

Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 20, 49-66. Hannover 2008

## **Vegetations- und Lebensraumtypen als Indikatoren für die Erhaltung und Entwicklung der botanischen Artenvielfalt**

- Klaus Dierssen, Kiel -

### **Abstract**

Biodiversity in its different aspects can only be successfully sustained, if the multitude of biological interactions with the human way of life in and subsiding on ecosystems are considered. The 'Ecosystem Approach' based on the convention of biodiversity (CBD) focus on the functional relationships and processes within ecosystems and propagates the use of adaptive management practices at appropriate scales for the issues being addressed. These principles take the need for integrative cooperation into account. A regionalization of these principles is necessary for a balanced landscape planning.

The species composition of the vegetation is considered to be a suitable indicator which characterizes structural and functional features of land ecosystems.

For broad scale planning purposes, the global frame conditions as characterized by the Millennium Assessment Approach should be considered.

Richness in species and evenness within phytocoenoses should be measured in samples of a standard size as appropriate. Standard plot sizes of  $\geq 400 \text{ m}^2$  were recommended in order to compare the  $\alpha$ -diversity between different ecosystem types.

For the application of diversity aspects in landscape management, further attributes that concern the species composition should be considered. The state of the regional and phytocoenological species pool as well as the relationship between autochthonous and allochthonous species may help to describe the potential development of the plant species composition. Life strategy types reflect the interactions between species trade-offs and environmental constraints. The species preferences for different hemerobic steps may be used as indicators for the intensity of human impacts especially in agricultural and urban landscapes and ecological indication values for different site qualities. The combination of these and potentially other attributes may contribute to characterize ecosystem properties and to develop scenarios for succession processes.

**Keywords:** Artenvielfalt, Biodiversitätskonvention, Bioindikation, Biotoptypen, funktionelle Gruppen, Hemerobiestufen, ökosystemarer Ansatz, Vegetationstypen

### **1. Einleitung**

Als Folge einer rapide wachsenden Weltbevölkerung steigt die Intensität der Ressourcennutzung von Landschaften vor allem in den dichter besiedelten Räumen der Erde und beschleunigt die Umgestaltung der Biosphäre weltweit, – besonders rasch durch die wachsenden Ansprüche in den ökonomisch besser gestellten Regionen. Davon sind ökonomische, ökologische (regulative) und soziale Landschaftsfunktionen betroffen, vor allem die Erzeugung und der Abbau von Biomasse, eine Bereitstellung von Wasser und erneuerbaren Ressourcen, die Regulation der Stoff- und Energieflüsse sowie des Wasserhaushaltes und schließ-

lich humanökologische Funktionen wie Erholung, die Befriedigung ästhetischer Bedürfnisse und nicht zuletzt die Erhaltung und Entwicklung der strukturellen und funktionalen Vielfalt auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen. Das Geflecht dieser Funktionen ist komplex. Für eine künftige Vermeidung, Minderung und Behebung von Beeinträchtigungen von Klima, Gewässern, Böden und Biosphäre sowie des Verbrauchs nicht erneuerbarer Ressourcen reichen regionale oder einzelstaatlich begrenzte Maßnahmen nicht aus. Deswegen müssen für eine ökosystemare Analyse geeignete Indikatoren für künftige Nutzungsszenarien entwickelt werden, um mögliche und erwünschte räumlichen und zeitlichen Veränderungen zu kennzeichnen.

Die Vegetation strukturiert zugleich die Primärproduktion und wesentliche Funktionen des Landschaftshaushalts und ist deswegen ein besonders geeignetes Indikatorsystem. Diesem kommt für die angewandte Ökosystemforschung, die Beurteilung der Form und Intensität der Landnutzung und schließlich für die Landschaftsplanung eine Schlüsselrolle zu.

## **2. Der globale Rahmen: Der ‚Ökosystemare Ansatz der Biodiversitätskonvention‘ und Szenarien des Millenium Ecosystem Assessment (MASR)**

Die Diskussion um anthropogene Veränderungen der Landnutzung und des globalen Klimas stellt die Ökosystemforschung und die Umsetzung ihrer Befunde in Politik und Gesellschaft vor wachsende Herausforderungen. Standen in der Vergangenheit überwiegend lokale und regionale Analysen und daraus abgeleitete gesellschaftliche Entscheidungen und Konzepte im Vordergrund, so erzwingt die wachsende Bedeutung globaler ökonomischer Vernetzungen in ihren Auswirkungen auf die Landnutzung ein Überdenken nicht nur der ökonomischen Konsequenzen, sondern auch der herkömmlichen Natur- und Umweltschutzstrategien (u. a. RADERMACHER 2004). Allgemein gehaltene, entwicklungsfähige Rahmenbedingungen sind in der Biodiversitätskonvention vorgegeben, insbesondere in dem auf der Konvention aufbauenden ‚Ökosystemaren Ansatz‘ mit den so genannten Malawi-Prinzipien als Handlungsempfehlungen (HARTJE et al. 2002). Letztere sind allerdings bislang nicht durch internationale Abkommen abgesichert. Das Programm ist ambitioniert und greift weit über einen Artenschutz im engen Sinne hinaus. Essentielle Elemente sind:

- die Berücksichtigung zeitlicher und räumlicher Wechselbeziehungen,
- ein angepasstes Management in allen betroffenen Ökosystemen,
- ein integratives Monitoring der Veränderungen von Ökosystemstrukturen und -funktionen,
- die interdisziplinäre Forschung mit breiter Perspektive und in enger Kooperation mit betroffenen Interessensvertretern und Entscheidungsträgern,
- eine kooperative Entwicklung von Entscheidungen unter Einbeziehung von Wissenschaftlern, Landschaftsplanern, Politikern sowie der lokalen und regionalen Bevölkerung,
- die Einbeziehung ‚integrativer‘ ökologischer Perspektiven bei räumlichen und zeitlichen Planungen,
- das Bestreben, möglichst dezentrale Entscheidungen zu treffen sowie schließlich,
- die Berücksichtigung aller Regionen mit unterschiedlichen Bevölkerungsdichten in einem ‚nachhaltigen‘ Ökosystemmanagement.

Utopia? – Jedenfalls ein aufwändiges und zeitraubendes, basisdemokratisches Unterfangen, das auf funktionale Beziehungen und Prozesse in Ökosystemen abhebt und ebenso adaptive Managementverfahren einfordert wie interdisziplinäre Untersuchungen und Kooperatio-

nen. Alle Prinzipien des ‚Ökosystemaren Ansatzes‘ fußen auf sozialen Perspektiven, und im Detail dürfte es bereits beträchtliche Energie und Beharrlichkeit erfordern, zwischen den betroffenen Interessensvertretern einen Konsens zu erzielen über so zentrale Begriffe wie ‚niedrigste angemessene Entscheidungsebene‘ oder ‚unerwünschte Effekte‘.

Biome und Ökosysteme sind weltweit hinsichtlich ihrer strukturellen und funktionellen Vielfalt in unterschiedlicher Weise beeinträchtigt. Die Zerstörung bislang wenig intensiv vom Menschen genutzter Lebensräume wirkt sich besonders drastisch aus in tropischen Wäldern, in Binnengewässern, dem Grünland der Gemäßigten Zonen sowie in stark durch Besiedlung und Industrie betroffenen und überformten Küstenlebensräumen. Mit weltweit wachsender Ausdehnung städtischer und industrieller Ballungsgebiete, vielfach in Küstenräumen, steigt die Ausbreitung von Schadstoffen im weiten Umfeld dieser Siedlungsräume beträchtlich an (u. a. PUNZ et al. 1996). Ein merklicher Zuwachs invasiver Arten, darunter zahlreiche Schädlinge und Krankheitserreger, überformt besonders, aber keineswegs ausschließlich die autochthone Vegetation von Inselssystemen (Übersicht unter anderem bei PIMENTEL 2002). Bezüglich des Wasserverbrauchs besonders stark übernutzt sind tropische und subtropische Trockengebiete, hinsichtlich der Nährstoffbelastung Küsten, Binnengewässer sowie intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen der temperaten bis subtropischen Zone. Die anthropogene Produktion und Nutzung von reaktivem Stickstoff vor allem in der Landwirtschaft hat sich seit Beginn des 20. Jahrhunderts von 25 auf 170 Teragramm jährlich gesteigert<sup>1</sup>, derzeit mit Schwerpunkt in den landwirtschaftlich genutzten Gebieten im Nordosten der USA, Mitteleuropa, Indien und Ostchina (GALLOWAY et al. 2004, LOH & WACKERNAGEL 2004, MASR 2005). Die Auswirkungen der resultierenden Eutrophierung vor allem durch Phosphor und Stickstoff auch auf sämtliche angrenzenden Flächen und deren Artenzusammensetzung kann bezüglich der negativen Rückkoppelungen kaum unterschätzt werden. Die atmosphärische Deposition wird nach den erstellten Szenarien des MASR (2005) bis 2050 großräumig weiterhin ansteigen und sich künftig vor allem verstärkt auf die landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen in Südamerika und Afrika ausdehnen.

Als Leitindikator für nicht ‚nachhaltige‘ Nutzungsformen wird auch die so genannte ‚Biokapazität der Erde‘ angeführt. Der Verbrauch der Ressourcen Energie, Nahrung, Fasern und Holz sowie bebaute Flächen steigt überschlägig seit etwa 1987 stärker an, als er weltweit ‚nachwachsend‘ bereitgestellt werden kann. Derzeit übersteigt dieser weltweite Ressourcenverbrauch die biologische Kapazität auf der Erde, diese Ressourcen zu erneuern, um etwa 20 %. Das „ökologische Defizit“ wird zu etwa zwei Dritteln von den Vereinigten Staaten, den Mitgliedsstaaten der EU, China, Indien und Japan erzeugt (LOH & WACKERNAGEL 2004).

