

Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften

Paul Seibert

1 Einleitung

Seit etwa 15 Jahren hat die zunehmende Inanspruchnahme der Landschaft das Bedürfnis geweckt, für die Landschaftsplanung Verfahren zu entwickeln, mit denen der Wert der Landschaft und ihrer Teilflächen auch unter anderen Aspekten als denen der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung ermittelt werden kann.

Unter diesen Gesichtspunkten hat zunächst die Erholung im Vordergrund gestanden, für die neben der Methode von KIEMSTEDT (1967) eine Reihe anderer Verfahren entwickelt worden sind. Später wandte sich das Interesse in zunehmendem Maße der ökologischen Bewertung zu, durch welche die biologische Bedeutung von Landschaften und ihren Bestandteilen ermittelt werden kann. Insbesondere bei Umweltverträglichkeitsprüfungen und bei der Bewertung der Schutzwürdigkeit von Landschaftsteilen spielen diese Verfahren eine wichtige Rolle.

In einem früheren Aufsatz (SEIBERT 1975) hat der Verfasser die Auffassung vertreten, daß zu einer vollständigen und ausgewogenen Bewertung der Landschaft alle Funktionen oder »Nützlichkeiten« herangezogen und ihre Werte gegeneinander abgewogen werden müssen. Eine solche »synoptische Eigenschaftsbewertung« oder Landschaftsgesamtbewertung wurde in Anlehnung an die Waldfunktionenlehre (DIETERICH 1953) unter den Gesichtspunkten land- und forstwirtschaftlicher Nutzfunktionen, gewisser Schutzfunktionen und unter Aspekten der Erholung an einem mitteleuropäischen Beispiel, später auch an einem Beispiel in der argentinischen Südkordillere (SEIBERT 1979) dargelegt. Aus einer Übersicht der »Nützlichkeiten der Vegetation« (oder Landschaft) (Tab. 1), wie sie vom Verfasser (SEIBERT 1978) vorgelegt wurde, sind bei diesem Beispiel die Punkte »1 Ökonomische Wirkungen« und von den Komitativwirkungen die Punkte »2.1.2 Schutz gegen Naturgefahren« und »2.1.3 Schutz gegen Zivilisationsschäden« berücksichtigt worden, durch die Einbeziehung der Erholungsfunktion auch Teile von »2.2.1 Sozialhygienische Wirkungen« und »2.2.2 Psychische Wirkungen«.

Eine eigenständige ökologische Bewertung wurde in diesem Aufsatz nicht berücksichtigt, wenn auch ökologische Kriterien teilweise in die Bewertung der Schutzfunktionen integriert sind. Durch die ökologische Bewertung werden in unserer Übersicht im wesentlichen die Punkte »2.1.1 Verbesserung der Umweltqualität für Nutzpflanzen, -tiere und menschliche Einrichtungen«, »2.2.1 Verbesserung der Umweltqualität für das körperliche Wohlbefinden des Menschen« und »2.2.2 Psychische Wirkungen« abgedeckt.

Die ökologische Bewertung ist somit nur Teil einer vollständigen Bewertung der Landschaft nach ihren Nützlichkeiten. Das schließt nicht aus, daß man sie für bestimmte Zwecke aus der Gesamtbewertung herauslöst und alleine anwendet. Andere Autoren, z. B. BAUER (1973, 1977) in seiner ökologischen Wertanalyse, setzen die ökologische Bewertung mehr oder weniger einer Landschaftsgesamtbewertung gleich, indem sie Nutzungs- oder Erholungskriterien mit in die Bewertung einbeziehen.

Tabelle 1: Nützlichkeiten der Vegetation.

| | |
|-------|---|
| 1 | Ökonomische Wirkungen |
| 1.1 | Produktion von Nahrung Grundnahrungsmittel, Genußmittel, Gewürze, Heilmittel, Futterpflanzen, Fleisch, Fisch, sonst. Tierprodukte |
| 1.2 | Produktion von Rohstoffen Holz, Rinde, Fasern, Gerbstoffe, Harze, Wachs, Farbstoffe |
| 1.3 | Arbeitsmöglichkeit Waldarbeit, Arbeit im Pflanzenbau, Arbeit in Tierzucht, Jagd, Fischerei |
| 2 | Komitativwirkungen |
| 2.1 | Landeskulturelle Wirkungen |
| 2.1.1 | Verbesserung der Umweltqualität für Nutzpflanzen, -tiere und menschliche Einrichtungen, Klima, Wasserhaushalt, Boden |
| 2.1.2 | Schutz gegen Naturgefahren Erosion, Austrocknen und mechanische Schäden durch Wind, Erosion durch Wasser, Wildbäche, Lawinen, Schneeverwehungen, Überflutung, Muren, Steinschlag |
| 2.1.3 | Schutz gegen Zivilisationsschäden Staub und Ruß, Rauch und Abgase, Abwasser und Agrochemikalien, Tausalze, Abwärme, Lärm, Belästigung durch Licht |
| 2.1.4 | Gliederung der Landschaft Trennfunktion, Orientierungshilfe, optische Abschirmung |
| 2.2 | Soziale und kulturelle Wirkungen |
| 2.2.1 | Sozialhygienische Wirkungen Verbesserung der Umweltqualität für das körperliche Wohlbefinden des Menschen, Erholungsmöglichkeit |
| 2.2.2 | Psychische Wirkungen unmittelbare ästhetische und emotionale Wirkungen, mittelbare Wirkungen über die Medien der Kunst |
| 2.2.3 | Kulturelle Wirkungen Erziehung, Lehre, Forschung, Erhaltung kultureller Werte. |

2 Die ökologische Bewertung

Ziel der ökologischen Bewertung ist es, festzustellen, in welchem Grade die Landschaftsteile oder Ökosysteme geeignet sind, die Umweltqualität für das körperliche und geistige Wohlbefinden des Menschen sowie für seine Nutzpflanzen, -tiere und Einrichtungen zu erhalten und zu verbessern. Das schließt die Abwehr oder Minderung von Belastungen und Schädigungen der Umwelt ein. Die Umweltqualität bezieht sich hierbei auf alle Kompartimente der Ökosysteme, also auf Klima, Boden, Wasserhaushalt, Pflanzendecke und Tierwelt. Ihre Erhaltung setzt den Schutz sowohl der existierenden Lebensgemeinschaften als auch der abiotischen Kompartimente voraus.

Die geforderten Leistungen können nur durch funktionstüchtige Ökosysteme erbracht werden, welche die Fähigkeit haben, durch Koppelung und Rückkoppelung von Einzelfaktoren in sich stabile, d. h. sich selbst regulierende Einheiten zu bilden. Sie sollten ihren Gleichgewichtszustand unter Störungsbedingungen entweder erhalten können oder aber einen – eventuell modifizierten – wieder zu erreichen fähig sein, also ein hohes Maß an »Stabilität« oder »Rückstellkraft« aufweisen.

Die Arbeiten zur ökologischen Bewertung sollen meist in kurzer Zeit und mit geringem Arbeitsaufwand durchgeführt werden; sie sollen nach Möglichkeit auf vorhandenes Datenmaterial zurückgreifen können. Eine umfassende Analyse ökologischer Systeme bezüglich ihrer Funktion und Dynamik und eine hierauf beruhende Bewertung wird auf längere Zeit noch nicht möglich sein (vgl. auch LESER 1978). Man wird deshalb von statischen, ökosystemcharakteristischen Merkmalen und Daten ausgehen müssen, die einerseits leicht zu ermitteln sind, andererseits als brauchbare Parameter zur Bestimmung von Stabilität oder Rückstellkraft eines Ökosystems gelten können. Für die meisten in der Landschaftsplanung benötigten Aussagen reicht das einstweilen vollkommen aus (BIERHALS 1978).

Die meisten bisher vorgestellten Verfahren (z. B. BAUER 1973, 1977, WITSCHKE 1979) bewerten Landschaftsräume, die sich aus verschiedenartigen Ökosystemen zusammensetzen. Wir halten es für zweckmäßig, zunächst homogene Landschaftsteile bzw. deren Ökosysteme selbst zu bewerten. Dementsprechend beschäftigt sich dieser Aufsatz vorerst nur mit der Bewertung dieser Ökosysteme.

Diese ist die Grundlage für die Bewertung von Ökosystemkomplexen, die für bestimmte Landschaftsteile charakteristisch sind und deren Heterogenität für die Umweltqualität der Landschaft wichtig ist. Von ihnen soll in einer späteren Publikation die Rede sein.

Die ökologische Bewertung findet Anwendung bei der Landnutzungs- und Landschaftsplanung, bei der Entscheidungsfindung für Planungsalternativen wie auch bei der Ausweisung von Naturschutzgebieten und ihrer Vorstufe, der Biotopkartierung (KAULE, SCHOBER und SÖHMISCH 1977, SCHALLER 1978). Sie kann und soll keine absoluten Werte liefern, sondern ist nur dann sinnvoll eingesetzt, wenn Ökosysteme, z. B. bei alternativen Landnutzungsmöglichkeiten, miteinander verglichen werden müssen. Hierbei sind folgende Möglichkeiten denkbar:

1. Vergleich des Wertes eines vorhandenen Ökosystems mit dem eines auf der gleichen Fläche geplanten;

Beispiel: Bei der Landnutzungsplanung soll entschieden werden, ob ein Fichtenforst durch eine Mähwiese oder ob eine Ackerbrache durch ein Feldgehölz ersetzt werden soll.

2. Vergleich der Werte von zwei oder mehreren vorhandenen Ökosystemen an verschiedenen Orten; Beispiel: Bei Planungsalternativen im Verkehrswegbau soll entschieden werden, welches Ökosystem für die geplante Baumaßnahme geopfert werden soll.

3. Vergleich der Werte verschiedener höherwertiger Ökosysteme bei der Ausweisung von Schutzgebieten; Beispiel: Aus verschiedenen, nicht nur ökonomischen Gründen, muß die Zahl der Naturschutzgebiete begrenzt bleiben. Die ökologische Bewertung stellt eine Rangfolge bei den zur Auswahl anstehenden Flächen her.

3 Bewertungskriterien

Unter dem Aspekt des oben definierten Zieles der ökologischen Bewertung muß man sich über die Kriterien klar werden, unter denen die Bewertung durchgeführt werden soll.

