blumenbunten Halbtrockenrasens und die Blüte und die Fruchtzeit möglichst vieler für das Mesobrometum typischer Pflanzenarten kann nur bei einem Mahdzeitpunkt gewährleistet werden, der frühestens Mitte bis Ende Juli liegt, wenn die Samenreife der charakterisierenden Arten weitgehend abgeschlossen ist. Eine Mahd vor der 1. Juli-Dekade ist aus blühphänologischer Sicht abzulehnen. Unter Berücksichtigung der Rote-Liste-Arten erscheint ein Mahdtermin in der letzten Juli-Dekade des August günstig. Unter Berücksichtigung der Blühphänologie der im Mesobrometum vorkommenden Rote-Liste-Arten und solcher Arten, die in pflanzensoziologischer Hinsicht (Brometalia-, Mesobromion-, bestimmte Festuco-Brometea-Arten) und in arealgeo-

graphischer Hinsicht (submediterrane und submediterrane-subatlantische Arten) diese Gesellschaft kennzeichnen, kann nur ein Mahdtermin Ende Juli als gesellschaftstypisch und -erhaltend angesehen werden (s. Abb. 11).

b) Molinietum (Pfeifengraswiese)

Nur bei einem späten Mahdtermin erreichen die das Molinietum besonders charakterisierenden Arten die Blüh- und Fruchtzeit. Unter Berücksichtigung der Rote-Liste-Arten sollte sich der Mahdtermin im Untersuchungsgebiet nach der Blühzeit von *Parnassia palustris* richten. Die Samenreife eines Großteils der Population ist in der 1. September-Dekade abgeschlossen, eine Mahd wird deshalb in der 2. September-Dekade vorgeschlagen. Unter Berücksichtigung der Blühphänologie der im Molinietum vorkommenden entomophilen Rote-Liste-Arten und solcher Arten, die in pflanzensoziologischer und arealgeographischer Hinsicht diese Gesellschaft charakterisieren, kann als Mahdzeitpunkt nur die 2. September-Dekade als gesellschaftstypisch und -erhaltend vorgeschlagen werden (s. Abb. 11).

Im Vergleich wird deutlich, daß für das Mesobrometum ein Mahdtermin Ende Juli als gesellschaftstypisch und -erhaltend angesehen werden kann, im Molinietum hingegen die 2. September-Dekade ein geeigneter Zeitpunkt für eine Mahd darstellt.

Der Mahdzeitpunkt darf auch nicht in

die Hauptaktivitäts- und Fortpflanzungszeit der diese Phytozönosen charakterisierenden Tierarten fallen. Untersuchungen in einem Halbtrockenrasen belegen am Beispiel der Wildbienen (Hymenoptera Apoidea) und Tag-/Dickkopffalter und Bluts-tröpfchen (Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae), daß die Blühzeit der submediterranen Pflanzenarten und die Aktivitätszeit der sie besuchenden Insekten-gemeinschaft miteinander koinzidieren (Kratochwil 1988 c); Abb. 12. Unter dem Gesichtspunkt der Erhaltung submediterraner und subkontinentaler Elemente der Biozönose als Zielartengruppe ist der oben vorgeschlagene Mahdtermin angemessen.

An solchen Sekundärstandorten kann nur der anthropozoogene Einfluß (in diesem Fall die Mahd) einen hohen Anteil an Arten des submediterranen Elementes bewirken. Der Zeitpunkt der Mahd koinzidiert mit der Trockenzeit im Hauptverbreitungsgebiet der Trockenrasen im submediterranen/mediterranen Raum. Die Mahd hat in ihrer Wirkung eine ähnliche Funktion.

6.3 Beurteilung von Umwelteinflüssen in Naturschutzgebieten:

– **Der Faktor „Düngung“ an Offenlandstandorten**

Auf der Basis mehrjähriger Untersuchungen in einem kleinräumigen Mosaik verschiedener meso- und eutraphenter Grünlandgesellschaften (Naturschutzgebiet „Taubergießen“, Südliche Oberrheinebene; s. Steffny et al. 1984, Kratochwil 1989 c) war es möglich, über einen aktualistischen Vergleich die Veränderungen im Biozönosengefüge (Veränderung der Zusammensetzung der Vegetation und verschiedener Insektengruppen: Tagfalter, Wildbienen, Schwebfliegen, Heuschrecken u.a.) aufzuzeigen, die bei der Überführung von Halbtrockenrasen (Mesobrometum) und Pfeifengraswiesen (Molinietum) in Glatt-haferwiesen (*Arrhenatheretum salvietosum*) durch geringe Düngergaben (alle 2 Jahre höchstens 750 kg Thomasmehl/ha) eingetreten sind (ausführlich in Kratochwil 1989 b). Die Veränderung betrifft einerseits das Mesobrometum Subass. von *Cirsium tuberosum*, das bei Düngung in das *Arrhenatheretum salvietosum*, Typische Variante, überführt wurde, andererseits das *Cirsio-Molinietum*, Subass. von *Bromus erectus*, in das *Arrhenatheretum salvietosum*, Variante von *Colchicum au-*

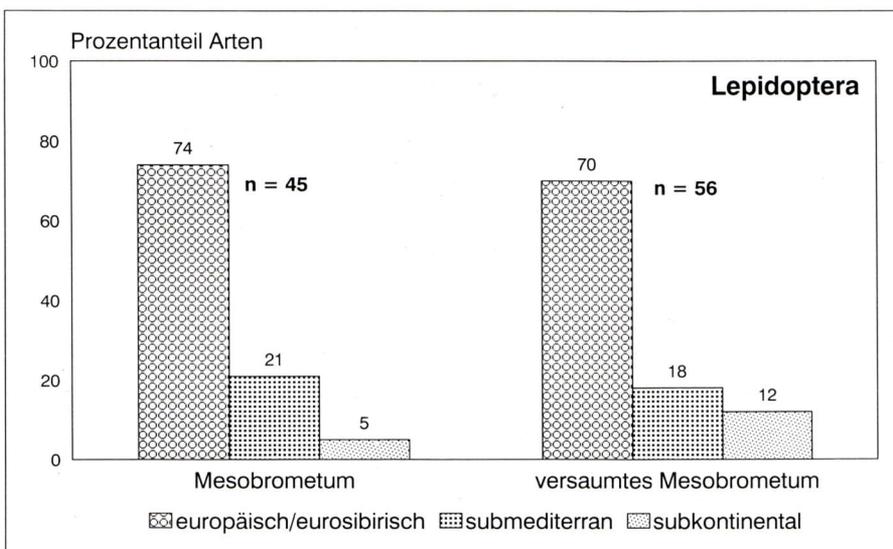


Abb. 10: Das Arealtypen-Spektrum der Tagfalter (Lepidoptera Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae) eines Mesobrometum und eines „versauerten“ Mesobrometum in Hinblick auf das europäisch/eurosibirische, submediterrane und subkontinentale Florenelement.

turnale; s. Abb. 13. An der jeweiligen Variante läßt sich erkennen, aus welcher Pflanzengesellschaft das Arrhenatheretum salvietosum hervorgegangen ist.

Interessant ist nun, daß bei der Überführung der einzelnen Gesellschaften noch keine Unterschiede in den mittleren Artenzahlen auftreten, sehr wohl ergeben sich jedoch solche hinsichtlich der Anzahl der Rote-Liste-Arten: Rückgang bei der Überführung des Mesobrometum von 9 auf 5, des Molinietum von 12 auf 1. Auch wenn es in der mittleren Artenzahl kaum zu Unterschieden gekommen ist, so hat sich die Dominanzstruktur deutlich mit der

Überführung verändert. Es dominiert z.B. gegenüber dem Mesobrometum im Arrhenatheretum in der Deckung deutlich die Kategorie 2b, Arten mit einer Deckung von 16-25%!

Bei allen den hier untersuchten Pflanzengesellschaften handelt es sich um solche, die in Baden-Württemberg und in der gesamten Bundesrepublik Deutschland gefährdet sind. Dies gilt auch für das Arrhenatheretum salvietosum. Innerhalb der hier zu beurteilenden Situation ist als besonders zu berücksichtigende Zielartengruppe die der stenöken Magerrasen anzusehen, im Falle des Mesobrometum vie-

le submediterrane Arten, im Molinietum bestimmte, für die Pflanzengesellschaft dort typische europäisch-eurosibirische Arten.

Eine solche hier nur kurz skizzierte pflanzenökologische Analyse, die im Rahmen der vorgestellten Studie auch weitere Detailuntersuchungen umfaßte (Messungen des Kleinklimas, Erfassung der Vegetationsstruktur und Blühphänologien u.a.; s. Kratochwil 1989 b), ist die Ausgangsbasis auch für eine zoologische und letztlich biozöologische Bewertung: Analog zu den Verhältnissen bei der Vegetation können wir z.B. bei den Wildbienen, Lepidop-

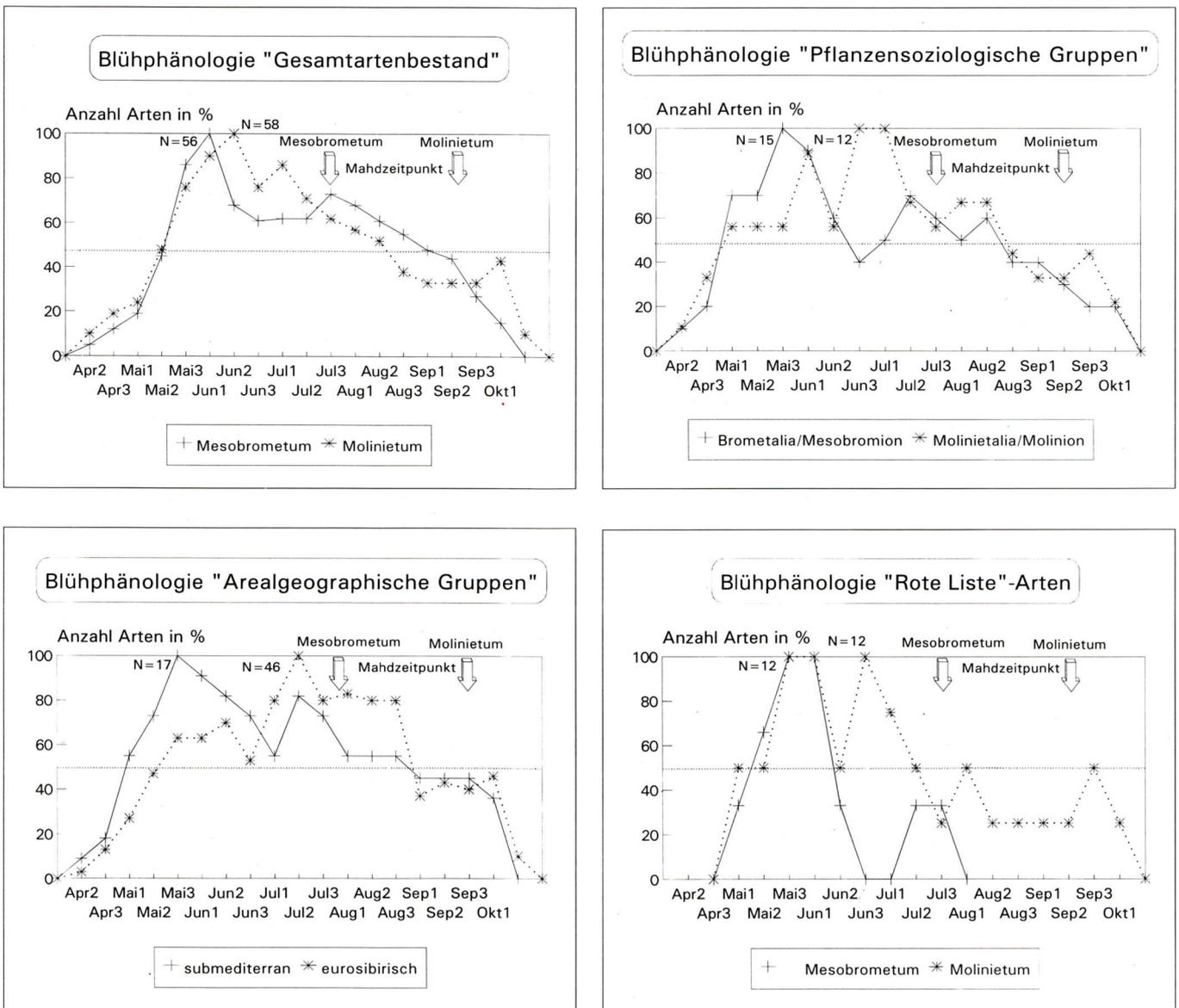


Abb. 11 a, b, c, d: Die unter Berücksichtigung von Zielarten-Gruppen vorzuschlagenden Mahdzeitpunkte in einem Mesobrometum und in einem Molinietum: a) Blühphänologie des Gesamtartenbestandes, b) Blühphänologie der submediterran und eurosibirisch verbreiteten Pflanzenarten, c) Blühphänologie der Pflanzenarten der Brometalia/des Mesobromion und die der Molinietalia/des Molinion, d) Blühphänologie der Rote-Liste-Arten.

teren, Heuschrecken, Syrphiden u.a. Tiergruppen, bestimmte Artengruppen herausdifferenzieren, die die 4 verschiedenen Pflanzengesellschaften charakterisieren. Auch gibt es Arten, die sich indifferent verhalten. Aus der Entstehungsgeschichte der beiden Varianten des Arrhenatheretum salvietosum ist es verständlich, daß die Typische Variante und die Variante von „*Colchicum autumnale*“ des Arrhenatheretum salvietosum sich standörtlich deutlich unterscheiden. So erklärt sich auch der unterschiedliche Tierarten-Bestand beider Varianten (Kratochwil 1989b).