Sinnvoll, aber politisch bislang weder ernsthaft erwogen noch umgesetzt, wäre eine Verbesserung der ordnungsrechtlichen Instrumente bezüglich von Stickstoff- und Phosphatüberschuss-Grenzwerten auf Agrarflächen, flankiert durch eine beschleunigte Umsetzung von Maßnahmen eines GIS-basierten „Precision Farming“ zur nachhaltigen Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen (u. a. MASR 2005, BECK et al. 2006, BARKMANN et al. 2007).

Erwartungsgemäß variieren die Schwerpunkte der öffentlichen Wahrnehmung der skizzierten Zusammenhänge abhängig von spektakulären Einzelmeldungen, aktuellen umweltpolitischen Entscheidungen und Programmen. Dies betrifft derzeit neben Szenarien über einen globalen Rückgang der genetischen, taxonomischen sowie strukturellen und funktionellen Vielfalt von Ökosystemen vor allem die Themen Klimawandel, die Entwicklung klimaneutraler ‚Nachwachsender Rohstoffe‘ sowie eine Forcierung des Einsatzes einer ‚Grünen Gen-

<sup>1</sup> 1 Teragramm entspricht 1 Mio. Tonnen.

technik' in der Landwirtschaft. Diesen Problemen gemeinsam sind die extrem unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Dimensionen: lokal bis weltweit, abhängig von singulären regionalen Witterungsschwankungen bis zu weltweiten, Jahrhunderte betreffende Entwicklungen – mit tief greifenden Rückkopplungen auf die menschliche Gesellschaft und die Biosphäre.

- Betroffen sind praktisch sämtliche Lebensräume/Ökosysteme unterschiedlicher menschlicher Inanspruchnahme und Veränderung.
- Einbezogen und gleichermaßen notwendig sind ökonomische, rechtliche, politische, ethische und ökologische Überlegungen und Entscheidungen.
- Der Umsetzung der erforderlichen Entscheidungen wird eine hohe und zunehmend wachsende Dringlichkeit unterstellt.
- Nachdem die Ziele der Sicherheit, der Rechts- und Sozialstaatlichkeit sowie der Demokratie Bestandteile der Verfassung geworden sind, erreicht nunmehr auch die Aufnahme ökologischer Ziele eine neue Stufe der Verfassungsentwicklung (hierzu u. a. STEINBERG 1998). In diesem Zusammenhang wäre es sinnvoll, die Umsetzung nicht allein juristisch und administrativ, sondern vor allem auch naturwissenschaftlich und ökonomisch kritisch-konstruktiv zu begleiten.
- Im Rahmen der angewandten Ökosystemforschung gilt es dabei, die Möglichkeiten von und Anforderungen an eine nachhaltige Land- und Ressourcennutzung einschließlich des Naturschutzes und der Landschaftsentwicklung kritisch zu erörtern und zu definieren.

### **3. Erfassung der strukturellen und funktionellen Vielfalt ökologischer Systeme**

Grundsätzlich stehen für die Analyse der ‚Biodiversität‘ drei Bearbeitungsebenen gleichwertig nebeneinander: die genetische Variabilität einer Art oder Population, die Artendichte und -zusammensetzung in einem Bestand sowie die strukturelle und funktionelle Vielgestaltigkeit eines Bestandes, eines Ökosystems oder noch größerer Raumeinheiten (etwa von Biomen) einschließlich ihrer Organismen. Die derzeitige Konzentration in öffentlichen Foren auf ‚die Artenvielfalt‘ oder ‚Biodiversität‘ hat einen schlichten Hintergrund: diese Ebene ist für die breite Öffentlichkeit am konkretesten und am einfachsten fassbar, allerdings vielfach reduziert auf auffällige ‚Surrogat-Arten‘ unter den Vögeln, Säugern und Blütenpflanzen, in der freien Landschaft ebenso wie in Parks sowie zoologischen und botanischen Gärten (u. a. RUSSELL et al. 2004).

Wie verlässlich ist unser aktuelles Wissen über Veränderungen im Artengefüge, über die lokale bis weltweite Veränderung der genetischen Variabilität von und in Populationen von Arten sowie die Veränderung der strukturellen und funktionellen Eigenschaften der Primärproduktion in Ökosystemen?

Lokal und regional ist in Deutschland und in anderen mitteleuropäischen Ländern die Datenlage für zahlreiche Artengruppen deswegen günstig, weil über die Bundesrepublik und einzelne Bundesländer detaillierte Daten über Rote Listen vorliegen und fortgeschrieben werden (Pflanzen, Vegetations- und Lebensraumtypen). Bei den Gefäßpflanzen sind aus Deutschland etwa 4200 Arten belegt (WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998); davon entfällt allerdings fast 1/3 auf kritische, wenig bearbeitete (und tendenziell eher hemerophile, also zumindest durch schwache bis moderate menschliche Tätigkeit geförderte) Gattungen wie *Hieracium*, *Rubus* und *Taraxacum*. Die Rote Liste der Gefäßpflanzenarten Deutschlands (KORNECK et al. 1996) berücksichtigt 3001 Sippen, also nur 71 % der Taxa der 2 Jahre jüngeren Standard-

liste. Von diesen Arten gelten derzeit 47 Sippen (= 1,6 %) als ausgestorben oder verschollen, und insgesamt 851 = 31,5 % als in unterschiedlichem Maße gefährdet.

Über die populationsgenetische Variabilität bei Wildpflanzen sowie über die Nutzung und Erhaltung genetischer Ressourcen in der Land- und Forstwirtschaft liegen derzeit zwar umfangreiche Daten vor (Übersicht u. a. bei KLINGENSTEIN & WINGENDER 2000). Ein erheblicher technischer und zeitlicher Aufwand für die erforderlichen Analysen bedingt allerdings prinzipiell einen exemplarischen und daher auch nur eingeschränkt generalisierbaren Charakter solcher Untersuchungen. Folglich lässt sich ‚die genetische Vielfalt‘ nur begrenzt erfassen und in situ schützen. Auch ein Monitoring ist somit nur an ausgewählten Populationen etwa besonders gefährdeter Arten oder bedrohter Lebensräume realistisch.

Die Ermittlung der strukturellen und funktionellen Wechselbeziehungen auf der Ebene von Standorten, Ökosystemen und Landschaftsausschnitten bedarf einer Verknüpfung von Hypothesen sowie empirischen und experimentellen Ansätzen auf sehr unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen (u. a. ALLEN et al. 2002, BROWN et al. 2003).

Schließlich müssen für eine Anwendung in Landschaftsplanung und Naturschutz die aus ökosystemaren Analysen gewonnenen Ergebnisse und Szenarien in praktisches Handeln umgesetzt, durch ein an definierten Schutz- und Entwicklungszielen orientiertes Monitoring kontrolliert und bei Bedarf modifiziert werden. Dies gilt sowohl für die über Entwicklungskonzepte abgesicherten Schutzgebiete unterschiedlicher Kategorien wie etwa Landschafts- und Naturschutzgebiete, Nationalparks sowie das ‚kohärente Schutzgebietssystem‘ Natura 2000 und schließlich, immerhin mit größtem Flächenanteil, eine ‚nachhaltige‘ Entwicklung der Ökosysteme in der Normallandschaft (DIERSSEN & HOFFMANN-MÜLLER 2004, BARKMANN et al. 2007).

Entsprechende Anleitungen wachsen in Umfang und Anzahl nahezu exponentiell, in Deutschland etwa Rote Listen beziehungsweise Handbücher gefährdeter Arten sowie bedrohter Vegetations- und Biotoptypen (u. a. LUDWIG & SCHNITTLER 1996, PETERSEN & al. 2003, RENNWALD 2000, RIECKEN et al. 2006, SSYMANK & al. 1998). Das im Rahmen der EU auf der Basis der FFH-Richtlinie Artikel 4 ausgewiesene Schutzgebietssystem Natura 2000 soll langfristig definierte Qualitätsstandards gewährleisten. Grundsätzlich unterliegen die betroffenen Gebiete einem ‚Verschlechterungsverbot‘. Die Frage, nach welchen Indikatoren dies zu bemessen und zu überprüfen ist, hängt von gesellschaftlichen, letztendlich also politischen Entscheidungen ab. Sie bedarf der kontinuierlichen Anpassung an den jeweils aktuellen Wissensstand sowie dem ermittelten Zustand der betroffenen Gebiete. Hängt die umweltpolitische Meßlatte niedrig, so lassen sich Verschlechterungen kaum belegen.