Da jeder Wert durch Angebot und Nachfrage bestimmt wird, bietet es sich an, auch bei den Ökosystemen die Merkmale und Eigenschaften nach diesen beiden Kategorien zu ordnen. Dabei ist auf der Angebotsseite der qualitative Aspekt, die Eignung, von dem quantitativen Aspekt, nämlich der Anzahl der vorhandenen gleichartigen Ökosysteme, zu unterscheiden. Auf der Nachfrageseite wollen wir den Bedarf an allgemeinen ökologischen Wirkungen, der allgemeine Schutzwirkungen einschließt, und den Bedarf an speziellen Schutzwirkungen, wie sie in der Übersicht der »Nützlichkeiten« unter 2.1.2 und 2.1.3 aufgeführt sind, auseinanderhalten, weil hierdurch das Bewertungsverfahren klarer und dadurch leichter durchführbar wird.

Wir kommen somit zu folgender Einteilung:
Angebotsseite:

1. qualitative Kriterien
 - a) allgemeiner Art
Stabilität
 - b) spezieller Art
für spezielle Schutzfunktionen erforderliche Eigenschaften
2. quantitative Eigenschaften
absolute Seltenheit
Präsenz in einem engeren Gebiet

Nachfrageseite:

1. Bedarf an allgemeinen ökologischen Wirkungen
2. Bedarf an speziellen Schutzwirkungen.

3.1 Qualitative Kriterien allgemeiner Art

In der Regel geht man davon aus, daß einem Ökosystem mit großer Stabilität auch ein hoher Grad von Belastbarkeit eigen ist. In dieser allgemeinen Form trifft das aber nicht zu, weil die Empfindlichkeit gegen verschiedene Belastungsarten unterschiedlich sein kann, wie folgende Beispiele zeigen. Ein bodensaurer Borstgrasrasen ist empfindlich gegen Nährstoffzufuhr (Düngung, Eutrophierung), aber sehr belastbar gegenüber dem Trittfaktor (SEIBERT 1974). Die Tundra ist gegen mechanische Zerstörung, die auch den Boden erfaßt, sehr empfindlich, weil die Pflanzendecke bei dem kühlen Klima auf Rohböden nur langsam regenerieren kann (Alaska-Pipeline); nach Bränden entwickelt sie sich jedoch rasch von neuem. Bei bestimmten, nämlich sehr nährstoffarmen, tropischen Regenwäldern kann Brand zu einer irreversiblen Zerstörung und zur Bildung von Savannen führen, weil die wenigen Nährstoffe unwiederbringlich verloren gehen. Tropische Regenwälder auf nährstoffreicheren Böden, z. B. am Fuße der Anden, regenerieren dagegen verhältnismäßig rasch. In den genannten Fällen ist die durch die Störung verursachte irreversible Veränderung der abiotischen Kompartimente Ursache für die geringe oder fehlende Regenerationsfähigkeit.

Diese Bemerkungen mögen zeigen, daß es in der Ökologie noch eine Menge von Fragen gibt, über die bestenfalls Spekulationen möglich sind, die sich aber erst durch langfristige Beobachtungen klären lassen werden (vgl. auch REMMERT 1978).

Trotz allem wird man davon ausgehen können, daß auf einem gegebenen Standort die Klimax- bzw. Dauer-Ökosysteme (entsprechend den Klimax- bzw. Dauergesellschaften der Pflanzensoziologen) den höchsten Grad von Stabilität haben. Sie unterliegen

weder einer natürlichen, noch einer durch den Menschen veranlaßten Entwicklung und befinden sich im Gleichgewicht, können aber auf Störungen äußerst empfindlich reagieren, wenn sich die Belastungsbedingungen gegenüber denen, unter deren Einfluß sie den vorhandenen Komplexitätsgrad erreicht haben, verändern. Hochdiverse Systeme verfügen zwar über ein hohes Maß an Stabilität, da in ihnen zahlreiche Wege für den notwendigen Energie- und Nährstofffluß existieren, regenerieren sich jedoch auch wesentlich schwerer als einfacher strukturierte und sind daher gegen Störungen, die in ihrer Entwicklungsgeschichte nicht auftraten, besonders empfindlich. Gegenüber den dynamisch-genetisch mit ihnen verbundenen Pionier- und Ersatz-Ökosystemen zeichnen sie sich in der Regel durch eine größere Diversität aus, die sich sowohl in größeren Artenzahlen als auch in größerer Strukturvielfalt äußert.

Als statische Parameter zur qualitativen Bewertung werden damit die folgenden vorgeschlagen:

- Maturität
- Natürlichkeit
- Diversität nach
- Artenvielfalt
- Strukturvielfalt.

Diese lassen sich für die pflanzlichen Kompartimente der Ökosysteme, nämlich die Pflanzengesellschaften, verhältnismäßig leicht ermitteln und sind wenigstens für Mitteleuropa in groben Zügen bekannt.

3.1.1 Maturität

Unter Maturität verstehen wir die Reife von Pflanzengesellschaften oder Ökosystemen, die sie im Verlauf der Sukzession erreicht haben (MARGALEF 1963). Demnach haben die Klimax- oder Schlußgesellschaften den höchsten Grad an Maturität. Offene Böden mit erst beginnender Pflanzenbesiedlung (Initialstadien von Pioniergesellschaften) sind bei dem niedrigsten Maturitätsgrad einzustufen. Das gilt sowohl für Rohböden als auch für vegetationsarme reife Böden wie die der Schlagfluren. Mit zunehmender Bedeckung durch Pflanzen nimmt die Maturität zu, so daß zunächst die Pioniergesellschaften mit höheren Deckungsgraden, dann die Folgegesellschaften zu unterscheiden sind. Dauergesellschaften, wie die Endstadien der Waldentwicklung in den Flußauen mit Überschwemmungen und Sedimentablagerungen und die Wälder nasser Standorte, müssen als weniger reif gelten als die Schlußgesellschaften, weil ein Ausfall ihrer besonderen Standortsbedingungen neue Entwicklungen einleiten würde. Eine solche Möglichkeit ist bei den Schlußgesellschaften nicht so leicht gegeben.

Bei den vom Menschen geschaffenen Ersatzgesellschaften gibt es solche, die unter dem Einfluß menschlicher Eingriffe, z. B. Mahd, Schlag, einen gewissen Gleichgewichtszustand erreichen wie Mähwiesen oder Niederwälder. Sie haben unter den Ersatzgesellschaften den höchsten Maturitätsgrad, der aber niedriger ist als jener der Dauergesellschaften und etwa mit dem der Folgegesellschaften gleichgesetzt werden kann. An der unteren Stelle der Skala stehen die von Wildpflanzen nur zeitweise und spärlich bedeckten Flächen der Äcker, Nutzgärten und Sonderkulturen.

Da die Pflanzengesellschaften aus Gründen der Praktikabilität weit gefaßt werden müssen, ergeben sich gelegentlich Schwierigkeiten bei der Zuordnung zu den Maturitätsgraden. So sind z. B. die Kalksteinrasen der Alpen in der alpinen Stufe

Schlußgesellschaften. Sie kommen aber auch in der subalpinen und der montanen Stufe, etwa auf Lawenbahnen, natürlich vor und sind hier Dauergesellschaften. Unter Beweidung können sie sich auch anstelle von Waldgesellschaften ausbreiten und sind hier langlebige Ersatzgesellschaften.

3.1.2 Natürlichkeit

Ausmaß, Dauer und Abfolge der Veränderungen, welche die Vegetation oder die Ökosysteme durch Eingriffe des Menschen erfahren haben, sind recht ungleich. Es können demnach verschiedene Grade von Natürlichkeit unterschieden werden. ELLENBERG (1963) nennt in Anlehnung an v. HORNSTEIN (1958) folgende Grade von Veränderungen:

- unberührt
- natürlich naturbetont
- naturnah naturbetont
- bedingt naturnah
- bedingt naturfern
- naturfern kulturbetont
- naturfremd kulturbetont
- künstlich

Für unsere Zwecke soll diese Abstufung auf 5 Natürlichkeitsgrade (N) reduziert werden und zwar in folgender Weise:

- natürlich = unberührt und natürlich (n. ELLENBERG)
- naturnah = naturnah und bedingt naturnah
- bedingt naturfern = bedingt naturfern
- naturfern = naturfern
- künstlich = naturfremd und künstlich

3.1.3 Diversität

Die Diversität eines Ökosystems sei durch die Anzahl der Pflanzen- und Tierarten sowie durch seine strukturelle Vielfalt gegeben. Leider gibt es über die Artenzahlen der niederen Pflanzen und der Tiere in unseren Ökosystemen keine Angaben. So müssen wir uns damit begnügen, dieselben nach den Artenzahlen der höheren Pflanzen in unseren Pflanzengesellschaften einzuteilen.

Die strukturelle Vielfalt läßt sich am leichtesten über die Schichtenstruktur ermitteln. Damit ist zugleich auch die Vielfältigkeit an Lebensformen erfaßt. Auch in vielschichtig aufgebauten Wäldern werden in Mitteleuropa nicht mehr als folgende Schichten unterschieden:

1. = herrschende Baumschicht,
2. = unterständige Baumschicht,
1. = obere Strauchschicht,
2. = untere Strauchschicht,
1. Krautschicht = mehr als 30 cm hoch,
2. Krautschicht = weniger als 30 cm hoch,
- Moosschicht.

Die Diversität ist auf einem gegebenen Standort bei der Klimax- bzw. Dauergesellschaft fast immer am höchsten. Unter diesen gibt es aber große Unterschiede, so daß die Diversität einer bestimmten Ersatzgesellschaft, z. B. eines Halbtrockenrasens, durchaus größer sein kann als die der Klimaxgesellschaft eines anderen Standortes, z. B. eines bodensauren Buchenwaldes (Luzulo-Fagetum).

Es wird zu zeigen sein, daß die gemeinsame Anwendung von Maturitäts-, Natürlichkeits- und Diversitätsgraden als Ausdruck für die Stabilität

eines Ökosystems zu plausiblen Werten führt. Die bekannten Widersprüche: Schilfröhricht und bodensaure Buchenwald als Beispiele für artenarme, damit wenig diverse, aber doch stabile Ökosysteme lassen sich damit ausräumen.

3.2 Qualitative Kriterien spezieller Art

Für die Erfüllung gewisser Schutzfunktionen sind neben den behandelten allgemeinen qualitativen Eigenschaften, welche die Stabilität des Ökosystems begründen, weitere spezielle Qualitäten erforderlich, die zu dem jeweiligen Schutzziel einen Bezug haben. Als Beispiele sollen genannt werden: Filtereigenschaften für Wasser, Luft und Lärm, Boden- und Schneefesthaltevermögen, Windschutzwirkung. Auf diese Kriterien soll hier nicht näher eingegangen werden, weil mit diesem Aufsatz nur ein Beitrag zur allgemeinen ökologischen Bewertung, nicht aber zur Bewertung der Eignung im Sinne von Schutzfunktionen geleistet werden soll.