Auch unter den verschiedenen Tiergruppen kann man Zielarten-Gruppen herauskristallisieren. Im Falle der Wildbienen, Tagfalter, Schwebfliegen und Heuschrecken sind die Magerrasen durch stenotope, indigene Standortsspezialisten charakterisiert. Im Falle der Arten des Mesobrometum handelt es sich um zahlreiche submediterrane Arten, die bei einer Überführung in eine Glatthaferwiese keine zusagenden Lebensbedingungen mehr finden. Kausale Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen einzelner Arten innerhalb des Vegetationsmosaiks (Nistplätze, Larvalhabitate, Anwesenheit bestimmter Nektar- und Pollenpflanzen, Nahrungspräferenzen, Blumendichte, Vegetationsstrukturen, Mahdtermin u.a.) sind ausführlich in Kratochwil (1989b) dargestellt.

An diesem Beispiel zeigt sich, daß Bewertungen auf einem sehr feinen biozöologischen Raster durchgeführt werden müssen.

Ruderalisierung u. „Problempflanzen“

Im Gebiet um Darmstadt finden sich in der nördlichen Oberrheinebene auf basenreichen und basenarmen Sanden hochgradig gefährdete Sandrasen mit z.B. dem subkontinental verbreiteten Jurineo-Koelerietum glaucae (basenreiche Sande) und dem ebenfalls subkontinental verbreiteten Amerio-Festucetum trachyphyllae (basenarme Sande). *Jurinea cyanooides* ist z.B. in der gesamteuropäischen Liste der hochgradig gefährdeten Arten enthalten (gemäß FFH-Richtlinie).

Durch Nährstoffschübe (z.B. durch Sandflug von benachbarten Spargeläckern) und verschiedenste „Störungen“ (Tritt u.a.) ruderalisieren die Bestände, und es stellen sich „Problempflanzen“ wie *Coryza canadensis*, *Oenothera biennis*, *Calamagrostis epigeios*, *Cynodon dactylon* u.a. ein. An einem Beispiel sei ein aktualistischer Ver-

gleich zwischen der Heuschreckenzönose von einem Jurineo-Koelerietum glaucae und einem *Cynodon dactylon*-Bestand auf einem auch unter abiotischen Bedingungen entsprechenden Standort geführt (Zehm 1997): Die regionalen Leitarten der offenen Sandrasen, wie *Myrmeleotettix maculatus* und *Oedipoda caerulea*, treten im *Cynodon*-Bestand nicht auf, ähnlich

wie in *Calamagrostis epigeios*-Beständen herrscht eine Heuschreckenzönose vor mit Arten, die mesophilere Verhältnisse anzeigen (Abb. 14). Unter Auswertung verschiedenster Daten aus den Sandrasen (Zehm 1997) können *Myrmeleotettix maculatus*, *Oedipoda caerulea* und wahrscheinlich auch der seltene *Calliptamus italicus* als regionale Leitarten klassifiziert werden.

	MÄRZ	APRIL	MAI	JUNI	JULI	AUGUST	SEPTEM.
BLÜHZEIT VEGETATION	Eurosibirische Arten		Submediterrane Arten		Eurosibirische		Arten + subkontinentale Elemente
FLUGZEIT APIDOFAUNA	Eurosibirische Arten		Submediterrane Arten		Eurosibirische		Arten + submed. u. subkont. Elemente
FLUGZEIT LEPIDOFAUNA	Eurosibirische Arten		Submediterrane Arten		Eurosibirische		Arten + submed. u. subkont. Elemente
	I		II		III		IV

Abb. 12: Vergleich von phänologischen (Blühzeit der entomophilen Pflanzenarten / Flug- und Aktivitätszeit der Wildbienen und Tagfalter) und arealgeographischen Zusammenhänge von Vegetation, Apido- und Lepidofauna. I = eurosibirische Phase, II = submediterrane Phase, III = eurosibirische Phase, IV = eurosibirische Phase mit submediterranen und subkontinentalen Elementen (in Anlehnung an Kratochwil 1988b).

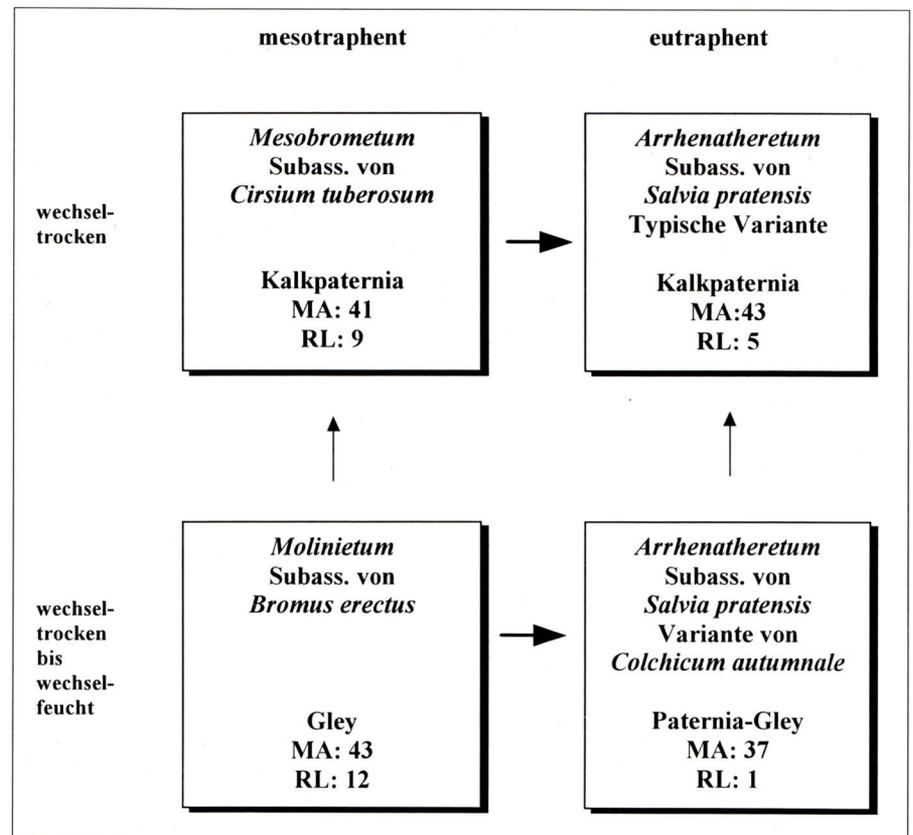
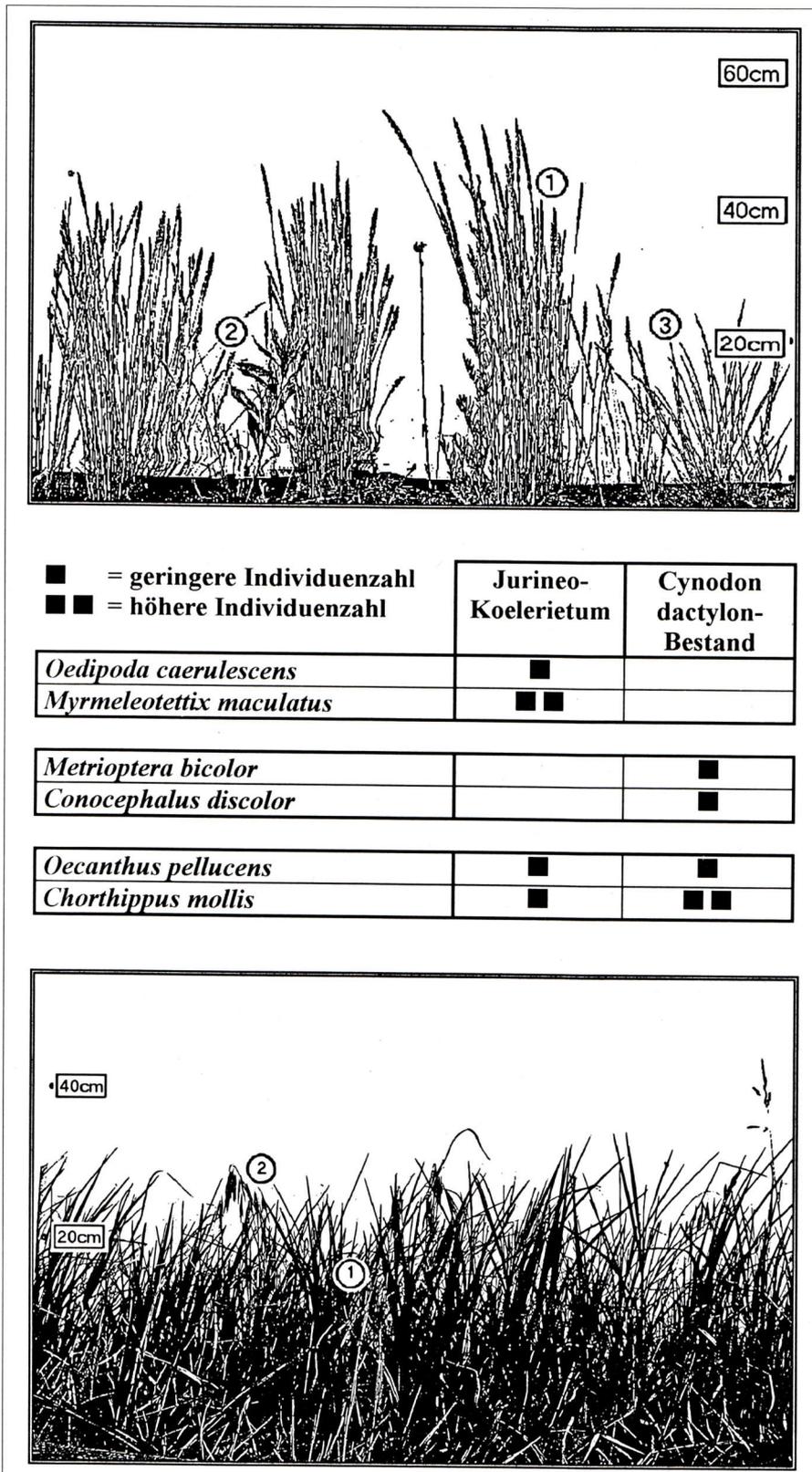


Abb. 13: Die durch geringe Düngergaben hervorgerufenen Vegetationsveränderungen.



■ = geringere Individuenzahl
 ■■ = höhere Individuenzahl

	Jurineo-Koelerietum	Cynodon dactylon-Bestand
<i>Oedipoda caerulea</i>	■	
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	■■	
<i>Metrioptera bicolor</i>		■
<i>Conocephalus discolor</i>		■
<i>Oecanthus pellucens</i>	■	■
<i>Chorthippus mollis</i>	■	■■

6.4 Erfassung von „ancient woodland“ mit Hilfe von Reliktarten-Gemeinschaften

Aus waldökologischen Gründen und aus Naturschutz-Sicht stellen alte Waldstandorte besonders wertvolle Lebensräume dar. Im nordwestdeutschen Tiefland zählen z.B. alte Hudelandschaften zu den Lebensräumen besonders hoher biologischer Diversität (Pott und Hüppe 1991). Solche alten Hudewälder sind eingebunden in spezifische Landschaftstypen: *Betulo-Quercetum*- (Eichen-Birkenwald-) Landschaft, *Periclymeno-Fagetum*- (Buchen-Eichenwald-) Landschaft, *Carpinion*- (Eichen-Hainbuchenwald-) Landschaft und *Querco-Ulmetum*- (Auenwald-) Landschaft mit ihren jeweils spezifischen Hude-bedingten Ersatzgesellschaften. Auch hier orientieren wir uns an definierten pflanzensoziologischen Einheiten (Tab. 13).