Natürlich ist die Datengrundlage für den Naturschutz in Deutschland und in der Europäischen Union weiterhin ausbau- und entwicklungsbedürftig. International sind die Verhältnisse freilich vielfach noch ungünstiger. Die erforderlichen Datengrundlagen sind bei häufig schlechterem Kenntnisstand ungleich schwieriger zu erstellen und demzufolge für zahlreiche Artengruppen unbefriedigend. Die IUCN (International Union for Conservation of Nature) als weltweit größtes Naturschutz-Netzwerk, bereits 1948 unter dem Namen IUPN (Internat. Union for Protection of Nature) gegründet, schreibt eine globale Liste der gefährdeten Arten fort und versucht, möglichst alle betroffenen Sippen bezüglich ihrer aktuellen und potenziellen Gefährdung zu kategorisieren. Derzeit sind diese Listen lediglich bei Vögeln und Säugetieren, abgeschwächt auch Amphibien weitgehend verlässlich, weil die Mehrzahl der Arten (bei Vögeln sämtliche bekannten) ermittelt und bezüglich ihres Gefährdungsgrades kategorisiert worden ist. Bei den Pflanzenarten (Gefäßpflanzen, Moose, einige Algengruppen) sind derzeit erst etwa 4 % der weltweit beschriebenen Arten nach den IUCN-Kriterien definierten Bewertungskategorien zugeordnet. Lediglich 117, also 0,039 % der derzeit von der IUCN als

beschrieben katalogisierten 297.362 Pflanzenarten sind nach aktuellem Wissensstand weltweit nachweislich verschollen beziehungsweise ausgestorben. Diese Angabe belegt freilich nicht die derzeit nach wissenschaftlichen Kriterien eindeutig in Zahlen zu fassende Gefährdung, sondern vielmehr den desolaten und in überschaubarem Zeitrahmen wohl kaum entscheidend zu verbessernden Wissensstand (IUCN 2007). Immerhin lassen sich die Angaben der IUCN konkret nachvollziehen und belegen. Sie sind somit allemal seriöser (aber deswegen keineswegs immer korrekt zitiert) als die in Printmedien und Politik gehandelten, durchweg großzügig nach oben aufgerundeten ‚Gefährdungs- und Aussterberaten‘. Letztere spiegeln einen wohl vielfach auch taktisch zu interpretierenden „Ökologismus als Angstkommunikation“ im Jargon Niklas Luhmanns (LUHMANN 1988).

Für den Schutz der genetischen Vielfalt innerhalb von Populationen gelten international ebenso kritische Randbedingungen wie in der Europäischen Union. Entsprechendes trifft ebenfalls für die strukturelle und funktionelle Veränderung von Ökosystemen zu, wobei vor allem in vielen tropischen und subtropischen Regionen das Ausmaß der aktuellen Schädigungen unstrittig deutlich größer sein dürfte als etwa im ‚ausgeräumteren‘ Mitteleuropa: zahlreiche betroffene Lebensräume sind dort artenreicher, reicher an Endemiten und bislang weniger intensiv genutzt. Die Eingriffe sind demgegenüber größerflächig, erfolgen zunehmend rascher und lassen sich aus standörtlichen und klimatischen Gründen schwerer ausgleichen oder restituieren. Außerdem sind die rechtlichen Vorgaben und deren Vollzug bislang oft noch zurückhaltender als in den Industrienationen. Mit der ökologischen geht übrigens vielfach zugleich eine kulturelle ‚Erosion‘ einher: von den weltweit etwa 6.500 menschlichen Sprachen als Ausdruck einer nicht erneuerbaren kulturellen Ressource wird derzeit etwa die Hälfte von weniger als 10.000 Sprechern genutzt, ist also gleichermaßen ‚vom Aussterben bedroht‘ (GLEICH et al. 2000). Kulturelle und biologische Vielfalt unterliegen offensichtlich gleichgerichtet ähnlich einschneidenden Veränderungen.

#### **4. Geobotanische Beiträge für Analysen zur Phytodiversität**

Eine vollständige Erfassung sowie ein kontinuierliches Monitoring ‚der Biodiversität‘ an einem Standort scheitert prinzipiell am vertretbaren Arbeitsaufwand. Vegetationsanalysen eröffnen aber im Gegensatz zu zahlreichen zoologischen Gruppen oder Mikroorganismen die Möglichkeit, Probestflächen mit überschaubarem Aufwand bezüglich der Primärproduzenten, also Gefäßpflanzen, Bryophyten und Flechten weitgehend vollständig anzusprechen und die Standortverhältnisse differenziert in Raum und Zeit zu kennzeichnen: bodentypologische Catenen, Wasser- und Nährstoffstufen sowie die Auswirkungen von Eingriffen in die Landschaft lassen sich verlässlich mit Hilfe der Vegetation als Indikator kennzeichnen. Die Aussageschärfe sinkt dabei mit wachsender anthropogener Überformung. Zumindest in Regionen mit gut bekanntem Florenbestand lassen sich daher definierte Probestflächen mit vertretbarem Aufwand bearbeiten. Für vergleichende Untersuchungen von Artenzahlen zwischen Beständen verschiedenartiger Vegetationstypen ist eine auf das Bearbeitungsziel abgestimmte Standardisierung zweckmäßig, steht aber derzeit trotz einer sehr umfangreichen Literatur aus (u. a. WHITTAKER 1972, HAEUPLER 1982, MAGURRAN 2004, aus der eigenen Arbeitsgruppe DOLNIK 2003 und CHRISTENSEN 2007). Während bei pflanzensoziologischen Vegetationsanalysen mit dem Ziel einer Definition von Vegetationstypen abhängig von der Vegetationsstruktur verschiedene Autoren unterschiedlich große Untersuchungsflächen ausgewählt haben (u. a. DIERSCHKE 1994), schlagen DOLNIK (2003) und DIERSSEN (2006) für vergleichende Analysen der floristischen Artenvielfalt Standardflächengrößen von 400 m<sup>2</sup> vor – in Anlehnung an international verwendete Programme für die Untersuchung von Wäldern (BURSLEM et al. 1998, MALLIK & ROBERTSON 1998). Will man zugleich die strukturelle Diversität der Bestände erfassen, so ist auf der Basis der ermittelten Deckungswerte der Arten die Evenness zu berechnen.



Die Artenzusammensetzung und -vielfalt kennzeichnen die Landschafts- und Ökosystemstrukturen und lassen, zumindest indirekt, auch auf funktionale Zusammenhänge (,ökosystemare Dienstleistungen') schließen. Der unterstellte und durch Vegetationskartierungen und floristische Erhebungen in unterschiedlichen Zeiträumen auch eindeutig belegbare Rückgang von Arten auf lokaler und regionaler Ebene ist direkt mit der historischen sowie der aktuellen Landnutzung rückgekoppelt. Allgemein steigen die Artenanzahlen mit wachsender Größe der untersuchten Flächen an (u. a. PEINTINGER et al. 2003, MAGURRAN 2004). Das Verhältnis zwischen Artenanzahl und Flächengröße ist nichtlinear und unterscheidet sich in verschiedenen Biozönosen und bei unterschiedlichen Organismengruppen. Bei Vegetations- und Lebensraumtypen hängt der Artenbestand auf der Objektebene vor allem ab von der absoluten Größe der Bestände, ihrem Isolationsgrad sowie ihrer Nutzungsgeschichte. Daher ist zwischen einzelnen Beständen eine beträchtliche Streuung ebenso zu erwarten wie Unterschiede in der künftigen Entwicklung der beteiligten Populationen, vor allem bei einem Vergleich zwischen sehr großen und eher kleinen Beständen.

Die Anzahl von Arten auf einer Fläche allein bleibt ohne zusätzliche Attribute ein für die Naturschutzpraxis wenig aussagekräftiger Indikator für qualitative Beurteilungen (,Schutzwürdigkeit') und Entwicklungspotenzial (,Schutzfähigkeit') von Flächen. Aufschlussreich können daher sowohl für konkrete Bestände wie auch abstrakte Vegetations- oder Biotoptypen unter anderem die folgenden zusätzlichen Attribute sein:

- 1) Status der angetroffenen Arten (Indigene im Vergleich zu eingebürgerten (Archäophyten, Neophyten) oder Unbeständigen); für die Terminologie bei Pflanzenarten vgl. SCHRÖDER 1998),
- 2) Strategietypen bei Gefäßpflanzen und Kryptogamen (GRIME 2001, KLOTZ & KÜHN 2002),
- 3) Hemerobiestufen der Gefäßpflanzen als Ausdruck des anthropogenen Einflusses (KOWARIK 1999),
- 4) die standörtliche Einnischung bezogen auf ökologische Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 2002),
- 5) eine Zuordnung der erfassten Sippen zu bevorzugten Standort- und Vegetationstypen sowie
- 6) ihre Eingliederung in Gefährdungskategorien entsprechend den regionalen/nationalen Roten Listen.

Ziel eines solchen Ansatzes ist es, wissenschaftlich ,neutrale' Zahlenangaben in planerisch bewertende Kategorien zu überführen. Damit lassen sich unter anderem der Zustand, die Gefährdung und das Entwicklungspotenzial von Artenkollektiven sowie indirekt von Lebensraum- und Standortstypen für den Naturschutz nachvollziehbar festlegen. Die Liste der bewertenden Attribute ist offen und kann an das jeweilige planerische Erhaltungs- oder Entwicklungsziel angepasst werden, um Entscheidungsgrundlagen, Managementkonzepte und Strategien im Sinne des ökosystemaren Ansatzes der Biodiversitätskonvention zu präzisieren und lokal oder regional umzusetzen.