3.3 Quantitative Kriterien

Für die Bewertung eines Ökosystems sind auch quantitative Kriterien von Bedeutung. Hierbei denkt man zunächst an seine Flächengröße. Diese geht bei der Bewertung von Landschaftsteilen als Multiplikator in die Rechnung ein. Auf sie soll deshalb hier nicht eingegangen werden, zumal sie für die Bewertung von Ökosystemtypen, um die es hier zunächst geht, weniger wichtig ist.

Für deren Bewertung ist vielmehr die Häufigkeit des Vorkommens, bezogen auf größere oder kleinere Räume, von Bedeutung. Wie auf allen Märkten werden auch in unserem Falle seltene Objekte höher bewertet als häufig vorkommende. Das Kriterium »Seltenheit« hat denn auch in viele Verfahren der Landschaftsbewertung Eingang gefunden, und war schon vorher eines der wichtigsten Kriterien des Naturschutzes.

Wenn man den Grad der Seltenheit beurteilen und bestimmen will, muß man sich zunächst darüber klar werden, auf welche Gebietsgröße man sich beziehen will. Zur Diskussion könnten stehen das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland, einzelner Bundesländer oder besser bestimmter naturräumlicher oder vegetationsgeographischer Einheiten, etwa die Wuchsdistrikte von SCHMITHÜSEN (1959). So sind z. B. Moore in den Wuchsdistrikten des Hainsimsen-(Tannen-)Buchenwaldes und des Waldmeister-Tannen-Buchenwaldes in Südbayern relativ häufig, während sie in den Wuchsdistrikten der Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder Frankens (SEIBERT 1968) ausgesprochen selten sind. Der Seltenheitswert eines tatsächlich vorhandenen Moores ist infolgedessen in den fränkischen Wuchsdistrikten höher als in den südbayerischen.

In der Praxis wird man die Wahl des Bezugsgebietes jedoch von den verfügbaren Daten abhängig machen müssen. Solche sind leichter für politisch abgegrenzte als für naturräumlich ausgegliederte Landschaftsräume zu erhalten.

Innerhalb eines sehr kleinen Gebietes ist weniger die Seltenheit im herkömmlichen Sinne als vielmehr die ökologisch wirksame Präsenz eines Ökosystems von Bedeutung: Ein Feldgehölz in einer rein landwirtschaftlich genutzten Gegend oder ein Wiesental in einem sonst geschlossenen Waldgebiet haben auf Grund ihres Floren- und Faunenkontrastes ökologisch wertvolle Nachbarschaftswirkungen, auch wenn sie selbst allgemein häufige Ökosystemtypen repräsentieren. Deshalb soll neben dem Seltenheitswert der Präsenzwert unterschieden werden.

3.3.1 Seltenheit

Zu unterscheiden sind in diesem Zusammenhang die Seltenheit der Ökosysteme und die Seltenheit der in ihnen enthaltenen Pflanzen- und Tierarten oder, auf die Ökosysteme bezogen, ihr Inhalt an seltenen Pflanzen und Tieren. Beides fällt nicht immer zusammen, weil es Vorkommen von seltenen Arten in sonst weit verbreiteten Ökosystemen gibt und umgekehrt auch seltene Ökosysteme vorhanden sind, die keine seltenen Arten enthalten.

Das Kriterium »Seltenheit« steht mit anderen Kriterien im Zusammenhang. Seltene Arten tragen zur Diversität eines Ökosystems bei, seltene Ökosysteme erhöhen die Diversität einer Landschaft. Ihr Rückgang führt zu einer Uniformierung und Nivellierung, indem insbesondere die Arten oder Ökosysteme mit einer geringen ökologischen Amplitude und deshalb geringer Anpassungsfähigkeit verschwinden.

Seltene Arten und Ökosysteme sind zwangsläufig in ihrem Bestand stärker bedroht und gefährdet als die häufig verbreiteten Vertreter ihrer Kategorie. Bei manchen besteht die Gefahr eines völligen Aussterbens, bei den Arten damit ein unwiederbringlicher Genverlust. Darum ist auch die Erhaltung des Genreservoirs eine Zielsetzung, die mit der Seltenheit von Arten in engem Zusammenhang steht.

Für seltene Pflanzen- und Tierarten ist die Gefahr einer Ausrottung größer als für weit verbreitete. Insofern steht auch der Grad der Gefährdung im Zusammenhang mit der Seltenheit. Angaben über den Gefährdungsgrad stellen deshalb zugleich auch eine Aussage über die Seltenheit der betreffenden Pflanzen- und Tierarten dar und können stellvertretend für diese verwendet werden.

3.3.2 Präsenzwert

Unter Präsenz soll die Gegenwart oder das Vorhandensein eines Ökosystems in einem enger umschriebenen Gebiet verstanden werden. Diese ist umso wertvoller, je einzigartiger das Vorkommen des betreffenden Ökosystems ist oder je weiter gleichartige Ökosysteme entfernt liegen.

Durch die Bewertung der Präsenz werden in einem gewissen Maße die Seltenheit im herkömmlichen Sinne, bezogen auf ein kleineres Gebiet oder möglicherweise auf eine naturräumliche Einheit, zugleich aber auch ökologisch wertvolle Nachbarschaftswirkungen berücksichtigt. Naturnahe Ökosysteme sind für die ökologische Stabilisierung des Umlandes mit land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen, Siedlungen, Arbeitsstätten oder Erholungsflächen wichtig. Sie können dem Klimaausgleich, der Wind-, Erosions- und Austrocknungshemmung und dem Ausgleich im Wasser- und Nährstoffhaushalt dienlich sein. Für die Tierwelt ist die Präsenz andersartiger Lebensräume wichtig, weil es viele Tierarten gibt, die nicht nur in einem einzigen Ökosystem leben, sondern auf mehrere Lebensräume angewiesen sind: z. B. Unterschiede zwischen Nistplätzen und Futterrevieren.

Wir halten es daher für sinnvoll, nicht nur die Seltenheit in größeren Regionen zu bewerten, sondern auch die auf einen engeren Umkreis bezogene Präsenz mit zu berücksichtigen.

3.4 Bedarf an allgemeinen ökologischen Wirkungen

Durch Ökosysteme von hoher Stabilität und Belastbarkeit soll die Umweltqualität für das körperliche und geistige Wohlbefinden des Menschen sowie für

seine Nutzpflanzen, -tiere und Einrichtungen erhalten und verbessert werden (vgl. Abschnitt 2). Der Mensch und die von ihm besiedelten und genutzten Räume stellen demnach die Nachfrageseite bei unseren Überlegungen zur Bewertung der Ökosysteme dar.

Die oben erläuterten qualitativen Kriterien allgemeiner Art, also Maturität, Natürlichkeit und Diversität treten in irgendeiner Form überall auf und wirken auf ihre Ökosysteme selbst wie auch auf benachbarte Räume ein.

In dicht besiedelten und vom Menschen intensiv genutzten Landschaften ist der Bedarf an diesen allgemeinen Wirkungen größer als in dünn besiedelten und wenig genutzten Gebieten. Auf der Nachfrageseite sollten deshalb Besiedlungsdichte und Nutzungsintensität Berücksichtigung finden. Normalerweise gehen beide miteinander parallel, d. h. dicht besiedelte Gebiete werden intensiv genutzt und umgekehrt sind intensiv genutzte Landschaftsteile dichter besiedelt. Deshalb dürfte es in den meisten Fällen genügen, allein die Bevölkerungsdichte, über welche Angaben leicht erhältlich sind, als Kriterium für die Bewertung der Bedarfsseite heranzuziehen.

3.5 Bedarf an speziellen Schutzwirkungen

Viele Ökosysteme sind in der Lage, neben diesen allgemeinen ökologischen Wirkungen auch spezielle Schutzfunktionen auszuüben. Hierbei ist an den Schutz gegen Naturgefahren (Erosion, Austrocknen und mechanische Schäden durch Wind, Erosion durch Wasser, Wildbäche, Lawinen, Schneeüberflutungen, Muren, Steinschlag) und an den Schutz gegen Zivilisationsschäden (Staub und Ruß, Rauch und Abgase, Abwasser und Agrochemikalien, Tausalze, Abwärme, Lärm, Belästigung durch Licht) gedacht. Die hier angesprochenen Schutzfunktionen sind überall gefragt, wo Naturgefahren und Zivilisationsschäden auftreten und Menschen und menschliche Einrichtungen (Siedlungen, Verkehrswege, Kulturen) vorhanden sind, die durch sie gestört werden und gegen sie geschützt werden sollen. Viele Schutzfunktionen setzen qualitative Eigenschaften spezieller Art voraus (vgl. Abschnitt 3.2).

Da sich unser Bewertungsverfahren auf eine allgemeine ökologische Bewertung beschränken soll, wird der Bedarf an speziellen Schutzwirkungen hier nicht weiter behandelt. Es würde sich zeigen, daß eine Bewertung unter dem Aspekt der Schutzfunktionen äußerst schwierig ist, weil der Schutzbedarf nicht nur von Art und Intensität der Natur- und Zivilisationsgefahren, sondern mehr noch von Anzahl bzw. Wert der zu schützenden Menschen und Einrichtungen abhängig ist und deshalb in jedem Einzelfall gesondert zu erheben wäre. Eine indirekte Bewertung über Typen, wie sie hier für einige Kriterien angeboten wird, scheidet bei den Schutzfunktionen völlig aus.

4 Verfahren der ökologischen Bewertung

4.1 Direkte – indirekte Bewertung

Die direkte ökologische Bewertung wird am Objekt, nämlich an den konkreten Ökosystemen, die in dem zu bewertenden Landschaftsraum vorkommen, durchgeführt. Sie setzt die Erfassung der Ökosysteme und ihre Gliederung in homogene Einheiten voraus. Bei den ausgeschiedenen Einheiten werden die qualitativen und quantitativen Kriterien nach bestimmten Maßstäben geschätzt und in die Bewertung eingebracht. Das erfordert eine umfangreiche Geländearbeit.

Häufig reichen die Zeit und die verfügbaren Geldmittel nicht aus, um diese Arbeiten durchzuführen. Man ist darauf angewiesen, vorhandene Unterlagen zu verwenden. Diese gibt es in Form von Karten, Beschreibungen von Landschaftseinheiten, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften. Weil die für die ökologische Bewertung relevanten Eigenschaften der Landschaftseinheiten und Ökosysteme am besten durch die Einheiten der Pflanzendecke repräsentiert werden, liegt es nahe, vor allem auf Beschreibungen und Gliederungen der Pflanzengesellschaften zurückzugreifen. Das liegt auch deshalb nahe, weil es bis jetzt nur für die Pflanzengesellschaften eine vollständige, nach einem hierarchischen System aufgebaute, Gliederung gibt, und über die damit erfaßten Vegetationseinheiten umfangreiche Informationen existieren.

