

Norddeutsche Naturschutzakademie

NNA

Berichte

7. Jahrgang, Heft 1, 1994



Biologische Beiträge
und Bewertung in Umwelt-
verträglichkeitsprüfung
und Landschaftsplanung



 Niedersachsen

NNABer.	7. Jg.	H. 1	114 S.	Schneverdingen 1994	ISSN: 0935 - 1450
Biologische Beiträge und Bewertung in Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung					

Herausgeber und Bezug:
 Norddeutsche Naturschutzakademie
 Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen,
 Telefon (05199) 989-0, Telefax (05199) 432

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autorinnen und Autoren verantwortlich.

Schriftleitung: Dr. Renate Strohschneider

ISSN 09 35 - 14 50

Titelfoto: Offene Sandwege in Heidebiotopen bieten z.T. lebenswichtige Habitateigenschaften für die verschiedensten Tierarten an. Neben einer qualitativen Darstellung der Bedeutung dieser Strukturen für die verschiedenen Artengruppen können auch statistisch orientierte Auswertungen (hier: Berechnung der Nischenbreiten) den Wert dieser Sonderbiotope verdeutlichen (Foto: G. Wennrich, Grafik: U. Hellwig).

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100 % Altpapier)

NNA-Berichte

7. Jahrgang/1994, Heft 1

Qualität und Stellenwert biologischer Beiträge zu Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung

Fachtagung vom 18. bis 19. Februar 1993 auf Hof Möhr in Zusammenarbeit mit dem Landesarbeitskreis Niedersachsen/Bremen der Fachsektion Freiberufliche Biologen im Verband Deutscher Biologen e. V.

Leitung: Dr. Heinz-Christian Fründ (VDBiol), Dipl.-Biol. Ulrich Hellwig (JFAUM),
Dr. Johannes Prüter (NNA)

ergänzt durch:

Methoden der Bewertung von Landschaftsausschnitten

Fachtagung vom 13. bis 15. Oktober 1993 in Göttingen

Leitung: Johann Schreiner, Professor und Leiter der NNA

Die Ermittlung des Naturschutzwertes von Flächen, Gebieten und Biotopen ist wesentliche Grundlage der Beurteilung von Eingriffen, der Landschaftsplanung und der Konzeption von Schutzgebietssystemen. Die Variantenprüfung im landschaftspflegerischen Begleitplan und in der Umweltverträglichkeitsstudie kommt ohne Bewertungsverfahren nicht aus. Welche Wertgüter (z. B. Boden, Organismen, Landschaftsbild) dabei einbezogen werden und welche Wertkriterien (z. B. Gefährdungsgrad, Populationsgröße, Wiederherstellbarkeit, Natürlichkeitsgrad) verwendet werden, ist bisher höchst unterschiedlich. Ziel der Fachtagung war es, aufbauend auf einer Bestandsaufnahme die Verwendbarkeit der verschiedenen Wertgüter und Wertkriterien bei der Bewertung von Landschaftsausschnitten kritisch zu analysieren, ihre Verwendung in Bewertungsverfahren zu diskutieren und dabei auch mathematisierte und verbale Bewertungsverfahren zu vergleichen. Die Erarbeitung von Grundlagen für Konventionen zur Naturschutzbewertung von Landschaftsausschnitten sollte den Praxisbezug der Fachtagung unterstreichen.

Inhalt

Vorwort	3
Begrüßung	3
U. Riecken: Stellenwert und Bedeutung biologischer Beiträge in der Landschaftsplanung	4
H.-C. Fründ, D. Bolte, U. Hellwig, A. Otto, H. Reusch und H. Roy: Qualitätsanforderungen an die Datenerhebung für biologische Fachbeiträge	11
U. Hellwig: Berücksichtigung räumlicher, zeitlicher und mikroklimatischer Diversität bei naturschutzrelevanten Planungen	18
Ch. Knop: Aufbereitung und Darstellung biologischer Daten für die Umweltverträglichkeitsprüfung und die Landschaftsplanung	22
J. Bäter: Bestandsaufnahme und Bewertung zum Unterhaltungsrahmenplan in Niedersachsen	27
F. Hehmann: Der Einfluß von Abflußmanipulation durch Trinkwassergewinnung, Kleinwasserkraftnutzung und Teichwirtschaft auf Populationen der Mühlkoppe (<i>Cottus gobio</i> L.) in Forellenbächen am Beispiel des geplanten NSG „Haseoberläufe“ (LK Osnabrück)	29
H.-C. Fründ und U. Graefe: Die Erfassung von Zersetzerlebensgemeinschaften zur Boden- und Standortcharakterisierung	35
F. Hofmann: Jahrringanalysen zur retrospektiven Untersuchung von Belastungszeitreihen im Rahmen der Umweltverträglichkeitsuntersuchung sowie bei der Umweltüberwachung von Anlagen	38
M. Reich: Zur Anwendung ökologischer Indices und sogenannter Minimalprogramme im Rahmen naturschutzfachlicher Analyse- und Bewertungsverfahren	45
E. R. Scherner: Realität oder Realsatire der „Bewertung“ von Organismen und Flächen	50
H. K. Schminke: Anforderungen an die Dokumentation und Archivierung bei ökologischen Gutachten	68
U. Hellwig: Zur Problematik der Bewertung kleiner Landschaftsausschnitte	70
B. Jessel: Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft als Objekte der naturschutzfachlichen Bewertung	76
J. Schreiner: Die Flächenbewertung im Naturschutz auf der Basis von Bestandsaufnahmen von Pflanzen und Tieren und ihrer Lebensräume	90
H. Zepp: Geoökologische Ansätze zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes. Versuchen, Grenzen und Möglichkeiten aus der Sicht der universitären Praxis	105

Vorwort

Am 18. und 19. Februar 1993 wurde von der Fachsektion Freiberufliche Biologen (FsFB) im Verband Deutscher Biologen (VDBiol) in Zusammenarbeit mit der Norddeutschen Naturschutzakademie eine Fachtagung zum Thema „Qualität und Stellenwert biologischer Beiträge zu UVP und Landschaftsplanung“ veranstaltet. Ziel dieses Symposiums sollte es sein, die Bedeutung biologischer Beiträge zu den auch gesellschaftspolitisch relevanten Fragen des Umganges mit Natur und Landschaft herauszustellen. Daß dabei große Defizite in der bisherigen Praxis zutage treten, verdeutlichen einige Beiträge sehr prägnant.

Durch nahezu alle Referate zog sich wie ein roter Faden die Botschaft, daß biologische Beiträge bisher nur unzureichend genutzt werden. Beispielhaft wurde in kleineren Beiträgen dargestellt, welche Möglichkeiten biologische Erhebungen in der UVS, in der Bodenbiologie, in der Limnologie und im Naturschutz erbringen können.

Neben der Forderung einer erhöhten Qualität von biologischen Erhebungen, die neben einer sachgerechten Erhebung von einzelnen Tiergruppen auch über adäquate Methoden der Fehlerabschätzung und Darlegung der

Aussagegrenzen verfügen muß, wurden auch Grundsätze für biologische Bewertungen vorgestellt. Aufbauend auf diesen Qualitätszielen für biologische Erhebungen, wurden Anforderungsprofile für biologische Beiträge definiert.

Aber auch (selbst-)kritische Stimmen kamen zu Wort, die häufig praktizierte Berechnungsverfahren in Frage stellen oder am Selbstverständnis der Gutachter rütteln.

Die teilweise sehr persönlichen Meinungen lösten lebhaft Diskussionen bereits auf der Tagung aus, die sich auch am Gegensatz von Behörden und Universitäten entzündeten. So wurden Forderungen nach umfassender Dokumentation ebenso Streitpunkt wie anscheinend überzogene Ansprüche an Darstellung und Auswertung.

Auch die Diskussion um moralische Aspekte wird nicht ausgespart, wenn in einem Beitrag von „Konkurrenzneid“, „Manipulation“ und „Gefälligkeitsgutachten“ gesprochen wird.

Diese, in die Bresche der gering-schätzigen öffentlichen Meinung über käufliche Gutachten schlagenden, Aussagen treffen, auch nach Einschätzung der Herausgeber, leider auf einzelne Gutachten zu. Im allgemeinen kann man aber davon ausgehen, daß die berufsethischen Grundsätze, wie z.B. auch von der „Gesellschaft für Ökologie“ in ihren Berufsleitlinien für Ökolo-

ginnen und Ökologen (1991) formuliert, bei der Einwerbung und Bearbeitung von Gutachten befolgt werden und so das Bemühen um Qualität, wissenschaftliche Validität und damit Glaubwürdigkeit der biologischen Beiträge gewährleistet ist.

Wie die Tagung selbst, soll auch der vorliegende NNA-Bericht einen Querschnitt durch das weite Feld der biologischen Tätigkeiten in Landschaftsplanung und Naturschutz darstellen. Zwangsläufig sind die Beiträge damit inhomogen und nicht unter ein simples Oberthema zu stellen. Vielmehr sollen sie die Diskussion auch einer breiteren Öffentlichkeit antragen, als es auf dem Symposium möglich war.

Insgesamt gesehen wurde auf der Tagung aber ein hohes Maß an Übereinstimmung bezüglich der Notwendigkeit einer verstärkten Berücksichtigung biologischer Aspekte erzielt, und es bleibt zu hoffen, daß der damit in Gang gesetzte Diskussionsprozeß um die vermehrte und frühzeitige Beteiligung von Biologen an allen landschaftsrelevanten Planungsprozessen sowie die Qualität der biologischen Beiträge weitergeführt wird und letztlich diese Forderungen auch einer weiteren (Fach-) Öffentlichkeit plausibel werden.

Heinz Christian Fründ

Ulrich Hellwig

Begrüßung

Im Namen der Fachsektion Freiberuflicher Biologen im Verband Deutscher Biologen (VDBiol) darf ich Sie als Vorsitzender des Landesarbeitskreises Niedersachsen/Bremen recht herzlich zu dieser gemeinsam mit der NNA veranstalteten Tagung begrüßen. Die Tagung war ursprünglich auf 50 Teilnehmer, die in der NNA Platz finden sollten, konzipiert. Ich freue mich, daß die Tagung mit über 120 Teilnehmern so guten Anklang fand, und hoffe, Sie haben Verständnis dafür, daß der Tagungsort daher kurzfristig gewechselt werden mußte.

Der Verband deutscher Biologen – kurz: VDBiol – ist ein bundesweit tätiger Zusammenschluß von Biologen aller

Fachrichtungen, der in Landesverbänden organisiert ist und heute ca. 5000 Mitglieder umfaßt. Innerhalb des VDBiol gibt es verschiedene Fachsektionen: Biologiedidaktiker, Industriebiologen und die Fachsektion Freiberuflicher Biologen.

Die Fachsektion Freiberuflicher Biologen versteht sich als Berufsverband, der sich um den Aufbau einer berufsständischen Interessenvertretung der freiberuflichen Biologen bemüht. 1987 begannen die Aktivitäten auf Landesebene, und seit 1990 ist die Fachsektion bundesweit in Landesarbeitskreisen organisiert. Wir in Niedersachsen/Bremen treffen uns zweimal im Jahr, im Frühjahr und Herbst, und wir versuchen dies mit dem Besuch einer interessanten Stätte, wie z.B. der NNA, zu verbinden. Die Fachsektion vertritt, mit

wachsender Tendenz, z.Z. um die 250 freiberufliche Biologen. Die Fachsektion unterhält ein eigenes Büro, die ersten Jahre in München, nunmehr in Kiel. Ziel ist es, sich um berufsständische Probleme zu kümmern und eine entsprechende Interessenvertretung aufzubauen. Eine der ersten Aktivitäten bestand daher im Entwurf einer Honorarordnung und dem Erstellen eines Anbietersverzeichnis.

Gemessen an anderen Berufsverbänden, wie dem der Architekten, sind wir noch ein recht kleiner Berufsverband. Wir haben uns daher entschlossen, uns mit verwandten Berufsverbänden ähnlicher Berufsfelder, wie dem der Hessischen Ökologen oder der Geoökologen, im VUBD, dem Verband Umweltwissenschaftlicher Berufsverbände, als Dachverband zu-

sammenzuschließen, um gemeinsam und damit effektiver anstehende Fragen, wie Honorarordnung, Qualitätsziele, Ökologen-Zertifikat u. a., realisieren zu können. Als Fachsektion sind wir assoziiertes Mitglied im Berufsverband Beratender Ingenieure und Mitglied im Bundesverband freier Berufe.

Den neuen Entwicklungen der europäischen Einigung wird durch entsprechende Vertretung im ECBA, dem „Euro-Biologen-Verband“, Rechnung getragen. Diese für eine perspektivische Berufsausübung notwendigen Schritte, die ein einzelner nicht mehr leisten kann, verstehen wir als maßgebliche Aufgabe unseres Berufsverbandes.

Eine weitere Aufgabe sehen wir in der eigenen beruflichen Weiterqualifi-

zierung und der Ausarbeitung und Vermittlung von Standards biologischer Leistungen. Die jetzige Tagung mit dem Thema „Qualität und Stellenwert biologischer Beiträge zu Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung“ dient diesen Zielen. Die Aktualität des Themas und die anstehenden politischen Entscheidungen machen eine fundierte und breite Diskussion notwendig, damit wir zu allgemein nachvollziehbaren Qualitätszielen kommen und den Stellenwert biologischer Leistungen angemessen einordnen können. Über die Publikation durch die NNA wird gewährleistet, daß die Ergebnisse auch einem weiteren, nicht anwesenden Interessentenkreis zugänglich werden, und als Berufsverband sind wir dann wiederum gefordert, dies in den

politischen Entscheidungsprozeß Eingang finden zu lassen.

Ich möchte schließen, indem ich meinen recht herzlichen Dank richte an die NNA für ihr Engagement und die gute Kooperation, insbesondere Prof. J. Schreiner und Dr. J. Prüter, an Dr. Laudenbach vom Landesverband Bremen des VDBiol für die Unterstützung, und an die Mitglieder unserer Fachsektion, die sich für die Tagung eingesetzt haben, allen voran Dr. H.-Chr. Fründ und Dipl.-Biol. U. Hellwig. Als Mitveranstalter wünsche ich Ihnen und uns einen interessanten und guten Verlauf der Tagung.

Dipl.-Biol. F. Hofmann

Vorsitzender des LAK Bremen/Niedersachsen der Fachsektion Freiberuflicher Biologen im VDBiol

Stellenwert und Bedeutung biologischer Beiträge in der Landschaftsplanung

von Uwe Riecken

1. Einführung

Die Landschaftsplanung soll – zumindest von ihrem theoretischen Anspruch her – flächendeckend und synoptisch die in den gesetzlichen Normen vorgegebenen Ziele des Naturschutzes planerisch umsetzen. Diese Ziele sind beispielsweise im §1 BNatSchG niedergelegt. Zu den Aufgaben der Landschaftsplanung zählen die Darstellung und Bewertung des Naturpotentials, die Entwicklung von Schutz- und Entwicklungszielen und die Ableitung der zur Erreichung der Ziele notwendigen naturschutzfachlichen Maßnahmen. Sie soll dabei aktuelle Nutzungen und über dem Gebiet liegende Fachplanungen berücksichtigen. In den meisten Bundesländern stellt sie einen Fachplan dar, in bestimmten Ländern, wie NRW, unterliegt sie einem Abstimmungsverfahren mit anderen als naturschutzfachlichen Belangen, wird dann jedoch rechtsverbindlich. Eine Reihe von Erfahrungen belegt, daß dieses Instrument bislang nur begrenzt wirksam ist. Dies liegt zum einen an der mangelnden Ver-

bindlichkeit und Umsetzung, zum anderen aber – dort wo die Landschaftsplanung rechtsverbindlich wird – an einer häufig zu beobachtenden „Verwässerung“ im Zuge der Abstimmung. Dieser Abstimmungsprozeß führt letztendlich dazu, daß das Ergebnis eigentlich keine Landschaftsplanung im oben genannten Sinne mehr darstellt (Bergstedt 1992). Negativ wird zudem häufig die mangelnde inhaltliche Qualität bewertet. Die betrifft neben der unkritischen Akzeptanz vorgesehener Fachplanungen vor allem die häufig mangelhaften fachlichen Grundlagen (z.B. Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein 1993).

Im nachfolgenden Beitrag soll daher besonders auf die Aspekte der Relevanz und der zielgerichteten Erhebung biologischer Grundlagendaten eingegangen werden. Dabei wird ein Schwerpunkt auf faunistisch-ökologische Gesichtspunkte gelegt.

2. Status quo

Zunächst soll kurz der Status quo be-

leuchtet werden. Auswertungen zur Berücksichtigung besonders faunistisch-ökologischer Gesichtspunkte im Rahmen der unterschiedlichen Planungstypen wurden verschiedentlich publiziert (Kleinschmidt 1991; Reck 1990; Riecken 1990).

Ihre Ergebnisse sollen an dieser Stelle nicht wiederholt werden. Interessant ist jedoch die Frage, ob sich in letzter Zeit eine Veränderung der dort jeweils dokumentierten Defizitsituation ergeben hat. Hier zu wurden in Fortschreibung der 1990 publizierten Auswertungen 27 Planungen (20 Landschaftspläne, 5 Landschaftsrahmenpläne, 2 Landschaftsprogramme) auf ihre biologischen Inhalte hin überprüft.

Obwohl es sich hier um eine relativ kleine Stichprobe handelt, die für sich keine Repräsentativität in Anspruch nehmen kann, sind dennoch die Tendenzen relativ eindeutig (Abbildungen 1 u. 2).

Es läßt sich – unter Berücksichtigung der oben gemachten Einschränkungen – festhalten, daß bioökologische Daten in der Landschaftsplanung immer noch eine extrem periphere Berücksichtigung finden. Noch seltener werden im Zuge der Planerstellung konkrete planungsbezogene Erfassungen vorgenommen. Neben anderen Gründen führt diese Vorgehensweise meist auch dazu, daß in den Festsetzungen allenfalls eine Status-quo-Sicherung vorgenommen wird. D.h., daß die Anfor-

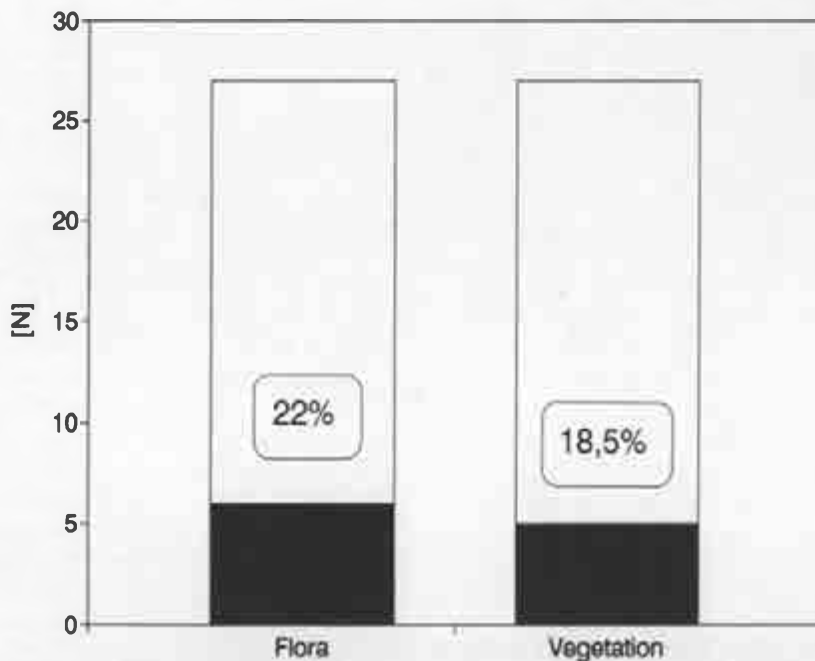


Abb. 1. Berücksichtigung von Flora und Vegetation in ausgewählten Landschaftsplanungen (Erläuterungen im Text).

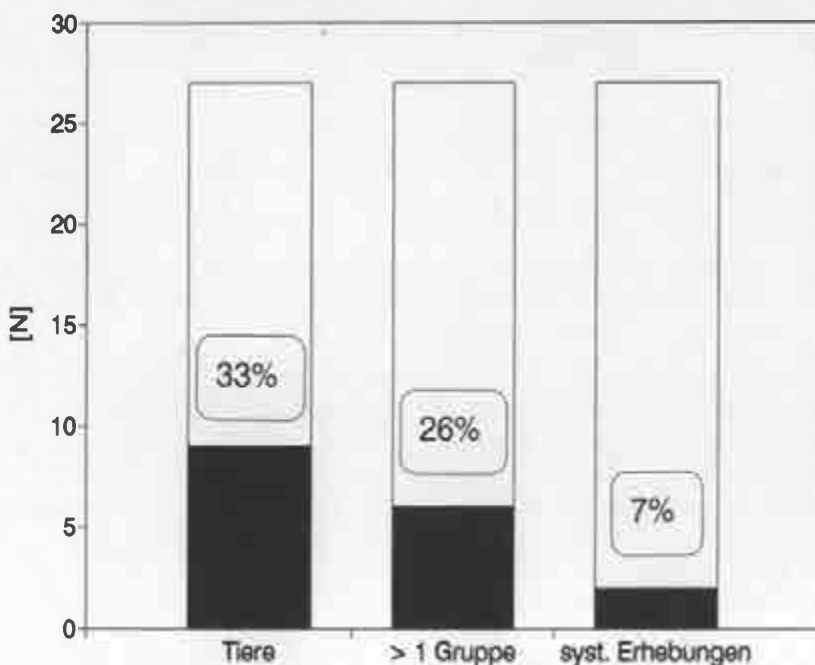


Abb. 2. Berücksichtigung der Tierwelt in ausgewählten Landschaftsplanungen (Erläuterungen im Text).

derungen des Naturschutzes mit den bereits formalrechtlich in irgendeiner Form gesicherten Landschaftsbestandteilen befriedigt werden müssen. Beispiele sind NSG, LSG, § 20c-Flächen usw. Eine solche Landschaftsplanung genügt weder den generellen gesetzlichen Zielsetzungen des BNatSchG (§ 1) noch stellt sie eine Landschaftsplanung mit gesamtflächenhaftem An-

spruch im Sinne der §§ 5 u. 6 BNatSchG dar.

3. Notwendigkeit und Bedeutung zoologischer Beiträge in der Landschaftsplanung

Um die eingangs formulierten generellen Zielsetzungen der Landschaftsplanung zu erreichen, ist es unumgänglich,

den aktuellen Zustand von Natur und Landschaft adäquat zu erfassen. Da hierzu in der Regel entsprechende Informationen entweder gar nicht oder in nicht planungsverwertbarer Form vorliegen, sind entsprechende Geländeerhebungen notwendig. Diese Erhebungen haben dabei nicht den Anspruch wissenschaftlicher Grundlagenuntersuchungen, sondern müssen einen klaren Bezug zur Fragestellung, zum beplanten Raum und zur verwendeten Maßstabsebene aufweisen.

Die Gewinnung biologischer Daten ist u.a. aus folgenden Gründen erforderlich:

- Es besteht eine grundsätzliche bzw. gesetzliche Notwendigkeit.
- Biologische Daten stellen eine zentrale Voraussetzung für naturschutzfachliche Bewertungen dar.
- Sie bilden die Grundlage für die Entwicklung konkreter Zielvorstellungen.
- Sie sind eine zentrale Basis für die Ableitung und Begründung naturschutzfachlicher Maßnahmen.

3.1 Grundsätzliche bzw. gesetzliche Notwendigkeit

Wenn die Landschaftsplanung den Anspruch erhebt, die Belange des Naturschutzes synoptisch planerisch abzuhandeln, so muß sie zunächst bestimmte gesetzliche Regelungen berücksichtigen. Hier ist an erster Stelle § 1 des BNatSchG zu nennen, nachdem neben sehr abstrakten Schutzgütern die Pflanzen- und Tierwelt explizit als Schutzobjekte benannt sind.

Das bedeutet konkret, daß neben der Berücksichtigung grundsätzlicher ökologischer Belange hinreichende Informationen über die Tier- und Pflanzenwelt des betrachteten Raumes zur Verfügung stehen müssen. Dies sollte mittlerweile als selbstverständlich vorausgesetzt werden.

Unabhängig von der Tatsache, daß Tiere und Pflanzen Schutzgüter im Sinne des BNatSchG darstellen, sind sie auch im Zusammenhang mit der Beurteilung der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes“ unverzichtbar, weil Lebewesen zentrale Elemente des Naturhaushaltes sind. Auch die „Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft“ wird im erheblichen Maße durch Pflanzen, aber auch durch Tiere geprägt.

3.2 Naturschutzfachliche Bewertung

Eine wesentliche Aufgabe der Landschaftsplanung ist die naturschutzfachliche Bewertung von Flächen. Auf den ersten Blick ist dies zumindest für einen Teil des Raumes relativ einfach leistbar. Hohe naturschutzfachliche Wertigkeiten lassen sich aus dem Schutzstatus bestimmter Flächen (LSG, NSG, Naturdenkmal, Pauschalschutz gemäß § 20c BNatSchG) unmittelbar herleiten. Damit lassen sich jedoch eine Fülle von Fragestellungen nicht abarbeiten, z. B.:

- Sind bereits alle im Sinne des Naturschutzes hochwertigen Bereiche erfaßt?
- Korreliert die meist vegetationstypologisch begründete Abgrenzung von Vorrangflächen für den Naturschutz mit den Ansprüchen der Fauna?
- Sind die ermittelten Flächen ausreichend hinsichtlich Quantität (z. B. Flächengröße) und Qualität?
- Welche negativen Beeinträchtigungen bestehen?
- Welche Bereiche verfügen bei aktuell geringem Wert über ein hinreichendes Entwicklungspotential?
- Welche räumlich-funktionalen Beziehungen bestehen in der Landschaft und sind planerisch zu berücksichtigen?

Die Abgrenzung von Flächen, die dem Pauschalschutz unterliegen, erfolgt – meist im Rahmen der sogenannten Biotopkartierungen – überwiegend nach vegetationskundlichen, häufiger nach vegetationstypologischen Gesichtspunkten. Selbst eine flächendeckende vegetationskundliche Erfassung und Bewertung garantiert jedoch noch lange nicht, daß alle aus zoologischer Sicht wertvollen Lebensräume auch tatsächlich ermittelt werden. So belegen Untersuchungen von *Schlumprecht* und *Völkl* (1992), zu welchem geringem Grade Vorkommen gefährdeter Tierarten unterschiedlicher Taxa durch Biotopkartierungen im klassischen Sinne miteerfaßt werden.

Ein weiteres zentrales Problem stellt die Abgrenzung schutzwürdiger Bereiche und die Benennung ihres Mindestflächenbedarfes dar. Es soll an dieser Stelle nicht die gesamte Diskussion über Minimalpopulationen und Minimalareale aufgegriffen werden. Wesentlicher scheint mir in diesem Zusammenhang die Abgrenzung von Komplex-

lebensräumen. Bekanntermaßen besiedeln viele Tierarten zu verschiedenen Entwicklungsstadien unterschiedliche Biotoptypen oder besiedeln generell Lebensraumkomplexe, weil sie für die Befriedigung ihrer ökologischen Ansprüche auf unterschiedliche Biotoptypen angewiesen sind. Projiziert man die unterschiedlichen Anspruchstypen in den Raum und überlagert diese, so ergibt sich ein komplexes räumlich-funktionales Beziehungsgefüge (Abb. 3), das planerisch berücksichtigt werden muß.

Besonders kritisch ist zudem die Beurteilung vegetationsfreier bzw. -armer Lebensräume. Sofern für solche Bereiche kein gesetzlicher Pauschalschutz besteht, läßt sich eine naturschutzfachliche Wertigkeit nur über die Erfassung der diese Biotope besiedelnden Tierwelt herleiten. Solche Bereiche werden häufig durch eine außerordentlich vielfältige, teilweise von einer aus hochspezialisierten und gefährdeten Arten zusammengesetzten Tierwelt besiedelt und sind somit meist besonders schutzwürdig (vgl. *Geiser* 1989; *Haeseler* 1972; *Plachter* 1983; *Preuss* 1980). Zu diesen Lebensraumtypen gehören unter anderen

- Höhlen als Überwinterungsquartiere für Fledermäuse,
- Quellen und Bachoberläufe mit ihrer spezialisierten rheophilen Fauna,
- Geröll- und Schwemmsandbereiche an den Flußufern mit typischen Wirbelosengemeinschaften,
- vegetationsfreie Sandflächen in Abgrabungsgebieten und auf Binnendünen sowie Meeresstrände und -dünen mit ihrer großen Vielfalt an sandbrütenden Hymenopteren wie Grab- und Wegwespen, Sandbienen u.v.m.,
- Abbruchkanten und Steilküsten mit Uferschwalben und Eisvögeln,
- Fels- und Schotterbereiche der Gebirge.

Diese Lebensstätten, besonders die terrestrischen Rohbodenstandorte, wurden bislang in ihrer Bedeutung für den Naturschutz vielfach zu gering bewertet. Hier bedarf es fundierter Beurteilungen, aufbauend auf entsprechenden faunistisch-ökologischen Erhebungen.

Eine ähnliche Problematik ergibt sich bei der Bewertung von Kulturflächen der Agrarlandschaft: Noch in den 50er Jahren war die Mehrzahl der

Ackerflächen durch eine typische und vielfältige Arthropodenfauna und Vegetation ausgezeichnet (z. B. *Heydemann* 1953, 1955). Teilweise stellten sie Ersatzlebensräume für die Fauna zerstörter Auebereiche dar (*Tischler* 1980). Die flächenhafte Intensivierung hat zu einem fast flächendeckenden Verlust solcher hohen Wertigkeiten geführt (z. B. *Heydemann* 1983). Dennoch weisen auch heute noch zumindest einzelne Schläge Reste der ursprünglichen Lebensgemeinschaften mit entsprechendem naturschutzfachlichem Wert auf, ohne daß dies auf den ersten Blick erkennbar sein muß. Entsprechend sind pauschale Festlegungen nicht gerechtfertigt, nach denen Nutzflächen grundsätzlich im Sinne des Naturschutzes wertlos und somit gegebenenfalls für andere Planungen frei disponibel sind.

3.3 Entwicklung konkreter Zielvorstellungen

Neben der reinen In-Wert-Setzung lassen sich aus den biologischen Erhebungen konkrete Zielsetzungen und Leitbilder ableiten:

- für den Flächenanspruch des Naturschutzes (räumliche Abgrenzung, Pufferzonen, Vernetzung)
- für die Qualität der schützenswerten Bereiche (Schutz- und Entwicklungsziele)
- für die Entwicklung von Flächen mit hohem Potential, aber geringem aktuellen Wert (Renaturierungsziele)
- Mindeststandards für Flächen, die aktuell nicht der „Vorrangnutzung Naturschutz“ unterliegen (ggf. Extensivierung, Reduzierung negativer Außenwirkungen)
- Vermeidung/Verhinderung von Eingriffen in empfindliche Räume (Vermeidungsziele)

3.4 Maßnahmenableitung und -begründung

Aus den erkannten Defiziten lassen sich dann in weiteren Schritten auch entsprechende Maßnahmen ableiten, auf die hier jedoch nicht näher eingegangen werden soll.

Eine umfangreiche aktuelle Aufarbeitung dieser Problematik aus tierökologischer Sicht findet sich bei *Blab* et al. (1993).

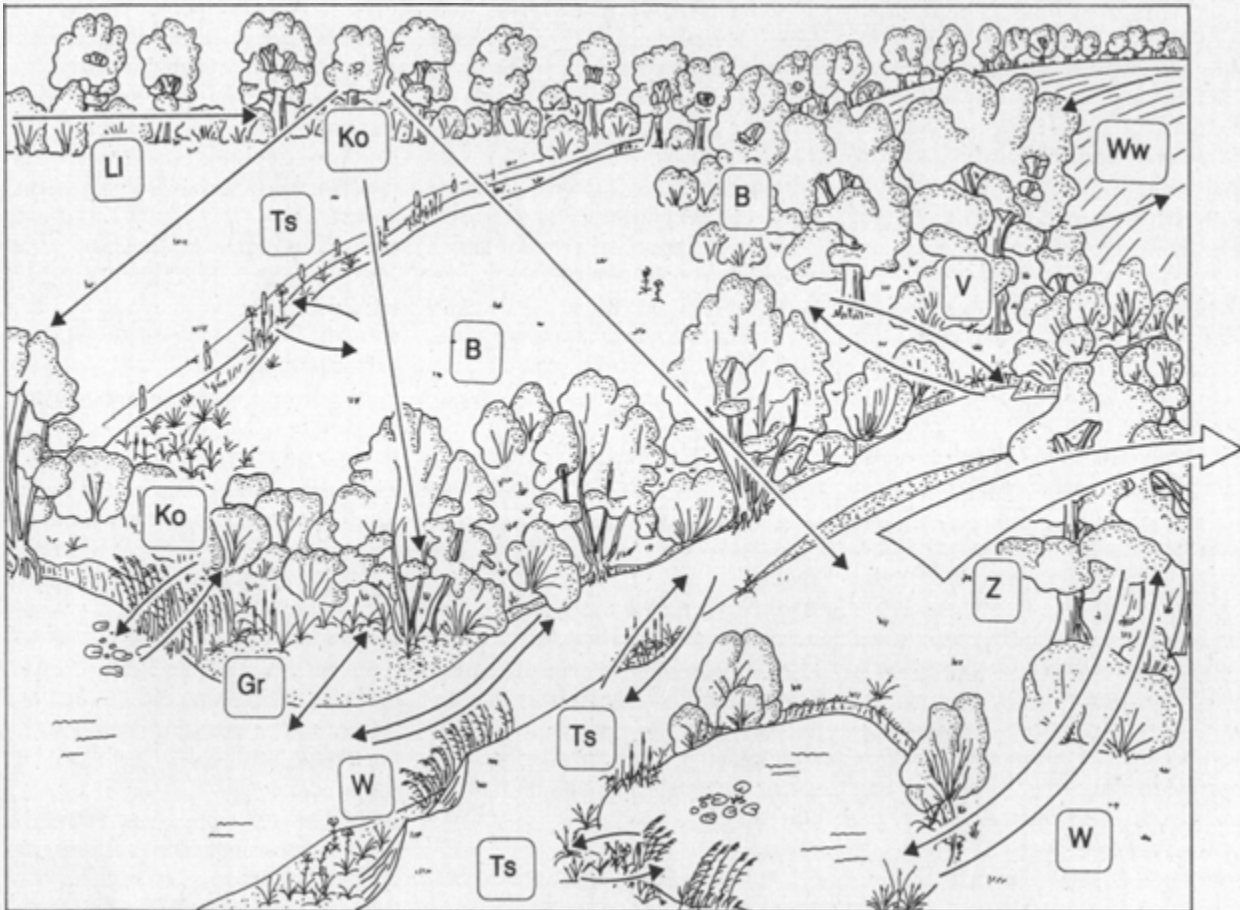


Abb. 3. Auswahl von durch Tierarten bzw. -gruppen repräsentierten räumlich-funktionalen Beziehungen in einem Landschaftsausschnitt (Modell, aus Riecken 1992).

Es bedeuten:

B = Biotopbesiedelnde Arten; räumliche Verknüpfung zu benachbarten Biotopen durch Nahrungsbeziehung, hier Funktion als Beute

Gr = Biotopwechsel in einem sich jahres- oder tageszeitlich verändernden Gradienten (z.B. bestimmtes Mikroklima: Laufkäfer)

Ko = Komplexbesiedler (z. B. Greifvögel, Fledermäuse, Fischotter)

LI = Leitliniennutzung durch wandernde Arten

Ts = Teilsiedler (z. B. Libellen, Eintagsfliegen, Köcherfliegen, blütenbesuchende Hautflügler und Schmetterlinge)

V = Vermeidung pessimaler Situationen (z. B. Uferlaufkäfer, Spinnen)

W = Wanderstrecke (z. B. Aal, Bachneunauge, Amphibien)

Ww = Biotopwechsel aufgrund eines Wirtswechsels (z. B. Blattlausarten)

Z = Zugstrecke/Rastgebiet (z. B. Zugvögel, wandernde Schwebfliegen und Schmetterlinge)

3.5 Wissenschaftliche Erfolgskontrollen

Sowohl im Zuge der Eingriffs-Ausgleichsregelung als auch in der Naturschutzplanung finden bislang kaum wissenschaftliche Erfolgskontrollen statt. Bisherige Überprüfungen beschränken sich meist auf die Kontrolle des ordnungsgemäßen Mittelabflusses oder darauf, festzustellen, ob bestimmte Baumaßnahmen, Flächenankäufe usw. tatsächlich durchgeführt wurden.

Wissenschaftliche Erfolgskontrollen erscheinen jedoch aus einer Reihe von Gründen dringend geboten:

- zur Überprüfung des tatsächlich erreichten Ausgleichs oder Ersatzes
- für die Überprüfung der Wirksamkeit eingeleiteter Schutzbestrebungen
- zur Überprüfung der Effektivität von getroffenen Maßnahmen des Arten- und Biotopschutzes
- als Grundlage für eine Rückkopplung zur Optimierung von Schutz- und Entwicklungsinstrumentarien

Die zentrale Voraussetzung dafür, daß solche Kontrollen durchgeführt werden können, bilden zielorientierte, maßnahmenbezogene und vor allem reproduzierbare Status-quo-Erhebungen des biologischen Inventars (vgl. zu

dieser Problematik z.B. Blab und Völkl 1994).

4. Einbindung biologischer Beiträge in die Landschaftsplanung

Die Landschaftsplanung stellt ein im allgemeinen aus drei Ebenen (Landschaftsprogramm, Landschaftsrahmenplan, Landschaftsplan) bestehendes hierarchisches Planungsinstrument dar, wobei häufig die Erstellung nicht dieser Hierarchie folgt und die unteren Ebenen vor den höheren fertiggestellt werden.

Entsprechend dieser verschiedenen Ebenen der Landschaftsplanung bilden unterschiedliche Maßstäbe das räumliche Bezugssystem. Daraus ergeben sich notwendigerweise unterschiedliche Schwerpunktsetzungen für die Informationsgewinnung im Zuge biologischer Erhebungen. Sinnvoll scheint folgender Ansatz (vgl. Riecken 1992):

**Ebene des Landschaftsprogrammes,
§ 5 BNatSchG (M ca. 1:100 000)**

Das Landschaftsprogramm stellt die überörtlichen Erfordernisse zur Erfüllung der Naturschutzziele dar. Planungsraum ist meist ein ganzes Bundesland. Auf dieser Ebene der Landschaftsplanung sind biologische Erhebungen in der Regel nicht durchführbar und vorzusehen. Dessenungeachtet sind alle für diese Maßstabsebene relevanten vorhandenen biologischen Daten zu berücksichtigen. Dies gilt beispielsweise für landesweite Kartierungen bestimmter Arten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung bzw. mit nur überregional zu erfüllenden Lebensraumsansprüchen. Beispiele: bestimmte Greifvögel, Fischotter usw.

**Ebene des Landschaftsrahmenplans,
§ 5 BNatSchG (M ca. 1:50 000)**

Auch der Landschaftsrahmenplan ist ein Planungsinstrument mit überörtlichem Raumbezug. Im Gegensatz zum Landschaftsprogramm sind die Inhalte jedoch wesentlich konkreter. Auch werden hier wesentliche Zielsetzungen des Naturschutzes entwickelt. Die Ergebnisse sollen nicht zuletzt den Rahmen für die kommunalen Landschaftspläne abstecken und wesentliche inhaltliche Vorgaben hierfür entwickeln. Um diesem Anspruch auch nur ansatzweise gerecht werden zu können, ist eine umfassende Landschaftsinventur unverzichtbar (z. B. LNV 1992).

Auf dieser Ebene sind nur in Ausnahmefällen und für bestimmte Tiergruppen (z. B. Vögel, Amphibien) flächendeckende Erfassungen möglich. Auf der anderen Seite stellt dieser Planungsmaßstab für bestimmte Arten (wie Seeadler, Fischotter usw.) bereits die unterste Planungsebene dar, auf der an den ökologischen Ansprüchen dieser Arten orientierte Schutzkonzepte überhaupt noch umgesetzt werden können, da auf der

darunter liegenden Ebene des Landschaftsplanes meist schon zu kleine Räume überplant werden. Hier bedarf es vorrangig biologischer Erhebungen

- für die Ausgliederung von überregional bedeutsamen, meist großflächigen Vorranggebieten für den Naturschutz (s. o.), von Lebensstätten für Arten mit großem Flächenbedarf und von Flächen für überregionale Verbundsysteme,
- für die Prognose (möglicher) Auswirkungen überregionaler Planungen (z. B. Trassenwahl bei Fernstraßen usw.),
- für die repräsentative und exemplarische Beurteilung der wichtigsten naturnahen Biotoptypen als positive „Eichpunkte“ für die Zielableitung bzw. die Beurteilung des tatsächlichen Potentials der verschiedenen Teilräume,
- für eine repräsentative Beurteilung ausgewählter Kulturflächen als Grundlage für die Beurteilung des naturschutzfachlichen (Entwicklungs-)Potentials und für eine Steuerung der Hauptnutzungen in Richtung auf eine umweltverträglichere Bewirtschaftung über generelle Vorgaben für bestimmte Räume.

Auf dieser Ebene lassen sich aus methodischen Gründen kaum generelle Vorgaben erarbeiten, da zum einen die vorhandene Datenbasis sehr heterogen sein kann und hier auf der anderen Seite im starken Maße regionale Leitbilder zu erarbeiten und zu berücksichtigen sind. Generell ist jedoch zu fordern, daß für alle Arten mit überregionalem Raumanspruch und mit bekanntermaßen überregional bedeutsamen Vorkommen hinreichend Informationen erhoben werden bzw. vorhanden sein müssen. Auch bedarf es als Grundlage für die Ableitung regionaler Leitbilder und Zielsetzungen der Erhebung biologischer Daten für eine repräsentative Auswahl aller wesentlichen Biotoptypen von regionaler und überregionaler Bedeutung und der wichtigsten Nutzungstypen.

**Ebene des Landschaftsplans,
§ 6 BNatSchG (ca. M= 1:5000)**

Diese Planungsebene stellt die konkreteste Form der Landschaftsplanung dar. In ihr sollen die „örtlichen Erfordernisse und Maßnahmen zur Verwirklichung der Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege ... dargestellt“

werden. Hierzu zählt explizit auch die Darstellung und Bewertung des Zustandes von Natur und Landschaft unter Berücksichtigung der allgemeinen Ziele des Naturschutzes. Die Mehrzahl der heutigen Landschaftspläne wird diesem Anspruch jedoch nicht gerecht, u. a. weil

- die benötigten Grundlagen nicht vorhanden sind bzw. nicht erhoben werden,
- häufig wichtige Parameter (Wasser- und Nährstoffhaushalt, Boden usw.) nicht oder nur unzureichend beachtet werden,
- die überörtlichen Zielvorgaben fehlen, weil die entsprechenden Landschaftsrahmenpläne vielfach nicht vorliegen.

Im Rahmen des Landschaftsplans geht es dann vor allem um die Schaffung fachlicher Grundlagen für die synoptische und flächenscharfe Darstellung und Beurteilung der Belange des Naturschutzes, also unter Berücksichtigung der Zuständigkeit für die Gesamtfläche u. a. um

- die Beurteilung aller wichtigen landschaftsökologischen Parameter,
- die repräsentative Beurteilung aller differenzierten Lebensraumtypen und Landschaftsstrukturen einschl. der Ausgliederung der besonders schutzwürdigen Vorrangflächen für den Arten- und Biotopschutz, sofern noch nicht durch den Landschaftsrahmenplan erfaßt,
- das Feststellen von qualitativen und quantitativen Defiziten incl. der Ermittlung der Beeinträchtigungen durch aktuelle Nutzungen, die Prognose der möglichen Auswirkungen vorgesehener auch lokaler Fachplanungen,
- die flächenscharfe Ableitung von Zielvorstellungen für den Schutz und die Entwicklung der Vorrangflächen des Naturschutzes (incl. notwendiger Pufferzonen usw.) und der zur Erreichung notwendigen Maßnahmen,
- die Darstellung der Flächen mit Doppelnutzung (z. B. Naturschutz und Erholung, Naturschutz und Landwirtschaft),
- die flächenscharfe Konkretisierung von naturschutzfachlichen Zielvorstellungen für die Bereiche mit Doppelnutzung,
- die Ableitung von Mindeststandards für die verschiedenen Nutzflächen (Vorrangflächen für anthropogene Nutzung).

Lebensraumtypen*	Tiergruppen													
	Säugetiere (Mammalia)	Vögel (Aves)	Kriechtiere (Reptilia)	Lurche (Amphibia)	Fische ("Pisces")	Limn. Wirbellose bzw. Makrozoobenthos	terrestrische Schnecken (Gastropoda)	Spinnen (Araneae)	Libellen (Odonata)	Heuschrecken (Saltatoria)	"Tagfalter" (Lepidoptera teilw.)	"Nachtfalter" (Lepidoptera teilw.)	Laufkäfer (Carabidae)	xylobionte Käfer (Cerambycidae usw.)
Küstenlebensräume - Wattflächen, Sandbänke und Strände bis zur MTHW-Linie - Quellerfluren u. Salzwiesen - Dünen (i.w.S.) - Fels- und Steilküsten	●	●			+	●	+	●					●	
Binnengewässer - Quellen - Fließgewässer - stehende Gewässer	●	●		●	●	●			●					
Amphibische Lebensräume - Röhrichte und Großseggenrieder - Steilufer - vegetationsarme Flachufer		●	●	●			○	●	+	+		●	●	
Moore - Hoch- und Zwischenmoore - Niedermoore		●	●	●			○	○	●	+	○	○	●	
Vegetationsarme Lebensräume - Fels- und Geröllbereiche - sandige und bindige Rohböden		●	●				○	+	○	+	○			
Äcker und Ackerbrachen		●						●			+		●	
Grünländer und Heiden - Feucht- und Naßgrünland/ frische Wiesen und Weiden - Säume - Zwergstrauchheiden und trockene Magerrasen		●		+			+	●		●	○	○	●	
Gehölzbestimmte Lebensräume - geschlossene Wälder und Forsten - lichte Wälder mit traditioneller Nutzung; baum- und strauchbestimmte Lebensräume d. offenen Landschaft**	+	●		+			○	+		+	○	○	●	

i.d.R. eine zusätzliche Tiergruppe (vgl. Text)

● In allen Ausprägungen des Lebensraumtyps zu bearbeitende Tiergruppe, die unmittelbare Angaben zu Auswirkungen von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen ermöglicht.

○ Zu bearbeitende Tiergruppe (wie vor), für die in dem entsprechenden Lebensraum nur Einzelarten zu erwarten sind.

○ Tiergruppe, deren Erfassung grundsätzlich für die Charakterisierung und Bewertung des biologischen Inventars erforderlich ist und die somit zur Formulierung des Ziel- und Maßnahmenkonzepts beiträgt. Bei dieser Gruppe ist jedoch eine geringere Intensität der Bearbeitung meist hinreichend.

+

* Aufteilung und Gliederung folgt ausschließlich pragmatischen Gesichtspunkten (nähere Erläuterungen im Text). – ** z. B. Hecken, Feldgehölze, Streuobstbestände usw.

Tab. 1. Empfehlungen zur lebensraumtypenbezogenen Erfassung der Fauna im Rahmen von Naturschutzgroßprojekten (aus Finck et al. 1992)

Nicht alle benötigten biologischen Fakten müssen im Zusammenhang mit dem konkreten Planungsvorhaben erhoben werden, sondern es kann und muß hier auf vorhandene Daten zurückgegriffen werden. In einzelnen Bundesländern (z.B. ABSP in Bayern; Riess 1988) wurde bereits mit der systematischen Erhebung und Sammlung entsprechender faunistisch-ökologischer Informationen begonnen, auf die dann im konkreten Planungsfall zurückgegriffen werden kann. Liegen entsprechende Daten nicht vor, so müssen diese im Zuge der Planung erhoben werden, da andernfalls eine sachgerechte Landschaftsplanerstellung unmöglich ist. Neben der Einbeziehung integrierender Indikatoren bzw. -gruppen wie Arten(-gruppen) mit großem Raumanspruch, mit Doppel- bis Mehrfachhabitatbindung oder für das Gesamtgebiet charakteristische Artengruppen (z.B. Wiesenvögel, Brutvögel bzw. Rastvögel für einen Feuchtwiesenkomplex) sollte in jedem Fall auf repräsentativen Probeflächen (Berücksichtigung aller relevanten Lebensraumtypen, Ausgangszustände, Maßnahmen und Zielvarianten usw.) eine repräsentative Auswahl von Tiergruppen erfaßt werden.

Um mittelfristig zu vergleichbaren Ansätzen und Ergebnissen zu kommen, ist die Konkretisierung von Lebensraumtypenbezogenen Mindestprogrammen unumgänglich. Hierzu wurden bei Riecken (1992) für Planung generell, bei Reck (1992) für den Bereich der Bundesfernstraßenplanung und bei Finck et al. (1992) (Fauna, vgl. Tab. 1) bzw. Kohl et al. (1992) (Flora und Vegetation) für den Bereich der Naturschutzgroßprojekte konkrete und untereinander weitgehend abgestimmte Vorstellungen entwickelt. Diese Ansätze berücksichtigen dabei den Stand der Wissenschaft und entsprechende Empfehlungen berufständischer Verbände wie beispielsweise auch des VdBiol.

Solche letztendlich nur durch Konvention und unter Berücksichtigung pragmatischer Rahmenbedingungen festzulegenden Standards bedürfen einer kontinuierlichen Überprüfung und Fortschreibung und einer Schnittstelle für die Berücksichtigung projektbezogener Fragestellungen und spezieller regionaler Gesichtspunkte bzw. von vorneherein einer starken Regionalisierung.

5. Ausblick und Schlußfolgerungen

Um der im BNatSchG vorgegebenen Aufgabe der Landschaftsplanung gerecht zu werden, ist es unumgänglich, den aktuellen Zustand von Natur und Landschaft adäquat zu erfassen, (1) aufgrund grundsätzlicher bzw. gesetzlicher Notwendigkeit, (2) als fundierte Grundlage für naturschutzfachliche Bewertungen, (3) als fachliche Grundlage für die Entwicklung konkreter Zielvorstellungen, (4) zur Maßnahmenableitung und -begründung.

Diese Erhebungen haben dabei nicht den Anspruch wissenschaftlicher Grundlagenuntersuchungen, sondern müssen einen klaren Bezug

- (1) zum beplanten Raum,
- (2) zur verwendeten Maßnahmenebene und
- (3) zu den konkret anstehenden Problem- und Fragestellungen aufweisen.

Notwendig wird die Verwendung bestimmter Erhebungsstandards, die einer kontinuierlichen Überprüfung und Fortschreibung bedürfen und eine Schnittstelle für die Berücksichtigung spezieller regionaler und projektbezogener Gesichtspunkte aufweisen müssen.

Danksagung

Für die kritische Durchsicht des Manuskriptes danke ich den Kollegen Dr. Peter Finck und Dr. Eckhard Schröder, beide Bonn.

6. Literatur

- Bergstedt, J., 1992: Handbuch Angewandter Biotopschutz. Loseblattsammlung. – Landsberg: Ecomed Verlag.
- Blab, J. (mit Beiträgen von Hauke, U.; Lechner-Skyman, B.; Riecken, U.; Schröder E.; Ssymank, A.; Völkl, W.), 1993: Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. 4. Aufl. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz, H. 24. 479 S.
- Blab, J.; Völkl, W., 1994: Voraussetzungen und Möglichkeiten für eine wirksame Effizienzkontrolle im Naturschutz. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz, H. 40, 291–300.

Finck, P.; Hammer, D.; Klein, M.; Kohl, A.; Riecken, U.; Schröder, E.; Ssymank, A.; Völkl, W., 1992: Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. – Natur u. Landschaft 67 (7/8), 329–340.

Geiser, R., 1989: Spezielle Käfer-Biotop, welche für die meisten übrigen Tiergruppen weniger relevant sind und daher in der Naturschutzpraxis zumeist übergangen werden. – Zugleich ein Beitrag zur „Roten Liste gefährdeter Biotop in der BR Deutschland“. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz, H. 29, 268–276.

Haeseler, V., 1972: Anthropogene Biotop (Kahlschlag, Kiesgrube, Stadtgärten) als Refugien für Insekten, untersucht am Beispiel der Hymenoptera Aculeata. – Zool. Jb. Syst., 99, 133–212.

Heydemann, B., 1953: Agrarökologische Problematik dargetan an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder. – Diss. Naturw. Fak., Univ. Kiel.

Heydemann, B., 1955: Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. – Ber. ü. 7. Wanderversammlung Dt. Entomologen, 172–185.

Heydemann, B., 1983: Aufbau von Ökosystemen im Agrarbereich und ihre langfristige Veränderung. – Univers. Hohenheim: Daten u. Dokumente zum Umweltschutz, Sonderreihe Umwelttagungen 35, 53–83.

Kleinschmidt, V., 1991: Einbeziehung tierökologischer Inhalte in Gutachten zur Eingriffsregelung und UVP in NRW. – LÖLF-Mitt. 3/91, 46–49.

Kohl, A.; Schröder, E.; Wey, H., 1992: Empfehlungen für floristisch-vegetationskundliche Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. – Natur u. Landschaft 67 (7/8), S. 328.

Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein (LNV), 1993: Perspektiven der Landschaftsplanung in Schleswig-Holstein. – Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein, Kiel. 26 S.

Plachter, H., 1983: Die Lebensgemein-

- schaften aufgelassener Abbaustellen. – Schr.R. Bayer. Landesamt f. Umweltsch. 56. 109 S.
- Preuss, G., 1980: Voraussetzungen und Möglichkeiten für Hilfsmaßnahmen zur Erhaltung und Förderung von Stechimmen in der Bundesrepublik Deutschland. – Natur u. Landschaft 55 (1), 20–26.
- Reck, H., 1990: Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den tierökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. In: Riecken, U. (Hg.): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch., H. 32, 99–119.
- Reck, H., 1992: Arten- und Biotopschutz in der Planung. Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biodeskriptoren. – Naturschutz und Landschaftsplanung 4/92, 129–135.
- Riecken, U., 1990a: Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planung. In: Riecken, U. (Hg.): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch., H. 32, 9–26.
- Riecken, U. (Hg.), 1990b: Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch., H. 32, 228 S.
- Riecken, U., 1992: Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen – Grundlagen und Anwendung. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. H. 36, 187 S.
- Schlumprecht, H.; Völkl, W., 1992: Der Erfassungsgrad zoologisch wertvoller Lebensräume bei vegetationskundlichen Kartierungen. – Natur u. Landschaft 67 (1), 3–7.
- Tischler, W., 1980: Biologie der Kulturlandschaft. – G. Fischer, Stuttgart.

Anschrift des Verfassers

Uwe Riecken
Bundesamt für Naturschutz –
Institut für Biotopschutz und
Landschaftsökologie
Konstantinstraße 110
53179 Bonn

Qualitätsanforderungen an die Datenerhebung für biologische Fachbeiträge

von H.-C. Fründ, D. Bolte, U. Hellwig, A. Otto, H. Reusch und H. Roy

1. Aufgaben biologischer Untersuchungen/Fachbeiträge

Biologische Untersuchungen und Fachbeiträge sind für verschiedene Anwendungsbereiche gefragt.

Sie dienen der Beratung bei der Flächennutzung, z.B. bei Landschaftsrahmenplänen und bei ähnlich flächenbezogenen Planungen. Dabei geht es um die Benennung von Taburäumen, um Hinweise auf naturverträgliche Nutzungen oder um Hinweise auf Maßnahmen zur Biotopentwicklung.

Im Bereich der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) ist das Hauptziel der biologischen Beiträge die Prognose der Eingriffsfolgen, die sich aus den verschiedenen Planungs- bzw. Maßnahmenvarianten ergeben. Daraus ergeben sich Hinweise auf Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, die in Grünordnungs- oder landschaftspflegerischen Begleitplänen darzustellen sind.

Weiterhin gibt es den großen Bereich der Überwachungs- und Monitoringprogramme, die zum einen dazu da

Aufgaben biologischer Untersuchungen

1. **Beratung bei der Flächennutzung**
 - Taburäume
 - naturverträgliche Nutzungen
2. **Prognose von Eingriffsfolgen**
 - Variantenvergleich
3. **Umweltüberwachung**
 - Wirkung von Belastungen
 - langfristige Trends
4. **Überwachung von Populationen**
 - bedrohte Arten
 - Problemarten (Schädlinge)
5. **Natur- und Artenschutz**
 - Biotopentwicklung
 - Erfolgskontrolle

sind, Erfolge von Maßnahmen zu kontrollieren, zum anderen aber auch, um in einer vorsorgenden Beobachtung langfristige Trends der Umweltentwicklung festzustellen.

Im Naturschutz oder auch in der Land- und Forstwirtschaft ergibt sich für Biologen die Aufgabe der Überwa-

chung von Populationen. Hierbei geht es entweder um den Schutz und die Förderung erwünschter Arten oder um die Kontrolle und Regulation von Arten, die unerwünschte Schädwirkungen hervorrufen können.

Schließlich gibt es als traditionellen Einsatzbereich für Biologen den Natur- und Artenschutz. Dabei geht es um die Erhaltung und Entwicklung spezifischer natürlicher Standorteigenschaften als Lebensgrundlage für schutzbedürftige Artengemeinschaften.

Bei all diesen Aufgaben ist das Grundthema immer eine Bestandsaufnahme der Situation, um daraus Empfehlungen oder Maßnahmen herzuleiten. Die Datenerhebung in der angewandten Biologie hat dabei einen anderen Stellenwert als in der Wissenschaft. Das muß man sich klarmachen, wenn man von der universitären Forschung in die Anwendung geht. In der Wissenschaft geht es ja darum, die den Daten innewohnenden *allgemeinen* Strukturen und Gesetzmäßigkeiten zu erkennen. Dabei haben die Daten sozusagen einen Selbstwertcharakter, indem sie die Naturgesetze abbilden. In den oben genannten Aufgabenbereichen wird die Datenerhebung hingegen benutzt, um *eine* Situation zu analysieren bzw. dingfest zu machen, für die man dann die Naturgesetze und das Wissen über den Naturhaushalt anwenden kann. Es ist klar, daß hierbei – vielleicht noch

mehr als bei der Forschung – die Zuverlässigkeit der Daten von großer Bedeutung ist.

2. Grundprobleme bei der Datenerhebung

2.1 Fallgrube Erfassungsmethodik

Probleme ergeben sich bei der Datenerhebung auf verschiedenen Ebenen. Die erste Ebene ist die der Erfassungsmethode selber. In der Natur besteht eine ungeheure Vielfalt, und wir können mit unseren Methoden immer nur einen Ausschnitt dieser Vielfalt betrachten. Diese Begrenztheit der Erfassungsmethoden ist besonders deutlich, wenn man die Tierwelt betrachtet. Aber auch bei den Pflanzen, in der Vegetationsbetrachtung, ergeben sich Probleme.

2.1.1 Probleme bei der Erfassung von Pflanzen

Eines dieser Probleme ist die Quantifizierung bei Vegetationsaufnahmen. Sollen Deckungsgrade geschätzt oder Individuen, Blüten oder Sprosse gezählt werden? Hierzu ein Beispiel:

Man stelle sich eine Probefläche vor, 1 m² groß, flächig mit Scharbockskraut (*Ranunculus ficaria*) bewachsen und dazwischen vier blühende Milzkräuter (*Chrysosplenium* sp.). Das Scharbockskraut läßt sich in dieser Situation vernünftigerweise nur als Fläche und nicht als Individuenzahl erfassen. Im Gegensatz dazu kann man beim Milzkraut Individuen zählen. Möglicherweise handelt es sich aber gar nicht um vier Individuen dieser Art, sondern um vier Ausläufer einer einzigen Pflanze.

Das Problem der Deckungsgradschätzung sei an einem weiteren Beispiel verdeutlicht. Während bei der Pestwurz (*Petasites hybridus*) ein Individuum durch seine großen Blätter einen sehr hohen Deckungsgrad aufweist, bedeckt bei anderen Pflanzen, z.B. beim Weißklee (*Trifolium repens*), die einzelne Pflanze nur einen kleinen Teil der Oberfläche. Es ist folglich immer schwierig, den Vergleich anzustellen. Es stellt sich heraus, daß bei der Vegetationserfassung zwar für eine Pflanzenart Quantifizierungen möglich sind, daß aber die Quantifizierungen, die man für verschiedene Pflanzenarten macht, häufig nicht untereinander ver-

gleichbar sind. Dies ist natürlich für die reine Artenerfassung nicht ganz so entscheidend. Aber immer dann, wenn vertiefend gearbeitet werden soll, treten vergleichbare Probleme auf, mit denen man konfrontiert wird.

Ein weiteres Problem bei der Pflanzenartenerfassung ergibt sich dadurch, daß es in der Auffälligkeit der Arten durchaus Unterschiede gibt. So ist eine Pflanze wie die Natternzunge (*Ophioglossum vulgatum*) wesentlich schwerer zu entdecken als ein auffälliger Baum oder eine deutlich blühende Pflanze. Problematisch wird es auch, wenn die Zugänglichkeit oder Betretbarkeit des Gebietes erschwert ist. Das Pflanzenarteninventar ist deshalb in einem übersichtlichen Gebiet, z.B. einem Trockenrasen, wesentlich leichter und mit großer Wahrscheinlichkeit vollständiger zu erfassen, als z.B. in einem undurchdringlichen Gebüsch oder Röhricht, das sumpfig und nicht betretbar ist.

2.1.2 Selektivität zoologischer Erfassungsmethoden

Ein bekanntes Problemgebiet der Datenerhebung sind die zoologischen Erfassungen. Einige Beispiele dazu seien genannt:

Nicht alle Heuschrecken lassen sich mit dem üblichen Verhören ihrer Lautäußerungen nachweisen. Um z.B. die Laubholzäbelschrecke (*Barbitistes serri-cauda*) zu hören, ist ein Bat-Detektor erforderlich. Andere Arten, wie die Dornschröcke (*Tetrix* spp.) oder die Eichenschrecke (*Meconema thalassinum*), singen gar nicht und können nur durch Direktbeobachtung oder mit Fallen erfaßt werden.

Nachtschmetterlinge werden traditionell mit Lichtfallen gefangen, von denen die Tiere angelockt werden. Dies gilt als Standardmethode. Aber auch mit dieser Standardmethode ist keineswegs eine vollständige Erfassung möglich, wie der nachstehende Kasten zeigt. 27 Arten wären ohne die zusätzlichen Methoden nicht entdeckt worden. In diese Gruppe gehörten zum Beispiel *Minucia lunaris*, *Polyphoca ridens* und *Nycteola revayana*, die als ausgesprochene Nahrungsspezialisten auf Stockausschläge junger Eichen angewiesen sind. Die Arten gelten daher in Hamburg als stark bedroht, und ihr Vorkom-

Erfassung von Nachtfaltern in der Elbaue	
nur mit Lichtfang	85 Arten
Lichtfang und andere Methode	6 Arten
Raupensuche	11 Arten
Blütenfang bei Nacht	3 Arten
Tagfunde	13 Arten
Insgesamt gefangen	118 Arten

Kasten: Methodenselektivität bei der Erfassung von Nachtschmetterlingen (nach Hellwig und Krüger-Hellwig 1991)

men induziert einen hohen Naturschutzwert des Biotopes. Die Kombination verschiedener Erfassungsmethoden erwies sich in diesem Fall als notwendig, obwohl auch mit allen angewandten Methoden wahrscheinlich noch keine hundertprozentige Erfassung des Artenspektrums erreicht ist. Reichholf (1988) geht erst bei einer siebenjährigen intensiven Bearbeitung von einer annähernd vollständigen Erfassung des Artenspektrums aus.

Regenwürmer gelten als einfach zu erfassende Tiergruppe, die man nur aus dem Boden ausgraben muß. Aber ein Beispiel aus einem Kalkbuchenwald zeigt, daß verschiedene Regenwurmerfassungsmethoden zu ganz unterschiedlichen Ergebnissen führen können (Abb. 1). Die linke Säule zeigt, wie sich die Dominanzverhältnisse nach Ausgraben der Würmer darstellen. Die rechte Säule beruht auf den Ergebnissen der Formalin-Extraktion. (Die Tiere werden durch Übergießen einer bestimmten Fläche mit Formalin-Reizlösung aus dem Boden getrieben.) Man sieht, daß *Lumbricus terrestris* bei der Handauslese überhaupt nicht aufgetaucht ist, daß aber auch die Dominanzen verschoben sind. Es zeigt sich, daß selbst solche einfach scheinenden Methoden selektiv wirken und daß man diese Selektivität bei der Planung der Erfassung und der späteren Auswertung immer berücksichtigen muß.