## 5. Fallstudien aus Norddeutschland

Auf standardisierten Probeflächen (400 m<sup>2</sup>) schwanken die mittleren Artenzahlen innerhalb und zwischen verschiedenen Vegetations- beziehungsweise Lebensraumtypen beträchtlich. Regional am artenärmsten sind bei mäßig anthropogenem Einfluss vor allem Röhrichte und Salzmarschen (im Mittel unter 10 Arten), an polyhemeroben Standorten die spontane

Vegetation intensiv bewirtschafteter Ackerschläge sowie älterer Brachen an ehemaligen Ackerstandorten (im Mittel zwischen 10 und 15 Arten). Die höchsten mittleren Artenzahlen wurden, – bei breiten Streuungen in den einzelnen Beständen – an trockenen, basenreichen Rasengesellschaften, in oligotrophen Niedermooren sowie an ruderalen, aber regelmäßig gemähten Wegrändern ermittelt (im Mittel über 50 Arten auf Probeflächen von 400 m<sup>2</sup>). Wald-, Heide-, Hochmoor- und Wallhecken- sowie Grünlandbestände nehmen, bei oft breiter Streuung, eine mittlere Position ein (u.a. DIERSSEN 2006). Für Veränderungen aussagekräftiger sind quantitative und qualitative Unterschiede auf der Basis detaillierter Standortanalysen. Wie Vergleiche aus Vegetationskartierungen der vergangenen 50 Jahre belegen, haben sich die Verbreitung und Qualität häufiger Nutzflächen maßgeblich verändert. Gemähtes Feuchtgrünland (*Calthion palustris*, *Caricion lasiocarpae*) wurde durch Drainage und Absenkung der Grundwasserflurabstände weidefähig gemacht und seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts infolge intensiverer Düngung und Beweidung in staunasse Feuchtweiden oder intensiv genutzte Mähweiden (*Potentillion anserinae*, *Cynosurion*), manchenorts inzwischen auch Maisäcker überführt. Dadurch wurde auf ausgedehnten Flächen der Artenbestand für Probeflächen identischer Flächengröße bei Grünlandnutzung teilweise um 1/3 bis 2/3 reduziert, auf den Maisschlägen noch stärker, und der Anteil nach aktuellen Kriterien gefährdeter Arten ist auf den betroffenen Flächen praktisch quantitativ ausgefallen (Daten nach SCHRAUTZER & WIEBE 1993, VOSS 2001). Knicks als bezeichnende Landschaftsstrukturen sind im Rahmen der Flurbereinigung qualitativ und quantitativ reduziert worden, und der Anteil an Nährstoffindikatoren ist stark angestiegen, während der Bestand an Gefäßpflanzenarten im Mittel um über 25 % zurückgegangen ist (WEBER 1967, DIERSSEN 2006). Die Erlenbruchwälder in Schleswig-Holstein sind zwar nach dem Bundesnaturschutzgesetz grundsätzlich geschützte Lebensräume. Zahlreiche Bestände haben aber infolge von Meliorationsmaßnahmen in ihrer unmittelbaren Umgebung und eine dadurch erfolgte Absenkung der Grundwasserflurabstände sowie durch teilweise erhebliche Nährstoffeinträge aus angrenzenden intensiv gedüngten Flächen eine Reduktion der Anzahl an Gefäßpflanzen um bis zu 45 % erfahren (Daten aus WIEBE 1998).

## 5.1 Status der regionalen Flora

Die Datenbank des Ökologie-Zentrums an der Universität Kiel umfasst derzeit über 1700 Gefäßpflanzensippen als regionalen Artenbestand. Ihr Status wurde mit jenem der angrenzenden Regionen wie Niedersachsen, Dänemark und Mecklenburg-Vorpommern abgeglichen. In der ‚natürlichen‘ oder ‚primären‘ Vegetation ohne bemerkenswerten menschlichen Einfluss wären Wälder die mit Abstand beherrschenden Vegetationstypen in Mitteleuropa. Unstrittig ist die Einwanderung beziehungsweise das Erlangen der prägenden Stellung der an zahlreichen Standorten konkurrenzüberlegenen Buche (*Fagus sylvatica*) zumindest teilweise durch eine anthropogene Öffnung der Landschaft gefördert worden. Allgemein ist seit dem Mittelalter der Waldanteil in der Region zugunsten landwirtschaftlicher Nutzflächen drastisch zurückgegangen. Um 1870 lag der Waldanteil mit seiner spezifischen Flora und Fauna im Raum Schleswig nur noch bei etwa 4 % der Fläche (MAGER 1937).

Aktuell bilden indigene Gefäßpflanzen (Idiochorophyten) mit etwa 1100 Arten 66 % des regionalen Artenbestandes, erfolgreich etablierte Agriophyten (Archäophyten und Neophyten) mit 537 Sippen etwa 31 %, sowie die mehr oder weniger häufigen, noch nicht etablierten Epökophyten mit rund 35 Arten etwa 3 %. Hemerophile einheimische Sippen (Apothyten) stellen mit 852 Sippen (~ 51 %) die größte Gruppe der bodenständigen Flora, obgleich ihre primären, natürlichen Lebensräume in der gegenwärtigen Landschaft fehlen. Zum Vergleich: nur 258 (15 %) der indigenen Sippen sind oligohemerob, also vorwiegend in ihren primären Lebensräumen wie Wäldern, Salzmarschen und Mooren vertreten. Wie die Agriophyten verdanken also auch die an die Kulturlandschaft adaptierten Apophyten ihre



Ausbreitung dem unmittelbaren oder indirekten menschlichen Einfluss. Dies gilt vor allem für Arten des Wirtschaftsgrünlandes, die übrigens ihre hohe genetische Variabilität erst als Reaktion auf eine lange Phase der ‚Inkulturnahme‘ erlangen konnten, so etwa *Lolium perenne*, *Festuca pratensis*, *Poa pratensis*, *P. trivialis*, *Agrostis stolonifera*, *Festuca rubra* sowie die apomiktischen Arten der Gattungen *Taraxacum*, *Rubus* und *Hieracium*.

Der Anteil der Agriophyten verändert sich im Vergleich zu den Idiochorophyten bei ansteigender Intensität des menschlichen Einflusses. Die Buchenwälder enthalten den höchsten Anteil solcher Idiochorophyten, die an Primärstandorte gebunden sind ( $42 \pm 5 \%$ ). Erlen- und Weidenbruchwälder dagegen sind häufig die Primärstandorte von Apophyten, die aktuell (noch) ihren Verbreitungsschwerpunkt in Wiesen und Weiden mit hohen Grundwasserständen haben. Zunehmende indirekte Drainagen der primären Bruchwälder und des feuchten Grünlandes führen aktuell zu einem wachsenden Apophytenanteil in den Brüchern. Waldränder und Wallhecken enthalten einige Gehölze mit einem Verbreitungsschwerpunkt an primären Standorten (7-15 %), während Apophyten aus den benachbarten landwirtschaftlichen Nutzflächen zunehmend an Bedeutung gewinnen (72-81 % des aktuellen Artenbestandes dieser Systeme). Der Anteil der Agriophyten steigt vor allem in den Hecken ebenfalls an ( $20 \pm 10 \%$ ).

Im intensiver genutzten Wirtschaftsgrünland fehlen Idiochorophyten vollständig. Der Apophytenanteil ist in Feuchtwiesen (*Calthion palustris*) am höchsten und fällt mit wachsender Nutzungsintensität in staunassen Weiden (*Potentillion anserinae*) und intensiv genutzten Mähweiden auf Mineralböden (*Cynosurion cristati*) ab ( $74 \pm 10 \%$ ,  $71 \pm 11 \%$ ,  $50 \pm 11 \%$ ).

Grünlandstreifen an Weg- und Straßenrändern enthalten vielfach ein mitunter artenreiches Mosaik aus Sippen des nährstoffreichen Grünlandes, Ackerunkräutern und ruderalen Staudenfluren. Apophyten dominieren ( $54 \pm 12 \%$ ) hier gegenüber Agriophyten ( $42 \pm 13 \%$ ). In Getreideschlägen und jungen Getreidebrachen dominieren Agriophyten (54 beziehungsweise 52 %).

Die Verbreitung der standörtlich oft eng eingenischten Idiochorophyten bleibt in intensiv genutzten Kulturlandschaften kleinräumig auf primär oligohemerobe Standorte beschränkt. Zahlenmäßig überwiegen an intensiv bewirtschafteten Standorten euryöke Apophyten und Agriophyten, die an häufige Störungen und hohe Nährstoffeinträge angepasst und gut ausbreitungsfähig sind. Hohe Artenzahlen können auch in Vegetationstypen mit hohen Apophyten- und Agriophytenanteilen vertreten sein, sofern keine schnell- und hochwüchsigen Arten dominieren.

## 5.2 Strategietypen und funktionelle Diversität

Funktionelle Gruppen oder Strategietypen von Arten zeigen innerhalb biologischer Systeme eine ähnliche Ressourcennutzung, die sich in morphologisch konvergenten Merkmalen äußern kann, aber nicht muss (u. a. KLEYER 1999, MASON et al. 2003). Wie Pflanzen entweder Nährstoffe speichern oder diese effektiv für Wachstum und Reproduktion nutzen, unterliegt offenkundig nahezu weltweit ähnlichen Selektionsprozessen. Vor diesem Hintergrund lassen sie sich als Indikatoren für die Funktionalität von Ökosystemen nutzen (u. a. PURVIS & HECTOR 2000).

Wechselbeziehungen zwischen den Anpassungsmechanismen der Lebensstrategie-Typen und standörtlichen Bedingungen liegen auf der Hand. In überschaubarer Form hat GRIME in einem Dreiecks-Modell ökologische Strategietypen für Gefäßpflanzen, eingeschränkt auch Kryptogamen, zusammengefasst (GRIME et al. 1988, GRIME 2001, vgl. Abb.1).

Dieses konzeptionelle Modell unterscheidet zwischen langlebigen, konkurrenzkräftigen Kapazitäts-Strategen (C), Stress-toleranten Arten (S) und eher kurzlebigen Sippen, welche die aufgenommenen Ressourcen unmittelbar in ihre generative Reproduktion umsetzen: Ruderal-

oder R-Strategen. Diese Grundtypen sind durch intermediäre Formen verknüpft. Dadurch wird eine leicht nachvollziehbare Klassifikation möglich. Die Arten einer regionalen Flora können solchen Strategietypen zugeordnet werden. Das Verteilungsmuster für Gefäßpflanzen in Schleswig-Holstein folgt aus Tab. 1.