Die indirekte Bewertung erfordert also eine Zuordnung der vorhandenen Pflanzengesellschaften zu den ausgeschiedenen pflanzensoziologisch-systematischen Einheiten, von denen dann die Daten, insbesondere die Wertzahlen, übernommen werden. In der vorliegenden Arbeit werden die Wertzahlen für die mitteleuropäischen Pflanzengesellschaften, in einigen Fällen auch Nutzungseinheiten, ermittelt und vorgelegt. Deren Gliederung wurde so grob wie möglich gehalten, damit es auch einem vegetationskundlich nicht geschulten Bearbeiter möglich ist, die in einem Bearbeitungsgebiet (Bewertungsgebiet) vorhandenen Ökosysteme oder Pflanzengesellschaften einzuordnen.

4.2 Ausscheidung homogener Landschaftseinheiten

4.2.1 Kartierung

Die Kartierung der Landschaftseinheiten oder Ökosysteme kann nach verschiedenen Methoden durchgeführt werden. So wurden von geographischer Seite Ökotope und Ökotoptkomplexe als landschaftsökologische Raumeinheiten verwendet. Bodenkarten, forstliche Standortskarten und Karten der realen Vegetation sind andere Möglichkeiten, um zu einer Darstellung und Abgrenzung von homogenen Landschaftsteilen zu kommen. Wichtig ist, daß die für die ökologische Bewertung relevanten Merkmale der Ökosysteme erfaßt und dargestellt werden.

Der Maßstab der Karten sollte nicht kleiner als 1:25 000, ausnahmsweise auch 1:50 000 sein.

Über die Methoden dieser Kartierungen unterrichten einschlägige Lehrbücher und Anweisungen.

Ökotoptkartierung: Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde (1965),

Bauer, G. und Bauer H. J. (1974),

Klink, H.-J. (1966)

Meynen, E., J. Schmithüsen u. a. (1953 bis 1962)

Troll, C. (1939)

Bodenkartierung: Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde (1965)

Arbeitskreis Standortskartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (1978)

Arens, H. (1960)

Vegetationskartierung: Ellenberg, H. (1956)

Knapp, R. (1971)

Tüxen, R. (1957)

4.2.2 Verwendung vorhandener Karten

Wo einschlägige Karten vorliegen, kann auf die Geländearbeit verzichtet werden. Das wird jedoch in vielen Fällen nicht der Fall sein, so daß Überlegungen, wie man behelfsmäßig zu brauchbaren Karten kommen kann, zweckmäßig sind.

Neuere topographische Karten, Luftbilder und die Karten der Flächennutzungsarten, die bei der Flächennutzungsplanung erhoben werden, lassen die Art der gegenwärtigen Flächennutzung erkennen. Äcker, Wiesen, Weiden, Wildgrasfluren, Gebüsche, Wälder und Kunstforste können auf diesen Karten und Bildern in der Regel leicht unterschieden werden. Jedoch sind ihre Vegetationseinheiten nicht ohne weiteres zu erkennen.

Hier können Karten der potentiellen natürlichen Vegetation weiterhelfen, auch wenn sie nur in kleineren Maßstäben vorliegen. Wo z. B. die potentielle natürliche Vegetation ein Eichen-Hainbuchenwald (*Galio-Carpinetum*) ist, kann eine Wirtschaftswiese nur ein Arrhenatheretum (*Glatthaferwiese*) sein; die Wiese anstelle des Erlen-Eschenwaldes (*Pruno-Fraxinetum*) ist dagegen immer eine Feuchtwiese, in der Regel eine Kohldistelwiese (*Angelico-Cirsietum*).

Die verschiedenen anthropogenen Ersatzgesellschaften sind syndynamisch an ganz bestimmte Ausgangsgesellschaften der potentiellen natürlichen Vegetation gekoppelt. Diese Beziehungen sind für die Vegetation Mitteleuropas im allgemeinen bekannt und können für Teilgebiete in einigen Veröffentlichungen nachgeschlagen werden.

Karten der potentiellen natürlichen Vegetation in einem mittleren Maßstab liegen für folgende Gebiete der Bundesrepublik Deutschland vor:

Bohn, H. et. al. – 1976 – Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200 000, Blatt Fulda. – Bundesforschungsanst. f. Natursch. u. Landschaftsökol., Bonn.

Burricher, E. – 1974 – Die potentielle natürliche Vegetation in der westfälischen Bucht. 1:200 000. – Münster.

Müller, Th. u. Oberdorfer, E. – 1974 – Die potentielle Vegetation von Baden-Württemberg. – Landesst. f. Natursch. u. Landschaftspfl. Baden-Württemberg 6. Karte 1:900 000. Ludwigsburg.

Seibert, P. – 1968 – Übersichtskarte der natürlichen Vegetationsgebiete von Bayern 1:500 000. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 3. Bad Godesberg.

Trautmann, W. – 1966 – Erläuterungen zur Karte der potentiellen natürlichen Vegetation der Bundesrepublik Deutschland 1:200 000, Blatt Minden. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 1, Bad Godesberg.

Trautmann, W. – 1972 – Vegetation; In: Deutscher Planungsatlas Bd. 1: Nordrhein-Westfalen. Karte 1:500 000. – Hannover.

Trautmann, W. – 1973 – Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200 000. Potentielle natürliche Vegetation. Bl. CC 5502 Köln. – Schriftenr. f. Vegetationsk. 6. Bonn-Bad Godesberg.

4.3 Bewertungsschlüssel für die verschiedenen Kriterien

4.3.1 Skalierung

Die Bewertung der verschiedenen Kriterien wurde nach folgenden Grundsätzen durchgeführt:

1.) Jedem Kriterium wurde eine gleiche relative Bedeutung zugemessen, sie wurden damit als gleichwertig angesehen.

2.) Für die Bewertung der Kriterienausprägung war es notwendig, sowohl die objektiv ermittelbaren Größen der einzelnen Kriterien (Seltenheit, Präsenz) als auch ihre nur abschätzbaren qualitativen Eigenschaften (Maturität, Natürlichkeit, Diversität) in eine einheitliche Bewertungsskala zu überführen.

3.) Wir benutzen hierfür eine fünfteilige Ordinalskala, in der die Ziffer 5 den höchsten Rang angibt, die Wertzahl 1 den niedrigsten bezeichnet.

4.) Die Aggregation der einzelnen Rangbewertungen führten wir nach der sogenannten Rangordnungssummenregel durch, bei der die einzelnen Rangzahlen der Kriterien additiv miteinander verknüpft werden. Wie KENDALL (1948) zeigen konnte, stellt diese Art der Amalgamation von Ordinalzahlen mathematisch gesehen eine Optimallösung dar.

Unser Bewertungsansatz hat demnach den Charakter einer modifizierten Nutzwertanalyse, modifiziert deshalb, weil die einzelnen Bewertungskriterien in ihrer Bedeutung als gleichgewichtig betrachtet wurden.

Da uns die Ergebnisse, also die ökologischen Eignungswerte und schließlich die Gesamtwerte bei einer Überprüfung ohne Gewichtung plausibel erscheinen, wurde zunächst auf eine Gewichtung der Werte der einzelnen Kriterien verzichtet. Sollte sich bei der Erprobung des Bewertungsverfahrens herausstellen, daß die Einführung von Gewichten notwendig ist, wird man aus entsprechenden Fallstudien sicherlich Kriterien für die Gewichtung ableiten können.

4.3.2 Bewertungsskalen für die qualitativen Kriterien

4.3.2.1 Maturität

Die Maturität am Objekt richtig einzuschätzen, setzt große vegetationskundliche Erfahrung voraus. Bei der Behandlung der Maturität unter den Bewertungskriterien im Abschnitt 3.1.1 haben wir bereits die Gesichtspunkte erörtert, die für eine Zuordnung zu verschiedenen Maturitätsgraden von Bedeutung sind. Hieraus ergeben sich zwanglos folgende Zuordnungen in eine Skala für den Maturitätsgrad (M):

- 5 Klimax- bzw. Schlußgesellschaften,
- 4 Dauergesellschaften,
- 3 natürliche Folgegesellschaften und langlebige Ersatzgesellschaften,
- 2 natürliche Pioniergesellschaften und kurzlebige Ersatzgesellschaften,
- 1 offene Böden mit Initialstadien von Pioniergesellschaften oder von kurzlebigen Ersatzgesellschaften

Die verschiedenen Ökosysteme oder Pflanzengesellschaften, die im Gelände angetroffen werden, müssen auf ihre Zugehörigkeit zu diesen verschiedenen dynamisch-genetischen Kategorien überprüft werden und erhalten dann deren Maturitätsgrad.

Zur Vereinfachung ist diese Zuordnung für die in Mitteleuropa verbreiteten Pflanzengesellschaften und Ökosysteme in der folgenden Übersicht durchgeführt worden. Sie erleichtert die Auswertung der Karten auch bei der Anwendung der indirekten Bewertung.

Übersicht: Maturitätsgrade

Maturitätsgrad 5: Klimax-Gesellschaften

- Buchen- und Tannen-Buchenwälder (*Fagion*)
- Eichenwälder (*Carpinion*, *Quercion rob.-petraeae*, *Quercion pub.-petraeae*)
- Kiefernwälder (*Dicrano-Pinion*, *Erico-Pinion*, *Cytiso-Pinion*)
- Fichten- und Fichten-Tannenwälder (*Vaccinio-Piceion*)
- Subalpin-alpine Zwergstrauch-, Legföhren- und

Lärchen-Zirbenbestände (Rhododendro-Vaccinion, Erico-Rhododendretum)
 Krummseggenrasen der alpinen Stufe (Caricetea curvulae)
 Kalksteinrasen der alpinen Stufe (Elyno-Seslerietea p. p.)

Maturitätsgrad 4: Dauergesellschaften

Beweidete Wälder
 Schwarzerlen-Bruchwälder und -gebüsche (Alnetea glutinosae)
 Natürliche Hecken und Gebüsche (Prunetalia p. p.)
 Subalpine Hochstaudenfluren und -gebüsche (Betulo-Adenostyletea)
 Hartholz-Auenwälder (Alno-Padion p. p.)
 Edellaubwälder (Tilio-Acerion)
 Moorwälder (Vaccinio-Piceion p. p.)
 Natürliche Staudensäume (Trifolio-Geranieta, Galio-Alliarietalia p. p.)
 Hochmoore (Oxycocco-Sphagnetea, Scheuchzerietalia)
 Natürliche Niedermoore (Caricetalia fuscae, Tofieldietalia)
 Röhrichte und Großseggenriede (Phragmitetea)
 Quellfluren (Montio-Cardaminetea)
 Schneetälchen-Gesellschaften (Salicetea herbaceae)
 Steinschuttgesellschaften auf unbewegten Standorten (Thlaspietea p. p.)
 Felsspalten-Gesellschaften (Asplenieta)
 Natürliche Trocken- und Halbtrockenrasen (Festuco-Brometea p. p.)