2.2 Fallgrube zeitliche Variabilität

2.2.1 Phänologische Apparenz von Arten

Das nächste Problem, mit dem man bei der Datenerfassung konfrontiert ist, ist die zeitliche Variabilität der Natur. Ein Beispiel für den Vegetationsbereich ist

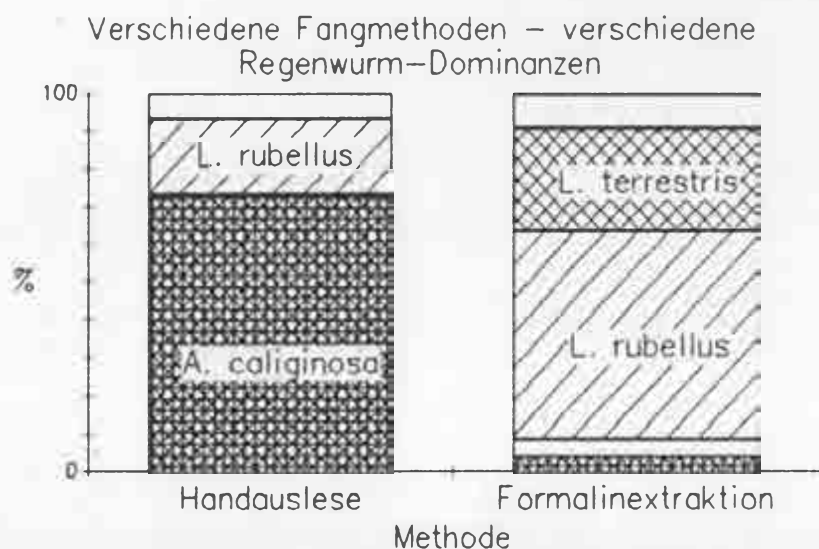


Abb. 1. Dominanzverhältnisse der Regenwürmer eines Kalkbuchenwaldes im Eggegebirge bei Anwendung verschiedener Erfassungsmethoden (nach Graefe 1989).

Monat	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.
Art												
A												
B												
C												
D												
E												
F												
G												
H												
I												
K												
L												

Abb. 2. Schematische Darstellung des jahreszeitlich versetzten Erscheinens verschiedener Köcherfliegen, Steinfliegen und Eintagsfliegen (nach Reusch).

die Schwanenblume (*Butomus umbellatus*) in einem Röhricht, die man nur zu einer ganz bestimmten Zeit im Jahr erfassen kann, nämlich dann, wenn sie blüht. Röhrichtflächen sind oft nicht betretbar, und sobald die Vegetation höher gewachsen ist, sind die Schwanenblumen in ihnen nicht mehr zu erkennen. Folglich ist man hier auf einen bestimmten Zeitpunkt im Jahr festgelegt, um die Erfassung auch wirklich für diese Art durchführen zu können.

Im Bereich der Limnologie ist es ganz besonders wichtig, sich mit den zeitlichen Problemen zu befassen und sie zu kennen. Abbildung 2 zeigt schematisch das jahreszeitlich versetzte Erscheinen bestimmbarer Formen verschiedener Arten in einer Bachzönose. Während der übrigen Zeiträume fehlen den Tieren entweder charakteristische Merkmale oder sie werden mit den gebräuchlichen Methoden nicht gefun-

den. Man sieht, daß es sich in hohem Maße um ein vernetztes und zeitlich eingenischtes System handelt. Nur wenn man den Abstand der Erfassungen klein genug wählt und die Anzahl der Probennahmeterminale groß genug ist, kann man damit rechnen, den größten Teil der Arten zu erfassen.

Ein weiteres Beispiel, bei dem die Standardverfahren aus zeitlichen Gründen nicht anwendbar sind, liefern die Eulen. Sie sind bei der Revierbildung schon viel früher im Jahr aktiv als die Singvögel, die üblicherweise im Frühjahr erfaßt werden. Man muß daher von der üblichen Norm abweichen und muß vor allen Dingen wissen, daß für die Erfassung der entsprechenden Arten diese Normabweichung notwendig ist.

2.2.2 Populationsdynamik

Ein großes methodisches Problem bei

Populationserfassungen ist die Populationsdynamik. Die Verschiebung populationsdynamischer Zyklen von Jahr zu Jahr kann zu Fehlinterpretationen führen, die sich am Beispiel der Limnofauna verdeutlichen lassen (vgl. Abb. 2): Wenn in zwei Jahren nur im April eine Probennahme gemacht wird, dann kann es sein, daß einmal im April der phänologische Aspekt vom März und das andere Mal der phänologische Aspekt vom Mai erfaßt wird. So erscheinen auf einmal Arten als neu auftauchend oder verschwunden, die in dem gleichen Jahr trotzdem da sind, sich aber in der Phänologie verschoben haben.

Erhebliche Abundanzschwankungen von Jahr zu Jahr sind u. a. von vielen Dipteren bekannt (Heynen 1988). Ein bekanntes Beispiel für Populationsdynamik bei Insekten sind die Feldgrillen (*Gryllus campestris*) auf dem Walberla in Mittelfranken. Remmert (1980, 172ff.) zeigte, wie stark die Populationschwankungen dieser Art in den verschiedenen Jahren sein können und daß die Grillen vor allem von der Massenvermehrung in den klimatisch günstigen Jahren profitieren, während sie in klimatisch „normaleren“ Jahren wieder im Abnehmen begriffen sind.

Der Stechapfel (*Datura stramonium*) ist eine nur sporadisch auftretende Pflanzenart. Sie ist nicht in allen Jahren zu sehen, sondern nur, wenn bestimmte Klimabedingungen kombiniert auftreten. Dann wachsen die im Boden ruhenden Diasporen heran, und dann taucht diese Art auf. Das gleiche gilt für sehr viele Orchideen-Arten, z. B. die Spitzorchis (*Anacamptis pyramidalis*), die auch da, wo sie vorkommt, nicht jedes Jahr anzutreffen ist.

Die Beispiele machen das Problem der kurzfristigen und meistens auf eine Vegetationsperiode begrenzten Aufnahme-Zeiträume deutlich. Sie zeigen auch, daß für biologische Erfassungen die klimatischen Besonderheiten des Untersuchungsjahres zu beachten sind.

Ein weiteres Problem der Populationsdynamik bei Pflanzen ist die Entwicklung der Individuen. Man stelle sich Wasserschieflinge (*Cicuta virosa*) dicht beieinanderwachsend im juvenilen Stadium vor. Es ist klar, daß nicht alle heranwachsenden Pflanzen fertil werden. In einem späteren Stadium wird man mit großer Wahrscheinlichkeit nur eine

oder wenige Pflanzen finden, die dann die wahre reproduktive Population anzeigen.

Auch die natürlichen Sukzessionsprozesse sind an dieser Stelle zu erwähnen. Bei manchen Biotoptypen kann der kartierte Ist-Zustand schon zwei Jahre später stark verändert sein (z.B. bei als schutzbedürftig eingestuftem Sand-Trockenrasen). So kommt es nicht selten vor, daß die natürliche Entwicklung schleppenden Verwaltungsprozessen davonläuft. Eine Entwicklungsprognose kann diesen Effekt manchmal begrenzen. In diesem Fall ist das Problem nur vordergründig ein fachlich-wissenschaftliches. Daß die Erfassung des Ist-Zustandes dynamischer Ökosysteme in einem trägen Verwaltungsprozeß über lange Zeit ohne Aktualisierung weitergeschleppt wird, ist oft die eigentliche Fehlerquelle.

2.3 Fallgrube Lebensraummosaik

Unsere Landschaft ist zum Glück keineswegs einheitlich. Wir haben viele Landschaftselemente. Verschiedene Strukturen, z.B. Gewässer, Feuchtgebiete, Heideflächen, Gebüsche, verschiedene Arten von Grünland etc., bilden ein Mosaik von Lebensräumen, das von den Arten jeweils unterschiedlich genutzt wird. Für die Datenerhebung

ist das eine schwierige Situation – ganz besonders, wenn es um die Erfassung von Arten mit komplexer Lebensraumnutzung geht. Ein Beispiel für einen Komplexlebensraumbewohner ist die Erdkröte (*Bufo bufo*). Es ist bekannt, daß Amphibien verschiedene Requisiten brauchen, die räumlich voneinander getrennt sein können. Wenn in einem Laichgewässer eine Kröte nachgewiesen wird, dann ist noch nichts über ihren Sommer- und ihren Winterlebensraum bekannt.

Weitere Beispiele für Komplexlebensraumnutzer gibt es auch bei Schmetterlingen, z.B. dem Schwalbenschwanz (*Papilio machaon*, Abb. 3). Man sieht, wie vielfältig die Lebensraumsprüche einer Art sein können. Wenn man z.B. an einer Stelle einen Schwalbenschwanz fliegen sieht, dann ist das noch kein Lebensraumnachweis. Man hat nachgewiesen, daß eine Requisite, die der Schwalbenschwanz braucht, vorhanden ist. Für die Eiablage nutzen sogar die verschiedenen Generationen verschiedene Pflanzen. Der ganze Landschaftskomplex stellt den Lebensraum des Schwalbenschwanzes dar. Das ist natürlich für Bewertungsfragen und für die Situationseinschätzung unbedingt zu beachten, damit nicht z.B. nur der Rendezvous-Platz geschützt wird und die Art dann wegen

Zerstörung der anderen Lebensraumelemente doch verlorengeht.

Wirbeltiere sind sehr häufig Komplexlebensraumbewohner. Kaule (1991: 24) zeigt z.B. das Lebensraumschema des Neuntöters. Die Art braucht sowohl dichtes, dorniges Strauchwerk wie auch schütter bewachsenen Boden und einzelne Sitzwarten für die Jagd. Reptilien nutzen mit ihrem Wechsel zwischen Winterquartier und verschiedenen Sommer-Teillebensräumen ebenfalls die Landschaft in sehr komplexer Weise. Der Reptiliennachweis erfolgt jedoch in der Regel nur an einem Teilelement des Sommerlebensraums (dem Sonnenplatz).

Das natürliche Lebensraummosaik macht es bisweilen schwierig, zu entscheiden, für welche Flächen die erhobenen Daten überhaupt repräsentativ sind. In der Vegetationskunde ist das Problem eher ein subjektives. Man ist geneigt, die auffälligen, gut entwickelten Bestände in einer Fläche besonders zu kartieren und die gestörten, irgendwie unscheinbaren Flächen weniger zu berücksichtigen. Auf diese Weise wird der Zustand der Gesamtfläche geschönt. Außerdem gehen bei einer auf „wertvolle“ Syntaxa fixierten Kartierung wichtige Informationen verloren. Die Erfassung und Bewertung störender Einflüsse hängt nämlich vor allem

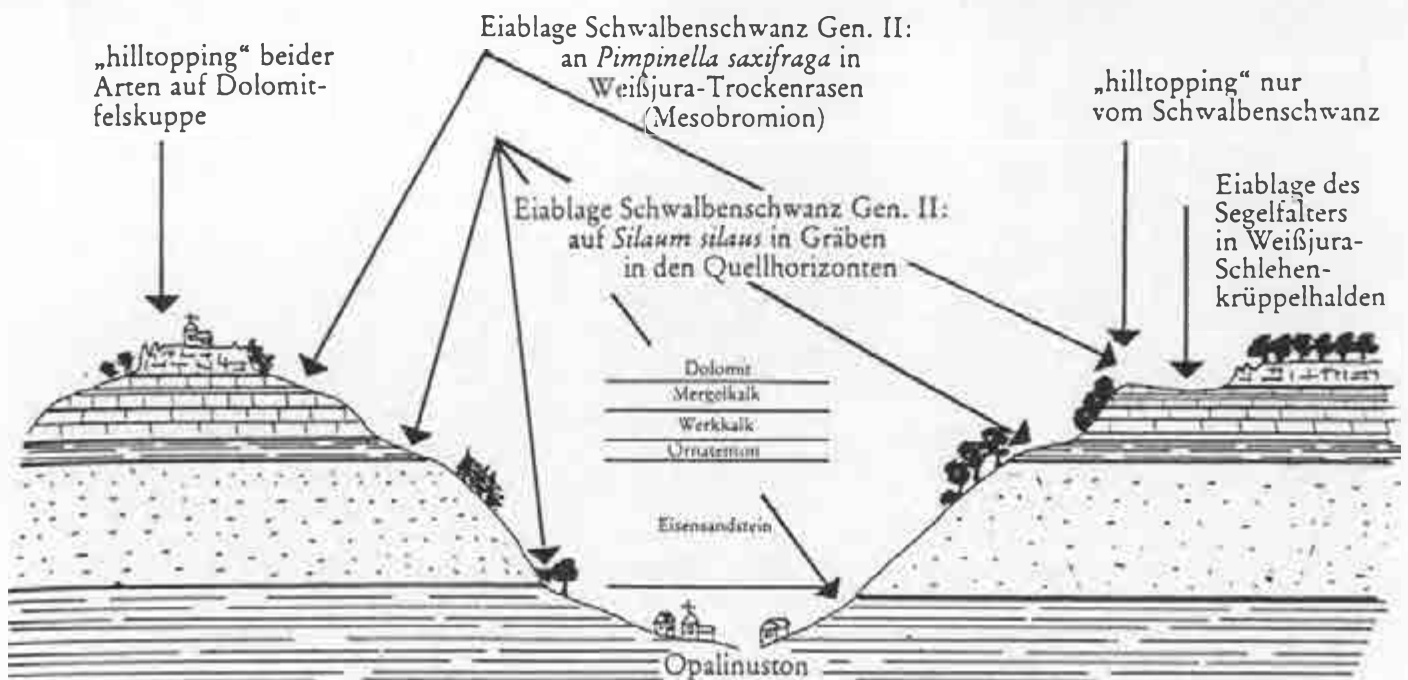


Abb. 3. Schwalbenschwanz (*Papilio machaon*) und Segelfalter (*Iphiclidides podalirius*) als Komplexlebensraumnutzer (aus Weidemann 1986).

von Pflanzenbeständen ab, die keine gute Differenzierung, Fazialisierungen und andere Störungsmerkmale aufweisen.

Auf einer Feuchtwiese fanden Hellwig und Krüger-Hellwig (1991) mehrfach den Ameisenbläuling (*Maculinea arion*; Rote Liste BRD: stark gefährdet). Zeigt die Art die Schutzwürdigkeit des Feuchtstandorts? Der Ameisenbläuling ist ein Schmetterling der Trockenrasen, wo er an Thymian lebt! Bei genauerem Nachprüfen stellte sich heraus, daß es in diesem Feuchtlebensraum kleine, quadratmetergroße Kuppen gab, in denen seine Eiablage-Pflanze Thymian auftauchte, sozusagen kleine Trockeninseln in dieser Feuchtwiese. Würde man mit einer Standarderfassung den Ameisenbläuling als Art dieser Feuchtwiese, vielleicht sogar als charakteristische Art der Feuchtwiese darstellen, wäre das selbstverständlich ein grober Fehler. Tatsächlich ist der Bläuling nur für einen kleinen, speziellen Flächenausschnitt des Untersuchungsgebietes repräsentativ.

Auch bei Arten mit größeren Raumansprüchen ist es nicht richtig, einfach nur um den Fundort oder ein Lebensraumzentrum einen Radius zu ziehen, vielleicht mit dem aus einer Tabelle entnommenen Aktionsradius des Tieres. Reviere können ganz ungeometrisch geformt sein und sich an der Verteilung bestimmter Strukturen und Requisiten in der Natur orientieren. Es gilt: Auch bei Arten mit großen Raumansprüchen ist es notwendig, für die Interpretation der Daten und für die gezielte Erfassung der Daten die Strukturansprüche und die Verhaltenseigenarten der zu untersuchenden Organismen zu kennen.

2.4 Fallgrube Parameterauswahl

Ein weiteres Problem, häufig von zentraler Bedeutung für die Datenerhebung, ist die Wahl der Untersuchungsparameter. Hier kommt es teilweise zu erheblichen Fehlinvestitionen und Fehlbeurteilungen.

Hierzu ein Beispiel aus dem Forstbereich: Für die biologische Waldzustandserfassung wurde in verschiedenen Fichten- und Buchenwäldern über drei Jahre ein umfangreiches Untersuchungsprogramm mit Bodenfallen durchgeführt, bei dem über 300 Arten

Erfassung	Einheit	Diversität	Bewertung
Biotope	Laubwald	strukturarm	weniger wertvoll
Vegetation	Eichenwald	artenarm	weniger wertvoll
Avifauna	Laubwald-Zönose	artenarm	weniger wertvoll
Mollusken	Auwald-Zönose	artenarm	wertvoll
Nachtfalter	Eichen-spezialisten	sehr artenreich	f. Artenschutz sehr wertvoll
Boden	Auensedimente	hoch	geowiss. bedeutsam
Verbund	Stromtal-aue	hoch	wertvoll

Abb. 4. Untersuchungsparameter zur Charakterisierung eines Eichenwaldes und resultierende Bewertungen (nach Hellwig und Krüger-Hellwig 1992).

aus allen möglichen Arthropodengruppen von Fliegen bis zu Laufkäfern, Spinnen und Asseln bestimmt wurden. Das Ergebnis war faunistisch eindrucksvoll, brachte jedoch wenig Klarheit darüber, wie die Waldstandorte nun ökologisch einzuschätzen sind (FHG 1987). Wesentlich informativer war die an nur zwei Terminen ausgeführte Bestandsaufnahme der Regenwürmer und Enchyträen mittels Handauslese, Formalinextraktion und Stechzylinderproben. Die Ringelwürmer bildeten jeweils charakteristische Zersetzergesellschaften und machten eine differenzierte Beurteilung der Standorte und Meliorationsmaßnahmen möglich (Graefe 1990).

Ein anderes Beispiel aus dem Bereich naturschutzrelevanter Planungen: Im Gebiet eines geplanten NSG sollten Möglichkeiten zur Vernetzung von Trockenrasen- und Heidestandorten untersucht werden. Das ca. 50jährige Eichenwäldchen war als wahrscheinlich „minderwertiger“ Standort in Betracht gezogen worden, Platz für Verbindungskorridore zu machen, d.h. entfernt zu werden. Die üblichen Standardparameter zeigten einen in seiner spezifischen Ausstattung unbedeutenden und eher verzichtbaren Biotop. Erst die zusätzlichen, vom Standard abweichenden Parameter (Schnecken, Nachtfalter, Boden) oder die Biotopverbundsituation ließen den wirklichen Wert der Fläche erkennen und machen den mit ihrer Vernichtung verbundenen Verlust deutlich.

3. Konsequenzen für eine zuverlässige Datenerhebung

Wenn man noch einmal versucht, die Fehlertypen zu systematisieren, die bei

biologischen Beiträgen anzutreffen sind, dann ist zum einen die Unvollständigkeit der Daten zu nennen – weil das Arteninventar unvollständig erfaßt wurde, weil wesentliche Teile des Standortspektrums nicht berücksichtigt wurden, weil die Untersuchungsfläche zu klein gewählt wurde oder weil bestimmte, für die Interpretation notwendige Begleitparameter nicht beachtet wurden.

Natürlich gibt es auch wirklich fehlerhafte Daten. Es kommt vor, daß die Artbestimmung von nicht hinreichend qualifizierten Leuten gemacht wird. Die taxonomischen Probleme (auch mit „Allerweltsarten“) sind manchmal nur dem Spezialisten bekannt und werden von einem wenig erfahrenen Bearbeiter übersehen. Es gibt ferner das Problem, daß Daten in einen falschen Zusammenhang eingeordnet werden (z.B. der oben erwähnte Fund des Ameisenbläulings in der Feuchtwiese). Die Kritik an der Unzweckmäßigkeit der erhobenen Daten betrifft häufig

Fehlertypen bei biologischen Erhebungen

- **Daten unvollständig**
Arteninventar
Standortspektrum
Begleitparameter
- **Daten fehlerhaft**
Fehlbestimmung
Methodenfehler
falsche Zuordnung
- **Daten unzweckmäßig**
Datenfriedhof
nicht zielführend

schlecht geplante und mangelhaft interpretierte Erhebungen. Dieser Qualitätsmangel wird am ehesten auch von Nichtfachleuten erkannt und kann deshalb leicht die Leistung der Biologen generell in Mißkredit bringen.

Welche Konsequenzen ergeben sich für eine zuverlässige Datenerhebung?

Es ist deutlich geworden, daß eine ganz wesentliche Voraussetzung für erfolgreiche Datenerhebung die Klärung der Aufgabenstellung ist, meistens sogar noch in Verbindung mit einer Vorexkursion. Hierbei zeigt sich ein Problem der üblichen Auftragserteilung. Man bekommt, wenn man Glück hat, eine Karte vorgelegt, oder es heißt: „Da ist so ein Gebiet, das noch erfaßt werden muß. Gucken Sie doch mal, was da alles so vorkommt.“ Das ist eine Situation, auf die eine vernünftige Datenerhebung nur schwer aufzubauen ist. Man kann dann eine Voruntersuchung anbieten, aus der sich die relevanten Fragestellungen und das Untersuchungsprogramm ergeben, mehr aber nicht. Insofern ist auch die Forderung zu stellen, daß bei der Auftragserteilung die Erstellung eines Untersuchungskonzeptes als eigene Leistung anzusehen ist. Es ist schon vorgekommen, daß Auftraggeber aufgrund von Leistungs- und Honoraranfragen kostenlos erstellte Untersuchungskonzepte nachher zur Grundlage für eine Ausschreibung nach VOLVOB gemacht haben, um dann den billigsten Anbieter auszuwählen. Das ist natürlich eine unzulässige Praxis, die grundsätzlich abzulehnen ist.

Aus der Klärung der Aufgabenstellung heraus ist der Datenbedarf zu ermitteln. Es ist sicher nicht immer notwendig, quantitative Populationsdaten zu erheben, in manchen Fällen reicht es aus, qualitativ ein Arteninventar aufzunehmen. Vielleicht auch nur dominante, typische Arten, das hängt von der Fragestellung und der Untersuchungssituation ab. Dazu sind schon einige Methodenstandards veröffentlicht worden, z.B. von der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (Finck et al. 1992), von Reck (1992), vom Berufsverband der Landschaftsökologen Baden Württemberg (Trautner 1992). Es muß klar sein, daß diese Methodenstandards nicht als starres Schema betrachtet wer-

den dürfen. Sie sind vielmehr Entscheidungshilfen für die Konzeption und für die Auftragsvergabe. Die konzeptionelle Arbeit bei der Auftragsvergabe können sie nicht ersetzen.

Zu einer guten Datenerhebung gehört weiterhin, daß Rechenschaft darüber abgelegt wird, wie vollständig die Datenerhebung ist, wofür die erhobenen Daten repräsentativ sind. Das beinhaltet z.B. eine Betrachtung über den Erfassungsgrad des Arteninventars.

Hierfür ein Beispiel: 1992 wurde in der Lüneburger Heide das Vorkommen von Spinnen untersucht. An 16 Standorten waren von April bis Juli und von September bis November jeweils 3 Bodenfallen installiert. Außerdem wurden Streifnetzfänge und Handsammlungen durchgeführt. Aus der in Abb. 5 wiedergegebenen grafischen Auswertung der Fangergebnisse läßt sich bereits eine erste Abschätzung des Erfassungsgrades vornehmen. Dargestellt ist die Zunahme der gefangenen Arten- und Individuenzahl mit zunehmendem Fangaufwand. (Die Grafik ähnelt den Rarefaction-Verfahren; vgl. Achtziger et al. 1992.) Während die Gesamtzahl der gefangenen Individuen kontinuierlich ansteigt (Linie in Abb. 5), verringert sich in der 2. und 3. Falle an den Standorten der Zuwachs in der Artenzahl (Säulen in Abb. 5). Eine erhebliche Erweiterung des nachgewiesenen Arten-

spektrums erfolgt durch die Handsammlungen und Streifnetzfänge. Bei diesen die Bodenfallen ergänzenden Methoden ist die Steigerungsrate der Gesamtartenzahl bis zum Untersuchungsende weitgehend ungebrochen. Insgesamt läßt sich die Vollständigkeit der in Abbildung 5 dargestellten Bestandsaufnahme so bewerten, daß die Spinnen der Bodenoberfläche zum großen Teil erfaßt wurden, in den höheren Straten jedoch bei weiterer Nachsuche noch mit wesentlich mehr Arten zu rechnen ist.

Weiter ist es notwendig, das Artenpotential des Untersuchungsraumes durch Auswertung der einschlägigen Informationen über das Gebiet oder den untersuchten Lebensraum abzuschätzen. Im Fall der Abbildung 5 stellte sich dabei heraus, daß mindestens 270 Arten im Untersuchungsgebiet zu erwarten sind. Die in Abbildung 5 dargestellte Bestandserfassung erbrachte also ca. zwei Drittel des Arteninventars im Untersuchungsgebiet.

Man muß auch als Gutachter – später weiß es kein anderer mehr – die spezifischen Bedingungen während der Probenahme beachten und dokumentieren: Wie war das Klima des Jahres? Was für Probleme und Besonderheiten traten auf? Diese Fragen müssen in dem Gutachten behandelt werden, damit hinterher die Zuverlässigkeit und

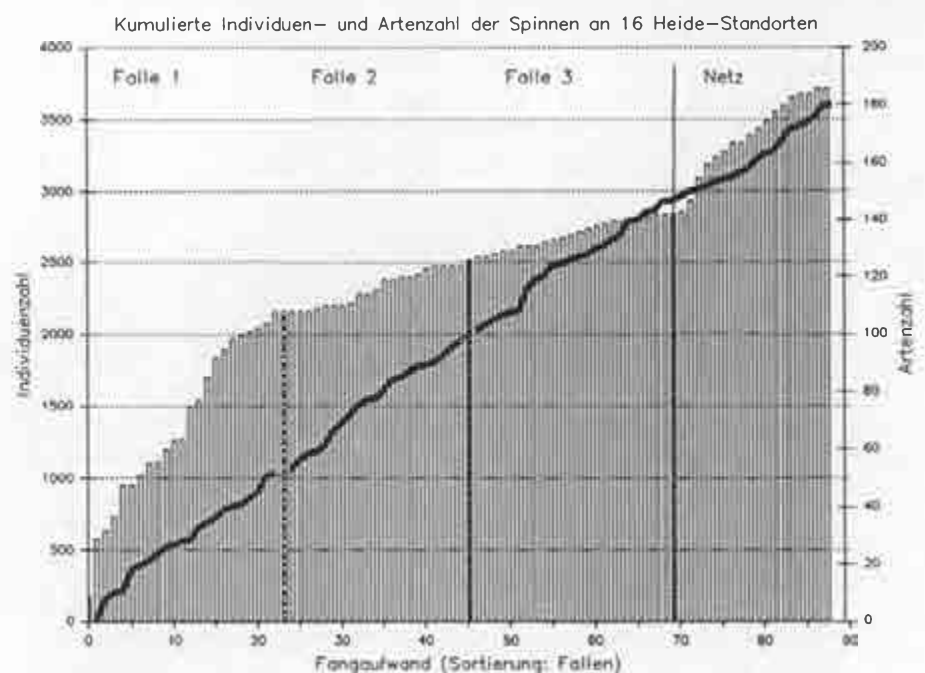


Abb. 5. Grafische Analyse der Vollständigkeit einer Arten-Erfassung (nach Fründ 1993). — Individuen, □ Arten

Repräsentativität der Datengrundlage abgeschätzt werden kann. Eine statistische Bearbeitung der Erfassungsdaten kann unter Umständen sinnvoll sein, wenn sich prüfbare Alternativhypothesen aufstellen lassen. Hierbei ist jedoch unbedingt der Grundsatz zu beachten, daß die Berechnungen nachvollziehbar sein und einen engen Bezug zu den Primärdaten behalten müssen. Ein Beispiel für unnütze Berechnungen sind Diversitätsindices. Sie verschleiern die Primärdaten und sind zur Standortbewertung in der Regel ungeeignet. Häufig sind für Freilandbiologen die statistischen Verfahren jedoch nicht richtig anwendbar, weil das Datenmaterial statistisch-mathematische Voraussetzungen wie Bezug auf eine Grundgesamtheit, Homogenität etc. nicht erfüllt. Die Statistik kann auch prinzipiell nur einen sehr kleinen Teil der oben genannten Irrtums- und Fehlermöglichkeiten prüfen.

Entscheidende Bedeutung für die Betrachtung der Repräsentativität und Zuverlässigkeit des Datenmaterials hat deshalb das allgemein nach Plausibilität argumentierende Vorgehen. In diese Abschätzung der Datensicherheit müssen sowohl die autökologischen Kenntnisse als auch die allgemeinen und eigenen methodischen Erfahrungen einfließen.

4. Literatur

- Achtziger, R.; Nigmann, U.; Zwölfer, H. 1992: Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen. – Z. Ökologie u. Naturschutz 1, 89–105.
- FHG, 1987: Bericht zum Forschungsvorhaben Untersuchungen über die Zusammensetzung der Bodenfauna in unterschiedlichen Waldbiotopen. Ein Beitrag zum Pilotprogramm „Saure Niederschläge“ in Nordrhein-Westfalen. – Unveröff. Bericht des Fraunhofer-Instituts für Umweltchemie und Ökotoxikologie Schmallenberg-Grafschaft i. A. der LÖLF Nordrhein-Westfalen. 82 S. + Anhang.
- Finck, P.; Hammer, D.; Klein, M.; Kohl, A.; Riecken, U.; Schröder, E.; Ssymank, A.; Völkl, W., 1992: Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. – Natur und Landschaft 67, 329–339.
- Fründ, H.-C., 1993: Erfassung der Spinnen im Rahmen des Pflege- und Entwicklungsplanes NSG Lüneburger Heide. – Unveröff. Bericht für Büro Plantago Dirk Bolte und Partner, Bremen.
- Graefe, U., 1989: Untersuchung der Clitellatengesellschaften an den LÖLF-Waldmeßstationen Elberndorf und Schwaney – Bericht über das Untersuchungsjahr 1988. – Unveröff. Bericht i. A. der LÖLF Nordrhein-Westfalen. 56 S.
- Kaule, G., 1991: Arten- und Biotopschutz, 2. Auflage. – Stuttgart: Ulmer. 519 S.
- Hellwig, U.; Krüger-Hellwig, L., 1991: Bestandskartierung Besenhorster Sandberge und angrenzende Elbuferwiesen. – Unveröff. Gutachten i. A. der Umweltbehörde Hamburg. 210 S.
- Hellwig, U.; Krüger-Hellwig, L., 1992: Konzept zur Pflege und Entwicklung des geplanten NSG Borghorst. – Unveröff. Gutachten i. A. der Umweltbehörde Hamburg. 58 S.
- Reck, H., 1992: Arten- und Biotopschutz in der Planung: Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biotopskriptoren. – Naturschutz und Landschaftsplanung 4/92, 129–135.
- Reichholf, J., 1988: Quantitative Faunistik und Bioökologie: Methoden, Ergebnisse und Probleme. – Verh. Ges. f. Ökologie, Beiheft 1, 557–565.
- Remmert, H., 1980: Ökologie, 2. Auflage. Berlin, Heidelberg, New York: Springer. 304 S.
- Trautner, J. (Hg.), 1992: Arten- und Biotopschutz in der Planung – Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. – Ökologie und Naturschutz 5. Weikersheim: Verlag J. Margraf.
- Weidemann, H.-J., 1986: Tagfalter Band 1, Entwicklung – Lebensweise. – Meldungen: Neumann-Neudamm. 282 S.

Anschriften der Verfasser

Dr. Heinz-Christian Fründ
IFAB Institut für Angewandte
Bodenbiologie GmbH
Ernst-Sievers-Straße 107
49078 Osnabrück

Dipl.-Biol. Dirk Bolte
Plantago Arbeitsgruppe
für angewandte Ökologie
Contrescarpe 8b
28203 Bremen

Dipl.-Biol. Ulrich Hellwig
Institut für Angewandte
Umweltbiologie und
Monitoring
Königstraße 11
21244 Buchholz

Dipl.-Biol. Andreas Otto
Wörthstraße 46
49082 Osnabrück

Dr. Herbert Reusch
BAL Büro für angewandte Limnologie
und Landschaftsökologie
Blumenstraße 7
29525 Uelzen-Holdenstedt

Dipl.-Biol. Hauke Roy
Breede 4
49536 Lienen

Berücksichtigung räumlicher, zeitlicher und mikroklimatischer Diversität bei naturschutzrelevanten Planungen

von Ulrich Hellwig

1. Problemstellung

Biologische Erhebungen in geeignetem Maßstab und ausreichender Qualität, also die Erfassung, Darstellung und Interpretation von Arten und Lebensgemeinschaften, sollten insbesondere bei naturschutzrelevanten Planungen, wie Schutzwürdigkeitsstudien, Pflege- und Entwicklungsplänen, Extensivierungsprogrammen, zum Regelfall der Datengrundlage werden (vgl. *Finck et al.* 1992). Diese Planungen werden zu meist großmaßstäbig angelegt (also Maßstab 1:5000 und größer) und müssen als besonders sensibel gelten, da gerade in diesen Planungen auf schützenswerte Biotope und Arten Bezug genommen wird. Oberflächliche Kartierungen und, provokant gesagt, „biologische Erfassungen im Spazierengehen“ mit einer Kartierung auffälliger und leicht zu determinierender Artengruppen, Zufallsfunden oder nur die Berücksichtigung von Literatur- und Sammlungsmaterial kann nicht die alleinige Datengrundlage liefern, da diese „Erhebungen“ nicht geeignet sind, die biologischen Grundlagen ausreichend differenziert darzustellen.

Daß diese eigentlich selbstverständlichen Forderungen (noch?) nicht die Regel sind, belegt die Untersuchung von *Riecken* (1990). In weniger als 50 % der von ihm analysierten raumrelevanten Planungen waren konkrete tierökologische Angaben enthalten, wobei qualitativ hochwertige Aussagen der Ausnahmefall waren. Nicht einmal in allen als beispielhaft erwähnten Untersuchungen mit autökologischen Anspruchsprofilen der Arten beruhen die Angaben auf tatsächlichen Erhebungen vor Ort, sondern wurden aus Sammlungsmaterial und Literaturangaben gewonnen (*Lamprecht* 1983).

Auch die, häufig mit Kosten- und Zeitargumenten vertretene, Ansicht, daß Erhebungen „die Entgegennahme und das Sammeln von bereits vorhandenen und bekannten Daten und deren

Interpretation“ seien und daher für Schutzgebietsplanungen „fast nur“ in Betracht kämen (*Lamprecht* 1990), belegt die mangelnde Wertschätzung einer maßstabsorientierten Erhebung.

2. Grundlagen

Die grundlegende Forderung nach einer detaillierten und sachkundigen Erhebung beruht auf der Variabilität oder auch Strukturvielfalt einer Landschaft, die verschiedene Ebenen haben kann. Dieser auch als β -Diversität (oder auch Formationsdiversität, Landschaftsdiversität etc.) bezeichnete Wechsel von Habitateigenschaften und -merkmalen in einem Landschaftsausschnitt kann auf verschiedene räumliche, zeitliche oder auch anthropogene Komponenten zurückgeführt werden, von denen eine Auswahl in Abbildung 1 dargestellt ist.

Verdeutlicht wird die räumliche Inhomogenität eines Untersuchungsraumes durch die Verteilungsmuster der Populationen, die sich nur selten gleichmäßig verteilen, sondern viel eher zufällig und aggregiert. Häufig ist nicht nur das jeweilig spezifische Verteilungsmuster einer Population unbekannt. Auch dessen kausale Ursachen sind nicht immer offensichtlich, wenn auch häufig Konkurrenz um Nahrung, Fortpflanzung, Mikoklima oder andere begrenzte Ressourcen, die auch bevorzugte Plätze (Nistplatz, Singwarte etc.) betreffen, als ursächlich angenommen werden können.

Für dieses grundsätzliche Problem der Datenerhebung im Freiland ließe sich nun mit statistischen Methoden auch jeweils eine mehr oder weniger befriedigende Lösung finden (zur Methodik z.B. *Mühlenberg* 1993; *Kreeb* 1983), aber gerade diese Methoden erfordern ein hohes Maß an zeitlichem und damit finanziellem Aufwand und sind dadurch in der Regel in der Mehrzahl der Fälle nicht durchführbar. Nur in einzelnen Spezialfällen sowie in Grundlagenuntersuchungen können damit eigentlich notwendige wissenschaftliche Grundlagen erarbeitet werden. Freiberuflich tätigen Gutachtern, als zeitlich fixierten Bearbeitern, sind somit Grenzen gesetzt, was aber nicht bedeuten kann, über dieses Problem einfach stillschweigend hinwegzugehen. Eine durchaus selbstkritische Problematisierung ist angeraten. Wenn auch nicht jedesmal eine Kausalanalyse der jeweiligen Verteilungsmuster vorgelegt werden kann, sollten doch Plausibilitätsüberlegungen angestrengt werden, die grobe Irrtümer und Fehleinschätzungen verhindern können.

3. Beispiel

Die Bedeutung dieser Würdigung inhomogener Aspekte in einer Landschaft soll an einem aus der Literatur bekannten Heidegebiet am Südrand der Stadt Hamburg verdeutlicht werden. Heideflächen besitzen eine unbestreitbar große Bedeutung für den Naturschutz (vgl. BNatG § 20c) und bedürfen daher generell keiner besonderen Indikation ihrer Schutzwürdigkeit durch spezielle Erhebungen (*Riecken* 1992).

Heiden, großflächig und einheitlich, sind das romantisch verklärte Wunschbild vieler Urlauber, was sich auch in den Köpfen vieler Bearbeiter und Gutachter festgesetzt hat.

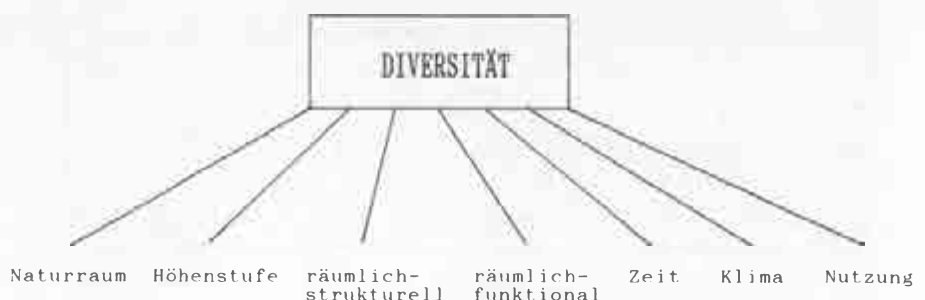


Abb. 1. Unterschiedliche Komponenten der Landschaftsdiversität

Andere für das Ökosystem wichtige Parameter wie

- Vorhandensein und Vollständigkeit typischer Strukturen (horizontal, vertikal, zeitlich)
 - Vernetztheit mit anderen Biotopen
 - Übergänge zu anderen Sukzessionsreihen
 - typische abiotische Bedingungen
 - Wechsel zu anderen abiotischen Bedingungen (in ökotonischen Reihen oder sprunghaft)
- sind dagegen oft vernachlässigt worden, obwohl gerade ihre Erhebung und Darstellung die Indikation wichtiger Ziele der Naturschutzplanung erst ermöglichen. Zu diesen Zielen naturschutzrelevanter Planung zählen:
- das Aufzeigen relevanter Habitatqualitäten und Überlebensengpässen für (Ziel-)Arten,
 - die Darstellung negativer Entwicklungstendenzen, entweder durch anthropogene Einflußnahme oder natürliche Sukzession,
 - Effizienzkontrolle der eingeleiteten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen.

3.1 Räumliche Diversität

Exemplarisch soll die Bedeutung typischer Strukturen anhand der Wege, als im allgemeinen recht unscheinbaren Biotoperelementen der Heiden, verdeutlicht werden.

Vor allem unbefestigte Sandwege, die besonders in Hanglage sehr stark der Wassererosion ausgesetzt sind, stellen oft die einzigen chaotisch anmutenden Strukturelemente in einer ansonsten recht gleichförmigen, durch den Blütenaspekt der Besenheide geprägten Umgebung dar. Je nach Geländelage und Grad der Erosion weisen diese Wege Abbruchkanten verschiedener Exposition, unterschiedlich steile Böschungen, Aggregationen sortierter Korngrößen, mehr oder weniger verdichtete Bereiche, wechselfeuchte Mulden usw. auf. Durch die Vielzahl dargebotener Mikrohabitate auf kleinstem Raum kommt es zu Konzentrationen vieler Tiergruppen, die hier geeignete Lebensbedingungen oder zumindest Teilhabitate finden (Nistplatz, Sonnenplatz, Reviermarke). Dazu zählen besonders *Hymenoptera* (v.a. *Pompilidae*, *Sphaecoidea*, *Halictidae* und *Adrenidae*), *Cicindelidae* (*Cicindela hybrida*, *C. campestris*), *Myrmeleoni-*

dae, aber auch Wirbeltiere, wie z. B. in Norddeutschland die Zauneidechse. Damit übernehmen die erodierten Wege Funktionen ehemals verbreiteter Elemente, wie Offen-Sand-Bereiche, Binnendünen, Abbruchkanten etc., und sichern so den Bestand bedrohter Arten, die, als Spezialisten, auf diese Extremlebensräume angewiesen sind. Leider ist diese Funktion bislang häufig übersehen worden, und so waren diese Wege oft das erste, was bei „biotoppflegenden“ Maßnahmen (im Sinne der Freizeit- und Erholungslenkung) „sanitert“ wurden (vgl. Krüger-Hellwig 1992).

Ähnlich verhält es sich mit den größeren, gut ausgebauten Hauptwanderwegen in den Heideflächen. Bedingt durch Baumaßnahmen (Bodenverdichtung, Aufbringen von Fremdboden) und ständige Belastung (Vertritt, Eutrophierung) hat sich entlang der Wege eine abweichende Vegetation eingestellt, die als kilometerlanger, oft nur wenige Dezimeter breiter Streifen die Wege begleitet. Als floristisch und vegetationskundlich uninteressant (artenarme Borstgras- und Drahtschmielenrasen) werden diese Streifen nicht beachtet bzw. im Sinne einer Erfassung „guter“ Bestände bewußt ausgelassen (vgl. Fründ et al. 1994). Gerade diese Bestände wären im Untersuchungsgebiet jedoch die einzigen Standorte zweier in Hamburg bedrohter Heuschreckenarten (*Stenobothrus lineatus*, *Omocestus haemorrhoidalis*). Ebenso dienen die Brombeersträucher in diesen Wegrändern als attraktive Sammlungspunkte für viele Bläulinge, die nur hier in größerer Menge auftreten.

Die Fehlerquelle bei Erhebungen und Interpretationen liegt nun in der Fehleinschätzung der Bedeutung dieser Strukturen. Werden die Erhebungen (sachkundige Erfassung selbstverständlich vorausgesetzt!) entlang der Wege vorgenommen und auf die Gesamtfläche übertragen, entstehen Fehler in der Einschätzung der tatsächlichen Populationsgrößen. Auch wesentliche Habitateigenschaften, die nur auf den Wegen vorhanden sind (Überlebensengpässe), können nicht erkannt werden. Meidet der Bearbeiter indes die Wege, als „biotopfremde“ und „gestörte, inhomogene“ Strukturen, werden einige Arten nicht erfaßt. Diese Interpretationsschwierigkeiten, die auf

derartiger räumlicher Diversität beruhen, könnten noch an weiteren Beispielen belegt werden (z. B. Einzelbäume, Baumgruppen, Feuchtmulden etc.).

3.2 Zeitliche Diversität

Weniger augenfällig als die räumlich-strukturelle ist die zeitliche Ebene der Landschaftsdiversität. Zeitliche Variabilität ist eine Eigenart aller Ökosysteme, die sich durch die begrenzte Auffassungsgabe des Menschen zumeist seiner Erkenntnis und Voraussage entzieht. Zwei Komponenten der Veränderlichkeit will ich kurz anreißen: während die *Sukzession* einen mehr oder weniger langfristigen Vorgang der Veränderung aller Lebensräume darstellt, betont ein *etho-ökologischer Funktionswechsel* innerhalb eines Jahres mehr den räumlich-zeitlichen, jährlich wiederkehrenden Aspekt der Raumgliederung.

Die Sukzession der Heiden ist inzwischen ein recht gut bekanntes, allerdings in verschiedenen Naturräumen variierendes Phänomen (z. B. *Gimingham* 1972). Abbildung 2 zeigt den Verlauf der Heide-Sukzession im Untersuchungsgebiet, aus dem erst durch anthropogene Eingriffe ein zyklischer Vorgang wird.

Besonders die Optimal-Phase einer dichten, blütenreichen *Calluna*-Heide war das Ziel vieler pflegerischer Maßnahmen. Daß dieses vorübergehende Stadium aber nicht gleichzeitig die optimalen Lebensbedingungen für viele Heidebewohner bieten kann, zeigt Abbildung 3 für einige typische Heidearten. Auf die abweichenden Habitatpräferenzen weiterer Tiergruppen (Offen-Sand, Besonnung) wurde vorher schon, bei den Wegen, hingewiesen.

Inzwischen ist die zeitliche Dynamik aller Ökosysteme erkannt worden, und die Forderung nach einer Einbeziehung dieser Kenntnisse in eine naturgerechte Naturschutzplanung (z. B. *Fanta* 1992) hat zu einem Wandel der Pflegeziele hin zu mehr Variabilität und abwechslungsreichen Lebensräumen geführt.

Auch der etho-ökologische Funktionswechsel von Habitatstrukturen ist inzwischen erkannt und für einzelne Arten beschrieben worden. Z. B. ist die Bedeutung der Laichgewässer für die Erdkröten im Frühjahr offensichtlich, im Sommer hingegen sind sie für die er-

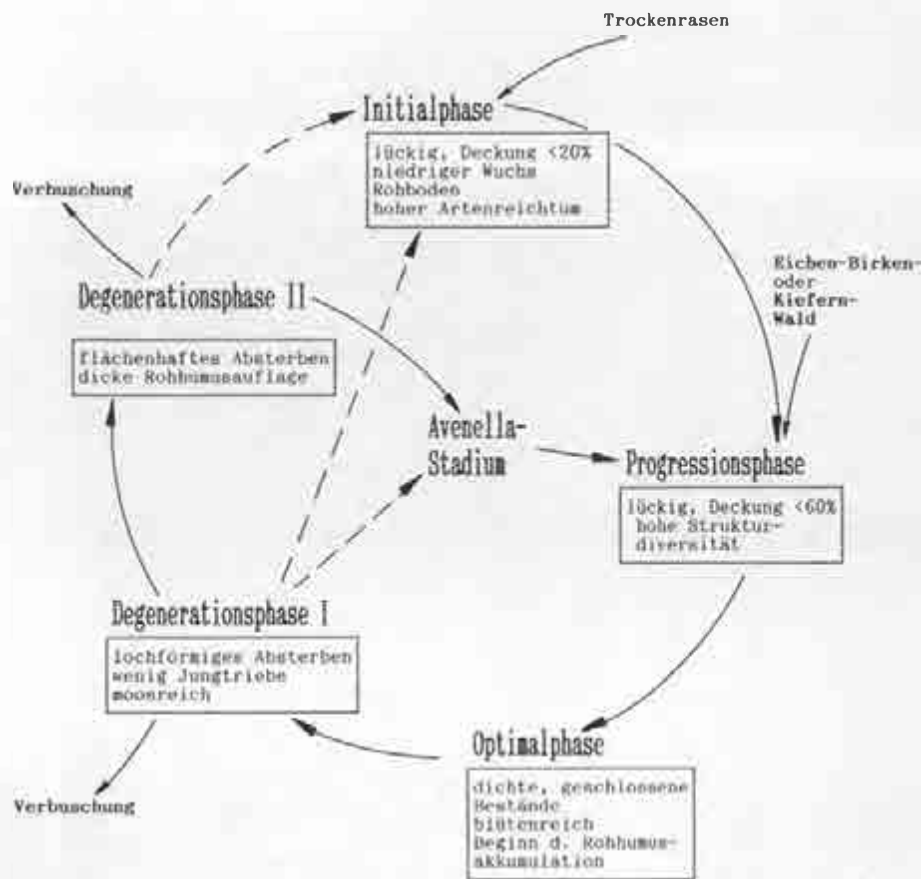


Abb. 2. Mögliche Sukzessionswege und wichtige Strukturmerkmale in nordwestdeutschen Heiden
--- anthropogen bedingte Sukzession
— natürliche Sukzessionswege

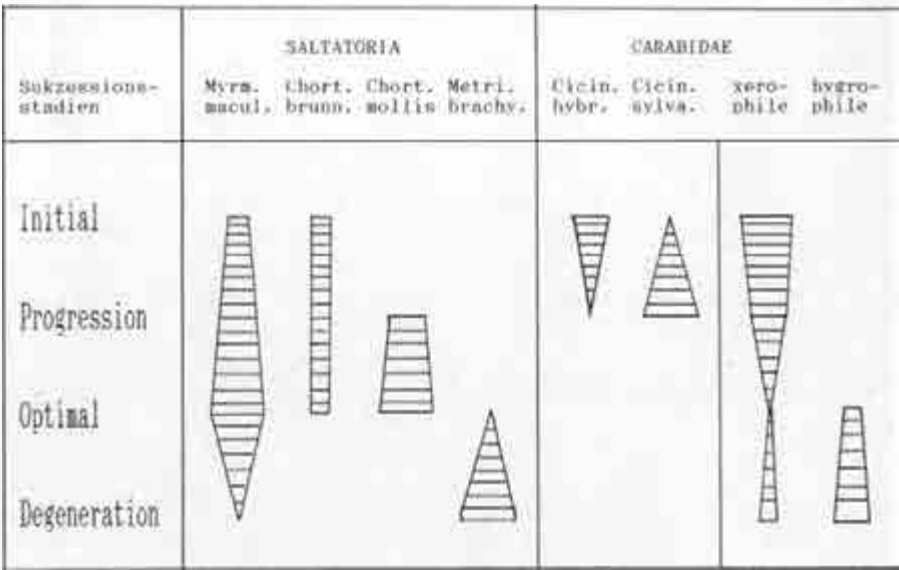


Abb. 3. Relative Abundanzen ausgewählter Arten und Artengruppen in verschiedenen Heidesukzessionsstadien: Myrm.macul. = Myrmeleotettix maculatus, Chort.brunn. = Chorthippus brunneus, Chort.mollis = Chorthippus mollis, Metri.brachy. = Metrioptera brachyptera, Cicin. hybr. = Cicindela hybrida, Cicin.sylva. = Cicindela sylvatica

wachsenen Lurche ohne Belang. Weitere Beispiele finden sich z.B. bei Riecken (1991).

Aus der zeitlichen Dynamik (und damit wechselnden Habitategenschaften und -bedeutungen) ergibt sich die Forderung nach angemessener Berücksichtigung sich ändernder Funktionen einzelnen Habitatstrukturen, was selbstverständlich die Disposition der Landschaft zu Gestaltungs- und „Verbesserungsmaßnahmen“ wesentlich einschränkt. Dies gilt nicht nur im Rahmen von UVS, sondern auch in Naturschutzplanungen (Pflege- und Entwicklungsplänen, Biotopmanagement, Biotopgestaltung), die häufig genug bislang rein vegetationskundlich orientiert waren.

3.3 Klimatische Diversität

Weitere Einschränkungen der freien Verfügbarkeit der Landschaft bzw. der Austauschbarkeit von Landschafts- und Biotopelementen bei einer offensiven, gestalterischen Landschaftsplanung ergeben sich durch lokalklimatische Besonderheiten. Selbst kleinräumig können auf nur wenigen m² gravierende Abweichungen des Lokalklimas auftreten, die zu erheblichen Abänderungen der Vegetationsstrukturen und -einheiten führen. Leider werden sie mit den herkömmlich angewandten Methoden (Biotopkartierung, Vegetationsaufnahmen „guter“ Einheiten) nicht entdeckt. Abhilfe könnten nur parzellenscharfe Erfassung und mikroklimatische Messungen bringen. Beispielsweise beruht diese mikroklimatische Diversität im Gebiet der Fischbeker Heide besonders auf der ausgeprägten orographischen Bewegtheit des eiszeitlichen Untergrundes. Relativ steile Hänge und tief eingeschnittene Kerbtäler in Ost-West-Richtung prägen dort das Landschaftsbild. Abhängig von der Windrichtung entstehen so intensive Abregnungshänge am Leehang, ebenso aber auch, abhängig vom Sonnenstand, unterschiedliche Sonnenexpositionen und gar Kaltluftentstehungsgebiete in den Kerbtälern. Dies führt zu deutlichen Vegetationsunterschieden, z. B. treten vermehrt Blaubeeren in den Heideflächen der Hänge und Hangfüße auf, wenn auch, nach klassischer Lehrmeinung, immer noch die gleiche Assoziation vorherrscht. Natürlich führen diese gravierenden Änderungen der

Vegetationsstrukturen und mikroklimatischen Bedingungen auch zu vollkommen verschiedenen tierischen Zönosen, was hier nur am Beispiel der Heuschrecken mit dem Auftreten der feuchtigkeitsliebenden Kurzflügigen Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) und dem Fehlen der typischen xerophilen Arten demonstriert werden kann.

Lokalklimatische Faktoren können aber auch zur Ausbildung von Arealgrenzen einzelner Arten in kleineren Landschaftsausschnitten führen, wenn diese auf extreme klimatische Jahre angewiesen bleiben (Hellwig 1991).

4. Schlußfolgerungen

Als Folgerungen, oder sollte ich sie lieber Forderungen nennen, bleiben nach diesen kurzen Beispielen zu nennen, und zwar nicht nur für naturschutzrelevante Planungen, sondern auch für Umweltverträglichkeitsuntersuchungen, Landschaftspläne etc:

■ Es müssen die speziellen, auch zeitlich wechselnden Funktionen einzelner Strukturen im Landschaftshaushalt erkannt, erfaßt und bewertet werden.

■ Allgemein gehaltene Rundumschläge und Kartierungen in ungeeignetem Maßstab können die Verteilung und Abhängigkeit einzelner, häufig genug wertgebender Arten nicht darstellen und daher auch keine geeigneten Instrumente zu ihrem Erhalt oder wenigstens Schonung bereitstellen.

■ Besonders in Schutzgebieten sollten die Erhebungen mit einem sehr breiten Ansatz erfolgen, um rechtzeitig Verän-

derungen erkennen und zweckgerichtet handeln zu können.

■ Weiterhin wäre aus der Sicht der Gutachter zu wünschen, daß Aufträge schon so frühzeitig vergeben würden, daß der erfahrene Bearbeiter in Vorexkursionen schon wichtige Strukturen erkennen und daraufhin seine Arbeit besser, d.h. effektiver planen kann.

Literatur

- Fanta, J., 1992: Spontane Waldentwicklung auf diluvialen Sandböden und ihre Bedeutung für den Naturschutz. – NNA-Ber. 5, 1, 23–27.
- Finck, D., et al., 1992: Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. – Natur und Landschaft 67, 7/8, 329–340.
- Fründ, H.-C., et al., 1994: Qualitätsanforderungen an die Datenerhebung für biologische Fachbeiträge. – NNA-Ber. 7 (in diesem Heft).
- Gimingham, C. H., 1972: Ecology of heathlands. – London.
- Hellwig, U., 1991: Untersuchungen zur Arealbildung des Wacholder (*Juniperus communis* L.) in Nordwestdeutschland. – Ber. naturhist. Ges. Hannover 133, 159–171.
- Hellwig, U.; Krüger-Hellwig, L., 1992: Bestandskartierung Fischbeker Heide, Teil 1. – Unveröff. Gutachten i. A. Umweltbehörde, Hamburg. 69 S.
- Kreeb, K. H., 1983: Vegetationskunde. – Stuttgart: Ulmer. 331 S.
- Krüger-Hellwig, L., 1992: Gefahr für die Zauneidechse auf Wanderwegen. – Natur u. Landschaft 67, 440.
- Lamprecht, H., 1990: Möglichkeiten für die Erhebung und Einbeziehung tierökologischer Daten im Rahmen von Planungen sowie Anforderungen an deren planungsverwertbare Aufbereitung und Darstellung aus der Sicht der Planung im Bereich von Schutzgebietsplanungen. – Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32, 67–74. Bonn-Bad Godesberg.
- Lamprecht, H., 1983: Pflegeplan Fischbeker Heide. – Unveröff. Gutachten i. A. BBNU, Hamburg. 43 S.
- Mühlenberg, M., 1993: Freilandökologie. 3. überarb. Aufl. – Quelle u. Meyer, Heidelberg, Wiesbaden. 512 S.
- Riecken, U., 1992: Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen. – Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 36. Bonn-Bad Godesberg. 187 S.
- Riecken, U., 1991: Probleme der Raumgliederung aus tierökologischer Sicht. – LÖLF-Mitt. 4/91, 37–43.
- Riecken, U., 1990: Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikation durch Tierarten und Tierartengruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungen. – Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32, 9–26. Bonn-Bad Godesberg.

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Biol. Ulrich Hellwig
IfAUM-Institut für Angewandte
Umweltbiologie und Monitoring GbR
Königstraße 11 · 21244 Buchholz i. d. N.

Aufbereitung und Darstellung biologischer Daten für die Umweltverträglichkeitsprüfung und die Landschaftsplanung

von Christoph Knop

1. Begriffsdefinitionen

Die *Umweltverträglichkeitsprüfung* (UVP) ist ein Vorsorgeinstrument gegen Beeinträchtigungen des Menschen und seiner Umwelt durch menschliches Handeln und soll eine umfassende Abschätzung der Folgen von Maßnahmen für die Schutzgüter ermöglichen. Artikel 1 § 2 Abs. 1 des Gesetzes zur Umsetzung der Richtlinie des Rates vom 27. 6. 1985 über die Umweltverträglichkeitsprüfung vom 12. 2. 1990 (UVPG) legt daher fest, daß eine UVP die Ermittlung, Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen eines Vorhabens auf Menschen, Tiere und Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima und Landschaft, einschließlich der jeweiligen Wechselwirkungen, umfaßt.

Landschaftsplanung verfolgt das Ziel und unterliegt dem gesetzlichen Auftrag, die Erfordernisse und Maßnahmen zur Verwirklichung der Zielvorstellungen des Naturschutzes und der Landschaftspflege darzustellen. Hierbei geht es generell um den Schutz, die Pflege und die Entwicklung der natürlichen Lebensgrundlagen nicht nur des Menschen, sondern gleichermaßen der Pflanzen- und Tierarten (vgl. §§ 1 und 2 BNatSchG). Dem Biotop- und Artenschutz kommt also in der Landschaftsplanung eine herausragende Bedeutung zu.

Im weiteren Sinne ist Landschaftsplanung als Oberbegriff für alle raumbezogenen Planungsinstrumente zur Verwirklichung der Ziele von Naturschutz und Landschaftspflege in besiedelter und unbesiedelter Landschaft zu verstehen. Sie umfaßt daher nicht nur die in den §§ 4–6 NNatG bzw. in den Naturschutzgesetzen der anderen Länder in ähnlicher Form geregelte dreistufige räumliche Gesamtplanung (Landschaftsprogramm, Landschaftsrahmenplan, Landschafts-/Grünordnungsplan), sondern auch die Planungsbeiträge des

Naturschutzes zu genehmigungspflichtigen Eingriffen (landschaftspflegerische Begleitpläne) sowie die sektoralen Fachplanungen des Naturschutzes (Schutzgebietskonzeptionen, Pflege- und Entwicklungspläne für Naturschutzgebiete).

2. Rechtsverbindlichkeit und Zusammenwirken von Landschaftsplanung und Umweltverträglichkeitsstudie

Die Art der Aufbereitung und Darstellung biologischer Daten für die Landschaftsplanung und die UVP muß sich notwendigerweise auf den Zweck der einzelnen Planungstypen ausrichten. Von Bedeutung sind in diesem Zusammenhang vor allem deren Verbindlichkeitsgrad und die Art und Weise der Umsetzung.

Landschaftsprogramm und Landschaftsrahmenplan haben in Niedersachsen gutachterlichen Charakter. Raumbedeutsame Erfordernisse und Maßnahmen werden nach Abwägung in den Raumordnungsprogrammen berücksichtigt. Planerische Vorgaben des Landschafts- und Grünordnungsplans werden nach Übernahme in den Flächennutzungs- bzw. Bebauungsplan verbindlich. Der Landschaftspflegerische Begleitplan hingegen ist Bestandteil des jeweiligen Fachplans, durchläuft das Planfeststellungsverfahren und erhält dadurch Rechtsverbindlichkeit.

Die Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) als fachliche Grundlage der UVP hat gutachterliche Funktion. Sie analysiert und bewertet die Betroffenheit der natürlichen Lebensgrundlagen und dient der ökologischen Folgeabschätzung bestimmter umwelterheblicher Vorhaben, für die nach geltendem Recht eine UVP durchzuführen ist (vgl. Anlage 1 UVPG).

Neben der Eigenständigkeit und Zweckbestimmung der einzelnen Pla-

nungstypen sind aber auch deren Wechselbeziehungen, z.B. zwischen der dreistufigen Landschaftsplanung und der UVP, zu berücksichtigen. So sieht der Grundlagenteil von Landschaftsplänen und Landschaftsrahmenplänen eine Analyse des Naturhaushalts und eine Bewertung (Landschaftsdiagnose), auch in Hinblick auf aktuelle Schäden und potentielle Eingriffe, vor. Die UVP enthält neben einer Analyse und Bewertung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts in seinem Zustand und seiner nutzungsbedingten Vorbelastung eine Darstellung und Beurteilung der Auswirkungen von potentiellen Eingriffen auf den Naturhaushalt und den Menschen. Hier können also Landschaftsplan und -rahmenplan Vorarbeiten leisten und auswertbare Ergebnisse bereitstellen (*Deutscher Rat für Landespflege* 1988). Ebenso ist eine fachliche Verzahnung und gegenseitige Ergänzung zwischen UVP und landschaftspflegerischen Begleitplänen im Rahmen der Eingriffsregelung vorteilhaft.

Biologische Daten sind also nach Möglichkeit so aufzubereiten und darzustellen, daß sie auch von anderen Planungstypen übernommen werden können.

3. Biologische Fachbeiträge und ihre planerische Umsetzung – Defizite und Ursachen

Aufgrund ihres umfassenden Ansatzes ist für die UVP sowie jede Form von Landschaftsplanung eine möglichst breite und detaillierte Kenntnis des Naturhaushalts erforderlich. Dies bedeutet z.B., daß auch zoologisch bedeutsame Flächen wie Klein- oder Saumstrukturen, Waldlichtungen, Altholz- oder Altgrasbestände zu erfassen sind, die bei Vegetationskartierungen oft kaum berücksichtigt werden, deren Bedeutung für bestimmte Tierartengruppen aber nur durch Erhebung vor Ort ermittelt werden kann. Ebenso reicht es nicht aus, in einem naturnahen Wald die Vegetation nach pflanzensoziologischen Einheiten zu typisieren und diesen bestimmte Tierarten zuzuordnen. Es sind zusätzlich die für die einzelnen Vertikalzonen typischen Tiergruppen auszuwählen und im Sinne einer zooökologischen Betrachtungsweise zu differenzieren (*Zucchi* 1990). Einschlägige

Untersuchungen, z. B. von *Schlumprecht* und *Völkl* (1992), zeigen, daß sich die botanische und die zoologische Bedeutung von Lebensräumen in der Mehrzahl der Fälle erheblich unterscheiden.

3.1 Defizite

Trotz dieser Anforderungen konzentrieren sich biologische Bestandsaufnahmen für die Landschaftsplanung, dies gilt insbesondere für die dreistufige Gesamtplanung, aber auch für die landschaftspflegerische Begleitplanung, und für die UVS, nach wie vor sehr stark auf die Erfassung und räumliche Abgrenzung von Pflanzengesellschaften. Planungen auf der Grundlage zusätzlicher problemorientierter faunistisch-tierökologischer Erfassungen sind hingegen Mangelware.

So ergab die Sichtung aktueller Landschaftsrahmenpläne z. T. erhebliche Defizite im faunistisch-tierökologischen Bereich, insbesondere dann, wenn Landkreise die Planung in Eigenregie erstellten, was für die Mehrzahl der ausgewerteten Pläne zutrifft. So werden faunistische Artenlisten pauschal für das gesamte Kreisgebiet wiedergegeben, was ihren planerischen Wert wesentlich verringert. Die zu erfassenden Tierarten werden augenscheinlich nach dem Zufallsprinzip ausgewählt. Eine Typisierung von Lebensräumen nach tierökologischen Merkmalen findet nur ausnahmsweise statt. Sogenannte Ökosystemtypen werden nach rein vegetationskundlichen Merkmalen charakterisiert und abgegrenzt. Empfehlungen von Maßnahmen des Artenschutzes beschränken sich meist auf wenige öffentlichkeitswirksame Arten wie Weißstorch oder Fischotter. Auffällig oft beschränken sich Landschaftsrahmenpläne auf programmatische und pauschalisierende Aussagen.