Insgesamt ist der Anteil der C-, CR- und CSR-Strategen vergleichsweise hoch, jener der CR-, R- und S-Strategen dagegen niedriger. Ein vergleichbares Bild ergibt sich auch für die Bundesrepublik insgesamt (KLOTZ & KÜHN 2002). Dieses Bild ändert sich, wenn man den Anteil der Strategietypen mit den Daten Roter Listen der Gefäßpflanzen vergleicht. In diesen Fällen finden sich unter den C-, CR- und R-Strategen weniger gefährdete Arten als bei den CSR-, CS- und S-Strategen.

Ökosysteme unterschiedlicher Lebensräume und mit verschiedenartigem Nutzungsdruck unterscheiden sich im Bearbeitungsgebiet beträchtlich in ihrem Spektrum der Strategietypen. Erwartungsgemäß überwiegen in Wäldern C-Strategen (40 – 48 %), gefolgt von CSR-Strategen (20 – 36 %). Im Grünland herrschen CSR-Strategen in der Anzahl, nicht aber in der Deckung vor (35 – 46 %), gefolgt von C-Strategen (22 – 29 %) und CS-Strategen (10 – 16 %), letztere mit dem höchsten Anteil an Deckung und Biomasse. Die spontane Vegetation auf Getreideschlägen und jungen Brachen ist von R-Strategen dominiert ( $47 \pm 25$  % beziehungsweise  $32 \pm 10$  %), gefolgt von CR-Strategen ( $41 \pm 18$  % bzw.  $30 \pm 10$  %). Extremstandorte wie Salzmarschen werden von S-Strategen dominiert ( $57 \pm 22$  %), mit jeweils breiter Varianz bezüglich der Stetigkeit und Deckung.

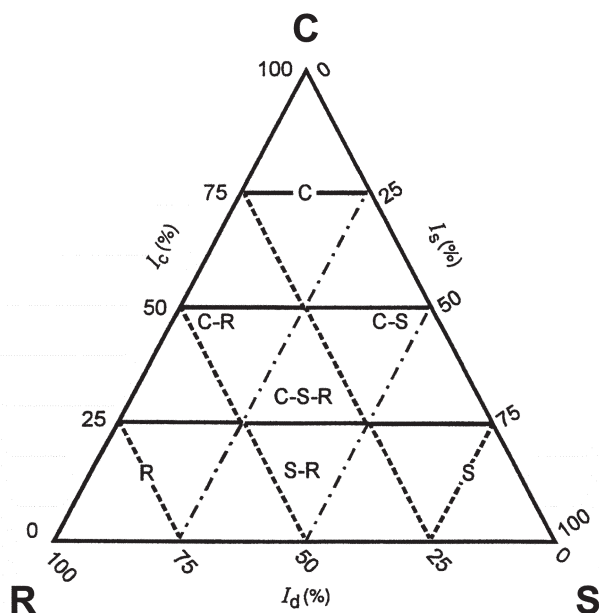


Abb. 1: Strategietypen bei Pflanzen in Wechselbeziehung mit Störung, Streß und Konkurrenzüberlegenheit C: Konkurrenz-Strategen, R: Ruderal-Strategen S: Stress-Strategen, C-S-R und ähnliche Abkürzungen: intermediäre Typen, jeweils in Prozentsätzen von 0 - 100 (nach GRIME et al. 1988).

Tab. 1: Verteilung und Gefährdung von Arten unterschiedlicher Strategietypen nach GRIME in Schleswig-Holstein.

| Strategietypen | (%) | Gefährdungsgrad |
|----------------|-----|-----------------|
| C              | 28  | 25              |
| CR             | 10  | 20              |
| R              | 9   | 32              |
| CSR            | 27  | 49              |
| CS             | 18  | 49              |
| SR             | 5   | 59              |
| S              | 3   | 60              |

Potenziell drastische Veränderungen sind aus der Perspektive des Artenschutzes etwa dann zu erwarten, wenn artenreiches Grünland mit einem hohen Anteil von CSR-Strategen durch stark gedüngte und intensiv bewirtschaftete Mähweiden oder Brachen ersetzt werden, mit hohen Anteilen von C- und CR-Strategen. Dadurch fällt zugleich die Anzahl der Arten insgesamt wie auch der gefährdeten Arten ab.

### 5.3 Das Ausmaß des menschlichen Einflusses: Hemerobiestufen

Intensiv genutzte Kulturlandschaften haben keine natürliche Vegetation in strengem Sinne. Anthropogene Stoffflüsse, eine intensive Land- und Forstwirtschaft und eine vom Menschen etablierte Infrastruktur prägen den Landschaftscharakter. Die Entwicklung von natürlichen zu anthropogenen Systemen mit unterschiedlicher Nutzungsintensität lässt sich als Grad menschlichen Einflusses beziehungsweise als Hemerobiestufe definieren (KOWARIK 1999; vgl. Tab. 2). Die floristische Zusammensetzung der Vegetationstypen und Ökosysteme kann dabei als Indikator des anthropogenen Einflusses eingesetzt werden. In intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaften etwa fehlen, trotz der Einrichtung von Natura 2000-Gebieten, 'ahe-merobe' Gebiete ohne anthropogenen Druck vollständig. Primäre Biotoptypen mit nur schwachem menschlichem Einfluss (oligohemerob) bleiben eine seltene Ausnahme. Ebenso sind extensiv oder moderat bewirtschaftete (mesohemerobe) Ökosysteme wie Wälder oder nährstoffarmes, schwach produktives Wirtschaftsgrünland allenfalls fragmentarisch entwickelt. Im Gegensatz dazu bestimmen intensiv genutzte, 'euhemerobe' Standorte wie Getreideäcker und stark gedüngte Mähweiden das Bild der heutigen Agrarlandschaft.

Industrieflächen und versiegelte urbane Systeme schließlich lassen sich als polyhemerob kennzeichnen. Manche Formen einer Intensivlandwirtschaft kommen dieser Stufe inzwischen bereits nahe. Eine zunehmende Überführung oligo- und mesohemerober in eu- und polyhemerobe Lebensräume ist ein Schlüsselindikator für die Veränderung der Artenzusammensetzungen in Lebensräumen und Landschaften und wohl der entscheidende Auslöser für das Anwachsen des Umfanges Roter Listen gefährdeter Arten. (ARX et al. 2002).

Die meisten Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt an meso- und euhemeroben Standorten, die wenigsten an polyhemeroben. Der Anteil gefährdeter Sippen ist erwartungsgemäß in den am schwächsten anthropogen überformten Lebensräumen am höchsten. Anders formuliert: solche Standorte sind die Rückzugsgebiete der meisten seltenen und gefährdeten Arten. Abgesehen von den Dünen und Salzmarschen der Küstenräume sind etwa 65 % der überwiegend an oligohemerobe Standorte gebundenen Arten bezeichnend für Wälder, davon etwa 55 % in Buchenwäldern und 24 % in Erlen-Bruchwäldern. An Waldrändern überwiegen Arten mesohemerober Standorte, an Knickrändern und im Wirtschaftsgrünland in Regionen mit agrarischer Vorrangnutzung dominieren gegenwärtig Arten euhemerober Lebensräume, im deutlichen Gegensatz zu den Verhältnissen noch vor 50 – 75 Jahren. Auf Getreideäckern

und an Wegrändern schließlich überwiegen Arten eu- und polyhemerober Lebensräume. Ein Teil der konkurrenzschwachen Arten findet an extrem stark veränderten Sonderstandorten wie Industriebrachen und Spülfeldern geeignete ‚Lebensräume auf Zeit‘.

Zusammengefasst: die jeweiligen Hemerobiestufen spiegeln die Adaptation der betroffenen Pflanzenarten an Nährstoffstufen: Hemerobie- und Trophiegradienten sind dabei im Bearbeitungsraum weitgehend redundant. Dies wirkt sich unter anderem erheblich aus auf das Ergebnis von Ausgleichsmaßnahmen im Rahmen der so genannten Eingriffsregelung des Bundesnaturschutzgesetzes. Die Chancen einer Restitution oligohemerober Lebensräume und Arteninventuren an nährstoffreichen Standorten sind für überschaubare Zeiträume sehr gering beziehungsweise unrealistisch. Demgegenüber können in dicht besiedelten Räumen polyhemerobe Lebensräume zwar artenreich sein, aber überwiegend an weit verbreiteten, hemerophilen Sippen.

Tab. 2: Präferenzen der Gefäßpflanzenarten Schleswig-Holsteins für Hemerobiestufen und der Grad ihrer Gefährdung.

| Hemerobiestufe | Summe Arten | % Arten | % gefährdet |
|----------------|-------------|---------|-------------|
| mesohemerob    | 690         | 41      | 59          |
| oligohemerob   | 339         | 20      | 59          |
| euhermerob     | 450         | 26      | 38          |
| polyhermerob   | 220         | 13      | 35          |

## 5.4 Indikatorwerte

Zeigerwerte von Pflanzenarten (u. a. ELLENBERG et al. 2001) werden in der Praxis vielfach eingesetzt, um die realisierte ökologische Nische von Pflanzenarten in Bezug auf Standortfaktoren, Lebensformen, pflanzensoziologische Einbindung und Gefährdung zu kennzeichnen. Die Standortfaktoren beziehen sich auf den bevorzugten Lichtgenuss, Temperaturen am Standort, Einnischung im Ozeanitäts-Kontinentalitätsgefälle, Feuchte, Bodenreaktion, Nährstoffversorgung, Salzgehalt und Schwermetallresistenz. Obwohl die gewählten Skalierungen nur eine grobe Zuordnung zulassen und keine konkret ermittelten Messwerte ersetzen können, liefern sie plausible Daten. Dies gilt gleichermaßen für die Einschätzung von Pflanzenbeständen, indem etwa aus dem Anteil der Feuchte- oder Nährstoffzeiger in einem Bestand grob auf die Nährstoff- und Wasserversorgung geschlossen werden kann. Indikatorwerte eignen sich auch für Wiederholungskartierungen auf identischen Probestellen, um zu einer vergleichsweise verlässlichen Einschätzung der Ausgangssituation bei Zeitreihenanalysen zu gelangen für den Fall, dass zwar eine Vegetationsanalyse, aber keine eindeutige oder ausreichende Standortsansprache bei der Erstaufnahme eines Vegetationsbestandes erfolgt ist. Indikatorwerte lassen sich durch reale Messungen regional kalibrieren und validieren und erfahren so eine kontinuierliche Verfeinerung (u. a. DIEKMANN 2003, WAMELINK & VAN DOBBEN 2003).