Maturitätsgrad 3: natürliche Folgegesellschaften

Mittel- und Niederwälder
 Forstgesellschaften
 Anthropogene Hecken und Gebüsche (Prunetalia p. p.)
 Vorwald-Gesellschaften (Sambuco-Salicion)
 Weiden- und Erlen-Auwälder und -gebüsche (Salicetea purpureae, Alno Padion p. p.)
 Anthropogene Staudensäume (Galio-Alliarietalia p. p.)
 Mehrjährige Wildkrautfluren und Brachen (Artemisietalia, Agropyretea, Filipendulion)
 Borstgrasrasen und Heiden (Nardo-Callunetea)
 Anthropogene Sandrasen, Trocken- und Halbtrockenrasen (Festuco-Brometea)
 Kalksteinrasen der montanen und subalpinen Stufe (Elyno-Seslerietea p. p.)
 Grünland-Gesellschaften (Molinio-Arrhenatheretea ohne Filipendulion)
 Anthropogene Niedermoore (= Streuwiesen, Caricetalia fuscae, Tofieldietalia)
 Salzwiesen (Asteretea tripolii)
 Strandlingsgesellschaften (Littorelletea)
 Laichkraut- und Schwimmblattgesellschaften (Potamogetonetea)
 Obstkulturen

Maturitätsgrad 2: natürliche Pioniergesellschaften

Schlagfluren (Epilobietalia ohne Sambuco-Salicion)
 Steinschuttgesellschaften auf bewegten Standorten (Thlaspietea p. p.)
 Strandhaferdünen (Ammophiletea)
 Kurzlebige Ruderalfluren (Sisymbrietalia, Onopordetalia)
 Zwergbinsen- und Schlammufergesellschaften (Isoeto-Nanojuncetea, Bidentetea)
 Salzmarschen (Thero-Salicornietea, Spartinetea)
 Weinbaukulturen

Maturitätsgrad 1: Gesellschaften offener Böden

Acker- und Gartenfluren (Chenopodietea p. p., Secalinetea)
 Trittrasen (Plantaginetea)
 Hopfenkulturen

4.3.2.2 Natürlichkeit

Auch die Natürlichkeit läßt sich am Objekt nur mit großer Erfahrung richtig einschätzen. Selbst erfahrene Geobotaniker und Pflanzensoziologen haben jahrzehntelang die von Schafen beweideten Heiden Nordwestdeutschlands und die im Stockausschlagbetrieb bewirtschafteten Niederwälder für natürliche Vegetationseinheiten gehalten, bis die natürliche Entwicklung nach Aufgabe dieser Eingriffe diese Ansicht widerlegte. Deshalb soll auch für die Natürlichkeit eine Übersicht vorgelegt werden, in der den 5 Natürlichkeitsgraden folgende Skalenwerte zugewiesen wurden:

- 5 natürlich
- 4 naturnah
- 3 bedingt naturnah
- 2 naturnah
- 1 künstlich

Die in Mitteleuropa verbreiteten Pflanzengesellschaften oder Ökosysteme lassen sich in folgender Weise in diese Skala einordnen:

Übersicht: Natürlichkeit

Natürlichkeitsgrad 5

Felsspalten-Gesellschaften (Asplenieta)
 Steinschutt-Gesellschaften (Thlaspietea)
 Natürliche Kalksteinrasen (Elyno-Seslerietea p. p.)
 Krummseggenrasen (Caricetea curvulae)
 Schneetälchen-Gesellschaften (Salicetea herbaceae)
 Salzmarschen (Thero-Salicornietea, Spartinetea)

Natürlichkeitsgrad 4

Buchen- und Buchen-Tannenwälder (Fagion)
 Eichenwälder (Carpinion, Quercion rob.-petraeae, Quercion pub.-petraeae)
 Auenwälder (Salicetea purpureae, Alno-Padion)
 Edellaubwälder (Tilio-Acerion)
 Schwarzerlen-Bruchwälder (Alnetea glutinosae)
 Kiefernwälder (Dicrano-Pinion, Erico-Pinion, Cytiso-Pinion)
 Fichten- und Fichten-Tannen-Wälder einschließlich Moorwälder (Vaccinio-Piceion)
 Subalpin-alpine Zwergstrauch-, Legföhren- und Lärchen-Zirbenbestände (Rhododendro-Vaccinion, Erico-Rhododendretum)
 Natürliche Hecken und Gebüsche (Prunetalia p. p.)
 Subalpine Hochstaudenfluren u. -gebüsche (Betulo-Adenostyletea)
 Natürliche Staudensäume (Trifolio-Geranieta, Galio-Alliarietalia p. p.)
 Natürliche Trocken- und Halbtrockenrasen (Festuco-Brometea p. p.)
 Hochmoore (Oxycocco-Sphagnetea, Scheuchzerietalia)
 Natürliche Niedermoore (Scheuchzerio-Caricetea p. p.)
 Röhrichte und Großseggenriede (Phragmitetea)
 Strandlingsgesellschaften (Littorelletea)
 Laichkraut- und Schwimmblatt-Gesellschaften (Potamogetonetea)
 Quellfluren (Montio-Cardaminetea)
 Strandhaferdünen (Ammophiletea)

Natürlichkeitsgrad 3

- Waldgesellschaften mit Beimischung standortsfremder Baumarten
- Beweidete Waldgesellschaften
- Forste im Verbreitungsgebiet der betreffenden Baumart
- Mittel- und Niederwald
- Schlagfluren und Vorwald-Gesellschaften (Epilobietea)
- Anthropogene Hecken und Gebüsche (Prunetalia p. p.)
- Anthropogene Staudensäume (Galio-Alliarietalia p. p.)
- Borstgrasrasen und Heiden (Nardo-Callunetea)
- Anthropogene Trocken- und Halbtrockenrasen (Festuco-Brometea p. p.)
- Kalksteinrasen der montanen und subalpinen Stufe (Elyno-Seslerietea p. p.)
- Zwergbinsen- und Schlammufer-Gesellschaften (Isoeto-Nanojuncetea, Bidentetea)
- Salzwiesen (Juncetea maritimi)

Natürlichkeitsgrad 2

- Forste standortfremder Baumarten
- Wildkrautfluren und Brachen (Artemisietalia, Agropyretea, Sisymbrietalia, Onopordetalia)
- Grünland-Gesellschaften (Molinio-Arrhenatheretea)
- Obstkulturen

Natürlichkeitsgrad 1

- Forstgesellschaften fremdländischer Baumarten
- Acker- und Gartenfluren (Chenopodietea p. p., Secalinetea)
- Trittrasen (Plantaginetea), Zier- und Sportrasen
- Kurzlebige Ruderalfluren
- Weinbau- und Hopfenkulturen

4.3.2.3 Diversität

Die Diversität ergibt sich aus Artenreichtum und Schichtenstruktur, die durch Geländeaufnahmen leicht zu ermitteln sind, wie das bei jeder Vegetationsaufnahme der Schule BRAUN-BLANQUET geschieht.

Auch der Artenreichtum soll in einer fünfteiligen Skala zum Ausdruck gebracht werden. Hierbei können wir 50 Arten als obere Grenze ansehen, da es in Mitteleuropa kaum Pflanzengesellschaften gibt, deren Artenzahl darüber hinausgeht. Demnach ergibt sich folgende Skala für den Grad des Artenreichtums (A):

- 5 > 40 Arten
- 4 31–40 Arten
- 3 21–30 Arten
- 2 11–20 Arten
- 1 1–10 Arten

Die Berechnung eines Diversitätsindex nach SHANNON (SHANNON u. WEAVER 1949) würde Werte bringen, die der Sachlage besser entsprechen, da durch die Berücksichtigung der Individuenzahl neben der Artenzahl auch der Grad der Gleichmäßigkeit (Äquität) erkennbar wird, mit der die verschiedenen Arten vorkommen. Diese Berechnung könnte bei der direkten Bewertung stattfinden, ist aber dadurch erschwert, daß bei den üblichen Vegetationsaufnahmen keine Individuenzahlen ermittelt werden.

Die Punktzahl für die Schichtenstruktur (Sch) einer Gesellschaft errechnet sich als Summe der den einzelnen Schichten zugeteilten Einzelpunkte, die wie folgt festgelegt werden:

- | | |
|--|------------|
| 1. Baumschicht | 1 Punkt |
| 2. Baumschicht | 1 Punkt |
| 1. Strauchschicht | 1 Punkt |
| 2. Strauchschicht | 0,5 Punkte |
| Krautschicht >30 cm hoch | 1 Punkt |
| Krautschicht < 30 cm hoch oder > 30 cm hoch und nur zeitweise vorhanden oder 0,3 deckend | 0,5 Punkte |

Damit ist die höchstmögliche Punktzahl 5. Sie kann in einer Hartholzauwe (Querco-Ulmetum) erreicht werden. Ein Weiderasen bringt es dagegen nur auf 0,5 Punkte.

Um auch den Deckungsgrad der übrigen Schichten mit zu berücksichtigen, können die Punktzahlen der einzelnen Schichten mit einem Korrekturfaktor berichtigt werden. Es empfiehlt sich, hierfür nicht gleiche Spannen von Deckungsgraden festzulegen, weil Unterschiede bei hohen Deckungsgraden eine geringere Bedeutung haben als solche bei den niedrigeren. Deshalb werden als Korrekturfaktor in Anlehnung an die Schätzskala der Artmächtigkeit von BRAUN-BLANQUET folgende Werte vorgeschlagen:

| Deckungsgrad | Korrekturfaktor |
|--------------|-----------------|
| 75–100 | 5/5 = 1 |
| 50– 75 | 4/5 = 0,8 |
| 25– 50 | 3/5 = 0,6 |
| 5– 25 | 2/5 = 0,4 |
| < 5 | 1/5 = 0,2 |

Damit auch für die indirekte Bewertung, d. h. für eine solche ohne Geländeaufnahme, Skalenwerte für die Diversität zur Verfügung stehen, wurden sie für die in Mitteleuropa verbreiteten Pflanzengesellschaften und Ökosysteme errechnet und in der nachfolgenden Übersicht (Tab. 2) zusammengestellt.

Diese aus Vegetationstabellen und -beschreibungen abgeleiteten Werte beziehen sich auf die normalen oder typischen Ausbildungen der jeweiligen Vegetationseinheiten, bei den Wald- und Forstgesellschaften auf ausgewachsene, mehr als 60 bis 80 Jahre alte Bestände.