Von besonderer wissenschaftlicher Bedeutung sind vor allem die zu Beginn des 12. und 13. Jahrhunderts und in darauffolgenden Jahrhunderten in herrschaftlichen Bann gelegten Wälder; diese Standorte tragen in vielen Fällen mindestens seither, z.T. wahrscheinlich aber ununterbrochen seit dem Postglazial Wald. Damit stellen sie besonders wertvolle „Reliktstandorte“ für Pflanzen- und Tierarten dar. Unter extensivem anthropo-zoogenem Einfluß haben sich dort Biozönosen primärer Waldstandorte auch in ihrem Artengefüge erhalten können. In den letzten Jahren waren diese Reliktzönosen Gegenstand unserer Forschung (zusammenfassende Darstellungen s. *Abmann und Kratochwil 1995, Kratochwil und Abmann 1996 a, b*).

Anhand alten Kartenmaterials können alte Waldstandorte auf Reliktarten hin untersucht werden. Nicht immer jedoch sind solche Karten zuverlässig. Über die Untersuchung von Reliktarten unter den Arthropoden, aber auch anderen Tiergruppen, als Indikatoren lassen sich alte Waldstandorte regional belegen. Unter den Laufkäfern (Carabidae) erweisen sich die Arten: *Carabus glabratus* (Präferenz für alte Wälder vom Typ des *Periclymeno-Fagetum*), unter den Chilopoden *Lithobius curtipes*, unter den Nacktschnecken *Malacolimax tenellus* und *Limax cinereoniger*, als regionale Reliktarten alter Wälder des nordwestdeutschen Tieflandes (*Assmann 1994, 1995, Vossel und Abmann 1995*). Auch hier indiziert das Vorkommen einer Art potentiell eine gesamte Reliktarten-Gemeinschaft.

Die biozöologischen Untersuchungen in den nordwestdeutschen Hudelandschaften

Abb. 14: Strukturbild des *Jurineo-Koelerietum glaucae* (oben), aufgenommen am 13.06.1996 bei Darmstadt mit 1: *Koeleria glauca*, 2: *Oenothera biennis*, 3: *Corynephorus canescens* (maximale Höhe der Vegetation: 47 cm); Strukturbild eines *Cynodon dactylon*-Bestandes (Aufnahme: 12.06.1996) auf einem abiotisch homologen Standort (unten) mit 1: *Cynodon dactylon*, 2: *Bromus tectorum* (maximale Vegetationshöhe: 40 cm) und die zugehörige Heuschreckenzönose (nach Zehm 1997); Strukturbilder digital bearbeitet.

ten belegen auch hier wieder die deutliche Koinzidenz zwischen einzelnen Tierarten-Gemeinschaften und Pflanzengesellschaften. Einerseits lassen sich Zoozönosen von Standorten des Wirtschaftshochwaldes deutlich von solchen alter Hudewälder trennen, wobei auch hier auf der Ebene der Subassoziationen differenziert werden muß (Abb. 15), andererseits spiegeln sich veränderte Standortparameter (Feuchtigkeitsgehalt, Nährstoff-Haushalt, Bodentyp) auch sehr klar in den unterschiedlichen Zoozönosen wider (Abb. 16). Von besonderer Bedeutung ist hierbei wieder die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf gleiche Vegetationstypen.

Wenn, wie derzeit in Niedersachsen auf landeseigenen Forstflächen begonnen, alte Waldstandorte auch in Zukunft einer historischen Waldnutzung folgend erhalten und entwickelt werden sollen, ist ein gesicherter Nachweis solcher Standorte besonders durch diese Indikatoren präzise möglich. Darüber hinaus können diese Reliktarten als Zielartengruppe mit besonders großer Naturschutz-Bedeutung auch nur an solchen alten Waldstandorten erhalten werden.

6.5 Restitution von Biozönosen der Feuchtgebiete

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens werden durch das Fachgebiet „Ökologie“ der Universität Osnabrück im Gebiet der Dümmerniederung (Niedersachsen) biozöologische Untersuchungen als Grundlage für geplante Restitutionsmaßnahmen im intensivierten Grünland durchgeführt. In diesem über 4000 ha großen Gebiet folgen wir auch hier dem Zielarten-Konzept.

Aus dem Untersuchungsgebiet liegt eine Kartierung aus den Jahren 1947/1948 von Krause und Preisling (1952) vor, 40 Jahre später wurde das Gebiet von Ganzert und Pfadenhauer (1988) nachkartiert, wobei erhebliche Veränderungen festgestellt werden konnten. Die Tab. 14 zeigt die Veränderungen zwischen 1947/48 und 1987. Seit 1994 kartieren wir im Gebiet und verfolgen die Veränderungen, die seither eingetreten sind. Im wesentlichen ist das Gesellschaftsinventar das gleiche geblieben, wenngleich sich die Flächenanteile z.T. gravierend verändert haben. Besonders bemerkenswert ist jedoch die außerordentlich große Dynamik der Veränderung, beruhend auf dem kleinräumig variierenden Unterschieden des Hydroregimes aber besonders auch der wechselnden

Tab. 13: Übersichtstabelle: Betulo-Quercetum-, Periclymeno-Fagetum- und Carpinion-Vegetationskomplex unter Berücksichtigung der hudebedingten Ersatzgesellschaften. Die Reihenfolge der Anordnung folgt der zunehmenden Öffnung des Waldes und der zunehmenden Intensität des menschlichen Einflusses.

Quercenion roboris-Landschaft (Unterverband: Bodensaure Eichen-Mischwälder)		
„Primärwald“	<i>Betulo-Quercetum roboris</i> (Eichen-Birkenwald)	<i>Periclymeno-Fagetum</i> (Buchen-Eichenwald)
ehemaliger Weidewald, heute z.T. Bannwälder	beweidetes <i>Betulo-Quercetum</i> z.T. im Komplex mit dem <i>Dicrano-Juniperetum</i> (Wacholder-Gebüsch)	beweidetes Lonicero-Fagetum: Fazies mit <i>Pteridium aquilinum</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , Komplex mit <i>Sarothamnus scoparius</i> -Gebüsch
Hudewaldreste und Hude-bedingte Ersatzgesellschaften:		
Waldfragmente	<i>Betulo-Quercetum roboris</i> Hudewaldreste	<i>Periclymeno-Fagetum</i> Hudewaldreste
Heiden	<i>Genisto anglicae-Callunetum</i> (Sandginster-Heide) im Komplex mit dem <i>Dicrano-Juniperetum</i>	reichere <i>Calluna vulgaris</i> -Bestände und <i>Juniperus communis</i> -Gebüsch
Vormäntel, Säume		<i>Sarothamnus scoparius</i> -Vormantel, <i>Teucrium scorodonia</i> -Säume
Sand-Trockenrasen	<i>Spergulo-Corynephorretum</i> (Frühlingsspark-Silbergrasflur)	<i>Diantho-Armerietum</i> (Grasnelken-Flur)
Pionierfluren	<i>Thero-Airion</i> -Gesellschaften: <i>Airetum praecoxis</i> (Ges. d. Frühen Schmielenhafers)	<i>Thero-Airion</i> -Gesellschaften: <i>Filagini-Vulpium myuri</i> (Federschwingel-Rasen)
Borstgrasrasen	<i>Nardo-Juncetum squarrosum</i> (Ges. d. Sparrigen Binse)	
Grasland	<i>Lolio-Cynosuretum luzuletosum</i>	<i>Lolio-Cynosuretum typicum</i>
Carpinion-Landschaft (Eichen-Hainbuchenwälder)		
„Primärwald“	<i>Stellario-Carpinetum</i> (Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald)	
ehemaliger Hudewald	<i>Stellario-Carpinetum</i> (<i>Ilex aquifolium</i> - und strauchreich)	
Hudewaldreste und Hude-bedingte Ersatzgesellschaften im Carpinion Gebiet:		
Hudewaldreste	<i>Stellario-Carpinetum</i>	
Heiden	<i>Roso-Juniperetum</i> (Rosen-Wacholderbusch)	
Mantel-Gesellschaften	<i>Corno-Prunetum (Prunetalia)</i> (Schlehenbusch)	
Säume	<i>Artemisietea Alliarion</i>	
Grasland	<i>Lolio-Cynosuretum typicum</i>	

anthropozoogenen Einflüsse (Tab. 15). Die Formulierung von Zielarten und Zielartengruppen ist ein entscheidender Schritt für zukünftige Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen. Für die Vegetation stellen die Zielartengruppe die Pflanzengesellschaften der Molinietalia- (Naß- und Streuwiesen, nasse Hochstaudenfluren) und Scheuchzerio-Caricetea nigrae- (Niedermoorgesellschaften) sowie bestimmte Magnocaricion-Gesellschaften (Großseggenrieder) dar.

Auf der Basis des pflanzensoziologischen Rasters lassen sich im Rahmen zoözoologischer Untersuchungen auch Zielarten und Zielartengruppen unter den Lauf-

käfern, Spinnen und Heuschrecken, aber auch innerhalb anderer Zootaxozönosen herauskristallisieren. Dem Prinzip der induktiven Generalisierung folgend können hierbei auch sehr große Flächen mehrerer 100 ha bewertet werden, wenn eine Bindung an bestimmte Vegetationstypen nachzuweisen ist.

Die Tab. 16 zeigt die Zielartengruppe der Spinnen und Laufkäfer eines Caricetum gracilis (Schlankseggenried); Merkens 1995, Hehmann (1995). Innerhalb der Fauna handelt es sich um die für diese Lebensräume besonders standortstypischen, in der Regel bestimmte hygro- sowie tyrphophile Tierarten. Am Ende dieses Forschungsvorha-

bens muß neben präzisen Vorstellungen über die im Gebiet aus Naturschutzsicht besonders schutzwürdigen und besonders förderungswürdigen Arten und ihren Lebensgemeinschaften ein klar formulierter Handlungsrahmen erarbeitet sein, anhand dessen eine Etablierung und Sicherung auch an Standorten, die zu entwickeln sind, erfolgen kann.

6.6 Biozöologisch-landschaftsökologische Bestandsaufnahme und Bewertung bei Umweltverträglichkeitsstudien

Eingriffsmaßnahmen in die Landschaft setzen Bewertungen voraus. Die Methoden der Landschaftsbeurteilung sind jedoch immer noch nicht so ausgereift und entwickelt, daß man auf breiter Ebene Stan-

dards in der Praxis einsetzen könnte. Eine besondere Schwierigkeit liegt in der interdisziplinären Bestandsaufnahme vegetationskundlicher und tierökologischer Daten. Die Methode des biozöologisch-landschaftsökologischen Ansatzes eignet sich in besonderer Weise, um auf der Ebene der Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) und des Monitorings folgenden Kriterien, wie sie für Umweltverträglichkeitsstudien gefordert sind, gerecht zu werden:

- eine Bewertung großer Gebiete (mehrere 100 ha)
- kurze Untersuchungszeiträume
- eine Verknüpfung von Tiergemeinschaften, Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexen.