Soweit die Kritikpunkte zu den Landschaftsrahmenplänen. Ähnliches gilt für die Landschafts- und Grünordnungspläne, wobei deren Maßstabsebene (1:5000) grundsätzlich für eine Darstellung tierökologischer Sachverhalte geeignet wäre.

Auch eine kritische Sichtung von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgebiete ergibt teilweise erhebliche Mängel bereits bei der Datenerhebung, insbesondere bei Erhebun-

gen über Wirbellose. Werden derartige Ermittlungen nicht von ausgebildeten Spezialisten, sondern von unzureichend vorgebildetem Personal übernommen, das sich auch bei kritischen Gruppen mit unzureichenden Bestimmungsschlüsseln begnügt und nicht in der Lage ist, die Grenzen der Sekundärliteratur zu erkennen, sind Fehlbestimmungen vorprogrammiert.

Die von Planern oft ausschließlich gestellte Frage nach dem Vorhandensein naturnaher Lebensräume und der Abgrenzbarkeit gegen Nutzungen ist zur Erfüllung der gesetzlichen Zielvorstellungen unzureichend. Sie muß unbedingt um die Frage ergänzt werden, welche Landschaftsqualitäten (z. B. Ungestörtheit, Alter, Flächengröße) in einem bestimmten Raum für lebensfähige Biozönosen erhalten bleiben sollen. Die planerische Selbstbeschränkung auf abgrenzbare Flächen führt oft dazu, daß naturnahe Flächen zwar von der Planung ausgegrenzt werden, ihnen aber die notwendigen abiotischen, biotischen oder Raum-Qualitäten verlorengehen (*Michaelis* 1990). Ebenso ist es wenig hilfreich, in der Landschaftsplanung Schutzmaßnahmen für ein naturnahes Fließgewässer zu fordern, ohne die Nebengewässer konzeptionell einzubeziehen. Wenn diese Feststellung auch trivial klingen mag, so sind diese Zusammenhänge noch lange nicht planerisches Allgemeingut.

Eng damit verbunden ist die Tatsache, daß Raumabgrenzungen zoologischer Planungsbeiträge, insbesondere für Landschaftspflegerische Begleitpläne oder Umweltverträglichkeitsstudien, sich oft auf die durch die Planung festgelegten Grenzen und Vorgaben konzentrieren müssen. Sie beachten damit nicht oder nicht ausreichend die Nutzung von Landschaftsteilen durch Tiere anderer, außerhalb des eigentlichen Planungsgebietes liegender Habitate bzw. umgekehrt die Nutzung anderer, außerhalb der Planung liegender Landschaftsteile durch im Plangebiet lebende Populationen. Beispiele für raumübergreifende Funktionszusammenhänge sind Wandergebiete von Amphibien, saisonale Teilnutzungen durch Vögel in der Zugzeit oder bei der Überwinterung, Verbindungen zwischen Nist- und Nahrungsflächen oder das Aufsuchen von Wechselwirten durch phytophage und entomophag Spezialisten.

Wenn die faunistische Datenquelle von Landschafts- und Landschaftsrahmenplänen schließlich, wie häufig festzustellen, weitestgehend auf die Ergebnisse der landesweiten Biotopkartierungen (Erfassung der landesweit für den Naturschutz wertvollen Bereiche) reduziert wird, so führt dies zwar zu räumlich abgrenzbaren Aussagen. Jedoch ist der Informationswert landesweiter Erfassungen für den Einzelfall i. d. R. unzureichend, da oft nur faunistische Zufallsbeobachtungen leicht erfaßbarer Artengruppen genannt werden. Außerdem erfolgt die Definition der kartierten Biotoptypen anhand vegetationstypologischer Kriterien.

Der Forderung, Artengruppen mit Indikatorfunktion zu erfassen, um aus deren mehr oder weniger bekannten ökologischen Ansprüchen auf konkrete Lebensraumsituationen zu schließen, Veränderungen ökologischer Parameter zu erkennen und zu bilanzieren, wird in letzter Zeit in einer zunehmenden Anzahl von Publikationen Nachdruck verliehen, auch wenn es an ausgearbeiteten Indikationsverfahren aufgrund erheblicher Forschungsdefizite nach wie vor mangelt. Zweifellos ist der Einsatz standardisierter Verfahren dringend notwendig, um die Bewertung der Landschaft und ihrer Einzelkomponenten auch aus tierökologischer Sicht zu ermöglichen und operabel zu machen.

Zwischen diesem Anspruch und der Praxis klaffen aber noch gewaltige Lücken. Maßgebend für die Artenauswahl, insbesondere in der landschaftspflegerischen Begleitplanung, aber auch in der Pflege- und Entwicklungsplanung für Naturschutzgebiete sind oft nicht die Indikatorfunktion bestimmter Artengruppen, sondern die Leistungsfähigkeit, -kapazität und personelle Ausstattung der zur Verfügung stehenden Planungsbüros sowie nicht zuletzt finanzielle Aspekte.

3.2 Ursachen

Die nach wie vor angeführte Begründung für die Vernachlässigung faunistischer Untersuchungen, die für die Fauna wichtigen, planungsrelevanten Parameter seien allein durch eine Kartierung von Biotopstrukturen und/oder pflanzensoziologischen Aufnahmen mit erfaßt, zeugt entweder von fehlendem ökologischen Verständnis seitens

der Auftraggeber oder von deren Abneigung, sich mit der komplexen Materie auseinandersetzen zu müssen. Teilweise ist sie aber auch nichts weiter als eine Ausrede für Mittelknappheit. Auch die zur Verfügung stehenden begrenzten Bearbeitungszeiträume spielen eine nicht unerhebliche Rolle. Häufig stellen die Ausschreibungen aufgrund zu knapper Terminsetzungen und Finanzmittel ausreichende Datenerhebungen als Voraussetzung für qualifizierte biologische Beiträge von vornherein in Frage. Auch berufsständische Gründe können eine Rolle spielen (Zucchi 1990).

Ein wesentlicher Grund für die Zurückhaltung der Landschaftsplanung auf zoologischem Gebiet ist vor allem darin zu suchen, daß in die Raumordnungsprogramme und Bauleitpläne nur raumbezogene, möglichst flächenscharf abgrenzbare Aussagen integrierbar sind. Auch die Ergebnisse der landschaftspflegerischen Begleitplanung, der UVS sowie Bestandsaufnahmen für die Pflege- und Entwicklungsplanung von NSG müssen räumlich konkretisiert werden. Es besteht daher grundsätzlich die Aufgabe, aus den Ergebnisse biologischer Bestandsaufnahmen raumbezogene Aussagen abzuleiten. Für Pflanzenarten und -gesellschaften sind Lebensraumabgrenzungen vergleichsweise leicht zu bewerkstelligen. Dies gilt zwar bedingt auch für einige Tierartengruppen mit enger Bindung an bestimmte Pflanzenbestände. Für die weitaus überwiegende Anzahl von Tierarten mit räumlich und/oder zeitlich variablen, nicht an pflanzensoziologisch definierte Raumeinheiten fixierten Lebensansprüchen (z.B. Wildbienen) ist diese Anforderung jedoch ungleich schwieriger zu erfüllen.

Eine weitere Ursache für die faunistisch-tierökologischen Defizite liegt in der mangelnden Verfügbarkeit aktueller und repräsentativer Grundlagendaten, die in dem für die Datenerhebung verfügbaren Zeitraum oft nicht ausgleichbar ist.

4. Bestandteile einer adäquaten Auswertung, Aufbereitung und Darstellung biologisch-ökologischer Daten

Aus den geschilderten Defiziten und deren Ursachen sind verschiedene An-

forderungen an biologische Beiträge und deren Aufbereitung für die Planung abzuleiten. Wie bereits ausgeführt, muß es vorrangige Aufgabe jeder biologischen Untersuchung im Rahmen der Landschaftsplanung sein, aus den Ergebnissen raumbezogene Aussagen abzuleiten. Geschieht dies nicht, so sind die Untersuchungen planerisch kaum umsetzbar und damit nahezu wertlos. Hinzu kommt, daß die Planer mit ablehnender Haltung gegenüber tierökologischen Untersuchungen in ihrer Auffassung weiter bestärkt werden, was unter allen Umständen vermieden werden muß, soll der Forderung nach verstärkter Berücksichtigung tierökologischer Zusammenhänge in der Landschaftsplanung Gewicht verliehen werden. In jedem Fall hat also eine planungsverwertbare Datenaufbereitung, -interpretation und Darstellung zu erfolgen.

Ein Hauptproblem jeder Aufbereitung ökologischer Daten für die Planung besteht darin, das vorhandene Datenmaterial auf planungsrelevante Größen zu reduzieren und zu verdichten, ohne daß wichtige ökologische Informationen verfälscht werden oder verlorengehen. Schematische Bewertungsverfahren, z.B. Rote Listen oder Punktesysteme, werden zwar von den Planern i.d.R. begierig aufgegriffen. Sie sind jedoch unzureichend, wenn sie, wie so oft, in unflexibler und stark vereinfachender Weise zur Anwendung kommen. Auch eine Beschränkung der fachlichen Aussage auf die Komplexität ökosystemarer Wechselbeziehungen ist planerisch kaum anwendbar.

Aufgabe eines naturschutzorientierten Fachbeitrags muß es sein, den Zustand der Biozönosen festzustellen und die Bedingungen des aktuellen biozönologischen Zustands zu erkennen (Michaelis 1990), d.h. es müssen die wesentlichen Faktoren identifiziert werden, die für diese Situation verantwortlich sind (z.B. Kleinklima, Wasserqualität, arealkundliche Aspekte, Bewirtschaftungsformen). Im Anschluß an die Arterfassung muß eine umfassende Charakterisierung und Kategorisierung des Artenspektrums nach Anspruchstypen erfolgen.

In die Analyse und Bewertung sollten nicht nur, wie häufig zu beobachten, die seltenen Arten einbezogen werden, sondern vor allem auch die

häufigeren typischen, z.T. auch besser untersuchten Arten. Insbesondere sollten verschiedene Artengruppen mit unterschiedlichen Raumansprüchen und Stellungen im trophischen System Verwendung finden, um eine möglichst umfassende Aussagenbreite und eine Minimierung der Einflüsse zufälliger Einzelfunde zu erreichen.

Zoologische Bestandsaufnahmen im Rahmen der Landschaftsplanung und ihre Auswertung sollten auf Tiergruppen konzentriert werden, die Zeigerarten verschiedener Anspruchstypen für lebensraumtypische ökologische Rahmenbedingungen und für Beeinträchtigungen enthalten. Die auszuwählenden Tierartengruppen müssen unbedingt Informationen vermitteln, die durch vegetationskundliche oder abiotische Untersuchungen nicht oder aufwendiger zu erfassen sind. Es darf also beispielsweise nicht allein Aufgabe einer Laufkäfererfassung sein, die Wasserversorgung einer Fläche zu ermitteln. Der vergleichsweise hohe Zeitaufwand für die Erfassung und Bestimmung von Wirbellosen ist nur zu rechtfertigen, wenn auf diesem Wege wichtige und anders nicht oder nur noch aufwendiger zu erhaltende Informationen gewonnen werden können.

Während Planungen auf höherer Ebene vor allem Bioindikatoren mit großem Flächenbedarf einzusetzen haben, sollten Planungen niedriger Ebene darüber hinaus Tierarten und Indikatoren verwenden, die in der Lage sind, eng umgrenzte Standortbedingungen abzubilden.

Die reine Erfassungszeit sollte eine Vegetationsperiode, bei Tierarten mit jahreszeitlich unterschiedlicher Raumnutzung ein Jahr nicht unterschreiten.

Durch die Zuordnung von Arten zu definierten Anspruchstypen lassen sich Flächen differenziert beschreiben, einordnen und beurteilen. Vergleiche und Bewertungen werden durchführbar und Empfindlichkeiten abschätzbar. Durch Ermittlung von Teillebensräumen können funktionale Beziehungsgefüge zwischen einzelnen Lebensräumen ermittelt und bilanziert werden.

Auf diesen Ergebnissen aufbauend, sind flächen- und lebensraumbezogene Aussagen zu treffen, Defizite aufzuzeigen und geeignete Maßnahmen zu empfehlen.

Tab. 1. Inhaltliche und qualitative Anforderungen an die Arbeitsschritte der Landschaftsplanung

ARBEITSSCHRITT	INHALT	ANFORDERUNG	BEWERTUNG		
			PEP	LRP	LBP
<u>Material, Methode</u>	Angabe der Erfassungsmethoden für Artengruppen (inkl. Quelle) und des Untersuchungszeitraums; Fehlerabschätzung		○	○	○
<u>Ermittlung der Grundlagendaten</u>	Erfassung vorhandener Daten		○	○	○
	Kartierung der Biotoptypen		●	●	●
	floristisch-vegetationskundliche Kartierung		●	●	●
	Erfassung ausgewählter Tierartengruppen	Problembezug	○	○	○
	flächenhafte Erfassung der Nutzungstypen		●	●	●
	Erfassung vorhandener Beeinträchtigungen		○	○	○
	Erfassung geplanter Beeinträchtigungen		-	-	○
<u>Auswertung, Bewertung</u>	Erarbeitung vollständiger flächenbezogener Artenlisten für ausgewählte Artengruppen		○	○	○
	Differenzierung von Vegetationseinheiten anhand pflanzensoziologischer Tabellen; Charakterisierung von Lebensräumen über mittlere Ellenberg'sche Zeigerwerte		●	●	●
	tabellarische Darstellung des floristischen und faunistischen Arteninventars mit wiss. und deutscher Artbezeichnung, Statusangaben, Gefährdung, Bodenständigkeit, Stetigkeit, ggf. Abundanz		●	○	○
	ökologische Charakterisierung der gefundenen Arten und Kategorisierung nach ökologischen Anspruchstypen; tabellarische Darstellung		○	○	○
	Beschreibung und Typisierung von Lebensräumen anhand dominierender ökologisch kategorisierter Tierartengruppen		○	○	○
	Darstellung räumlich-funktionaler Ansprüche für ausgewählte Tierartengruppen (z. B. Rast-, Nahrungs-, Fortpflanzungs- und Überwinterungshabitate)		○	○	○
	Bewertung der Biotoptypen und biozönotischen Funktionen im Ist-Zustand (Kriterien: Naturnähe, Vielfalt, Sellenheit, Empfindlichkeit, Belastbarkeit, Vollkommenheit, Repräsentanz, Regenerationsfähigkeit, Ersetzbarkeit, Schutzwürdigkeit)	Transparenz	○	○	○
	flächenmäßige Bilanzierung von Nutzungstypen, Zuordnung von Biototypen und Artengruppen	Flächenscharfe	●	○	○
	Darstellung von vorhandenen Beeinträchtigungen und Gefährdungen mit Auswirkungen auf Arten und Biozönosen		○	○	○
	Kennzeichnung von Wissenslücken, die umfassende Bewertungen verhindern		○	○	○
	Darstellung und Bewertung geplanter Eingriffe und der Beeinträchtigung von Arten und Biozönosen (z. B. Wirkungsmatrix)	Flächenscharfe	-	-	○
<u>Leitbild, Zielkonzept</u>	Analyse, Diskussion und Lösung von Konflikten, die sich aus unterschiedlichen Zielen des Arten- und Biotopschutzes ergeben, über wertbestimmende Arten bzw. Anspruchstypen	Transparenz	○	○	-
	Entwicklung eines Leitbildes; Ableitung von Zielaussagen des Biotop- und Artenschutzes	Transparenz	○	○	-
	Erarbeitung und räumliche Konkretisierung von Pflege- und Entwicklungszielen		○	○	-
<u>Planaussagen</u>	Abgrenzung von schutzwürdigen Flächen; Differenzierung von Kern-, Rand- und Pufferzonen	Parzellenscharfe	○	○	-
	Abgrenzung von "Tabuflächen", die nicht wiederherstellbar bzw. nicht ersetzbar sind	Parzellenscharfe	-	-	○
	Empfehlungen zur Minimierung von Beeinträchtigungen durch Eingriffe (z. B. Terminierung von Baumaßnahmen)		-	-	○
	Bewertung/Abschätzung der Möglichkeiten und Grenzen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen		-	-	○
<u>Maßnahmenkonzept</u>	Entwicklung eines zielorientierten und pragmatischen Maßnahmenkonzepts mit kartenmäßiger Darstellung	Parzellenscharfe	●	○	○
	Bilanzierung des Untersuchungsbedarfs, z. B. hinsichtlich der Erfolgskontrolle von Maßnahmen		○	○	○
<u>Dokumentation</u>	Beifügung/Bereithalten von Rohdaten		○	○	○
	Dokumentation von Belegexemplaren für kritische Gruppen		●	○	?
	Fotodokumentation von Lebensräumen und ausgewählten Arten	hohe Qualität	●	○	○
	Literaturverzeichnis zum Untersuchungsraum		○	○	○
	Aufbereitung der Rohdaten für Informationssysteme		○	○	○
	Aufbereitung der Rohdaten für Artenerfassungsprogramme		●	○	?

PEP Pflege- und Entwicklungspläne für Naturschutzgebiete, LRP Landschaftsrahmenpläne, LBP Landschaftspflegerische Begleitpläne, UVS

● zufriedenstellend ○ teilweise Mängel ○ meist erhebliche Mängel ? Qualität nicht untersucht - entfällt

Für alle auf Nutzungsänderungen von Flächen ausgerichteten Planungen müssen die räumlich betroffenen Biozönosen in ihrer Zusammensetzung, Verbreitung und Empfindlichkeit und ggf. ihrer Ersetzbarkeit untersucht und bewertet werden. So kommt z.B. für Verkehrswegeplanungen der Bewertung der Zerschneidungswirkung besondere Bedeutung zu, welche für die betroffenen Arten zu differenzieren ist (z.B. Amphibien, Vögel). Mittels Bioindikatoren sollten Empfindlichkeitsabstufungen begründet werden, damit dem Ziel der Vermeidung von erheblichen Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes genügt werden kann.

Textliche Darstellungen biologischer Sachverhalte sind auf das Wesentliche zu beschränken; der Darstellung in Tabellenform ist grundsätzlich der Vorzug zu geben.

Insbesondere für Untersuchungen, deren Ergebnisse in die öffentliche Auslegung gehen, wie z.B. die UVS, ist besonderer Wert auf klare Lesbarkeit und Verständlichkeit zu legen. Text, Abbildungen und Karten müssen einen leichten Zugang ermöglichen und auch dem Laien verständlich sein.

Auf eine einwandfreie kartenmäßige Darstellung der Ergebnisse ist besonderer Wert zu legen. Als Kartiermaßstab kleinräumiger Untersuchungen geeignet ist die Deutsche Grundkarte 1:5000, weil sie eine verhältnismäßig genaue Abgrenzung von Vegetationseinheiten, Lebensräumen und Fundorten erlaubt. Quadrantenangaben der TK25 sind zwar für statistische Auswertungen geeignet, für die Landschaftsplanung aber nur sehr eingeschränkt verwendbar.

Diversitätsberechnungen sollten nicht überstrapaziert werden. Sie können zwar Hinweise liefern, sind aber bekanntermaßen in vielen Fällen für die Bewertung ungeeignet. Keinesfalls können sie die Beschreibung gebietspezifischer Lebensbedingungen und Besonderheiten ersetzen (Corsmann 1990).

Zusammenfassend sind die wesentlichen Bestandteile einer adäquaten Auswertung, Aufbereitung und Darstellung biologischer Daten zusammen-

gestellt (vgl. Tabelle). Die Aufstellung gliedert sich nach den in der Landschaftsplanung gängigen Planungsteilen und -schritten. Um nochmals die wesentlichen Defizite der Landschaftsplanung, v.a. im faunistisch-ökologischen Bereich, deutlich zu machen, werden die Ergebnisse einer Gesamtbewertung aktueller Pflege- und Entwicklungspläne für Naturschutzgebiete, Landschaftsrahmenpläne, Landschaftspflegerischer Begleitpläne und Umweltverträglichkeitsstudien gegenübergestellt.

5. Forderungen nach verbesserten Instrumentarien, Vorgaben und Richtlinien für die Ermittlung, Aufbereitung, Darstellung und weitere Verwertung biologischer Daten

Um ein einheitliches Vorgehen bei der Artenauswahl, der Ermittlung, Aufbereitung und Darstellung biologischer Fachdaten zu erreichen und die Vorgaben des Naturschutzrechtes und des UVP-Gesetzes zur erfüllen, sind dringend eingriffs- und planungstypenspezifische Richtlinien erforderlich, die für bestimmte Biotoptypen geeignete und zu erfassende Tiergruppen und tierartengruppenspezifische Erfassungs- und Bearbeitungsmethoden, Qualitätsstandards und Bearbeitungszeiträume festlegen, um eine Vergleichbarkeit von Untersuchungen zu gewährleisten (Zucchi 1990).

In diesem Zusammenhang sollte der Referentenentwurf einer Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des UVPG um Ausführungsbestimmungen über Standards für biologische Bestandsaufnahmen ergänzt werden.

Besonderer Bedarf an der Erarbeitung von Vorgaben und Richtlinien besteht auch für den Bereich der Informations- und Kommunikationstechnik, d.h. für die DV-gestützte Erfassung und Verarbeitung naturschutzrelevanter Daten. Für die schnelle Datenverfügbarkeit und den Datenaustausch unbedingt zu fordern ist der Aufbau eines planerisch aufbereiteten regionalisierten und laufend fortzuschreibenden Landschaftsinformationssystems. In vie-

len Planungen fällt die Darstellung zoologischer Inhalte knapper aus, als sie es mit vergleichbarem Aufwand sein könnte, da bereits vorhandene und z.T. sogar veröffentlichte Grunddaten und Kartierungen nicht genutzt werden. Diesem Mangel könnte begegnet werden, indem planungsrelevante Erfassungen in Form von raumbezogenen Bibliographien bzw. Datenbanken nutzbar gemacht werden.

Literatur

- Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 1991: Referentenentwurf einer allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung. Bonn.
- Corsmann, M., 1990: Möglichkeiten für die Erhebung und Einbeziehung ökologischer Daten im Rahmen von Eingriffsplanungen sowie Anforderungen an deren Aufbereitung und Darstellung. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 32, 45–53.
- Deutscher Rat für Landespflege, 1988: Zur Umweltverträglichkeitsprüfung. – Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, H. 56, 455–475.
- Michaelis, H., 1990: Kriterien für die Erarbeitung zoologischer Beiträge zur Landschaftsplanung – Ziele und Möglichkeiten. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 32, 85–98.
- Schlumprecht, H., Völkl, W., 1992: Der Erfassungsgrad zoologisch wertvoller Lebensräume bei vegetationskundlichen Kartierungen. – Natur und Landschaft 67, H. 1, 3–7.
- Zucchi, H., 1990: Gedanken zur Erstellung faunistisch-ökologischer Gutachten. – LÖLF-Mitteilungen, H. 3, 13–21.

Anschrift des Verfassers

Christoph Knop, Biologierat z.A.
Bezirksregierung Lüneburg
Auf der Hude 2
21339 Lüneburg

Bestandsaufnahme und Bewertung zum Unterhaltungsrahmenplan in Niedersachsen

von Joachim Bäter

In Niedersachsen gilt der Runderlaß des ML vom 16.1.1986 – Gewässerunterhaltung und Naturschutz und Landschaftspflege.

Der Erlaß definiert den Unterhaltungsrahmenplan als neues Planungsinstrument zum Abgleich von Naturschutz und Gewässerunterhaltung. Die Zuständigkeit für die Erstellung der Pläne liegt beim Unterhaltungspflichtigen. Bei der Erarbeitung werden Bestandsaufnahmen zu den Bereichen „Ökologie“, Wasserwirtschaft und Recht durchgeführt. In der Planungsphase sollen abgegliche naturverträgliche Unterhaltungsmaßnahmen für den Verband erarbeitet werden, die in Unterhaltungspläne umzusetzen sind.

Die Unterhaltungsrahmenpläne sollen für Gewässer I. und II. Ordnung erstellt werden. Für Gewässer III. Ordnung wird eine Aufstellungsempfehlung ausgesprochen.

An der Aufstellung wirkt die untere Naturschutzbehörde intensiv mit. Diese Mitwirkung erfolgt in zwei Phasen:

- I. Benennung der Gewässer, für die Unterhaltungsrahmenpläne erforderlich sind.
- II. Beteiligung an der Aufstellung des Planes.

Die beiden Mitwirkungsschritte erfordern biologische Bestandsaufnahmen. Die Bestandsaufnahmen für den Schritt I sind entweder zum Landschaftsrahmenplan bereits erfolgt und noch aktuell oder werden in Form eines Kurzuntersuchungsprogramms im Auftrag der unteren Naturschutzbehörde durchgeführt.

Die Bestandsaufnahme in der Phase II erfolgt durch den Unterhaltungspflichtigen (z.B. Unterhaltungsverband).

Die Intensität beider Bestandsaufnahmen differiert deutlich. Zur sachgerechten Durchführung ist die Definition von Mindeststandards erforderlich. Sie wurden von der unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Gifhorn erar-

beitet und im „Papier“ *Minimalforderungen des Naturschutzes an die Aufstellung von Unterhaltungsrahmenplänen* zusammengefaßt und landesweit an die Naturschutzbehörden verteilt.

Grundsätzliches

Unterhaltungsrahmenpläne werden in der Regel mit Verbandsbeiträgen der Mitglieder der Unterhaltungsverbände finanziert. Dies geht meist zu Lasten der laufenden Unterhaltungstätigkeit des Verbandes. Daraus resultieren meist äußerst knappe Finanzmittel.

Der Unterhaltungsrahmenplan ist ein Instrument des Abgleichs zwischen den Anforderungen des Naturschutzes und denen der Gewässerunterhaltung. Er ist eine Fachplanung des Verbandes und unterscheidet sich damit deutlich in der Zielsetzung von Naturschutz- oder Landschaftsplanungen.

Diese Vorgaben beeinflussen den Umfang und die Auswahl der Methoden der Bestandsaufnahmen. Für den biologischen Bereich ergeben sich daraus folgende Grundsätze:

- Beschränkung auf absolut notwendige Bestandsaufnahmen
- Begrenzung des Bestandsaufnahmeumfangs auf ein Minimum
- Durchführung der Bestandsaufnahme durch im *jeweiligen Naturraum* erfahrene Fachkräfte (z.B. Vegetationskundler, Limnologen)

I. Benennung wertvoller Gewässerstrecken

Die untere Naturschutzbehörde benennt die wertvollen Gewässer anhand eines aktuellen Landschaftsrahmenplanes, sofern die dazu durchgeführten Bestandsaufnahmen geeignet waren. Falls nein oder kein Rahmenplan vorliegt, erfolgt folgendes Kurzuntersuchungsprogramm.

Ziel ist die Benennung der wertvollen Gewässer, für die ein Unterhaltungsrahmenplan erforderlich ist.

Die Bestandsaufnahme ist deshalb hinsichtlich der Auswahl der zu untersuchenden Gruppen, der Untersuchungsintensität und des Untersuchungszeitraumes auf das absolute Minimum reduziert.

Kurzuntersuchungsprogramm zur Ermittlung der wertvollen Gewässer, für die Unterhaltungsrahmenpläne erstellt werden müssen

Die Arbeiten müssen von im *jeweiligen Naturraum* erfahrenen Fachkräften (Vegetationskundler und Limnologen) durchgeführt werden. Je verkürzter Methodik und Bestandsaufnahmeumfang, desto höher sind die Anforderungen an *Qualifikation* und *Kenntnisse im Naturraum* der jeweiligen Bearbeiter.

Grundsätzlich sind nur die Bereiche Vegetation und Limnofauna zu bearbeiten. Vorhandene Kenntnisse anderer Gruppen sind mit einzubeziehen, aber nicht mehr zu erheben.

a) Untersuchungsprogramm des Vegetationskundlers (Untersuchungszeitraum Juli)

- Wasservegetation
- Ufervegetation (in Stichworten)
- Gehölzbestand
- Gewässerstruktur

b) Untersuchungsprogramm des Limnologen (Untersuchungszeitraum März/April)

- Beispielhaftes Anlaufen mehrerer Strecken innerhalb eines Gewässers im Abstand von ca. 3–4 km
- Untersuchung des Makrobenthon größer 1 mm
- Kescherfang unter Berücksichtigung aller Kleinlebensräume (Ufervegetation und Gewässersohle)
- Grobbestimmung der Taxa mit bloßem Auge
- Groberfassung der Sohlstruktur
- Bei Bedarf Ermittlung folgender chemischer Parameter: pH-Wert, Leitfähigkeit, Ammoniumstickstoff

Es erfolgt eine Auswertung und Beschreibung der Untersuchungsergebnisse sowie eine Abstimmung mit der unteren Naturschutzbehörde. Sie benennt daraus die wertvollen Gewässerstrecken.

II. Datenerhebung für den „Bereich Ökologie“ des Unterhaltungsrahmenplanes

Die Bestandsaufnahme für den Bereich „Ökologie“ umfaßt eine Störstellenkartierung, eine Vegetationskartierung und eine Kartierung der terrestrischen und limnischen Fauna, begrenzt auf wenige aussagekräftige Gruppen.

Bei der Fauna erfolgt eine Beschränkung auf fließgewässertypische Arten bzw. Gruppen. Die Auswahl umfaßt:

- Eintags-, Köcher-, Steinfliegen,
- Fische.

Weitere Gruppen ohne aufwendige Methoden („Mitnahmedaten“):

- Amphibien,
- Reptilien,
- Eisvogel,
- Wasseramsel,
- Gebirgsstelze,
- Waldwasserläufer.

Methodik

Auswertung von Vorinformationen

- Sichtung vorhandener Daten
- Geschichte der Nutzung und Unterhaltung des zu untersuchenden Gewässers

Kartierung der Gewässermorphologie im gesamten Verlauf unter besonderer Berücksichtigung von Störgrößen

- Struktur der Sohle (Kiesbetten, Sandbänke, Baumwurzeln, Kolke, etc.)
- Struktur der Böschungen
- Bauwerke
- Drainagen
- Einleitungen
- Befestigungen
- Sonstiges

Vegetationskartierung

- Kartierung durch zweimalige Begehung von Juni bis August/September
- Kartierung im gesamten Verlauf (Wasser- und Ufervegetation, bei Bedarf Moose oder Algen)
- Kartierung nach Vegetationstypen und Kennarten (insbesondere Kennzeichnung von Rote-Liste-Arten)
- an das Gewässer angrenzende Nutzung
- Angabe der verwendeten taxonomischen Literatur und vegetationskundlichen Literatur

Limnofauna

- Erfassung des Makrobenthon be-

schränkt auf Eintags-, Köcher- und Steinfliegen. Fließwasserlibellen werden, falls vorhanden, miterfaßt.

■ Erfassung an ausgewählten repräsentativen Strecken, ca. alle 3–4 km eine Sammelstrecke (in Abhängigkeit vom Naturraum im besonderen Fall auch dichter)

■ Beprobung vierteljährlich in den Monaten Februar, Mai, August, November aus entwicklungsbiologischen Gründen

■ *Methode:* Erfassung der makroskopischen wirbellosen Fauna (größer 1 mm) mittels Wasserkescher (Maschenweite 1 mm) unter Berücksichtigung aller Kleinlebensräume; Keschern in der ufernahen Vegetation, Erfassen aller aquatischen und flugfähigen Stadien; Arbeitsaufwand ca. 1 Std. / Sammelstrecke

■ Bestimmung bis zur Art

■ Besondere Kennzeichnung von Rote-Liste-Arten

■ Angabe der verwendeten taxonomischen Literatur

Fischfauna

- Erfassung durch Elektrofischung
- einmal im Juli, möglichst an den Stellen der Wirbellosenerfassung, soweit dies die Gewässergröße zuläßt
- Kennzeichnung der Rote-Liste-Arten
- Angabe der verwendeten taxonomischen Literatur

Weitere Gruppen

- Amphibien
- Reptilien
- Eisvogel
- Wasseramsel
- Gebirgsstelze
- Waldwasserläufer

Beschreibung der Lebensgemeinschaften in den Bereichen:

- Wasserkörper einschließlich Sohle
- Ufer/Böschungen
- Talraum/angrenzende Nutzung

Beschreibung der Störgrößen

Kartographische Darstellung der Bestandsaufnahme

- Nutzung und Störgrößen
- Vegetationstypen, insbesondere Röhrichte und Wasservegetation (vor allem submerse Makrophyten)
- Kleinbiotope und Strukturen (Kiesbetten, Kolke, Steilwände, Fischunterstände etc.)
- M 1:2000 bzw. M 1:5000

III. Bewertung für den „Bereich Ökologie“ des Unterhaltungsrahmenplanes

Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme sind zu bewerten und planungsrelevant aufzuarbeiten.

Die Bewertung erfolgt verbal und in geeigneter zeichnerischer Darstellung. Schematische Bewertungen anhand von Einstufungskriterien wie:

- naturnah
- bedingt naturnah
- naturfern
- etc.

erfolgen grundsätzlich nicht. Rechenverfahren zur Berechnung von Werteeinstufungen werden nicht angewandt.

Die Bewertung stützt sich auf folgende grundsätzliche Kriterien, die für jedes Gewässer und jeden Unterhaltungsrahmenplan neu definiert werden müssen:

- Rote-Liste-Arten
- Rote-Liste-Pflanzengesellschaften
- geschützte Arten
- geschützte Biotope
- Kleinbiotope in der Sohle
- Uferstruktur
- Wasserpflanzen/Wasserpflanzengesellschaften
- Ufervegetation
- Nutzung im Talraum
- Fauna (Makrobenthon, Fische, sonstige Fließgewässerarten, terrestrische Fauna)
- naturraumtypische Verhältnisse (Leitbild)
- Ausbau- und Unterhaltungsgeschichte des Gewässers
- Störstellen

Für die Bewertung sind weitere Grundsätze zu beachten:

- Grundsätzlich wird jedes Gewässer als Individuum betrachtet.
- Vergleiche verschiedener Gewässer untereinander erfolgen nicht.
- Als Bewertungsgrundlage dient der Vergleich mit dem naturraumtypischen Arteninventar bzw. den naturraumtypischen Verhältnissen
- Umrechnungen auf eine zahlenmäßige Bewertungsmatrix führen zu einer Scheinobjektivität mit starken inhaltlichen Verlusten und erfolgen deshalb nicht.

Die Bewertung erarbeitet drei Bewertungszonen. Diese Zonen haben

Vorschlagscharakter und gehen in die weiteren Planungsschritte ein. Die Zonen sind:

- Zone 1 – Tabuzone. In dieser Zone ist die Unterhaltung einzustellen.
- Zone 2 – Vorbehaltsbereiche. In dieser Zone sind Unterhaltungsarbeiten intensiv mit der Naturschutzbehörde abzustimmen.
- Zone 3 – entwicklungsbedürftige Zonen. In dieser Zone sind Unterhaltungsarbeiten abzustimmen und ökologische Verbesserungsvorschläge zu erarbeiten.

Die kartographische Darstellung umfaßt:

- Rote-Liste-Arten
- Rote-Liste-Pflanzengesellschaften bzw. schutzbedürftige Vegetation

■ schutzbedürftige Kleinbiotope/Strukturen

■ M 1:2000 bzw. M 1:5000

Darzustellen sind:

- Folgerungen für die Unterhaltung
 - Empfohlene zusätzliche Maßnahmen
- Die Bewertung stellt den Naturschutzwert der Gewässer dar und belegt den Anspruch des Naturschutzes auf eine naturschutzverträgliche Gewässerunterhaltung.

In der Bewertung werden die Fachaussagen inhaltlich komprimiert und planungsrelevant aufgearbeitet, ohne ihre Aussagekraft einzubüßen.

Mit dem Bewertungsergebnis wird die weitere Planung bestritten. Es ist damit Grundlage für die inhaltliche Auseinandersetzung mit dem Planauf-

steller und dem Unterhaltungsverband. Es ist so zu formulieren, daß es von diesem Personenkreis verstanden wird und damit Grundlage der folgenden Auseinandersetzung bleibt.

Wird dies nicht beachtet, besteht die Gefahr, daß die fachliche Auseinandersetzung in der Planungsphase zur bloßen Machtfrage verkommt.

Der oder die Biologen, die die Bestandshebung durchgeführt haben, sind an der weiteren Planung zu beteiligen.

Anschrift des Verfassers

Joachim Bäter
Landkreis Gifhorn — Umweltamt
Schloßplatz 1 · 38518 Gifhorn

Der Einfluß von Abflußmanipulation durch Trinkwassergewinnung, Kleinwasserkraftnutzung und Teichwirtschaft auf Populationen der Mühlkoppe (*Cottus gobio* L.) in Forellenbächen am Beispiel des geplanten NSG „Haseoberläufe“ (LK Osnabrück)

von Friedrich Hehmann

1. Einleitung

Langfristig zum Tragen kommende Eingriffe in den Gebietswasserhaushalt und kurzzeitige Manipulationen des Abflußregimes sind in den Fließgewässern der mitteleuropäischen Kulturlandschaft weit verbreitet. Demgegenüber steckt das Wissen über die ökologischen Folgewirkungen derartiger Manipulationen, insbesondere im Hinblick auf die Ichthyofauna und im Zusammenwirken mit den in heutiger Zeit besonders zahlreichen Ausbreitungsbarrieren, noch in den Kinderschuhen. Neben den wasserbautechnischen Maßnahmen der Neuzeit zur nutzungsgerechten Einregelung der Grundwasserstände im Bereich landwirtschaftlicher Flächen sowie der Steuerung der

anthropogen erhöhten Hochwasserabflüsse haben Trinkwassergewinnung, Teichwirtschaft und Wasserkraftnutzung, regional auch bergbauliche Aktivitäten, erhebliche Auswirkungen auf das Abflußregime zahlloser Fließgewässer.

Bis heute werden die fließgewässerökologischen Belange im Bereich der von Technikern, Geologen, Juristen und Verwaltungsangestellten dominierten Wasserwirtschaft mangels Sachkompetenz kaum ernsthaft geprüft. In den hydrogeologischen Standardgutachten des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung zur Ausweisung von neuen Brunnenanlagen und Wasserschutzgebieten wird z.B. regelmäßig

mit *mittleren* Grundwasserneubildungsraten gerechnet und modelliert. Die natürliche jährliche Niederschlags- und Grundwasserneubildungsvariabilität bleibt in allen dem Verfasser bekannten Gutachten unberücksichtigt. Abflußmodelle werden kaum entwickelt und in Beziehung zur Fließgewässerlebensgemeinschaft gesetzt, geschweige denn vor Ort verifiziert. Die Ökologie wird auch heute noch von hydro(geo)logischen Gutachtern nicht selten mit der lapidaren Floskel abgespeist, daß im Bereich der Land- und Forstwirtschaft keine ökologischen Schäden (mehr) zu erwarten sind.

Im Bereich „Teichwirtschaft“ werden die Leitlinien für die Gestaltung der Niedersächsischen Binnenfischerei, nach denen zu keiner Zeit mehr als ein Drittel der Wasserführung eines Fließgewässers für teichwirtschaftliche Zwecke abgeleitet werden soll (vgl. *Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten* 1975), nahezu flächendeckend mißachtet. Bei zahllosen Teichanlagen trocknen die parallelen Fließgewässerstrecken in den Sommermonaten aus. Nicht selten sind Teichanlagen derart fehlbemessen, daß bedingt durch erhöhte Verdunstungsverluste das unterliegende Fließgewässer im Sommerhalbjahr zeitweilig trocken fällt oder nur noch rieselnd abfließt. Auf typische Veränderungen in der Arten- und Ernährungstypenzusammensetzung der

Benthosbiozönose von Fließgewässern durch Einschaltung von Fischteichen, für die Schuhmacher (1986) den Terminus „Künstliche Bachalterung“ vorschlägt (Thiesmeier et al. 1988 benutzen den Begriff „Potamalisierung“), wird an dieser Stelle nicht eingegangen (vgl. hierzu Darschnik und Schuhmacher 1987 sowie Schweder 1992).

Beim Ablassen und Bespannen von Teichen können besondere Beeinträchtigungen auftreten. Benthosorganismen und Fische der unterliegenden Fließgewässerabschnitte können dabei derart gestreßt werden, daß es zu Driftphänomenen kommt, die der Limnologe als Katastrophendrift bezeichnet. Eine behördliche Teichanlagenkontrolle im Hinblick auf derartige Negativercheinungen findet kaum statt. Vielerorts ist die Verwaltung nicht einmal in der Lage oder willens, illegal angelegte Teichanlagen in ökologisch sinnvoller Weise rückbauen zu lassen (vgl. Hermann et al. 1987).

Auch die sich abzeichnende Renaissance der Kleinwasserkraftnutzung ist aus limnologischer Sicht eine äußerst zweischneidige Angelegenheit. Durch Energiegewinnung aus Wasserkraft lassen sich zwar treibhauseffektwirksame und immissionsökologisch bedenkliche fossile Energieträger sowie Atomstrom teilweise substituieren, allein deswegen ist Energiegewinnung aus Wasserkraft aber noch lange nicht grundsätzlich umweltfreundlich. Gerade aufgrund des nostalgisch-ökologischen Flairs, mit dem sich die Verfechter der Reaktivierung alter Wassermühlen – sicher aus innerer Überzeugung – gern behaften, müssen die möglichen Folgen für die Fließgewässerökologie seitens der Wissenschaft klar aufgezeigt werden. Dies gilt um so mehr, als die Ausgangslage der Fließgewässer heute grundsätzlich schlechter ist als zur Hochzeit der Wassermühlen. Die Gewässer sind nach dem wasserbaulichen Amoklauf unseres Jahrhunderts überwiegend naturfern verbaut und schon mit einer überaus hohen Zahl von Ausbreitungsbarrieren verschiedenster Ausprägung gespickt. Die Schadstofffracht wird auch nach Umsetzung neuerer klärtechnologischer Konzepte i. d. R. erheblich größer bleiben als zu Hochzeiten der Wassermühlen. Die Hoch- und Niedrigwasserabflußverhältnisse zahlloser Fließgewässer sind bedingt

durch exzessive Flächenversiegelung und massive Grundwassergewinnung heute viel stärker manipuliert als früher. Eine rein rezeptiv vorangetriebene Reaktivierung der ehemaligen Mühlenstandorte ohne Berücksichtigung der veränderten Ausgangslage, insbesondere auch vor dem Hintergrund neuerzeitlicher Steuerungsmöglichkeiten, kann vielfach zu sehr bedenklichen fließgewässerökologischen Effekten führen.

Derartige Effekte sollen am Beispiel der Mühlkoppe (*Cottus gobio* L.) aufgezeigt werden. Der vorliegende Artikel ist als Vorankündigung einer umfassenderen Studie gedacht, die sich auf kleinere Salmonidengewässer bezieht und voraussichtlich in der Zeitschrift LIMNOLOGICA erscheinen wird.

Um keinen falschen Eindruck zu hinterlassen, sei noch einmal ausdrücklich darauf hingewiesen, daß der Verfasser sich nicht grundsätzlich gegen die Reaktivierung alter Mühlen und Wasserkraftanlagen ausspricht. Er sieht nur die zwingende Notwendigkeit der wasserrechtlichen Festschreibung eines Anlagenmanagements, das sich mit der Fließgewässerökologie verträgt. Dieses Anlagenmanagement muß vor dem Hintergrund der spezifischen Gegebenheiten des Einzelgewässers von limnologisch sachkundiger Seite ausgearbeitet und behördlicherseits genau überwacht werden. Verschiedentlich, insbesondere an sehr kleinen Fließgewässern, wird auf eine Mühlenreaktivierung ganz zu verzichten sein.

2. Grundlageninformationen zur Ökologie der Mühlkoppe

Die Mühlkoppe ist ein eurythermer, in hiesigen Breiten dämmerungs- und nachaktiver Kleinfisch mit rhithralem Verbreitungsschwerpunkt. Die über keine Schwimmblase verfügende Mühlkoppe lebt mehr oder weniger streng benthisch und erreicht eine maximale Größe von etwa 14 cm. Die Art ist sehr anspruchsvoll hinsichtlich der Sohlsubstratrequisitierung ihres Lebensraumes. Nach Bless (1981, 1983) benötigt sie mineralische Substratmosaik von 2–12 cm Körnung, wobei mit zunehmender Individuengröße gröberes Material als Unterschlupf genutzt wird. Die Geschlechtsreife tritt in Abhängigkeit von der geographischen Lage und

der Typologie des Gewässers nach einem oder zwei Sommern ein. Die Mühlkoppe laicht im Frühling in „Steinestern“, die die männlichen Tiere fertig beziehen oder herrichten. Gelegentlich werden Gelege auch unter größerem Totholz und Müll gefunden – wichtig ist der Brutraumcharakter. Ein oder mehrere Weibchen heften ihre Eier an die Decke der Brutkammer. Die mehrere Wochen dauernde Brutpflege übernimmt allein das Männchen. Relativ bald nach dem Schlupf verlassen die Jungfische die schützende Brutkammer und gehen in die Drift. Dies ist für Mühlkoppen in Fließgewässern ein ganz natürliches Phänomen, das erstmals von Bless (1990) beschrieben wurde. Ab dem Erreichen einer bestimmten Körpergröße führen die jungen Mühlkoppen eine Kompensationswanderung in Richtung Schlupfport durch.

3. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen fanden an der Oberen Hase oberhalb der Ems-Weser-Bifurkation bei der Stadt Melle im Landkreis Osnabrück (Niedersachsen) statt. Die Hase wird im Untersuchungsgebiet am Nordrand des Teutoburger Waldes weitgehend von Wald bzw. Ufergehölzen beschattet und ist frei von kommunalen Abwassereinleitungen. Hinsichtlich Sohlsubstratrequisitierung und Makrochoriotopangebot stellt das Gewässer für die Mühlkoppe, abgesehen von zwei Querverbauungszonen (vgl. Abb. 1), auf über 90 % der untersuchten Fließstrecke ein Optimalhabitat dar. Seit Ende der 70iger Jahre läuft ein Verfahren zur Ausweisung der Haseoberläufe als Naturschutzgebiet. Die Untersuchungsstrecke ist Teil des Abschnittes der Hase, der im Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen (vgl. Dahl und Hulsen 1989; Rasper et al. 1991) als Hauptgewässer 1. Priorität ausgewiesen ist und von der Quelle bis zur Regionalmetropole Osnabrück reicht. Dieser Abschnitt ist inklusive bestimmter Nebengewässer gemäß dem Fließgewässerschutzsystem definitionsgemäß so zu schützen und zu renaturieren, daß sich die unter naturnahen Bedingungen typische Arten- und Biotopvielfalt auf der gesamten Fließstrecke wieder einstellen kann.

Etwa in der Mitte der Untersuchungsstrecke ist ein 2,9 ha großer, bis

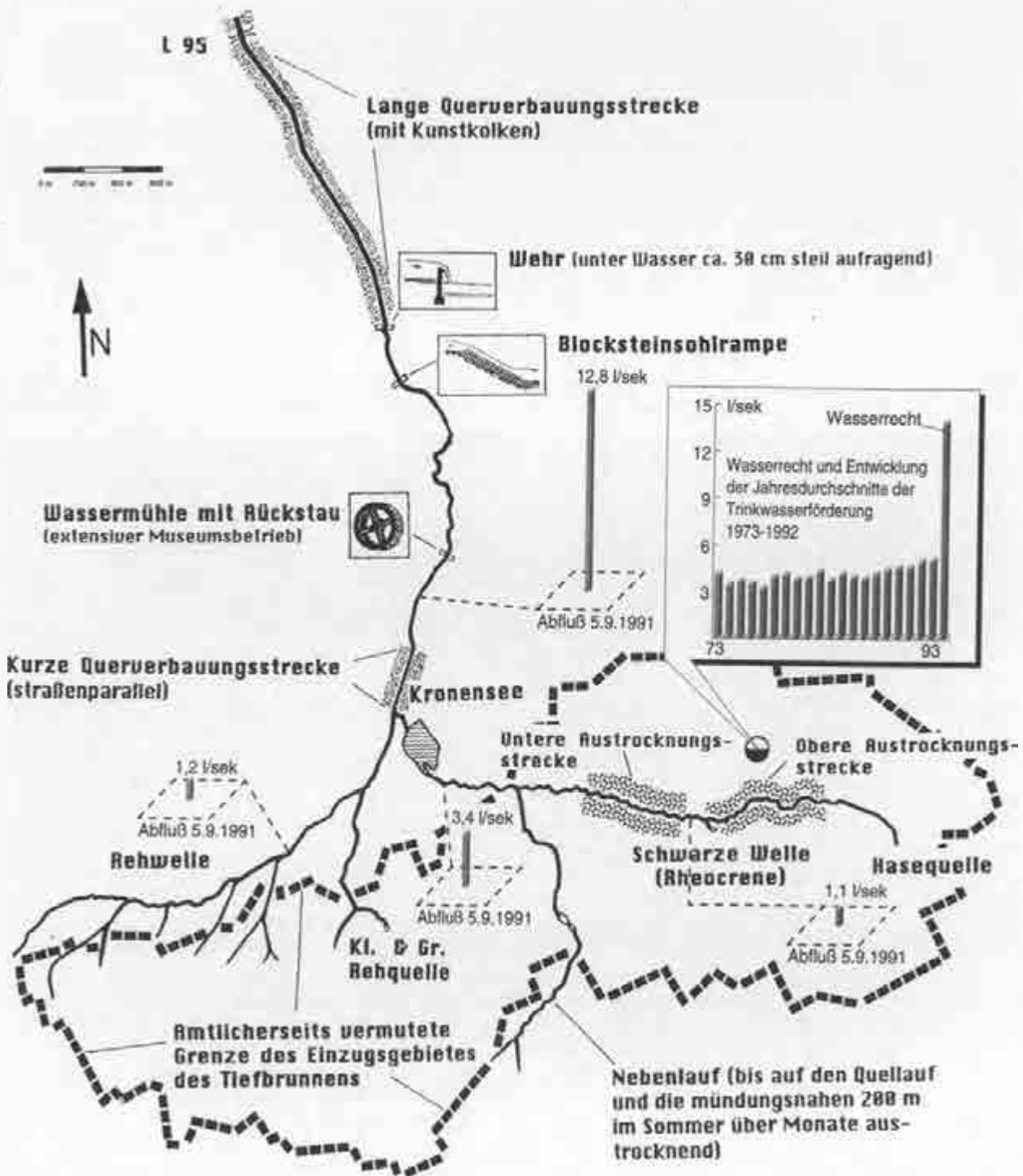


Abb. 1. Untersuchungsgewässer inklusive Einzugsgebiet des Trinkwassertiefbrunnens mit Austrocknungsstrecken, Mühlen-, Sohlrampen- und Wehranlagenstandort sowie den Ergebnissen von Niedrigwasserabflußmengen im Zusammenhang mit der Trinkwasserförderung.

heute nicht genehmigter Landschaftsteich (Kronensee) aufgestaut, der jeweils zum ersten November kurzzeitig zwecks Abfischung abgelassen wird. Die Abschnitte 1000–1600 m oberhalb des Kronensees sowie der Abschnitt ab 1780 m oberhalb des Kronensees bis beinahe zur Quelle fallen in den Sommermonaten trocken. Der quellnahe

obere Abschnitt fiel in den Sommern 1990 und 1991 über mehrere Monate und der etwa 600 m lange untere Abschnitt für etwa 2–3 Wochen im Spätsommer bzw. Herbst der gleichen Jahre trocken. Zumindest das Trockenfallen des unteren Abschnitts ist bedingt durch die Trinkwasserförderung über einen Tiefbrunnen, der sich keine 500 m

von diesem Abschnitt entfernt befindet (siehe Abb. 1).

Etwa 800 m unterhalb des Kronensees befindet sich eine u.a. mit Mitteln des Denkmalschutzes restaurierte Wassermühle, die derzeit hier und da in einer Art Museumsbetrieb gefahren wird. Die oberflächliche Mühle ist auf Mittelwasserbetrieb ausgelegt. Bei

Wasserführungen unterhalb des Mittelwassers kann sie nur im Staubetrieb gefahren werden. Aufgrund der künstlich herabgesetzten Abflüsse (Trinkwassergewinnung und erhöhte Verdunstungsverluste im Bereich oberliegender Teichflächen) muß der Mühlenbesitzer im Sommerhalbjahr bei Niedrigwasserführung etwa 10 Stunden lang stauen, um die Mühle etwa eine halbe Stunde lang laufen lassen zu können. In solchen Stauphasen fließt nur noch 10–20 % der in den Mühlenstau einfließenden Wassermenge durch das unterliegende Hasebett ab. Bei Inbetriebnahme der Mühle durchheilt eine um den Faktor 50–100 erhöhte Wassermenge als plötzlich auftretende Welle das unterliegende Bachbett.

Ca. 1200 m unterhalb der Mühle befindet sich unmittelbar unterhalb eines Brückendurchlasses eine etwa 20 m lange Blocksteinsohlrampe. Etwa 200 m unterhalb dieser Rampe befindet sich wiederum ein Wehr, das knapp 30 cm hoch unter Wasser senkrecht aufragt. Das Wehr ist ein Relikt einer nicht mehr existierenden Mühle und besitzt eine Hochwasserumflut.

Unterhalb des Wehres ist die Hase kaum beschattet und mit einer Vielzahl von Sohlschwelen aus groben Steinen querverbaut. Unter einer Reihe dieser Sohlschwelen sind vom Unterhaltungsverband in Absprache und in Zusammenarbeit mit dem pachtenden Angelverein Kunstkolke angelegt worden. Die von der Mühlkoppe existentiell benötigte Sohlsubstratrequisitierung ist in diesem Abschnitt nicht dauerhaft gegeben, da der Abschnitt im Sommer stark verkrautet und kiesige Stellen von Feinsedimentablagerungen zugedeckt werden.

4. Methode

Der Hauptlauf der Hase wurde beginnend bei der querenden L 75 bis zur „Schwarzen Welle“ (siehe Abb. 1) in quellwärtiger Richtung voranschreitend in i. d. R. 85 m langen Teilabschnitten mittels eines tragbaren Elektro-fischgerätes durchgehend befischt. Die Befischung fand im Oktober 1991 statt. Die Fische eines jeden Teilabschnittes wurden nach Arten, Anzahl und Längen erfaßt, um Informationen über die Verteilung der Mühlkoppe, insbesondere über Diskontinuitäten im Alters-

klassenaufbau der Art auf dem Fließgewässerlängsgradienten zu erhalten.

5. Ergebnisse

5.1 Situation oberhalb des Kronensees

In der 600 m langen unteren Austrocknungsstrecke kam Mühlkoppenbrut in den Jahren 1990 und 1991 in beachtlicher Quantität im Zuge des Austrocknens der Restwasserkolke ums Leben. Eine größere Zahl adulter und juveniler Tiere driftete aber mit den fallenden Wasserständen im Vorfeld der Austrocknung rechtzeitig über die trockenfallende Strecke hinaus und überlebte, was sich in einem signifikanten Anstieg der Siedlungsdichte juveniler und adulter Tiere knapp unterhalb der unteren Austrocknungsstrecke zeigte.

In dem nur 180 m langen, dauernd Wasser führenden Abschnitt oberhalb der im Spätsommer kurzzeitig trocken fallenden unteren Austrocknungsstrecke konnten bei der Elektrofischung im Herbst 1991 nur mehrsömmrige Mühlkoppen registriert werden. Dies belegt, daß die im Frühjahr des Untersuchungsjahres hier nachweislich geschlüpfte Brut Driftstrecken von mehr als 180 m zurücklegte. Offensichtlich scheint der kurzzeitig völlig isolierte Abschnitt alljährlich über das Winterhalbjahr bis zum Sommer über die untere Austrocknungsstrecke hinaus aus dem unterliegenden, bisher nicht trockenfallenden Abschnitt oberhalb des Kronensees neu besiedelt zu werden.

Oberhalb der 180 m langen, dauerhaft Wasser führenden Strecke fällt die Hase seit Beginn der Trinkwassergewinnung zu Beginn der 60er Jahre alljährlich vom späten Frühling bis zum Herbst trocken. Man muß davon ausgehen, daß die Mühlkoppe hier allenfalls vor dem Einsetzen der Trinkwassergewinnung erfolgreich reproduzierte.

Zum Zeitpunkt der Untersuchung wurden erst 33 % der wasserrechtlich gestatteten Fördermenge über den Tiefbrunnen aus dem Quellgebiet der Hase abgezogen. Vor dem Hintergrund des Umstandes, daß nach derzeitigem Wasserrecht aus dem gesamten Quellgebiet ca. 59 % der *mittleren* (!) Grundwasserneubildung abgezogen werden dürfen, steht fest, daß bei weiterem Anstieg der Trinkwassergewinnung schon

bei Werten deutlich unterhalb der Gestattung der gesamte Haselauf oberhalb des Kronensees zeitweilig trocken fallen wird.

Die derzeitige wasserrechtliche Gestattung ist demnach nichts anderes, als ein behördlich abgesegneter Freibrief zur Eliminierung der gesamten Lebensgemeinschaft eines in hohem Maße schutzwürdigen Fließgewässers, das sich im Ausweisungsverfahren als Naturschutzgebiet befindet. Es ist grotesk, daß das Verfahren derzeit mit der Begründung ruht, es seien aktuell keine akuten Gefährdungsfaktoren bekannt und daher hätten andere Schutzgebietsausweisungen Priorität (*Niedersächsische Landesregierung* 1989).

5.2 Situation zwischen Kronenseeablauf und der unterliegenden Wassermühle

Der Kronenseeablauf und eine sich unmittelbar anschließende, kurze straßenparallele Querverbauungsstrecke werden von der Mühlkoppe gemieden. Vermutlich ist hierfür primär eine massive sommerliche Sestonüberdeckung ansonsten requisitorisch geeigneter Sohlsubstrate verantwortlich zu machen. Unmittelbar unterhalb der straßenparallelen Querverbauungsstrecke bis zum Einlauf in den etwa 150 m langen Rückstau der Mühle tauchten bei durchgehend geeigneter Sohlsubstratrequisitierung sofort wieder Mühlkoppen aller Altersklassen zahlreich auf. Der Mühlenrückstau selbst war nahezu unbesiedelt. Offensichtlich wirkt der Eingangsbereich des Mühlenrückstaus als eine Art „Driftscheider“, über den hinaus junge Mühlkoppen normalerweise nicht verdriften und von dem aus sie den Kompensationsaufstieg antreten.

5.3 Situation unterhalb der Mühle

Bei sohlrequisitorisch optimalen Verhältnissen fanden sich auf den ersten 600 Metern unterhalb der Mühle nur ganz vereinzelt Mühlkoppen. Die Zahl der adulten Mühlkoppen stieg in den nachfolgenden, ebenfalls substratrequisitorisch optimalen Abschnitten bis zur eingeschalteten Sohlrampe zwar deutlich an, es wurden aber wesentlich geringere Abundanzen als in den Abschnitten oberhalb der Mühle und

oberhalb des Kronensees registriert. Junge Mühlkoppen des Untersuchungsjahres fehlten auf der 1,2 km langen Strecke zwischen der Mühle und der unterliegenden Sohlrampe nahezu völlig. Auf der nur etwas mehr als 200 m langen Strecke zwischen der Sohlrampe und dem kleinen unterliegenden Wehr, das senkrecht unter Wasser etwa 30 cm steil aufragt, wurde demgegenüber die größte Mühlkoppenmassierung des Untersuchungsgebietes gefunden. In einem 85 m langen Befischungsabschnitt fanden sich hier über 400 Mühlkoppen. Sowohl mehrsömmrige Tiere als auch Brut waren massiv vertreten.

Die künstlich von der Mühle erzeugten Hoch- und Niedrigwasserereignisse bewirkten offenkundig bei der Mühlkoppenbrut eine unnatürlich lange Verdriftung über Strecken von mehr als einem Kilometer. Neben den im Frühling des Untersuchungsjahres geschlüpften Mühlkoppen gingen, bedingt durch „Mühlenstress“, offensichtlich auch adulte Tiere in großem Umfang über weite Strecken in die Drift. Das kleine, aber steil unter Wasser aufragende Wehr etwa 200 m unterhalb der Sohlrampe wirkt offensichtlich als Driftscheider für die streng benthisch lebenden Mühlkoppen und verhindert eine weitere Verdriftung. Vom Wehr aus erfolgen Kompensationsaufstiegsversuche. Die etwa 20 m lange Sohlrampe aus Blocksteinen konnte von den im Untersuchungsjahr geschlüpften Mühlkoppen nicht in quellwärtiger Richtung überwunden werden. Auf adulte Mühlkoppen hat die Sohlrampe offenkundig zumindest die Wirkung einer Aufstiegsdrossel.

Das Wehr unterhalb der Sohlrampe hat derzeit eine positive Wirkung, da es als Driftscheider fungiert und die Mühlkoppen der unterhalb der Mühle ansässigen Teilpopulation zumindest bei Abflüssen im Bereich des Mittel- und Niedrigwassers davor schützt, unwiederbringlich in die sohlsubstratrequisitorisch derzeit für Mühlkoppen völlig ungeeignete unterliegende Querverbauungsstrecke verdriftet zu werden.

6. Blick in die Zukunft des geplanten NSG Haseoberläufe

Im Trend ist die Trinkwassergewinnung seit dem Bau des Tiefbrunnens stetig angestiegen. Aktuell bestehen Pla-

nungen, den Brunnen, der bislang allein den versorgungstechnisch noch in Insellage befindlichen, von der Stadt Melle eingemeindeten Ortsteil Wellingholzhausen versorgt, an ein schon in Teilen realisiertes Verbundnetz anzuschließen. Damit erreicht das Problem der anthropogenen Dauerabflußmanipulation im Bereich des geplanten NSG „Haseoberläufe“ eine neue Dimension. Mit Anschluß an das Verbundnetz ist zu erwarten, daß der im Unterschied zu anderen Brunnen der Stadt nicht vom Nitrat- und Pestizidproblem betroffene Brunnen noch stärker zur Trinkwassergewinnung herangezogen werden wird als bisher. Die derzeitige wasserrechtliche Gestattung läßt hierfür reichlich Spielraum (siehe Abb. 2).

Für die Fließgewässerlebensgemeinschaft ist vor dem Hintergrund der natürlichen Grundwasserneubildungsvariabilität schon bei der derzeitigen Förderquote eine Eskalation der gewässerökologischen Probleme vorprogrammiert. Man denke nur an das Jahr 1959 zurück, wo im Raum Osnabrück weniger als 400 mm Jahresniederschlag, d.h. weniger als die Hälfte des langjährigen Mittelwertes fielen. Solche Extreme werden im Verfahren der wasserrechtlichen Gestattung nicht berücksichtigt. Wie bereits beschrieben, modelliert das diesbezüglich regelmäßig gutachterlich in Erscheinung tretende Niedersächsische Landesamt

für Bodenforschung nur mit vagen langjährigen Jahresmittelwerten der Grundwasserneubildung.

Unter Verwendung der von Kille und Schulze (1975) angegebenen hochsommerlichen Verdunstungsverlustfaustzahl im Bereich offener Wasserflächen von 1 l/sek · ha kann nach eigenen Abflußmessungen im Einlaufbereich des Kronensees (vgl. Abb. 1) allein schon ein weiterer Anstieg der Trinkwassergewinnung von nur 1 l/sek zum zeitweiligen Trockenfallen des Kronenseeablaufes in Normaljahren führen.

Eine Erhöhung der Mühlenaktivität, etwa zum Zwecke der durch das Strom-einspeisungsgesetz seit dem 1. 1. 1991 interessanter gewordenen Energieerzeugung aus Kleinwasserkraftanlagen, wird den schon im Rahmen des sehr extensiven „Museumsbetriebes“ deutlich in Erscheinung tretenden hydrologischen Stress im Unterwasser der Mühle noch weiter verstärken. Bei Umwandlung des unterhalb der Blocksteinsohlrampe befindlichen Wehres in eine Sohlrampe oberliegenden Types besteht die Gefahr, daß bei anhaltendem „Mühlenstress“ die Mühlkoppenpopulation unterhalb der Mühle eliminiert wird, da eine Verdriftung in sohlrequisitorisch ungeeignete Ausbaustrecken erfolgt, und die Rampen von den verdrifteten Jungtieren in quellwärtiger Richtung nicht überwunden werden können (Leerlaufeffekt).