Die Diversität (D) ergibt sich als Mittelwert aus Artenreichtum (A) und Schichtenstruktur (Sch), als

$$D = \frac{A + Sch}{2}$$

4.3.2.4 Übersicht der Wertzahlen für die qualitativen Kriterien der in Mitteleuropa verbreiteten Pflanzengesellschaften und Ökosysteme

Bei der Erarbeitung der Bewertungsskalen für die qualitativen Kriterien wurden dem jeweiligen Kriterium angepaßte, voneinander jedoch abweichende, Einteilungen der Pflanzengesellschaften angewendet.

Damit für den Zweck der indirekten Bewertung die Wertzahlen übersichtlich zur Verfügung stehen, wurden sie in der Tabelle 3 zusammengestellt. Die Einteilung der Pflanzengesellschaften mußte hier soweit differenziert werden, daß die Unterschiede in den Wertzahlen bei allen Kriterien zum Ausdruck gebracht werden konnten. Die hierfür erforderlichen fast 60 Einheiten wurden zu folgenden Gruppen zusammengefaßt:

Tabelle 2: Diversität

| Pflanzengesellschaft | A | Sch | D | Pflanzengesellschaft | A | Sch | D |
|--|----------|------------|----------|--|----------|------------|----------|
| Kalk-Buchenwälder (UV Asperulo-Fagion p. p., Cephalantho-Fagion) | 4,5 | 2,5 | 3,5 | Borstgrasrasen und Heiden (Nardo-Callunetea) | 3,0 | 1,0 | 2,0 |
| Waldmeister-Buchen-, Tannen- und Ahorn-Buchenwälder (UV Asperulo-Fagion p. p., UV Aceri-Fagion) | 3,0 | 2,0 | 2,5 | Krummseggenrasen (Caricetea curvulae) | 2,0 | 1,0 | 1,5 |
| Labkraut-Buchen-Tannenwälder (UV Galio-Abietion) | 4,0 | 3,0 | 3,5 | Hochmoore (Oxycocco-Sphagnetetea, Scheuchzerietalia) | 1,5 | 1,5 | 1,5 |
| Hainsimsen-Buchenwälder (UV Luzulo-Fagion) | 1,5 | 1,5 | 1,5 | Braunseggen-Sümpfe (Caricetalia fuscae) | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| Edellaubwälder (Tilio-Acerion) | 4,5 | 4,5 | 4,5 | Kalksümpfe (Tofieldietalia) | 3,0 | 1,0 | 2,0 |
| Eichen-Hainbuchenwälder (Carpinion) und -Nieder- und -Mittelwälder | 4,0 | 4,0 | 4,0 | Feuchtwiesen (Molinietalia) | 2,5 | 1,5 | 2,0 |
| Hartholz-Auenwälder (Alno-Padion p. p.) | 4,0 | 5,0 | 4,5 | Fettwiesen (Arrhenatheretalia p. p.) | 3,5 | 1,5 | 2,5 |
| Erlen- und Weiden-Auenwälder u. -gebüsche (Alno-Padion p. p., Salicetea purpureae) | 2,0 | 3,0 | 2,5 | Fettweiden (Arrhenatheretalia p. p.) | 1,5 | 0,5 | 1,0 |
| Wärmeliebende Eichen-Mischwälder (Quercion pubescenti-petraeae) | 5,0 | 3,0 | 4,0 | Kalksteinrasen (Elyno-Seslerietea) | 5,0 | 1,0 | 3,0 |
| Bodensaure Eichen-Birken- und Eichen-Kiefernwälder (Quercion robori-petraeae) | 1,5 | 2,5 | 2,0 | Trocken- und Halbtrockenrasen (Festuco-Brometea) | 4,5 | 1,5 | 3,0 |
| Tannen-Fichten- und Fichtenwälder einschließlich Moorwälder (Vaccinio-Piceion) | 2,0 | 2,0 | 2,0 | Sandrasen (Sedo-Scleranthetea) | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| Bodensaure Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) | 2,5 | 2,5 | 2,5 | Salzwiesen (Juncetea maritimi) | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| Kiefern-Steppenwälder (Cytiso-Pinion) und Schneeheide-Kiefernwälder (Erico-Pinion) | 3,5 | 3,5 | 3,5 | Röhrichte und Großseggenriede (Phragmitetea) | 1,5 | 1,5 | 1,5 |
| Schwarzerlen-Bruchwälder (Alnetea glutinosae) | 2,5 | 2,5 | 2,5 | Schneetälchen-Gesellschaften (Salicetea herbaceae) | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| Hecken und Gebüsche (Prunetalia) | 3,0 | 2,0 | 2,5 | Quellfluren (Montio-Cardaminetea) | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| Subalpin-alpine Zwergstrauch-, Legföhren- und Lärchen-Zirbenbestände (Rhododendro-Vaccinion, Erico-Rhododendretum) | 4,0 | 2,0 | 3,0 | Strandlingsgesellschaften (Littorelletea) | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| Subalpine Hochstaudenfluren- und Gebüsche (Betulo-Adenostyletea) | 3,5 | 2,5 | 3,0 | Laichkraut- und Schwimmblatt-Gesellschaften (Potamogetonetea) | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| Kiefernforste | 2,5 | 2,5 | 2,5 | Trittrrasen (Plantaginetalia) | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| Fichtenforste und Forste fremdländischer Baumarten | 2,0 | 2,0 | 2,0 | Mehrjährige Wildkrautfluren, -säume und Brachen (Artemisietea, Agropyretea) | 1,5 | 1,5 | 1,5 |
| Schlagfluren und Vorwaldgesellschaften (Epilobietea) | 1,5 | 1,5 | 1,5 | Kurzlebige Ruderalfluren (Sisymbrietalia, Onopordetalia) | 2,0 | 1,0 | 1,5 |
| Thermophile Staudensäume (Trifolio-Geranietea) | 3,5 | 1,5 | 2,5 | Acker- und Gartenfluren (Chenopodietalia p. p., Secalinetea) | 2,5 | 0,5 | 1,5 |
| | | | | Sonderkulturen (Obst-, Weinbau- und Hopfenkulturen) | 2,0 | 2,0 | 2,0 |
| | | | | Zwergbinsen- und Schlammufer-Gesellschaften (Isoetoneo-Nanojuncetea, Bidentetea) | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| | | | | Steinschutt-Gesellschaften (Thlaspietea) | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| | | | | Felsspalten-Gesellschaften (Asplenietea) | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| | | | | Strandhaferdünen (Ammophiletea) | 2,5 | 0,5 | 1,5 |
| | | | | Salzmarschen (Thero-Salicornietea, Spartinetea) | 0,5 | 0,5 | 0,5 |

In der Tabelle 3 sind in den Spalten 1 bis 3 die Werte für Maturität, Natürlichkeit und Diversität wiedergegeben. Deren Summe ergibt einen Gesamtwert für die qualitativen Kriterien, der als »ökologischer Eignungswert« bezeichnet wird (ÖE der Spalte 4). G in Spalte 5 steht für den Gefährdungsgrad, der im nächsten Abschnitt erläutert wird.

- A. Wälder und Forste
- B. Wildgrasfluren, Wiesen und Weiden
- C. Wildkraut-, Acker- und Gartenfluren
- D. Vegetation des Süßwassers und der Moore
- E. Subalpin-alpine Vegetation
- F. Küstenvegetation

Tabelle 3: Übersicht der »Wertzahlen der in Mitteleuropa verbreiteten Pflanzengesellschaften und Ökosysteme