Im folgenden sei ein Konzept für ein biologisch orientiertes Standardprogramm für Umweltverträglichkeitsstudien vorgestellt. Eine besondere Bedeutung hat dabei die Frage, wie die Vielfalt an möglichen Einzeldaten auf Landschaftsauschnitte bezogen werden kann. Dabei liegt die Schwierigkeit vor allem in der Einbeziehung zoologischer Daten auf Landschaftsebene. Sie müssen einerseits in dem zur Verfügung stehenden Zeitraum bearbeitbar sein, andererseits aber auch repräsentative Ergebnisse liefern. Ein statistisch orientierter Ansatz muß fehlschlagen, denn die Zahl der zu erhebenden Stichprobenpunkte wäre zu groß. Die Folge wären langwierige, kostenaufwendige und mit Daten überfrachtete Studien, die keinen Landschaftsbezug gewährleisten. Ein solcher Stichprobenansatz ist in Abb. 17 für ein Löß-/Silikatgebiet von 500 ha Größe schematisiert dargestellt. Der biozöologisch-landschaftsökologische Ansatz hingegen (s. Kap. 4) reduziert die Anzahl der Stichproben erheblich. Folgende Schritte legen wir im Rahmen der UVS zugrunde:

1. Erfassung des Vegetationstypen-Inventars und Dokumentation des floristischen und strukturellen Aufbaus der Vegetationstypen
2. Erfassung der Vegetationskomplexe
3. Kartierung der Vegetationskomplexe (einschließlich vorhandener abiotischer Strukturelemente) und Bewertung aus botanischer Sicht
4. Auswahl repräsentativer Kartierungseinheiten, Festlegung zoologischer Untersuchungsflächen
5. Inventarisierung der mit der Vegetationskomplex-Kartierung nicht erfaßten abiotischen Strukturelemente, die

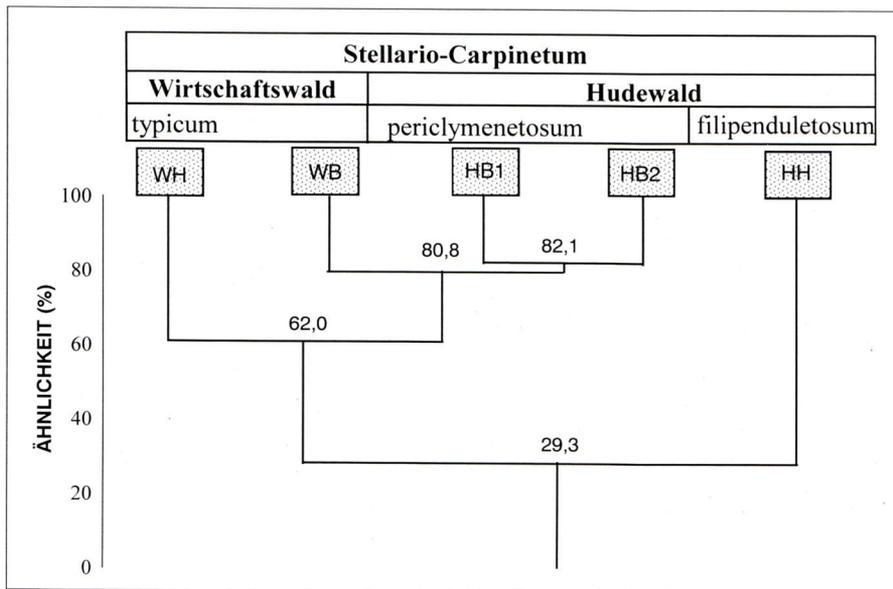


Abb. 15: Ähnlichkeits-Dendrogramm der Carabidenfauna von 2 Standorten des Wirtschaftshochwaldes (WB: Bentheimer Wald) 1994, WH: Hasbruch, nach Janssen (1982) und 3 Hudewald-Bereichen (HB1, HB2: Bentheimer Wald; HH: Hasbruch, nach Janssen 1982) (Niedersachsen). Die Dendrogramm-Darstellung erfolgte in der UPGMA-Form (unweighted pair group method using arithmetic averages) nach Sneath und Sokal (1973).

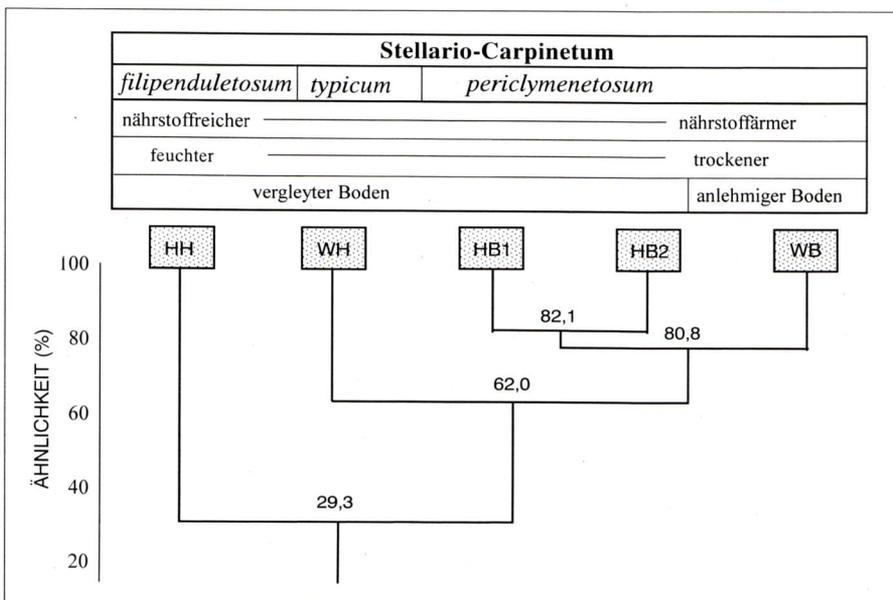


Abb. 16: Ähnlichkeits-Dendrogramm der Carabidenfauna von 3 verschiedenen Subassoziationen des Stellario-Carpinetum unter Angabe einzelner Standortparameter (weitere Angaben s. Legende zu Abb. 15).

aber aus zoologischer Sicht bedeutsam sind

6. Zoologische Bestandsaufnahme in repräsentativen Vegetationskomplexen, Bewertung und Übertragung der Ergebnisse auf alle vergleichbaren homologen Vegetationskomplexe des Gebietes (Methode der induktiven Generalisierung)
7. Synthese der botanischen und zoologischen Ergebnisse und Abschlußbewertung.

Die folgende Vorgehensweise setzt das Stadium der Vorstudie voraus (Informationen zur Geologie, Hydrologie, Karten- und Luftbild-Auswertung, Analyse der Biotop-Kartierung, vorausgegangener Planungen etc.).

Nehmen wir an, es handelt sich um 2 Trassenvarianten, bei denen Ausbau-Maßnahmen größeren Stils anfallen. Es kommen in diesem Gebiet differenzierte agrarische Nutzungen vor, aber es gibt auch naturnahe Standorte. Die zu begutachtende Fläche hat eine Größe von 2 x 500 ha (Abb. 18, Übersicht). In dem Gebiet kommen differenzierte agrarische Nutzungen vor; es gibt Feldgehölze, Feslstandorte u.a.; Bereiche werden forstlich genutzt.

Man geht im folgenden nach einem sog. „Mehrblattsystem der Landschaftsbeurteilung“ vor; dies sei im einzelnen an einem Ausschnitt der geplanten Trasse veranschaulicht. (Abb. 18/1-8). *Thannheiser* (1988) hat den Begriff „Mehrblattsystem“ auf integrierende landschaftsökologische Untersuchungen in der kanadischen Arktis unter Berücksichtigung von Geo-Faktoren, Vegetation und Teilen von Zoonosen bezogen. Eine ähnliche Verfahrensweise verwendete z.B. *Auweck* (1982) zur Erfassung von Kleinstrukturen in der Landschaft. Im folgenden seien die einzelnen „Blätter“ entsprechend der einzelnen aufeinanderfolgenden Verfahrensschritte vorgestellt und besprochen.

Das erste „Blatt“ stellt die vorhandenen Vegetationstypen (Feuchtwiesen, Trockenrasen u.a.) dar und als Szenarium die auszubauende Straße. Einige der Vegetationstypen mit größerer Flächendeckung wurden hier kartographisch dargestellt. Eine solche genaue Kartierung ist jedoch für eine biozöologische-landschaftsökologische Bewertung weder in der Kürze der Zeit möglich, noch nötig. Bekannt sein müssen nur die vorkommenden Vegetationstypen, aufgenommen nach bewährten pflanzensoziologischen Methoden.

Tab. 14: Veränderungen der Pflanzengesellschaften am Dümmer (Niedersachsen) zwischen 1947/48 und 1987 (nach Ganzert und Pfadenhauer 1988).

	Veränderung	Vorkommen
Glycerietum maximae	± 0	geblieben
Caricetum gracilis	± 0	geblieben
Caricetum rostratae	-	nicht mehr vorhanden
Phalaridetum arundinaceae	+	neu dazugekommen
Carici canescentis-Agrostietum caninae	--	geblieben
feuchte Nardetalia-Gesellschaften	-	nicht mehr vorhanden
Molinietum, verschiedene Typen	---	nicht mehr vorhanden
Molinia-Bestände auf ehemaligem Hochmoor	--	geblieben
Bromo racemosi-Senecionetum aquatici	---	geblieben
Alopecuretum pratensis	+	neu dazugekommen
Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati	+++	geblieben
Ranunculo repentis-Agropyretum repentis	+++	neu dazugekommen
Weiden	+++	geblieben
Einsaaten	+++	neu dazugekommen

Tab. 15. Übergänge von Vegetations- bzw. Nutzungseinheiten in andere Vegetations- bzw. Nutzungseinheiten zwischen 1987 und 1994 in % (nach unveröffentlichtem Material ausgewertet von Dr. D. Remy und Dipl.-Biol. U. Wageringel, Fachgebiet „Ökologie“, Universität Osnabrück).

Vegetationseinheiten- bzw. Nutzungsformen	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
1 Acker				0,1	3,9	0,2	1,0	12		2,3	13	
2 Grünland-Einsaaten	0,2		0,7	5,5	0,2	3,4	20	37		7,3		3,4
3 Ranunculo repentis-Agropyretum repentis		0,03		6,5	5,9	15	40				3,2	13
4 Bromo-Senecionetum aquatici	0,5	9,8	1,3	11	0,1	5,2	9,5	18				
5 Lolio-Cynosuretum	0,2	0,2	0,3	1,2	1,9	4,8	9,1					
6 Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati	0,02	3,6	3,4	0,9	0,2	7		22	0,5	1,9	0,4	2,1
7 Alopecuretum pratensis	0,1		1	0,1			6	33	0,02	3,9	0,4	
8 sonstige Flächen (Wald, Brache etc.)		1,4							5,7			5
9 Phalaridetum arundinaceae	1,3		22			9,6	13	17				
10 Caricetum gracilis	4,4	0,5		13			8,2	9,3	5,9			0,7
11 Carici canescentis-Agrostietum caninae	3,6		20	8			6		22			
12 Glycerietum maximae			18	24								

Tab. 16: Die Zielartengruppe der Spinnen und Laufkäfer eines Caricetum gracilis im Gebiet der Dümmeriederung (Niedersachsen); nach Merckens (1995) und Hehmann (1995).

Spinnen:

- Oedothorax gibbosus* (Blackwall, 1841); Linyphiidae
- Savignia frontata* (Blackwall, 1833); Linyphiidae
- Silometopus elegans* (O.P.-Cambridge, 1872); Linyphiidae
- Antistea elegans* (Blackwall, 1841); Hahnidae
- Pirata hygrophilus* Thorell, 1872; Lycosidae
- Pirata piscatorius* Clerck, 1757; Lycosidae
- Porrhomma pygmaeum* (Blackwall, 1834); Linyphiidae
- Aphileta misera* (O.P.-Cambridge, 1882); Linyphiidae
- Hypomma bituberculatum* (Wider, 1834); Linyphiidae

Laufkäfer:

- Pterostichus rhaeticus* (Heer, 1837)
- Pterostichus minor* (Gyllenhal, 1827)
- Agonum afrum* (Duftschmid, 1812)
- Agonum viduum* (Panzer, 1797)
- Agonum fuliginosum* (Panzer, 1809)
- Oodes helopioides* (Fabricius, 1792)

Erst bei späteren Planungsschritten oder Begleitplanungen ist eine kleinflächige, großmaßstäbliche Vegetationstypen-Kartierung sinnvoll. Bei unserem Ansatz ist auf der Planungsstufe „UVS“ eine genaue Vegetationstypen-Kartierung aufgrund der kurzen zur Verfügung stehenden Zeit auch nicht durchführbar, bekannt sein müssen nur die vorhandenen Vegetationstypen. Zusätzlich ist es von Bedeutung, die „Rote-Liste-Pflanzenarten“ zu erfassen und – sofern für das betreffende Bundesland vorliegend – die vorhandenen „Pflanzengesellschaften der Roten Liste“ aufzunehmen. Die Kenntnis des vorhandenen Vegetationstypen-Inventars ist die Voraussetzung für die Erarbeitung und Kartierung von Vegetationskomplexen.

In einem 2. Blatt, wobei die Erfassung des ersten Blattes parallel verlaufen sollte,

müssen nun bestimmte abiotische Elemente des Landschaftsausschnittes bekannt sein, das Relief, die Geomorphologie, Bodentypen, hydrologische Verhältnisse, Mesoklima etc. Zusammen mit dem anthropogenen Einfluß bewirken sie das typisierbare, standörtliche Grundmuster für miteinander vergesellschaftete Vegetationstypen, homogene Flächen eines wiederkehrenden Pflanzengesellschafts-Mosaiks von einer Größe von etwa 1-4 ha.

Das 3. Blatt stellt die Kartierung der Vegetationskomplexe dar. Eine Bewertung der Vegetationskomplexe wird anschließend im Hinblick auf die Diversität an Vegetationstypen, Einfluß der Düngung, menschlicher Einfluß, Alter der Phytozöosen, immer nur mit regionalem Bezug, durchgeführt.

Das 4. Blatt zeigt die Endbewertung aus botanisch-vegetationskundlicher Sicht

und die kartographische Darstellung der botanisch-vegetationskundlichen Flächen nach einer 4-stufigen Werteskala, die nach regionalen Gesichtspunkten (s. Kap. 3) aufgestellt werden muß.