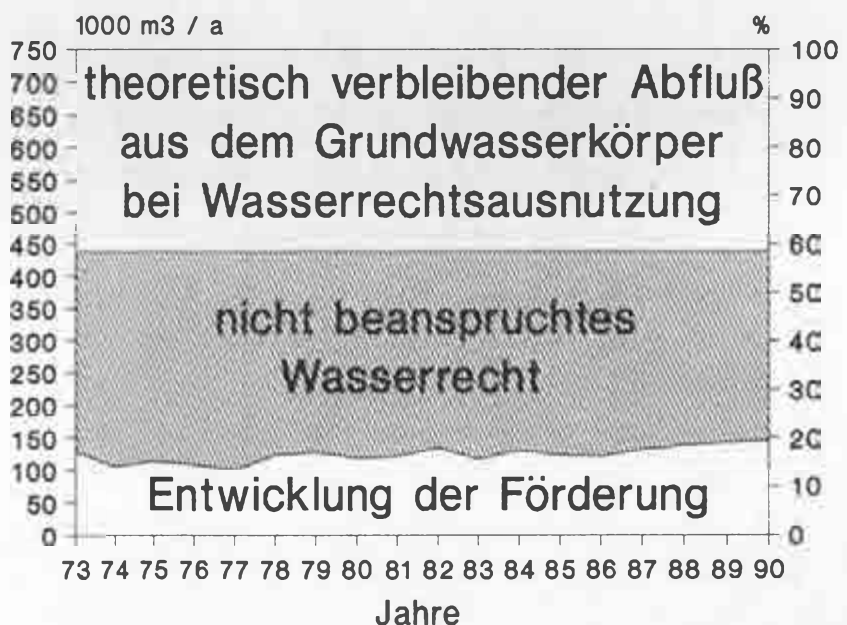


Abb. 2. Wasserbilanz im Einzugsbereich des Tiefbrunnens in mittleren Trockenjahren bei einer amtlicherseits geschätzten Grundwasserneubildungsrate von 750 000 m³/a.

Der vorliegende Fall macht deutlich, daß in der heutigen Belastungssituation der rein rezeptive Rückbau von Wehren in Sohlrampen zweifelhafter Durchgängigkeit im Einzelfall für aufwanderungsschwache Kleinfische durchaus negative Konsequenzen haben kann. Die mit der Umsetzung derartiger Maßnahmen betrauten Träger der Unterhaltung tun daher gut daran, im Vorfeld des Rückbaus von Wehranlagen den gutachterlichen Rat eines sachkundigen Ichthyologen einzuholen.

7. Zusammenfassung

Am Beispiel des geplanten NSG „Haseoberläufe“ wird der Einfluß kurzzeitig und langfristig wirksam werdender Abflußmanipulationen durch Trinkwassergewinnung, Teichwirtschaft und Kleinwasserkraftnutzung auf die Lebensverhältnisse, insbesondere das Driftverhalten der Mühlkoppe dargestellt. Besondere Berücksichtigung finden dabei „positive“ und negative Effekte, die von anthropogenen Barrieren unterhalb einer von „Mühlentress“ betroffenen Fließstrecke ausgehen. Eine etwa 20 m lange Blocksteinsohlrampe wirkt als selektive Aufwanderungsbarriere für junge Mühlkoppen. Bezüglich mehrsömmriger Mühlkoppen wirkt die gleiche Rampe zumindest als Aufwanderungsdrossel. Ein quer zur Fließrichtung unter Wasser etwa 30 cm senkrecht aufragendes Wehr bewirkt ein Scheiden der bodenorientiert lebenden Mühlkoppen aus der Drift und verhindert den Export der Tiere in unterliegende, durch Querverbau mit zahlreichen Steinsohlschwellen derzeit sohlsubstratrequisitorisch völlig ungeeignete Gewässerabschnitte. Die mögliche Entwicklung des geplanten NSG „Haseoberläufe“ wird in Form eines Zukunftsszenarios problematisiert.

8. Literatur

- Bless, R., 1981: Untersuchungen zum Einfluß von gewässerbaulichen Maßnahmen auf die Fischfauna in Mittelgebirgsbächen. – *Natur und Landschaft* 56, (7/8), S. 243–252.
- Bless, R., 1983: Untersuchungen zur Substratpräferenz der Groppe, *Cottus gobio* Linnaeus 1758 / *Pisces; Cottidae*. – *Senckenbergiana biol.* 63, (3/4), S. 161–165.
- Bless, R., 1990: Die Bedeutung von gewässerbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-System der Groppe (*Cottus gobio* L.). – *Natur und Landschaft* 65, (12), S. 581–585.
- Dahl, H.-J.; Hullen, M., 1989: Studie über die Möglichkeiten zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässerschutzsystems in Niedersachsen (Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen). – *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* Bd. 18. Hannover.
- Darschnik, S.; Schuhmacher, H., 1987: Störung des natürlichen Längsgradienten eines Bergbaches durch Forellenteichanlagen. – *Archiv für Hydrobiologie* 110, (3), S. 409–439.
- Deutscher Bundestag, 1991: Gesetz über die Einspeisung von Strom aus erneuerbaren Energien in das öffentliche Netz (Stromeinspeisungsgesetz) vom 7. 12. 1990, gültig ab 1. 1. 1991. – *BGBI. Teil I*, 14. 12. 1990, S. 2633.
- Hermann, F.; Goll, A.; Zucchi, H., 1987: Amphibien- und Limnofauna des Breenbachtals – eine siedlungsbiologische Untersuchung in einem bedrohten Bachtal des Teutoburger Waldes. – *Natur und Landschaft* 62, (11), S. 464–473.
- Kille, K.; Schultze, D., 1975: Restabfluß in Fließgewässern bei Wasserableitung in Fischteiche. – *Wasser und Boden*, S. 33–35.

Niedersächsische Landesregierung, 1989: Unterschutzstellung Haseoberläufe, Landkreis Osnabrück. – *Weißer Karte* 1989, Kennziffer 255/89.

Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1975: Leitlinien für die Gestaltung der niedersächsischen Binnenfischerei. Hannover.

Rasper, R.; Sellheim, P.; Steinhard, B., 1991: Das Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem – Grundlagen für ein Schutzprogramm – Ems, Hase, Vechte, Küste. – *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, Bd. 25/4. Hannover.

Schuhmacher, H., 1986: „Künstliche Bachalterung“ – eine konzeptionelle Charakterisierung anthropogener Veränderung von mitteleuropäischen Fließgewässern. *Verh. d. dt. Zool. Ges.* 79, S. 318.

Schweder, H., 1992: Neue Indizes für die Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. In: Friedrich, G.; Lacombe, J. (Hg.), *Limnologie Aktuell*, Bd. 3 – Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Stuttgart, Jena, New York, S. 353–377.

Thiesmeier, B.; Rennerich, J.; Darschnik, S., 1988: Fließgewässer im Ballungsraum Ruhrgebiet: Ökologische Grunderhebungen in der Stadt Bochum. – *Decheniana* 141, S. 296–311.

Anschrift des Verfassers

Dipl. Ökologe Friedrich Hermann
Büro für Angewandte Ökologie
und Landschaftsplanung
A. Goll
Kollegienwall 12d
49074 Osnabrück

Die Erfassung von Zersetzerlebensgemeinschaften zur Boden- und Standortcharakterisierung

von H.-C. Fründ und Ulfert Graefe

1. Einleitung

In Landschaftsplänen und Umweltverträglichkeitsprüfungen wird der Boden in der Regel bei den abiotischen Umweltmedien im Abschnitt „Boden-Wasser-Luft“ abgehandelt. Diese Betrachtungsweise vernachlässigt die Tatsache, daß Boden ein belebtes System ist, dessen Eigenschaften und Funktionen entscheidend von der in ihm lebenden und wirkenden Organismenwelt bestimmt werden. Dieser Umstand wird auch von Geographen und Bodenkundlern gesehen, die auf die Berücksichtigung biogener Merkmale bei Kartierungen hinweisen (vgl. Leser und Klink 1988; Blume et al. 1989).

Zu den zentralen ökologischen Prozessen im Boden gehört die Zersetzung und Mineralisierung des Bestandesabfalls. Die Intensität dieses Zersetzungsprozesses steht in einem engen – teils ursächlichen, teils abhängigen – Zusammenhang mit den ökologischen Eigenschaften eines Standortes. Die Gesamtheit der an diesem Prozeß beteiligten Organismen läßt sich als Zersetzergesellschaft bezeichnen. Die Zersetzergesellschaft ist wie die Vegetation, der Bodentyp und die Humusform ein integraler Teilkomplex des landschaftlichen Ökosystems. Teilkomplexe sind als Zeiger für den systemaren Zusammenhang einer Vielzahl beteiligter Elemente anzusehen (Finke 1986). Besonders eng ist der Zusammenhang zwischen Zersetzergesellschaft und Humusform, die den gleichen Ökosystemausschnitt von der biotischen bzw. abiotischen Seite beschreiben (Abb. 1). Die unüberschaubare Vielfalt von Organismen, die sich am Abbau und Umbau der organischen Substanz beteiligen, macht eine Erfassung und Unterscheidung der Zersetzergesellschaften auf indikatorischem Wege notwendig.

2. Ringelwürmer als Indikatoren

Als Indikatoren sind die Ringelwürmer

(Anneliden) im Boden besonders gut geeignet (Graefe 1993a). Zu ihnen gehören die Regenwürmer, deren bedeutende Rolle bei der Humusbildung seit Darwin bekannt ist. Die Kleinringelwürmer (Enchyträen, Tubificiden, terrestrische Polychäten) als Vertreter der Mesofauna sind weitaus zahlreicher und stehen in einem antagonistischen Häufigkeitsverhältnis zu den Regenwürmern (Fründ und Graefe 1992). Als feuchthäutige Tiere gehören Ringelwürmer zur „Bodenlösungs-Fauna“. Die chemische Beschaffenheit der Bodenlösung beeinflusst die Artenzusammensetzung und die Mikroverteilung der Anneliden im Bodenprofil. Veränderungen des chemischen Bodenzustands sind in der Struktur der Annelidenzönose frühzeitig ablesbar.

3. Das standardisierte Untersuchungsverfahren

Für die Erfassung und Beschreibung der Zersetzergesellschaften wurde vom IFAB ein Standardverfahren entwickelt, das sich inzwischen seit mehreren Jahren bei der Bodendauerbeobachtung,

bei Feldversuchen und in Umweltverträglichkeitsuntersuchungen bewährt hat. Hierbei werden an einem Termin in 10facher Wiederholung je Standort die Regenwürmer und Kleinringelwürmer mit den jeweils adäquaten Methoden erfaßt (Regenwürmer: Handauslese/ Kempsonextraktion, Formalin- oder Elektroaustreibung; Kleinringelwürmer: Naßextraktion tiefenzonierter Stechzylinderproben nach Graefe). In die Auswertung gehen die Parameter Arteninventar, Dominanz, Frequenz, Vertikalverteilung (Kleinringelwürmer) und Biomasse (Regenwürmer) ein. Den Arten sind Zeigerwerte für Bodenreaktion und Bodenfeuchte zugeordnet, die eine differenzierte Bioindikation der wichtigsten Standorteigenschaften ermöglichen. Die ermittelte Artengemeinschaft wird in das System der Zersetzergesellschaften (Tab. 1) eingeordnet und damit in ein standortökologisches Bewertungssystem gestellt.

4. Anwendungsbeispiel

Im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung wurden bodenzoologische Untersuchungen in der Umgebung eines Zementwerkes durchgeführt (vgl. Graefe 1993b). Die resultierende soziologische Tabelle der Ringelwurmgesellschaften ist in Tabelle 2 wiedergegeben.

Die Tabelle macht deutlich, daß im Untersuchungsgebiet eine klare Differenzierung in Bezug auf die Zersetzer

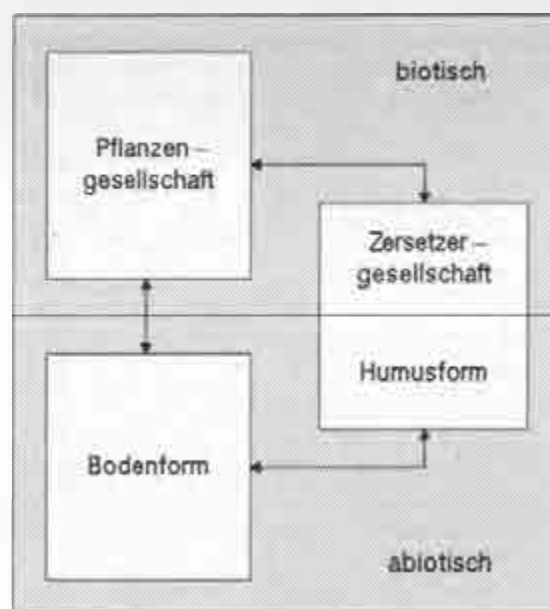


Abb. 1. Komplexe Strukturelemente eines Ökosystems (aus Graefe 1993b)

Tab. 1. Übersicht der Zersetzergesellschaften mit Standortbeispielen (aus Graefe 1993a)

Ordnung	Verband	Assoziation
<i>Lumbricetalia</i> mäßig saure bis kalkreiche Standorte	1.1 <i>Lumbricion</i> ungestörte Böden mit ausreichender Durch- lüftung	1.11 <i>Stercuto-Lumbricetum</i> Mullhumuswälder
		1.12 <i>Fridericio-Lumbricetum</i> Grünländer, gedüngte Moorwiesen, Parkrasen, Gärten
	1.2 <i>Enchytraeion</i> gestörte Böden und Orte mit Nahrungs- ungleichgewichten	1.21 <i>Fridericio-Enchytraeetum</i> Äcker
		1.22 <i>Buchholzio-Enchytraeetum</i> urban belastete Stand- orte (verdichtete Böden mit Auflagehumus)
		1.23 <i>Eisenietum</i> Kompostplätze
	1.3 <i>Eiseniellion</i> durchnässte, luftarme Böden	1.31 <i>Octolasietum tyrtaei</i> nährstoffreiche Nieder- moore und Anmoore
1.32 <i>Eiseniellietum</i> Gewässerufer		
<i>Cognettietalia</i> Standorte mit sauren Humus- auflagen oder Torfen	2.1 <i>Achaeto-Cognettion</i> saure Böden mit terre- strischen Humusformen	2.11 <i>Achaeto-Cognettietum</i> Sauerhumuswälder, Calluna-Heiden
	2.2 <i>Cognettion sphagnetorum</i> nährstoffarme Moore	2.21 <i>Cognettietum sphagnetorum</i> Birkenbruchwälder, Hochmoore

gesellschaften vorhanden ist. An den zum Zementwerk luv-seitigen Standorten A, B und C sind Bodengesellschaften aus Podsolen und Pseudogleyen entwickelt, deren natürliche Zersetzergesellschaft das *Achaeto-Cognettietum* (2.1) ist. Die Standorte D, E und F liegen im Lee und gehören zu einem Hochmoorgebiet. Ohne anthropogene Einflüsse wäre hier als Zersetzergesellschaft das *Cognettietum sphagnetorum* (2.2) ausgebildet.

An vielen Standorten weicht die Zersetzergesellschaft von diesem ursprünglichen Zustand erheblich ab. Durch anthropogene Einflüsse haben sich aus den *Achaeto-Cognettietum* Zersetzergesellschaften der Mullhumuswälder (1.11 *Stercuto-Lumbricetum*) und der basenreichen Grünländer (1.12 *Fridericio-Lumbricetum*) gebildet. Als Zersetzergesellschaft der Feuchtstandorte findet sich neben dem *Cognettietum sphagnetorum* das *Octolasiatum tyrtaei* (1.31), das Nährstoffreichtum und eher neutrale Bodenreaktion anzeigt.

Diese Veränderungen sind durch

verschiedene Faktoren bedingt. So hat sich z. B. in dem Hochmoor die ursprüngliche Zersetzergesellschaft (Punkte F2–4) einerseits durch Entwässerung zu einem *Achaeto-Cognettietum* verändert (Punkt F5), andererseits führte landwirtschaftliche Düngung in Kombination mit Entwässerung zur Ausbildung eines *Fridericio-Lumbricetum* (Punkt F1).

Die Immissionsbelastung mit basischen Stäuben hat am Standort C zu einem radikalen Wandel der Zersetzergesellschaft geführt. Dieser Wandel ist offensichtlich bereits vor langer Zeit erfolgt, denn die Tätigkeit der Bodentiere führte zu erheblichen Veränderungen in dem Podsolboden: Statt der ursprünglichen Humusform Rohhumus hat sich ein Mull und ein mächtiger A_h-Horizont entwickelt.

Die vorstehenden Ausführungen sollen genügen, um das Auswertungsprinzip und die Aussagemöglichkeiten bei der Untersuchung von Zersetzergesellschaften deutlich zu machen.

Zersetzergesellschaften wurden inzwischen in mehreren Anwendungsbe-

reichen und für verschiedene Fragestellungen untersucht. In summarischer Aufzählung sind dies:

■ **Standortsbewertung:** Zustandserfassung von Waldböden, Bewertung des Naturhaushaltes von Flächen im Rahmen von Planungsgutachten.

■ **Umweltverträglichkeitsuntersuchung:** Auswirkung von sauren und basischen Immissionen, Grundwasserabsenkung und -versalzung.

■ **Versuchskontrolle:** Notwendigkeit und Erfolg von Waldkalkungen.

■ **Bodendauerbeobachtung:** Erfassung der Zersetzergesellschaft als standörtliche Basisinformation.

5. Zusammenfassung

Mit Hilfe der Ringelwürmer (v. a. Regenwürmer und Enchytraen) lassen sich Zersetzergesellschaften charakterisieren, die eine standortsökologische Ansprache des Bodenzustandes ermöglichen.

In dem vom IFAB praktizierten standardisierten Untersuchungsverfahren werden an einem Termin Regenwürmer und Kleinringelwürmer in 10facher Wiederholung erfaßt und im Hinblick auf Arteninventar, strukturelle Parameter, Feuchte- und Reaktionszeigerwerte sowie die soziologische Einordnung im System der Zersetzergesellschaften ausgewertet.

Das Verfahren wurde bisher für Standortbewertungen, Umweltverträglichkeitsuntersuchungen, Versuchskontrollen und Bodendauerbeobachtung erfolgreich angewendet.

6. Literatur

- Blume, H. P.; Burghardt, W.; Cordsen, E.; Finnern, H.; Fried, G.; Grenzius, R.; Kneib, W.; Kues, J.; Pluquet, E.; Schraps, W. G.; Siem, H. K., 1989: Kartierung von Stadtböden – Empfehlung des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen (Stadtböden). – UBA-Texte 18/89. 162 S.
- Ellenberg, H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – 2. Aufl. Göttingen (Scripta Geobotanica 9). 122 S.
- Finke, L., 1986: Landschaftsökologie.

Tab. 2. Soziologische Tabelle der Ringelwurmgesellschaften in der Umgebung eines Zementwerkes

	Zeigerwerte		Standorte												
	F	R	F5	E1	A5	A1	A2-3	B2-5	C1-5	A4	D1-5	F1	F2-4	E2-5	B1-2
MAKROFAUNA															
Lumbricus rubellus	x	x	+	+			+	++	+	+	+	++++	+	+++	++
Dendrobaena octaedra	x	5		++	++	++	+++	+	+	+		+++	+	++	
Dendrodrius rubidus	x	5		+		+++	+	++	++	++		+++		+	
Aporrectodea caliginosa	x	7					+	++	+		++	+		++	
Aporrectodea rosea	x	7					+	++	++	+				+	
Allolobophora chlorotica	x	7					+	++	++	+++	+				
Lumbricus castaneus	x	7					+		++	++	+				
Lumbricus terrestris	5	7						+	++		+++				
Aporrectodea limicola	7	7						+							
Octolasion tyrtaeum	9	7									++	++		+++	++++
Eiseniella tetraedra	9	7												+++	+++
MESOFAUNA															
Achaeta brevivasa	5	1		+++											
Marionina clavata	5	1	++++	++++	++++	++							++		
Cognettia sphagnetorum	x	2	++++	++++	+++								++++		
Achaeta danica	5	3		++++	++										
Achaeta aberrans	5	3		++											
Cognettia cognettii	x	4								+++					
Marionina cambrensis	5	4				+++	++								
Achaeta affinoides	5	4			++++	++++	++++		++++						
Achaeta abulba	5	5			++++	++	++++	+++							
Enchytraeus norvegicus	5	5			+		++								
Hrabeiella periglandulata	5	5					++	+++							
Mesenchytraeus glandulosus	5	5					++								
Marionina tubifera	5	6				++	+++		+++	+					
Enchytronia parva	5	6					++	++	+++	+	++				
Enchytronia plicata	5	7					+	+++	++		+				
Enchytronia sp. (sept)	5	7						++							
Stercutus niveus	5	7					+++			+++					
Achaeta dzwilloi	5	7								+++					
Achaeta pannonica	5	8							+						
Marionina sp. (tris)									+++						
Buchholzia appendiculata	x	7					++		++	+++	++++				
Henlea nasuta	x	7									+				
Henlea perpusilla	x	7							+			+			
Henlea ventriculosa	x	7													
Marionina communis	x	7									+++				
Hemifridericia parva	x	7									++	++			
Enchytraeus cf. minutus	x	7		++			+	+	++	+++	+	++			+
Enchytraeus sp. (gran)	x	7					+		++	+	+				+
Fridericia-Arten gesamt	x	7		++			+	++	+++	+++	++++	+++		+	++
Bryodrilus ehlersi												++			
Marionina cf. vesiculata											+				
Achaeta unibulba	7	7										+			++
Enchytraeus lacteus	7	7										++			
Parergodrilus heideri	7	7								++	+				+
Marionina argentea	8	7		+++							+	++++		+	
Cernovitoviella atrata	8	x										+++			+
Cognettia glandulosa	9	7									++	++++			+++
Mesenchytraeus armatus	9	7												++	++
Mesenchytraeus sanguineus	9	3													
Artenzahl			3	11	8	7	15-18	10-14	12-15	17	11-21	17	1-5	6-9	4-12
mittlere Reaktionszahl			1,5	3,6	3,4	4,3	5,7	6,3	6,4	6,5	7,0	6,6	2,2	6,6	7,0
Zersetzergesellschaft			2.11	2.11	2.11	2.11	1.11	1.11	1.11	1.11	1.12 /1.3	1.12 /1.3	2.21	1.31	1.31

Standortkürzel:

(A) Wald auf Podsol: (1) Buchenbestand, (2-3) Buche mit Edellaubhölzern, (4) Eiche, (5) Fichte

(B) Feldgehölz: (1-2) nasse Mulde, (2-5) nicht nasser Bereich

(C1-5) Birkenwäldchen auf Podsol

(D1-5) Grünland auf zersetztem Hochmoortorf

(E) Erlenbruch in Mooregebiet: (1) nicht abgetorft trocken, (2-5) abgetorft naß

(F) Hochmoor: (1) Grünlandbrache (2-4) angetorft naß, (5) nicht abgetorft trocken

Zeigerwerte: (F) Feuchtezahl, (R) Reaktionszahl in der Definition von ELLENBERG (1979).

Braunschweig (Westerman/Höller und Zwick). 206 S.
 Fründ, H. C.; Graefe, U., 1992: Enchyträen (Kleinringelwürmer) – Funktion, ökologische Ansprüche und Beeinflussung durch Bodenbewirtschaftung. – VDLUFA-Schriftenreihe 35 (Kongreßband 1992). 539–542.
 Graefe, U., 1993a: Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. – Mit-

teilungen Dt. Bodenkundl. Gesellschaft. 69. 95–98.
 Graefe, U., 1993b: Veränderungen der Zersetzergesellschaften im Immissionsbereich eines Zementwerkes. – Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellschaft. 72. 531–534.
 Leser, H.; Klink, H. J. (Hg.), 1988: Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25000 (KA GÖK 25). – Selbstverlag Zentrallausschuß für deutsche Landeskunde, Trier.

Anschrift der Verfasser

Dr. Heinz-Christian Fründ
 IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH
 Ernst-Sievers-Str. 107
 49078 Osnabrück

Dipl.-Biol. Ulfert Graefe
 IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH
 Sodenkamp 62 · 22337 Hamburg

Jahrringanalysen zur retrospektiven Untersuchung von Belastungszeitreihen im Rahmen der Umweltverträglichkeitsuntersuchung sowie bei der Umweltüberwachung von Anlagen

von Frieder Hofmann

1. Einleitung

Ziel einer Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) ist die Abschätzung von Gefährdungspotentialen im Sinne eines präventiven Umweltschutzes (§ 1 UVPG). Die zentrale Aufgabe liegt hierbei, in Ergänzung zu anderen Umweltschutzgesetzen, die medial orientiert sind wie z. B. die TA Luft, eine konkrete vorhaben- und raumspezifische Einzelfallprüfung vorzunehmen (UVP-Förderverein 1992).

Wesentliche Bestandteile einer im Rahmen der UVP durchgeführten Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) sind:

- Die Festlegung des relevanten Untersuchungsraumes.
- Die Ermittlung der Vorbelastung sowie der Belastbarkeit der betroffenen Ökosysteme.
- Die Einschätzung der durch ein Vorhaben bedingten Zusatzbelastung und -wirkung auf die Ökosysteme im Untersuchungsraum.

Zwischen diesem Anspruch und der Wirklichkeit sind für die UVP von immissionsrelevanten Anlagen in der Bundesrepublik noch Lücken festzustellen.

a) Der Untersuchungsraum (§ 5 UVPG; Scoping-Prozeß) wird in aller Regel zu kleinräumig gewählt, was u.a.

durch Vorgaben anderer Vorschriften/Gesetze bedingt ist. So orientiert sich der Untersuchungsraum bei Kraftwerken häufig an der TA Luft und bleibt so mit der 30fachen Schornsteinhöhe (bei 100 m Höhe sind das gerade 3 km) weit unterhalb der Entfernung, in der ein Nachweis eines Wirkungsgradienten noch möglich ist. Es ist die Forderung zu erheben, daß der Untersuchungsraum entsprechend der Ausbreitung der Stoffe so groß gewählt wird, daß auch geeignete Referenz-Bereiche und dementsprechend eventuell vorhandene Gradienten erfaßt werden können.

b) Bezüglich des Untersuchungszeitraumes ist anzumerken, daß die derzeitige Praxis (< 12 Monate) für die Ziele der Untersuchung, nämlich der Einschätzung der Belastung bzw. Belastbarkeit von Ökosystemen, untauglich, weil zu kurz ist. Als Problemlösung stehen zwei potentielle Ansätze zur Verfügung: Einerseits die Ausdehnung des Untersuchungszeitraumes, was das Genehmigungsverfahren für Anlagen deutlich in die Länge zöge und von Betreiberseite nicht akzeptiert wird, sowie andererseits eine retrospektive Betrachtung der am entsprechenden Standort existierenden Belastungen.

c) Immissionsökologische Belange

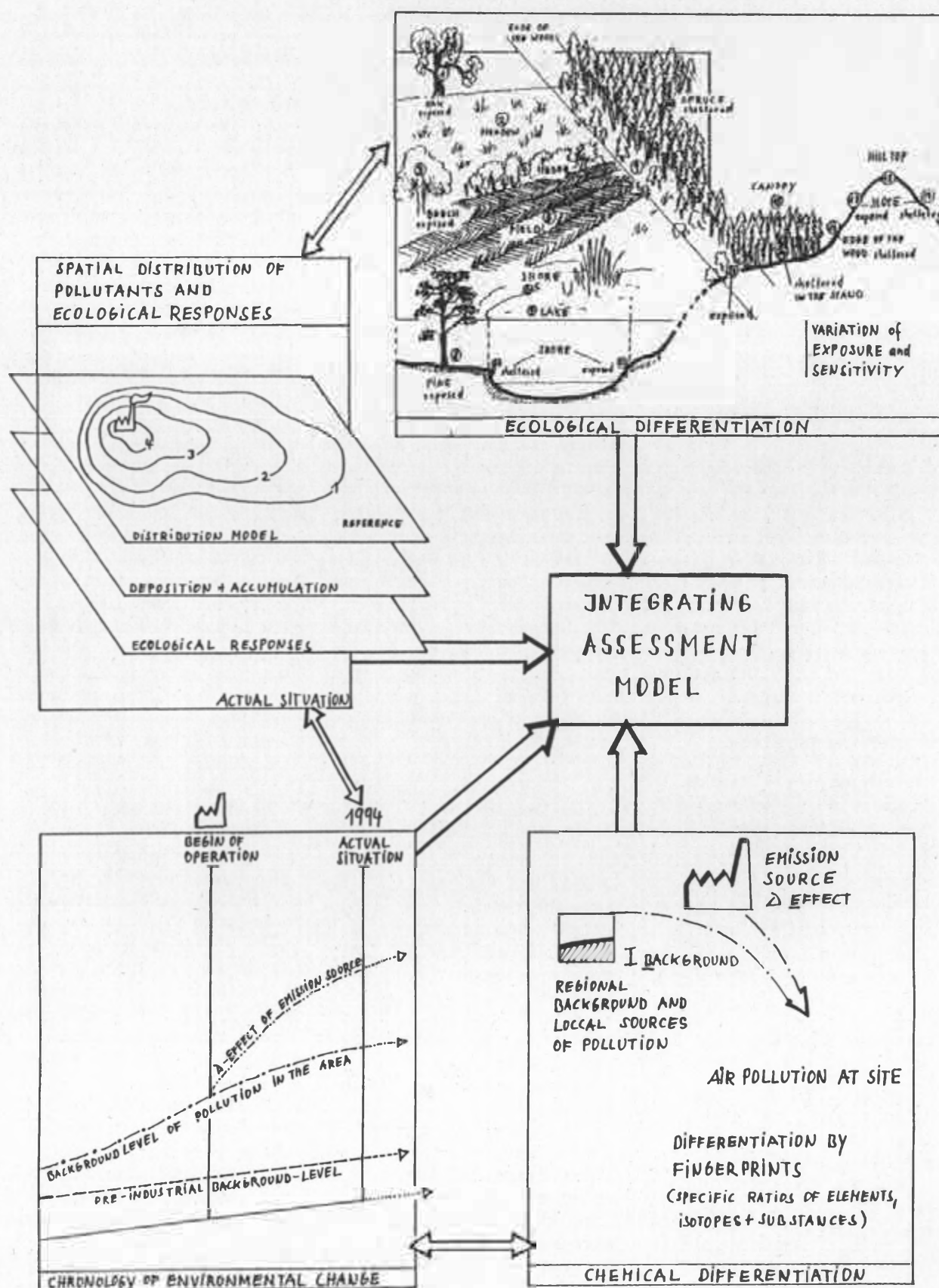
werden in aller Regel nicht berücksichtigt. Dies führt dazu, daß die Auswirkungen einer Maßnahme auf das entsprechende Ökosystem bzw. seine Komponenten unterschätzt werden können. Weiterhin wird den Unterschieden zwischen den verschiedenen Ökosystemen und den damit einhergehenden verschiedenen Ansprüchen und Belastungsgrenzen zu wenig Rechnung getragen. In den Grenzwerten der TA Luft wird z.B. ökologisch überhaupt nicht differenziert, d.h. es wird kein Unterschied gemacht, ob es sich um eine Feuchtwiese, einen Buchenwald oder um ein Kalkbasenmoor handelt.

d) Entscheidend für eine erfolgreiche UVS ist die Ermittlung der zusätzlichen Belastungswirkung des Emittenten, des sogenannten Δ -Effektes. Bei der in Mitteleuropa durchweg vorhandenen hohen Hintergrundbelastung mit den damit verbundenen erheblichen Schwankungen reicht die Betrachtung von Einzelschadstoffen über kurze Zeiträume nicht aus.

e) Erfolgversprechend zeichnen sich für die UVS im immissionsökologischen Bereich integrierende Vorgehensweisen verschiedener, sich ergänzender Verfahren aus, die sowohl räumlich und stofflich als auch zeitlich differenziert eine Unterscheidung zwischen der spezifischen Belastungswirkung des Emittenten und der allgemeinen Umweltbelastung durch andere Emittenten ermöglichen (Hofmann 1992) (s. Schema 1).

Zur räumlichen Differenzierung lassen sich z.B. in Ergänzung zu Ausbreitungsrechnungen und aktuellen Luftmessungen sogenannte Langzeit-Passiv-Akkumulatoren des Biomonitoring (z.B. Rinden) verwenden, mit deren Hilfe sich vergleichende Aussagen zur langjährigen durchschnittlichen Immis-

Schema 1. Scheme of integrating environmental impact assessment and monitoring programs



sionsbelastung von Standorten gewinnen lassen. Bioindikatoren, die ökosystemspezifisch differenzieren, ergänzen die (Reaktions-)Wirkungsseite. Zur stofflichen Differenzierung können sogenannte „Fingerprints“, d.h. charakteristische Stoff- und Isotopenverhältnisse, herangezogen werden, anhand derer sich spezifisch der Emittent von anderen Umwelteinflüssen unterscheiden läßt. Zeitlich differenzierende Verfahren gewinnen in diesen Settings zunehmend an Bedeutung, da mit ihrer Hilfe rückblickend die dynamische Entwicklung des Systems erfaßt und dies ein besseres Verständnis des Ist-Zustands und der zukünftigen Entwicklungsmöglichkeiten erlaubt.

2. Die Jahrringanalyse als retrospektive Methode

Zeitabhängige Untersuchungen zur Einschätzung von ökosystemaren Belastungen werden mit einer Reihe von verschiedenen Materialien durchgeführt. In Tabelle 1 sind eine Reihe gängiger Verfahren aufgelistet, die jeweils spezifische Vor- und Nachteile besitzen und die dementsprechend für bestimmte Fragestellungen in der Ökotoxikologie und der Umweltverträglichkeitsprüfung geeignet sind.

Tab. 1. Retrospektive Methoden

Sammlungen, museale Bestände	
Pflanzen:	Moose, Flechten, Samen
Tiere:	Federn, Haare
Mensch:	Zähne, Knochen
Speicher	
natürliche:	Kavernen
künstliche:	Glasgefäße
Ablagerungen	
Sedimente der Flüsse, Seen und Meere	
Torfprofile	
Eiskerne der Gletscher in Alpen, Arktis und Antarktis	
Jahrringe	
Bäume	
Muschelschalen	
Schildkrötenpanzer	
Korallenriffe	
Zähne	
Statolyth in Fischen	

Die hervorzuhebende Eigenschaft der im folgenden beschriebenen Me-

thodik des passiven Biomonitoring mit Hilfe von Jahrringanalysen ist einerseits die auf ein Jahr genaue Zuordnung der gemessenen Werte (Jahrringe als Akkumulationsindikatoren), andererseits die mögliche Kombination mit der Produktivität/Vitalität des Baumes (Jahrringbreiten als Reaktionsindikatoren), wodurch zeitabhängig die relative Veränderung der Belastungswirkungen des Ökosystems in der Vergangenheit erfaßt werden können.

3. Die Jahrringe – ein Geschichtsbuch der Umweltbedingungen

In gemäßigten, jahreszeitlich geprägten Regionen wie Mitteleuropa wird in der Regel jedes Jahr ein neuer, exakt abzugrenzender Jahrring gebildet, der mit den in dem entsprechenden Zeitraum für den Baum verfügbaren Elementen/Verbindungen versorgt wird (sowohl Nähr- als auch Schadstoffe) und so neben dem Nährstoffstatus die Belastung des Ökosystems im entsprechenden Jahr widerspiegelt. Da Bäume sehr langlebige Organismen sind, die mehrere hundert Jahre alt werden können (Tab. 2), sind in den Jahrringen Umweltbedingungen von Jahrhunderten gespeichert. Ist man in der Lage, darin zu lesen, so besitzt man ein regelrechtes Geschichtsbuch der Umweltbedingungen (Abb. 1).

Tab. 2. Durchschnittliches Lebensalter verschiedener Baumarten

Baumart	Lebensalter
Fichte (<i>Picea abies</i>)	300
Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>)	300
Esche (<i>Fraxinus excelsior</i>)	300
Weißtanne (<i>Abies alba</i>)	500
Waldkiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)	500
Roteiche (<i>Quercus rubra</i>)	800
Winter-Linde (<i>Tilia cordata</i>)	1000
Mammutbaum (<i>Sequoia-dendron giganteum</i>)	3000
Grannenkiefer (<i>Pinus aristata</i>)	4000

Seit längerer Zeit werden in der Dendrochronologie Jahrringbreite und -dicke erfolgreich angewandt, u. a. zur Rekonstruktion der Klimabedingungen und zur Datierung historischer Bauten (Schweingruber 1983). Die längsten, Jahr für Jahr klimatisch interpretierba-

ren Jahrringchronologien konnten mittels Überlappung rezenter, historischer und fossiler Hölzer gewonnen werden und reichen in Mitteleuropa bis zur letzten Eiszeit vor 10000 Jahren zurück. In Abbildung 2 ist das Datierungsprinzip erläutert.

Mit Hilfe bestimmter verbesserter Analysetechniken ist es neuerdings möglich geworden, in den einzelnen Jahrringen die Konzentrationen einzelner Nährelemente und Schadstoffe ausreichend sicher zu bestimmen. Damit eröffnete sich die Möglichkeit, die Veränderung der Umweltbelastung an einem Standort rückblickend lückenlos zu rekonstruieren.

4. Elementkonzentrationen in Jahrringen – Spiegel der Umweltbelastung?

Bei sorgfältiger Wahl geeigneter Standortbedingungen, Baumarten und Individuen läßt sich mit der Jahrringanalyse die natürliche Grundbelastung ermitteln. Die natürliche Grundbelastung des Ökosystems stellt für ökotoxikologische Bewertungen eine wichtige Größe dar, denn sie besagt, an welche Schadstoffbelastung die Tiere und Pflanzen des jeweiligen Ökosystems im Laufe seiner u.U. jahrtausendlangen Entwicklung angepaßt sind. Die Jahrringanalyse zeigt nun, um wieviel sich diese Belastung durch den Einfluß des Menschen verändert hat. Damit kann das Ausmaß der anthropogenen Vorbelastung im Ökosystem spezifisch ermittelt werden, eine bis dato schwer zu erfüllende Anforderung einer UVP.

Abbildung 3 zeigt die Entwicklung der Bleibelastung in Jahrringen einer über 180 Jahre alten Esche in der Umgebung der Blei- und Zinkhütte in Nordenham. Es lassen sich am Standort mehrere Phasen der Entwicklung der Bleibelastung charakterisieren:

■ 1820–1900: Die Grundbelastung um 1820 mit leicht steigender Tendenz.

■ 1900–1971: Deutlicher Zuwachs der Bleibelastung nach Eröffnung der Hütte im Jahre 1907.

■ ab 1972: Sprunghafte und anhaltende Erhöhung der Bleigehalte nach einem längeren Filterschaden der Hütte im Winter 1971/72.

Seit Dollard und Lepp (1974) wird intensiv die Möglichkeit eines Lateraltransportes diskutiert, der bei den ver-

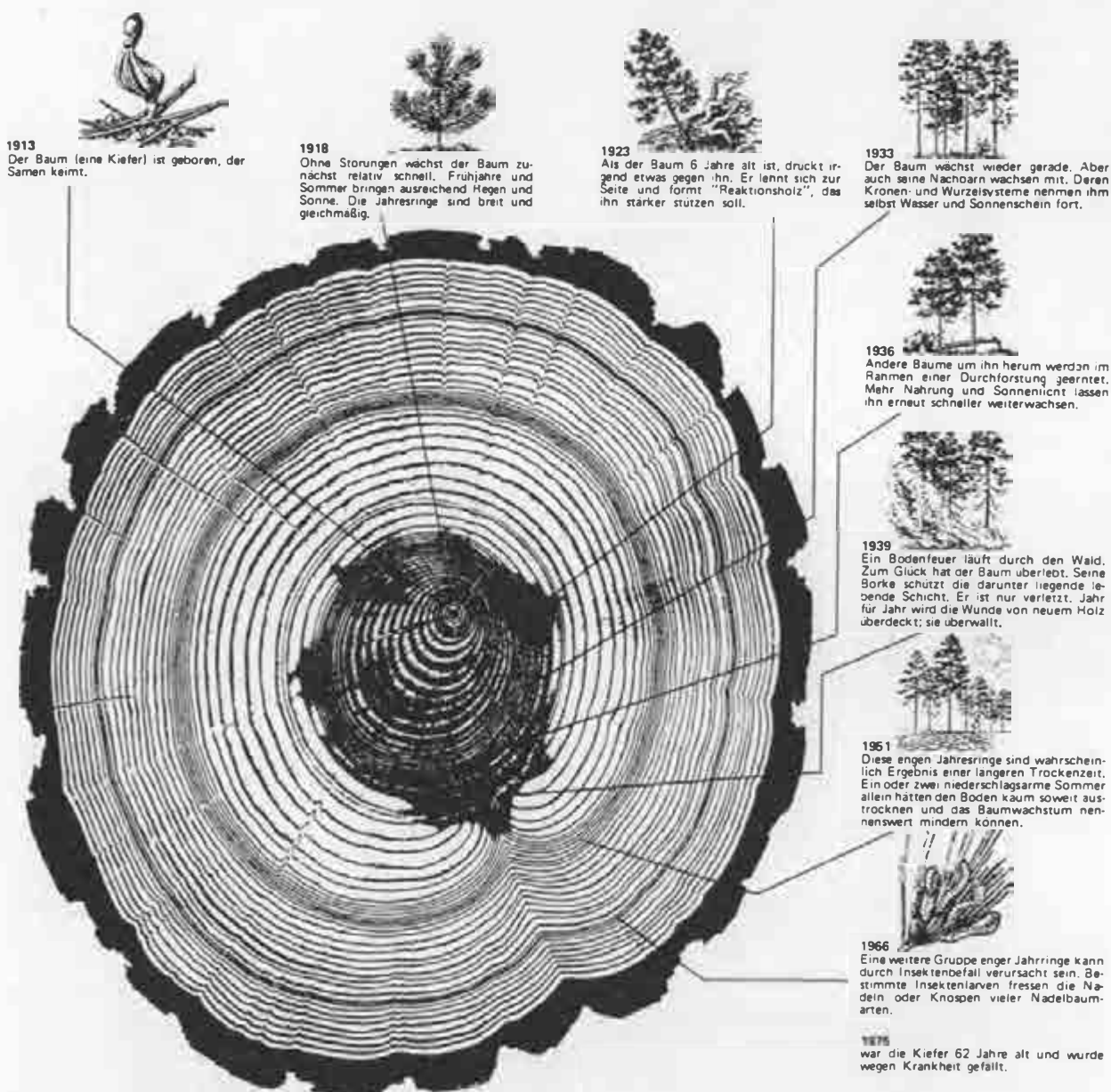


Abb. 1. Jahrringe als Geschichtsbuch. Aus „Wald und Umwelt“.

schiedenen Baumarten unterschiedlich stark ausgeprägt ist und der bei entsprechenden Ausmaß eine jahrgenaue Aussage verhindern kann. Anhand dieses letztgenannten, bekannten Filterschadens, der in einem umfassenden, seit 1968 bestehenden Immissionsmeßprogramm gut dokumentiert ist und der mit erheblichen Bleiimmissionen in die Umgebung einherging, konnte die Exaktheit und Validität der Jahrringanalyse eingehend geprüft werden (Hofmann und Born 1987).

Deutlich ist in Abbildung 3 zu erkennen, daß die durch den Filterschaden erhöhte Bleibelastung der Umgebung sich durch eine sprunghafte und

anhaltende Erhöhung des Bleigehaltes der Jahrringe zeitlich exakt widerspiegelt. Die Bleigehalte bleiben auf dem hohen Niveau, da sie die akkumulierte, pflanzenverfügbare Bodenbelastung anzeigen. Es ist anzumerken, daß Blei hier als Parameter der Umweltbelastung anzusehen ist und nicht als primärer Schadstoff. In der Untersuchung konnte weiterhin gezeigt werden, daß das Ergebnis abhängig ist von bestimmten immissionsökologischen Faktoren, wie z. B. Baumart, Exposition, Standortbedingungen und Schädigung der Bäume, nicht jedoch vom Alter. Dies ist ein eindeutiger Beleg dafür, daß bei sorgfältiger Beachtung bestimmter

Bedingungen die Jahrringanalyse nicht nur Trendaussagen, sondern auch zeitlich aufs Jahr exakte Chronologien der Umweltbelastungswirkung ermöglicht.

5. Die Kombination der Elementkonzentrationen der Jahrringe mit ihrer Breite: Ein Parameter für die Belastungsgrenzen von Ökosystemen

Die kombinierte Betrachtung von Elementkonzentration und Breite der Jahrringe erlaubt weitergehende Aussagen zur Belastung und Belastbarkeit des betroffenen Ökosystems.

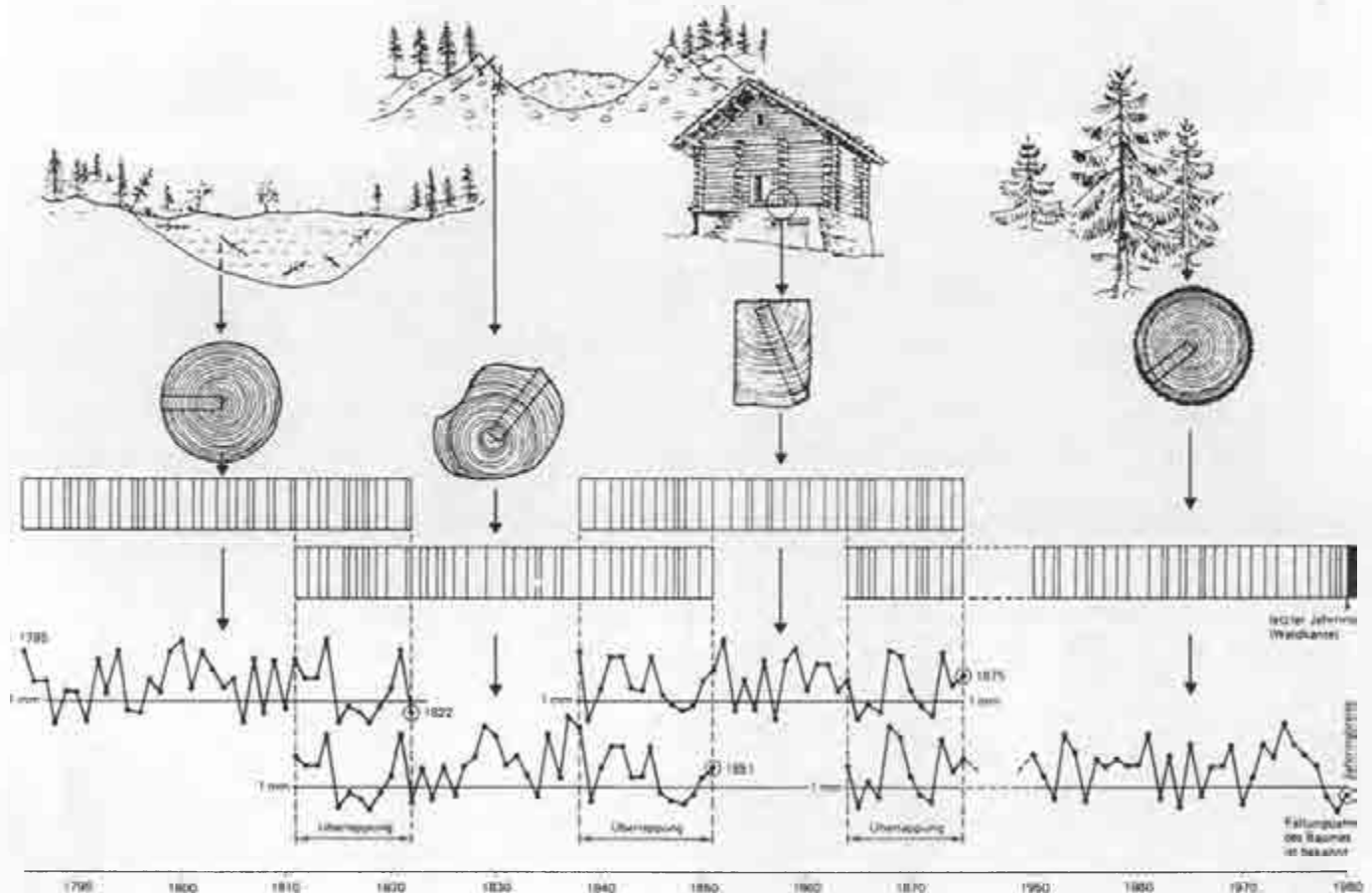


Abb. 2. Das Datierungsprinzip in der Jahrringforschung: Ist bei einem lebenden Baum das Datum des äußersten Jahrringes bekannt, kann anhand der auffallenden Jahrringe oder der Zick-zack-Jahrringbreitenkurve eine Reihe unbekannten Datums an jene bekannten Alters angeschlossen werden. Wenn dies gelingt, ist auch das Alter der angefügten Reihe bekannt. Das Datum des äußersten Jahrrings entspricht dem Fälldatum des Baumes. Mit diesem Verfahren wurden zusammenhängende Jahrringreihen erstellt, die bis zu 10 000 Jahren zurückreichen. Aus: Schweingruber und Schoch 1992.

Bleigehalte [ppb]

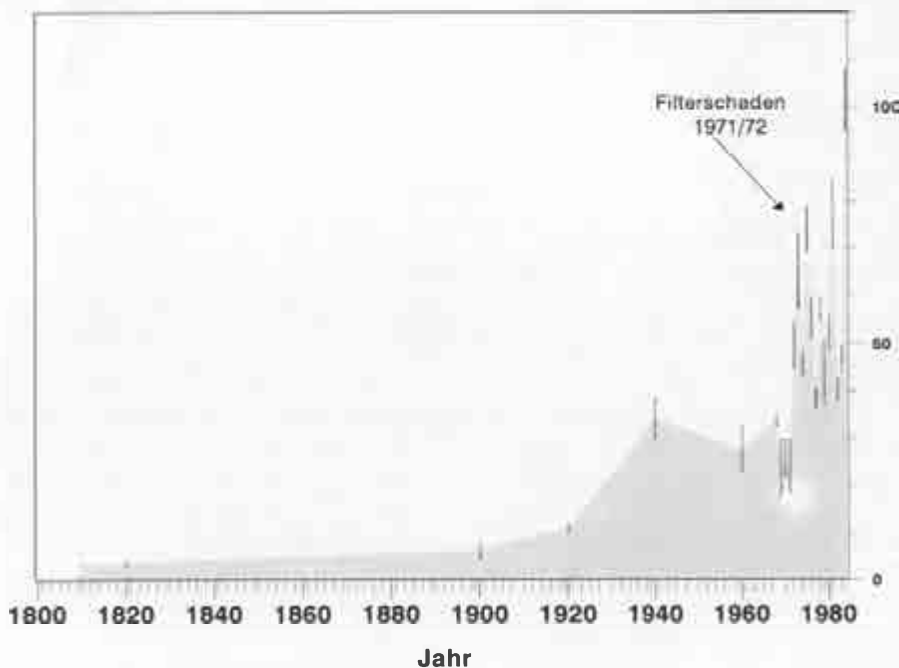


Abb. 3. Entwicklung der Bleibelastung in Jahrringen einer über 180 Jahre alten Esche in Nordenham (Hofmann und Born 1987).

Die Elementkonzentration in Jahrringen spiegelt keinesfalls eine rein abiotische Belastung des Ökosystems wider. Es handelt sich nicht um eine passive äußere Anlagerung der Stoffe, sondern diese unterliegen zahlreichen physiologischen Prozessen des Organismus Baum, wie der Aufnahme, des Transportes und letztendlich der Ablagerung in den Jahrringen. Man spricht in solchen Fällen von einer biologischen Belastungswirkung. Die Betrachtung der Elementkonzentrationen in Jahrringen erlaubt Rückschlüsse über die relative Veränderung der akkumulierten Belastungswirkung über die Zeit. Jeder Organismus hat eine bestimmte physiologische Elastizität, mit der er auf Belastungen zu reagieren vermag, aber auch Belastungsgrenzen, bei deren Überschreitung sich erhebliche irreversible physiologische Veränderungen bis hin zum Tod des Organismus einstellen können. Diese Prozesse beeinflussen natürlich auch die Elementkonzentra-

tionen in den Jahrringen – und damit werden sie meßbar. Kombiniert man die Elementkonzentration der Jahrringe mit einem geeigneten Parameter der Reaktionswirkung des Organismus, z. B. des Jahrringzuwachses als relatives Maß für Vitalität, so erlaubt dies differenziertere Rückschlüsse auf die langjährige Entwicklung von Belastungs- und Reaktionswirkung eines langlebigen und dominanten Organismus im Ökosystem – und damit auch auf die Veränderung der Belastung und Belastbarkeit des Ökosystems selbst.

Abbildung 4 zeigt die Ergebnisse einer derartig kombinierten Betrachtung von Elementkonzentration und Zuwachs der Jahrringe, die im Rahmen eines breit angelegten und mehrjährigen Untersuchungsprogrammes zur Auswirkung des Sauren Regens auf den Bremer Bürgerpark gewonnen wurden (Hofmann und Born 1986). Dargestellt ist die mittlere Bleibelastung von Eschen (8 Bohrkerne) und die Entwicklung des Jahrringzuwachses einer gesunden und einer geschädigten Esche im Pärchenvergleich.

Der über Jahrzehnte kontinuierlich steigende Bleigehalt indiziert die zunehmende Belastung des Ökosystems, ohne daß sichtbare Auswirkungen auf den Jahrringzuwachs zu verzeichnen sind. Die Zuwachsentwicklung der beiden Eschen verläuft bis 1957 synchron und auf gleichem Niveau, bis, deutlich sichtbar, 2 Jahrringreduktionen auftreten: Die erste 1958, ein Jahr nach Inbetriebnahme der Stahlhütte in Bremen, und 1969/70 nach Eröffnung der nahebei gelegenen Müllverbrennungsanlage.

Gleichzeitig mit der Jahrringzuwachsreduktion steigt die Bleikurve der Jahrringe sprunghaft an, gefolgt von einem abrupten Rückgang der Einlagerung. Der Rückgang der Bleikonzentration der Jahrringe ist keineswegs auf eine verminderte Bleibelastung der Umwelt zurückführbar, sondern dies weist auf das Erreichen einer Belastungsgrenze des Ökosystems und auf den damit einhergehenden veränderten physiologischen Zustand des Baumes nach der durch die Jahrringreduktion angezeigten Schädigung hin.

Das Bindungsverhalten des Xylems, und damit die Einlagerung von Blei in den Jahrringen, wird durch Versauerung des Xylemstromes als Folge zuneh-

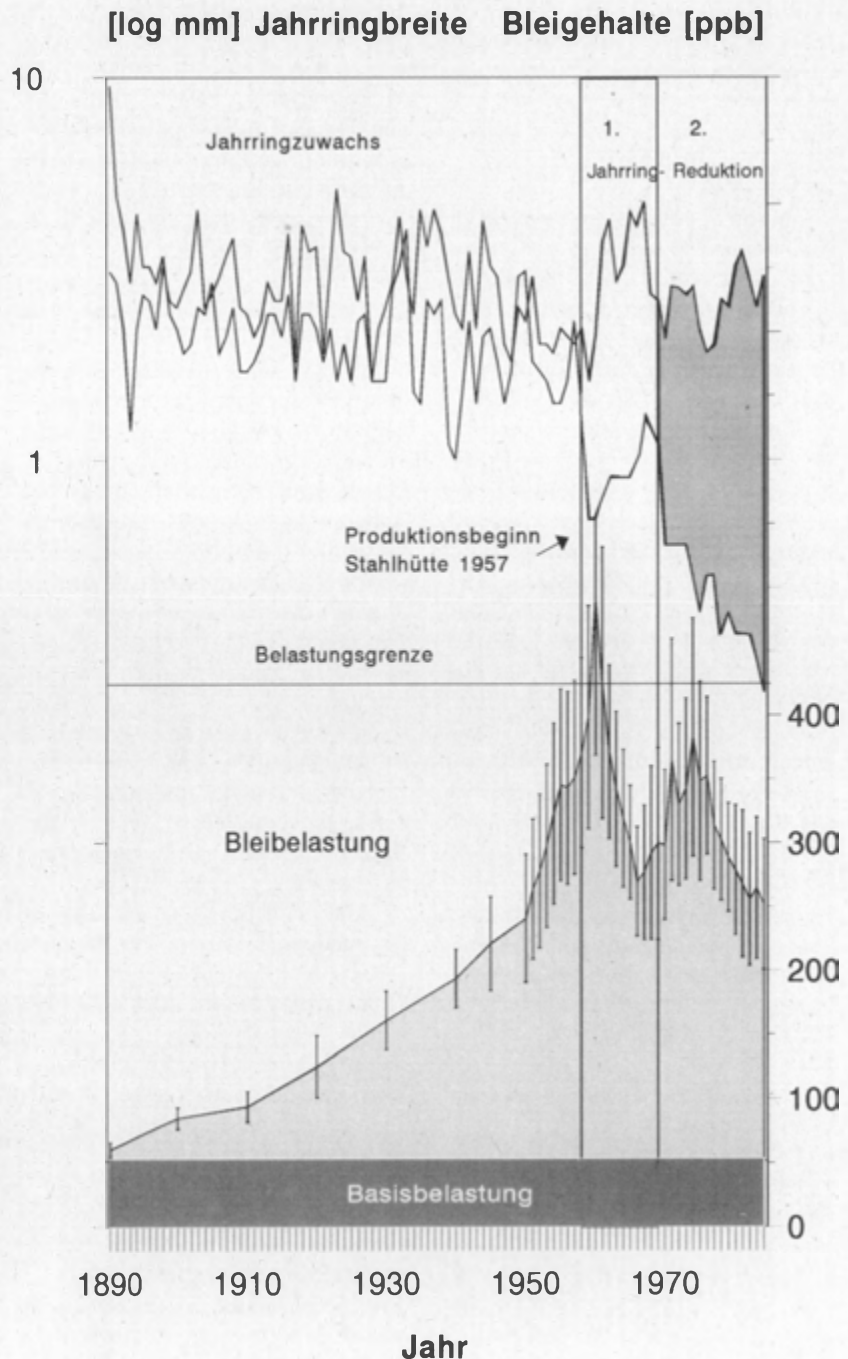


Abb. 4. Die kombinierte Betrachtung von Elementkonzentration und Zuwachs der Jahrringe erlaubt Rückschlüsse auf die Entwicklung von Belastungswirkungen im Ökosystem und das Erreichen von Belastungsgrenzen.

mender Schädigung des Organismus im Wurzelbereich verändert. Rademacher (1986) zeigte, daß bei Blei eine zweistufige Reduktion des Bindungsverhaltens möglich ist, daher auch zwei Kaskaden, bis der Baum stirbt.

Die Ergebnisse belegen, daß im Bremer Bürgerpark ein Überschreiten einer Belastungsgrenze bereits in den 50er Jahren erfolgte!

6. Grenzen der Jahrringanalyse

Die vorgestellte Methode weist – wie jedes Verfahren – Probleme und Grenzen auf. Hagemeyer (1993) wertete die Literatur (91 Zitate) auf Anwendbarkeit der Jahrringanalysen für Umweltchronologien aus und kam zu einem differenzierten Ergebnis. Aus dem derzeitigen Kenntnisstand und meiner eigenen Er-

fahrung lassen sich insbesondere folgende Grenzen und Kriterien für eine valide Anwendung der Jahrringanalyse benennen:

6.1 Wahl der Baumart

Nicht jede Baumart eignet sich für die beschriebene Methodik. Eine systematische Auswertung der bisherigen Forschungsergebnisse zeigt, daß Trendaussagen bei mehreren Baumarten möglich sind, hingegen für jahrgenaue Angaben nur wenige in Frage kommen.

Ringporige Laubhölzer eignen sich für jährliche Aussagen besser als zerstreutporige oder Nadelhölzer, da in diesen der Xylemstrom nur in dem jeweils neu gebildeten Jahrring fließen kann. Bedeutung muß ebenfalls dem Lateraltransport beigemessen werden, der für jede Baumart und jedes Element/Stoff anders sein kann. Da hierüber noch keine systematischen Kenntnisse verfügbar sind, bedarf es jeweils einer spezifischen Überprüfung. Bei Arten mit ausgeprägter *Ectomycorrhiza*, wie z.B. bei Eichen der Fall, scheint es hohe Abhängigkeiten vom Zustand des Pilzpartners zu geben.

Die genetische Variabilität innerhalb einer Baumart ist teilweise recht hoch, weswegen eine für ein bestimmtes Gebiet als geeignet erkannte Baumart nicht zwangsläufig für ein anderes geeignet sein muß. Sorgfalt bei der Wahl der Baumart ist also eine wichtige Voraussetzung.

6.2 Wahl des zu beprobenden Exemplars

Die schon oben angesprochene genetische Variabilität sorgt auch dafür, daß sich nicht alle Individuen einer Art gleichermaßen für ein Monitoring eignen. Die Individuen weisen Unterschiede in ihrer Empfindlichkeit und in ihrer Symptomspezifität auf. Populationen, die wie Bäume eine lange Generationszeit haben, dürfen nur geringe Sterbe- oder Krankheitsraten aufweisen, wenn sie langfristig überleben wollen (Scholz 1981) – ein spezifisches Symptom ist bei Bäumen daher nur bei wenigen Exemplaren einer Population zu erwarten. Dies bedingt, daß für eine erfolgreiche und valide Jahrringanalyse eine große Sorgfalt und Fachkenntnis bei der Auswahl der zu beprobenden Exemplare

notwendig ist. Nach meiner Erfahrung sind hierzu umfangreiche Populationen zu betrachten, aus denen mittels des sogenannten gezielten Pärchenvergleiches nach ökotoxikologischen Kriterien eine begründete Probenauswahl zu treffen ist. Hier besteht dringender Forschungsbedarf zur Entwicklung allgemeingültiger Kriterien.

6.3 Das „Meßinstrument“ Baum

Es soll an dieser Stelle angemerkt werden, daß auch das „Meßinstrument“ Baum nur in bestimmten Bereichen der Belastung zuverlässige Werte liefert. Ebenso wie der Organismus auf geringe Änderungen im Vergleich zur Basisbelastung nicht anspricht, gibt es im Bereich hoher Belastungen eine Grenze, oberhalb derer Aussagen nicht möglich sind. Ereignisse, die nachgewiesen werden sollen, müssen deutlich und markant genug sein, um entsprechend die standörtliche Durchschnittsbelastung zu verändern. Eine systematische Prüfung der einzelnen Baumarten und Elemente hinsichtlich ihrer Eignung zum Nachweis spezifischer Ereignisse steht noch aus.

6.4 Analytik

Außer den wenigen Makro-Nährelementen liegen die Konzentrationen der meisten Elemente und Stoffe in den Jahrringen der Bäume um mehrere Größenordnungen unter den entsprechenden Bodengehalten (ppb und geringer), wobei gleichzeitig die analytisch relevante Probemenge eines Jahrrings eines Bohrkerns bei 1–10 mg anzusetzen ist. Damit bewegt man sich im Bereich der absoluten Spurenanalyse, die höchste Anforderungen an die Analytik stellen. Erst seit wenigen Jahren gelingt der sichere Nachweis von Elementen in Einzeljahrringen (Hofmann und Born 1986); für Trendaussagen, zu denen mehrere Jahrringe zusammengefaßt werden können, sind die Anforderungen weniger scharf, und es finden auch Multi-Element-Methoden Anwendung.

6.5 Allgemeine Anwendbarkeit

Allgemeingültige Aussagen zur Anwendbarkeit der Methode sind beim derzeitigen Kenntnisstand nicht mög-

lich (Hagemeyer 1993). Es bleibt der Einzelfallprüfung vorbehalten, ob die Methode im konkreten Fall anwendbar erscheint oder nicht. Dies ist gegenüber standardisierten DIN-Verfahren ein deutlicher Nachteil. Jedoch gibt es derzeit keine Standardmethoden, mit denen vergleichbare Aussagen entsprechend zügig und sicher gewonnen werden können.

6.6 Kosten/Nutzen-Verhältnis

Die Kosten für derartige Untersuchungen liegen im Vergleich zu anderen Standardverfahren der Immissionsüberwachung (Kataster, Meßstationen, mobile Überwachung) bei gesteigertem Aussagevermögen deutlich niedriger.