Kombiniert mit einer Erfassung der Artenzusammensetzung und der Artenzahl lassen sich Artenverschiebungen über Zeigerwert-Veränderungen nachvollziehbar interpretieren. So lässt die Verschiebung der Feuchtezahl auf eine Veränderung des Wasserhaushaltes im Bestand schließen, eine Erhöhung der Nährstoffzahl auf Düngung oder diffuse Nährstoffeinträge. In alten Schutzgebieten an nährstoffarmen Standorten zeigt ein Rückgang konkurrenzschwacher, nährstoffindifferenter, gefährdeter CSR-Strategen sowie ein Anstieg konkurrenzkräftiger C-Strategen und Nitrophyten eine klare Veränderung der Nährstoffdynamik der betroffenen Gebiete, die in längeren Zeiträumen mit einem deutlichen Rückgang gefährdeter Pflanzenarten verknüpft ist (DIERSEN 2006).

## 5.5 Zuordnung zu Vegetationstypen

Die unterschiedlichen Vegetationstypen in der Landschaft sind durch bezeichnende Artengruppen gekennzeichnet. In Schleswig-Holstein sind etwa 2/3 der Gefäßpflanzen in Gesellschaften von 8 pflanzensoziologischen Klassen vertreten. Die Vegetationstypen des bewirtschafteten Grünlandes (Klasse *Molinio-Arrhenatheretea*) enthalten 16,3 % der Arten der regionalen Flora, Ackerunkraut-Gesellschaften und solche junger ruderaler Brachen (Klasse *Stellarietea mediae*) 12,8 %, Wald-Gesellschaften von Mineralböden (Klasse *Querco-Fagetea*) 12,1 %, xerotherme Vegetationskomplexe (die Klassen *Koelerio-Corynephoretea*, *Festuco-Brometea* und *Trifolio-Geranietea*) 11,4 %, ruderale Stauden-Gesellschaften (Klasse *Artemisietea vulgaris*) 10,1 % sowie Gebüsch-Gesellschaften (Klasse *Rhamno-Prunetea*) 8,8 %.

Der spezifische Artenpool für weitere Klassen fällt in diesem Zusammenhang weniger ins Gewicht. Natürlich sind nicht in allen Beständen sämtliche bezeichnenden Arten eines Vegetationstyps vertreten. Konventionell bewirtschaftete Mais- und Getreideschläge auf nährstoffreichen Böden enthalten oft weniger als zehn spontan auftretende Ackerunkraut-Arten auf 400 m<sup>2</sup> und gehören zu den artenärmsten Vegetationstypen der Region. Verglichen mit anderen Räumen Mitteleuropas sind auch xerotherme Vegetationskomplexe und Moore vergleichsweise artenarm, unter anderem, weil aus edaphischen und klimatischen Gründen basenreiche oder auch sommertrockene Vegetationskomplexe weiträumig fehlen.

Der Artenbestand der verschiedenen pflanzensoziologischen Klassen korrespondiert nicht unbedingt mit dem Anteil seltener und gefährdeter Arten. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die absolute Zahl bezeichnender Sippen der Klassen verglichen mit dem Anteil gefährdeter Arten. Die spontane Unkraut-Vegetation der Getreideäcker, vorzugsweise aus R-Strategen aufgebaut, ist meist arm an gefährdeten Sippen, ebenso wie Wälder mit vorherrschenden C-Strategen. Einige Syntaxa auf Klassenniveau sind zwar arm an spezifischen Arten, aber weil die Vorkommen kleinräumig an oligo- und mesohemeroben Standorten entwickelt sind, ist hier der Anteil seltener und gefährdeter Arten auffällig hoch, etwa bei den letzten drei in der Tabelle 3 aufgeführten Klassen.

Tab 3: Die Anzahl bezeichnender Arten pflanzensoziologischer Klassen in Schleswig-Holstein. In Klammern ist der Prozentsatz der davon in der Roten Liste verzeichneten Arten aufgeführt. Die drei zuletzt genannten Klassen haben zwar eine merklich geringere Anzahl bezeichnender Arten, allerdings mit sehr hohem Anteil gefährdeter Sippen.

|    |                                      |     |        |
|----|--------------------------------------|-----|--------|
| 1. | <i>Festuco-Brometea</i> <sup>1</sup> | 184 | (65 %) |
| 2. | <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>       | 264 | (62 %) |
| 3. | <i>Rhamno-Prunetea</i>               | 142 | (53 %) |
| 4. | <i>Artemisietea vulgaris</i>         | 163 | (39 %) |
| 5. | <i>Stellarietea mediae</i>           | 207 | (35 %) |
| 6. | <i>Querco-Fagetea</i>                | 169 | (29 %) |
|    | ...                                  |     |        |
| •  | <i>Littorelletea uniflorae</i>       | 21  | (91 %) |
| •  | <i>Isoeto-Nanojuncetea</i>           | 34  | (85 %) |
| •  | <i>Scheuchzerio-Caricetea nigrae</i> | 74  | (81 %) |

<sup>1</sup> Einschließlich der Klassen *Koelerio-Corynephoretea* und *Trifolio-Geranietea*.

## 6. Praktische Umsetzung der Biodiversitätsforschung in Umweltpolitik und Naturschutzplanung

Der Begriff Biodiversität ist von Ökologen entwickelt worden und hat in überraschend kurzer Zeit Eingang in die Umwelt- und Entwicklungspolitik gefunden. Indessen ist es den Wissenschaftlern nicht gelungen, ein konsistentes und überzeugendes Konzept für die Naturschutzpraxis zu entwickeln, ob und wie sich mit operationalen und zugleich nachvollziehbaren Verfahren welche ‚Biodiversität‘ (lokal, standortsbezogen, regional, weltweit) erfassen, bewerten und der Erfolg von Planungen und Managementmaßnahmen überprüfen lässt (u. a. HOFFMANN et al. 2005, HABER 2008). Eine Orientierungshilfe, allerdings weiterhin in sehr allgemeiner Form, bietet der so genannte ‚Ökosystemare Ansatz‘ (Secretariat of the CBD 2004).

Für geobotanische Untersuchungen sind seit langem weitgehend vollständige Erfassungen von Pflanzenbeständen auf Probeflächen ebenso üblich wie Analysen zur Artenvielfalt von Vegetationstypen (u. a. WHITTAKER 1972, HAEUPLER 1982). So erfolgt beispielsweise bei Grundwasserentnahmen und anderen Eingriffen in den Landschaftshaushalt durch Dauerflächenuntersuchungen ein Biomonitoring (Beweissicherungsverfahren), bei dem aus Veränderungen der Vegetationszusammensetzung auf das Ausmaß der erfolgten Eingriffe geschlossen wird. Prinzipiell ist ein vergleichbares Vorgehen auch bei qualitativen und quantitativen Veränderungen der Phytodiversität möglich. Voraussetzung für überregionale Vergleiche ist eine Einigung auf Standardgrößen der zu analysierenden Probeflächen, um valide und reproduzierbare Daten zu gewinnen. Dies erlaubt zwar keine Rückschlüsse auf die Vielfalt anderer Organismengruppen, sehr wohl aber auf die vegetationswirksamen standörtlichen Veränderungen.

Sowohl die Convention für die Biologische Diversität (CBD) als auch die FFH-Richtlinie fokussieren auf umsetzbare Konzepte, um qualitative Veränderungen von Umweltgütern und effektive Management-Maßnahmen zu entwickeln und umzusetzen. Konsequenter sind allgemeine Aussagen über eine ‚gefühlte‘ Diversität durch detaillierte Analysen und integrierte Konzepte für die jeweils betroffenen Gebiete zu ersetzen. So klagten bereits der Sachverständigenrat für Umweltfragen und der Advisory Council on Global Change über den akuten Mangel integrierender, kostensparender und Einzelziel-übergreifender Konzepte, die regionale und sektorale Untersuchungen bündeln (SRU 2002, WBGU 2000). Dennoch werden zum Beispiel selbst in jüngeren Publikationen Fragen einer konkreten Ermittlung des aktuellen Status der Diversität und einer Zielkontrolle von Managementkonzepten weitgehend ausgeblendet (u. a. ELLWANGER & SCHRÖDER 2006). Auch für eine Erfassung, Bewertung und Sanierung von ‚Biodiversitätsschäden‘ nach der EU-Umwelthaftungsrichtlinie werden rechtliche und administrative Bearbeitungsschritte ausführlich erörtert, ohne auf praktische Fragen eines Monitoring der Schäden und der Restitutionsmaßnahmen einzugehen (PETERS et al. 2008). Zwar existiert durchaus eine Vielzahl von teilweise ausgefeilten Monitoringkonzepten, doch finden diese zumindest in Deutschland keinen ‚nachhaltigen‘ Eingang in die administrative Bearbeitung und Kontrolle konkreter Naturschutzmaßnahmen.