Auf dieser Basis der Vegetationskomplex-Erhebung kann nun eine zoologische Bestandsaufnahme und Bewertung erfolgen (Blatt 5). Innerhalb der erfaßten Vegetationskomplexe wird nun über Kurz- und Langstrecken-Transekte nach Zielarten und Zielartengruppen gesucht. Das Verfahren wurde in Kapitel 4.2.4 vorgestellt.

Da für die Tierwelt häufig abiotische Strukturelemente eine große Bedeutung haben, müssen diese aus diesem Grund zusätzlich zu den Vegetationskomplexen gesondert erfaßt werden, so vegetationsfreie Stellen wie Steinhänge, Mauern, Gebäude u.a. (Blatt 6).

Im Anschluß daran erfolgt auch hier wieder eine Bewertung (Blatt 7).

In einem weiteren Schritt (Blatt 8) wird die Synthese der vegetationskundlichen und zoologischen Ergebnisse vollzogen und eine abschließende Raumbewertung durchgeführt nach den bereits benannten Kriterien.

7. Schlußbemerkung

Bewertungen im Naturschutz müssen sehr komplexen Naturgegebenheiten Rechnung tragen. Eine Schwierigkeit liegt in der Bewältigung der Diversität in Raum und Zeit. Aufgrund der Tatsache, daß Arten nicht solitär, sondern in Lebensgemeinschaften vorkommen, ist eine biozöologische Sichtweise gefragt. Der Bezug zur Landschafts-Dimension erfordert eine Integrationsfähigkeit des Methodenansatzes auf höherer Ebene, bei dem auch der Mensch als Umweltfaktor Berücksichtigung finden muß. Den bisherigen Verfahren mangelt es in der Regel an der interdisziplinären Verknüpfung, den der biozöologisch-landschaftsökologische Ansatz gewährleistet. Demgegenüber hat dieser Ansatz, zumal wenn er Vegetationskomplexe einbezieht, den „Nachteil“, daß er erhebliche Vorkenntnisse und Erfahrungen bei den Bearbeitern voraussetzt. So stellt Hermann (1996) fest: „Die Methode hat sicherlich den vergleichsweise höchsten fachlichen Anspruch und Zeitbedarf. Vor allem deshalb wohl kommt sie bisher relativ selten zum Einsatz, obwohl ihre fachlichen Möglichkeiten bestechend sind.“

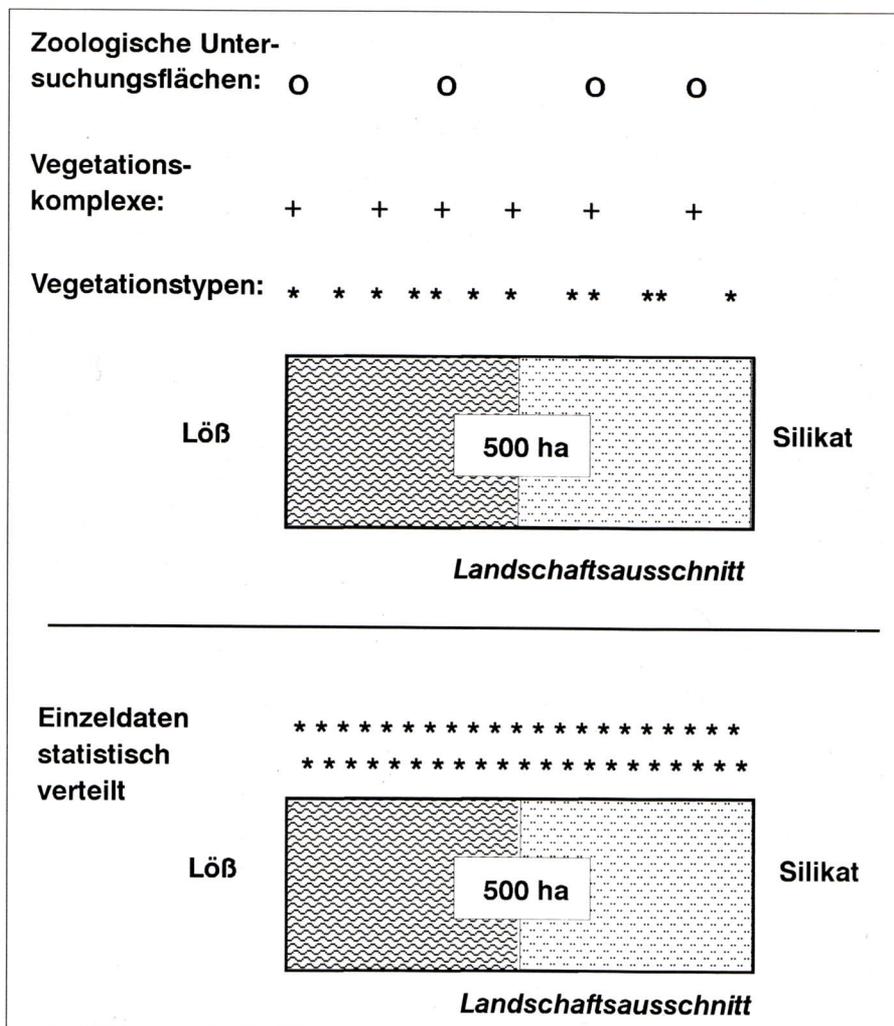


Abb. 17: Konzept, das mit Einzeldaten aus statistisch verteilten Stichprobe-Punkten arbeitet (unten) und biozöologisch-landschaftsökologischer Ansatz mit gezielter Auswahl von Untersuchungsflächen (oben); nach Kratochwil und Schwabe (1993).

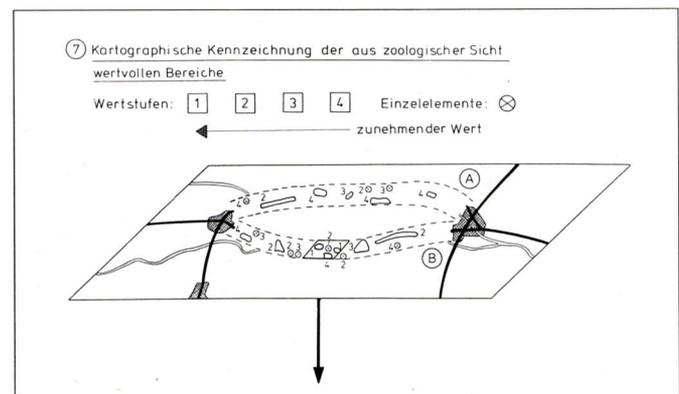
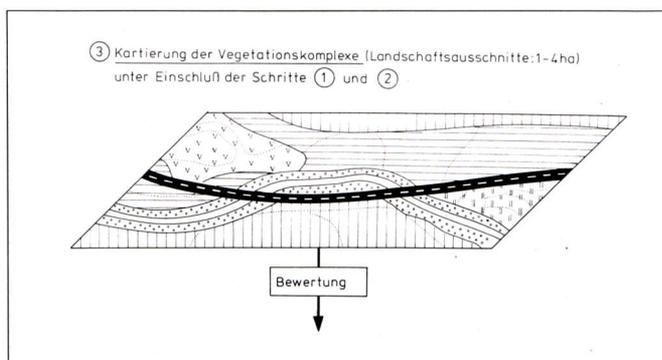
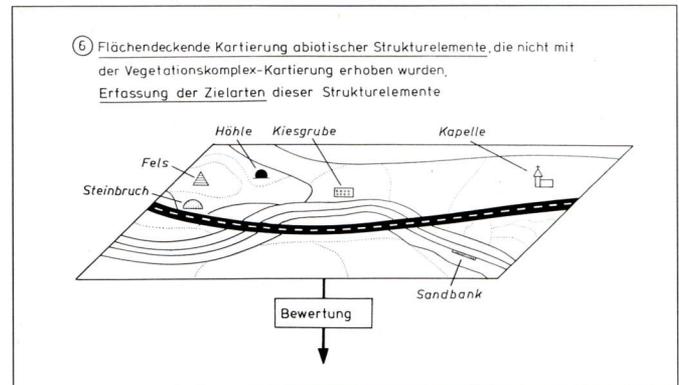
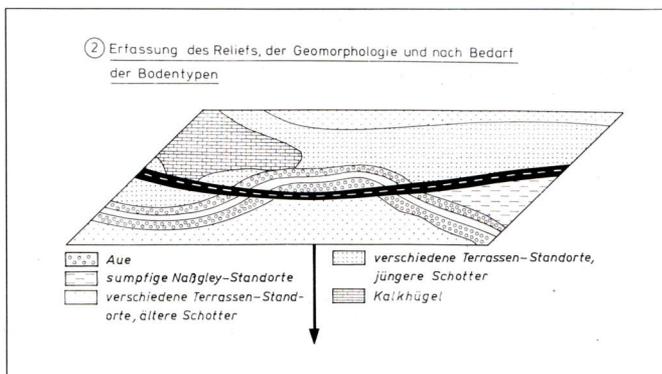
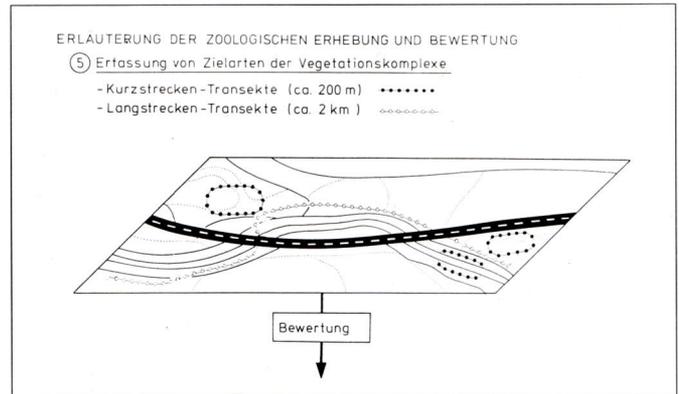
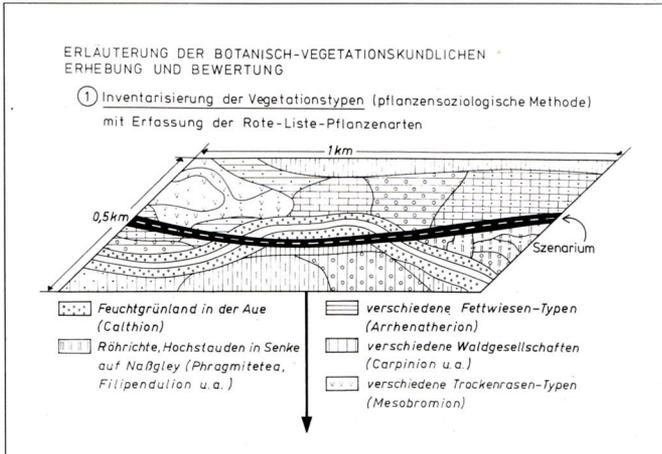
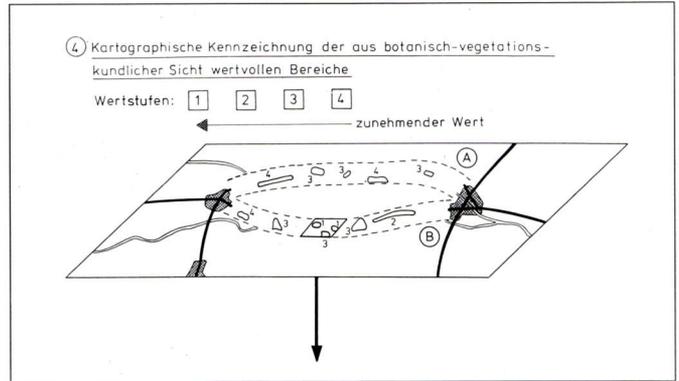
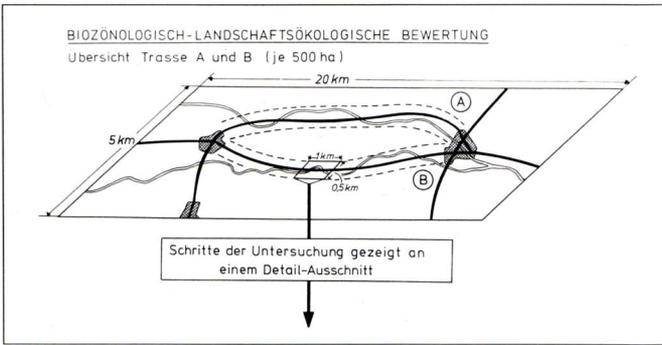
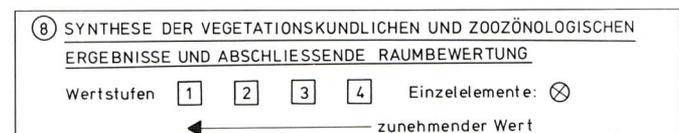


Abb. 18: Trassenvorschläge A und B und Arbeitsschritte nach dem biozöologisch-landschaftsökologischen Ansatz, gezeigt an einem „Mehrblattssystem“ mit einer der geplanten Trassen als Szenarium (weitere Erläuterungen s. Text)



Die notwendigen Artenkenntnisse auch zur Erfassung von Teilen der Biodiversität lassen sich jedoch mit einer Förderung der Ausbildung in Naturschutz-bezogenen Fachausrichtungen an den Hochschulen entscheidend verbessern.