7. Fazit

Die beschriebene Methode der Jahrringanalyse ist eine relativ junge Monitoringmethode, die trotz der noch bestehenden Erkenntnislücken bereits jetzt ein erhebliches Anwendungspotential für immissionsökologische Untersuchungen und UVP's im Einzelfall besitzt. Mit ihrer Hilfe lassen sich Aspekte zur Dynamik der Immissionsbelastungs- und Wirkungsgeschichte im Ökosystem retrospektiv erschließen, und damit wird insbesondere im Zusammenspiel mit anderen, vornehmlich räumlich differenzierenden Verfahren die Zuverlässigkeit der Einschätzung des heutigen Belastungszustandes des Ökosystems und dessen Entwicklungsmöglichkeiten entscheidend verbessert und eine solide Grundlage zur Einschätzung und Bewertung zukünftiger Eingriffe geschaffen. Mit der Jahrringanalyse kann retrospektiv

- die natürliche Grundbelastung des Ökosystems vor der Industrialisierung und das Ausmaß der anthropogenen Veränderung erfaßt werden,
- durch kombinierte Betrachtung von Elementkonzentration und Zuwachs der Jahrringe Belastungsgrenzen im Ökosystem erkannt und
- die immissionsökologische Kontrolle von Anlagen außerordentlich effizient durchgeführt werden.

Damit lassen sich mit der Jahrringanalyse wertvolle Beiträge für eine konkrete raum- und vorhabenspezifische Einzelfallprüfung einer UVP erzielen.

8. Literatur

- Dollart, G. J.; Lepp, N. W., 1978: Some factors affecting the transport of heavy metals in woody plant tissue. In: Hemphill, D. D. (Ed.): Trace substances in environmental health XI, 433–439. – Univ. of Missouri Press, Columbia.
- Hagemeyer, J., 1993: Monitoring trace metal pollution with tree rings: A critical reassessment. In: Markert, B. (Ed.): Plants as Biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. 541–563. – VCH, Weinheim.
- Hofmann, F.; Born, M., 1986: Der Nachweis von Schwermetallen in Jahrringen von Bäumen als biologisches Monitoring-Verfahren zur Erstellung einer Chronologie der Umweltbelastung. Diplomarbeit Univ. Bremen, FB Biologie.
- Hofmann, F.; Born, M., 1987: Der Schwermetallgehalt in Jahrringen von Bäumen – eignet sich die Jahrringanalyse zur Erstellung von Chronologien der Umweltbelastung? – Verh. d. Ges. f. Ökologie XVI, 343–350.
- Hofmann, F., 1992: Situationsbewertung und Erhaltungs-, Sanierungs- und Entwicklungsvorschläge für den Natur- und Landschaftsschutz – Maßnahmen für eine biologisch-ökologische Umweltüberwachung im Großraum Rostock. In: MITEC Projektteam: Studie zur Umweltsituation im Großraum Rostock; Abschlußbericht der Projektphase 2; „Ökologisches Sanierungskonzept für den Großraum Rostock“. UBA-FB 92-057, 4-65-4-72. – Umweltbundesamt, Berlin.
- Krämer, H., 1989: Waldschäden und Zuwachsverluste. In: Horbert, M. (Hrsg.): Waldschäden: Ursachen und Konsequenzen. Beiträge zur Fachtagung 1987. – Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, 59, 35–52.
- Rademacher, P., 1986: Morphologische und physiologische Eigenschaften von Fichten [*Picea abies* (L.) Karst.], Tannen (*Abies alba* Mill.), Kiefern (*Pinus sylvestris* L.) und Buchen (*Fagus sylvatica* L.) gesunder und erkrankter Waldstandorte. – Dissertation Univ. Hamburg, FB Biologie. GKSS-Bericht 86/E/10 – GKSS-Forschungszentrum, Geesthacht.
- Scholz, F., 1981: Genecological aspects of air pollution effects on Northern Forests. – *Silva Fennica* 15, 4, 384–391.
- Schweingruber, F., 1983: Der Jahrring: Standort, Methodik, Zeit und Klima in der Dendrochronologie. – Haupt, Bern.
- Schweingruber, F.; Schoch, W., 1992: Holz, Jahrringe und Weltgeschichte. – Lignum, Dietikon.
- UVP-Förderverein (Hrsg.), 1992: UVP-Gütesicherung. Qualitätskriterien zur Durchführung von Umweltverträglichkeitsprüfungen. UVP-Anforderungsprofil 1. – Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund.

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Biol. Frieder Hofmann
Ökologie-Büro Hofmann
Wielandstr. 25 · 28203 Bremen

Zur Anwendung ökologischer Indices und sogenannter Minimalprogramme im Rahmen naturschutzfachlicher Analyse- und Bewertungsverfahren

von Michael Reich

1. Einleitung

Die Bewertung von Natur bzw. ihren Teilelementen gewinnt in der Vollzugspraxis des Naturschutzes eine immer größere Bedeutung (z.B. Umweltverträglichkeitsprüfung, Ausgleichsabgabe) und gehört damit heute zu den wichtigsten eigenständigen Aufgaben, vor allem des behördlichen Naturschutzes. Die Diskussion über die hierzu erforderlichen spezifischen Methoden und Instrumente ist aber bei weitem noch nicht abgeschlossen (vgl. Henle und Kaule 1991; Plachter 1992; Plachter und Foeckler 1991; Reich 1993).

Da in der Regel Arten, Habitate, Biozönosen oder ökosystemare Zusam-

menhänge betrachtet werden, spielt die Verarbeitung biologischer Sachverhalte eine zentrale Rolle (z.B. Reich und Weid 1992). Die Biologie als Naturwissenschaft ist jedoch alleine nicht in der Lage, solche Bewertungsverfahren zu entwickeln, weil ihr wertende Arbeitsweisen grundsätzlich fremd sind (Plachter 1992). So ist zum Beispiel auch die häufig in Gutachten auftretende Formulierung „ein ökologisch wertvolles Gebiet“ eigentlich nicht zulässig, denn aus Sicht der Ökologie können Ökosysteme oder Arten nicht unterschiedlich wertvoll sein (vgl. Erz 1986).

Die Praxis naturschutzfachlicher Gutachten ist auch heute noch durch naturwissenschaftliche Arbeitsmetho-

den einerseits und bürokratische Rahmenbedingungen andererseits gekennzeichnet:

So folgt die Abgrenzung des Untersuchungsraumes häufig rein formalen Kriterien (z.B. Flurgrenzen, Trassenbreiten), ebenso wie die Auswahl der zu bearbeitenden Parameter (z.B. Artengruppen, Vegetationseinheiten). Oft korreliert diese Auswahl mit der speziellen Qualifikation der Gutachter oder den Präferenzen der Auftraggeber. Versuche einer zielorientierten Standardisierung existieren erst seit einigen Jahren (vgl. Plachter 1989; Riecken 1990; Fink et al. 1992).

Im Gegensatz dazu erfolgt die Durchführung der Freilandarbeiten mit „naturwissenschaftlich anerkannten“ Methoden (z.B. Braun-Blanquet, Barberfallen), auch wenn diese für die Fragestellung nicht zwangsläufig optimal sind. Das führt dann im Gutachten in vielen Fällen zu einem Mißverhältnis zwischen dem betriebenen Aufwand und den letztendlich daraus ableitbaren Aussagen. Die Vorbehalte vieler „Auftraggeber“ gegenüber tierökologischen Untersuchungen im Rahmen

von naturschutzfachlichen Gutachten sind mit Sicherheit auch hierauf zurückzuführen.

Die an die Erfassung anschließende Analyse des gewonnenen Datenmaterials erfolgt ebenso oft nach rein naturwissenschaftlichen Kriterien (z.B. Artenzahl, Arten- oder Dominantenidentität, Soziologie, Diversität). Spätestens im Bewertungsschritt treten dann jedoch Probleme auf, und eine naturschutzfachliche Zielformulierung ist auf dieser Grundlage praktisch nicht möglich.

2. Ökologische Indices

Indices, die auf Arten- und/oder Individuenzahlen von Stichproben beruhen, sind in der Ökologie seit langem gebräuchlich (vgl. z.B. Balogh 1958). Auch in der Naturschutzpraxis fanden Parameter wie Artenzahl, Artenidentität, Dominantenidentität und Diversität verbreitet Anwendung bzw. treten auch heute noch regelmäßig in Gutachten oder Veröffentlichungen auf. Am Beispiel der Diversität werden die dabei auftretenden Probleme besonders deutlich:

Ein weit verbreiteter Fehler ist die Berechnung der Diversität für Ergebnisse aus Barberfallen-Fängen. Dies ist eigentlich nicht zulässig, weil der Shannon-Index eine Zufallsstichprobe voraussetzt (Mühlenberg 1989). Barberfallen fangen aber selektiv, das heißt Arten mit großer Aktivitätsdichte treten in der Falle häufiger auf als gleich abundante Arten mit geringerer Aktivitätsdichte. Der errechnete Diversitätsindex gibt damit letztendlich nur die „Diversität des Falleninhaltes“, nicht aber der untersuchten Zönose wieder. Besonders problematisch ist der Diversitätsvergleich einer Zönose (z.B. Laufkäfer) in verschiedenen Habitaten auf der Grundlage von Barberfallen-Fängen. Allein die unterschiedliche Raumstruktur einer Wiese, eines Röhrchtes oder einer Brache könnte bei identischen Arten- und Dominanzstrukturen der untersuchten Zönosen zu unterschiedlichen Fangergebnissen und damit verschiedenen Diversitäten führen.

Aber auch wenn das Datenmaterial aus Zufallsstichproben, z.B. aus Boden-Photoelektoren stammt, ist die Aussagekraft für Naturschutzzwecke begrenzt. Am Beispiel von Untersuchun-

gen zu Struktur und Funktion von Waldökosystemen (Funke 1983; Kühner 1988; Roth 1984) läßt sich dies verdeutlichen (Abb. 1, Abb. 2).

Aus diesen Untersuchungen liegen

zu verschiedenen Arthropodengruppen vergleichbare, langjährige Daten aus Eklektorfängen vor. Betrachtet man z.B. die Tanzfliegen (Empididae) (Kühner 1988), eine räuberisch lebende, ar-

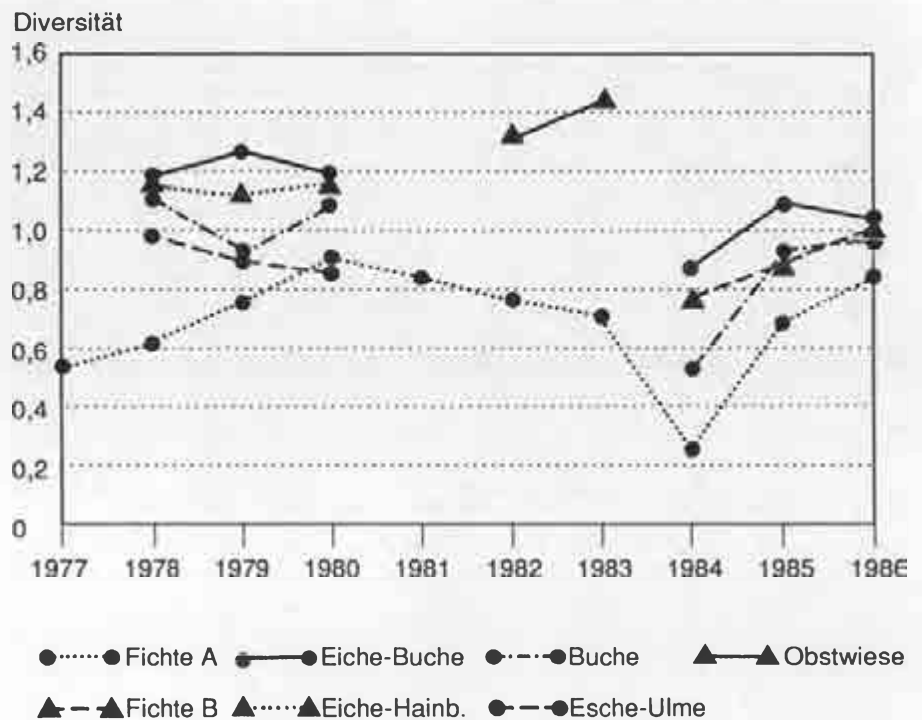


Abb. 1. Schwankungen der Diversität von Tanzfliegen-Zönosen (Diptera, Empididae) verschiedener Waldökosysteme und einer Streuobstwiese im Zeitraum 1977–1986 (nach Fängen mit Boden-Photoelektoren, Daten aus Kühner 1988).

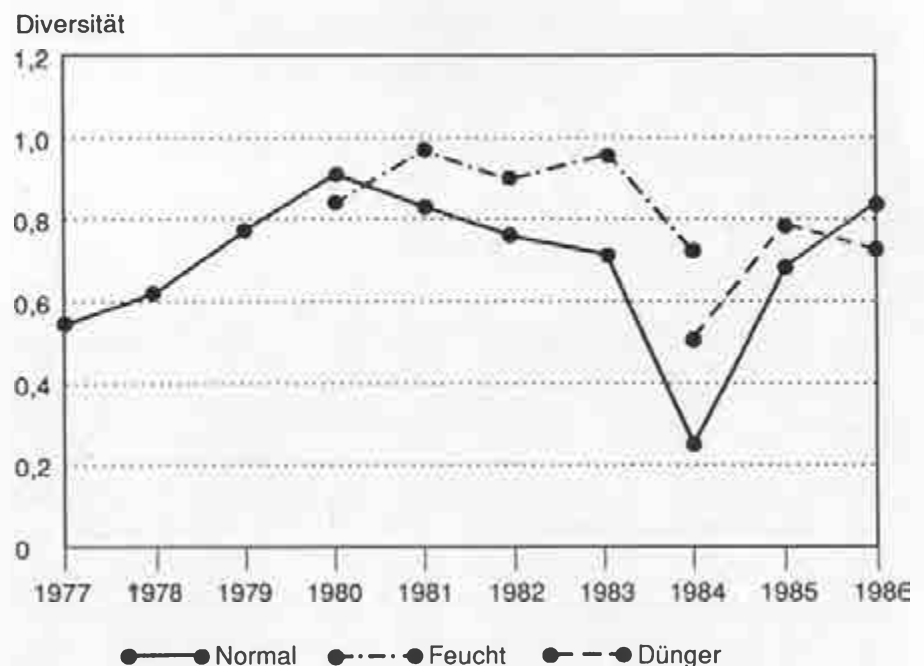


Abb. 2. Schwankungen der Diversität der Tanzfliegen-Zönose (Diptera, Empididae) einer unbehandelten (Normal), einer künstlich beregneten (Feucht) und einer gedüngten (Dünger) Parzelle eines Fichtenforstes im Zeitraum 1977–1986 (nach Fängen mit Boden-Photoelektoren, Daten aus Kühner 1988).

tenreiche Dipterenfamilie, fällt zunächst die starke Schwankung der Diversität im Fichtenforst (Fichte A) zwischen 1977 und 1986 auf (Abb. 1). Hohe Diversität wird oft auch als Maß für den Reifegrad und die Naturnähe eines Systems betrachtet. Unter den untersuchten Gebieten hatte eine Streuobstwiese die höchsten Diversitätswerte, noch höher als verschiedene naturnahe Laubwaldgesellschaften. Die Parallelität des Kurvenverlaufes in den Untersuchungsgebieten Buche, Eiche-Buche und Fichte in den Jahren 1984–1986 legt die Vermutung nahe, daß das Großklima einen starken Einfluß auf die Diversität hat. Die Tatsache, daß auch auf einer künstlich berechneten Fläche höhere Diversitätswerte erreicht wurden (Abb. 2), deutet ebenfalls darauf hin. Ähnliche Effekte lassen sich auch bei anderen Arthropodengruppen, z. B. verschiedenen Käferfamilien (Roth 1984) aufzeigen.

Wie steht es nun aber mit der natur-schutzfachlichen Bewertung dieser Ergebnisse?

■ Sind die künstlich berechneten Fichtenforste wertvoller als die nicht berechneten?

■ Ist eine Streuobstwiese wertvoller als ein Eschen-Ulmen-Auwald?

■ Ist es aus naturschutzfachlicher Sicht sinnvoll, daß alle Arten gleichrangig in die Berechnung eingehen?

■ Am höchsten ist die Diversität dann, wenn alle Arten etwa gleich häufig sind. Ist das aber auch natürlich oder aus Naturschutzsicht besonders wertvoll?

Diese Fragen machen sofort deutlich, daß eine Bewertung mit dem Kriterium Diversität ohne weiteres nicht möglich ist. Insbesondere der wertende Vergleich verschiedener Lebensraumtypen ergibt keinen Sinn. Aber auch die Bewertung verschiedener Objekte des gleichen Lebensraumtyps ist kaum möglich, solange dafür eine fundierte Zustands-Wertigkeits-Relation (ZWR) fehlt (vgl. Plachter 1992). Dazu müßten zunächst regionalisierte Werteskalen erarbeitet werden, die zum Beispiel Auskunft über die durchschnittliche Diversität einer bestimmten Waldgesellschaft unter verschiedenen Rahmenbedingungen (naturnahe Ausprägung, Nutzungsgeschichte, Flächengröße, Strukturreichtum etc.) geben. Das untersuchte Einzelobjekt könnte dann über den Abstand der ermittelten Di-

versität vom naturraumspezifischen „Erwartungswert“ bewertet werden. Solche regionalisierten Werteskalen liegen aber bislang nicht vor und sind aufgrund des erheblichen Aufwandes in absehbarer Zeit auch nicht zu erwarten.

Ähnliche Anforderungen gelten natürlich auch für andere wertbestimmende Kriterien, wie z. B. Artenzahl, Artenfehlbetrag oder Vollständigkeit der Zönose. Auch hier stehen für viele Taxa regionalisierte „Erwartungswerte“ noch aus. Verfügbar sind sie in der Regel nur für artenarme Gruppen mit gutem Kenntnisstand zu Ökologie und Verbreitung (z. B. Vögel, Amphibien, Libellen, Heuschrecken).

3. Minimalprogramme

Die bei Fängen mit Barberfallen, Gelbschalen oder Boden-Photoelektoren anfallenden großen Individuenzahlen machen in der ökologischen Forschung eine Beschränkung auf sogenannte Minimalprogramme (z. B. Grimm et al. 1975) nötig. Im Rahmen der biologischen Schädlingsbekämpfung sind sie zur Ermittlung von Schadensschwellen schon lange gebräuchlich (OILB 1980).

Inzwischen wird auch in der Naturschutzpraxis verstärkt nach Möglichkeiten der Aufwandsminimierung gesucht. Duelli et al. (1990) zeigen dies für die Parameter Fallenzahl und Fangdauer. Bei optimaler Auswahl bestimmter Fangperioden läßt sich danach der Aufwand um ca. 80 % reduzieren, während nur 20 % der Aussagekraft (hier: des Artenspektrums) verlorengehen. In der Theorie ist dies schlüssig. In der Praxis treten jedoch einige Probleme auf:

Eine optimale Wahl der Fangperiode setzt eine exakte Kenntnis phänologischer Prozesse voraus. Da diese von Lebensraumtyp zu Lebensraumtyp verschieden sind und zudem jeweils nur regionale Gültigkeit haben, müssen dieser Form der Aufwandsminimierung detaillierte Grundlagenuntersuchungen vorausgehen. Untypische Klimaverläufe (z. B. Schlechtwetterperioden) erschweren solche Optimierungsstrategien zusätzlich.

Viel entscheidender und leider oft vernachlässigt ist jedoch die Frage ob mit diesem Minimalergebnis sinnvoll bewertet werden kann. Denn möglicherweise sind gerade die fehlenden

20 % der Arten für die Bewertung von besonderer Bedeutung. Für den Wertmaßstab Seltenheit gilt dies ja offensichtlich.

Das Bewertungsverfahren muß deshalb die Grundlage für die zu wählende Analyse-methode und -intensität sein – und nicht umgekehrt.

Soll z. B. die Libellenzönose Gegenstand der Bewertung von Stillgewässern sein, ist es von erheblichem Einfluß auf das Analyseverfahren, ob das am Gewässer anwesende Artenspektrum (Imagines) bewertet werden soll oder ob zusätzlich der qualitative Nachweis der Bodenständigkeit (z. B. Exuvien) im Gewässer erbracht werden soll. Vergleichende Untersuchungen an Auwaldgewässern in Süddeutschland (Arnold-Reich 1990) zeigen, daß im ersten Fall theoretisch zwei Begehungen (Ende Juni und Ende August) ausreichen könnten, im zweiten Fall jedoch mindestens vier bis fünf Kontrollen nötig wären (Abb. 3). Aufgrund von Erfassungsfehlern und phänologischen Unsicherheiten werden in der Praxis dann mindestens sechs bis sieben Kontrollen nötig sein.

4. Konsequenzen für Analyse- und Bewertungsverfahren

Die aufgezeigten Probleme bzw. offenen Fragen machen deutlich, daß der Wahl des Bewertungsverfahrens zentrale Bedeutung zukommt. Es hat sowohl Auswirkungen auf die Analyse- bzw. Auswertungsmethode als auch auf die Datenaufnahme selbst. Insbesondere der Verlauf der Zustands-Wertigkeits-Relationen (ZWR) hat Einfluß auf die erforderliche Bearbeitungsin-tensität. Abbildung 4 zeigt denkbare Beispiele für solche ZWR's:

Wenn wir z. B. als Ausprägung das Kriterium Artenzahl zugrunde legen, ist offensichtlich, daß in manchen Fällen (z. B. Abb. 4b) eine gewisse Aufwandsminimierung akzeptabel ist, d. h. es kann auf die Erfassung eines Teiles der Arten verzichtet werden, ohne daß sich der Wert drastisch verändert, während in anderen Fällen (z. B. Abb. 4a) eine vollständige Erfassung der Arten geradezu essentiell ist.

Dies gilt auch, wenn die Wertzuweisung aufgrund von heterogenem Datenmaterial nur mit Schwellenwerten arbeitet (vgl. Reich und Weid 1992), da

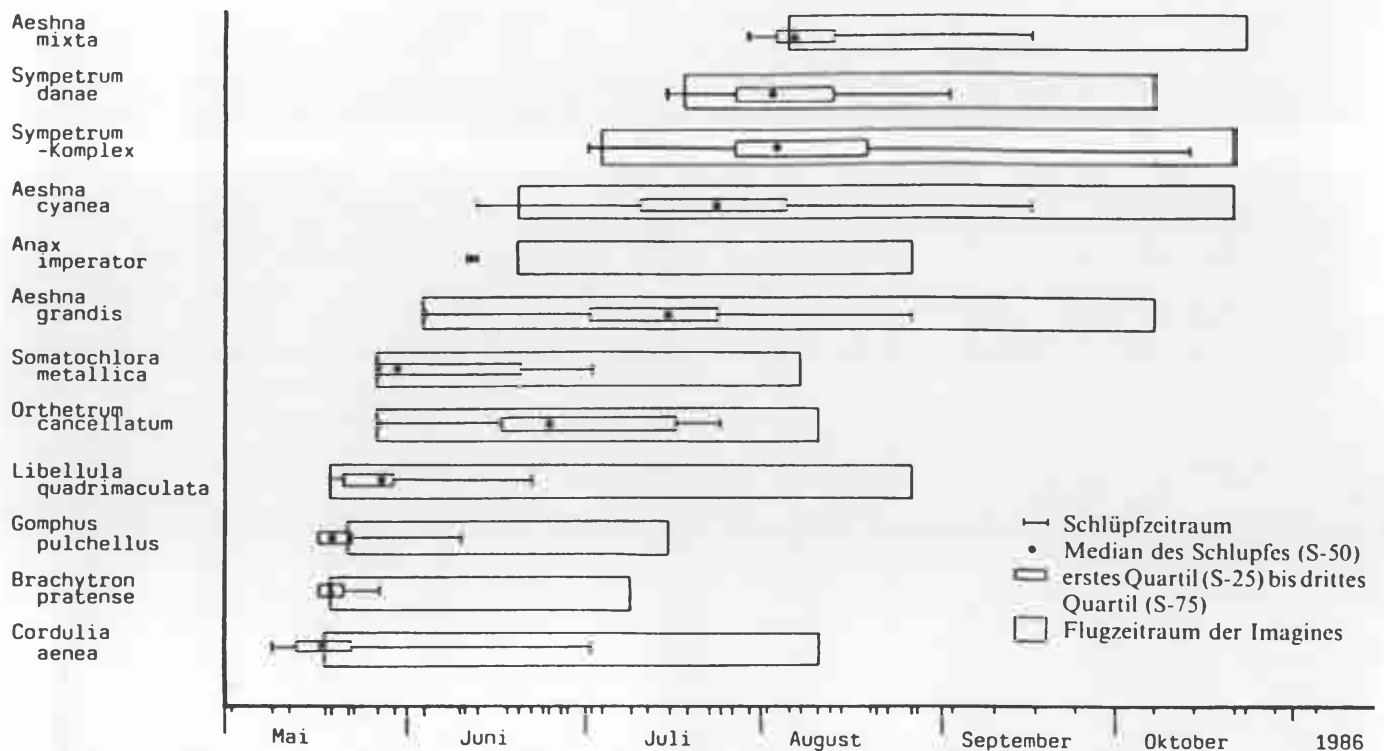


Abb. 3. Zeitliche Überlagerung von Schlüpfphänologie (Aufsammlung von Exuvien) und Flugbeobachtungen von Imagines bei Großlibellen an Auwaldgewässern in Süddeutschland (aus Arnold-Reich 1990).

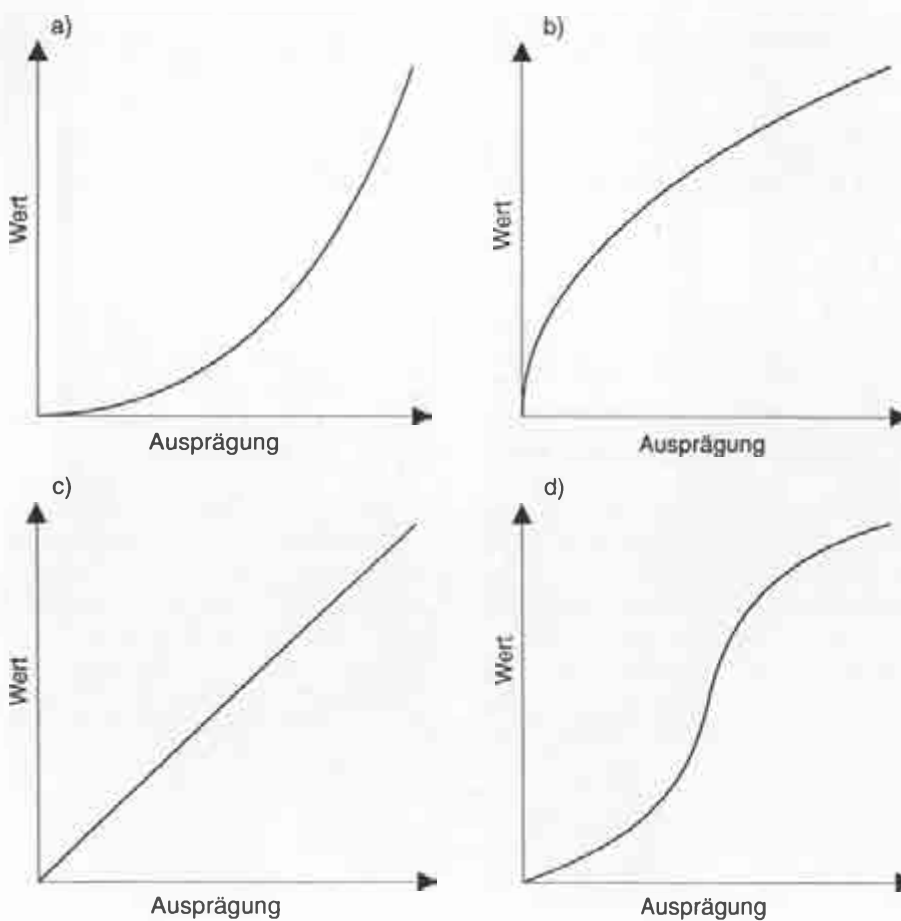


Abb. 4. Denkbare Verläufe (a-d) von Zustands-Wertigkeits-Relationen. Dargestellt ist die naturschutzfachliche Wertzuweisung (Wert, y-Achse) in Abhängigkeit vom Zustand des wertbestimmenden Kriteriums (Ausprägung, x-Achse).

auch die Festlegung von Schwellenwerten bzw. Klassenbreiten nicht unbedingt linear erfolgen muß. *Plachter* (1992, S. 37) zeigt dies für Arten der Roten Listen: Der relative Wertzuwachs beim Auftreten vom Aussterben bedrohter Arten (RL 1) muß wesentlich größer sein als beim Auftreten potentiell gefährdeter Arten (RL 4).

Vor der Konzeption des Untersuchungsprogrammes sollten deshalb Überlegungen zum Bewertungsverfahren (mögliche wertbestimmende Kriterien, anzulegende Werteskalen, Gewichtung der einzelnen Kriterien) erfolgen. Diese sollten offengelegt und dokumentiert werden. Auch für die Glaubwürdigkeit der Gutachter und die Akzeptanz der Ergebnisse wäre diese Transparenz von erheblichem Vorteil.

5. Zusammenfassung

Die Bewertung von Natur bzw. ihren Teilelementen gewinnt in der Naturschutzpraxis eine immer größere Bedeutung. Obwohl dabei die Verarbeitung biologischer Sachverhalte eine zentrale Rolle spielt, bestehen dabei noch erhebliche Defizite im methodischen und normativen Bereich. Häufig besteht ein Mißverhältnis zwischen dem betriebenen Aufwand und den letztendlich daraus abgeleiteten Aussagen. Ökologische Indices wie Artenzahl, Artenidentität, Dominantenidentität und Diversität finden verbreitet Anwendung. Am Beispiel der Diversität können die dabei auftretenden Probleme besonders deutlich gezeigt werden. Neben methodischen Fehlern ist hier vor allem das Fehlen regionalisierter Erwartungswerte zu nennen. Auch Konzepte zur Aufwandsminimierung zum Beispiel bei Fallenzahl und Fangdauer sind problematisch, solange keine Klarheit über das Bewertungsverfahren besteht. Das Bewertungsverfahren muß deshalb die Grundlage für die zu wählende Analyse- und -intensität sein – und nicht umgekehrt. Es hat sowohl Auswirkungen auf die

Analyse- bzw. Auswertungsmethode als auch auf die Datenaufnahme selbst.

6. Literatur

- Arnold-Reich, U.*, 1990: Ökologisch-faunistische Untersuchungen an Libellen in Auwaldgewässern bei Unterfahlheim (Landkreis Neu-Ulm). – Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 99, 101–112.
- Balogh, J.*, 1958: Lebensgemeinschaften der Landtiere. – Akademie Verlag, Budapest. 560 S.
- Erz, W.*, 1986: Ökologie oder Naturschutz? Überlegungen zur terminologischen Trennung und Zusammenführung. – Ber. ANL 10, 11–17.
- Duelli, P.; Studer, M.; Katz, E.*, 1990: Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. – Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz 32, 211–222.
- Fink, P.; Hammer, D.; Klein, M.; Kohl, A.; Riecken, U.; Schröder, E.; Ssymank, A.; Völkl, W.*, 1992: Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebung und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. – Natur und Landschaft 67, 329–340.
- Funke, W.*, 1983: Arthropodengesellschaften mitteleuropäischer Wälder. – Verh. Ges. Ökol. 11, 111–129.
- Grimm, R.; Funke, W.; Schauerermann, J.*, 1975: Minimalprogramm zur Ökosystemanalyse: Untersuchungen an Tierpopulationen in Waldökosystemen. – Verh. Ges. Ökol. 3, 77–87.
- Henle, K.; Kaule, G. (Hg.)*, 1991: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. – Ber. ökol. Forsch. 4, Jülich. 435 S.
- Kühner, M.*, 1988: Dipterengesellschaften (Brachycera – Orthorhapha) in Landökosystemen Süddeutschlands. – Diss. Univ. Ulm. 137 S.
- Mühlenberg, M.*, 1989: Freilandökologie. – 2. Aufl., Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden. 432 S.
- OILB (Hg.)*, 1980: Visuelle Kontrollen im Apfelbau. – Stuttgart. 96 S.
- Plachter, H.*, 1989: Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. – Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz 29, 107–135.
- Plachter, H.*, 1992: Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67, 9–48.
- Plachter, H.; Foeckler, F.*, 1991: Entwicklung von naturschutzfachlichen Analyse- und Bewertungsverfahren. – In: *Henle, K.; Kaule, G. (Hg.)*: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. – Ber. ökol. Forsch. 4, 323–337.
- Reich, M.*, 1993: Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten – Instrumente für Effizienzkontrollen des Naturschutzes? – Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz 40, 103–111.
- Reich, M.; Weid, R.*, 1992: Analyse und Bewertung im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern. – Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 100, 75–85.
- Riecken, U.*, 1990: Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikation durch Tierarten und Tierartengruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungen. – Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz 32, 9–26.
- Roth, M.*, 1984: Die Coleopteren im Ökosystem „Fichtenforst“ – ökologische und chemisch-analytische Untersuchungen. – Diss. Univ. Ulm. 153 S.

Anschrift des Verfassers

Dr. Michael Reich
Philipps-Universität Marburg
Fachbereich Biologie,
Fachgebiet Naturschutz
35032 Marburg

Realität oder Realsatire der „Bewertung“ von Organismen und Flächen

von Erwin Rudolf Scherner

1. Zielsetzung

Zu den großen Aufgaben vieler, insbesondere auch freiberuflicher Biologen gehört die „Bewertung“ von Flächen und Organismen. Dies muß verwundern, weil ein Biologe während seiner Ausbildung üblicherweise zwar viel über Struktur und Dynamik lebender Systeme, aber kaum etwas über deren „Wert“ erfährt.

Gegenwärtig gilt offenbar jeder Ansatz als „Bewertung“, sofern er eine flächenbezogene, kartographisch darstellbare Differenzierung ermöglicht (vgl. Abb. 1). Damit verbunden ist die Erwartung, daß durch Quantifizierungen zwangsläufig Objektivität erreicht werde (J. W. Graber und R. R. Graber 1976 u. a.).

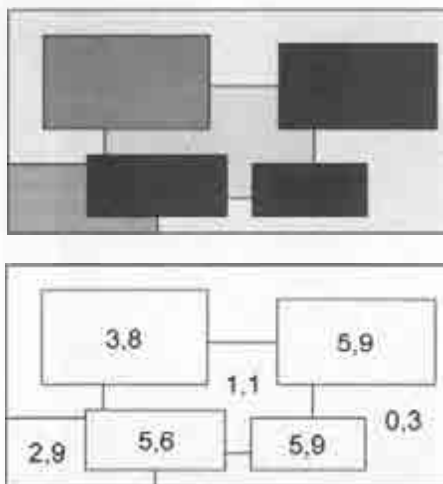


Abb. 1: Grundmuster räumlicher Differenzierungen bei der „Bewertung“ von Organismen und Flächen.

Konzeptionell stehen bisherige Quantifizierungen wohl ausnahmslos in krassm Gegensatz zur strukturellen Komplexität lebender Systeme wie Zellen, Organismen, Populationen und Biozöosen. Die Realitätsferne ermöglicht Verfahren, die den Eindruck erwecken, man müsse bei „Bewertungen“ bloß leidlich gut rechnen können.

Diese Problematik jedoch wird häufig als notwendig und sogar vorteilhaft angesehen, weil sie beispielsweise „für den Landschaftsplaner einsichtige und praktikable“ Differenzierungen gestattet (Mulsow 1980) und „auch dem biologisch nicht vorgebildeten Sachbearbeiter an Behörden rasch benötigte Mindestinformationen“ bietet (Bezzel 1980). Mit solchen Begründungen wird freilich vorgetäuscht, daß Biologen über andere, wirklichkeitsnahe Methoden verfügen.

Selbst arithmetisch anspruchsvolle „Bioökologische Bewertungsmodelle“ (Schlüpman 1988) erweisen sich als Modifizierungen eines seit mehr als 15 Jahren üblichen Grundmusters. Stets werden Artenzahlen, Individuenmengen sowie Seltenheits- und Gefährdungsgrade einzeln oder kombiniert betrachtet. Unklar bleibt, ob solche Kalkulationen jemals zu „Fehlbewertungen“ geführt haben.

Die Anwendung der scheinbar bewährten Verfahren ist de facto zu einer Pflichtübung für nahezu jeden an der Landschaftsplanung beteiligten Biologen geraten, doch fehlen Eignungsnachweise, die einem so generellen Gebrauch eigentlich vorausgehen sollten. Eine kritische Betrachtung erscheint deshalb dringend geboten. Sie beschränkt sich hier auf Vögel. (Ähnlichkeiten mit „Bewertungen“ etwa von Pflanzen, Insekten, Mollusken oder Amphibien wären zufällig und nicht beabsichtigt.)

Die Untersuchung konzeptioneller und formaler Aspekte von „Bewertungen“ betrifft hauptsächlich Ansätze, die häufig als Vorbilder dienen und oft sogar entsprechend deklariert sind. Unberücksichtigt bleiben muß die wissenschaftlich irrelevante „Graue Literatur“ nicht allgemein zugänglicher Gutachten, Examensarbeiten etc. (s. Oelke 1987). Das gilt auch für Publikationen, die auf unveröffentlichten Kriterien basieren (z. B. von Garberding und Nagel [1985] erwähnte „Tabellen zur Ermittlung der Punktzahlen“).

2. Grundmuster der „Bewertung“

Die typisierende Beschreibung enthält hauptsächlich Verfahren, die (auch) in Mitteleuropa gebräuchlich sind (weitere Ansätze s. Adamus und Clough 1978, Van der Ploeg und Vlijm 1978, Fuller 1980, Klopatek et al. 1981, Götmark et al. 1986). Unberücksichtigt bleiben die meist ähnlich konzipierten „Bewertungen“ außerhalb der Fortpflanzungsperiode (Beispiele s. Bezzel 1969, Hölzinger et al. 1972, Bezzel und Reichholf 1974, Erz 1975, Niemeyer 1975, Haarmann und Pretscher 1976, Klein 1980, Williams 1980, Berndt et al. 1980 und 1983, Bezzel und Engler 1985).

2.1 Primäre Kenngrößen

2.1.1 Artenreichtum

Der „Wert“ einer Fläche (F) resultiert unmittelbar aus der Anzahl vorhandener Spezies (S), z. T. unter Berücksichtigung der Gebietsgröße (Artendichte S/F).

Anwendungsbeispiele: Loske 1983 und 1985, Hummitzsch 1985, Klose et al. 1986, Bölscher 1988, Erhard 1988, Illner et al. 1989, Alpers und Köhler 1990, Stiebel 1991, Bastian 1993 (verändert: Nord 1978).

2.1.2 Seltenheits- und Gefährdungsgrade

Der „Wert“ resultiert unmittelbar aus der Anzahl jener Arten, die (über)regional als selten oder gefährdet gelten und gewöhnlich auch in „Roten Listen“ verzeichnet sind.

Anwendungsbeispiele: Hanusch et al. 1978, Blana 1980, Scherner 1980, Vidal 1980, Wittenberg 1981, Augst 1983, Bezzel et al. 1983, Rettig 1985, Klose et al. 1986, Erhard 1988, Vidal und Klose 1989, Loske 1991.

2.1.3 Indikatorarten

Der „Wert“ entspricht der Anzahl ausgewählter Arten, die Sonderstandorte benötigen (Banske 1980), regional nur spärlich verbreitet sind (Wink 1980 und 1981) oder als „Indikatoren der Reichhaltigkeit“ gelten (Bezzel und Ranftl 1974: Spezies, die in eine „Rote Liste“ aufgenommen oder für das bewertete Gebiet „besonders charakteristisch“ sind).

Anwendungsbeispiele: Märki 1977, Müller et al. 1977, Müller 1978, Gerken 1980, Wilkens 1983, Alpers 1986, Illner et al. 1989 (verändert: Bezzel 1976).

2.1.4 Individuenmengen

Der „Wert“ resultiert aus der Anzahl vorhandener Individuen (Paare) sämtlicher oder ausgewählter Arten, meist unter Berücksichtigung der Gebietsgröße (Abundanz).

Anwendungsbeispiele: *Kreutzkamp* 1983, *Kuschert* 1983, *Hummitzsch* 1985, *Klose et al.* 1986, *Möbus* 1991, *Bastian* 1993 (verändert: *Nord* 1978).

2.1.5 Diversität

Der „Wert“ folgt aus einem von der numerischen Zusammensetzung des Vogelbestandes abhängigen Index („Diversität“), der häufig auch mit dem für eine gegebene Artenzahl theoretisch möglichen Maximum verglichen wird („Äquität“). Üblich ist die Verwendung der *Shannon-Formel* mit

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i$$

(S = Anzahl vorhandener Arten; p_i = Individuenanteil der Art i); als „Äquität“ gilt dann $J' = H' / (\ln S)$.

Anwendungsbeispiele: *Bezzel und Reichholf* 1974, *Bezzel* 1974 und 1975, *Klein* 1981, *Busche* 1982, *Loske* 1983, 1985 und 1991, *Hummitzsch* 1985, *Götmark et al.* 1986, *Klose et al.* 1986, *Pannach* 1986, *Bölscher* 1988, *Möbus* 1989, *Bastian* 1993, *Schwarz et al.* 1993 (verändert: *Nord* 1978, *Möbus* 1991).

2.2 Modifizierte Kenngrößen

Der „Wert“ wird durch verschiedene Gewichtung der vorhandenen Arten bestimmt, z.T. unter Berücksichtigung der Gebietsgröße.

2.2.1

Eine von *Mayer* (1983, ähnlich 1977) definierte „modifizierte Artendichte“ für Gebiete einheitlicher Größe ($0,25 \text{ km}^2$) berücksichtigt jede „Indikatorart für besondere ökologische Verhältnisse“ mit 3 Punkten (hauptsächlich Arten einer „Roten Liste“). Spezies, die (über-) regional sehr weit verbreitet sind, erhalten keinen, die übrigen je 1 Punkt.

2.2.2

Für Flächeneinheiten (8 km^2) haben *Illner et al.* (1989) eine „Arten-Wertsumme von Rote-Liste-Arten“ berech-

net. Dabei werden nur Spezies berücksichtigt, welche in einer „Roten Liste“ verzeichnet sind. Gewichtungen (Faktor 2, 3 oder 4) erfolgen in Abhängigkeit von der jeweiligen Gefährdungskategorie („vom Aussterben bedrohte Arten“ jeweils 4 Punkte).

2.2.3

Berndt et al. haben 1975 die Summierung von „Gefährdungspunkten“ für die in „Roten Listen“ (Brutvögel) verzeichneten Arten vorgeschlagen (je 1 Punkt). Gewichtungen erfolgen bei „hochgradig bedrohten“ Spezies (Faktor 6), Greifvögeln, Eulen und Wasservögeln (Faktor 2) sowie Arten, die im Gebiet mit mehr als zwei Paaren vertreten sind (Faktor 2).

Anwendungsbeispiele: *Ranftl* 1977, *Augst* 1978, *Löhmer* 1980, *Miotk* 1982 (verändert: *Klein* 1980 und 1981, *Alpers* und *Köhler* 1990).

2.2.4

Eine veränderte Fassung ihres Ansatzes haben *Berndt et al.* 1978 vorgelegt. Gewichtungen erfolgen nun bei Arten, die mit 3–5 oder mehr Paaren vertreten sind (Faktor 2 oder 4), sowie für „stark gefährdete“ (Faktor 2) und „vom Aussterben bedrohte“ Spezies (Faktor 10, 8 oder 6, je nach Anzahl vorhandener Paare). Sofern das Gebiet mehr als 1 km^2 umfaßt, wird die Punktsumme durch eine tabellierte, von der Flächengröße abhängige Zahl geteilt (z. B. bis 3 km^2 Divisor 2, über 500 km^2 Divisor 12).

Anwendungsbeispiele: *Dahl und Heckenroth* 1978a, 1978b und 1983, *Anonymus* 1981, *Döpking et al.* 1981, *Flade* 1981, *Ranftl et al.* 1981, *Brandl und Walberer* 1982, *Gnuschke und Reimer* 1982, *J. Meyer* 1982, *Busche* 1982 und 1985, *Dirks et al.* 1983, *Wilkens* 1983, *Bühning und Langbehn* 1984, *Pott* 1984, *Ranftl et al.* 1984, *Ranftl und Dornberger* 1984, *Belting und Helbig* 1985, *Eikhorst* 1985a und 1985b, *Neuschulz* 1985, *Alpers* 1986, *Klose et al.* 1986, *Ludwig et al.* 1986, *Steiof* 1987, *Bölscher* 1988, *Korn* 1989, *Möbus* 1989 und 1991, *Zach* 1989, *Klose und Vidal* 1990, *Hamann* 1991, *Loske* 1991, *Dirks* 1992, *Ranftl* 1992, *Bastian* 1993 (verändert: *Witt und Nickel* 1981, *Rüschendorf* 1990).

2.2.5

Ein von *Hanusch et al.* (1978) und *Schrei-*

ner (1979) dargestelltes Verfahren für Flächen einheitlicher Größe berücksichtigt sämtliche Spezies, doch werden solche, die in einer „Roten Liste“ verzeichnet sind, mit dem Faktor 2, 3, 5 oder 6 gewichtet (z. B. 5 für „stark gefährdete Arten, deren Bestandsgröße bedingt kritisch ist“).

2.2.6

Ein von *J. W. Graber und R. R. Graber* (1976) vorgeschlagenes Schema berücksichtigt sämtliche im Gebiet ansässigen Arten. Diese erhalten je nach Anzahl der in einer Region (z. B. Bundesstaat) nistenden Individuen 10, 20, 40 oder 100 Punkte. Für Spezies, die weitgehend an ein bestimmtes Ökosystem gebunden sind (Kiefernforst, Weideland usw.), erfolgt eine Verdoppelung. Der „faunal index“ entsteht, wenn die Summe durch den dekadischen Logarithmus der Flächengröße (in acres) geteilt wird. (Aus arithmetischen Gründen beträgt der Divisor für Gebiete bis 20 acres einheitlich $\lg 20 = 1,301$.) Keine Punkte bekommen regional extrem seltene Arten (in Illinois weniger als 500 reproduktive Individuen). Ihre Anwesenheit im Gebiet repräsentiert einen überragenden, mit dem „faunal index“ nicht quantifizierbaren „Wert“.

Anwendungsbeispiel: *Holmes et al.* 1986.

2.2.7

Ein dem vorigen Ansatz entsprechendes Verfahren von *Brack et al.* (1987) liefert den „Wert“, indem die Summe spezifischer Punkte durch einen „Area Factor“ geteilt wird. Dieser setzt die Flächengröße (in acres) eines Lebensraumes (F) in Relation zu dessen optimaler und minimaler bzw. maximaler Ausdehnung (F_{opt} , F_{min} , F_{max}), so daß er für $F \leq F_{\text{opt}}$

$$1 + \frac{F_{\text{opt}} - F}{F_{\text{opt}} - F_{\text{min}}} \cdot [-1 + \lg F_{\text{max}}],$$

mit $F \geq F_{\text{opt}}$

$$1 + \frac{F - F_{\text{opt}}}{F_{\text{max}} - F_{\text{opt}}} \cdot [-1 + \lg F_{\text{max}}],$$

und maximal 1 beträgt (bei $F = F_{\text{opt}}$).

2.2.8

Ein von *Bezzel* 1980 formulierter Ansatz berücksichtigt ebenfalls sämtliche im

Gebiet ansässigen Arten. Gewichtungserfolgen mit „Indexwerten“, welche als arithmetische Mittel aus vier ganzzahligen Kenndaten resultieren. Diese sind auf eine große Region bezogen (z. B. Bundesland). Sie betreffen das Ausmaß der Verbreitung („A-Wert“, 0 bis 9), deren Gleichmäßigkeit („B-Wert“, 0 bis 9), die aktuelle Populationsgröße („C-Wert“, 0 bis 9, z. B. 0 für mehr als 100 000, 7 für 51–100 Brutpaare) sowie Status und langfristige Bestandsentwicklung der jeweiligen Spezies („D-Wert“, 3 bis 9, z. B. 3 für „Neueinwanderer“, 9 für „ausgestorben“). (Ähnliche Berechnungen s. *Dornbusch und Heidecke* 1987.) – „Indexwerte“ sind verfügbar für die Brutvögel in Bayern (*Bezzel* 1980), Bielefeld (*Laske et al.* 1991), Nordwest- (*Heckenroth* 1985) und Ostdeutschland (*Nicolai* 1993), Berlin (*Witt* 1986 und 1992) und Oberösterreich (*Mayer* 1987).

Anwendungsbeispiele (s. auch 2.4.2.2): *Bezzel et al.* 1983, *Hanstein und Sturm* 1986, *Klose et al.* 1986, *Vidal und Klose* 1989, *Steiof* 1987 und 1990, *Schwarz et al.* 1993 (verändert: *Stickroth et al.* 1991).

2.2.9

Ein von *Wiesmann* (1987) beschriebenes Verfahren für „Einheitsflächen“ berücksichtigt u. a. die (über)regionale Seltenheit der Spezies ($f_i = 0, 1, 2$ oder 3), indem das höchste einzelne f_i (maximal 3) eine Kenngröße bildet (f_{max}). („Indikatorarten“ sind durch $f_i > 0$ definiert.) Daneben werden die Summe sämtlicher f_i -Werte und die Anzahl vorhandener Arten (S) in vierstufige Skalen transformiert (0 bis 3), so daß schließlich drei Parameter vorliegen, deren größter jeweils den „Wert“ repräsentiert.

2.2.10

Ein von *Möbus* (1991) beschriebenes Verfahren basiert auf den Ansätzen 2.1.1, 2.1.4, 2.1.5 und 2.2.4, deren Resultate jeweils einer Skala mit sechs „Bewertungsklassen“ zugeordnet werden (maximal 5 Punkte). Die Addition der Teilergebnisse liefern eine „Zusammenfassende Bewertungsziffer“ (0–20 Punkte).

2.2.11

Nach *S. G. Nilsson und I. N. Nilsson* (1976) repräsentiert

$$C = \sum_{i=1}^S \frac{N_i}{\log n_i}$$

den sog. Schutzwert eines Gebietes. Dabei werden sowohl die lokal vorhandenen Individuen (N_i) als auch die regionalen Populationsgrößen (n_i) berücksichtigt.

Anwendungsbeispiel (mit n_i statt $\log n_i$): *Götmark et al.* 1986.

2.2.12

Ein von *Järvinen und Väisänen* (1978) formulierter Ansatz berücksichtigt für jede Art neben den lokal (Gebietsgröße F) und regional, etwa in einer Provinz (Fläche B) anwesenden Individuen (n_i und N_i) auch die in einem größeren Raum, z. B. einem oder mehreren Staaten vorhandene Population (R_i). Der sog. Schutzwert wird durch

$$V = \frac{B}{F} \cdot \sum_{i=1}^S \frac{n_i \cdot N_i}{R_i^2}$$

repräsentiert.

Anwendungsbeispiel: *Götmark et al.* 1986.

2.3 Kombinationen

Der „Wert“ resultiert aus der kombinierten Betrachtung primärer und modifizierter Kenngrößen. Der von einer Art (jeweils N_i Paare, $i = 1, 2, \dots, S$) erreichte Mengenanteil in einem S Spezies umfassenden Vogelbestand (insgesamt N Paare) wird dabei als „Dominanz“ ($p_i = N_i/N$) entweder direkt oder durch Verwendung der *Shannon-Gleichung* (s. 1.5) berücksichtigt.

2.3.1

Mit dem von *Bezzel* (1980) formulierten Schema (2.2.8) „kann die Bewertung noch verbessert werden“ durch Multiplikation der spezifischen „Indexwerte“ mit den im Gebiet erreichten Dominanzen.

Anwendungsbeispiele: *Steiof* 1987 und 1988, *Schwarz et al.* 1993.

2.3.2

Einen ähnlichen Ansatz hat *Nord* (1978) vorgeschlagen: Für jede Art wird ein spezieller, regionaler bzw. lokaler Index („populationsklass“) mit der jeweiligen Dominanz multipliziert. Durch Sum-

mierung entsteht der „biotopens populationsindex“ (B_j).

Der „Wert“ eines heterogenen, aus K Habitaten bestehenden Gebietes wird durch den sog. Schutzindex (Y) repräsentiert. Dabei handelt es sich um die Summe der mit den entsprechenden Flächenteilen (p_j) multiplizierten B_j -Werte ($j = 1, 2, 3, \dots, K$).

2.3.3

Nach *Blana* (1978 und 1980) ergeben Diversität (H') und „Singularität“ den durch

$$e^{H'} \cdot \sum_{i=1}^S p_i \cdot f_i \cdot s_i$$

definierten „ornithologischen Wert“. Für jede im Gebiet ansässige Spezies werden deren Dominanz (p_i) und ein „überregionaler Seltenheitsfaktor“ (f_i) berücksichtigt (für Arten „Roter Listen“ 1, 5, 2 oder 3, sonst 1). Hinzu kommt ein „artspezifischer Seltenheitswert“ (s_i) entsprechend dem prozentualen Anteil am gesamten Vogelbestand einer größeren Region (z. B. Landkreis).

Anwendungsbeispiele (verändert): *Zenker* 1982, *Otto* 1983, *Bölscher* 1988.

2.3.4

Eine Vereinfachung des vorigen Ansatzes hat *Mulsow* (1980) vorgenommen. Der „avifaunistische Flächenwert“ beträgt

$$e^{H'} \cdot 100 \cdot \sum_{i=1}^S p_i \cdot f_i.$$

In der Summation werden sehr kleine Dominanzen ($p_i < 0,01$) einheitlich mit $p_i = 0,01$ berücksichtigt, und für Arten, die nicht in „Roten Listen“ verzeichnet sind, gilt $f_i = 0$.

Anwendungsbeispiel: *Busche* 1985.

2.3.5

„Abdiro-Punkte“ sind nach *Mulsow* (1980) eine Alternative zum vorigen Schema. Der artspezifische „Seltenheitswert“ (f_i ; Wertebereich wie in 2.3.4), die auf 10 ha bezogene Abundanz (A) des gesamten Vogelbestandes sowie dessen Diversität (H') führen zu

$$A \cdot H' \cdot \sum_{i=1}^S f_i.$$

Anwendungsbeispiele: *Busche* 1985 (irrtümliche Vereinigung der Ansätze 2.3.4 und 2.3.5: *Kreutzkamp* 1982).

2.3.6

Chanter und Owen (1976) haben den „Erlebniswert“ eines Vogelbestandes in Abhängigkeit von Diversität (Simpson-Formel) und Individuenmenge durch

$$\left[\log N \cdot \left(1 - \sum_{i=1}^S \frac{N_i \cdot [N_i - 1]}{N \cdot [N - 1]} \right) \right]$$

definiert („customer satisfaction index“).

Anwendungsbeispiel: Götmark et al. 1986.

2.4 Normungen

Prinzipiell sind sämtliche Ansätze relativierend. Sie erfordern den Vergleich mit anderenorts erzielten Befunden und führen so zu Rangfolgen bzw. räumlichen Differenzierungen. Absolut wird die „Bewertung“ eines Gebietes erst durch Normung.

2.4.1 Wertzuweisungen

2.4.1.1 Richtwerte für die „modifizierte Artendichte“ (s. 2.2.1) hat Mayer (1977 und 1983) festgelegt. So erzielen „artenleere Ökosysteme“ 1–5, „sehr artenreiche“ jedoch mehr als 20 Punkte.

2.4.1.2 Nach dem von Berndt et al. (1975) empfohlenen Ansatz (2.2.3) sind Gebiete „wertvoll“, wenn ihnen mindestens 6 „Gefährdungspunkte“ zukommen (mehr als 23: „hochbedeutsame Vogelbrutgebiete“).

Anwendungsbeispiele s. 2.2.2.

2.4.1.3 Nach dem 1978 von Berndt et al. empfohlenen Schema (2.2.4) ist ein Gebiet bereits mit 2 Punkten „lokal bedeutend“ (10 Punkte: „regional bedeutend“). Als (inter)national „bedeutend“ gilt eine Fläche, wenn 24 Punkte erreicht werden und der Kalkulation eine entsprechende „Rote Liste“ zugrundeliegt (z. B. für Europa bzw. Deutschland).

Anwendungsbeispiele s. 2.2.4.

2.4.1.4 Für das Verfahren 2.2.10 hat Möbus (1991) sieben „Kategorien einer Gesamtbewertung“ festgelegt. So bezeichnet eine „Zusammenfassende Bewertungsziffer“ von 10–12 ein „Vogelbrutgebiet mit mäßig hoher Bedeu-

tung“, während etwa eine Fläche mit 0 Punkten „kein Vogelbrutgebiet“ darstellt.

2.4.1.5 „Bedeutende Vogel-Lebensräume (Important Bird Areas) in der Bundesrepublik Deutschland“ sind durch Richtwerte definiert. Dabei muß in 3 von 10 Jahren wenigstens ein Kriterium erfüllt sein. Die von Berndt et al. (1983) veröffentlichten Mindestgrößen für Brutbestände (Paare) betreffen 28 Arten, darunter Purpurreiher (5), Weißstorch (3 pro 10 km²), Birkhuhn (10 pro 5 km²) und Eisvogel (2 pro 5 km).

Anwendungsbeispiele: Augst 1983, Panzke und Rösler 1992, Wassmann 1993.

2.4.2 Erwartungswerte

2.4.2.1 Nach Berechnungen von Reichholf (1980), Banse (1982) sowie Banse und Bezzel (1984) beträgt die Anzahl reproduktiver Spezies auf einer F km² umfassenden Fläche in Mitteleuropa durchschnittlich

$$\begin{aligned} S_e &= 42,8 \cdot F^{0,14} \\ \text{bzw. } S_e &= 43,8 \cdot F^{0,138} \\ \text{bzw. } S_e &= 41,2 \cdot F^{0,14}. \end{aligned}$$

Durch Vergleich mit dem vorgefundenen Artenreichtum S lassen sich z. B. „sehr artenreiche“ oder „verarmte“ Gebiete identifizieren (Reichholf). Besondere Erwartungswerte für „Kleinflächen“ (maximal 100 ha) haben Bezzel (1980), Heine et al. (1983) sowie Banse und Bezzel (1984) kalkuliert (Letztere mit sechs Bewertungsstufen: „kein Brutvogel“, „sehr artenarm“ etc.).

Anwendungsbeispiele: Bezzel et al. 1983, Neuschulz 1985, Klose et al. 1986, Panzke 1986, Hausmann 1988, Illner et al. 1989, Möbus 1989 und 1991, Prill 1989, Vidal und Klose 1989, Zach 1989, Klose und Vidal 1990, Loske 1991, Stickroth et al. 1991, Krüger 1992, Ranftl 1992, Bastian 1993, Schwarz et al. 1993.

2.4.2.2 Ein Erwartungswert für den von Bezzel 1980 formulierten Ansatz (2.2.8)

entsteht, wenn das arithmetische Mittel der „Indexwerte“ sämtlicher Brutvögel einer Region (z. B. Bundesland) mit der theoretischen, in 2.4.2.1 definierten Artenzahl S_e multipliziert wird.

Anwendungsbeispiele: Ranftl et al. 1981 und 1984, Heine et al. 1983, Ranftl und Dornberger 1984, Steiof 1987, Bölscher 1988, Klose und Vidal 1990, Stickroth et al. 1991, Ranftl 1992 („Bewertung“ eines Gebietes in Hessen mit „Indexwerten“ für Bayern: Klein 1981).

3. Fragwürdigkeiten der „Bewertung“

3.1 Formale Aspekte

Fragwürdigkeiten resultieren u. a. aus der Beziehung zwischen Artenreichtum und Flächengröße (vgl. 2.4.2.1). Sehr verbreitet, aber unverständlich ist die Annahme, daß durch den Bezug auf eine Flächeneinheit Vergleichbarkeit gewährleistet sei. Eine dem Ansatz 2.1.1 folgende „Bewertung“ führt zu Ergebnissen, deren Absurdität zutage tritt, wenn etwa ein kleines Waldgebirge mit dem scheinbar belanglosen „Rest der Welt“ verglichen wird (Tab. 1).

Im Gegensatz zur Abundanz (N/F oder N_i/F) repräsentiert die Speziesdichte (S/F) keine Antreffwahrscheinlichkeit (vgl. Abb. 2). Ihre Berechnung wäre deshalb lediglich für Flächen einheitlicher Größe zulässig, z. B. im Zusammenhang mit Gitternetzkartierungen, doch genügt dann bereits S , also die Artenzahl je Kartierungseinheit. Demnach ist S/F für „Bewertungen“ entbehrlich oder aber unsinnig.

Mehr noch als bei der Artenzahl (S) stellt sich für Individuenmengen (N und N_i) das Problem der Flächengröße. Hier wird meist angenommen, man könne Vergleichbarkeit durch die Kalkulation von Abundanzen (N/F oder N_i/F) herstellen. Für Brutvögel gilt jedoch allgemein, daß (extrem) hohe Bestands- und Siedlungsdichten regelmäßig

Tab. 1. Anzahl der Brutvogelarten (S) in Gebieten unterschiedlicher Größe (F) und daraus resultierende Artendichten (S/F)

Gebiet	F	S	S/F
Staatsforst Neuhaus, Abt. 91c	8,6 ha	11	127,9 / km ²
Zentralsolling	20 km ²	71	3,6 / km ²
Solling	427 km ²	90	0,2 / km ²
Welt ohne Soling	149 · 10 ⁶ km ²	ca. 8600	0,00006 / km ²

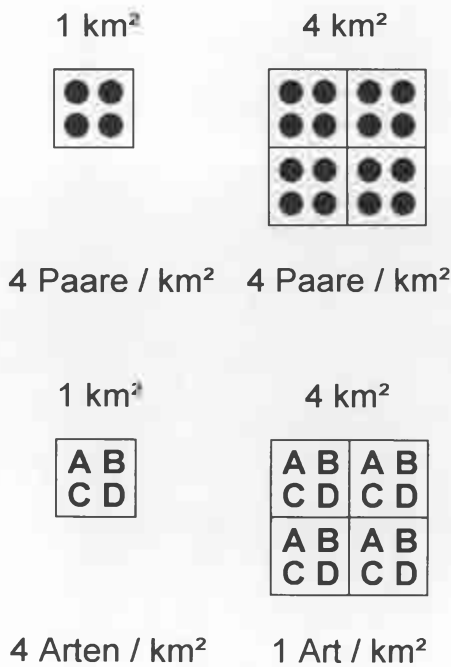


Abb. 2: Bei Zusammenfassung identischer Flächen bleibt die Abundanz (N/F oder N_i/F) konstant (oben), während die Artendichte (S/F) abnimmt (unten).

(sehr) kleine Flächen betreffen, während große Gebiete fast ausnahmslos geringe Werte liefern. Es handelt sich dabei um statistische Fehler, deren Ausmaß u. a. in Abhängigkeit von Dispersion und tatsächlicher Abundanz wechselt (Einzelheiten s. Schnerer 1981). Als Grundlage einer „Bewertung“ (Ansatz 2.1.4) sind demnach auch Abundanzen fragwürdig oder aber, wie bei Gitternetzkartierungen, entbehrlich.

Im Zusammenhang mit der Diversität von Brutvogel-Beständen (Ansätze 2.1.5, 2.3.3, 2.3.4 und 2.3.5) ist auf die Brillouin-Gleichung zu verweisen:

$$H = \frac{1}{N} \cdot \ln \frac{N!}{N_1! \cdot N_2! \cdot N_3! \cdot N_4! \cdot \dots \cdot N_S!}$$

Die Formel entstammt der Informationstheorie und zeigt an, wieviele verschiedene Möglichkeiten zur Anordnung von N Objekten aus S Klassen möglich sind. (Beispiel: Möglichkeiten der Aneinanderreihung, wenn Jäger eine aus 35 Kaninchen, 17 Rebhühnern, 9 Feldhasen und 1 Rotfuchs bestehende „Strecke verblasen“ wollen.) Falls die Kalkulation der Fakultätswerte ($N!$ und $N_i!$) Schwierigkeiten bereitet, können für große N und große N_i die Näherungen

$$\ln N! = N \cdot [\ln N - 1]$$

und

$\ln N_i! = N_i \cdot [\ln N_i - 1]$
verwendet werden, indem über

$$H = \frac{1}{N} \cdot \left\{ \ln N! - \sum_{i=1}^S \ln N_i! \right\}$$

und

$$H = \frac{1}{N} \cdot \left\{ N \cdot (\ln N - 1) - \sum_{i=1}^S N_i \cdot (\ln N_i - 1) \right\}$$

schließlich

$$H = - \sum_{i=1}^S \frac{N_i}{N} \cdot \ln \frac{N_i}{N}$$

entsteht. Mit $p_i = N_i/N$ entspricht dieser Ausdruck der Shannon-Gleichung

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i.$$

H' ist demnach für Mengen (N_i) definiert, die unbegrenzt oder doch so groß sind, daß sie wie unbegrenzte behandelt werden dürfen. Resultate von Brutvogel-Bestandsaufnahmen können diese Bedingung allgemein nicht erfüllen. So ergeben Zählergebnisse aus Mitteleuropa

$$H' = 0,87 \cdot \ln S - 0,10.$$

Der Index wäre demnach ähnlich wie Artenzahl und -dichte flächenabhängig (Schnerer 1985).