Die Beiträge einer geobotanischen Arbeitsgruppe für ein nachhaltiges Landnutzungsmanagement, das Aspekte des ökosystemaren Ansatzes der Biodiversitätskonvention und jene der Umsetzung des Natura-2000-Konzeptes einbezieht, fokussieren auf die Wechselbeziehungen zwischen Vegetation und Standort. Die Aufnahme von Vegetationsbeständen auf normierten Flächen unter anderem als Ausgangsbasis für ein kontrollierendes Monitoring der Phytodiversität ist eine notwendige Voraussetzung für die Beurteilung von Veränderungen sowie, bei konkreten Managementmaßnahmen, für die Kontrolle des längerfristigen Erfolges solcher Maßnahmen, – allein schon, um daraus zu lernen, wie für zukünftige ähnliche Fälle das Management modifiziert und verbessert werden sollte.



Zentrale Fragen sind:

- Wie lässt sich der Artenbestand geschützter oder für Ausgleichsmaßnahmen vorgesehener Flächen verlässlich und mit überschaubarem Aufwand ermitteln?

Praktische Handreichungen hierzu liegen vor, bedürfen aber einer präziseren und zugleich knapperen Fassung als die aktuell verfügbaren Quellen. Beispielsweise ließen sich Biototypen (SSYMAN et al. 1998, RIECKEN et al. 2006) über Vegetationseinheiten vielfach eindeutiger definieren. Voraussetzung ist eine übersichtliche, nicht zu sehr in Details gehende, überregional konsensfähige Vorlage (etwa RODWELL et al. 2002).

- Wie lässt sich der Erfolg einer getroffenen Natur- und Umweltschutz-Maßnahme an einem konkreten Standort ermitteln?

Das geobotanische Instrumentarium ist aufgrund der erfolgten Sukzessionsuntersuchungen an Dauerflächen grundsätzlich vorhanden und erprobt; bezogen auf qualitativ wie quantitativ vergleichende Aussagen zur Veränderung der botanischen Artenvielfalt bedarf es lediglich einer Standardisierung der Probeflächengrößen.

- Was sind die wesentlichen Restriktionen und Versäumnisse im Management von Flächen?
- Bezogen auf das Ausmaß an Veränderungen: Für welche wesentlichen Umweltressourcen und -güter fehlen belastbare Daten bezüglich des Wandels an Veränderungen?

Hier sind gesellschaftliche/ökonomische Entwicklung und ökologische Veränderungen noch Antipoden. Die Subventionierung von Nutzungsintensivierungen mit öffentlichen Mitteln steht in keinem ‚nachhaltigen‘ Gleichgewicht zu Restitutionsmaßnahmen für Naturschutzziele, deren ‚Erfolg‘ wiederum nicht mit der Maßnahme selbst endet. Weiterhin notwendig bleibt vielmehr eine durchweg weniger euphemistisch zu bewertenden Kontrolle der ‚Nachhaltigkeit‘ von Schutzmaßnahmen an Dauerflächen in den betroffenen Gebieten.

## **Zusammenfassung**

Der Begriff Biodiversität lässt sich offensichtlich weder knapp noch eindeutig und konsensfähig definieren. Der ‚Ökosystemare Ansatz der Biodiversitätskonvention (CBD) zielt auf eine integrierte Analyse der funktionalen Wechselbeziehungen und Prozesse der biotischen und abiotischen Komponenten innerhalb von Ökosystemen unterschiedlicher räumlicher Dimension und sieht ein ‚nachhaltiges‘ Management auf ‚angemessenen‘ Skalen vor. So verstanden betrifft Biodiversitätsforschung das Themenfeld einer angewandten, fächerübergreifenden Ökosystemanalyse. Eine solche setzt eine integrative, weltweite Kooperation voraus für ein angepasstes Management auf ökonomischem, gesellschaftlichem und ökologischem Gebiet und muss natürlich in verschiedenen Regionen und Kulturkreisen in der Landschafts- und Regionalplanung ausgewogen umgesetzt werden.

Geobotanische Ansätze betreffen in diesem Zusammenhang die Analyse der Wechselbeziehungen zwischen den Primärproduzenten, der Vegetation und den abiotischen Standortverhältnissen. Auf globaler wie regionaler Ebene sollten die im Rahmen des Millenium Assessment erfolgten Analysen in der Entwicklung der Untersuchungskonzepte berücksichtigt und weiterentwickelt werden.

Auf der Ebene von Phytozönosen ist die Analyse der Artenzusammensetzung, Struktur und Dynamik der Primärproduzenten in ihrer Wechselbeziehung zu abiotischen Standortfaktoren der Untersuchungsschwerpunkt. Für vergleichende Untersuchungen zwischen verschiedenen Systemen ist eine Normierung der Flächengrößen sinnvoll. Standardflächen von  $\geq 400 \text{ m}^2$  werden vorgeschlagen, um die  $\alpha$ -Diversität zwischen verschiedenen Ökosystemtypen zu kennzeichnen.

Um Aspekte der Artendichte im Naturschutz und im Landschaftsmanagement zu berücksichtigen, sind neben quantitativen Angaben zur Vegetation auch qualitative (bewertende) Erhebungen und Beurteilungen notwendig. Die folgenden Kriterien werden erörtert: i) der Anteil autochthoner und allochthoner Arten als Indikatoren der floristischen Entwicklungstrends in einem Gebiet, ii) Lebensstrategie-Typen zur Beurteilung der Wechselwirkungen zwischen den Anpassungsmechanismen der Pflanzen und den Randbedingungen der Standorte. Der unterschiedlich starke menschliche Einfluss auf die Artenzusammensetzung lässt sich über iii) Hemerobiestufen klassifizieren, – vor allem an Standorten, die starken urbanen oder agrarischen Nutzungen unterworfen sind. Schließlich lassen sich Pflanzenarten als iv) Indikatoren für Umweltfaktoren unterschiedlicher Standorte nutzen. Die Kombination dieser und weiterer potenziell hilfreicher Attribute liefert brauchbare Hinweise auf den aktuellen Status und potenzielle Veränderungen in Abhängigkeit von Sukzessionsprozessen und Landnutzungsänderungen. Eine solche vegetations- und standortkundliche Analyse eröffnet für die Naturschutzplanung auch die Möglichkeit, die Potenziale und Grenzen von Restitutionsmaßnahmen klarer zu definieren, als dies bislang auf der Basis beispielsweise von Biotopkartierungen möglich gewesen ist.

## Dank

Herrn Prof. Dr. Oliver Nelle, Herrn Dr. Christian Dolnik, Ökologie-Zentrum der Universität Kiel sowie Herrn Dr. Ulrich Mierwald, Institut für Landschaftsökologie Kiel, danke ich herzlich für kritische Anmerkungen zu dem Manuskript.

## Literatur

- ALLEN, A.P., BROWN, J.H. & J.F. GILLOOLY (2002): Global biodiversity, biochemical kinetics and the energetic-equivalence rule. – *Science* **296**: 1545-1548.
- ARX, G.V., BOSSHARD, A. & H. DIETZ (2002): Land-use intensity and border structures as determinants of vegetation diversity in an agricultural area. – *Bull. Geobot. Inst. ETH* **68**: 3-15.
- BARKMANN, J., BLUME, H.-P., IRMLER, U., KLUGE, W., KUTSCH, W.L., RECK, H. REICHE, E.-W., TREPEL, M., WINDHORST, W. & K. DIERSSEN (2008): Ecosystem research and sustainable land use management. – In: FRÄNZLE et al. (eds.) *Ecol. Stud.* **202**: 319-344. Springer, Berlin, Heidelberg.
- BECK, S., BORN, W., DZIOCK, S., GÖRG, C., HANSJÜRGENS, B., HENLE, K., JAX, K., KÖCK, W., NEBHÖVER, C., RAUSCHMAYER, F., RING, I., SCHIMDT-LOSKE, K., UNNERSTALL, H. & H. WITTMER (2006): Die Relevanz des Millenium Ecosystem Assessment für Deutschland. – *UFZ-Ber.* **02/2006**, 106 S., Leipzig.
- BROWN, J.H., GILLOOLY, J.F., WEST, G.B. & V.M. SAVAGE (2003): The next step in macroecology: from general empirical patterns to universal ecological laws. – In: BLACKBURN, T.M. & K.J. GASTON (eds.) *Macroecology: Concepts and Consequences*, Blackwell Publ., Malden, Oxford, Carlton, 408-420.
- BURSLEM, D.F.R.P., WITHMORE, T.C. & N. DENMARK (1998): A thirty-year record of forest dynamics from Kolomangara, Solomon Islands. In: *Man and the Biosphere Series* **20**: 633-645. UNESCO, Paris.
- CHRISTENSEN, E. (2007): Eine Theorie zur Beziehung zwischen Artenzahl und Flächengröße. – *Mitt. AG Geobotanik SH/HH* **64**: 296 S., Kiel.
- DIEKMANN, M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. – *Basic Appl. Ecol.* **4**: 493-506.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden. – 683 S., Ulmer, Stuttgart.
- DIERSSEN, K. (2006): Indicating botanical diversity – structural and functional aspects based on case studies from Northern Germany. – *Ecol. Indicators* **6**: 94-103. Elsevier, Dordrecht.
- DIERSSEN, K. & R. HOFFMANN-MÜLLER (2004): Naturschutzziele, Naturschutzplanung und Indikatoren für den Zustand der Natur aus der Ökologischen Flächenstichprobe. – In: WIGGERING, H. & F. MÜLLER (Hrsg.) *Umweltziele und Indikatoren*, 267-308. Springer-Verlag, Berlin etc..