Zusammenfassung

Eine naturschutzfachliche Bewertung von Landschaftsausschnitten erfordert die synoptische Berücksichtigung landschaftsökologischer, vegetationsökologischer und tierökologischer Informationen. Aufgrund der Komplexität und Größe der in der Regel zu begutachtenden Gebiete wird ein biozöologisch-landschaftsökologisches Verfahren vorgeschlagen, bei dem nach dem Konzept der „Zielarten und Zielartengruppen“ vorgegangen wird. Nach einer Charakterisierung der Begriffe „Landschaft“, „Landschaftliches Leitbild“, „Leitarten“ und „Zielarten/Zielartengruppen“ folgt eine Darstellung sowohl allgemeiner Bewertungskriterien verschiedener Komplexitätsebenen (Arten, Flächen, Landschaftsausschnitte, kombinierte Verfahren, Klassifikations- und Zustands-Indikatoren) als auch spezieller Kriterien (z.B. verschiedene „natürlicher Leitbilder“, Arten-/Lebensraum-Vielfalt).

Es werden grundsätzliche Kennzeichen des biozöologisch-landschaftsökologischen Ansatzes besprochen und die Unterschiede zum ökosystemaren und auf Formationen begründeten Ansatz dargestellt. Besondere Berücksichtigung findet die Frage der Affinität und Koinzidenz von Pflanzengesellschaften, Vegetationskomplexen sowie Tierarten- und Tierarten-Gemeinschaften, die der Bindung von Tierarten und Tierarten-Gemeinschaften an bestimmte Lebensraumtypen, Fragen der Koinzidenzen von Tierarten-Gemeinschaften mit Landschaftsausschnitten, Vergesellschaftungen von Tierarten u.a. Die methodische Vorgehensweise (z.B. Aufnahme von Vegetationskomplexen und Tiergemeinschaften) findet Berücksichtigung. Die Grundlage des Zielarten-Konzeptes ist das Prinzip der Bioindikation und das der „induktiven Generalisierung“.

Anhand von 6 Fallbeispielen wird der biozöologisch-landschaftsökologische Ansatz vorgestellt.

1. Beurteilung von Sukzessionsstadien
2. Frage der Pflegemaßnahmen in Naturschutzgebieten (hier: der Faktor Mahd)
3. Beurteilung von Umwelteinflüssen in Naturschutzgebieten (hier: Düngung,

- Ruderalisierung, „Problempflanzen“)
4. Charakterisierung von Standorten „alter Wälder“ („ancient woodland“) mit Hilfe von Reliktarten-Gemeinschaften
5. Restitution von Biozönosen der Feuchtgebiete
6. Bestandsaufnahme und Bewertung von Landschaftsausschnitten im Rahmen von Umweltverträglichkeitsstudien.

Der biozöologisch-landschaftsökologische Ansatz gewährleistet durch die interdisziplinäre Verknüpfung landschaftsökologischer, vegetationskundlicher und tierökologischer Befunde in besonderer Weise einen breiten Bewertungsrahmen auch größerer Landschaftsausschnitte mit einem vergleichsweise hohen fachlichen Anspruch.

Summary

The importance of biocoenological studies for the evaluation of landscape parts in the light of nature protection and conservation.

An evaluation of landscape parts in the light of nature protection and conservation requires a synoptical compilation of landscape-ecological, vegetation-ecological, and animal-ecological data. Owing to the complexity and largeness of the areas to be evaluated, a biocoenological/landscape-ecological method is proposed, following the concept of „target species“ („Zielarten“) and „target species groups“. After a characterization of the terms „landscape“, „landscape model“ („Leitbild“), „regional characteristic species“ („Leitarten“, „regionale Charakterarten“), and „target species/ target species groups“, general evaluation criteria of different complexity levels (species, areas, landscape parts, combined procedures, indicators for classification, status quo) and special criteria (e.g. various „natural models“, diversity of species and habitats) are presented.

Fundamental characteristics of the biocoenological/landscape-ecological method are discussed, and it is explained in which aspects it differs from ecosystem approach and the approach based on formations. The following topics have been primarily investigated:

- affinity and coincidence of plant communities, vegetation complexes, animal species and animal species communities;

- the binding of animal species and animal communities to certain habitat types;
- coincidences of animal communities and landscape parts.

The methodical procedures (e.g. relevés of vegetation complexes and animal communities) have been included. The target species concept is founded on the principles of bioindication and „inductive generalization“.

The biocoenological/landscape-ecological approach is presented, on the basis of six examples:

1. assessment of successional stages;
2. the question of management in nature reserves (here the factor mowing);
3. assessment of environmental influences in nature reserves (here: fertilization, ruderalization, „problem plant species“);
4. characterization of „ancient woodland“ sites using relict species communities;
5. restitution of wetland biocoenoses;
6. inventory and evaluation of landscape parts in the framework of „Environmental Impact Assessments“ (EIA).

Owing to the interdisciplinary linkage of landscape-ecological, vegetation-ecological, and animal-ecological data, the biocoenological/landscape-ecological approach allows a comprehensive assessment also of larger landscape parts, at a comparatively high scientific standard.

Literatur

- Asmus, U.*, 1987: Die Vegetation der Fließgewässerränder im Einzugsgebiet der Regnitz. – *Hoppea* 45, 23-276.
- Abmann, T.*, 1994: Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Norddeutschen Tiefebene. – *NNA-Berichte* 4, 142-151.
- Abmann, T.*, 1995: Laufkäfer als Reliktarten alter Wälder in Nordwestdeutschland (Coleoptera: Carabidae). – *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Entom.* 10, 305-308.
- Abmann, T.*, in Vorb.: Ökologische Faunistik der Carabiden Niedersachsens.
- Abmann, T., Kratochwil, A.*, 1995: Biozöologische Untersuchungen in Hudeland- schaften Nordwestdeutschlands – Grundlagen und erste Ergebnisse. – *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 20/21, 275-337.

- Auweck, F.A., 1982: Ökologische Auswirkungen von Flurbereinigungsmaßnahmen auf Kleinstrukturen. – *Natur u. Landschaft* 57, 4, 120-127.
- Barkman, J.J., Doing, H.; Segal, S., 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. – *Acta Bot. Neerl.* 13, 394-419.
- Bergmann, A., 1951: Die Großschmetterlinge Mitteldeutschlands. Bd. I. Die Natur Mitteldeutschlands und ihre Schmetterlingsgesellschaften. – *Urania*, Jena. 459 S.
- Bezzel, E., 1980: Die Brutvögel Bayerns und ihre Biotope: Versuch der Bewertung ihrer Situation als Grundlage für Planungs- und Schutzmaßnahmen. – *Anz. orn. Ges. Bay.* 19, 133-169.
- Bick, H., 1982: Indikatoren und Umweltschutz. – *Decheniana Beih.* 26, 2-5.
- Bink, F.A., 1992: Ecologische Atlas van de Dagvlinders van Noordwest-Europa. – *Schuyt & Co.*, Haarlem. 512 S.
- Blab, J., 1988a: Möglichkeiten und Probleme einer Biotopgliederung als Grundlage für die Erfassung von Zoozönosen. – *Mitt. Bad. Landesver. f. Naturkde u. Natursch. N.F.* 14, 3, 567-575.
- Blab, J., 1988b: Bioindikation und Naturschutzplanung. Theoretische Anmerkungen zu einem komplexen Thema. – *Natur u. Landschaft* 63, 4, 147-149.
- Blab, J., Riecken, U., 1989: Konzept und Probleme einer Biotopgliederung für ein Verzeichnis der gefährdeten Tier-Lebensstätten in der Bundesrepublik Deutschland. – *Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch.* 29, 78-94.
- Bornholdt, G., Remane R., 1993: Veränderungen im Zikadenartenbestand eines Halbtrockenrasens in der Eifel (Rheinland-Pfalz) entlang eines Nährstoffgradienten. – *Z. Ökologie u. Natursch.* 2, 19-29.
- Brandes, D., 1983: Flora und Vegetation der Bahnhöfe Mitteleuropas. – *Phytocoenologia* 11, 1: 31-115.
- Braukmann, U., 1987: Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemein regionalen Bachtypologie. – *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 26, 1-355.
- Buchwald, K., 1996: Landschaften als Gegenstand nutzungs- und umweltbezogener Planungen. In: *Buchwald, K., Engelhardt, W.* (Hrsg.): *Umweltschutz: Grundlagen und Praxis*. Bd. 2: Bewertung und Planung im Umweltschutz, 1-37.
- Buchwald, R., 1989: Die Bedeutung der Vegetation für die Habitatbindung einiger Libellenarten der Quellmoore und Fließgewässer. – *Phytocoenologia* 17, 3, 307-448.
- Buchwald, R., 1994: Experimentelle Untersuchungen zur Habitatselektion und Biotopbindung bei *Ceragrion tenellum* De Villers, 1789 (Coenagrionidae, Odonata). – *Zool. Jb. Syst.* 121, 71-98.
- Bussau, C., 1990: Freilebende Nematoden aus Küstendünen und angrenzenden Biotopen der deutschen und dänischen Küsten. I. Gesamtüberblick und Chromadorida (Nematoda). – *Zool. Anz.* 225, 3/4, 161-188.
- Deil, U., 1997: Zur geobotanischen Kennzeichnung von Kulturlandschaften. – *Erdwissenschaftliche Forschung* 36, 1-189.
- Dierschke, H., 1994: Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. – *Ulmer*, Stuttgart. 683 S.
- Dierßen, K., Dierßen, B. (1980): The distribution of communities and community complexes of oligotrophic mire sites in Western Scandinavia. – *Coll. Phytosoc.* 7, 95-119.
- Ebert, G., Rennwald, E., 1991: Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1. Tagfalter I. – *Ulmer*, Stuttgart. 552 S.
- Ebert, G., Rennwald, E., 1991: Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2. Tagfalter II. – *Ulmer*, Stuttgart. 535 S.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W.; Paulissen, D., 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobot.* 18, 1-248.
- Finck, P., Hauke, U., Schröder, E., 1993: Zur Problematik der Formulierung regionaler Landschafts-Leitbilder aus naturschutzfachlicher Sicht. – *Natur u. Landschaft* 68, 12, 603-607.
- Fischer, B., Wachter, M., (1993): Vegetation und Heuschrecken der subalpin-alpinen Stufe: Pflanzensoziologische und biozöologische Studien auf der Schynigen Platte (Berner Oberland). – *Mitt. Naturforsch. Ges. Bern, N.F.* 50, 99-146.
- Flade, M., 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. – *IHW-Verlag*, Eching. 879 S.
- Forman, R.T.T., 1995: Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. – *Cambridge Univ. Press.* 632 S.
- Ganzert, C., Pfadenhauer, J., 1988: Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer. – *Natursch. u. Landschaftspf. in Niedersachsen* 16, 1-64.
- Gigon, A., Gigon-Fehér, M., 1985: Vom Wert eines Vogels oder einer Blumenwiese. – *Natur u. Landschaft* 60, 4, 140-143.
- Glutz von Blotzheim, U., 1964: Die Brutvögel der Schweiz. – 2. Aufl., Aarau, 648 S.
- Glutz von Blotzheim, U., 1966 ff.: *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 1. Grauiiformes – Phoenicopteriformes. – Akademische Verlagsgesellschaft. Frankfurt a. M., Aarau. 483 S.
- Goetze, D., 1996: Zur Typisierung von Landschaftsausschnitten in Bachtälern des Oden- und Nordschwarzwaldes auf der Grundlage von Vegetationskomplexen. – *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten* 4: 259-268.
- Gradmann, R., 1900: Das Pflanzenleben der Schwäbischen Alb. Band 1 u. 2. – 2. Aufl. Stuttgart.
- Grüttner, A., 1990: Die Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe der Moore des westlichen Bodenseegebietes. – *Diss. Bot.* 157, 1-323.
- Haber, W., 1979: Theoretische Anmerkungen zur „Ökologischen Planung“. – *Verh. Ges. f. Ökol. (Münster)* VII, 19-30.
- Haber, W., 1996: Die Landschaftsökologen und die Landschaft. – *Ber. Reinhold-Tüxen-Ges.* 8, 297-309.
- Haemisch, M., Kehmann, L., 1992: Naturschutzbilanzen. Definierte Umweltqualitätsziele und quantitative Umweltstandards im Naturschutz. – *Natur u. Landschaft* 67, 4, 143-148.
- Hard, G., 1986: Vegetationskomplexe und Quartierstypen in einigen nordwestdeutschen Städten. – *Landschaft u. Stadt* 18, 1, 11-25.
- Hard, G., Pirner, J., 1985: Stadtvegetation und Freiraumplanung am Beispiel der Osnabrücker Kinderspielplätze. – *Osnabrücker Studien z. Geogr.* 7, 1-84.
- Hermann, M., 1995: Untersuchungen zur Carabidenfauna im extensiv genutzten Niedermoorgrünland westlich des Dümmer (Dümmerlohhausen, Lkr. Vechta). – *Dipl.arb. Univ. Osnabrück*.
- Herrmann, T., 1996: Anforderungen an vegetationskundliche und floristische Erhebungen im Rahmen unterschiedlicher Fragestellungen. – *Laufener Seminararbeit*. 3/96, 23-36.
- Hölzinger, J., 1987: Die Vögel Baden-Württembergs. Gefährdung und Schutz. Grundlagen, Biotopschutz. *Avifauna*