Die Shannon-Formel ermöglicht Schätzungen der unbekannten Diversität eines Bestandes (Urmenge). Sie erfordert repräsentative und deshalb sehr große Stichproben. (N und sämtliche N_i müssen groß sein!) Dagegen betreffen „Bewertungen“ stets Grundgesamtheiten, deren Struktur durch Totalerfassung (nicht über Stichproben) ermittelt wird. In diesem Fall aber wäre H statt H' zu kalkulieren (Einzelheiten s. Pielou 1966a, b und c, 1969 und 1975, Fager 1972, De Benedictis 1973, Schnerer 1977 und 1985).

Zu den methodisch unzulässigen Verfahren gehören auch viele modifizierte Kenngrößen sowie manche Kombinationen und Normungen (Ansätze 2.2.1 bis 2.2.10, 2.3.1 bis 2.3.5, 2.4.1.1 bis

2.4.1.4, 2.4.2.2). Seltenheits- und Gefährdungsgrade ergeben Nominal- oder Rangskalen, in denen die tatsächlichen (meßbaren) Abstände zwischen den Kategorien unbekannt und variabel sind. Zugewiesene Zahlen wie 2, 3 oder 5 stellen folglich Symbole dar, die – kaum anders als Kraftfahrzeug-Kennzeichen oder die bei Sportveranstaltungen üblichen Rückennummern der Athleten – durch andere Zeichen bzw. Ziffernfolgen ersetzt werden können. Eine darauf basierende „Bewertung“ ist stets pseudo-objektiv (vgl. Wright 1977).

Solange beispielsweise ungewiß oder zweifelhaft ist, ob Arten mit dem „Seltenheitsfaktor“ $f_i = 3$ exakt dreimal so selten sind wie solche mit $f_i = 1$, repräsentieren Ordinal- bzw. Rangzahlen nicht mehr als eine Ordnung von Objekten (s. auch Benninghaus 1974). Arithmetische Operationen wie Addition oder Multiplikation erfordern jedoch Kardinalskalen.

„Daß nur mit kardinal skalierten Werten die Grundrechenoperationen durchgeführt werden können, sollte an sich kaum mehr umstritten sein“ (Gfeller und Kias 1985). „Man stelle sich vor, daß die Werte der Kriterien durch verbale Prädikate (sehr gut, gut, ...) ausgedrückt würden, was bei einer Ordinalskala durchaus zulässig ist. Eine Wertamalgamation dieser verbalen Ausdrücke ... erweist sich als undurchführbar. Das heißt, die Ergebnisse einer Bewertung ... hängen unter anderem auch von einem formalen, inhaltlich nicht zu rechtfertigenden Trick ab: Man kennzeichnet zunächst ordinale Zahlen mit kardinalen Ausdrücken (Zahlen) und verwendet im anschließenden Schritt (Wertamalgamation) die ‚unschuldig‘ ins Spiel gekommenen kardinalen Eigenschaften der (angeblich nur zur ordinalen Einstufung verwendeten) Zahlen, indem man letztere addiert, multipliziert und dividiert“ (Bechmann 1978). Tabelle 2 bietet demnach „ein Analogon zur Kurzschreibweise bei den

Tab. 2. Unmögliche Rechenoperationen erscheinen zulässig, wenn Adjektive durch Zahlen ersetzt werden (Beispiel mit Ansatz 2.3.4 für einen fiktiven Vogelbestand)

Art	Paare	p_i	"avifaunistischer Flächenwert"
Stockente	2	0,133	$e^H \cdot 100 \cdot 0,133 \cdot$ "nicht selten" $e^{H'} \cdot 100 \cdot 0,133 \cdot 0$
Reiherente	4	0,267	$e^H \cdot 100 \cdot 0,267 \cdot$ "nicht selten" $e^{H'} \cdot 100 \cdot 0,267 \cdot 0$
Bachstelze	6	0,400	$e^H \cdot 100 \cdot 0,400 \cdot$ "nicht selten" $e^{H'} \cdot 100 \cdot 0,400 \cdot 0$
Drosselrohrsänger	2	0,133	$e^H \cdot 100 \cdot 0,133 \cdot$ "stark gefährdet" $e^{H'} \cdot 100 \cdot 0,133 \cdot 2$
Seggenrohrsänger	1	0,067	$e^H \cdot 100 \cdot 0,133 \cdot$ "vom Aussterben bedroht" $e^{H'} \cdot 100 \cdot 0,067 \cdot 3$
Summe	15	1,000	? 196,467

Schulnoten ‚sehr gut‘ bis ‚ungenügend‘ durch die Zahlen ‚1‘ bis ‚6‘. Die Praxis der Gleichsetzung dieser Zahlen mit dem ‚Wert‘ der durch sie symbolisierten Noten gipfelt zwar millionenfach in der Berechnung eines arithmetischen Mittels aus Einzelskizzen, die nicht mit der gleichen metrischen Skala meßbar sind, doch kann auch millionenfach falsche Anwendung ein unzulässiges Verfahren nicht richtiger machen“ (Dürwen 1982).

In vielen Fällen erscheint die Objektivität einer „Bewertung“ auch deshalb fragwürdig, weil ihr zumindest teilweise eine „Rote Liste“ zugrunde liegt (Ansätze 2.1.2, 2.1.3, 2.2.1 bis 2.2.5, 2.2.10, 2.3.3 bis 2.3.5, 2.4.1.1 bis 3.2.1.4). Primäres Ziel eines solchen Verzeichnisses ist der Artenschutz, d.h. die Sicherung von Populationen. (Arten begegnen uns konkret in Gestalt von Populationen.) Weil die Überlebensaussichten einer Lokal- und Regionalpopulation unter anderem durch Fortpflanzungsleistungen, Mortalität, Habitatstruktur, Flächengröße und Ansiedlungsverhalten bestimmt werden, liegt die Fachkompetenz bei Populationsbiologen. Die Urhebererschaft dürfen hierzulande jedoch andere Interessenten beanspruchen, darunter Physiker, Landschaftspfleger und Ethologen. Die „Rote Liste der in Deutschland gefährdeten Brutvogelarten (1. Fassung, Stand 10. 11. 1991)“ repräsentiert sogar den Beschluß (!) einer Mitgliederversammlung des Dachverbandes von mehr als 40 ornithologischen Arbeitsgemeinschaften, denen hauptsächlich sog. Amateure angehören (Anonymus 1992). Daher können Gefährdungsgrade und ähnliche Kategorien derzeit nur in Ausnahmefällen als „harte Fakten“ gelten.

Nicht einwandfrei begründet ist gegenwärtig auch der Gebrauch von Erwartungswerten (Ansätze 2.4.2.1 und 2.4.2.2). Bezzel (1980), Reichholf (1980), Banse (1982), Heine et al. (1983) sowie Banse und Bezzel (1984) haben den Zusammenhang zwischen Artenreichtum (S_e) und Flächengröße (F) mit

$$S_e = c \cdot F^z$$

bzw. $\log S_e = \log c + z \cdot \log F$ beschrieben (c und z sind Konstanten), ohne die Alternativen

$$S_e = c + z \cdot F,$$

$$\log S_e = c + z \cdot F$$

und $S_e = \log c + z \cdot \log F$

zu prüfen. So bleibt unklar, durch welche dieser Beziehungen die Situation in Mitteleuropa am besten repräsentiert wird (vgl. Connor und McCoy 1979, Margules und Usher 1981, Harvey et al. 1983).

3.2 Konzeptionelle Aspekte

Zahlen sollen angeblich Vergleichbarkeit herstellen, und sie gelten als das „Nonplusultra des Unwiderleglichen“ (Swoboda 1974). Durch arithmetische Operationen werden jedoch Gedankengänge repräsentiert, die nicht verbal, sondern in der präzisen Sprache der Mathematik formuliert sind (s. auch Wissel 1992).

Intellectuell nicht nachvollziehbare Gedankengänge sind bei der „Bewertung“ keineswegs selten. Unklar ist beispielsweise, weshalb der „Wert“ einer Fläche von der nicht endlichen Reihe

$$\frac{H^0}{0!} + \frac{H^1}{1!} + \frac{H^2}{2!} + \frac{H^3}{3!} + \frac{H^4}{4!} + \frac{H^5}{5!} + \frac{H^6}{6!} + \dots$$

abhängig sein sollte, deren Summe als e^H in

$$e^H \cdot \sum_{i=1}^S p_i \cdot f_i \cdot s_i \quad (\text{Ansatz 2.3.3})$$

und

$$e^{H'} \cdot 100 \cdot \sum_{i=1}^S p_i \cdot f_i \quad (\text{Ansatz 2.3.4})$$

erscheint. In beiden Fällen werden zudem die Dominanzen der beteiligten Arten jeweils doppelt berücksichtigt (durch p_i und H').

Arten, die in eine „Rote Liste“ aufgenommen sind, finden oft so große

Beachtung, daß Flächen, denen sie fehlen, a priori als wertlos oder doch minderwertig gelten (Ansätze 2.1.2, 2.2.2, 2.3.4, 2.4.1.3). Dies trifft mit

$$\sum_{i=1}^S f_i = 0$$

gleichermaßen für

$$A \cdot H' \cdot \sum_{i=1}^S f_i \quad (\text{Ansatz 2.3.5})$$

zu. Sobald aber in „Roten Listen“ verzeichnete Spezies auftreten (mit $f_i \geq 0$), wird hier der „Wert“ auch durch Abundanz (A) und Diversität (H') des gesamten Vogelbestandes bestimmt, d. h. von allen Arten abhängig. (Bezüglich H' besitzt Ansatz 2.3.4 ebenfalls diese Eigenheit.)

Bisher haben offenbar nur J. W. Graber und R. R. Graber (1976) sowie Brack et al. (1987) Ansätze entwickelt (2.2.6 und 2.2.7), mit denen berücksichtigt wird, daß eine „Bewertung“ a priori entbehrlich und eventuell sogar schädlich sein kann. Es bedarf gewiß keiner Rechenoperation, um beispielsweise in Mitteleuropa die extrem hohe, seit Jahrzehnten unumstrittene Schutzbedürftigkeit der Brutgebiete etwa von Seeadler, Großtrappe, Kranich oder Goldregenpfeifer zu erkennen. In krassem Gegensatz dazu steht ein Verfahren (2.4.2.2), das den „Wert“ eines Gebietes mindert, wenn dort beispielsweise nicht allein der Schwarzstorch nistet, sondern auch andere, weniger seltene Arten siedeln (Tab. 3). (Dem Deutschen Weidwerk sollte daraus eine neue Existenzberechtigung erwachsen, nämlich die „Aufwertung“ von Landschaftsteilen durch eine am „Index-

Tab. 3. „Bewertung“ fiktiver Brutvogelbestände ($S = 1$ bzw. 7) mit „Indexwerten“ für Bayern (Ansatz 2.4.2.2)

Art	N_i	p_i	"Indexwert"	
Schwarzstorch	1	1,00	32	32,00
"Wert"				32,00

Art	N_i	p_i	"Indexwert"	
Schwarzstorch	1	0,05	32	1,60
Zaunkönig	1	0,05	6	0,30
Amsel	2	0,10	5	0,50
Kohlmeise	5	0,25	5	1,25
Buchfink	6	0,30	6	1,80
Star	4	0,20	5	1,00
Eichelhäher	1	0,05	7	0,35
"Wert"				6,80

wert“ orientierte Jagdausübung.) Zu ähnlichen Konsequenzen führt u. U. auch die „Äquität“, deren Maximum dann eintritt, wenn sämtliche Spezies einer Fläche gleiche Dominanzen erreichen (Ansatz 2.1.5).

In die „Rote Liste der in Deutschland gefährdeten Brutvogelarten (1. Fassung, Stand 10. 11. 1991)“ wurden u. a. Wespenbussard, Schwarz- und Rotmilan, Seeadler, Rohr- und Wiesenweihe, Habicht, Sperber, Steinadler, Baum- und Wanderfalke, Uhu, Sperlings- und Steinkauz, Sumpfohreule, Neuntöter sowie Schwarzstirn-, Raub- und Rotkopfwürger aufgenommen (Anonymus 1992). Dabei handelt es sich um Spezies, die als Prädatoren auch natürlicherweise nur geringe Abundanzen erreichen (vgl. *Schwerdtfeger* 1968), so daß ihre Existenz grundsätzlich dem Ideal maximaler „Äquität“ entgegensteht und damit auch den „Wert“ einer Fläche mindert. Andererseits ist nach *Kuschert* (1983) „eine Fläche, in der drei gefährdete Vogelarten mit hoher Dominanz und drei weitere häufige Arten mit geringer Dominanz brüten, höher zu bewerten als eine Fläche, in der sechs Vogelarten, darunter drei gefährdete, mit annähernd gleicher Dominanz vorkommen“. Damit stellt sich die Frage, ob die Schutzbedürftigkeit der Lebensräume gefährdeter Populationen von Anwesenheit und Häufigkeiten anderer Spezies abhängig ist. (Ein Zusammenhang mit H' ist „sinnvoll, weil Vogelarten z. B. in einem ausgeglichenen Ökosystem nicht so sehr gefährdet sind wie Arten, die in ein unausgeglichenes Ökosystem abgedrängt wurden“ [Pannach 1986]. Es scheint „vom synökologischen Standpunkt sinnvoll, eine gleichmäßige Verteilung der Nistkästen im Untersuchungsgebiet anzustreben“; hier „würde der Verlust von 33 Feldsperlings-Revieren zu einer Erhöhung der Diversität von 2,86 auf 2,90 führen“ [Klein 1979].)

Auch die „Bewertung“ mit

$$\log \left[N \cdot \left(1 - \sum_{i=1}^S \frac{N_i \cdot [N_i - 1]}{N \cdot [N - 1]} \right) \right]$$

zählt zu den zweifelhaften Verfahren (Ansatz 2.3.6). Hier repräsentiert nämlich

$$1 - \sum_{i=1}^S \frac{N_i \cdot [N_i - 1]}{N \cdot [N - 1]}$$

die Wahrscheinlichkeit dafür, daß zwei zufällig gewählte Individuen nicht der-

selben Art angehören. Würde man dem Gebiet K Exkursionen widmen, so wäre demnach zu erwarten, daß an durchschnittlich

$$K \cdot \left(1 - \sum_{i=1}^S \frac{N_i \cdot [N_i - 1]}{N \cdot [N - 1]} \right)$$

Terminen die beiden zuerst bemerkten Vögel keine Artgenossen sind. Die Multiplikation mit der Größe des Brutbestandes (N) jedoch ist (bio)logisch fragwürdig.

Auf einer Illusion basiert die „Bewertung“ mit dem Bioindikator-Konzept (Ansätze 2.1.3, 2.2.1, 2.2.9, 2.4.1.1): Der in Tabelle 4 präsentierte Brutbestand eines niedersächsischen Hochmoorgebietes umfaßt nicht nur Knäkente, Wiesenweihe, Baumfalke, Birkhuhn, Goldregenpfeifer, Rotschenkel und Ziegenmelker, sondern auch Mehlschwalbe, Hausrotschwanz und Haussperling. Dies ist ein nahezu zweifelsfreier Beweis der Existenz menschlicher Ansiedlungen, nicht jedoch – entgegen verbreiteter Meinung – ein Beispiel für Bioindikation. Wer Aufschluß über die Verteilung von Gebäuden oder Gehöften erlangen will, wird vielleicht einen Atlas benutzen, aber wohl kaum nach den Nistplätzen von Türkentaube oder Rauchschwalbe suchen. Daher muß grotesk anmuten, wenn etwa die Tannenmeise als Anzeiger für Nadelwälder dienen soll (*Schreiner* 1979), der Neuntöter auf „reichstrukturierte Acker- und Wiesenflächen“ hinweist (*Alpers* 1986) oder die Uferschnepfe zum „Indikator absolut baum-, gebüsch- oder strauchfreier feuchter Grünlandflächen“ gerät (*Wilkens* 1983). Ohne Beachtung derartiger Standardfälle bleibt festzustellen, daß Vögel zwar allgemein gute Voraussetzungen für Monitoruntersuchungen bieten, aber grundsätzlich keine Bioindikatoren darstellen (s. auch *Morrison* 1986). (Abweichende Sprachregelungen gelten im deutschen „Wissenschaftsbetrieb“, wo das Konzept längst zum Schlüsselreiz für sog. Drittmittel verkommen ist.)

Bioindikatoren sind Organismen, deren Vorkommen oder leicht erkennbares Verhalten mit definierten Gegebenheiten so eng korreliert, daß sie Zustand, Belastbarkeit oder Veränderungen der Umwelt anzeigen. Dieses Konzept setzt die präzise Definition der nachzuweisenden Parameter voraus

Tab. 4. Brutvögel im südlichen Wietingsmoor (12 km²) 1985 (nach Bölscher 1988)

Zwergtaucher	Buntspecht	Zilpzalp
Krickente	Kleinspecht	Fitis
Stockente	Heidelerche	Wintergoldhähnchen
Knäkente	Feldlerche	Grauschnäpper
Löffelente	Rauchschwalbe	Trauerschnäpper
Reiherente	Mehlschwalbe	Weidenmeise
Wiesenweihe	Baumpieper	Haubenmeise
Mäusebussard	Wiesenpieper	Tannenmeise
Baumfalke	Schafstelze	Blaumeise
Birkhuhn	Bachstelze	Kohlmeise
Rebhuhn	Zaunkönig	Pirol
Wachtel	Heckenbraunelle	Neuntöter
Jagdfasan	Rotkehlchen	Raubwürger
Tüpfelsumpfhuhn	Hausrotschwanz	Eichelhäher
Teichhuhn	Gartenrotschwanz	Elster
Goldregenpfeifer	Braunkehlchen	Aaskrähe
Kiebitz	Schwarzkehlchen	Star
Kampfläufer	Steinschmätzer	Haussperling
Bekassine	Amsel	Feldsperling
Uferschnepfe	Wacholderdrossel	Buchfink
Brachvogel	Singdrossel	Girlitz
Rotschenkel	Misteldrossel	Grünling
Bruchwasserläufer	Feldschwirl	Stieglitz
Lachmöwe	Sumpfrohrsänger	Bluthänfling
Sturmmöwe	Gelbspötter	Gimpel
Ringeltaube	Klappergrasmücke	Goldammer
Turteltaube	Dorngrasmücke	Rohrhammer
Kuckuck	Gartengrasmücke	
Ziegenmelker	Mönchsgrasmücke	

(Scherner 1982 u. a.). Anderenfalls erweisen sich „Indikatorarten“, „Indikatoren der Reichhaltigkeit“ und „Indikatorart für besondere Verhältnisse“ lediglich als irreführende Synonyme für das Vorhandensein bestimmter Spezies.

Problematisch ist wiederum die vorrangige oder alleinige Berücksichtigung von Spezies, die in eine „Rote Liste“ aufgenommen sind (Ansätze 2.1.2, 2.2.2, 2.3.4, 2.4.1.3). Nach *Berndt et al.* (1975) wird so „das ganze Spektrum ökologischer Gegebenheiten und möglicher Gefährdungsmomente erfaßt, weshalb sich gerade diese Vögel als zuverlässige und flächendeckende Indikatoren für die Bewertung von Biotopen eignen“; dabei fehlen jedoch präzise Definitionen („Spektrum ökologischer Gegebenheiten“) und entsprechende Eignungsnachweise. Hinzu kommt die Frage, ob „Indikatoren für die Bewertung“ mehr als eine sinnwidrige Wortschöpfung darstellen.

Bioindikation kann nicht allein mit dem Hinweis auf Seltenheits- oder Gefährdungsgrade begründet werden. Geht man z. B. davon aus, daß der in deutschen Naturschutzgesetzen verankerte „Naturhaushalt“ („Landschaftshaushalt“) auch und insbesondere durch Stoff- und Energieumsätze definiert ist, an denen alle Organismen beteiligt sind, so erscheint unlogisch,

wenn in diesem Fall (sehr) seltene, quantitativ eher unbedeutende Vögel für eine „Bewertung“ maßgeblich sein sollen (vgl. Heydemann 1988, Trepl 1991).

Schwerwiegende Einwände bestehen auch gegenüber Erwartungswerten (Ansätze 2.4.2.1 und 2.4.2.2). Die Grundlagen für die Kalkulation von

$$S_e = c \cdot F^z$$

bzw. $\log S_e = \log c + z \cdot \log F$

erweisen sich als heterogen. So sind aus manchen Gebieten alle binnen weniger Jahre nachgewiesenen Brutvögel erfaßt, auf anderen Flächen jedoch nur die während sehr langer Zeiträume regelmäßig nistenden Arten. Die Daten betreffen unterschiedliche Perioden, wurden also nicht synchron erhoben. Hier stellt sich die Frage, ob beispielsweise Angaben von 1965/66 oder 1971–1973 noch 1993 den adäquaten Maßstab für eine „Bewertung“ darstellen (vgl. Frobel und Beck 1982). „Berücksichtigt werden muß außerdem, daß die der Arten-Areal-Beziehung für Mitteleuropa zugrundeliegenden Daten grundsätzlich in Landschaften ermittelt wurden, die bereits stark beeinträchtigt sind. Hieraus Standards für die Naturschutz- und Landschaftsplanung abzuleiten, bedarf zumindest einer umsichtigen Interpretation und eines differenzierten Bewertungssystems, das über die bloße mathematische Beziehung deutlich hinausgeht“ (Nitsche und Plachter 1987).

Sollten die zur „Bewertung“ herangezogenen Relationen zutreffend sein, dann könnten sie lediglich durchschnittliche Situationen repräsentieren (s. auch Frobel und Beck 1982). Wer aber z. B. den Artenreichtum eines Grünlandgebietes der Elbmarschen oder eines Gebirgswaldes im Weserbergland dem Durchschnitt für sämtliche Habitate und Landschaften Mitteleuropas gegenüberstellt, handelt kaum anders als ein Arzt, der die Körpergröße eines Säuglings mit dem Durchschnitt der deutschen Bevölkerung vergleicht und dann, gleichsam im Jargon der Landschaftsplanung, lapidar „aufwertungsfähig“ attestiert. Bezeichnenderweise mußte in einem Atlas der Avifauna Bayerns „vermerkt werden, daß die Verwendbarkeit der Arten-Areal-Beziehung als solche in der Praxis von Naturschutz und Landschaftsplanung sehr begrenzt ist. Sie er-

laubt lediglich die Entscheidung, ob die Artenzahl von Brutvögeln eines beliebigen Gebietes unter oder über einem für ganz Mitteleuropa ermittelten Erwartungswert liegt. Für die vorliegende Kartierung (alle Nachweisarten) liegen 396 von 822 Feldern über dem Durchschnitt von 88,1 Arten. Hieraus kann jedoch keinesfalls der Schluß gezogen werden, daß etwa 48 % der Fläche Bayerns naturschutzfachlich positiv zu bewerten sind“ (Nitsche und Plachter 1987).

Ähnlich wie etwa für Laufkäfer (s. Müller-Motzfeld 1991) sind auch bei Vögeln regional unterschiedliche Relationen zwischen Artenreichtum und Arealgröße zu erwarten. Die durchschnittliche Situation der Avifauna Mitteleuropas kann demnach kein Maßstab für die „Bewertung“ relativ kleiner, oft homogen strukturierter Flächen sein. Anderenfalls bestünde die Gefahr, daß beispielsweise lokale Besonderheiten als „artenarm“ und minderwertig angesehen oder stark beeinträchtigte Ausprägungen generell artenreicher Habitattypen zu den ungewöhnlich günstigen Lebensräumen gezählt werden.

Unabhängig von der Verfügbarkeit besonderer, einzelnen Habitaten und Regionen angepaßter Erwartungswerte erweist sich die bisherige Praxis der „Bewertung“ mit Artenzahl-Areal-Relationen als unrealistisch, weil sie einer deterministischen Denkweise entspringt. So bleibt z. B. unbeachtet, daß die lokale Abundanzdynamik gewöhnlich eine Konsequenz regionaler Dispersionsdynamik darstellt. Tatsächlich werden durch

$$S_e = c \cdot F^z$$

bzw. $\log S_e = \log c + z \cdot \log F$

Erwartungswerte definiert, die aus stochastischen Prozessen resultieren, da jede Spezies einen für sie geeigneten Standort lediglich besiedeln kann. Die Verlagerung von Verbreitungsschwerpunkten sowie das Entstehen neuer und das Erlöschen bisheriger Vorkommen bilden demnach Ereignisse, welche mit bestimmten Wahrscheinlichkeiten eintreten, selbst wenn die Umweltgegebenheiten langfristig konstant sind (s. Scherner 1989, 1990 und 1992). Diesem Prinzip entspricht das in Abbildung 3 für zwei unterschiedliche Situationen präsentierte Beispiel einer fiktiven Avifauna.

Zeitliche Variabilität:

Die Avifauna eines Gebietes umfaßt 35 Arten mit unterschiedlichen Ansiedlungswahrscheinlichkeiten (P_i). Beispielsweise bedeutet $P_i = 1,00 = 100\%$, daß die Art alljährlich anwesend ist, während eine Spezies mit $P_i = 0,44 = 44\%$ nur in durchschnittlich 44 von 100 Jahren auftritt.

Abbildung 3 zeigt ein mögliches Ergebnis der interspezifisch variierenden Ansiedlungswahrscheinlichkeiten für einen Zeitraum von 15 Jahren, in denen die Umweltgegebenheiten konstant bleiben.

Je nach Jahr siedelten im Gebiet 16 bis 22 Arten, und in keinem Jahr waren sämtliche 35 anwesend. Insgesamt nisteten hier durchschnittlich 19,07 Spezies, so daß die Abweichung von S_e vernachlässigbar gering ist.

Im dargestellten Beispiel wäre die übliche Anwendung von Artenzahl-Areal-Beziehungen unrealistisch; sie würde eine jährlich wechselnde „Bewertung“ desselben, unveränderten Gebietes zur Folge haben.

Räumliche Variabilität:

Flächen identischer Beschaffenheit können von 35 Arten genutzt werden, und zwar mit unterschiedlichen Ansiedlungswahrscheinlichkeiten (P_i). Beispielsweise bedeutet $P_i = 1,00 = 100\%$, daß sämtliche Standorte besetzt sind, während eine Spezies mit $P_i = 0,44 = 44\%$ nur an durchschnittlich 44 von 100 Plätzen auftritt.

Abbildung 3 zeigt ein mögliches Ergebnis der interspezifisch variierenden Ansiedlungswahrscheinlichkeiten für 15 identische, simultan betrachtete Flächen.

Je nach Fläche siedelten 16 bis 22 Arten, und in keinem Gebiet waren sämtliche 35 anwesend. Insgesamt nisteten hier durchschnittlich 19,07 Spezies, so daß die Abweichung von S_e vernachlässigbar gering ist.

Im dargestellten Beispiel wäre die übliche Anwendung von Artenzahl-Areal-Beziehungen unrealistisch; sie würde die unterschiedliche „Bewertung“ von Flächen gleicher Qualität zur Folge haben.

4. Die Avifauna als „Wert“

Die „Bewertung“ bildet einen unermesslichen Fundus für Zweifel, so daß fragwürdig erscheint, ob die Vielfalt

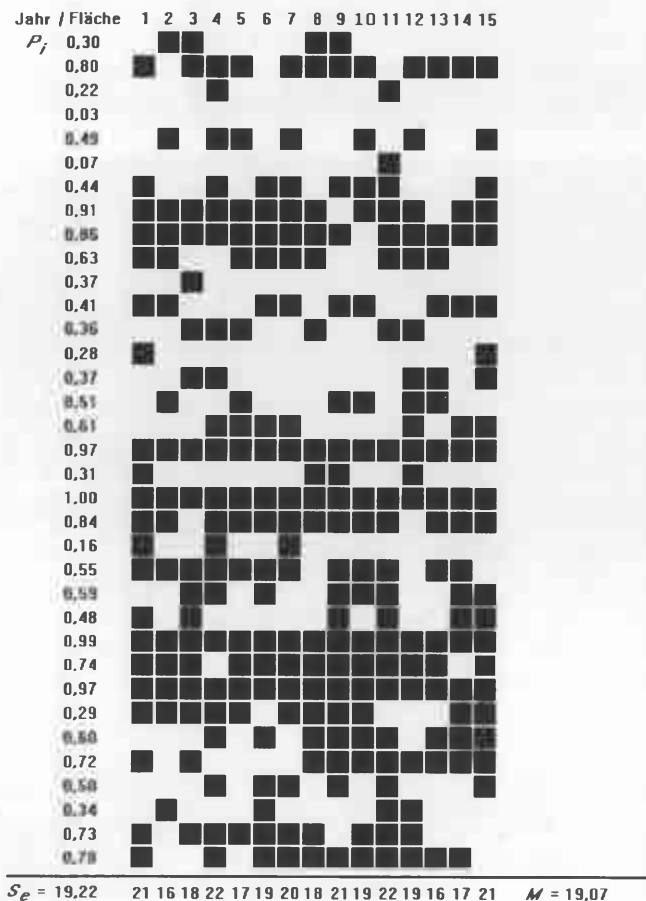


Abb. 3: Zeitliche bzw. räumliche Dynamik einer fiktiven Avifauna von 35 Spezies mit unterschiedlichen Ansiedlungswahrscheinlichkeiten (P_i) in 15 Jahren bzw. Gebieten (Simulationsbeispiele). Dem durchschnittlichen Artenreichtum (M als arithmetisches Mittel für 15 Jahre bzw. Flächen) steht ein Erwartungswert gegenüber (S_e als Summe der P_i -Werte).

der in Abschnitt 2 erläuterten Prozeduren mehr als ein Zeugnis menschlicher Einfalt darstellt. („Evaluation criteria differ from study to study. This undoubtedly marks the complete lack of knowledge about the suitability of criteria for an ecological evaluation“ [Van der Ploeg und Vlijm 1978].) Die bisherigen Verfahren liefern offenbar Lösungen, während die Zielsetzung noch weitgehend unbestimmt ist. Bezeichnenderweise führen unterschiedliche Ansätze beim Vergleich mehrerer Gebiete regelmäßig zu differierenden, oft auch gegensätzlichen Rangfolgen (z. B. Klose et al. 1986, Götmark et al. 1986, Steiof 1987 und 1988, Bölscher 1988). Noch immer fehlt der Nachweis einer hinreichend strengen Korrelation zwischen bestimmten Merkmalen der Avifauna und dem anzuzeigenden Parameter als essentielle Voraussetzung für Bioindikation. Eine solche „Eichung“ (Scherner 1982) kann derzeit nicht gelingen, da sie Flächen mit bekanntem „Wert“ voraussetzt.

Der tatsächliche „Wert“ einer Fläche erfordert umfassende, buchstäblich (syn)ökologische Betrachtungen; er re-

sultiert nicht allein aus der Avifauna. Arten, die in eine „Rote Liste“ aufgenommen sind, leben nur ausnahmsweise in Schrebergärten, doch wird diesen oft mit Pestiziden stark belasteten Standorten allgemein große Bedeutung für die Filterung gas- und staubförmiger Immissionen und den Lärmschutz beigemessen. Am Firth of Forth, einer Nordseebucht vor Edinburgh, bewirkte die Einrichtung einer Abwasserkläranlage den Verlust des durch rastende Entenvögel begründeten Ranges als „Feuchtgebiet internationaler Bedeutung“ (Campbell 1984). Nach einer Prognose von Hölzinger und Kroymann (1984) ist vom sog. Waldsterben in Südwestdeutschland die zumindest vorübergehende Begünstigung derzeit seltener Spezies wie Birkhuhn, Ziegenmelker, Dreizehenspecht, Brachpieper, Zitronengirlitz und Zippammer zu erwarten. „Degenerierte, teilentwässerte und ± verbirkte Moore mit Torfstichen etc. weisen eine artenreichere und dichter siedelnde Vogelwelt, in der Regel sogar mehr Rote-Liste-Arten als intakte Hochmoore auf“ (Flade 1987).

Das Bioindikator-Konzept bietet keine zuverlässige Grundlage für (syn) ökologische Betrachtungen, die allein auf Untersuchungen der Avifauna basieren (s. auch Plachter 1990). Der ökologische „Wert“ eines Gebietes ist derzeit nur quantifizierbar, wenn Daten über Vögel und andere Komponenten von Ökosystemen so behandelt werden, als handele es sich lediglich um Zahlen. (Aus dieser Denkweise resultiert übrigens auch der alltägliche Mißbrauch induktiver Statistik [vgl. Finney 1975].) Es fehlen Einheiten, welche z. B. die Verrechnung von verschmutztem Wasser und reiner Luft gestatten, und zweifelhaft erscheint, ob etwa der Zwergtaucher in Bayern wirklich den halben „Wert“ des Weißstorches hat (Ansatz 2.2.8): „Während bei der Bewertung eines Gebietes zu materiellen Nutzungszwecken über den Geldwert eine – allerdings von der Sicherheit der Prognosen abhängige – objektive Aussage möglich ist, gilt dies für ideelle Werte nicht. Sie sind überhaupt nicht stichhaltig quantifizierbar“ (Wilmanns et al. 1978).

Die bisherigen Ansätze ermöglichen lediglich Prioritätsskalen für behördliche, also meist administrative und juristische Naturschutzmaßnahmen. („Prädikate, wie international oder national bedeutsam, sind vom ökologischen Standpunkt aus ohnehin sehr fragwürdig. Es handelt sich hier um eindeutige Zugeständnisse an die Naturschutzbürokratie“ [Bezzel 1976]). Dabei wird nicht der (syn)ökologische, wohl stets unbekannte „Wert“ eines Gebietes, sondern die Struktur der Avifauna als „Wert“ per se erfaßt, indem die Vogelwelt zum „Bioindikator für sich selbst“ gerät. („Einen Hinweis auf den ökologischen Intaktheitsgrad zumindest von Teilräumen gibt der Umfang der natürlichen biologischen Produktion, wie er in der Siedlungsdichte der Charaktervögel zum Ausdruck kommt“ [Wilkins 1983].)

Allgemein und auch mit den bisherigen Ansätzen bedeutet „Bewertung“ stets die Messung der Abweichungen von erwünschten Systemzuständen (Plachter 1989, Wiegleb 1989). Sie beruht nach Fiselius und Kühnel (1991) „letztlich auf einem Vergleich real festgestellter Gegebenheiten mit vorab festgelegten Referenzgrößen ... Es ist offensichtlich, daß sich solche Referenz-

größen nur in wenigen Fällen naturwissenschaftlich-kausalanalytisch herleiten lassen. Es handelt sich vielmehr grundsätzlich um Konventionen, wie sie für das praktische Arbeiten in anderen Bereichen längst üblich sind (vgl. z. B. DIN-Normen der Industrie, TA Luft im technischen Umweltschutz). Die Verwendung konzeptionell unterschiedlicher, oft widersprüchlicher Verfahren zeigt jedoch, daß die entscheidenden Voraussetzungen fehlen, nämlich wissenschaftlich und politisch anerkannte Maßstäbe. Die entscheidende Frage lautet also: „Welche Avifauna hätten wir gern?“ Die gegenwärtige Praxis der „Bewertung“ liefert dubiose Antworten.

Prinzipiell unklar ist beispielsweise, weshalb mit steigender Artenzahl (S) oder -dichte (S/F) der „Wert“ einer Fläche zunehmen soll (Ansätze 2.1.1, 2.4.2.1 u. a.), obwohl vom Menschen geschaffene oder veränderte Habitate häufig mehr Spezies besitzen als etwa natürliche Hochmoore und Schilfgürtel (s. auch Hovestadt et al. 1991).

Die Artendichte kann „ohne eine weitgehende qualitative Bewertung kein Kriterium für Schutzwürdigkeit sein“ (Ellenberg 1987). Das gilt insbesondere bei der Betrachtung relativ kleiner, homogen strukturierter Flächen. Sehr reichhaltige Standorte oder Ökosysteme sind in Mitteleuropa nämlich selten. Die große Artenvielfalt früherer Jahrhunderte war hauptsächlich Konsequenz einer Vielfalt unterschiedlicher, jedoch oft artenarmer Standorte, weshalb spätere Änderungen der Avifauna vor allem auch das Resultat anhaltender „Uniformierung“ der Kulturlandschaft darstellen (vgl. Walter 1973, Klafs und Stübs 1977, Scherner 1980 u. a.).

Ebenfalls unklar sind Zusammenhänge zwischen Habitatqualität und Abundanz (Ansatz 2.1.4 u. v. a.): Ist der „Wert“ einer Fläche um so größer, je dichter Brutvögel zusammengedrängt bzw. je kleiner deren Territorien sind? Aus Regulationsmechanismen, wie sie etwa in Lehrbüchern von Schwerdtfeger (1968), Wilson und Bossert (1973), Moss et al. (1982) und Remmert (1984) beschrieben sind, folgt, daß individuelle Lebensbedingungen und Leistungen (z. B. Bruterfolg) mit wachsender Populationsgröße oder -dichte nicht unbedingt besser werden und sich

sogar verschlechtern können (s. auch Van Horne 1983).

Besonders komplizierte Korrelationen zwischen Habitatqualität und Abundanz sind bei langlebigen Spezies zu erwarten. Individuelle Unterschiede hinsichtlich Beginn, Dauer und Kontinuität der Fortpflanzungsleistungen stehen hier offenbar im Zusammenhang mit Lebenslaufstrategien, welche die Möglichkeit eröffnen, daß eine erhöhte Anzahl reproduktiver Tiere einen Populationsrückgang signalisiert und die methodisch vorteilhafte Erfassung von Brutpaaren (ohne immature Vögel und adulte Nichtbrüter) zu „Fehlbewertungen“ führt (Beispiel s. Scherner 1991).

Naturschutzgebiete in Deutschland „genügen oft nicht den Ansprüchen langfristig stabiler Populationen“ (Hovestadt et al. 1991). Allgemein gilt, daß ein Reservat „mindestens dem Minimalareal der zu schützenden Art oder Artengruppe entsprechen muß. Dabei ist sicherzustellen, daß nicht nur das Minimalareal eines einzigen Brutpaares zugrunde gelegt werden darf, sondern einer genügend großen Population, die zur Sicherung des Artbestandes notwendig ist“ (Erz 1971). In krassem Gegensatz dazu steht beispielsweise der am häufigsten verwendete Ansatz (2.2.4) von Berndt et al. (1978): für mehr als 1 km² umfassende Gebiete erfolgt eine Teilung von Punktschätzen durch eine mit der Flächengröße wachsender Zahl (z. B. Divisor 13 bei Flächen über 500 km²).

Nur in wenigen Verfahren bildet die mit wachsender Flächengröße eintretende „Abwertung“ einen formalen Bestandteil (Ansätze 2.2.4, 2.2.6, 2.2.12, teilweise auch 2.2.7). Oft handelt es sich um einen konzeptionellen Effekt, wie er bei Berücksichtigung von Diversität (H' , vgl. Scherner 1985), Artendichte oder Abundanz (s. Abschnitt 3.1) zu erwarten ist (Ansätze 2.1.1, 2.1.4, 2.1.5, 2.2.10, 2.3.3, 2.3.4, 2.3.5, 2.4.1.5). Die Konsequenzen führen zu einem „Geizhals-Prinzip“, das maximale Rendite mit minimalem Kapitaleinsatz anstrebt („um aus dem vorhandenen Raum das Maximum herauszuholen, um ein möglichst günstiges Verhältnis Individuenzahl bedrohter Arten/Fläche herauszuholen“, Jorek 1975): Wenn wir schon etwas dem Naturschutz opfern, dann am ehesten eine möglichst kleine

Fläche, auf der möglichst viele Arten vorkommen, die zudem möglichst gleich häufig sind. Leitbild wäre demnach der Zoologische Garten oder die biblische „Arche Noah“, woraus selbst für große Regionen und ganze Kontinente die Notwendigkeit landespflegerischer „Aufwertung“ erwachsen dürfte.

Vielfalt wird „aus menschlicher Sicht positiv beurteilt“ (Schlüpman 1988): „Wertvoll ist der Landschaftsteil, in dem es viel verschiedenes und viel seltenes zu sehen gibt“ (Blana 1980). „Dem entspricht auch der Katalog der Eigenschaften von Erholungsgebieten, wie er sich aus Umfrageergebnissen, zahlreichen Stellungnahmen und Planungsbeurteilungen zusammenstellen läßt: Schönheit, harmonische Gestaltung, Kontrast, Vielfalt und Abwechslungsreichtum der Landschaft werden als wichtige Voraussetzungen genannt“ (Kiemstedt 1967). Ähnliche Aspekte liegen dem von Chanter und Owen (1976) definierten „Erlebniswert“ zugrunde (Ansatz 2.3.6): „Suppose a visitor to a nature reserve sees a total of N animals belonging to k different species, the number of each species being $n_1, n_2, \dots, n_k$ ($S_n = N$). His satisfaction in terms of the number of animals seen can be measured directly by N , but is perhaps better reflected by some function of N such as $\log(N)$. Also, the visitor is likely to be more satisfied if the diversity of the animals he sees is high; he would not normally (there may be exceptions) want to see one species only.“ Derartige Ansätze sind nicht unmittelbar auf die Sicherung von Ökosystemen und Populationen gerichtet. (Es wäre falsch, „das Murnauer Moos nach einem Serengeti-Besuch weniger schutzwürdig zu finden“ [Ringler 1980].) Es handelt sich um anthropozentrische Konzepte, mit denen numerische Komplexität zu einem Ideal deklariert wird, dessen ökologische Bedeutung zweifelhaft ist.

Ein Diversitätsindex gestattet lediglich die deskriptive Charakterisierung von Mengenrelationen. (Analog eignen sich H' und J' als Maß für die aus Anzahl und Häufigkeiten elektronischer Bauteile resultierende Komplexität technischer Geräte; sie bieten aber keine Information über den Zweck eines Apparates.) Übereinstimmende Resultate bezeichnen demnach nicht zwangsläufig den gleichen „Wert“.

(Dieses Problem betrifft sämtliche Ansätze.) So können zwei Vogelbestände (mit H'_1 und H'_2) selbst bei $H'_1 = H'_2$ sehr unterschiedlich zusammengesetzt sein, weil die beteiligten Spezies prinzipiell austauschbar sind und funktionale Eigenheiten somit unberücksichtigt bleiben. Absurd erscheint daher die vergleichende „Bewertung“ einer Fischteichanlage und des zweitgrößten Binnengewässers Nordwestdeutschlands: „Somit sind die Meißendorfer Teiche, sowohl im Bezug auf Niedersachsen als auch auf die Bundesrepublik Deutschland ein hochbedeutsames Vogelbrutgebiet, deren Bedeutung derjenigen des Dümmers entspricht“ (Augst 1978).

Solange „angenommen werden konnte, daß die Artendiversität generell mit wertbestimmenden Größen wie Stabilität oder Elastizität von Ökosystemen korreliert sei, war ihre indikatorische Bedeutung für Naturschutzzwecke weitgehend unbestritten. Nachdem klar wurde, daß ein solcher allgemeiner Zusammenhang zur Stabilität nicht und zur Elastizität nur in bestimmten Fällen besteht“ (Plachter 1990), erweist sich auch das Ideal „einer reichhaltigen und in ihrer Zusammensetzung ausgewogenen Vogelwelt“ (Klein 1979) als Resultat konzeptioneller Mißverständnisse (Scherner 1986): Ist die Diversität eines Ökosystemes etwas anderes als die Mannigfaltigkeit der sich jahres- und tageszeitlich permanent wandelnden Strukturen und Beziehungen in einem von Biotop und Biozönose gebildeten Wirkungsgefüge? Können wir diese Vielfalt bereits ermessen, wenn lediglich Anzahl und Häufigkeiten (Dominanzen) vorhandener Vogelarten bekannt sind? Darf man die momentane Zusammensetzung der Avifauna, die doch nur einen (wesentlichen?) Teil und somit eine Facette jener Diversität repräsentiert, der Mannigfaltigkeit des Ganzen gleichsetzen?

Es ist eine Konsequenz unzulässiger Anwendung der Shannon-Formel, daß J' („Meßstab der Stabilität der Vogelgemeinschaft“, Klein 1979) und H' eine mit wachsender Gebietsgröße eintretende „Abwertung“ bedingen. Problematisch sind diese und andere zum „Geizhals-Prinzip“ führenden Ansätze auch bei sog. Habitatinseln, wo auf kleinen Flächen eine besonders geringe Stabilität der Avifauna (Artenspektrum) erwartet werden muß (s. Gava-

reski 1976, Butcher et al. 1981, Opdam et al. 1984, Brack et al. 1987 u. a.).

Konzeptionell steht die „Bewertung“ von Organismen und Flächen wohl ausnahmslos in krassem Gegensatz zur strukturellen Komplexität lebender Systeme (Abschnitt 1). Damit ist ein „erheblicher Informationsverlust verbunden. Es ist aber nicht von der Hand zu weisen, daß durch die Verwendung numerischer Wertskalen (und demzufolge der Bevorzugung jener Merkmale, die sich diesbezüglich gut verarbeiten lassen) gerade jene Informationen verlorengehen, die für die naturschutzfachliche Bewertung an sich entscheidend wären“ (Plachter 1989). So erscheint zweifelhaft, „ob das Ergebnis beispielsweise einer Nutzwertanalyse von Straßenneubauvarianten, das besagt, die eine Trasse erziele 200 Punkte, die andere 230, wirklich einen strukturellen Informationsgewinn darstellt, der den Entscheidungsträger zu einem kompetenten Urteil befähigt. Aus solchen Zahlen läßt sich schließlich weder ablesen, welche Konflikte durch die einzelnen Varianten ausgelöst werden, noch verdeutlichen, in welchen gegenseitigen Abhängigkeiten verschiedene Wirkungen auftreten“ (Gfeller und Kias 1985). Diese Problematik gilt besonders auch für Verknüpfungen mehrerer Parameter (Ansätze 2.2.10, 2.3.3, 2.3.4, 2.3.5 u. a.), weil „bei der Bewertung nach dem Schema der ‚klassischen‘ Nutzwertanalyse schon ab ca. 10 Kriterien immer wahrscheinlicher wird, daß die Endergebnisse der Bewertung im mittleren Wertebereich liegen. Im allgemeinen kann somit vom Gesamtergebnis nicht einmal annäherungsweise auf Einzelteile der Bewertung zurückgeschlossen werden. Ein solchermaßen erzieltetes Bewertungsergebnis besitzt daher als planerisches Hilfsmittel nur einen geringen oder überhaupt keinen Aussagewert“ (Bechmann und Kiemstedt 1974). Die Hoffnung, daß „viele Freiheitsgrade die Entscheidungsfindung erleichtern, gehört zum Bewertungshokuspokus“ (Cerwenka 1984).

Obwohl nahezu jede „Bewertung“ die Erfassung demographischer Gegebenheiten (Individuenmengen) voraussetzt und die meisten Verfahren zumindest teilweise auf populationsbiologischen Aspekten (Seltenheits- oder Gefährdungsgrade etc.) basieren, ist der

Nutzen für den Artenschutz zweifelhaft: „Viele vermeintlich wichtige Kriterien für intakte Lebensräume werden gegeneinander abgewogen und verrechnet, so daß am Ende einer Bewertungsprozedur niemand wissen kann, im Sinne welcher Populationen tatsächlich bewertet wurde“ (Mühlenberg und Hovestadt 1991). „Auch Artenzahlen und Abundanzen sind nur in ganz bestimmten Fällen wertbestimmende Größen, da die unterschiedliche Schutzbedürftigkeit (d. h. der Handlungsbedarf) der einzelnen Arten keine Berücksichtigung findet“ (Plachter 1990). Ebenso repräsentieren „Indexwerte“ (Ansatz 2.2.8) und andere Ordinalskategorien lediglich eine „Möglichkeit der Bewertung des Gefährdungsgrades bestandsbedrohter Wirbeltiere“ (Dornbusch und Heidecke 1987), ähnlich wie eine in mehrere Kategorien differenzierte „Rote Liste“.

Zu den analytischen Voraussetzungen des Artenschutzes zählen das tiefgreifende Verständnis der Dynamik von Tierbeständen und die eindeutige Identifizierung von Gefährdungs- oder Rückgangsfaktoren. Bei „Bewertungen“ werden solche Grundlagen jedoch weder benötigt noch berücksichtigt. Entscheidendes oder alleiniges Kriterium ist hier die bloße Anwesenheit bestimmter Spezies (s. auch Hovestadt et al. 1991). Andere, für Eignung und Wirksamkeit des Verfahrens maßgebliche Aspekte, etwa der Einfluß von Flächengröße und Ansiedlungsverhalten auf die Lebenserwartung einer Lokalpopulation (Scherner 1992), bleiben unbeachtet: „Obwohl das Konzept vom Schutz des Lebensraums gegenüber früherer Naturschutzarbeit als entscheidender Fortschritt zu werten ist, konnte ein weiterer Populationsrückgang gefährdeter Arten nicht verhindert werden. Dies ist zurückzuführen auf unzureichende Flächengrößen, auf die räumliche Isolation einzelner Schutzgebiete und auf Pflegemaßnahmen, die den Nischenansprüchen der gefährdeten Populationen nicht gerecht werden“ (Cornelius und G. Meyer 1991).

Verzeichnisse wie die „Rote Liste der in Deutschland gefährdeten Brutvogelarten“ (Anonymus 1992) sind kaum mehr als ein Katalog jener Regional- oder Lokalpopulationen, die als „schutzbedürftig“ gelten, bieten aber

nur ausnahmsweise Informationen über die im Einzelfall relevanten Gefährdungsmomente und Sicherungsmaßnahmen. Eine auf der bloßen Anwesenheit bestimmter Spezies basierende „Bewertung“ dient nicht der Bewältigung wesentlicher Umweltprobleme etwa im Zusammenhang mit Tourismus, Pestiziden, Jagd, Bodeneutrophierung und Straßenverkehr. Selbst die Behauptung, man würde so „das ganze Spektrum ökologischer Gegebenheiten und möglicher Gefährdungsmomente“ erfassen (Berndt et al. 1985), kann nicht verhindern, daß eine Naturschutzpraxis, „die mit verschiedenen Ansätzen Landschaftsteile und Lebensgemeinschaften in eine vom Menschen erfundene Rangfolge einzuordnen versucht“ (Mühlenberg und Hovestadt 1991), den Blick auf tatsächliche Erfordernisse versperrt und kaum mehr als ein Laborieren an Symptomen darstellt.

5. „Bewertung“ als Selbstzweck

Die Erwartung, daß durch Quantifizierung zwangsläufig Objektivität erreicht werde („objektive Bewertung“, vgl. Abschnitt 1), ist „ein Hokusfokus, da jede Bewertung definitionsgemäß subjektive (normative) Elemente enthält“ (Cerwenka 1984): „Value is subjective by definition; therefore ecological evaluations are always subjective“ (Van der Ploeg und Vlijm 1978). Einschränkungen bestehen, weil bei jedem Verfahren „zwischen der Ermittlung der Bewertungsmerkmale und ihrer Gewichtung unterschieden werden muß. Während für die Auswahl eine Reihe von Argumenten zur Verfügung steht, die auf ihre Stichhaltigkeit geprüft werden können, wird sich die eigentliche Bewertung bislang hauptsächlich im Bereich der subjektiven Entscheidung bewegen müssen“ (Kiemstedt 1967). Lediglich Datenerhebungen und das Befolgen von Rechenvorschriften könnten hier als objektiv gelten.

Werturteile entstehen bereits bei der Wahl eines Ansatzes, weil damit a priori einzelne Eigenschaften und Kriterien als wesentlich eingeschätzt, andere aber ignoriert werden (Fuller 1980). Das Resultat ist ohnehin stets „abhängig von der Größenordnung der beteiligten Faktoren und von der ihnen zugemessenen Bedeutung“ (Kiemstedt

1967). Daher bedarf jede „Bewertung“ einer präzisen Zielsetzung, doch sind entsprechende Differenzierungen etwa zwischen „conservation value“ und „ecological value“ in der bisherigen Praxis kaum zu bemerken. („Die Bewertung des Probeflächengebiets hat ergeben, daß es sich um ein ‚artenreiches, hochdiverses, lokal bedeutendes Vogelbrutgebiet‘ handelt“ [Möbus 1989].) Allgemein fehlt der Nachweis, daß „die einzelnen Bewertungsaussagen operational, logisch konsistent und von gesellschaftlicher Relevanz sind“ (Bechmann und Kiemstedt 1974).

Besonders problematisch ist die Kombination von Kenngrößen (Ansätze 2.3.1 bis 2.3.6 u. a.), weil damit mehrere Eigenschaften und Kriterien in einen Zusammenhang gebracht werden, dessen Existenz schon deshalb fragwürdig erscheint, weil ökologisch einwandfreie, z. B. mathematisch formulierte Begründungen fehlen (Van der Ploeg und Vlijm 1978). In der Praxis finden solche Mängel kaum Beachtung. Hier wird jedes Verfahren akzeptiert, das flächenbezogene, kartographisch darstellbare Differenzierungen gestattet (vgl. Abb. 1). (Auch die „ökologische Wertanalyse“ von Bauer [1973] „erweist sich als erfolgreiche Methode“; denn die „erzielten Wertzahlen der einzelnen Biotope ermöglichen den Vergleich der Biotope untereinander, wodurch die unterschiedliche ökologische Qualität der Landschaftseinheiten deutlich wird.“) Formale und konzeptionelle Beschränktheiten gelten dann als Tugend der Objektivität.

Der „Gefährdungsgrad des vorkommenden Artenbestandes gilt als das wichtigste Bewertungskriterium bei naturschutzrelevanten Fragestellungen“ (Steiof 1990), weshalb mit jeder Aufnahme weiterer Arten in eine „Rote Liste“ sich die Differenzierungsmöglichkeiten vieler Ansätze vermehren. Schwierigkeiten bereiten lediglich Flächen, auf denen „kaum für die Bewertung maßgebliche ‚gefährdete‘ Vogelarten vorkommen“ (Steiof 1988). „Um trotz dieser unbefriedigenden Situation avifaunistische Daten als Planungshilfe heranziehen zu können“ (Loske 1985), werden oft abweichende, sonst ignorierte Eigenschaften und Kriterien gewählt. Das Herbeiführen von Rangfolgen und Güteklassen gerät dabei zum Selbstzweck, der letztlich auch den

simultanen Gebrauch unterschiedlicher Konzepte rechtfertigt (Ansätze 2.2.9 und 2.2.10). Diese Praxis basiert auf dem vielzitierten Zwang, sich „in den Rahmen der modernen Planungsverfahren einzuordnen, wenn die Fragen des Naturhaushalts und einer für den Menschen gesunden Umwelt in der Raumplanung“ Beachtung finden sollen (Kiemstedt 1969). Hier „müssen die in den Augen des Naturwissenschaftlers unzulänglich erscheinenden Eigenarten des Planungswesens und seine Gesetzmäßigkeiten berücksichtigt werden. Anderenfalls blieben Mitsprache und Mitentscheidung des Naturwissenschaftlers eingeschränkt“ (Krause 1979).

Lebensräume sind laut Mühlenberg und Hovestadt (1991) „zu komplexe Systeme, als daß ein Versuch, sie in eine lineare Reihe steigender Qualität zu bringen, erfolgreich sein kann. Unserer Auffassung nach ist es nicht sinnvoll, verschiedene Habitate mit dem immer gleichen, schematisierten Bewertungsverfahren zu beurteilen. Das bedeutet, daß als erster Schritt die Frage des Zieles zu klären ist. Welche Habitateigenschaften will man zu welchem Zweck bewerten“ (s. auch Bechmann und Kiemstedt 1974, Plachter 1989). Ohne entsprechende Präzisierungen führen die bisherigen Ansätze lediglich zu Rangfolgen und Güteklassen; der „Wert“ (welcher? wofür?) eines Gebietes wird damit aber nicht dokumentiert. Es fehlen nämlich absolute, natürlicherweise vorgegebene Ordinalskalen für Ökosysteme, Flächen oder Arten (vgl. Weichhart 1980). Das gegenwärtige Bestreben, fast jeden Flecken der Landkarte (irgend)einer „Bewertung“ zu unterziehen, erscheint zwecklos. Das gilt insbesondere bei sog. Umweltverträglichkeitsprüfungen und im Zusammenhang mit der Ausweisung von Reservaten.

Über die Bedeutung einer Fläche für die „Lebenserwartung“ von Regionalpopulationen entscheidet die „Vernetzung“ mit ähnlichen Bereichen, die als funktionelle Einheit betrachtet werden müssen. Notwendig ist demnach eine dem jeweiligen Ansiedlungsverhalten entsprechende Verfügbarkeit geeigneter Standorte. Unter diesem Aspekt sind alle Lebensräume einer Art prinzipiell gleichwertig, ungeachtet ihrer momentanen Besetzung (vgl. Abb. 3).

Die räumliche Verteilung eines Tierbestandes repräsentiert gewöhnlich kein unmittelbares Abbild der Dispersion ihrer Ressourcen (R. A. J. Taylor und L. R. Taylor 1979). Aufgrund alljährlicher Variationen stellt das Fehlen einer bestimmten Art nicht unbedingt ein Indiz für die unzureichende Qualität einer Fläche dar (z. B. Plachter 1989). Umgekehrt kann jedoch eine starke Brutortstreue adulter Individuen dazu führen, daß aktuelle Vorkommen aus der früheren, inzwischen beeinträchtigten Eignung eines Lebensraumes resultieren (Van Horne 1983).

Wenn nicht das Vorkommen einer Spezies, sondern umgekehrt die Qualität eines Gebietes in Verbindung mit der Dispersionsdynamik über die Bedeutung einer Fläche entscheidet, erfordert Artenschutz einen konzeptionellen Rahmen, der von Aspekten der Populationsbiologie bestimmt wird. Entscheidend für die Ausweisung eines Reservates ist demnach das tiefgreifende Verständnis funktionaler Zusammenhänge, die bei der konventionellen „Bewertung“ unbeachtet bleiben.

Umweltverträglichkeitsprüfungen und ähnliche Studien erfordern Wirkungsanalysen, „die von den in den Fachplanungen gebräuchlichen Eignungsbewertungen nicht durchgeführt werden können“ (Bierhals et al. 1974). Ziel ist die **Bewertung von Projekten** statt Flächen oder Organismen („Bewertung des Eingriffs“; Mühlberg und Hovestadt 1991). Der Versuch, hier mit formelhaften Verfahren beispielsweise „besonders empfindliche Bereiche“ zu identifizieren, erscheint unsinnig, weil es eine Sensibilität stets nur gegenüber definierten Faktoren oder Ereignissen gibt. Notwendig sind spezifische, auf Eigenheiten des jeweiligen Vorhabens bezogene Betrachtungen, die bei der konventionellen „Bewertung“ unbeachtet bleiben.