- DOLNIK, C. (2003): Artenzahl-Areal-Beziehungen von Wald- und Offenlandgesellschaften. – Mitt. AG Geobot. SH/HH **62**: 183 S., Kiel.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & D. PAULISSEN (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (3.Auflage). – Scripta Geobotanica **18**, 261 S., Göttingen.
- ELLWANGER, G. & E. SCHRÖDER (Bearb.) (2006): Management von Natura 2000-Gebieten. – Naturschutz und Biologische Vielfalt **26**, 301 S., Bonn-Bad Godesberg.
- GALLOWAY, J.N., DENTENER, F., CAPONE, C., BOYER, E.W., HOWARTH, R.W., SEITZINGER, S.P., ASNER, G., CLEVELAND, C., GREEN, P., HOLLAND, E., KARL, D., MICHAELS, A.F., PORTER, J.H., TOWNSEND, A. & C. VÖRÖSMARTY (2004): Nitrogen Cycles: Past, Present and Future. – Biogeochemistry **70**: 153-226.
- GLEICH, M., MAXEINER, D., MIERSCH, M. & F. NICOLAY (2000): Life Counts – eine globale Bilanz des Lebens. – 288 S., Berlin-Verlag.
- GRIME, J.P., HODGSON J. & G. HUNT (1988): Comparative plant ecology. – Unwin Hyman, 742 S., London.
- GRIME, J.P. (2001): Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties. – John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- HABER, W. (2008): Biological Diversity – a concept going astray? – Gaia **17/51**: 89-94.
- HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation. – Diss. Bot. **65**, 268 S., Berlin.
- HARTJE, V., KLAPHAKE, A. & R. SCHLIEP (2002): Considerations of the ecosystem approach of the conservation on Biological Diversity in Germany. – BfN-Skripten **69**, 63 S., Bonn-Bad Godesberg.
- HOFFMANN, A., HOFFMANN, S. & J. WEIMANN (2005): Irrfahrt Biodiversität. – 401 S., Metropolis-Verlag, Marburg.
- IUCN (2007): <http://www.iucnredlist.org/info/stats>
- KLEYER, M. (1999): The distribution of plant functional types on gradients of disturbance intensity and resource supply in an agricultural landscape. – J. Veg. Sci. **10**: 697- 708.
- KLINGENSTEIN, F. & R. WINGENDER (red.) (2000): Erfassung und Schutz der genetischen Vielfalt von Wildpflanzenpopulationen in Deutschland. – SchrR. Vegkde **32**, 188 S., Bonn-Bad Godesberg.
- KLOTZ, S. & I. KÜHN (2002): Ökologische Strategietypen. – SchrR. Vegetationskde **38**: 197 - 201. Bonn-Bad Godesberg.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & I. VOLLMER (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* et *Spermatophyta*) Deutschlands. – SchrR. Vegkde **28**: 21-187. Bonn-Bad Godesberg.
- KOWARIK, I. (1999): Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. – In: KONOLD, W., BÖCKER R. & U. HAMPICKE (1999): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege **V-2.1**. 18 S., ecomed, Landsberg.
- LOH, J. & M. WACKERNAGEL (eds.) World Wide Fund for Nature, UNEP World Conservation Monitoring Centre, Global Footprint Network (2004), Living Planet Rep., Gland.
- LUDWIG, G. & M. SCHNITTLER (red.) (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – SchrR. Vegkde **28**, 744 S., BfN. Bonn-Bad Godesberg.
- LUHMANN, N. (1988): Ökologische Kommunikation. – 3. Aufl., Verlag für Sozialwissenschaften, Opp-laden.
- MAGER, F. (1937): Entwicklungsgeschichte der Kulturlandschaft des Herzogtums Schleswig in historischer Zeit Bd. 2: Entwicklungsgeschichte der Kulturlandschaft auf der Geest und im östlichen Hügelland des Herzogtums Schleswig seit der Verkoppelungszeit. – Heimat und Erbe, 484 S.,Kiel.
- MAGURRAN, A.E. (2004): Measuring Biological Diversity. – 256 S., Blackwell, Malden, Oxford, Carlton.
- MALLIK, A.U. & S. ROBERTSON (1998): Floristic composition and diversity of an old-growth White Pine forest in Northern Ontario, Canada. – In: Man and the Biosphere Ser. **21**: 78-92, UNESCO, Paris.
- MASON, N.W.H., MACGILLIVRAY, K., STEEL, J.B. & J.B. WILSON (2003): An index of functional diversity. – J. Vegetation Science **14**: 571-578.
- MASR (2005): Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report. Island Press. Washington DC.
- PEINTINGER, M., BERGAMINI A., & B. SCHMIDT (2003): Species-area relationship and nestedness of four taxonomic groups in fragmented wetlands. – Basic Appl. Ecol. **4**: 385-394.
- PETERS, W, BRUNS, E., LAMBRECHT, H., TRAUTNER, J., WOLF, R., KLAPHAKE, A., HARTJE, V. &

- J. KÖPPEL (2008). Erfassung, Bewertung und Sanierung von Biodiversitätsschäden nach der EG-Umwelthaftungs-Richtlinie. – Naturschutz und Biologische Vielfalt **52**, 309 S., Bonn-Bad Godesberg.
- PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BIEWALD, G., HAUKE, U., LUDWIG, G., PRETSCHER, P., SCHRÖDER, E. & A. SSYMANK (2003) Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland Bd. 1: Pflanzen und Wirbellose. – SchrR. Landschaftspfleg. NatSchutz 69/1, 741 S., Bonn-Bad Godesberg.
- PIMENTEL, D. (2002): Biological Invasions. – 369 S., CRC Press, Boca Raton.
- PUNZ, W., MAIER, R., HIETZ, P. & A.N. DÖRFLINGER (1996): Der Energie- und Stoffhaushalt von Wien. – Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **133**: 27-39.
- PURVIS, A. & A. HECTOR (2000): Getting the measure of biodiversity. – Nature **405**: 212-219.
- RADERMACHER, F.J. (2004) Ökosoziale Grundlagen für Nachhaltigkeitspfade. – Warum der Marktfundamentalismus die Welt arm macht. – GAIA **13** (3): 170-175.
- RENNWALD, E. (Bearb.) (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – SchrR. Vegkde **35**, 800 S. + CD-ROM, BfN, Bonn-Bad Godesberg.
- RIECKEN, U., FINCK, P., RATHS, U., SCHRÖDER, E. & A. SSYMANK (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. 2. Fassung. – Naturschutz und Biologische Vielfalt **34**, 318 S., BfN, Bonn.
- RODWELL, J.S., SCHAMINÉE, J.H.J., MUCINA, L. PIGNATTI, S., DRING, J. & D. MOSS (2002): The diversity of European vegetation – An overview of phytosociological alliances and their relationship to EUNIS habitats. – Rapp. Expertisecentrum LNV 2002/054, Wageningen.
- RUSSELL, R.E., MOORE, J.E., MILLER, M.S., SUTTON, T.M. & S.M. KNAPP (2004): Selecting surrogate species for ecological assessments in land-use planning. – In: R.K. SWIHARD & J.E. MOORE (eds.) Conserving Biodiversity in Agricultural Landscapes, 181-213. Purdue University Press, West Lafayette, Indiana.
- SCHRAUTZER, J. & C. WIEBE, C. (1993): Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein. – Phytocoenol. **22** (1): 105-144, Berlin-Stuttgart.
- SCHROEDER, F.-G. (1998): Lehrbuch der Pflanzengeographie. – 457 S., Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- SECRETARIAT OF THE CBD (2004): The Ecosystem Approach, (CBD Guidelines). – 50 S., Montreal.
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (2002): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. – Sondergutachten 2002, 211 S., Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- STEINBERG, R. (1998): Der ökologische Verfassungsstaat. – Suhrkamp, 479 S.
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C., SCHRÖDER, E. & D. MESSER (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. – SchrR. Landschaftspfl. NatSchutz **53**, 560 S., BfN, Bonn.
- VOSS, K. (2001): Die Bedeutung extensive beweideten Feucht- und Überschwemmungsgrünlandes in Schleswig-Holstein für den Naturschutz. – Mitt. AG Geobot. SH/HH **61**, 185 S., Kiel.
- WAMELINK, G.W.W. & H.F. VAN DOBBEN (2003): Uncertainty of critical loads based on Ellenberg indicator value for acidity. – Basic Appl. Ecol. **4**: 515-523.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (1999) Welt im Wandel: Umwelt und Ethik. – Sondergutachten, MetropolisVerlag, Marburg.
- WEBER, H. E. (1967): Über die Vegetation der Knicks in Schleswig-Holstein. – Mitt. AG Floristik in Schleswig-Holstein und Hamburg **15**, 196 S. + Anhang, Kiel.
- WIEBE, C. (1998): Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihren Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse. – Mitt. AG Geobotanik SH/HH **56**, 155 S., Kiel.
- WHITTAKER, R. H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. – Taxon **21**: 213-251, Vienna.
- WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – 765 S., Ulmer, Stuttgart.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Klaus Dierssen, Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität Kiel, Abt. Geobotanik, Olshausenstr. 75, D 24118 Kiel  
[kdierssen@ecology.uni-kiel.de](mailto:kdierssen@ecology.uni-kiel.de)

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

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft](#)

Jahr/Year: 2008

Band/Volume: [20](#)

Autor(en)/Author(s): Dierßen Klaus [Dierssen]

Artikel/Article: [Vegetations- und Lebensraumtypen als Indikatoren für die Erhaltung und Entwicklung der botanischen Artenvielfalt 49-66](#)