- Baden-Württemberg. 1,1 (Bd. 1, Teil 1). – Ulmer, Stuttgart. 724 S.
- Hülbusch, K.H., Bäuerle, H., Hesse, F.; Kienast, D., 1979: Freiraum- und landschaftsplanerische Analyse des Stadtgebietes von Schleswig. – *Urbs et Regio* 11, 1-216.
- Janssen, W., 1982: Jahresrhythmik und Aktivitätsdichte von Carabiden in einem Eichen-Hainbuchenwald (*Quercus-Carpinetum*) im Naturschutzgebiet Hasbruch bei Oldenburg/Niedersachsen. – *Drosera* 1, 33-38.
- Kästner, A., Partzsch, M.; Buschendorf, J., 1993: Phytozönose und Herpetofauna der Gewässer- und Grabensysteme in einer stark anthropogen beeinflussten Landschaft. – *Arch. f. Nat. – Landsch.* 32, 243-271.
- Karisch, T., 1995: Die Schmetterlinge der Fichtenwälder des Hochharzes (Insecta: Lepidoptera). – *Faun. Abh. Staatl. Mus. f. Tierkde Dresden* 20, 7, 89-132.
- Kerkhoff, C., 1993: Untersuchungen an Gastropodenzönosen von Auenwäldern in Süddeutschland. Teil I. u. II. – *Zool. Jb. Syst.* 120, 321-375, 453-494.
- Kiemstedt, H., 1991: Leitlinien und Qualitätsziele für Naturschutz und Landschaftspflege. – In: *Henle, K., Kaule, G.* (Hrsg.): *Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland*. – *Ber. ökol. Forschung* 4, 338-342.
- Kienast, D., 1978a: Die spontane Vegetation der Stadt Kassel in Abhängigkeit von bau- und stadtstrukturellen Quartierstypen. – *Urbs et Regio* 10, 1-413.
- Kienast, D., 1978b: Kartierung der realen Vegetation des Siedlungsgebietes der Stadt Schleswig mit Hilfe von Sigma-gesellschaften. – In: *Tüxen, R.* (Hrsg.): *Assoziationskomplexe (Sigmeten)*. – *Ber. Int. Sympos. Int. Ver. Vegkde* 1977, 329-345.
- Köppler, D., 1995: Vegetationskomplexe von Steppenheide-Physiotopen im Jura-gebirge und ihre Bedeutung als Elemente einer landschaftsökologischen Gliederung. – *Diss. Bot.* 249, Cramer, Berlin, Stuttgart. 228 S.
- Köppler, D., Schwabe, A., 1996: Typisierung und landschaftsökologische Gliederung S- und W-exponierter „Steppenheiden“. – *Ber.-Reinhold-Tüxen-Ges.* 8, 159-192.
- Kratochwil, A., 1983: Zur Phänologie von Pflanzen und blütenbesuchenden Insekten (Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Coleoptera) eines versaumten Halbtrockenrasens im Kaiserstuhl – ein Beitrag zur Erhaltung brachliegender Wiesen als Lizenzbiotop gefährdeter Tierarten. – *Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ.* 34, 57-108.
- Kratochwil, A., 1984: Pflanzengesellschaften und Blütenbesuchergemeinschaften: bioökologische Untersuchungen in einem nicht mehr bewirtschafteten Halbtrockenrasen (*Mesobrometum*) im Kaiserstuhl (Südwestdeutschland). – *Phytocoenologia* 11, 4, 455-669.
- Kratochwil, A., 1985: Beobachtungen zur Blütenbesucher-Gemeinschaft (Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Coleoptera) eines aufgelassenen Halbtrockenrasens im Kaiserstuhl (Südbaden) – ein Beitrag zur Bedeutung brachliegender Wiesen für den Naturschutz. – *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Entomol.* 4, 453-456.
- Kratochwil, A., 1987: Zoologische Untersuchungen auf pflanzensoziologischen Raster – Methoden, Probleme und Beispiele bioökologischer Forschung. – *Tuexenia* 7, 13-53.
- Kratochwil, A., 1988a: Zur Bestäubungsstrategie von *Pulsatilla vulgaris* Mill. – *Flora* 181, 261-325.
- Kratochwil, A. (Red.), 1988b: 1. Tagung des Arbeitskreises „Bioökologie“ in der Gesellschaft für Ökologie am 14. und 15. Mai 1988 in Freiburg i. Br. – *Beih. 1 Verh. Ges. f. Ökologie.* 103 S.
- Kratochwil, A., 1988c: Co-phenology of plants and anthophilous insects: a historical area-geographical interpretation. – *Entomol. Gener.* 13, 3, 67-80.
- Kratochwil, A., 1989a: Grundsätzliche Überlegungen zu einer Roten Liste von Biotopen. – *Schr.-R. Landschaftspfl. u. Natursch.* 29, 136-150.
- Kratochwil, A., 1989b: Bioökologische Umschichtungen im Grünland durch Düngung. – *NNA-Berichte* 2, 1, 46-58.
- Kratochwil, A., 1989c: Erfassung von Blütenbesucher-Gemeinschaften (Hymenoptera Apoidea, Lepidoptera, Diptera) verschiedener Rasengesellschaften im Naturschutzgebiet „Taubergießen“ (Oberrheinebene). – *Verh. Ges. f. Ökologie (Göttingen)* 17, 701-711.
- Kratochwil, A., 1991a: Bioökologische Grundlagenuntersuchungen zum Forschungsschwerpunkt Arten – und Biotopschutz. – In: *Henle, K., Kaule G.* (Hrsg.): *Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland*. – *Berichte aus der Ökologischen Forschung* 4, 193-200.
- Kratochwil, A., 1991b: Zur Stellung der Bioökologie in der Biologie, ihre Disziplinen und ihre methodischen Ansätze. – *Verh. Ges.f.Ökologie, Beih.* 2, 9-44.
- Kratochwil, A. (Red.), 1991c: 2. Tagung des Arbeitskreises „Bioökologie“ in der Gesellschaft für Ökologie am 6. und 7. Mai 1989 in Freiburg i. Br. – *Verh. Ges. f. Ökologie, Beih.* 2, 176 S.
- Kratochwil, A., 1996: Das Leitbild- und Zielarten-Konzept auf bioökologischer Grundlage – seine Bedeutung für die Praxis. In: *Fachsektion Freiberuflicher Biologen im Verband Deutscher Biologen e.V., Landesarbeitskreis NRW* (Hrsg.): *Symposium Praktische Anwendungen des Biotopmonitoring in der Landschaftsökologie*, 50-58.
- Kratochwil, A., Abmann, T., 1996a: Bioökologische Konnexen im Vegetationsmosaik nordwestdeutscher Hude-landschaften. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 8, 237-282.
- Kratochwil, A., Abmann, T., 1996b: Bioökologische Untersuchungen in Hude-landschaften des nordwestdeutschen Tieflandes. – *Verh. Ges. f. Ökologie* 26, 229-237.
- Kratochwil, A., Klatt, M., 1989: Wildbiengemeinschaften (Hymenoptera Apoidea) an spontaner Vegetation im Siedlungsbereich der Stadt Freiburg. – *Braun-Blanquetia* 3, 2, 421-438.
- Kratochwil, A., Schwabe, A. 1993: Bioökologisch-landschaftsökologische Bestandsaufnahme und Bewertung bei der Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) unter Berücksichtigung von Tiergemeinschaften, Pflanzengesellschaften und Gesellschaftskomplexen. – *Schr.-R. Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik* 636, 63-84.
- Kratochwil, A., Schwabe, A., i. Dr.: *Bioökologie*. Ulmer Stuttgart.
- Krause, W., Preisig, E., 1952: Die Grünlandgesellschaften der Dümmer-Hunte-Niederung. – *Mskr., Gutachten der Bundesanstalt für Vegetationskartierung, jetzt BfN, Bonn - Bad Godesberg. Lepidopteren-Arbeitsgruppe Schweizerischer Bund für Naturschutz*, 1988: Tagfalter und ihre Lebensräume – Arten, Gefährdung, Schutz. Schweiz und angrenzende Gebiete. – 2. Aufl. Verlag K. Holliger, Egg. 516 S.
- Leser, H., 1997: *Landschaftsökologie: Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung*. – 4. Aufl. Ulmer, Stuttgart. 644 S.
- Matthey, W., Dethier, M., Galland, P., Lien-