6. Literatur

- Adamus, P. R., Clough, G. C., 1978: Evaluating Species for Protection in Natural Areas. *Biol. Conservation* 13, p. 165–178.
- Alpers, R., 1986: Ornithologische Bewertung eines Bachtals der östlichen Lüneburger Heide. *Vogelk. Ber. Niedersachsen* 18, p. 73–87.
- Alpers, R., Köhler, K.-H., 1990: Die Brutvögel der Wierener Berge. *Jber. Uelzener Arb.-Kreises Avifaun.* 8, p. 35–58.
- Anonymus, 1981: Zur Bewertung des Europareservates „Rieselfelder Münster“ als Vogelbrutgebiet. *Vogelwelt* 102, p. 67–68.
- Anonymus, [1992]: Rote Liste der in Deutschland gefährdeten Brutvogelarten (1. Fassung, Stand 10. 11. 1991). *Ber. Dtsch. Sek. Internat. Rates Vogelschutz* 30, 1991, p. 15–29.
- Augst, H.-J., 1978: Die Bedeutung der Meißendorfer Fischteiche (Ldkrs. Celle) für den Tierartenschutz. *Jb. Naturwiss. Ver. Lüneburg* 34, p. 149–182.
- Augst, H.-J., 1983: Die Bedeutung und Entwicklung des Dümmers als Lebensraum für Brut- und Gastvögel. *Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen, Beih.* 7, p. 1–91.
- Banse, G., 1980: Die Vogelwelt als Beitrag zur Landschaftsinformation. *Garmischer Vogelk. Ber.* 8, p. 1–6.
- Banse, G., 1982: Anmerkungen zur Arten-Areal-Kurve bei Vögeln. *Ökol. Vogel* 4, p. 59–62.
- Banse, G., Bezzel, E., 1984: Artenzahl und Flächengröße am Beispiel der Brutvögel Mitteleuropas. *J. Ornithol.* 125, p. 291–305.
- Bastian, H.-V., 1993: Die Brutvogelfauna einer Feuchtwiese im Haide-naabtal (Oberpfalz): Bedeutung, Gefährdungen, Schutzforderungen. *Ornithol. Anz.* 32, p. 23–36.
- Bauer, H.-J., 1973: Die ökologische Wertanalyse methodisch dargestellt am Beispiel des Wiehengebirges. *Natur Landschaft* 48, p. 306–311.
- Bechmann, A., 1978: Nutzwertanalyse, Bewertungstheorie und Planung. *Bern und Stuttgart (Haupt)*, 361 pp. (Beitr. Wirtsch.-Politik 29).
- Bechmann, A., Kiemstedt, H., 1974: Die Landschaftsbewertung für das Sauerland als ein Beitrag zur Theoriediskussion in der Landschaftsplanung. *Raumforsch. Raumordnung* 32, p. 190–202.
- Belting, H., Helbig, A., 1985: Die Bedeutung des Osterfeiner Moores am Dümmers für die Vogelwelt. *Seevögel* 6, Sonderbd., p. 112–121.
- Benninghaus, H., 1974: Deskriptive Statistik. *Stuttgart (Teubner)*, 280 pp. (Stud.-Skripten Soziol. 22).
- Berndt, R., Burdorf, K., Heckenroth, H., 1983: Kriterien zur Bewertung von Lebensstätten für Vögel. *Informationsdienst Naturschutz* 3 (2), p. 1–24.
- Berndt, R., Heckenroth, H., Winkel, W., 1975: Vorschlag zur Einstufung regional wertvoller Vogelbrutgebiete. *Vogelwelt* 96, p. 224–226.
- Berndt, R., Heckenroth, H., Winkel, W., 1978: Zur Bewertung von Vogelbrutgebieten. *Vogelwelt* 99, p. 222–226.
- Berndt, R., Heckenroth, H., Winkel, W., [1980]: Kriterienvorschlag für ‚Feuchtgebiete nationaler Bedeutung‘, speziell als Rastplätze von Wasser- und Watvögeln, in der Bundesrepublik Deutschland. *Ber. Dtsch. Sek. Internat. Rates Vogelschutz* 19, 1979, p. 57–62.
- Bezzel, E., 1969: Die Bedeutung der Gewässer Bayerns als Durchzugs- und Rastbiotope für Schwimmvögel. *Anz. Ornithol. Ges. Bayern* 8, p. 556–577.
- Bezzel, E., 1974: Untersuchungen zur Siedlungsdichte von Sommervögeln in Talböden der Bayerischen Alpen und Versuch ihrer Interpretation. *Anz. Ornithol. Ges. Bayern* 13, p. 259–279.
- Bezzel, E., 1975: Vogelbestandsaufnahmen in der Landschaftsplanung. *Verh. Ges. Ökol. Erlangen* 1974, p. 103–112.
- Bezzel, E., 1976: Vögel als Bewertungskriterien für Schutzgebiete – einige einfache Beispiele aus der Planungspraxis. *Natur Landschaft* 51, p. 73–78.
- Bezzel, E., 1980: Die Brutvögel Bayerns und ihre Biotope: Versuch der Bewertung ihrer Situation als Grundlage für Planungs- und Schutzmaßnahmen. *Anz. Ornithol. Ges. Bayern* 19, p. 133–169.
- Bezzel, E., Engler, U., 1985: International bedeutende Feuchtgebiete: Problematik quantitativer Bewertungskriterien am Beispiel Südbayerns. *Natur Landschaft* 60, p. 479–485.
- Bezzel, E., Lechner, F., Schöpf, H., 1983: Das Murnauer Moos und seine Vogelwelt. *Jb. Ver. Schutz Bergwelt* 48, p. 71–113.
- Bezzel, E., Ranftl, H., 1974: Vogelwelt und Landschaftsplanung. *Tier Umwelt N. F.* 11/12, p. 1–92.
- Bezzel, E., Reichholf, J., 1974: Die Diversität als Kriterium zur Bewertung

- der Reichhaltigkeit von Wasservogel-Lebensräumen. *J. Ornithol.* 115, p. 50–61.
- Bierhals, E., Kiemstedt, H., Scharpf, H., 1974: Aufgaben und Instrumentarium ökologischer Landschaftsplanung. *Raumforsch. Raumordnung* 32, p. 76–88.
- Blana, H., 1978: Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt. *Beitr. Avifauna Rheinlandes* 112, p. 1–225.
- Blana, H., 1980: Rasterkartierung und Bestandsdichteerfassung von Brutvögeln als Grundlage für die Landschaftsplanung – ein Vergleich beider Methoden im selben Untersuchungsgebiet. – In: H. Oelke: *Bird Census, Work and Nature Conservation*. Lenggde (Dachverband Dtsch. Avifaun.), p. 32–54.
- Bölscher, B., 1988: Zur Habitatwahl der Vogelarten nordwestdeutscher Hochmoorbiotope – Ein Beitrag zur Landschaftsbewertung. – *Braunschweiger Naturk. Schr.* 3, p. 29–119.
- Brack, V., Holmes, V. R., Cable, T. T., Hess, G. K., 1987: A Wetland Habitat Assessment Method Using Birds. – In: O. T. Magoon, H. Converse, D. Miner, L. T. Tobin, D. Clark und G. Domurat: *Proceedings of the Fifth Symposium on Coastal and Ocean Management*. Bd. 1. New York (American Soc. Civil Engineers), p. 1155–1169.
- Brandl, R., Walberer, E., 1982: Zur ornithologischen Bedeutung von Brachflächen. *Anz. Ornithol. Ges. Bayern* 21, p. 21–41.
- Bühning, E., Langbehn, H., [1984]: Die Bedeutung der Allerwiesen bei Celle. – In: E. Eickenrodt: *Pflanzen und Tiere im Landkreis Celle*. Celle (Dtsch. Bund Vogelschutz), p. 60–71.
- Busche, G., 1982: Zur Siedlungsökologie von Brutvögeln eines kultivierten Niedermoors im Westen Schleswig-Holsteins. *Ornithol. Mitt.* 34, p. 185–196.
- Busche, G., 1985: Brutvogelbestand und Bewertung eines Hochmoor-Naturschutzgebietes im Westen Schleswig-Holsteins. *Vogelwelt* 106, p. 41–50.
- Butcher, G. S., Niering, W. A., Barry, W. J., Goodwin, R. H., 1981: Equilibrium Biogeography and the Size of Nature Preserves: An Avian Case Study. *Oecologia* 49, p. 29–27.
- Campbell, L. H., 1984: The Impact of Changes in Sewage Treatment on Seaducks Wintering in the Firth of Forth, Scotland. *Biol. Conservation* 28, p. 173–180.
- Cerwenka, P., 1984: Ein Beitrag zur Entmythologisierung des Bewertungshokuspokus. *Landschaft Stadt* 16, p. 220–227.
- Chanter, D. O., Owen, D. F., 1976: Nature reserves: a customer satisfaction index. *Oikos* 27, p. 165–167.
- Connor, E. F., McCoy, E. D., 1979: The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist* 113, p. 791–833.
- Cornelius, R., Meyer, G., 1991: Zur Bedeutung populationsbiologischer Forschung für den speziellen Artenschutz. – In: K. Henle und G. Kaule: *Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland*. Jülich (Forsch.-Zentrum), p. 119–130 (Ber. Ökol. Forsch. 4).
- Dahl, H.-J., Heckenroth, H., 1978a: Landschaftspflegerisches Gutachten zur Emsumleitung durch den Dollart. *Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen* 6, p. 1–214.
- Dahl, H.-J., Heckenroth, H., 1978b: Landschaftspflegerisches Gutachten zu geplanten Deichbaumaßnahmen in der Leybucht. *Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen* 7, p. 1–168.
- Dahl, H.-J., Heckenroth, H., 1983: Ornitho-ökologische Untersuchungen zu Baggararbeiten in der Unterelbe und zu geplanten Aufspülungen im Bereich Brammerbank. *Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen, Beih.* 6, p. 1–114.
- De Benedictis, P. A., 1973: On the correlations between certain diversity indices. *American Naturalist* 107, p. 295–302.
- Dirks, W., 1992: Avifaunistische Beobachtungen 1986/1987 im Hochmoorkomplex Westermoor/Klostermoor (Landkreis Cloppenburg/Landkreis Leer). *Ornithol. Arb.-Gemeinschaft Oldenburg, Jber.* 11, 1992, p. 35–44.
- Dirks, W., Frye, L., Südbek, P., 1983: Die Vogelwelt des NSG „Thülsfelder Talsperre“. *Naturschutzjugend Niedersachsen, Naturk. Jb.* 1, p. 5–23.
- Döpking, U., Großberger, K., Hoffmann, J., 1981: Antrag auf Ausweisung eines Naturschutzgebietes im Bereich der Flußmündungen Ilmenau und Luhe, Landkreis Harburg. *Sonderh. 9, Mitt.-Bl. Dtsch. Bund Vogelschutz Landesverband Hamburg*, p. 1–69.
- Dornbusch, M., Heidecke, D., 1987: Eine Möglichkeit der Bewertung des Gefährdungsgrades bestandsbedrohter Wirbeltiere. *Arch. Naturschutz Landschaftsforsch.* 27, p. 171–175.
- Durwen, K.-J., 1982: Zur Nutzung von Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und -planung mit Hilfe der EDV – Voraussetzungen, Instrumentarien, Methoden und Möglichkeiten. – *Arb.-Ber. Lehrstuhls Landschaftsökol. Münster* 5, p. 1–A38.
- Eikhorst, W., 1985a: Avifaunistische Bedeutung der Borgfelder Wümmewiesen. *Ber. Dtsch. Sekt. Internat. Rates Vogelschutz* 24, 1984, p. 77–92.
- Eikhorst, W., 1985b: Zur Erfassung der Avifauna im Land Bremen: Vergleich zwischen Gesamtflächenerfassung und Probeflächenkartierung in Bezug auf ihre Aussagefähigkeit für Bestandsentwicklungen und Landschaftsplanung. *Verh. Ges. Ökol.* 13, p. 711–716.
- Ellenberg, H., 1987: Fülle – Schwund – Schutz: Was will der Naturschutz eigentlich? *Verh. Ges. Ökol.* 16, p. 449–459.
- Erfurt, H.-J., Dierschke, V., 1992: Oehe-Schleimünde. *Seevögel* 13, Sonderh. 1, p. 1–104.
- Erhard, R., 1988: Die Wahner Heide. *Charadrius* 24, p. 127–132.
- Erz, W., 1971: Auswahl, Pflege und Auswertung ornithologischer Schutzgebiete. *Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz* 5, p. 209–219.
- Erz, W., 1975: Bericht von der Internationalen Konferenz zum Schutze von Feuchtgebieten und Wasservögeln 1974 in Heiligenhafen. *Natur Landschaft* 50, p. 42–44, p. 48–49.
- Fager, E. W., 1972: Diversity: a sampling study. *American Naturalist* 106, p. 293–310.
- Finney, D. J., 1975: Numbers and data. *Biometrics* 31, p. 375–386.
- Fiselius, B., Kühnel, F., 1991: Biotopkartierung im hessisch-thüringischen Grenzgebiet. *Vogel Umwelt* 6, p. 313–366.
- Flade, M., 1981: Die Bedeutung der

- „Düpen- und Barnbruchswiesen“ bei Wolfsburg für die Vogelwelt. Vogelk. Ber. Niedersachsen 13, p. 34–52.
- Flade, M., 1987: Eine Methode zur Beschreibung nordwestdeutscher Vogelmenschen als Vergleichs- und Bewertungsgrundlage für die Landschaftsplanung. Beitr. Naturk. Niedersachsen 40, p. 194–201.
- Frobel, K., Beck, P., 1982: Langfristige Änderungen des Vogelartenbestandes im Landkreis Coburg (Nordbayern). Ökol. Vögel 4, p. 67–79.
- Fuller, R. J., 1980: A method for assessing the ornithological interest of sites for conservation. Biol. Conservation 17, p. 229–239.
- Garberding, K.-H., Nagel, K.-H., [1985]: Die Bedeutung und Entwicklung des Steinhuder Meeres als Lebensraum für Brut- und Gastvögel. Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen, Beih. 11, 1984, p. 1–120.
- Gavareski, C. A., 1976: Relation of Park Size and Vegetation to Urban Bird Populations in Seattle, Washington. Condor 78, p. 375–382.
- Gerken, B., 1980: Zur Erfassung und Bewertung schutzwürdiger Landschaftsteile unter Naturschutzaspekten. Courier Forsch.-Inst. Senckenberg 41, p. 131–141.
- Gfeller, M., Kias, U., 1985: Bewertungshokuspokus oder Versuch zur Verbesserung der Entscheidungsfindung bei unvollständiger Datengabe? Landschaft Stadt 17, p. 42–44.
- Gnuschke, B., Reimer, S., [1982]: Die Brut- und Gastvögel des Warflether Sandes und der Juliusplate. Ornithol. Arb.-Gemeinschaft Oldenburg, 5. Jber., 1981, p. 3–20.
- Götmark, F., Åhlund, M., Eriksson, M. O. G., 1986: Are Indices Reliable for Assessing Conservation Value of Natural Areas? Biol. Conservation 38, p. 55–73.
- Graber, J. W., Graber, R. R., 1976: Environmental Evaluations Using Birds and Their Habitats. Biol. Notes 97 Illinois Natural Hist. Survey, p. 2–39.
- Haarmann, K., Pretscher, P., 1976: Die Feuchtgebiete internationaler Bedeutung in der Bundesrepublik Deutschland. Greven (Kilda), 102 pp. (Vogelk. Bibliothek 4).
- Hamann, M., 1991: Die Bedeutung von Industriebrachflächen für die Avifauna am Beispiel von Gelsenkirchen (mittleres Ruhrgebiet). Charradius 27, p. 49–62.
- Hanstein, U., Sturm, K., 1986: Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide –. Aus dem Walde 40, p. 1–194.
- Hanusch, G., Melchior, F., Rothgaenger, K., Rothgaenger, M., Schreiner, J., Vidal, A., 1978: Lebensraum Donautal. Schr.-R. Naturschutz Landschaftspflege 11, p. 1–125.
- Harvey, P. H., Colwell, R. K., Silvertown, J. W., May, R. M., 1983: Null Models in Ecology. Ann. Rev. Ecol. Syst. 14, p. 189–211.
- Hausmann, S., 1988: Brutvogel-Bestandsaufnahme in zwei naturnahen Waldstücken nördlich von München. Anz. Ornithol. Ges. Bayern 26, 1987, p. 209–220.
- Heckenroth, H., 1985: Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1980 und des Landes Bremen mit Ergänzungen aus den Jahren 1976–1979. Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen 14, p. 1–425.
- Heine, G., Lang, G., Kraus, D., Siebenrock, K., 1983: Die Brutvogelwelt des Adelegg im württembergischen Allgäu. Jh. Ges. Naturk. Württemberg 138, p. 213–243.
- Heydemann, B., 1988: Die ökologischen Grundlagen des Arten- und Ökosystems schutzes. - In: U. Jüdes, E. Kloehn, G. Nolof und F. Ziesemer: Naturschutz in Schleswig-Holstein. Neumünster (Wachholtz), p. 40–50.
- Hölzinger, J., Knötzsch, G., Schuster, S., Westermann, K., 1972: Wetlands (Feuchtgebiete) in Baden-Württemberg mit internationaler und nationaler Bedeutung für Wasservögel. Anz. Ornithol. Ges. Bayern 11, p. 70–110.
- Hölzinger, J., Kroymann, B., 1984: Auswirkungen des Waldsterbens in Südwestdeutschland auf die Vogelwelt. Ökol. Vögel 6, p. 203–212.
- Holmes, V. R., Cable, T. T., Brack, V., 1986: Avifauna as Indicators of Habitat Quality in Some Wetlands of Northern Indiana. Proc. Indiana Ac. Sc. 95, p. 523–528.
- Horne, B. Van, 1983: Density as a Misleading Indicator of Habitat Quality. J. Wildlife Management 47, p. 893–901.
- Hovestadt, T., Roser, J., Mühlenberg, M., 1991: Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Jülich (Forschungszentrum), 277 pp. (Ber. Ökol. Forsch. 1).
- Hummitzsch, P., 1985: Probleme des Feuchtgebietsschutzes im Zschornaer Teichgebiet. Beitr. Vogelk. 31, p. 55–72.
- Illner, H., Lederer, W., Loske, K.-H., 1989: Atlas der Brutvögel des Kreises Soest/Mittelwestfalen 1981–1986. Lohne (Arb.-Gemeinschaft Biol. Umweltschutz Kreis Soest), 379 pp.
- Järvinen, O., Väisänen, R., 1978: Habitat distribution and conservation of land bird populations in northern Norway. Holarctic Ecol. 1, p. 351–361.
- Jorek, N., 1975: Auswahl und Optimierung von Wasservogelschutzgebieten. Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz 12, p. 41–48.
- Kiemstedt, H., 1967: Zur Bewertung der Landschaft für die Erholung. Stuttgart (Ulmer), 151 pp. (Beitr. Landschaftspflege, Sonderh. 1).
- Kiemstedt, H., 1969: Bewertungsverfahren als Planungsgrundlage in der Landschaftspflege. Landschaft Stadt 1, p. 154–158.
- Klafs, G., Stübs, J., 1977: Die Vogelwelt Mecklenburgs. Jena (Fischer), 358 pp. (Avifauna Dtsch. Demokratischen Republik 1).
- Klein, W., [1979]: Die Vogelbestände im Sommer und Winter in einem isolierten Auwaldgebiet im unteren Kinzigtal (Hessen) – 1975 bis 1977/78. Luscina 43, 1978, p. 206–235.
- Klein, W., [1980]: Die Vogelbestände auf einer intensiv landwirtschaftlich genutzten Fläche in der südöstlichen Wetterau 1976–1978/79. Luscina 44, 1979, p. 41–87.
- Klein, W., [1981]: Die Vogelbestände auf einer Flurneuordnungsfläche bei Bad Orb 1979/80 und Bewertung des Untersuchungsgebietes. Luscina 44, 1980, p. 159–186.
- Klopatek, J. M., Kitchings, J. T., Olson, R. J., Kumar, K. D., Mann, L. K., 1981: A hierarchical system for evaluating regional ecological resources. Biol. Conservation 20, p. 271–290.
- Klose, A., Leibl, F., Vidal, A., 1986: Avifauna Ratisbonensis. Acta Albertina Ratisbonensis 43, p. 1–222.
- Klose, A., Vidal, A., 1990: Ökologische Untersuchungen im Donautal zwi-

- schen Pfatter und Straubing 1984/1985 (mit besonderer Berücksichtigung der Vogelwelt). Ornithol. Arb.-Gemeinschaft Ostbayern, Jber. 17, p. 1–61.
- Korn, M., 1989: Die Lahnaue bei Gießen – ein überregional bedeutendes Brutgebiet bestandsgefährdeter Arten. Vogel Umwelt 5, p. 143–150.
- Krause, C. L., 1979: Zum Problem der theoriegestützten Aufschlüsselung von Wirkungszusammenhängen im Rahmen der Landschaftsplanung. Verh. Ges. Ökol. 7, p. 31–37.
- Kreutzkamp, I., [1982]: Sommervogelbestand (1977–1979) auf 73 ha Elbmarschwiesen in der Wedeler Marsch – mit einer vergleichenden Flächenbewertung aus avifaunistischer Sicht. hamburgener avifaun. beitr. 18, 1981, p. 223–247.
- Kreutzkamp, I., 1983: Sommervogelbestand in der Wedeler Marsch 1980 auf Marschwiesen mit eingestreuten Gehölzen. hamburgener avifaun. beitr. 19, p. 1–44.
- Krüger, T., 1992: Zur Vogelwelt des Iburgsee-Gebietes in Wardenburg (Landkreis Oldenburg). Ornithol. Arb.-Gemeinschaft Oldenburg, Jber. 11, 1992, p. 53–64.
- Kutschert, H., 1983: Wiesenvögel in Schleswig-Holstein. Husum (Druck-Verl.-Ges.), 120 pp.
- Laske, V., Nottmeyer-Linden, K., Conrad, K., 1991: Die Vögel Bielefelds. Bielefeld (Gieseking), 366 pp. (ILEX-Bücher Natur 2).
- Löhmer, R., [1980]: Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung „Diepholzer Moorniederung“: Auswirkungen der wasserwirtschaftlichen und agrarstrukturellen Maßnahmen auf die Vogelwelt im Raum Renzel. Ber. Dtsch. Sek. Internat. Rates Vogelschutz 19, 1979, p. 43–49.
- Loske, K.-H., 1983: Vogelsiedlungsdichten im Raum Bielefeld-West – ein vogelkundlicher Planungsbeitrag. Verh. Ges. Ökol. 10, p. 167–173.
- Loske, K.-H., 1985: Vogelsiedlungsdichten im Raum Bielefeld-West – Ein vogelkundlicher Planungsbeitrag. 27. Ber. Naturwiss. Ver. Bielefeld Umgegend, p. 179–269.
- Loske, K.-H., 1991: Zum Brutvogelbestand eines Niedermoors in den Hellwegbörden – mit Angaben zur Schutzkonzeption. Charadrius 27, p. 1–13.
- Ludwig, J., Belting, H., Helbig, A., 1986: Die Bedeutung der Dümmerniederung (Niedersachsen) als Rast- und Brutgebiet für Vögel unter besonderer Berücksichtigung der Wasservögel. Natur Landschaft 61, p. 433–438.
- Märki, H., 1977: Rasterkartierung als Grundlagenbereitstellung für die Raumplanung. Ornithol. Beob. 74, p. 104–110.
- Margules, C., Usher, M. B., 1981: Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. Biol. Conservation 21, p. 79–109.
- Mayer, G., 1983: Die ökologische Bewertung des Eferdinger Beckens nach dem Bestand an Vogelarten. Naturk. Jb. Stadt Linz 29, p. 35–127.
- Mayer, G., 1977: Ökologische Bewertung des Raumes Linz-Enns nach dem Bestand an Vogelarten. Naturlandschaftsschutz Österreich 4, p. 1–70.
- Mayer, G., 1987: Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Linz (Vogelschutzstat. Steyregg), 189 pp. (Naturlandschaftsschutz 7).
- Meyer, J., [1982]: Der Sommervogelbestand auf Grünlandflächen im Bereich Neuland-Fünfhausen (Hamburg-Harburg) 1979–1981. hamburgener avifaun. beitr. 18, 1981, p. 105–120.
- Miotk, P., 1982: Zur Fauna des Naturschutzgebietes „Hainholz“ (Teil 2). Ber. Naturhist. Ges. Hannover 125, p. 229–248.
- Möbus, K., 1989: Ornitho-ökologische Untersuchungen in der Niddaaue (Gelände der Bundesgartenschau 1989) im Jahre 1987. Vogel Umwelt 5, p. 107–136.
- Möbus, K., 1991: Vogelbestandserfassung 1990 in der Niddaaue Frankfurt (Gelände der Bundesgartenschau 1989). Vogel Umwelt 6, p. 167–205.
- Morrison, M. L., 1986: Bird Populations as Indicators of Environmental Change. Current Ornithol. 3, p. 429–451.
- Moss, R., Watson, A., Ollason, J., 1982: Animal Population Dynamics. London und New York (Chapman Hall), 80 pp.
- Mühlenberg, M., Hovestadt, T., 1991: Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. – In: K. Henle und G. Kaule: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Jülich (Forsch.-Zentrum), p. 142–157 (Ber. Ökol. Forsch. 4).
- Müller, W., 1978: Die Vogelwelt des Zürcher Unterlandes als Grundlage zur Ausscheidung und Bewirtschaftung von Schutzgebieten. Vierteljschr. Naturforsch. Ges. Zürich 123, p. 57–69.
- Müller, W., Schieß, H., Weber, A., Hirt, F., 1977: Das Ornithologische Inventar des Kantons Zürich 1975/76, eine Bestandesaufnahme ornithologisch wertvoller Gebiete. Ornithol. Beob. 74, p. 111–122.
- Müller-Motzfeld, G., 1991: Die regionale Spezifik von Arten-Areal-Kurven und ihre Bedeutung für Bewertungskonzepte im Arten- und Biotopschutz. – In: K. Henle und G. Kaule: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Jülich (Forsch.-Zentrum), p. 101–105 (Ber. Ökol. Forsch. 4).
- Mulsow, R., 1980: Untersuchungen zur Rolle der Vögel als Bioindikatoren – am Beispiel ausgewählter Vogelgemeinschaften im Raum Hamburg. hamburgener avifaun. beitr. 17, p. 1–270.
- Neuschulz, F., 1985: Die Lebensräume der Quickborner Marsch (Kreis Lüchow-Dannenberg): Ergebnisse einer floristischen und faunistischen Bestandesaufnahme. Hannoversches Wendland 10, 1984/85, p. 129–155.
- Nicolai, B., 1993: Atlas der Brutvögel Ostdeutschlands. Jena und Stuttgart (Fischer), 314 pp.
- Niemeyer, H., 1975: Parameter zur Kennzeichnung von Wasservogelbeständen im Winterhalbjahr, dargestellt am Beispiel der Internationalen Entenvogelzählung von 1951–1961. J. Ornithol. 116, p. 154–167.
- Nilsson, S. G., Nilsson, I. N., 1976: Hur skall naturområden värderas? Fauna Flora 71, p. 136–144.
- Nitsche, G., Plachter, H., 1987: Atlas der Brutvögel Bayerns. München (Landesamt Umweltschutz), 269 pp.
- Nord, I., 1978: Värderingsmetod för naturområden. Fauna Flora 73, p. 215–222.
- Oelke, H., 1987: Literaturbesprechungen. Beitr. Naturk. Niedersachsens 40, p. 311–318.

- Opdam, P., van Dorp, D., ter Braak, C. J. F., 1984: The effect of isolation on the number of woodland birds in small woods in the Netherlands. *J. Biogeogr.* 11, p. 473–478.
- Otto, W., 1983: Entwicklung und Bedeutung des Naturschutzgebietes „Fauler See“ als Vogelschutzgebiet. *Pica, Sonderh.*, p. 3–19, p. 22–46.
- Pannach, G., 1986: Siedlungsbiologische Untersuchung der Vogelfauna eines stadtnahen Waldes bei Braunschweig mit einer neuen Bewertungsmethode für Vogelarten in einer Landschaft. *Braunschweiger Naturk. Schr.* 2, p. 475–490.
- Panzke, C., Rösler, G., 1992: Wiesenvogelschutzprogramm des Landkreises Nienburg/Weser für die Steimbeker Wiehbuschwiesen. Nienburg (Naturschutzbund Deutschland), 64 pp.
- Pielou, E. C., 1966a: Species-Diversity and Pattern-Diversity in the Study of Ecological Succession. *J. Theoret. Biol.* 10, p. 370–383.
- Pielou, E. C., 1966b: The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections. *J. Theoret. Biol.* 13, p. 131–144.
- Pielou, E. C., 1966c: Shannon's Formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. *American Naturalist* 100, p. 463–465.
- Pielou, E. C., 1969: An Introduction to Mathematical Ecology. New York, London, Sydney und Toronto (Wiley-Intersc.), 286 pp.
- Pielou, E. C., 1975: Ecological Diversity. New York, London, Sydney und Toronto (Wiley), 165 pp.
- Plachter, H., 1989: Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. *Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz* 29, p. 107–135.
- Plachter, H., 1990: Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes. *Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz* 32, p. 187–199.
- Ploeg, S. W. F. Van der, Vlijm, L., 1978: Ecological Evaluation, Nature Conservation and Land Use Planning With Particular Reference to Methods used in The Netherlands. *Biol. Conservation* 14, p. 197–221.
- Pott, W., 1984: Zur Bedeutung des Radbodseegebietes für die Vogelwelt Westfalens unter Berücksichtigung der Bestandsentwicklung ausgewählter Brut- und Gastvogelarten. *Charadrius* 20, p. 189–194.
- Prill, H., 1989: Zur Entwicklung des Sommervogelbestandes einer Industrieanlage. *Ornithol. Rundbrief Mecklenburgs N. F.* 32, p. 42–51.
- Ranftl, H., 1977: Beitrag zur Avifauna des Ampermooses. *Anz. Ornithol. Ges. Bayern* 16, p. 177–185.
- Ranftl, H., 1992: Die Vogelwelt des Naturschutzgebietes „Halbinsel im Kleinen Brombachsee“, Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen. *Ornithol. Anz.* 31, p. 163–169.
- Ranftl, H., Bendorf, H., Schödel, H., 1984: Kiesgruben als Lebensraum: Vogelschutzgebiet Garstadt, Landkreis Schweinfurt. *Ber. Dtsch. Sekt. Internat. Rates Vogelschutz* 23, 1983, p. 57–66.
- Ranftl, H., Dornberger, W., 1984: Die Vogelwelt des Ausgleichsbeckens Altmühltal. *Anz. Ornithol. Ges. Bayern* 223, p. 1–55.
- Ranftl, H., Schaefer, F., Schaefer, E., 1981: Der Scheerweiher bei Ansbach, Mittelfranken, ein Beispiel zur Bewertung von Vogelbrutgebieten. *Garmischer Vogelk. Ber.* 9, p. 31–40.
- Rehfeldt, G.-E., 1984: Bewertung ostniedersächsischer Flußauen durch Bioindikatorsysteme. *Diss. Naturwiss. Fak. Techn. Univ. Carolo-Wilhelmina Braunschweig*, 259 pp.
- Reichholf, J., 1980: Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. *Anz. Ornithol. Ges. Bayern* 19, p. 13–26.
- Remmert, H., 1984: Ökologie. 3. Aufl. Berlin, Heidelberg, New York und Toronto (Springer), 334 pp.
- Rettig, K., 1985: Beiträge zur Vogel- und Insektenwelt Ostfrieslands. 22. *Ber. Emden (Selbstverl.)*, 10 pp.
- Ringler, A., 1980: Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen Streiflichter aus oberbayerischen Naturräumen. *Ber. ANL* 4, p. 24–59.
- Rüschendorf, A., 1990: Das Lohner Moor und sein umliegendes Feuchtgrünland. *BSH/NVN Natur Spec. Rep.* 11, p. 1–78.
- Scherner, E. R., 1977: Möglichkeiten und Grenzen ornithologischer Beiträge zu Landeskunde und Umweltforschung am Beispiel der Avifauna des Solling. *Diss. Math.-Naturwiss. Fak. Univ. Göttingen*, 427 pp.
- Scherner, E. R., 1980: Vogel und Umwelt im Solling. *Faun. Mitt. Süd-Niedersachsen* 3, p. 1–240.
- Scherner, E. R., 1981: Die Flächengröße als Fehlerquelle bei Brutvogel-Bestandsaufnahmen. *Ökol. Vögel* 3, p. 145–175.
- Scherner, E. R., 1982: Bemerkungen zur Brauchbarkeit von Vögeln als Bioindikatoren und über die Analyse von Schadstoffrückständen. *Vogelwelt* 103, p. 18–24.
- Scherner, E. R., 1985: The Applicability of Shannon's Formula to the Analysis of Breeding Bird Diversity. *Ornithol. Mitt.* 37, p. 346–351.
- Scherner, E. R., 1986: [Rezension.] *Vogelk. Ber. Niedersachsen* 18, p. 67.
- Scherner, E. R., 1989: Aspekte der Dispersionsdynamik des Höckerschwans (*Cygnus olor*) in Nordwestdeutschland. *Verh. Ges. Ökol.* 18, p. 729–739.
- Scherner, E. R., [1990]: Wendehals und Populationsbiologie – der „Vogel des Jahres 1988“ und die Pflicht zur Forschung. *Laufener Seminarbeitr.* 3/89, p. 24–39.
- Scherner, E. R., [1991]: Konkrete und abstrakte Populationen des Höckerschwans (*Cygnus olor*) in Nordwestdeutschland. *Verh. Ges. Ökol.* 19 (2), 1990, p. 226–235.
- Scherner, E. R., 1992: Populationsbiologie der Vögel und Ökotoxikologie chemischer Pflanzenschutzmittel. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft* 280, p. 161–170.
- Schlüpmann, M., 1988: Bioökologische Bewertungskriterien für die Landschaftsplanung. *Natur Landschaft* 63, p. 155–159.
- Schreiner, J., 1979: Die Avifauna als Indikator für eine ökologische Analyse von Talräumen. *Schr.-R. Dtsch. Rates Landespflege* 33, p. 171–175.
- Schwarz, J., Fischer, S., Otto, W., Sieste, F., Tennhardt, T., 1993: Brutvögel 1991 im Märkischen Viertel (Berlin-Reinickendorf). *Berliner ornithol. Ber.* 2, 1992, p. 103–135.
- Schwerdtfeger, F., 1968: Ökologie der Tiere. Bd. 2. Hamburg und Berlin (Parey), 448 pp.
- Steiof, K., 1987: Brutvögel und Deponien-Rekultivierung. *Landschaftsentwicklung Umweltforsch.* 47, p. 1–107.
- Steiof, K., [1988]: Landschaftsplanerische Bewertung von Brutvogelbeständen am Beispiel Lichterfelde-

- Süd. Ornithol. Ber. Berlin (West) 12, 1987, p. 133–168.
- Steiof, K., [1990]: Die Brutvögel der Feldflur in Berlin-Gartow 1986/1987. Ornithol. Ber. Berlin (West) 14, 1989, p. 123–176.
- Stickroth, H., Mann, W., Brandl, R., 1991: Avifaunistische Dokumentation zweier Tallandschaften: Rasterkartierung von Sulztal und Ottmaringer Tal (Südliche Frankenalb). Ornithol. Anz. 30, p. 41–63.
- Stiebel, H., 1991: Die Vogelwelt auf dem Gebiet eines geplanten Golfplatzes. Vogelk. H. Edertal Kreis Waldeck-Frankenberg 17, p. 5–14.
- Swoboda, H., 1974: Knaurs Buch der modernen Statistik. München und Zürich (Knaur), 304 pp. (Knaur Taschenbücher 366).
- Taylor, R. A. J., Taylor, L. R., 1979: A behavioural model for the evolution of spatial dynamics. – In: R. M. Anderson, B. D. Turner und L. R. Taylor: Population Dynamics. Oxford, London, Edinburgh und Melbourne (Blackwell), p. 1–27 (20th Sympos. Brit. Ecol. Soc. London 1978).
- Trepl, L., 1991: Forschungsdefizite: Naturschutzbegründungen. – In: K. Henle und G. Kaule: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Jülich (Forsch.-Zentrum), p. 424–432 (Ber. Ökol. Forsch. 4).
- Vidal, A., 1980: Die Vogelwelt von Steinbrüchen in der Region Regensburg. Anz. Ornithol. Ges. Bayern 19, p. 27–35.
- Vidal, A., Klose, A., 1989: Veränderungen des Brutvogelbestandes im Donautal zwischen Regensburg und Geisling im Vergleich der Rasterkartierungen 1975 und 1988. Orn. Arb.-Gemeinschaft Ostbayern, Jber. 16, p. 1–38.
- Walter, H., 1973: Zum anthropogenen Charakter der rheinischen Vogelwelt. Charadrius 9, p. 40–48.
- Wassmann, R., 1993: Die Vogelwelt des Europareservats Heerter See. Beitr. Naturk. Niedersachsens 46, p. 6–23.
- Weichhart, P., 1980: Die normative Komponente wissenschaftlicher Diskussionen in Ökologie und Humanökologie am Beispiel der Problembereiche Naturschutz und Umweltschutz. Verh. Ges. Ökol. 8, p. 531–536.
- Wilson, E. O., Bossert, W. H., 1973: Einführung in die Populationsbiologie. Berlin, Heidelberg und New York (Springer), 168 pp. (Heidelberger Taschenbücher 133).
- Wiegleb, G., 1989: Theoretische und praktische Überlegungen zur ökologischen Bewertung von Landschaftsteilen, diskutiert am Beispiel der Fließgewässer. Landschaft Stadt 21, p. 15–20.
- Wiesmann, U., 1987: Naturschutzwürdigkeit: Zur Begründung eines Bewertungsverfahrens und einer fundierten Schutzpolitik. Verh. Ges. Ökol. 15, p. 161–171.
- Wilkens, H., 1983: Faunistisch-ökologische Analyse einer Flußmarsch der Mittleren Elbe. Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg (NF) 25, p. 151–167.
- Williams, G., 1980: An index for the ranking of wildfowl habitats, as supplied to eleven sites in West Surrey, England. Biol. Conservation 18, p. 93–99.
- Wilmanns, O., Kratochwil, A., Kämmer, F., 1978: Biotop-Kartierung in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 11, p. 191–205.
- Wink, M., 1980: Analysis of the atlas of breeding birds of Greater Bonn. – In: H. Oelke: Bird Census Work and Nature Conservation. Lenggede (Dachverband Dtsch. Avifaun.), p. 282–291.
- Wink, M., 1981: Zwischenergebnisse der Rasterkartierung rheinischer Brutvogelarten. Charadrius 17, p. 112–123.
- Wissel, C., 1992: Mathematik – Nur eine andere Sprache? Verh. Ges. Ökol. 21, p. 43–47.
- Witt, K., [1986]: Rote Liste der Brutvögel in Berlin (West) Dritte Fassung. Ornithol. Ber. Berlin (West) 10, 1985, p. 3–18.
- Witt, K., 1992: Rote Liste der Brutvögel in Berlin, 1. Fassung. Berliner ornithol. Ber. 1, p. 1–15.
- Wittenberg, J., 1981: Zur Vogelwelt des Hamburger Hafengebietes und vorgesehener Erweiterungsflächen. Sonderh. 9, Mitt.-Bl. Dtsch Bund Vogelschutz Landesverband Hamburg, p. 85–95.
- Wright, D. F., 1977: A site evaluation scheme for use in the assessment of potential nature reserves. Biol. Conservation 11, p. 293–305.
- Zach, P., 1989: Das Rötelseeweihergebiet im Landkreis Cham/Oberpfalz – ein national bedeutsames Vogelschutzgebiet, Important Bird Area/092). Ber. Dtsch. Sek. Internat. Rates Vogelschutz 28, p. 87–100.
- Zenker, W., 1982: Beziehungen zwischen dem Vogelbestand und der Struktur der Kulturlandschaft. Beitr. Avifauna Rheinlandes 15, p. 1–249.

Anschrift des Verfassers

Dr. Erwin Rudolf Scherner
Im Wiesengrund 5 a
49681 Garrel

Anforderungen an die Dokumentation und Archivierung bei ökologischen Gutachten

von Horst Kurt Schminke

Nach meiner Kenntnis ist es nicht üblich, daß Belege des Materials, auf dem ökologische Gutachten fußen, mit diesen abgegeben werden müssen. Dies halte ich aber aus zwei Gründen für erforderlich. Erstens schreckt es schwarze Schafe ab, die trotz unzureichender Kenntnisse gutachterlich tätig sind, denn sie müssen damit rechnen, daß Stichproben zur Überprüfung ihrer Ergebnisse gemacht werden. Zweitens werden Gutachten nur so justiziabel (gerichtsverwertbar), das heißt, im Streitfall muß die Grundlage eventuell angefochtener Empfehlungen nachprüfbar sein. An einer Sammlung von Belegexemplaren führt also meiner Ansicht nach kein Weg vorbei. Die Frage ist nur, wie umfangreich muß diese Sammlung sein, in welchem Zustand ist sie abzuliefern und wo soll sie deponiert werden? Bevor ich der Aufforderung nachkomme, meine persönlichen, d.h. von Literatur unbeeinflussten Vorstellungen darüber auszubreiten, muß ich einige Anmerkungen über die Gutachter machen.

Bei einer Anhörung im Bundesverkehrsministerium zum Thema „Die Beurteilung von Landschaften für die Belange des Arten- und Biotopschutzes als Grundlage für die Bewertung von Eingriffen durch den Bau von Straßen“ klagten Landschaftsplaner, daß sie häufig die Erfahrung machen müßten, daß von ihnen konsultierte Diplombiologen nicht den kompetentesten Eindruck machten. Zwar lieferten sie teilweise lange Artenlisten ab, blieben aber, befragt, welche Schlüsse aus diesen Listen zu ziehen seien, verwertbare Antworten schuldig. Wie kann das kommen, wurde ich gefragt.

Als erstes habe ich auf die Ausbildungssituation an den Universitäten verwiesen. Dort dreht sich heute (fast) alles um die Zelle. Eine von mir durchgeführte Auswertung der Themen der Doktorarbeiten in den biologischen Fächern an den Universitäten der alten Bundesländer, die in den Jahren

1985–1990 abgeschlossen worden sind, ergab als Zwischenergebnis für 29 Universitäten, daß 82 % von ihnen zellbiologisch-molekularbiologische Themen hatten. Der Anteil der Systematik, der Wissenschaft von der Vielfalt der Arten, ist auf 3 % abgesunken. Die restlichen 15 % entfallen auf ökologische Themen. Parallel zu den Schwerpunkten in der Forschung haben sich diejenigen in der akademischen Ausbildung ebenfalls verschoben. Galt früher die Kenntnis der Vielfalt als zentrales Ausbildungsthema, so haben sich die Gewichte heute fast vollständig hin zum molekularbiologisch-zellbiologischen Bereich verlagert.

Das zweite, worauf ich die Landschaftsplaner hingewiesen habe, ist der Mangel an aktueller zusammenfassender Literatur über die meisten Tiergruppen. Was vorhanden ist, stammt überwiegend von vor dem letzten Weltkrieg. Der Mangel an Spezialisten und die geringe Anerkennung, die demjenigen heute zuteil wird, der sich der Mühen einer solchen zeitaufwendigen Zusammenfassung unterzieht, lassen nicht darauf hoffen, daß diese Defizite bald beseitigt werden. Statt diesem Mangel mit der nachdrücklichen Forderung zu begegnen, das Notwendige möglich zu machen, richten sich die Betroffenen widerstandslos mit dem Machbaren ein und geben sich bei der ökologischen Beurteilung mit der Heranziehung der wenigen Tiergruppen zufrieden, die überschaubar sind.

Beide Defizite sind kurzfristig nicht zu beheben. Der Mangel an Handbüchern und zusammenfassenden Werken ist längerfristig vielleicht durch den Einsatz von EDV zu kompensieren. Die Ausbildungssituation ist nur durch neu konzipierte, grundständige, landschaftsökologisch orientierte Studiengänge oder entsprechende Aufbaustudiengänge zu korrigieren; denn es wäre ein utopisches Unterfangen, die bestehenden zell- und molekularbiologisch orientierten Diplomstudiengänge re-

formieren zu wollen. Zusätzlich muß es außeruniversitäre Weiterbildungsangebote geben, denn der Fall dürfte sehr selten sein, daß eine Universität Spezialisten für mehrere Tiergruppen in den Reihen ihrer Lehrenden hat. Da es für viele Tiergruppen in Deutschland ohnehin nur noch einen einzigen kompetenten Spezialisten gibt, der zumeist auch noch an einem Forschungsinstitut arbeitet, das keiner Universität abgeschlossen ist, sind solche Weiterbildungsseinrichtungen besonders geeignet, seinen Sachverstand gezielt für Ausbildungszwecke nutzbar zu machen. Ein Beispiel ist die „Osnabrück/Oldenburger Sommerakademie für Systematische Zoologie“, in deren Rahmen im Jahr mehrere einwöchige Intensivpraktika zur Vermittlung taxonomisch-ökologischer Kenntnisse und Arbeitsmethoden angeboten werden. Jedes Praktikum ist einer bestimmten Tiergruppe gewidmet und hat anerkannte Spezialisten als Kursleiter.

Wie immer die Ausbildung der heute tätigen Gutachter auch gewesen sein mag, ich gehe davon aus, daß es sich bei ihnen um ausgewiesene und nicht nur um selbsternannte Spezialisten auf ihrem Gebiet handelt. „Ausgewiesen“ müßte m.E. in Zukunft heißen, daß ihre Qualifikation von einer kompetenten Stelle überprüft worden ist. Wenn dies geschieht, dürfte es nicht mehr möglich sein, daß z.B. Diplomarbeiten vergeben werden, die hinterher als Gutachten vorgelegt werden und Grundlage weitreichender Entscheidungen werden können. Es dürfte auch nicht mehr möglich sein, daß Leute als Mitarbeiter angeworben werden, die als Biologen mit molekularbiologischem Schwerpunkt in ihrer Ausbildung gerade erst dabei sind, sich autodidaktisch die ersten faunistischen Grundkenntnisse beizubringen. Solche Fälle zeigen, daß die Bezeichnung „Diplombiologe“ allein als Gütesiegel nicht ausreicht. Daß die freiberuflichen Biologen sich inzwischen in einem Verband organisiert haben, werte ich als Indiz, daß von ihnen Standards definiert und verbindlich gemacht werden. Sollte das nicht passieren, liefe ihr Berufsstand Gefahr, diskreditiert zu werden, bevor er überhaupt richtig Fuß gefaßt hat.

Nach dieser Beleuchtung des Hintergrundes will ich mich jetzt dem eigentli-

chen Thema zuwenden. Für meine Erörterungen ist es mißlich, daß die Ausführungsbestimmungen für das Umweltverträglichkeits-Prüfungsgesetz noch nicht vorliegen. Wären die Anforderungen bereits spezifiziert, könnte ich mehr ins Detail gehen. Solange aber nicht feststeht, welche Tiergruppen zu berücksichtigen sind, müssen meine Ausführungen notgedrungen ermaßen etwas allgemein bleiben.

Wer ein ökologisches Gutachten anfertigt, muß Belegmaterial präsentieren. Von dieser Notwendigkeit ist nur in bestimmten Fällen abzusehen, etwa bei Arten, die unter die Artenschutzverordnung fallen und/oder die im Freiland direkt angesprochen werden können, sei es, daß man sie durch ein Fernrohr beobachtet oder durch Sichtfang erbeutet und nach Augenschein wieder freiläßt. Gemeint sind also etwa Vögel, Reptilien, Amphibien, bestimmte Tagfalter, Libellen, Großkäfer usw. Es wird davon ausgegangen, daß jeder Gutachter so kompetent ist, daß er Arten dieser Gruppen nicht mit ins Labor nehmen muß.

Anders ist es mit Material, das mit automatischen Erfassungsmethoden gesammelt worden ist. Hier sollte als Mindestforderung gelten: 1 Männchen und 1 Weibchen pro im Gutachten erwähnter Art. Diese Forderung gilt auch für Arten, die unter die Artenschutzverordnung fallen und für deren Fang und Berücksichtigung im Gutachten eine Ausnahmegenehmigung erteilt werden mußte. Arten, die zur Kategorie 1 und vielleicht auch 2 der Roten Liste gehören, sollten grundsätzlich mit Exemplaren archiviert werden. Die Mindestforderung reicht bei großen, leicht erkennbaren Arten. Anders ist es bei Arten, die klein und schwer bestimmbar sind. Wer zum Beispiel *Hemerobius pini* sammelt, wird nie diese Art allein fangen, sondern auch *H. fenestra* und *H. stigma* dabei haben. In solchen Fällen ist es angebracht, die Forderung zu erheben, daß eine Serie abgeliefert werden sollte. Um nicht übertriebenen Aufwand verbindlich zu machen, ist die Einschränkung vertretbar, Serien nur bei Arten zu fordern, die bei der Argumentation im Rahmen des Gutachtens eine wesentliche Rolle spielen.

Wenn man diese Mindestforderung akzeptiert, erhebt sich als nächstes die Frage, in welchem Zustand das Material

abgeliefert werden sollte. Das hängt natürlich von der Tiergruppe und von der Art der Erfassung des Materials ab. Im Ernstfall müßte das bei einer Verfahrensweisung detailliert beschrieben werden. Ich halte es für wenig sinnvoll, jetzt auf die Einzelheiten einzugehen. Vielleicht nur ein Beispiel: Spinnen, die zunehmend bei Gutachten Berücksichtigung finden, können nicht genadelt werden. Sie müssen in Alkohol oder Formol aufbewahrt werden, und zwar jede Art getrennt in einem Röhrchen. Allerdings ist die adäquate Aufbewahrung in einzelnen Röhrchen häufig nur von kurzer Dauer, da die Konservierungsflüssigkeit schnell verdunsten kann. Deshalb ist es unerlässlich, daß die Röhrchen nach Tiergruppen zusammengefaßt in Sammelbehältern mit zusätzlicher Konservierungsflüssigkeit abgeliefert werden. Genadeltes Trockenmaterial andererseits ist in den Standardkästen der aufnehmenden Institution zu hinterlegen. Zum Beispiel lassen sich allein in einem Kasten etwa 100–120 Wildbienenarten mit jeweils 5 Individuen gut unterbringen.

Das Material lohnt natürlich die Archivierung nur, wenn es adäquat beschriftet ist. Deshalb müssen ihm 2 Etiketten beigegeben werden. Das erste enthält Fundort, Funddatum, Erfassungsmethode und Sammler; das zweite Artnamen, Bestimmer und Jahr der Bestimmung. Bei Naßmaterial muß die Konservierungssubstanz angegeben werden. Zusätzlich zu diesen Angaben über die einzelnen Arten halte ich so etwas wie einen „Begleitbrief“ für erforderlich. In ihm soll der Titel des Gutachtens festgehalten werden, es soll angegeben werden, von welchem Büro es zu welchem Zweck und in welchem Jahr angefertigt worden ist. Außerdem sind die biologisch relevanten Teile des Gutachtens beizufügen, die Bezug zu dem abgelieferten Material haben.

Wenn das alles bedacht und das Belegmaterial sorgfältig in einem Karton verstaut ist, kann das Gutachten abgegeben werden. Beides gehört unbedingt zusammen, da sich keiner die Mühe machen wird, das Material einer schon abgeschlossenen Maßnahme nachträglich übergabefähig zu machen. Trotzdem kann ich mir vorstellen, daß es Fälle geben wird, wo das unter dem Vorwand terminlichen Druckes für

die Abgabe des Gutachtens versucht werden wird. Man wird also wohl nicht darum herumkommen, sich Gedanken über angemessene Sanktionen zu machen. Am besten wird es allerdings sein, gar nicht erst getrennte Termine zuzulassen, denn Text und Dokumentation bilden eine Einheit und sind zusammen das Gutachten und nicht etwa der Text allein. Also kann es auch nur *einen* Abgabetermin geben.

Bleibt die Frage, was passiert mit dem sorgfältig aufbereiteten Material? Ich schlage vor, daß es dem naturkundlichen Museum zu übergeben ist, das dem Gebiet, das Gegenstand der Begutachtung war, am nächsten liegt. Es versteht sich von selbst, daß das Material eines Gutachtens nicht auf mehrere Museen verteilt werden sollte, sondern zusammenbleibt und in einem einzigen Museum aufbewahrt wird.

Die Museen werden aber, so vermute ich, alles andere als begeistert sein. Wenn man das Thema zur Sprache bringt, gehen gleich die Arme hoch, und es heißt: „Unmöglich, dazu fehlt es an Raum und Personal! Eine solche zusätzliche Aufgabe können wir uns einfach nicht leisten!“ Diese Feststellung ist richtig. Aber wenn man ständig über Personalmangel klagt, muß man die Forderung nach mehr Personal auch zwingend begründen. Offensichtlich reichen die bisher vorgebrachten Argumente nicht aus. Mehr Personal ohne Übernahme zusätzlicher Aufgaben, deren Notwendigkeit für die Allgemeinheit einleuchtend ist, wird es nicht geben. Ich verstehe deshalb nicht, weshalb die Museen nicht schon längst diese einmalige Chance genutzt und mit ihren Forderungen ernst gemacht haben. Sie sind prädestiniert für eine solche Aufgabe und könnten sich neben ihrem Bildungsauftrag mit den Ausstellungen als Umweltdokumentationszentren profilieren und sich damit ein zweites dauerhaftes Standbein aufbauen. Es ist völlig klar, mit der gegenwärtigen Ausstattung kann man den Museen diese zusätzliche Aufgabe nicht zumuten. Andererseits führt an der kompetenten Archivierung des durch Gutachten anfallenden Dokumentationsmaterials kein Weg vorbei. Man wird also unverzüglich darangehen müssen, mit dem Museumsbund Gespräche aufzunehmen mit dem Ziel, eine Liste der in Frage kommenden Mu-

seen aufzustellen und dabei gleichzeitig den zusätzlich erforderlich werden den Ausstattungsbedarf zu quantifizieren.

Ich kann mir vorstellen, daß auch bei den Gutachtern selbst die Aussicht, sie könnten zur Abgabe von Belegmaterial verpflichtet werden, wenig Begeisterung hervorruft.

Da ist nicht nur die mit Kosten verbundene zusätzliche Arbeit, sondern da ist auch die Konkurrenz. Öffentlich zugängliches Belegmaterial erleichtert die Einarbeitung in eine Tiergruppe, und wer hat schon ein Interesse daran, der Konkurrenz zu helfen, den eigenen Vorsprung einzuholen? Belegmaterial kann Schwächen offenbaren, und meist ist es die Konkurrenz, die sich dafür interessiert und als erste solche Schwächen bloßlegt. Öffentlich aufbewahrtes Belegmaterial ist auch anderen, etwa Vertretern der Wissenschaft, zugänglich, und warum soll man denen den Boden bereiten, ohne an den Forschungsmitteln beteiligt zu sein?

Es könnte also von den Gutachtern der Vorschlag kommen, die Aufbewahrung des Belegmaterials, wenn eine solche aus juristischen Gründen schon nicht zu vermeiden ist, selbst in die Hand zu nehmen. Auf den ersten Blick ist dagegen nichts einzuwenden. Doch hätte eine solche Praxis zwei Nachteile: sie schützte im juristischen Ernstfall

nicht vor Manipulation und garantierte den raschen Verfall des Materials. Wer Archivierung als lästige Zusatzaufgabe empfindet, wird sich damit nicht viel Mühe geben. Analoge Fälle aus der Wissenschaft sind zur Genüge bekannt. Also ist es sinnvoll, die Kosten dafür zu sparen und das Material gleich dort zu deponieren, wo Sachverstand und Selbstverständnis auf Archivierung eingestellt sind.

Man kann die öffentliche Aufbewahrung des Belegmaterials ökologischer Gutachten auch positiv sehen:

- sie ermöglicht bei späteren Gutachten über eine bestimmte Region, die früher deponierten Belege zu Vergleichszwecken heranzuziehen;
- sie hilft der Wissenschaft bei nationalen Kartierungsprogrammen, auf deren Ergebnisse Gutachter angewiesen sind, wenn sie ihre eigenen Befunde interpretieren wollen;
- sie schafft dezentrale Vergleichssammlungen, derer sich Gutachter bei Bestimmungsproblemen ortsnahe bedienen können;
- sie führt über die Jahre zur Entstehung unschätzbbarer Archive regionaler Faunengeschichte;
- sie führt mit dem Anwachsen des Materials zu einer immer breiteren Vergleichsbasis und befähigt damit Gutachter zu immer fundierteren Aussagen;

- sie reduziert den Spielraum für Gefälligkeitsgutachten;
- sie schafft Arbeitsplätze für Biologen.

Gutachten, deren Aussagen nicht nachprüfbar sind, mangelt es an Legitimation. Sie zur Grundlage weitreichender Entscheidungen zu machen, grenzt an Gutgläubigkeit. Soll die Professionalisierung des biologischen Gutachterwesens Fortschritte machen, sind zwei Maßnahmen erforderlich: Überprüfung der Qualifikation der Gutachter durch eine unabhängige Instanz und Verpflichtung zur Abgabe von Belegmaterial ökologischer Gutachten an eine öffentliche Institution.

Danksagung: Die hier vorgetragenen Gedanken sind das Ergebnis einer Diskussion, die ich mit meinem Kollegen Dr. Volker Haeseler (Universität Oldenburg) und Herrn Dr. Peter Ohm, dem ehemaligen Leiter des Zoologischen Museums der Universität Kiel, geführt habe. Beiden danke ich für wesentliche Anregungen.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Horst Kurt Schminke
Arbeitsgruppe Zoomorphologie
Fachbereich 7 (Biologie)
Universität Oldenburg
Postfach 2503
26111 Oldenburg

Zur Problematik der Bewertung kleiner Landschaftsausschnitte

von Ulrich Hellwig

1. Einleitung

Die Bewertung von Landschaftsteilen ist zur Zeit unabdingbare Voraussetzung für die angemessene Berücksichtigung der Belange von Naturschutz und Landschaftspflege bei allen raumbezogenen Planungen.

Auch wenn die Kritik an verschiedenen Bewertungsverfahren (Hellmann 1991) oder an Bewertung allgemein schließlich bis zur Formulierung führt „Die Bewertung als Pflichtübung und Lebenslüge freiberuflicher Biologen“ (Schermer 1993), müssen doch Verfah-

ren gefunden werden, die eine sachgerechte Handhabbarkeit naturbezogener Daten ermöglichen. Viele der vorgeschlagenen Bewertungsverfahren, gleichgültig ob mathematisch, pseudomathematisch oder verbal-argumentativ, sind nur in engen Anwendungsbereichen gültig, selbst wenn diese Vertrauensbereiche häufig nicht einmal formuliert werden.

Nachfolgend soll der Versuch unternommen werden, einige dieser Gültigkeitsbereiche bzw. Einschränkungen bei der Anwendung formalisierter und pauschalisierter Bewertungsverfahren

am Beispiel kleiner Landschaftsausschnitte darzustellen. Besonders kleine Landschaftsausschnitte und -bestandteile sind bei der anhaltenden Diskussion um Bewertungsmodi in den Hintergrund getreten, obwohl gerade hier die Folgenabschätzung für Eingriffe nach dem BNatSchG besondere Bedeutung gewinnt und eine differenzierte Bewertung voraussetzt. Dies mag z. T. auf der häufigen Anwendung pseudomathematischer Verfahren (z.B. Adam et al. 1986) beruhen, die eine erneute, kritische Betrachtung der Grundlagen einer Bewertung scheinbar überflüssig machen. Inzwischen stoßen (nicht nur) diese Verfahren auf verstärkte Kritik, nicht nur in bezug auf den Aufwand, sondern auch auf Nachvollziehbarkeit und empirische Grundlagen.

Die folgende Darstellung bezieht sich beispielhaft auf den Aspekt Arten-

und Biotopschutz, kann aber ohne weiteres auch auf andere Funktionen und Werte des Naturhaushaltes wie Grundwasserneubildung, bioklimatische Funktion etc. übertragen werden.

2. Charakteristika kleiner Landschaftsausschnitte

Kleine Landschaftsausschnitte im Sinne dieses Beitrages sind Flächen bis maximal 20 ha Größe, in der Regel aber erheblich kleiner (ca. 5 ha), oft sogar bis unter 1 ha. Auftraggeber sind zumeist Kommunen und Naturschutzbehörden, die diese relativ kleinen Flächen im Rahmen verschiedener Aufgabenfelder begutachten lassen. Zu diesen Zielkonzeptionen zählen:

■ Eingriffsplanung

Eingriffe nach § 8 BNatSchG (Beispiel: Umwandlung von Grünland), Bauleitplanung nach § 8a-c BNatSchG (Beispiel: Aufstellung eines Bebauungsplanes), Kommunale UVS (Beispiel: Ansiedlung bestimmter Gewerbe)

■ Gestaltungsmaßnahmen

Ersatzmaßnahmen aus der Eingriffsregelung (Beispiel: Revitalisierung eines Fließgewässers), „good will“ als Vorsorgeprinzip (Beispiel: Pflegekonzept für städtische Grünflächen)

■ naturschutzfachliche Zielkonzeptionen

Schutzwürdigkeitsgutachten (Beispiel: Ausweisung von Naturdenkmälern), ausgewählte Landschaftsbestandteile nach § 28, § 28a NNatG (Erfassungen zu Kleingewässern, Streuobstwiesen).

Die konkreten Fragestellungen werfen bereits ein Licht auf die Lage dieser Flächen, die zumeist im Siedlungsgebiet oder zumindest siedlungsnah gelegen sind, nur vereinzelt auch in ungestörter Kulturlandschaft.

Aus diesen Hinweisen ergeben sich schon besondere Merkmale der kleinen Flächen, wie z. B. die Dominanz von anthropogen überprägten Biotoptypen, die in der Regel von eurytopen Arten besiedelt werden. Das grundlegende Problem stellt allerdings die geringe Größe dar, wodurch auftretende Randeffekte noch verstärkt werden, da kleine Flächen im Verhältnis zu ihrer Gesamtgröße einen verhältnismäßig großen Randbereich besitzen. Im Extremfall sind sie nur als Rand-(Saum-)biotop ausgebildet. Vereinfacht kön-

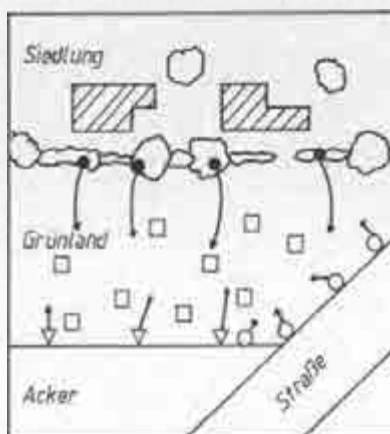
nen wir mehrere Situationen unterscheiden:

■ Die Untersuchungsflächen liegen innerhalb gleichartiger Biotope. Es treten mithin keine Randeffekte auf, die aber bei einer Veränderung des Status quo erwartet werden können.

■ Die Untersuchungsfläche ist eine abgrenzbare Flächeneinheit mit Kontaktbereichen zu anderen Biotop- oder Ökosystemtypen. Dieser Übergang kann als stetiger oder als diskreter Übergang erfolgen.

Stetige, d.i. reich strukturierte Randbereiche führen durch die Durchdringung verschiedener Lebensräume und Ausprägung vieler Habitats mit unterschiedlichen ökologischen Nischen zu einer allgemeinen Erhöhung der Artenvielfalt (Schwerdtfeger 1979). Es kommt also zu einer Erhöhung der Diversität durch Randeffekte, die der Arten-Areal-Kurve aus der Inseltheorie hier scheinbar widerspricht (vgl. Duelli 1992). (Auf sukzessive Vorgänge soll in diesem Rahmen nicht eingegangen werden.) Eine solche Wirkung ist auch bei Uferandstreifen und Hecken der wertgebende Faktor, die ja im Grunde nichts anderes als Saumbiotop und Grenzlinien darstellen.

Wesentlich anders sind zumeist abrupte (diskrete) Grenzen zu bewerten, die vermehrt negative Auswirkungen haben. So kann es nicht nur zu Immissionen aus benachbarten Biotopen kom-



- Wiesen-Arten
- Arten der Gehölzsäume
- xerophile Arten
- ▽ Arten der Ackerraine

Abb. 1. Verteilungsmuster ökologischer Anspruchstypen innerhalb der Heuschreckenfauna in einem kleinen Landschaftsausschnitt (leicht schematisiert).

men (z.B. Bodeneintrag aus Ackerflächen in Waldbiotop ohne Saum), sondern auch zu massiven Ausbreitungsbarrieren für Kleintiere, die sich an diesen Grenzlinien sammeln.

Abbildung 1 verdeutlicht die Problematik der Randbereiche an einem leicht schematisierten Beispiel. Die Artenzahl der Heuschreckenfauna kann hier ebenso wenig als Kriterium für die Gesamtfläche (Grünland) angesehen werden, wie die Struktur der Zönose. Daraus ergibt sich die grundlegende In-Frage-Stellung der Grundsätze einer Bewertung von Flächen, die eine Zuordnung von Artenzahlen oder, differenzierter, die Vorkommen von Zeigerarten und die Dominanzverhältnisse bestimmter ökologischer Typen zu Flächen voraussetzt (Riecken 1992a).

3. Problemfelder

Auf die grundsätzlichen Kriterien, die jedes Bewertungsverfahren erfüllen sollte (Abb. 2), soll in diesem Rahmen nicht eingegangen werden. Hinweise

- **Objektivität**
(Unabhängigkeit des Ergebnisses vom Bearbeiter)
- **Validität**
(Übereinstimmung von Meßverfahren und der zu untersuchenden Fragestellung)
- **Vollständigkeit**
(Berücksichtigung aller wesentlichen Faktoren und Rahmenbedingungen)
- **Differenziertheit**
(Eindeutigkeit und Aussage-schärfe)
- **Transparenz**
(Durchschaubarkeit der Datenermittlung und -verarbeitung)
- **Nachvollziehbarkeit**
(der Bewertungsschritte für einen weiteren Bearbeiter)
- **Akzeptanz**
(der Methoden und Bewertungsmaßstäbe)
- **Flexibilität**
(Anpassungsmöglichkeit des Verfahrens an geänderte Rahmenbedingungen)

Abb. 2. Allgemeine Qualitätsanforderungen an Bewertungsverfahren

dazu finden sich z.B. bei *Bechmann* (1989) und *Bastian* (1991).

Im Zuge der Bewertung kleiner Landschaftsausschnitte kristallisieren sich bei der Anwendung vieler Verfahren vor allem Probleme bei den Kriterien Gültigkeit (Validität), Transparenz und Differenziertheit heraus, die wiederum verschiedenen Problemfeldern zugeordnet werden können. Je nach konkreter Fragestellung besitzen sie unterschiedliches Gewicht, wobei bei naturschutzfachlichen Zielkonzeptionen durch die grundsätzliche Bereitschaft auch zu kostenintensiven Maßnahmen viele Probleme leichter zu lösen sind als bei Fragestellungen der Eingriffsplanung, die gemeinhin immer noch als Hemmnis einer städteplanerischen Entwicklung angesehen wird.

3.1 Methodische Probleme

Die als methodische Probleme zu differenzierenden Schwierigkeiten, die vor allem bereits bei der Bestandsaufnahme, der Grundlage der Bewertung, von Belang sind, sind selbstverständlich auch bei anderen, großflächigeren Untersuchungen zu berücksichtigen, gewinnen aber durch die geringe Größe der Untersuchungsflächen besonderes Gewicht.

Die von den Auftraggebern vorgegebene *Abgrenzung* der Flächen ist aus fachplanerischer Sicht in der Regel nicht akzeptabel. Die Ausweitung der Untersuchung ins angrenzende, von einem Eingriff aber ebenfalls, wenn auch nur mittelbar, betroffene, Umland, wird von den Auftraggebern sehr kritisch betrachtet und stößt häufig auf Akzeptanzprobleme. Das finanzielle Problem soll hier gar nicht weiter strapaziert werden.

Der wichtigste methodisch zu behandelnde Aspekt ist jedoch der oben bereits dargestellte *Randeffekt*, der eine exakte Charakterisierung der Flächen aufgrund der erhobenen Daten erschwert. In diesem Zusammenhang ist auch die Auswahl der Indikatoren zu berücksichtigen. Indikatoren (als Hilfsgrößen zur Beschreibung und Reduktion nicht unmittelbar erfassbarer und zu komplexer Sachverhalte des Naturlandhaushaltes) sollten dennoch genügend Differenziertheit aufweisen, um selbst kleine Flächen ausreichend charakterisieren zu können. Übertragungen aus

kleineren Maßstäben sind problematisch und verfügen selten über genügend Aussagekraft. Auch sind z.B. Arten mit hohem indikatorischen Wert, aber großen Aktionsradien, selbstverständlich nur bedingt geeignet, kleine Flächen zu charakterisieren. Weiterhin sollten, wenn irgend möglich, Artengruppen benutzt werden, die einen gewissen Sympathiewert tragen und zur Identifikation mit Naturwerten führen.

3.2 Fachliche Probleme

Eng verknüpft mit dem oben genannten Problemfeld stellen sich die fachlichen Probleme dar. Eine grundsätzlich zu lösende Aufgabe, nicht nur bei kleinen Landschaftsausschnitten, stellt die Auswahl geeigneter Bewertungskriterien dar. Eine Übersicht über die derzeit gebräuchlichsten zeigt Abbildung 3. In dieser Arbeit sollen nicht die Schwierigkeiten bei der Anwendung dieser Kriterien aufgezeigt, sondern nur ihre Gültigkeit für kleine Landschaftsausschnitte beleuchtet werden.

Vielfalt
Vollständigkeit
Maturität
Repräsentanz
Präsenz
Naturnähe
Seltenheit
Gefährdung
Belastbarkeit
Regenerationsfähigkeit
Nutzungsfähigkeit
bioklimatische Bedeutung

Abb. 3. Häufig benutzte Wertmaßstäbe bei ökologischen Bewertungsverfahren (nach verschiedenen Autoren)

Die wichtigste Einschränkung der meisten Begriffe beruht bereits auf der genannten Schwierigkeit, Arten oder andere Indikatoren eindeutig der Untersuchungseinheit zuzuordnen, also auszuschließen, daß sie nur zufällig erfaßt wurden. Diese Reliabilität (*Bechmann* 1989) wird um so ungenauer, je kleiner die Flächen sind.