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|----------|----------|---|-----------|----------|
| | M | N | D | ÖE | G |
| A. Wälder und Forste | | | | | |
| 1 Kalk-Buchenwälder (UV Asperulo-Fagion p. p., UV Cephalanthero-Fagion) | 5 | 4 | 3,5 | 12,5 | 1 |
| 2 Waldmeister-Buchen-, Tannen- und Ahorn-Buchenwälder (UV Asperulo-Fagion p. p.) | 5 | 4 | 2,5 | 11,5 | 1 |
| 3 Labkraut-Buchen-Tannenwälder (UV Galio-Abietion) | 5 | 4 | 3,5 | 12,5 | 1 |
| 4 Hainsimsen-Buchenwälder (UV Luzulo-Fagion) | 5 | 4 | 1,5 | 10,5 | 1 |
| 5 Eichen-Hainbuchenwälder (Carpinion) | 5 | 4 | 4,0 | 13,0 | 1 |
| 6 Wärmeliebende Eichen-Mischwälder (Quercion pubescenti-petraeae) | 5 | 4 | 4,0 | 13,0 | 2 |
| 7 Bodensaure Eichen-Birken- und Eichen-Kiefernwälder (Quercion robori-petraeae) | 5 | 4 | 2,0 | 11,0 | 2 |
| 8 Edellaubwälder (Tilio-Acerion) | 4 | 4 | 4,5 | 12,5 | 1 |
| 9 Hartholz-Auenwälder (Alno-Padion p. p.) | 4 | 4 | 4,5 | 12,5 | 1 |
| 10 Erlen- und Weiden-Auenwälder und -gebüsche (Alno-Padion p. p., Salicetea purpureae) | 3 | 4 | 2,5 | 9,5 | 1 |
| 11 Schwarzerlen-Bruchwälder (Alnetea glutinosae) | 4 | 4 | 2,5 | 10,5 | 2 |
| 12 Tannen-Fichten- und Fichtenwälder (Vaccinio-Piceion) | 5 | 4 | 2,0 | 11,0 | 2 |
| 13 Moorwälder (Vaccinio-Piceion p. p.) | 4 | 4 | 2,0 | 10,0 | 5 |
| 14 Bodensaure Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) | 5 | 4 | 2,5 | 11,5 | 2 |
| 15 Kiefern-Steppenwälder (Cytiso-Pinion) und Schneeheide-Kiefernwälder (Erico-Pinion) | 5 | 4 | 3,5 | 12,5 | 2 |
| 16 Eichen-Birken-Niederwälder | 3 | 3 | 2,0 | 8,0 | 2 |
| 17 Eichen-Hainbuchen-Nieder- und Mittelwälder | 3 | 3 | 4,0 | 10,0 | 1 |
| 18 Beweidete Waldgesellschaften | 4 | 3 | Werte der entsprechenden Waldgesellschaft | | |
| 19 Waldgesellschaften mit stärkerer Beimischung standortsfremder Baumarten | 4 | 3 | | | |
| 20 Kiefernforste | 3 | 2 | 2,5 | 7,5 | 1 |
| 21 Fichtenforste | 3 | 2 | 2,0 | 7,0 | 1 |
| 22 Forstgesellschaften fremdländischer Baumarten | 3 | 1 | 2,0 | 6,0 | 1 |
| 23 Natürliche Hecken- und Gebüsche (Prunetalia p. p.) | 4 | 4 | 2,5 | 10,5 | 2 |
| 24 Anthropogene Hecken und Gebüsche (Prunetalia p. p.) | 3 | 3 | 2,5 | 8,5 | 2 |
| B. Wildgrasfluren, Wiesen und Weiden | | | | | |
| 25 Natürliche Trocken- und Halbtrockenrasen (Festuco-Brometea p. p.) | 4 | 4 | 3,0 | 11,0 | 4 |
| 26 Anthropogene Trocken- und Halbtrockenrasen (Festuco-Brometea p. p.) | 3 | 3 | 3,0 | 9,0 | 4 |
| 27 Sandrasen (Sedo-Scleranthetea) | 3 | 3 | 1,0 | 7,0 | 4 |
| 28 Borstgrasrasen und Heiden (Nardo-Callunetea) | 3 | 3 | 2,0 | 8,0 | 3 |
| 29 Feuchtwiesen (Molinietalia) | 3 | 2 | 2,0 | 7,0 | 3 |
| 30 Fettwiesen (Arrhenatheretalia p. p.) | 3 | 2 | 2,5 | 7,5 | 1 |
| 31 Fettweiden (Arrhenatheretalia p. p.) | 3 | 2 | 1,0 | 6,0 | 1 |
| 32 Flutrasen (Agrostieta stoloniferae) | 4 | 4 | 0,5 | 8,5 | 2 |
| 33 Trittrasen (Plantaginetea) | 1 | 1 | 0,5 | 2,5 | 1 |
| C. Wildkraut-, Acker- und Gartenfluren | | | | | |
| 34 Thermophile Staudensäume (Trifolio-Geranietea) | 4 | 4 | 2,5 | 10,5 | 4 |
| 35 Mehrjährige Wildkrautfluren, Säume, Brachen und Schlagfluren (Artemisieta, Agropyretea, Epilobietea) | 3 | 3 | 1,5 | 7,5 | 1 |
| 36 Kurzlebige Ruderalfluren (Sisymbrietalia, Onopordetalia) | 2 | 1 | 1,5 | 4,5 | 3 |
| 37 Acker- und Gartenfluren (Polygono-Chenopodietalia, Secalinetea) | 1 | 1 | 1,5 | 3,5 | 2 |
| 38 Obstkulturen | 3 | 2 | 2,5 | 7,5 | 1 |
| 39 Weinbaukulturen | 2 | 1 | 2,5 | 5,5 | 1 |
| 40 Hopfenkulturen | 1 | 1 | 2,5 | 4,5 | 1 |
| D. Vegetation des Süßwassers und der Moore | | | | | |
| 41 Laichkraut- und Schwimmblatt-Gesellschaften (Potamogetonetea) | 3 | 4 | 1,0 | 8,0 | 3 |
| 42 Röhrichte und Großseggenriede (Phragmitetea) | 4 | 4 | 1,5 | 9,5 | 3 |
| 43 Zwergbinsen- und Schlammufer-Gesellschaften (Isoeto-Nanojuncetea, Bidentetea) | 2 | 3 | 1,0 | 6,0 | 4 |
| 44 Strandlingsgesellschaften (Littorelletea) | 3 | 4 | 1,0 | 8,0 | 4 |
| 45 Quellfluren (Montio-Cardaminetea) | 4 | 4 | 1,0 | 9,0 | 2 |
| 46 Kalksümpfe (Tofieldietalia) | 4 | 4 | 2,0 | 10,0 | 5 |
| 47 Braunseggensümpfe (Caricetalia fuscae) | 4 | 4 | 1,0 | 9,0 | 5 |
| 48 Hochmoore (Oxycocco-Sphagnetetea, Scheuchzerietalia) | 4 | 4 | 1,5 | 9,5 | 5 |
| E. Subalpin-alpine Vegetation | | | | | |
| 49 Subalpin-alpine Zwergstrauch-, Legföhren- und Zirbenbestände (Rhododendro-Vaccinion, Erico-Rhododendretum) | 5 | 4 | 3,0 | 12,0 | 2 |

Tabelle 3: Fortsetzung

| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|----------------------------|--|----------|----------|----------|-----------|----------|
| | | M | N | D | ÖE | G |
| 50 | Subalpine Hochstaudenfluren und -gebüsche (Betulo-Adenostyletea) | 4 | 4 | 3,0 | 11,0 | 2 |
| 51 | Krummseggenrasen (Caricetea curvulae) | 5 | 5 | 1,5 | 11,5 | 3 |
| 52 | Kalksteinrasen (Elyno-Seslerieta) | 4 | 5 | 3,0 | 12,0 | 3 |
| 53 | Schneetälchen-Gesellschaften (Salicetea herbaceae) | 4 | 5 | 1,0 | 10,0 | 3 |
| 54 | Steinschutt-Gesellschaften (Thlaspietea) | 4 | 5 | 0,5 | 9,5 | 3 |
| | | (2) | | | (7,5) | |
| 55 | Felsspalten-Gesellschaften (Asplenieta) | 4 | 5 | 0,5 | 9,5 | 3 |
| F. Küstenvegetation | | | | | | |
| 56 | Salzwiesen (Asteretea tripolii) | 3 | 3 | 1,0 | 7,0 | 4 |
| 57 | Salzmarschen (Thero-Salicornieta, Spartinetea) | 2 | 5 | 0,5 | 7,5 | 4 |
| 58 | Strandhaferdünen (Ammophiletea) | 2 | 4 | 1,5 | 7,5 | 4 |

4.3.3 Bewertungsskalen für die quantitativen Kriterien

4.3.3.1 Seltenheit und Gefährdungsgrad

Zu unterscheiden sind 1. Inhalt der seltenen Pflanzen- und Tierarten in Ökosystemen und 2. die Seltenheit der Ökosysteme selbst.

Übersichten über seltene Pflanzen und Tiere liegen weder für die Bundesrepublik Deutschland noch für Teilgebiete derselben vor. Doch besitzen wir in den sog. »Roten Listen« eine Zusammenstellung der gefährdeten Arten.

Als Kriterien für die Gefährdung der Pflanzen wurden 1. die Häufigkeit ihrer Bestände und 2. der

Rückgang der betreffenden Art in den letzten 100 bis 150 Jahren angewendet. Die Seltenheit ist hierbei mit dem erstgenannten Kriterium berücksichtigt. Das zweitgenannte Kriterium leitet aus dem tatsächlich beobachteten Rückgang den Grad der Bedrohung ab, der u. a. von der Erreichbarkeit durch den gefährdenden Menschen abhängig ist.

SUKOPP, TRAUTMANN und KORNECK (1978) haben die »Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen in der Bundesrepublik Deutschland« ausgewertet und den Anteil dieser Pflanzen am Gesamtartenbestand heimischer Pflanzenformationen berechnet. Diese Anteile liegen in absoluten und relativen Zahlen vor (Tabelle 4). Die relativen Zah-

Tabelle 4: Anteil – absolut und prozentual – der verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen (nach der Roten Liste, 2. Fassung) am Gesamtartenbestand heimischer Pflanzenformationen (nur Hauptvorkommen)

| | Sippen gesamt (100%) | ver- schollen (%) | akut bedroht (%) | stark gefährdet (%) | gefährdet (%) | potentiell gefährdet (%) | gesamt (%) | Wert- zahl |
|---|-------------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|------------------------------------|--------------------------|---|-----------------------|-----------------------|
| Oligotrophe Moore, Moorwälder und Gewässer | 209 | 7 (3,3) | 40 (19,1) | 36 (17,2) | 34 (16,3) | 6 (2,9) | 123 (58,9) | 5 |
| Küstenvegetation | 90 | 2 (2,2) | 5 (5,6) | 7 (7,8) | 5 (5,6) | 21 (23,3) | 40 (44,4) | 4 |
| Trocken- und Halbtrockenrasen | 437 | 9 (2,1) | 39 (8,9) | 43 (9,8) | 54 (12,4) | 35 (8,0) | 180 (41,2) | 4 |
| Hygrophile Therophytenfluren | 83 | 4 (4,8) | 5 (6,0) | 14 (16,9) | 7 (8,4) | 3 (3,6) | 33 (39,7) | 4 |
| Vegetation eutropher Gewässer | 166 | 6 (3,6) | 9 (5,4) | 14 (8,4) | 23 (13,9) | 7 (4,2) | 59 (35,5) | 3 |
| Feuchtwiesen | 228 | 6 (2,2) | 16 (7,0) | 18 (7,9) | 32 (14,0) | 6 (2,6) | 78 (33,8) | 3 |
| Außeralpine Felsvegetation | 80 | – (–) | 1 (1,3) | 2 (2,5) | 2 (2,5) | 17 (21,3) | 22 (28,9) | 3 |
| Alpine Vegetation | 333 | – (–) | 6 (1,8) | 12 (3,6) | 10 (3,0) | 68 (20,4) | 96 (28,5) | 3 |
| Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen | 148 | 3 (2,7) | 7 (4,1) | 11 (7,4) | 13 (8,8) | 8 (5,4) | 42 (28,4) | 3 |
| Ackerunkrautfluren und kurzlebige Ruderalvegetation | 331 | 12 (3,6) | 21 (6,3) | 19 (5,7) | 28 (8,5) | – (–) | 80 (24,2) | 2 |
| Xerotherme Gehölzvegetation | 299 | 5 (1,7) | 5 (1,7) | 9 (3,0) | 27 (9,0) | 25 (8,4) | 71 (24,0) | 2 |
| Kriechpflanzenrasen | 93 | 1 (1,1) | 4 (4,3) | 8 (8,6) | 7 (7,5) | 2 (2,2) | 23 (23,7) | 2 |
| Quellfluren | 36 | – (–) | 1 (2,8) | 3 (8,3) | 2 (5,6) | 1 (2,8) | 7 (19,4) | 2 |
| Subalpine Vegetation | 328 | 1 (0,3) | 7 (2,1) | 10 (3,0) | 12 (3,7) | 30 (9,1) | 60 (18,3) | 2 |
| Bodensaure Laub- und Nadelwälder | 142 | – (–) | 3 (2,1) | 4 (2,8) | 8 (5,6) | 8 (5,6) | 23 (16,2) | 2 |
| Ausdauernde Ruderal-, Stauden- und Schlagfluren | 282 | 4 (1,4) | 4 (1,4) | 4 (1,4) | 9 (3,2) | 9 (3,2) | 30 (10,6) | 1 |
| Feucht- und Naßwälder | 191 | – (–) | – (–) | 3 (1,6) | 10 (5,2) | 7 (3,7) | 20 (10,5) | 1 |
| Quecken-Trockenfluren | 73 | 1 (1,4) | – (–) | 1 (1,4) | 4 (5,5) | 1 (1,4) | 7 (9,6) | 1 |
| Frischwiesen und -weiden | 137 | – (–) | 1 (0,7) | 2 (1,5) | 8 (5,8) | 1 (0,7) | 12 (9,5) | 1 |
| Mesophile Fallaubwälder einschl. Tannenwälder | 250 | 1 (0,4) | 1 (0,4) | 2 (0,8) | 6 (2,4) | 10 (4,0) | 20 (8,0) | 1 |

Der niedrigste Wert nach dieser Tabelle ist 0,9:

$$\text{ÖW} = \frac{1 + 1 + 0,5 + 1 + 1}{5} = 0,9$$

(Nr. 33 Trittrasen)

Diese Spanne von rund 1 bis 20, bei einem theoretischen Höchstwert von 25, scheint uns ausreichend, aber auch wieder nicht zu groß zu sein, um den ökologischen Gesamtwert von Ökosystemen darzustellen.