- hard, C., Rohrer, N.; Schiess, T., 1981: Étude écologique et biocénétique d'une pelouse alpine au parc national suisse. – Bull. Ecol. 12, 4, 339-354.
- Mattes, H., 1988a: Untersuchungen zur Ökologie und Biogeographie der Vogelgemeinschaften des Lärchen-Arvenwaldes im Engadin. – Münstersche Geographische Arbeiten 30, 1-138.
- Mattes, H., 1988b: Zur Beziehung zwischen Vegetation und Avizönosen – Übereinstimmung und Möglichkeiten der Klassifikation. – Mitt. bad. Landesver. Naturkde u. Natursch. N.F. 14, 3, 581-586.
- Merksens, S., 1995: Untersuchungen zur Eignung ausgewählter Spinnenzönosen als Feuchte-Indikatoren im extensiv genutzten Grünland (Dümmer, Dümmerlohausen, Lkr. Vechta). – Dipl.arb. Univ. Osnabrück.
- Miotk, P., 1979: Das Löbwallökosystem im Kaiserstuhl. – Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.- Württ. 49/50, 159-198.
- Miotk, P., 1986: Situation, Problematik und Möglichkeiten im zoologischen Naturschutz. – In: BFANL (Hrsg.): Rote Listen von Pflanzengesellschaften, Biotopen und Arten – Referate und Ergebnisse eines Symposiums in der BFANL, 12.-15. November 1985. – Schr.-R. f. Vegetationskunde 18, 49-66.
- Mosimann, P., Naef-Daenzer, B.; Blattner, M., 1987: Die Zusammensetzung der Avifauna in typischen Waldgesellschaften der Schweiz. – Der Ornithologische Beobachter 84, 275-299.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974: Aims and methods of vegetation ecology. – Wiley & Sons, New York, u. a. 547 S.
- Oppermann, R., 1987: Suitability of different vegetation structure types as habitat for the whinchat (*Saxicola rubetra*). – Vegetatio 90, 109-116.
- Plachter, H., 1989: Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 29, 107-135.
- Plachter, H., 1992: Naturschutzkonforme Landschaftsentwicklung zwischen Bestandssicherung und Dynamik. – Tagungsbericht „Landschaftspflege – Quo vadis?“. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 143-198.
- Plachter, H., 1994: Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. – Z. Ökologie Natursch. 3, 87-106.
- Plachter, H., Reich, M., 1994: Großflächige Schutz- und Vorrangräume: eine neue Strategie des Naturschutzes in Kulturlandschaften. – Veröff. PAÖ 8, 17-43.
- Pott, R., Hüppe, J., 1991: Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – Abhandl. Westfäl. Mus. Naturkde Münster 53, 1/2, 1-313.
- Preston, F.W., 1949: The commonness and rarity of species. – Ecology 29, 254-283.
- Reck, H., 1990: Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den tierökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 32, 99-119.
- Reck, H., 1993: Standardprogramm zur Beurteilung der Belange des Arten- und Biotopschutzes in der Straßenplanung. – Schr.-R. Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 636, 7-37.
- Reck, H., 1996: Bewertungsfragen im Arten- und Biotopschutz und ihre Konsequenzen für biologische Fachbeiträge zu Planungsvorhaben. – Laufener Seminarbeitr. 3/96, 37-52.
- Reich, M., 1994: Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten – Instrumente für Effizienzkontrollen des Naturschutzes? – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 40, 103-111.
- Reinhardt, R., Richter, P., 1978: Zur ökologischen Isolierung der an der Brennessel (*Urtica dioica*) lebenden Nymphaliden. – Ent. Ber. (Berlin), 43-50.
- Riecken, U., 1989: Symposium „Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen“ – erste Bilanz einer Tagung in Bonn-Bad Godesberg (12.-14.06.1989). – Natur u. Landschaft 64, 10, 474-476.
- Riecken, U., 1990: Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen – Eine Einführung. – In: Riecken, U. (Hrsg.): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 32, 9-26.
- Riecken, U., 1992: Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen – Grundlagen und Anwendung – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 36, 1-187.
- Riecken, U., 1996: Die Bedeutung zoologischer Fachbeiträge für unterschiedliche Ebenen der naturschutzrelevanten Planung. – Laufener Seminarbeitr. 3/96, 9-22.
- Riecken, U., Ries, U.; Szymank, A. 1994: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 41, 1-184.
- Rochow, M. v., 1948: Die Vegetation des Kaiserstuhls. Pflanzensociologische Gebietsmonographie mit einer Karte der Pflanzengesellschaften im Maßstab 1:25 000. – Diss. Univ. Freiburg, 225 S. + Anhang.
- Rümer, H., Mühlenberg, M., 1988: Kritische Überprüfung von „Minimalprogrammen“ zur zoologischen Bestandserfassung. – Schr.-R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 83, 151-157.
- Ryrholm, N., Huemer, P., 1995: Schmetterlingszönosen alpiner Pflanzengesellschaften im Bereich der Sajatmäher (Venedigergruppe, Nationalpark Hohe Tauern) (Lepidoptera). – Carinthia II. 185/105. Jg., 513-525.
- Schaefer, M., 1970: Einfluß der Raumstruktur in Landschaften der Meeresküste auf das Verteilungsmuster der Tierwelt. – Zool. Jb. Syst. 97, 55-124.
- Schaefer, M., 1992: Ökologie. Reihe Wörterbücher der Biologie. – 3. Aufl. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 433 S.
- Schlumprecht, H., Völkl, W., 1992: Der Erfassungsgrad zoologisch wertvoller Lebensräume bei vegetationskundlichen Kartierungen. – Natur u. Landschaft 67, 1, 3-7.
- Schröder, F., 1977: Die Mollusken der Pflanzengesellschaften in den Gewässern des Bremer Raumes. I. Gastropoden der Lemnetea im Bremer Blockland. – Abh. Naturw. Ver. Bremen 38, 23, 423-430.
- Schultz, W., 1990: Zur Spinnenfauna (Araneae) der Tertiärdünen Ostfriesischer Inseln. – Drosera 90, 1/2, 35-41.
- Schultz, W., 1992: Beitrag zur Spinnenfauna (Arachnida, Araneida) der Tertiärdünen der ostfriesischen Insel Norderney. – Verh. naturwiss. Verein Hamburg NF 33, 239-245.
- Schultz, W., 1995: Verteilungsmuster der Spinnenfauna (Arthropoda, Arachnida, Araneida) am Beispiel der Insel Norderney und weiterer friesischer Inseln. – Diss. Univ. Oldenburg. 230 S.
- Schultz, W., Finch, O.-D., 1995: Biotoptypenbezogene Verteilung der Spinnenfauna der nordwestdeutschen Küstenregion – Charakterarten, typische Arten

- und Gefährdung. – Cuvillier, Göttingen. 141 S.
- Schwabe, A., 1979: Sigma-Soziologie von Weidfeldern im Schwarzwald: Methodik, Interpretation und Bedeutung für den Naturschutz. – *Phytocoenologia* 6: 21-31.
- Schwabe, A., 1987: Fluß- und bachbegleitende Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe im Schwarzwald. – *Diss. Bot.* 102. 1-368.
- Schwabe, A., 1988: Erfassung von Kompartimentierungsmustern mit Hilfe von Vegetationskomplexen und ihre Bedeutung für zöologische Untersuchungen. – *Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde Natursch. N.F.* 14, 3, 621-630.
- Schwabe, A., 1989: Vegetation complexes of flowing-water habitats and their importance for the differentiation of landscape units. – *Landscape Ecology* 2, 237-253.
- Schwabe, A., 1990: Stand und Perspektiven der Vegetationskomplexforschung. – *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* 2, 45-60.
- Schwabe, A., 1991a: Perspectives of vegetation complex research and bibliographic review of vegetation complexes in vegetation science and landscape ecology. – *Excerpta Botanica B* 28, 223-243.
- Schwabe, A., 1991b: Vegetation complexes can be used to differentiate landscape units. – *Colloques phytosociologiques Versailles: Phytosociologie et paysages*, 261-279.
- Schwabe, A., 1991c: Kleinräumige Vegetationskomplexe am Rande des Wattenmeeres: einige symmorphologische und biozöologische Merkmale. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 3, 241-267.
- Schwabe, A., Kratochwil, A., 1984: Vegetationskundliche und blütenökologische Untersuchungen in Salzrasen der Nordseeinsel Borkum. – *Tuexenia* 4, 125-152.
- Schwabe, A., Mann, P., 1990: Eine Methode zur Beschreibung und Typisierung von Vogelhabitaten, gezeigt am Beispiel der Zippammer (*Emberiza cia*). – *Ökologie der Vögel (Ecology of birds)* 12, 185-189.
- Schwabe, A., Köppler, D.; Kratochwil, A., 1992: Vegetationskomplexe als Elemente einer landschaftsökologisch-biozöologischen Gliederung, gezeigt am Beispiel von Fels- und Moränen-Ökosystemen. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 4, 135-145.
- Seitz, B.-J., 1982: Untersuchungen zur Ko-
inzidenz von Vogelgemeinschaften und Vegetationskomplexen im Kaiserstühler Reb Gelände. – *Tuexenia* 2, 233-255.
- Sneath, P. H., Sokal, R., 1973: *Numerical taxonomy*. – Freeman, San Francisco.
- Ssymank, A., 1992: Das Nahrungsangebot für Schmetterlinge und Habitatpräferenzen im Vegetationsmosaik von Wäldern. – *Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ.* 67, 397-429.
- Stamol, V., 1991: Coenological study of snails (Mollusca: Gastropoda) in forest phytocoenoses of Medvednica mountain (NW Croatia, Yugoslavia). – *Vegetatio* 95, 33-54.
- Steffny, H., Kratochwil, A.; Wolf, A., 1984: Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetterlinge (Rhopalocera, HesperIIDae, Zygaenidae) und Hummeln (Apidae, Bombus) im Naturschutzgebiet Taubergießen (Ober-rheinebene) – Transekt-Untersuchungen als Entscheidungshilfe für Pflegemaßnahmen. – *Natur u. Landschaft* 59, 11, 435-443.
- Strijbosch, H., 1977: Beziehungen zwischen der Herpetofauna, Pflanzengesellschaften und abiotischen Faktoren in einer Gruppe von oligotrophen bis eutrophen Heidetümpeln bei Nijmegen, Niederlande. – In: *Tüxen, R.* (Hrsg.): *Vegetation und Fauna*. – *Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegkde, Rinteln*, 283-291.
- Stroscher, K., 1988: Gastropoden-Gemeinschaften in verschiedenen, pflanzensoziologisch charakterisierten Waldgesellschaften – Methoden der Erfassung und Ergebnisse. – *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde Natursch. NF* 14, 3, 605-614.
- Thannheiser, D., 1988: Eine landschaftsökologische Studie bei Cambridge Bay, Victoria Island, N.W.T., Canada. – *Mitt. Geogr. Ges. Hamburg* 78, 1-51.
- Thannheiser, D., 1992: Landschaftsökologische Studien in der kanadischen Arktis. – *Naturschutzforum* 5/6, 201-217.
- Thiele, H. U., 1977: Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. – *Zoophysiol. and Ecology* 10. Springer, Berlin u.a. 369 S.
- Thienemann, A., 1939: Grundzüge einer allgemeinen Ökologie. – Stuttgart. 19 S.
- Thienemann, A., 1941: *Leben und Umwelt*. Bd. 12. Leipzig.
- Tischler, T., 1985: Freiland-experimentelle Untersuchungen zur Ökologie und Biologie phytophager Käfer (Coleoptera: Chrysomelidae, Curculionidae) im Litoral der Nordseeküste. – *Faun.-ökol. Mitt. Suppl.* 6. 180 S.
- Tischler, W., 1947: Über die Grundbegriffe synökologischer Forschung. – *Biol. Zbl.* 66, 49-56.
- Trautner, J. (Hrsg.), 1992: *Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen*. – *Ökologie in Forschung und Anwendung* 5. Margraf, Weikersheim. 254 S.
- Tüxen, R., (Hrsg.), 1965: *Biosozologie*. – *Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegkde, Stolzenau/Weser* 1960. Den Haag. 350 S.
- Tüxen, R., (Hrsg.) 1977: *Vegetation und Fauna*. – *Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegkde, Rinteln* 1976. Vaduz. 566 S.
- Usher, M., Erz, W. (Hrsg.), 1994: *Erfassen und Bewerten im Naturschutz*. – *Quelle und Meyer*. Heidelberg, Wiesbaden. 340 S.
- Vossel, E., Abmann, T., 1995: Die Chilopoden, Diplopoden und Carabiden unterschiedlich genutzter Waldflächen bei Bentheim (Südwest-Niedersachsen): Vergleich eines Wirtschaftshochwaldes mit zwei ehemaligen Hudeflächen. – *Drosera* 95, 2, 127-143.
- Weber-Oldecop, D., 1977: *Wasserpflanzengesellschaften in Forellenbächen in Niedersachsen*. – In: *Tüxen, R.* (Hrsg.): *Vegetation und Fauna*. – *Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegkde, Rinteln*, 171-176.
- Weidemann, H.J., 1989: Die Bedeutung von Sukzession und „Störstellen“ für den Biotopschutz bei Schmetterlingen. – *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 29, 239-247.
- Weidemann, H.J., 1995: *Tagfalter (alle heimischen Arten, Alpenarten Auswahl) Biologie, Ökologie, Biotopschutz mit einer Einführung in die Vegetationskunde*. – *Naturbuch Verlag*. Augsburg. 657 S.
- Weidemann, H.J., Köhler, J., 1996: *Nachtfalter. Spinner und Schwärmer*. – *Naturbuch Verlag*. Augsburg. 512 S.
- Wiegleb, G., 1997: *Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung*. – *Z. Ökologie u. Natursch.* 6, 43-62.
- Wilmanns, O., 1975: *Junge Änderungen der Kaiserstühler Halbtrockenrasen*. – In: *Univ. Hohenheim* (Hrsg.): *Vortr. Tagung „Umweltforschung“*, 15-22.
- Wilmanns, O., 1987: *Zur Verbindung von Pflanzensoziologie und Zoologie in der Biozöologie*. – *Tuexenia* 7, 3-12.
- Wilmanns, O., 1993: *Ökologische Pflanzen-*

- soziologie. – 5. Aufl., Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden. 382 S.
- Wilmanns, O., Dierßen, K.*, 1979: Kriterien des Naturschutzwertes, dargestellt am Beispiel mitteleuropäischer Moore. – *Phytocoenologia* 6, 544-558.
- Wilmanns, O., Kratochwil, A.*, 1983: Naturschutz-bezogene Grundlagen-Untersuchungen im Kaiserstuhl. – *Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ.* 34, 39-56.
- Wilmanns, O., Tüxen, R.* (Hrsg.), 1980: *Epharmonie*. – *Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegkde, Rinteln* 1979. 462 S.
- Wilmanns, O., Wimmenauer, W., Fuchs, G.; Rasbach, H. u. K.* (Hrsg.), 1989: *Der Kaiserstuhl, Gesteine und Pflanzenwelt*. – *Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ.* 8, Ulmer, Stuttgart. 244 S.
- Zehm, A.*, 1997: Zur Koinzidenz von Sandvegetation, ihrer Struktur und Heuschreckenzyklen (Orthoptera) in der hessischen Oberrheinebene. – *Tuexenia* 17.

Anschriften der Verfasser

Prof. Dr. Anselm Kratochwil
Universität Osnabrück, FB Biologie/Chemie, Fachgebiet Ökologie
Barbarastraße 11
D-49069 Osnabrück

Prof. Dr. Angelika Schwabe
Technische Universität Darmstadt, Institut für Botanik, Fachgebiet Geobotanik
Schnittspahnstraße 4
D 64287 Darmstadt