5 Zusammenfassung

Mit der vorliegenden Arbeit wird ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften zur Diskussion gestellt, das für die ökologische Bewertung von größeren Landschaftsräumen den ersten Schritt darstellen soll.

Die Bewertung erfolgt nach qualitativen und quantitativen Kriterien der Ökosysteme (Angebotsseite) und dem Bedarf an allgemeinen ökologischen Wirkungen (Nachfrageseite). Es werden unterschieden: 1. eine direkte Bewertung am Objekt und 2. eine indirekte Bewertung über vorhandene Karten und Ökosystemtypen. Für die Pflanzengesellschaften, stellvertretend für die Ökosysteme Mitteleuropas, werden in Tabelle 3 die Wertzahlen für Maturität, Natürlichkeit, Diversität und Gefährdungsgrad vorgelegt.

Die Spanne der Wertzahlen für den ökologischen Gesamtwert (ÖW) der mitteleuropäischen Ökosysteme liegt zwischen 0,9 und 20 bei einem theoretischen Höchstwert von 25.

Nachwort

Das grundlegende Konzept für das vorgelegte Bewertungsverfahren wurde durch den Verfasser erarbeitet, als er bei der Erstellung der »Standardprüfungsmaßnahmen für die Umweltauswirkungen einer bestimmten Fachplanung (Autobahnplanung)« durch die Ingenieurgesellschaft m. b. H. DORSCH CONSULT in den Jahren 1977 und 1978 mitwirkte. Dem Umweltbundesamt als Veranstalter und DORSCH CONSULT als Bearbeiter der Studie danke ich für die Gelegenheit, an der Lösung dieser Fragestellung mitzuarbeiten, dem Mitarbeiter der Ingenieurgesellschaft Ch. Bruhn für manche Anregungen und Forderungen, die den Bewertungsteil in seiner Konzeption voran brachten.

Bei der späteren Ausarbeitung erhielt ich zahlreiche Hinweise und Korrekturen von Dr. Dr. E. Gundermann, München, Renate Hildebrand, z. Zt. Valdivia, Ankea Janssen, z. Zt. Humaitá und Prof. Dr. W. Trautmann, Bonn-Bad Godesberg. Allen sei hiermit herzlich gedankt.

Erst nach Abschluß des Manuskriptes gelangte mir die ausführliche und sehr gründliche Dissertation von H.-J. SCHUSTER (1980) zur Kenntnis. Diese setzt sich sehr eingehend und kritisch mit den z. Zt. bekannten Bewertungsverfahren auseinander und entwickelt ein partiales Bewertungsmodell zum Ökotoptypenwert, in welchem u. a. für die direkte Bewertung (nach Abschnitt 4.1) von konkreten Ökosystemen und Gartentypen sehr brauchbare und theoretisch gut begründete Vorschläge gebracht werden.

Literatur

- ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE, 1965:
Die Bodenkarte 1:25 000. Anleitung und Richtlinien zu ihrer Herstellung. – Hannover.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORST-EINRICHTUNG, 1978:
Forstliche Standortaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 3. Aufl. Münster - Hiltrup.
- ARENS, H., 1960:
Die Bodenkarte 1:5 000 auf der Grundlage der Bodenschätzung, ihre Herstellung und ihre Verwendungsmöglichkeiten. – Fortschr. in d. Geologie von Rheinland und Westfalen, 8. Krefeld.
- BAUER, G. u. H. J. BAUER, 1974:
Landschaftsplanung auf ökologischer Grundlage, – Erstellung und Aufbereitung ökologischer Daten –. Mitt. Landesst. f. Natursch. u. Landschaftspl. NW, Düsseldorf 3.
- BAUER, H. J., 1973:
Die ökologische Wertanalyse – methodisch dargestellt am Beispiel des Wiehengebirges. – Natur u. Landschaft 48.
- BAUER, H. J., 1977:
Zur Methodik der ökologischen Wertanalyse. – Landschaft + Stadt, 9.
- BECHET, G. H., 1976:
Der Biotopwert. Ein Beitrag zur Quantifizierung der ökologischen Vielfalt im Rahmen der Landschafts- und Flächennutzungsplanung. – Diss. München.
- BENTS, D. E., 1974:
Attraktivität von Erholungslandschaften. Ein Beitrag zur Quantifizierung der Erholungsfunktion. – Diss. Freiburg.
- BIERHALS, E., 1978:
Ökologischer Datenbedarf für die Landschaftsplanung. – Landschaft + Stadt, 10.
- DEUTSCHER PLANUNGSATLAS:
Länderbände I – X. Bremen – Horn.
- DIETERICH, V., 1953:
Forstwirtschaftspolitik. – Hamburg u. Berlin.
- DORSCH CONSULT, 1978:
Standardprüfungsmaßnahmen für die Umweltauswirkungen einer bestimmten Fachplanung (Autobahnplanung). – München.
- ELLENBERG, H., 1956:
Grundlagen der Vegetationsgliederung. I. Teil. Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. – Stuttgart.
- ELLENBERG, H., 1963:
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – Stuttgart. 2. Aufl. 1978.
- HORNSTEIN, F. VON, 1951:
Wald und Mensch. – Ravensburg. 2. Aufl. 1958.
- KAULE, G., M. SCHOBER u. R. SÖHMISCH, 1977:
Kartierung schutzwürdiger Biotope in den Bayerischen Alpen. – Jahrbuch des Vereins zum Schutz d. Bergwelt 42.
- KENDALL, M. G., 1948:
Rancorrelation methods. – London Griffin.

- KIEMSTEDT, H., 1967:
Zur Bewertung der Landschaft für die Erholung.
Beitr. z. Landespflege H 1, Stuttgart.
- KLINK, H.-J., 1966:
Naturräumliche Gliederung des Ith-Hils-Berglandes.
– Bad Godesberg.
- KNAPP, R., 1971:
Einführung in die Pflanzensoziologie. – Stuttgart.
- LESER, H., 1978:
Quantifizierungsprobleme der Landschaft und der
landschaftlichen Ökosysteme. – Landschaft + Stadt,
10.
- MARGALEF, R., 1963:
On certain unifying principles in ecology. – Amer.
Naturalist, 97.
- MARGALEF, R., 1968:
Perspectives in ecological theory. – Univ. of Chicago
Press.
- MEYNEN, E., J. SCHMITHÜSEN u. a., 1953–1962:
Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutsch-
lands. – 9 Lieferungen. Remagen, Bad Godesberg.
- REMMERT, H., 1978:
Ökologie. – Berlin, Heidelberg, New York.
- RINGLER, A., 1980:
Arten- und Biotopschutz im Alpenvorland. – Jahr-
buch des Vereins zum Schutz d. Bergwelt 45.
- SCHALLER, J., 1978:
Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern als
Beispiel eines flächendeckenden ökologischen In-
formationssystems. – Veröff. Akad. f. Raumforsch.
u. Raumordnung, Sektion III, Bremen.
- SCHMITHÜSEN, J., 1959:
Allgemeine Vegetationsgeographie. – Berlin. 3.
Aufl. 1968.
- SCHUSTER, H.-J., 1980:
Analyse und Bewertung von Pflanzengesellschaften
im Nördlichen Frankenjura. ein Beitrag zum Problem
der Quantifizierung unterschiedlich anthropogen be-
einflußter Ökosysteme. – Diss. Botanicae 53. Vaduz.
- SEIBERT, P., 1968:
Vegetation und Landschaft in Bayern. – Erdkunde
22.
- SEIBERT, P., 1974:
Die Belastung der Pflanzendecke durch den
Erholungsverkehr. – Forstwiss. Cbl. 93.
- SEIBERT, P., 1975:
Versuch einer synoptischen Eignungsbewertung von
Ökosystemen und Landschaftseinheiten. – Forst-
archiv 46.
- SEIBERT, P., 1978:
Vegetation. In: Buchwald/Engelhardt: Handbuch für
Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt, 2. Die
Belastung der Umwelt. – München, Bern, Wien.
- SEIBERT, P., 1979:
Die Vegetationskarte des Gebietes von El Bolsón,
Prov. Rio Negro, und ihre Anwendung in der Land-
nutzungsplanung. – Bonn. Geogr. Abh. 62.
- SHANNON, C. E. u. W. WEAVER, 1949:
The mathematical theory of communication. –
Urbana.
- STATISTISCHES BUNDESAMT, 1979:
Statistisches Jahrbuch 1979 für die Bundesrepublik
Deutschland. – Wiesbaden.
- SUKOPP, H., W. TRAUTMANN u. D. KORNECK,
1978:
Auswertung der Roten Liste gefährdeter Farn- und
Blütenpflanzen in der Bundesrepublik Deutschland
für den Arten- und Biotopschutz. – Schriftenr. f.
Vegetationskunde 12.
- TROLL, C., 1939:
Luftbildplan und ökologische Bodenforschung. – Z.
D. Ges. f. Erdk. z. Berlin.
- TROLL, C., 1943:
Methoden der Luftbildforschung. – Sitz. Ber. Europ.
Geogr. Würzburg 1942. Leipzig.
- TÜXEN, R., 1957:
Die heutige potentielle Vegetation als Gegenstand
der Vegetationskartierung. – Angew. Pflanzenso-
ziologie 13. Stolzenau/Weser.
- WITSCHKE, M., 1979:
Entwicklung eines Modells zur Bestimmung des Na-
turschutzwerts schutzwürdiger Gebiete, durchge-
führt am Beispiel der Xerothermvegetation. – Land-
schaft + Stadt 11.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Paul Seibert
Lehrinheit Vegetationskunde
Forstwissenschaftliche Fakultät
der Universität München
Schellingstraße 14,
8000 München 40

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege \(ANL\)](#)

Jahr/Year: 1980

Band/Volume: [4_1980](#)

Autor(en)/Author(s): Seibert Paul

Artikel/Article: [ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften 10-23](#)