Wenn diese Schwierigkeiten gelöst werden können, bleibt als Problem der nächsten Stufe die Einstufung der Daten. *Vielfalt*, *Repräsentanz*, *Präsenz*, aber auch *Seltenheit* und *Gefährdung* setzen ein Raumgefüge voraus, zu dem

die gefundenen Ergebnisse in Bezug gesetzt werden. In der Regel sollen und können keine Erhebungen aus dem Umland einfließen. Es können lediglich die Erfahrungen des Gutachters aus dem Landschaftsraum zugrunde gelegt werden, was eine gewisse Subjektivität beinhaltet. Darstellungen aus übergeordneten Plänen (z.B. Landschaftsrahmenplan, Daten aus dem Bundesland) sind durch ihren Maßstab nicht differenziert genug und können das Ergebnis verzerren.

Seltenheit und *Gefährdung* sind besonders bei den in diesem Rahmen untersuchten Flächen ausgesprochen kritisch zu bewertende Maßstäbe. In der Regel handelt es sich hier um kleine, häufig landwirtschaftlich genutzte Flächen in Siedlungsnähe. Zumeist sind es „mittlere“ Bereiche in Bezug auf Wasserhaushalt, Nährstoffverfügbarkeit, Belastung etc., die nur ein geringes Arteninventar, zumeist aus eurytopen Arten, beherbergen. Wertvolle Bereiche mit seltenen Arten und Biotopen sind im allgemeinen bereits in übergeordneten naturschutzfachlichen Planungen erfaßt worden und stehen im Rahmen der Eingriffsplanung sowieso nicht zur Debatte. Die Beschränkung auf seltene und wertvolle Arten und Lebensgemeinschaften führt zur Bewertung der Flächen als relativ wertlos und damit frei disponierbar. Dies führt auch dazu, daß als Biotop nur das angesehen wird, was seltene Arten beinhaltet. (Alle anderen Flächen sind Nicht-Biotop? [*Haemisch* und *Kehmann* 1992].)

Die häufig verwandten Begriffe *Vollständigkeit* und *Naturnähe* befinden sich in genereller Diskussion. Es gibt zur Zeit keine konkreten Vorstellungen darüber, wann ein Biotop das vollständige Arteninventar beinhaltet, da die Artenzahl eine Funktion der Fläche (und auch der Zeit) darstellt. *Naturnähe* ist dagegen ein komplexer Begriff, der aus der Akkumulation verschiedener Wertvorstellungen herrührt. Welche Biotop in der Kulturlandschaft sind denn noch naturnah? Welche Zeitgrenze wird als Übergang von naturnaher zu naturferner Wirtschaft angesehen?

Die Kriterien *Belastbarkeit*, *Stabilität*, *Regenerationsfähigkeit*, *Nutzungsfähigkeit* und *bioklimatische Bedeutung* sind teilweise stark anthropozentrisch orientierte Wertmaßstäbe, die

sich an einer Ressourcennutzung der Landschaft orientieren, teilweise aber auch auf starre Zustände fixiert bleiben, also auf dynamische oder sukzessive Vorgänge nicht oder nur eingeschränkt anwendbar sind. Dies beruht auch auf mangelnder wissenschaftlicher Grundlage. Für die Beurteilung aller Flächen sind diese Kriterien daher nur eingeschränkt verwendbar (vgl. auch Riecken 1992b).

3.3 Logische Probleme

Ein typischer Problemkreis bei allen Bewertungen, der nicht auf kleine Landschaftsausschnitte beschränkt bleibt, sind logische Fragen. In diesem Beitrag soll dennoch kurz darauf eingegangen werden, weil besonders durch die Anwendung der Eingriffsregelung nach dem BNatSchG diese Fragen gerade bei kleinen Flächen vermehrt auftreten.

Häufig wird als Wert für eine Fläche ein *Indexwert* aus Artenzahlen, Gefährdungsgraden, Dominanzverhältnissen etc. allein oder in Kombination angegeben. Diese Werte dürfen nicht mit dem Wert der Fläche gleichgesetzt werden, da sie im Grunde nur eine Vergleichszahl bei der Betrachtung des jeweiligen Faunenelementes darstellen, also keine Aussage über den absoluten Wert einer Fläche erlauben (Schermer 1993; Riecken 1992a).

Bei den meisten Verfahren werden Biotope (z. B. Kaule 1991) oder Biotop-eigenschaften (z. B. Adam et al. 1986) in *ordinierte Wertskaalen* eingeteilt. Diese dürfen aber aus mathematischen Gründen nicht verrechnet werden, Mittelwert-Bildung, Multiplikation oder ähnliches sind nicht erlaubt. Diese mathematisch unstatthafter Rechenoperationen führen letztendlich zu einer Gleichgewichtung verschiedener Sachebenen, wie ein jedem aus der Schule bekanntes Beispiel: Wieviel sind 3 Äpfel und 4 Pfirsiche?

Auch bei den häufig angewandten Zeigerwerten nach *Ellenberg* sind diese Verfahren im Grunde nicht statthaft, haben sich in langjähriger Praxis aber unter gewissen Einschränkungen bewährt.

Weiterhin bleibt eine *Wichtung* verschiedener Kriterien durch Einführung von Multiplikatoren zweifelhaft. Welche Normen werden zugrunde gelegt

(Ist Nutzungsfähigkeit geringerwertig als Seltenheit?). Zudem sind dadurch einer Manipulation durch undurchschaubare Rechenoperationen Tür und Tor geöffnet.

Eine weitere Schwierigkeit liegt in der technischen Machbarkeit aller Rechenoperationen. Eine Berechenbarkeit des biologischen Wertes jeder Fläche scheint damit zweifelsfrei möglich und damit, bei der Eingriffsplanung, auch die Berechnung von Ersatzmaßnahmen für jedwede Fläche (Hellmann 1991).

3.4 Kommunikative Probleme

Das weite Feld der kommunikativen Probleme, also der Darstellung und Vermittlung der Ergebnisse, scheint auf den ersten Blick weniger wichtig als die vorgenannten, mit fachlichen Ansätzen zu lösenden, Schwierigkeiten. Was geht es den Fachplaner überhaupt an, wie seine Bewertung aufgenommen wird? Reicht es nicht aus, seine Einschätzung abzugeben, und der Auftraggeber soll sich dann darauf verlassen können?

Aber Bewertung ist nicht Selbstzweck, sondern nur die Grundlage für weiteres Handeln und Entscheidungs- und Abwägungsprozesse, bei denen Naturschutz und Landschaftspflege nur einen von mehreren, mehr oder weniger gleichberechtigten Ansprüchen darstellt. Wenn es nicht gelingt, die Bewertung der Belange von Naturschutz und Landschaftspflege überzeugend und nachvollziehbar darzustellen, werden sie von vornherein vom Tisch gefegt oder „weggewogen“. „Grüne Spinner“, „Ökos“ oder „Wissenschaftler im Elfenbeinturm“ sind schnell gefällte Urteile, die eine seriöse Diskussion dann fast unmöglich machen.

Für die Aufnahme der ökologischen Belange ist die Transparenz der Bewertungsverfahren von ausschlaggebender Bedeutung. Eine für den unbefangenen Nichtfachmann/frau nachvollziehbare Aufbereitung der Bewertungsvorgänge und -ergebnisse stellt dabei den ersten Schritt und eine nicht zu unterschätzende Herausforderung für den Gutachter dar (Hoppenstedt 1991). Eine Bewertung, die alle Daten in den Computer gibt, und dann kommt (irgendwie?) ein Wert heraus, wird mißtrauisch betrachtet. Die Grundeinstellung einer gewissen Technikgläubigkeit

ist hier, wo es auch um Einschränkungen und finanzielle Nachteile gehen kann, nicht gegeben.

Die *Akzeptanz* der Bewertung beruht auf mehreren Grundsätzen. Zum einen müssen die Bewertungskriterien anerkannt werden. Dabei sind akzeptierte gesellschaftliche Werte und Normen anzulegen, da die Bewertung nicht allein aus den Daten kausal-analytisch abgeleitet werden kann (Schemel 1989). Beispielsweise stehen Subjektschutz und Artenschutz (häufiger Arten) relativ weit hinten an, während Grundwasserschutz und Immissionschutz als praktisch fühlbarer Maßstab der Lebensqualität große Wertschätzung und gute Akzeptanz (auch, oder gerade, bei Laien) finden. Hilfreich sind in diesem Zusammenhang durchaus gesetzliche Festlegungen, z. B. nach § 28a NNatG, die über die Definition von geschützten Biotopen eine Diskussion über deren gesellschaftlichen Wert überflüssig macht. Die Auswahl der Bewertungskriterien darf aber nicht zu einer Vorgewichtung auch sozio-ökonomischer Interessen führen. Allein fachspezifische Bewertungskriterien, die aus den gesetzlichen Regelungen (z. B. BNatSchG, §1) abzuleiten sind, dürfen für die Flächenbewertung angelegt werden.

Eine grundlegende Frage der Akzeptanz einer Untersuchung ist die *Zumutbarkeit*. Diese auch als Äquivalenz zwischen Größe und Methode, oder besser auch Fragestellung und Methode, bezeichnete Kriterium (Bastian 1991) greift nicht nur bei der Bewertung, sondern schon bei der Formulierung der Fragestellung. Es ist für den Auftraggeber sicher nicht zumutbar, für eine Eingriffsfolgenabschätzung im Zuge der Bauleitplanung auf 5 ha intensiv genutzter Ackerfläche zweijährige grundlegende Erhebungen zu verschiedenen Artengruppen durchführen zu lassen. Andererseits dürfen zeitliche und wirtschaftliche Zwänge ökologische Bewertungen nicht zum Alibi oder zur Farce werden lassen, wie dies häufig geschehen ist (Riecken 1990). Erfahrung der Fachgutachter und „Fingerspitzengefühl“ sind bis jetzt noch unabdingbare Voraussetzung. Eine pauschalisierte Vorschrift, welche Artengruppen bei welchen Untersuchungen zu erfassen sind, dürfte besonders bei kleinen Flächen nicht unbedingt die Lö-

sung bringen (Ansätze dazu z.B. bei Reck 1992; Plachter 1989).

Die *Handhabbarkeit* der Ergebnisse ist von wesentlicher Bedeutung für deren angemessene Berücksichtigung. Eine Vereinfachung auf einen dimensionslosen Wert, der dann den Ausgleichsbedarf angibt, muß aber abgelehnt werden, wenn es auch aus Gründen der Bemessung von Ausgleichsflächen praktikabel und notwendig erscheint.

Zwar schafft erst die Festlegung von erforderlichen Kompensationsmaßnahmen eine Abschätzung des finanziellen Wertes der Belange von Naturschutz und Landschaftspflege und kann in der Abwägung zu anderen Belangen eine Vergleichbarkeit erzeugen. Grundsätzlich müssen diese Monetarisierungen aber sehr vorsichtig gehandhabt werden (Hoppenstedt 1991), da dadurch eine Ausgleichbarkeit jeden Eingriffes ohne Berücksichtigung der unterschiedlichen Ebenen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen vorge-täuscht wird.

4. Forderungen

Aus den aufgezeigten Problemen bei der Bewertung kleiner Landschaftsausschnitte ergeben sich spezielle Anforderungen an Bewertungsverfahren, die im Vorfeld der Untersuchungen bedacht werden müssen. Dabei sind die grundsätzlichen Kriterien für eine korrekte Bewertung (Abb. 2) zu berücksichtigen.

1. Die Auswahl der Indikatoren und Bewertungskriterien und die Anwendung weitgehend pauschalisierter Verfahren muß auf die Gültigkeit in kleinen Landschaftsausschnitten überprüft werden.

2. Rein mathematische oder pseudomathematische Bewertungsverfahren täuschen eine Genauigkeit und Objektivität vor, die weder gegeben noch erreichbar ist.

3. Die Bewertungsverfahren und -ergebnisse müssen für den unbefangenen Laien nachvollziehbar sein.

4. Die Bewertungsverfahren müssen der Problemstellung angemessen sein und sollten dabei möglichst einfach sein. Dabei dürfen sie komplizierte Sachverhalte nicht unzulässig simplifizieren.

5. Methoden und Bewertungen müssen adäquat dargestellt werden.

5. Lösungsansatz

Aus den dargelegten Problemen wird ersichtlich, daß eine alleinige Bearbeitung der Flächenbewertung, z.B. zur Bauleitplanung, am Bürotisch nicht zu leisten ist, obwohl gerade dies aus Kostengründen von manchen Auftraggebern erwartet und gewünscht wird. Die Studie von Grundlagenplänen und Luftbildern ersetzt nicht den Freiland-einsatz, denn nur im Gelände kann der Erhebungsansatz abgeschätzt werden.

Im folgenden soll ein Bewertungsansatz vorgestellt werden, der von unserem Büro bei der Bearbeitung von ökologischen Beiträgen zur Eingriffsregelung und Bauleitplanung entwickelt wurde. Er lehnt sich an bestehende Verfahren an, versucht aber, zu Recht kritisierte Schwächen dieser Methoden (z.B. Transparenz, Simplifizierung, Pauschalisierung) durch verbale Erläuterungen zu überbrücken.

Besonders bei sehr kleinen Flächen und bei Aufgaben im Maßstab der Flächennutzungsplanung (ca. 1:10000) erweist sich nur eine Biotoperfassung als machbar. Bei größeren Flächen, Bearbeitungen im größeren Maßstab oder besserer Detailschärfe der vorgegebenen Eingriffe können auch Artenerfassungen durchgeführt und ohne Schwierigkeiten in das Bewertungssystem integriert werden.

Vorgegebene Biototypenschlüssel (z.B. *Drachenfels* 1992) und Biotypenbewertungen, wie sie übergeordnete Stellen zur Verfügung stellen, sind durchaus hilfreich, können aber Erhebungen zu den real existierenden Gegebenheiten nicht ersetzen. Lokal werden die Wertstufen für Biotypen von der tatsächlichen Einschätzung abweichen, etwa durch

■ Änderungen der Bezugsräume (z.B. sind kleinste Trockenrasen auf der Geest anders zu bewerten als in der Marsch oder

■ Einbeziehung von Nutzungsverhältnissen und Pflegemaßnahmen (z.B. extensiv geflegte städtische Grünanlagen).

Ein weiterer Nachteil einer Typenbewertung ist die weit verbreitete Einteilung in eine scheinbar stetige Skala (z.B. *Lahl et al.* 1992), wodurch eine Verrechenbarkeit der Einheiten untereinander suggeriert wird. Ist ein Acker

etwa $\frac{1}{3}$ soviel wert wie eine Grünland-brache?

Abbildung 4 zeigt die von uns verwandte 6stufige Werteskala des ökologischen Wertes der Flächen. Für die Zuordnung des Wertes benutzen wir *Schwellenwerte*, die damit Probleme der Quantifizierung biologischer Funktionen weitgehend vermeidet.

Die Darstellung der einzelnen Flächenwerte und eine verbal-argumentative Darstellung der wertgebenden Faktoren genügen bereits für viele Zwecke der Landschaftsplanung.

Besonders für die Anwendung der Eingriffsregelung werden jedoch Zahlenwerte verlangt, die eine Bemessung von Kompensationsmaßnahmen und -flächen ermöglichen. Wenn diese Verfahren auch o.g. Nachteile aufweisen und einer unreflektierten Anwendung der Eingriffsregelung Vorschub leisten, kann aber bei einer sachgemäßen Interpretation der Ergebnisse durchaus Sensibilität für landschaftsverbrauchende Eingriffe und Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes hergestellt werden. Daher wird im Rahmen der Eingriffsregelung (etwa in der kommunalen UVP oder der Bauleitplanung) von unserem Büro die Bewertung weitergeführt.

Für jede Teilfläche des Untersuchungsgebietes wird der Wertverlust bestimmt ($[\text{Wert vorher} - \text{Wert nach dem Eingriff}] \times \text{beanspruchte Fläche}$) und, nach Berücksichtigung der vorgesehenen Kompensationsmaßnahmen, der in der Regel verbleibende Kompensationsbedarf (als Negativwert) ermittelt. Bis zu diesem Punkt stellt das Verfahren keine Besonderheit bei der Anwendung der Eingriffsregelung dar, sondern ist nur eine Variation (hier mit größerer Werteskala) eines allgemein gebräuchlichen Verfahrens. Allerdings bleiben wir nicht auf dieser Ebene stehen. In einem ersten Schritt werden jetzt mögliche Ausgleichsmaßnahmen auf der vom Eingriff betroffenen Fläche geprüft und gegebenenfalls in Anrechnung gestellt (allerdings sind Ausgleichsmaßnahmen bei Bauvorhaben in der Regel nur sehr eingeschränkt möglich). Der verbleibende Kompensationsbedarf gibt jetzt einen Anhaltspunkt für das Flächenausmaß der erforderlich werdenden Ersatzmaßnahmen, die auf der Basis der betroffenen Landschaftseinheiten und beeinträchtigten Naturwerte beschrieben werden. Aus

BEWERTUNGSKRITERIEN (SCHWELLENWERTE)

- A: Flächen, die unter gesetzliche Schutzbestimmungen fallen (z.B. NSG, Naturdenkmal, Nationalpark, § 28a)
- B: – Flächen, die Lebensraum für gefährdete oder besonders geschützte Arten sind
(= *Gefährdung*)
- Flächen, auf denen extreme Lebensbedingungen herrschen und die darum Lebensraum für engspezialisierte Arten sind (auch Umkehrschluß möglich)
(= *Seltenheit, Gefährdung*)
- Flächen und Strukturen, die Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Landschaftseinheiten widergeben und daher bedeutsam für das Landschaftsbild sind
(= *Repräsentanz, Landschaftsbild*)
- Flächen und Strukturen, die über außergewöhnlichen Arten- oder Strukturreichtum verfügen
(= *Vielfalt*)
- naturnahe Biotope, die nahezu das typische Arteninventar des jeweiligen Biotoptypes beinhalten
(= *Repräsentanz, Vollkommenheit, Naturnähe*)
- landschaftstypische Strukturen, die vernetzend oder als Trittstein fungieren
(= *Biotopverbund, Präsenz*)

WERTSTUFEN

Wertstufen	Bemessungsgrundlage
0 hochgradig wertvoll	A erfüllt, zusätzlich 5–6 Kriterien von B erfüllt
1 sehr wertvoll	5–6 Kriterien von B erfüllt
2 wertvoll	3–4 Kriterien von B erfüllt
3 eingeschränkt wertvoll	1–2 Kriterien von B erfüllt
4 wenig wertvoll	kein Kriterium von B erfüllt
5 wertlos bis belastend	kein Kriterium erfüllt, zusätzlich Belastungsfaktoren

Abb. 4. Beispiele für Schwellenwerte für die Zuordnung von ökologischen Wertstufen (für das Naturpotential Arten- und Biotopschutz)

dieser Darstellung können bereits Entscheidungshilfen (durch den erheblichen Bedarf an Ersatzflächen) abgeleitet werden. Zusätzlich werden an den reinen Zahlenwert in einem nächsten Schritt qualitative Aussagen geknüpft, die durchaus dazu führen können, daß auch Eingriffen mit relativ geringem Ersatzflächenbedarf dennoch eine erhöhte Beeinträchtigung ökologischer Werte und Funktionen zugeordnet wird. Kriterien dafür sind z.B. funktionale Gesichtspunkte:

- starke Beeinträchtigung von Biotopverbundsystemen,
- Aufbau von Ausbreitungsbarrieren,
- (schleichende) Dezimierung von gro-

ßen Biotopen (Salamitaktik), die dadurch insgesamt an Wert verlieren,

- Verlust von Teillebensräumen wichtiger Arten,
- Verlust von Lebensraumqualität wichtiger Arten (z.B. Aufbau von Sichtbegrenzungen für Brachvögel etc.),
- negative Beeinträchtigungen angrenzender Biotope.

Die kombinierte Einstufung führt dann zur Einordnung der Flächen in unterschiedliche Wirkungsbereiche, von Flächen mit ausgleichbaren Werteverlusten bis hin zu Tabubereichen, die durch den Verlust an qualitativen Werten des Naturhaushaltes nicht beeinträchtigt werden sollten.

Dennoch bleiben Probleme bestehen, die teilweise nur nach aufwendigen Diskussionen mit den Auftraggebern gelöst werden können:

■ Es kommt zur „Ersbsenzählerei“ bei Kompensationsmaßnahmen (Wieviel Kompensationspunkte bringt 1 Baum mehr?).

■ Es wird eine Verrechnung und Addition des Kompensationsbedarfes verschiedenartiger Landschaftseinheiten angestrebt, um eine Pool-Bildung von Ersatzmaßnahmen zu ermöglichen.

6. Literatur

Adam, K.; Nohl, W.; Valentin, W., 1986: Bewertungsgrundlagen für Kompensationsmaßnahmen bei Eingriffen in die Landschaft. – Landesamt f. Agrarordnung, Düsseldorf.

Bastian, O., 1991: Zur ökologischen Bewertung von Habitatsinseln. – In: Mahn, E.-G.; Tietze, F. (Hrsg.): Agro-Ökosysteme und Habitatsinseln in der Agrarlandschaft. S. 219–224.

Bechmann, A., 1989: Bewertungungsverfahren – der handlungsbezogene Kern von Umweltverträglichkeitsprüfungen. – In: Hübler, K.-H.; Otto-Zimmermann, K. (Hrsg.): Bewertung der Umweltverträglichkeit. S. 84–103, Blottner, Taunusstein.

Drachenfels, O. v., 1992: Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a NNatG geschützten Biotope. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. Heft A4. 168 S.

Duelli, P., 1992: Mosaikkonzept und Inseltheorie in der Kulturlandschaft. – Verh. Ges. f. Ökologie 21, 379–383.

Haemisch, M.; Kehmann, L., 1992: Naturschutzbilanzen. Definierte Umweltqualitätsziele und quantitative Umweltstandards im Naturschutz. – Natur u. Landschaft 67, 4, 143–148.

Hellmann, N., 1991: Bilanzierungsverfahren im Rahmen der Eingriffsregelung – Methoden und Erfahrungen bei der Anwendung am Beispiel von Straßenbauvorhaben. – Mitteilungen aus der NNA 2/7, 2–12, Schneverdingen.

Hoppenstedt, A., 1991: Inhaltliche und bewertungsmethodische Anforderungen an die Umweltverträglichkeitsstudie am Beispiel Bodenabbauvorhaben und Folgenutzungen.

- Mitteilungen aus der NNA 2/7, 14–18, Schneverdingen.
- Kaule, G., 1991: Arten- und Biotopschutz. – 2. Aufl. Ulmer, Stuttgart. 461 S.
- Lahl, U.; Frank, K.; Zeschmar-Lahl, B., 1992: Die Eingriffsregelung in der Bauleitplanung und in der Baugenehmigung. – Natur u. Landschaft 67, 12, 580–585.
- Plachter, H., 1989: Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. – Schr.-Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz 29, 107–135. Bonn-Bad Godesberg.
- Reck, H., 1992: Arten- und Biotopschutz in der Planung. – Naturschutz und Landschaftsplanung 4/92, 129–135.
- Riecken, U., 1990: Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikation durch Tierarten und Tierartengrup-

pen im Rahmen raum- und umwelt-relevanter Planungen. – Schr.-Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz 32. Bonn-Bad Godesberg. 228 S.

Riecken, U., 1992a: Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen. – Schr.-Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz 36. Bonn-Bad Godesberg. 187 S.

Riecken, U., 1992b: Grenzen der Machbarkeit von „Natur aus zweiter Hand“. – Natur u. Landschaft 67, 11, 527–535.

Schemel, H.-J., 1989: Methodische Hinweise zur Durchführung der UVP in Kommunen. – In: Hübler, K.-H.; Otto-Zimmermann, K. (Hrsg.): Bewertung der Umweltverträglichkeit. – S. 104–123. Blottner, Taunusstein.

Schnerer, E. R., 1993: Bewertung als Pflichtübung und Lebenslüge freiberuflicher Biologen. – Vortrag am 19. 2. 1993 auf der VdBiol-Fachtagung „Stellenwert und Bedeutung biologischer Fachbeiträge zu UVP und Landschaftsplanung“ in Schneverdingen.

Schwerdtfeger, F., 1979: Ökologie der Tiere. Demökologie. – Parey, Hamburg, Berlin. 460 S.

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Biol. Ulrich Hellwig
IfAUM – Institut für Angewandte Umweltbiologie und Monitoring GbR
Königstraße 11
21244 Buchholz i. d. N.

Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft als Objekte der naturschutzfachlichen Bewertung

von Beate Jessel*

Einleitung

Der Schutz, die Pflege und die Entwicklung der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft bilden eine der wesentlichen Forderungen des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) bzw. der Ländernaturschutzgesetze. Diese Verpflichtung steht in § 1 BNatSchG als gleichberechtigtes Ziel neben der nachhaltigen Sicherung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, der Nutzungsfähigkeit der Naturgüter Boden, Wasser und Luft/Klima sowie der Erhaltung der Tier- und Pflanzenwelt.

Vor diesem Hintergrund stellt sich den Trägern von Planungen und Maßnahmen, die naturschutzfachliche Belange berühren, der Auftrag, die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur

und Landschaft und hierbei vor allem die damit zusammenhängenden Fragen des Landschaftserlebens, oder enger gefaßt: des Landschaftsbildes, angemessen in ihre Beurteilungen einzubeziehen.

Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft erschließen sich dem Betrachter durch eine Vielzahl einzelner Eindrücke. Das Landschaftsbild in seiner Gesamtheit wird jedoch sehr unterschiedlich wahrgenommen, wobei sich vor allem am Begriff der „Schönheit“ die Gemüter scheiden und der Streit, was denn nun hier der Inbegriff des guten Geschmacks sei, sehr kontrovers ausfallen kann: Ist es mehr die möglichst intakte *Naturlandschaft*, die den Inbegriff des Schönen darstellt, oder eher die möglichst reichhaltige und vielfältig gegliederte *Kulturlandschaft* (und diese wiederum in ihrem Zustand um 1850, 1920 oder gar erst 1960 ...)? Inwieweit können darüber hinaus auch Landschaften, die durch *technische* Spuren (Artefakte) geprägt

sind (wie z.B. durch die alten Kohlezechen im Ruhrgebiet), „schön“ sein?

Vor diesem Hintergrund des vermeintlich Subjektiven werden Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft, insbesondere soweit sie sich auf das Landschaftsbild beziehen, bei planerischen Aussagen häufig vernachlässigt: Man pflegt sich auf den Arten- und Biotopschutz zu konzentrieren, wo sich ein Repertoire an bestimmten Vorgehensweisen und Wertkriterien mehr oder minder etabliert hat, während die Belange des Landschaftserlebens, des Landschaftsbildes (wie im übrigen auch die der abiotischen Faktoren des Naturhaushaltes) häufig ein in Bestandsaufnahmen nur in ein paar Sätzen abgehandeltes Anhängsel bilden. Darauf aufbauende Bewertungen finden nur in geringem Umfang statt, und noch seltener werden konsequent abgeleitete Planungsaussagen (z.B. über Entwicklungserfordernisse) getroffen.

Angesichts dieser Praxis, die mit den gesetzlichen Forderungen nicht im Einklang steht, wendet sich der Beitrag zunächst der Frage zu, welche Relevanz Vielfalt, Eigenart und Schönheit vor allem aus der Perspektive des Landschaftserlebens und des Landschaftsbildes heraus für naturschutzfachliche Beurteilungen haben. Es wird dann diskutiert, inwieweit diese Begriffe plane-

* Überarbeitete Fassung eines Vortrages im Rahmen der NNA-Fachtagung „Methoden der Bewertung von Landschaftsausschnitten“ vom 13.–15. Oktober 1993 in Göttingen

rischen Kategorien zugänglich sind, wie sie präzisierbar, also „operationalisierbar“ gemacht werden können¹ und welche Anforderungen an Bewertungsprozesse zu stellen sind. Vor dem Hintergrund der jeweiligen Rahmenbedingungen werden anschließend einige Fallbeispiele erörtert sowie Schlußfolgerungen und Thesen abgeleitet.

1. Zur Relevanz von Vielfalt, Eigenart und Schönheit als Ausdruck des Landschaftsbildes bei naturschutzfachlichen Bewertungen

1.1 Subjektivität des Landschaftsbegriffes

Zunächst: Der Begriff Landschaft wie auch das Bild unserer Umgebung, das „Landschaftsbild“, das beim Wahrnehmen in jedem von uns entsteht, setzen sich sowohl aus objektivierbaren wie auch aus subjektiven Aspekten zusammen. Wir können über das, was wir sehen, miteinander kommunizieren: Daß da Bäume sind, Gewässer, Äcker, Wiesen, Hügel, Berge u. a. m. – all dies sind an sich objektivierbare Elemente. Zum anderen ist das, was wir sehen, subjektiv besetzt: Verschiedene Personen, z. B. ein Landwirt, ein Geologe, ein Erholungssuchender können die Landschaft mit unterschiedlichen Schwerpunkten wahrnehmen. Auch Begriffe wie die „Seelenlandschaft“, die „politische Landschaft“ oder die „Medienlandschaft“ sprechen für die subjektive Ausfüllung des Begriffes „Landschaft“.

Dies führt häufig zu der bereits angesprochenen planerischen Konsequenz in puncto Landschaftsbild: Subjektiv – nicht erfaßbar – und damit planerisch vernachlässigbar.

1.2 Historische Wurzeln des Naturschutzgedankens

Um uns über die Bedeutung des Landschaftsbildes für naturschutzfachliche Beurteilungen klar zu werden, sollten wir zunächst einen Blick zurück in die Geschichte des Naturschutzes werfen:

Die Wurzeln des aufkommenden Naturschutzgedankens lagen seinerzeit im Schutz von Landschaftsbildern, im „Heimatschutz“. Ästhetische Gesichtspunkte waren das Betätigungs-

feld zahlreicher „Naturverschönerungsvereine“ um die Jahrhundertwende. Herausragende Landschaftsbilder machten die bevorzugten Schutzobjekte des staatlichen Naturschutzes aus, der in Deutschland auf die Gründung der „Staatlichen Stelle für Naturdenkmalpflege“ im Jahr 1906 zurückgeht. Ausdruck fand dies in der Ausweisung der ersten Schutzgebiete, die vor allem unter ästhetischen Gesichtspunkten ausgewählt wurden: Beispiele sind der Drachenfels im Siebengebirge (1922 zum Naturschutzgebiet erklärt), die Teufelsmauer im Harz und auch die Lüneburger Heide.

Auch heute wäre es eine Illusion, anzunehmen, wir könnten Naturschutz allein auf einer von der Ökologie als Grundlagenwissenschaft geprägten Basis betreiben. Die allgemeinen Grundsätze des Naturschutzes sind bis heute nicht rein naturwissenschaftlich, sondern auch bildhaft über unser Landschaftserleben begründet, und dies spiegelt sich adäquat in den eingangs zitierten gesetzlichen Grundlagen (§1 BNatSchG) wider. Warum sonst wehrt man sich beispielsweise dagegen, die typischen offenen Wiesentäler, wie man sie in zahlreichen deutschen Mittelgebirgslandschaften findet, aufzuforsten? Argumentiert wird mit der Arten- und Lebensraumvielfalt solcher Offenlandstrukturen. Daß hier im Prinzip auch vom Forstlichen her eine große Vielfalt an Waldstandorten zu erreichen wäre, wird einem jeder Forstwirtschaft beständigen können.

Ein weiteres Beispiel: Typische Klimaxgesellschaften ohne menschliche Eingriffe stellen umgekehrt der mitteleuropäische Buchenwald, ausgedehnte Moorbereiche oder die Tundra dar. Solche Endzustände sind zwar „natürlich“, würde aber unsere Landschaft nur aus ihnen bestehen, würden wir sie als sehr viel „langweiliger“ empfinden.

Häufig werden hier „objektive“ Ziele wie die Erhaltung des Artenreichtums oder der Lebensraumvielfalt ins Feld geführt. Setzen wir diese Ziele wirklich „objektiv“ ein, oder untermauern wir damit nicht zu einem Teil unsere Freude am offenen Durchblick eines solchen Tales oder am Blütenreichtum der hier vorkommenden Blumenwiesen?

Naturschutz schöpft sich also aus beidem, landschaftsökologischen wie

landschaftsästhetischen, und hierbei vor allem bildhaften Kriterien. Gerade in letzteren liegen seine wichtigsten „emotionalen“ Quellen, die wohl auch der versierteste Arten- und Biotopschützer – sei es bewußt oder unbewußt – nicht verleugnen kann.

1.3 Informationsfunktion von Ökosystemen

Aber: Das Landschaftsbild ist nun nicht nur eine der subjektiven Begründungen für Naturschutz und Landschaftspflege.

Schauen wir uns die Funktionen an, die Ökosystemen zugesprochen werden, so wird neben Produktionsfunktionen, Trägerfunktionen („Er“tragen menschlicher Handlungen) und Regulationsfunktionen (z. B. Selbstreinigung von Gewässern, Dämpfung klimatischer oder meteorologischer Einwirkungen durch Bestandteile des Naturlandhaushaltes) auch die sogenannte Informationsfunktion als eine der Hauptfunktionen von Ökosystemen herausgestellt (vgl. z. B. *Rat der Sachverständigen für Umweltfragen SRU 1987*²). Ökologische Systeme dürfen daher nicht nur als von Materie und Energie zusammengehalten gesehen werden, sondern es müssen die informationellen, die immateriellen Wechselbeziehungen hinzutreten.

Solche Informationen dienen zunächst zur Orientierung, zur Wahl eines bestimmten Verhaltens in der Umwelt und zur Regelung der Bedürfnisbefriedigung (*SRU 1987*). Daß der Bedürfnishierarchie folgend darüber hinaus für den Menschen bestimmte wahrnehmungsrelevante Eigenschaften in seiner Umgebung (z. B. eine gewisse Vielfalt und Strukturiertheit, Orientierung, eine gewisse unverwechselbare Gestalt

1 Dabei finden sich wesentliche in den Gliederungspunkten 1 und 2 des Beitrags angesprochene Aspekte bereits ausführlicher dargelegt in: Jessel, B., 1993: Zum Verhältnis von Ästhetik und Ökologie bei der Planung und Gestaltung von Landschaft. In: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Bericht 17, Laufen (in Vorbereitung).

2 *Rat der Sachverständigen für Umweltfragen SRU, 1987: Umweltgutachten 1987. Bundestags-Drucksache 11/1568 vom 21. 12. 1987.*

als Voraussetzung für Heimatgefühl und Verwurzelung) Bedingungen für das Wohlbefinden sind, ist empirisch nachgewiesen³.

Unter der Prämisse der Informationsfunktion von Ökosystemen kommen wir damit zum *Landschaftsbild als der sichtbaren Seite des ökosystemaren Gesamtgeschehens in Natur und Landschaft*. Ausreichende Information ist dabei noch nicht identisch mit landschaftlicher Schönheit, doch liegen im Wahrnehmen einer gewissen Strukturiertheit unserer Landschaft, von Leitstrukturen, in der Organisation von einzelnen Elementen zu ablesbaren „Superzeichen“ wesentliche Voraussetzungen für ästhetisch angenehme Wahrnehmungseindrücke. Landschaften, die uns in ihrem Nutzungsmuster, z. B. über der Topographie und den natürlichen Standortbedingungen angepaßte Nutzungsformen, die Information geben, daß hier keine Überbeanspruchung der natürlichen Ressourcen stattfindet, werden oft als besonders harmonisch, als „schön“ empfunden.

Was wir für die Landschaft tun, hängt demnach wesentlich davon ab, was wir von ihr wahrnehmen und wie wir es wahrnehmen. Allein hierin liegt eine hinreichende Rechtfertigung für weitere Betrachtungen der Erlebnisqualität von Landschaft und ihre Einbeziehung in naturschutzfachliche Bewertungen. So kann beispielsweise die Erfahrung von Landschaftsveränderung und -zerstörung in adäquater Form nicht jenseits und unter Verzicht auf die Kategorien der Landschaftsökologie gemacht geschweige denn bewältigt werden; ebenso zweifellos wie sie ein Gebiet der bildhaften Erfahrung von Landschaft ist, derer sie zum Selbstverständnis und zur Überwindung von Beeinträchtigungen bedarf. Eine ganze Reihe von Vorhaben – z. B. Windkraftanlagen, Sendemasten und Hochspannungsleitungen (bei letzteren von der Problematik des Vogelschlages ein-

mal abgesehen) – stellen eindeutig Eingriffe in Natur und Landschaft dar, bei denen sich die Betroffenheit des Naturhaushaltes eher punktuell darstellt und die Wirkung sich vor allem auf das Landschaftsbild erstreckt.

1.4 Zum Grundverständnis bei Beurteilungen des Landschaftsbildes

In der Beschäftigung mit Landschaft gibt es dabei immer eine *Subjektseite*, nämlich die des wahrnehmenden Menschen, und eine *Objektseite* objektivierbarer und beschreibbarer Bestandteile der Umwelt. In Anlehnung an ein Zitat von H. H. Wöbse (1981)⁴ läßt sich festhalten: Wie wir Landschaft wahrnehmen, ist immer eine Mischung aus objektiv Gegebenem, aus Erinnertem und Erwartetem. Das Grundproblem liegt darin, daß die objektivierbaren Elemente des Landschaftsbildes eben immer auch Träger tief verankerter emotionaler Werte sind, die für den einzelnen Menschen sehr unterschiedliche Bedeutung haben können, weiterhin, daß der Gesamteindruck einer Landschaft mehr ist als nur die Aneinanderreihung ihrer einzelnen Bestandteile. Das Elementmuster einer Landschaft in seinem Repertoire und in seinen Anordnungen aber ist sehr wohl objektivierbar und damit vergleichenden Betrachtungen zugänglich, und hier können zunächst die Begriffe der Vielfalt und Eigenart wertvolle Hilfe leisten.

2. Operationalisierung der Begrifflichkeiten

2.1 Vielfalt

Vielfalt kann zunächst verstanden werden als die Vielfalt an auftretenden Nutzungsformen, linearen und punktuellen Strukturelementen, an besonders erlebniswirksamen Randstrukturen wie Wald- oder Gewässerrändern, als kleinräumig wirksame Reliefvielfalt. Natürliche wie kulturell bedingte Elemente in der Landschaft können zur Vielfalt beitragen. Vielfalt kann auch im zeitlichen Sinne verstanden werden z. B. als die Vielfalt des Aspektwandels (z. B. verschiedener Blühaspekte im Laufe der Jahreszeiten).

Vielfalt kann ein für die Wahrnehmung landschaftlicher Schönheit rele-

vantes Kriterium sein, sie alleine reicht dabei für angenehme Wahrnehmungseindrücke in der Regel noch nicht aus. Ein gewisses Angebot an Reizen, eben eine gewisse Vielfalt an Elementen, weckt zunächst das Interesse für das Bild der Wahrnehmung. Ab einer bestimmten Menge an Einzelelementen, Nutzungsformen etc. braucht es darüber hinaus Ordnungsstrukturen, um die auftretenden Elemente zu einer gewissen ablesbaren Ordnung zu organisieren: Die Vielfalt muß entschlüsselbar sein. Zur Untersuchung der auftretenden Einzelelemente in der Landschaft muß daher immer eine Betrachtung ihrer übergeordneten Anordnungsformen, der wesentlichen übergreifenden Leitstrukturen, die die Blicke lenken etc., hinzutreten.

Der Begriff der Vielfalt läßt sich aber auch übertragen auf eine Vielfalt der verschiedenen Naturgüter und Lebensformen und damit der physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse in einem Raum. Eine gewisse Vielfalt ist nicht nur von ästhetischem Wert, sondern von wesentlicher Bedeutung vor allem auch für die Widerstands- und Regenerationsfähigkeit der jeweiligen Ökosysteme. Eine Vielfalt der Lebensformen und Lebensräume findet ihren Ausdruck dabei wiederum in einer Vielfalt der Wahrnehmungseindrücke in der Landschaft; optische und ökologische Vielfalt erscheinen somit kaum trennbar.

2.2 Eigenart

Das Kriterium der Vielfalt ist für die Beschreibung der Erlebnisqualitäten einer Landschaft in aller Regel noch nicht ausreichend. Insbesondere gibt es Landschaften, deren Anziehungskraft gerade darin besteht, daß sie in ihrem Gesamteindruck wenig vielfältig sind (z. B. ausgedehnte Hochmoorlandschaften oder die Tundra). Auch bildet die Vielfalt vor allem das Repertoire eines Landschaftsraumes an Einzelelementen, einzelnen Nutzungsformen etc. ab. Hinzukommen muß darüber hinaus eine Betrachtung der charakteristischen Anordnungsmuster und Abfolgen, zu denen sich diese Einzelelemente gruppieren. Die Erfassung solcher Gesamtheiten läßt sich m. E. über das Kriterium der Eigenart bewerkstelligen:

3 Vgl. z. B. die Untersuchungen von Lynch, K., 1965, in: *Das Bild der Stadt*, Ullstein Bauwelt Fundamente 16, Berlin; Parr, A. E., 1966: *Die Konsequenzen der Monotonie*. In: *Bauwelt* 20/66, S. 571–577.

4 Wöbse, H. H., 1981: *Landschaftsästhetik – Gedanken zu einem einseitig verwendeten Begriff*. In: *Landschaft+Stadt* 13 (4), 1981, S. 152–160.

Eigenart entsteht über eine bestimmte Konstellation natürlicher und kultureller Elemente, über eine charakteristische Abfolge von Nutzungsformen und Landschaftselementen, die in aller Regel im Laufe einer ablesbaren historischen Entwicklung entstanden ist. Eine gewisse Eigenart der Landschaft ist wohl wesentliche Voraussetzung für menschliche Verwurzelung und Heimatgefühl. Das Wesen einer hohen Eigenart besteht u.a. darin, daß die Landschaft aufgrund eines längeren geschichtlichen Entwicklungsprozesses gewachsen ist, daß dieser Prozeß ablesbar ist und daß sich in seinem Verlauf in dem entsprechenden Landschaftsausschnitt eine gewisse relative Konstanz und Stabilität der natürlichen Prozesse eingestellt hat. Landschaften, die von uns als mit hoher Eigenart ausgestattet beschrieben werden, sind in aller Regel nicht solche, in denen sich gerade gravierende Umwälzungsprozesse, also Störungen oder Veränderungen, ereignen. Vielmehr handelt es sich um Landschaftsräume, die zwar einer gewissen räumlich-zeitlichen Eigendynamik unterliegen (z.B. durch Blühabläufe und deutlichen Aspektwandel im Laufe der Jahreszeiten, stete Wanderung von Dünen an der Meeresküste, ständige Änderung von Geröllfeldern und der Geschiebeführung bei Wildflußlandschaften in den Alpen), die sich aber in ihrem Erscheinungsbild dennoch insgesamt als relativ geschlossen und konstant darstellen. Auch Eigenart beinhaltet damit nicht nur rein formale Qualitäten, sondern eine Landschaft mit hoher Eigenart verfügt mit hoher Wahrscheinlichkeit auch über ein im Laufe einer historischen Entwicklung gewachsenes, auf eine bestimmte Weise gegliedertes Biotopsystem mit bestimmten beschreibbaren charakteristischen Qualitäten.

Häufig werden dabei intakte, eben öko-„logische“ Kreisläufe und Funktionsbeziehungen als Voraussetzung für die Wahrnehmung von Eigenart und damit verbundener Schönheit gesehen. Viele Landschaften, wie bspw. die Lüneburger Heide, die wir gemeinhin als schön empfinden, sind jedoch in ihren ökologischen Abläufen durch jahrhundertelangen Nährstoffentzug und Degradation eigentlich hochgradig gestört und können nur künstlich durch permanente menschliche Ein-

griffe aufrechterhalten werden! Im Turnus dieser regelmäßigen Eingriffe aber hat sich eine *relative* Stabilität, ein anthropogen geprägtes Fließgleichgewicht, herausgebildet, und eben dies scheint mit der Eigenart und der damit verbundenen visuellen wie ökologischen Wertigkeit verbunden zu sein.

2.3 Schönheit

Hier haben wir es nun mit dem umstrittensten der drei Begriffe zu tun, ist Schönheit doch etwas eindeutig Subjektives, das von jedem durchaus unterschiedlich empfunden wird. Das Spektrum der Meinungen reicht denn auch von dem Vorschlag, auf diesen Begriff ganz zu verzichten, bis hin zu seiner eindeutigen Präferenzierung innerhalb der begrifflichen Trias, mit der wir uns hier befassen. Gassner⁵ beispielsweise vertritt die Ansicht, die klassische Definition des Schönen sei die etwas Vollkommenen, zu dem weder etwas hinzugefügt noch etwas weggenommen werden dürfe, da es sonst seine Schönheit einbüße. Mithin sei Schönheit etwas Statisches, das der Landschaft und der ihr innewohnenden Dynamik und laufenden Veränderung nicht gerecht werde.

Dagegen steht die Sicht von Schönheit als eines dynamischen Prozesses, der durch das subjektive Wissen, die Gefühle und Erwartungen eines jeden einzelnen bestimmt ist. Aus dieser Sicht heraus plädieren gerade manche Verwaltungsjuristen für die Beibehaltung des Begriffes Schönheit samt der ihm innewohnenden Abweichungen bei der Beurteilung von Landschaft: Die Fixierung dieses Begriffes im Naturschutzrecht erlaube es, Landschaften, die gemeinhin und intuitiv vom Durchschnittsmenschen (was in der Rechtsprechung heißt: vom aufgeschlossenen Durchschnittsjuristen, der bspw. einen Ortstermin wahrnimmt) als „schön“ empfunden werden, ohne weitere und u.U. sehr komplizierte Begründungspflicht in der Rechtsprechung zu berücksichtigen. Schönheit kennzeichnet demzufolge einen wahrgenommenen und intuitiv als solchen empfundenen Gesamteindruck von Landschaft.

Das Schöne, und hierbei auch das Naturschöne, scheint sich dabei – um sich der Sprache von Chaosforschung und Informationstheorie zu bedienen –

im Übergang von Ordnung und Chaos zu bewegen. Im großen, d.h. in der Landschaft als Ganzem, wie auch im kleinen, d.h. z.B. in Form einzelner Blüten und Bäume, enthält es Elemente des Gewohnten, des Regelmäßigen, der „Ordnung“, aber auch des Unregelmäßigen, des „Chaos“ (F. Cramer und W. Kaempfer 1992)⁶. Wahre Schönheit scheint stets einen Knick, einen Sprung, aufzuweisen (Jessel 1989)⁷. So liegen vielen Formen der Natur, z.B. einzelnen Pflanzen- oder Tierarten, gleiche Baupläne zugrunde – eine Fichte unterscheidet sich in ihrer charakteristischen Erscheinungsform deutlich von einer Pappel und diese wiederum von einem Ahorn. Dennoch wird man nie zwei Exemplare derselben Baumart finden, die einander völlig gleichen. Gerade diese Verschiedenheit innerhalb einer klassifizierbaren Gleichartigkeit ist es, die unsere Blicke fasziniert auf sich zieht, die uns Formen der Natur als „schön“ empfinden läßt. Die sich dahinter in einer Landschaft verbergenden typischen Anordnungsmuster in ihren Regelmäßigkeiten wie in ihren Abweichungen sowie die Elemente, aus denen sie sich zusammensetzen, sind bis zu einem gewissen Grad entschlüsselbar und beschreibbar.

2.4 Die Rolle von Vielfalt, Eigenart und Schönheit in naturschutzfachlichen Bewertungen

Stellen wir also zusammenfassend fest: Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft stehen dem Begriff des Landschaftsbildes sehr nahe, umreißen zum anderen aber auch bestimmte Strukturen und Funktionen des Naturhaushaltes. Sie können als Schlüsselbegriffe für die Erfassung, Dar-

5 Gassner, E., 1989: Zum Recht des Landschaftsbildes. Eine systematische Untersuchung zum Ausgleich von Eingriffen. In: Natur + Recht, 1989, Heft 2, S. 61–66.

6 Cramer, W.; Kaempfer, F., 1992: Die Natur der Schönheit. Zur Dynamik der schönen Formen. Insel Verlag, Frankfurt am Main und Leipzig.

7 Jessel, B., 1989: Ästhetische Wahrnehmung von Freiräumen. Beitrag zu einer Theoriebildung und empirische Untersuchung anhand dreier Wohnhöfe. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsarchitektur und Planung. TU München Weihenstephan.

stellung und Beurteilung des Landschaftsbildes aufgefaßt werden, reichen jedoch von ihrem Inhalt her über die Belange des Landschaftsbildes hinaus bzw. können hier die Brücke zum Naturhaushalt schlagen.

Bei Beschreibungen und Analysen des Landschaftsbildes rücken zunächst die Begriffe Vielfalt und Eigenart in den Mittelpunkt der Betrachtungen. Durch ihre Operationalisierung läßt sich das Landschaftsbild in verschiedenen aufeinander aufbauenden Komplexitätsstufen beschreiben: Aufbauend auf markanten Einzelementen, dem Repertoire an vorhandenen Elementen (Vielfalt) bis hin zu den Anordnungsmustern, Kombinationen und Abfolgen dieser Elemente (Eigenart). Diese Aspekte müssen gemeinsam betrachtet werden und greifen eng ineinander. Sie sind im Bundesnaturschutzgesetz sicherlich sehr bewußt und gezielt gewählt und bilden wesentliche Anknüpfungspunkte, derer man sich bedienen sollte, um zunächst beschreibende und klassifizierende Aussagen über das Landschaftsbild zu treffen.

Der dritte Begriff der „Schönheit“ kann dann für Wertungsfragen, mit denen wir es hier zu tun haben, zunächst als die darauf aufbauende Inwertsetzung der beiden ersteren (Vielfalt und Eigenart) aufgefaßt werden. Er kennzeichnet darüber hinaus aber auch einen Gesamteindruck, in dem die Landschaft sich darbietet. Man sollte sich bei planerischen Beurteilungen nicht scheuen, neben objektiv darlegbaren Anordnungsmustern, Elementrepertoires und dgl. mehr auch den intuitiv erfaßbaren Gesamteindruck einer Landschaft wiederzugeben. Nur muß dieser – wie alle wertenden Aussagen – ablesbar vom objektiv Erfaßbaren und Darstellbaren getrennt bleiben (Trennung der „Sach“- von der „Wertebene“, s. u.).

Eines darf man dabei nicht vergessen: Über einzelne Kriterien wie die Vielfalt und auch die Eigenart in der hier angesprochenen Definition lassen sich immer nur mehr oder minder umfassende Einzelaspekte des Landschaftsbildes nachvollziehbar machen. Über die Definition von Wert- und Schutzkriterien können einzelne das Landschaftsbild bestimmende Aspekte als operationalisierbare Größen beschrieben werden. Gemäß dem Postulat, daß das Ganze mehr sei als die

Summe seiner Teile, ist das Landschaftsbild dabei mehr als die Summe der i. d. R. bewerteten Einzelaspekte. Jedoch: Mit demselben Problem hat man es auch bei Wertungsfragen in bezug auf den Naturhaushalt zu tun. Auch hier gibt es keine Erfassungs- und Bewertungsmethode, über die sich der Naturhaushalt in seiner gesamthaften Wertigkeit und in seinem komplexen Zusammenspiel als Ganzes bislang adäquat beschreiben ließe. Zur Sicht der Details muß daher die Sicht des Ganzen kommen, auch wenn dieses nur unvollständig und verbal-beschreibend wiedergegeben werden kann.

3. Zur Struktur von Bewertungsprozessen

Nach der Diskussion der Objekte, die bewertet werden, gilt es nun, sich dem Bewertungsprozeß, den allgemeinen Anforderungen an Bewertungsmethoden selbst, zuzuwenden.

Eine *Methode* kann verstanden werden als ein System von Regeln, deren Einsatz von einer bestimmten (z. B. durch Datenlage, raum- und projektspezifische Rahmenbedingungen gekennzeichneten) Ausgangssituation zur Erreichung einer bestimmten Endsituation, einem definierten Ziel, führt. Ob dieses Ziel beim Landschaftsbild nun in einer Eigenwertermittlung eines Landschaftsraumes im Hinblick auf Schutzgebietsausweisungen, im Vergleich verschiedener Varianten im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) oder in der Ableitung von Kompensations-, Pflege- oder Entwicklungsmaßnahmen besteht, kann eine durchaus unterschiedliche Art der Vorgehensweise bedingen.

Methoden verstehen sich weiterhin als Prozesse der Informationsverarbeitung anhand der gewählten Regeln. Da jede Informationsverarbeitung mit einem Verlust bzw. einer Umwandlung der Ausgangsdaten einhergeht, muß sie möglichst zielgerichtet im Hinblick auf die erforderliche Art der Zielaussagen erfolgen.

Bewertungsmethoden umfassen ebenfalls eine Reihe von Regeln, die ■ von der Erfassung und Darstellung der Ausgangsinformationen (Beispiel: Erfassung des Repertoires an einzelnen Elementen, Nutzungsformen etc. eines Landschaftsraumes)

■ zu deren klassifikatorischer Unterteilung (d. h. Bildung von Klassen: Eine bestimmte Anzahl u./o. Ausprägung dieser Elemente, Nutzungsformen etc. werden Klassen zugeordnet, die in Anzahl und Detaillierungsgrad die unterschiedlichen Ausprägungen der Landschaft möglichst treffend und differenziert abbilden sollen)

■ bis hin zur Inwertsetzung (z. B. in Form der Bildung einer Rangfolge der ermittelten Klassen im Hinblick auf das angestrebte Ziel) führen.

Im Auseinanderhalten der erhobenen „objektiven“ Informationen über die zu wertenden Objekte („Sachebene“) und deren wertender Klassifizierung, Ordnung und Gesamtschau („Wertebene“) liegt dabei eine der Grundanforderungen an die Transparenz von Bewertungsprozessen. Zugleich sollten wir uns aber bewußt sein, daß wir im Grunde genommen mehr werten, als wir oft denken: Bereits in der Auswahl der Beurteilungskriterien, der Informationen, die zu ihrer Beschreibung hinzugezogen werden, der Erhebungsmethoden und u. U. -intervalle etc. liegen wertende Aspekte. *Werten heißt daher letztendlich: Begründet Stellung zu beziehen im Hinblick auf die erforderlichen Zielaussagen; aus dem Aspekt der Zielgerichtetheit heraus wird deutlich, daß es die universell anwendbare Methode eigentlich nicht geben kann.*

4. Beispiele

Vor dem erläuterten Hintergrund sollen drei Beispiele (Landschaftsrahmenplan, Umweltverträglichkeitsstudie, Landschaftspflegerische Begleitplanung) die Abhängigkeit der methodischen Vorgehensweisen und der Ausprägungen der getroffenen Beurteilungen von

■ Planungsebene und Arbeitsmaßstab,
■ den erforderlichen Zielaussagen,
■ dem projekt- und raumspezifischen Zusammenhang verdeutlichen.

Es soll dabei vor allem die Zielgerichtetheit der getroffenen Wertungen zum Ausdruck kommen, wobei die Beispiele hier jeweils nur Ausschnitte aus dem gesamten Projekt bzw. dem damit einhergehenden Bewertungsprozeß wiedergeben können.

4.1 Beispiel 1: Landschaftsrahmenplan⁸

Der Landschaftsrahmenplan stellt den Beitrag von Natur und Landschaft für eine Planungsregion dar, die in Bayern aus mehreren Landkreisen (in diesem Falle waren es drei sowie eine kreisfreie Stadt) besteht. Bei dem vorgestellten Beispiel handelt es sich um ein Pilotprojekt, bei dem auf regionalplanerischer Ebene Zielaussagen aus flächendeckend dargestellten sogenannten Land-

schaftspotentialen abgeleitet werden. Neben dem Arten- und Lebensraumpotential sowie den Regulations- und Regenerationspotentialen von Boden, Wasser und Luft/Klima schließen die Betrachtungen auch das „Landschaftsästhetische Erlebnispotential“ ein.

Ziel

ist die *räumlich differenzierte Erfassung, Darstellung und Beurteilung* des Landschaftsästhetischen Erlebnispotentials der betreffenden Planungsre-

gion zunächst in seinem *Ist-Zustand*. Darauf aufbauend sollen in der Umsetzung der Beurteilungsergebnisse *Grobziele zu Schutz, Pflege und Entwicklung des Landschaftsbildes auf regionalplanerischer Ebene* abgeleitet werden. Die Ziele münden unter Abgleich mit den anderen Landschaftspotentialen in ein landschaftsplanerisches, innerfachlich abgestimmtes Fachkonzept für Natur und Landschaft. Dieses soll als Grundlage für die Integration der naturschutzfachlichen Belange in Regionalpläne dienen und unter laufender Fortschreibung die Entscheidungsgrundlage für die Naturschutzbehörden auf regionalplanerischer Ebene verbessern.

Bearbeitungsmaßstab

M 1:50000. Für die kartographischen Aussagen erfolgte eine Verkleinerung auf M 1:100000 als Darstellungsmaßstab.

Vorgehensweise

Die Planungsregion wurde zunächst in Räume mit visuell homogenem Charakter, sogenannte Landschaftsbildeinheiten, als räumliche Beurteilungsgrundlage und Bezugsgrundlage für die zu treffenden Zielaussagen unterteilt. Die Abgrenzung beruht auf der naturräumlichen Gliederung, der Topographie und einer ähnlichen Ausstattung und Verteilung von Nutzungstypen und Strukturelementen. Diese Komponenten waren in der angegebenen Reihenfolge maßgebend für die Untergliederung, d. h. eine erste Unterteilung erfolgte i. d. R. über die Naturräume, die weiter nach topographischen Gesichtspunkten sowie nach der Ausstattung mit Landschaftselementen ausdifferenziert wurden.

Zur Beurteilung und Darstellung des Landschaftsästhetischen Erlebnispotentials wurden drei Kriterien herangezogen:

- Die Eigenart,
- die Vielfalt und Häufigkeit des Wech-

Beispiel 1: Landschaftsrahmenplan		
- Kriterium "Eigenart" -		
Rangstufe	Einstufung der Eigenart	Erläuterung
1	sehr gering	Im visuellen Eindruck der Landschaftsbildeinheit dominieren künstliche Elemente und Nutzungsformen. Kulturhistorisch wertvolle Elemente oder prägnante, über einen gewissen Zeitraum hinweg entwickelte Nutzungsformen/-elemente fehlen. Beispiele in der Planungsregion: Industrie- und Raffinerieflächen.
2	gering	Im visuellen Eindruck der Landschaftsbildeinheit dominieren Bau- und Nutzungsformen, an denen keine längere, für den Landschaftsraum typische Entwicklung ablesbar ist. Kulturhistorisch wertvolle u./o. prägnante, über längere Zeiträume entwickelte Nutzungsformen/-elemente sind kaum vorhanden. Beispiele in der Planungsregion: Ausgeräumte, intensiv genutzte Agrarlandschaften, großflächige forstliche Monokulturen (Nadelforste).
3	durchschnittlich	Der visuelle Eindruck der Landschaftsbildeinheit beinhaltet das "Normalbild" einer über längere Zeit gewachsenen, gut strukturierten, i. d. R. agrarisch oder forstlich genutzten Landschaft mit einzelnen bäuerlichen Siedlungselementen. Beispiele in der Planungsregion: Gut strukturierte Agrarlandschaften mit etwa gleichen Anteilen an Acker, Grünland, Wald sowie kleineren Ansiedlungen; Forstbereiche, in denen ein ablesbarer Wechsel von Flächen verschiedener Altersklassen u./o. von Laub-, Misch-, Nadelwaldbeständen auftritt.
4	hoch	Im visuellen Eindruck der Landschaftsbildeinheit dominieren charakteristische Abfolgen/Konstellationen i. d. R. historisch entwickelter Bau- und Nutzungsformen/-elemente. Diese weisen ein hohes Maß an Prägnanz auf und sind in ihrem Auftreten weitgehend an den Landschaftsraum gebunden. Beispiele in der Planungsregion: Flußauen und Wiesentäler mit charakteristischer Abfolge von Fließgewässern mit begleitenden Gehölzstrukturen, Grünlandbereichen, angrenzenden Hangkanten; durch typische Straßendörfer gegliederte Mooslandschaften, gut strukturierte Agrarlandschaften mit hohem Anteil gebietstypischer Sonderkulturen (z.B. Hopfenanbaugebiete, Grünlandgebiete), sehr reich und kleinteilig strukturierte Forstbereiche (z.B. großflächige Hutewälder).
5	sehr hoch	Im visuellen Eindruck der Landschaftsbildeinheit dominieren charakteristische Abfolgen/Konstellationen prägnanter, historisch entwickelter Bau- und Nutzungsformen/-elemente, die in ihrem Auftreten an den Landschaftsraum gebunden sind. Es sind i. d. R. kultur- und naturhistorische Elemente von hohem Bekanntheitsgrad und Symbolgehalt sowie hoher Fernwirkung vorhanden. Beispiele in der Planungsregion: Bereiche des Altmühltals mit charakteristischer Kombination von Felsstandorten, Wacholderheiden und Trockenrasen, ggf. mit zusätzlich hinein spielender Fernwirkung (z.B. Eichstätt Burg)

Quelle: JESSEL, B. in: SCHILD, JESSEL, TOBIAS, RÖGER, 1993

Abb. 1-1. Beispiel 1 – Landschaftsrahmenplan: Zuordnung von Rangstufen für das Kriterium „Eigenart“.

8 Schild, J.; Jessel, B.; Tobias, K.; Röger, M., 1993: Fortschreibung der Landschaftsrahmenplanung in der Region Ingolstadt als regionales Landschaftsentwicklungskonzept (LEK). Entwurf: Teil Methodik, Planungsbüro Dr. Schaller im Auftrag des Bayer. Landesamtes für Umweltschutz, September 1993, unveröff.

sels erlebniswirksamer Nutzungsformen und

■ die Reliefdynamik.

Die möglichen Ausprägungen dieser Kriterien wurden verbal beschrieben und unter Angabe regionstypischer Beispiele jeweils fünf Rangstufen zugeordnet.

Maßgebend für die Ausprägung der Eigenart (vgl. Abb. 1-1) waren

■ der Bestand an kulturhistorisch wertvoller, visuell wirksamer Substanz und/oder

■ der Bestand an prägnanten, i. d. R. im Zuge einer längeren historischen Entwicklung entstandenen Nutzungsformen und charakteristischen Nutzungsabfolgen sowie der Grad ihrer Spezifität/Gebundenheit an den jeweiligen Landschaftsraum. Weiterhin sind bedeutsame Einzelelemente sowie Naturdenkmale und Bodendenkmale berücksichtigt.

Eine für die Region als durchschnittlich einzustufende Eigenart wird demnach in der „typischen“, normal strukturierten Agrarlandschaft mit einem Nutzungsmuster aus Acker, Grünland, Wald und Weilern angesiedelt. Dabei kann auch eine an sich wenig vielfältige Landschaft eine relativ hohe Eigenart aufweisen, wie z. B. das sogenannte Donaumoos, eine großflächige Niedermoorlandschaft, die aufgrund ihres ebenen, dunklen Moorbodens, typischer bandförmiger Siedlungsformen und Birkenalleen als gliedernden Elementen einen unverwechselbaren Eindruck bietet.

Das Kriterium Vielfalt beschreibt für die Region die Anzahl und die Häufigkeit des Wechsels einzelner Nutzungsformen und Strukturelemente. Bei der Zuordnung der Rangstufen (vgl. Abb. 1-2) wurden die Nutzungsformen Wald, Fließ- und Stillgewässer, Grünland, Heiden, Hopfenpflanzungen sowie kleinere Siedlungsflächen/Gehöfte/Weiler berücksichtigt. Es sind dies im wesentlichen die aus der Topographischen Karte 1:50 000 (TK 50) ersichtlichen erlebniswirksamen Nutzungsformen, die auf der TK 50 abgegrenzt und sodann in der Gesamtzahl der ermittelten Einzeleinheiten sowie der Anzahl der unterschiedlichen Nutzungsformen in Relation zur Größe der jeweiligen Beurteilungseinheit gesetzt wurden. Für eine detailliertere Erfassung von Kleinstrukturen wie Einzel-

Beispiel 1: Landschaftsrahmenplan

- Kriterium "Vielfalt und Häufigkeit des Wechsels erlebniswirksamer Nutzungsformen" -

Rangstufe	Einstufung der Eigenart	Erläuterung
1	sehr gering	Gebiete mit ausschließlich flächiger, sehr einheitlicher (monotoner) Nutzungsstruktur
2	gering	Gebiete mit überwiegend großflächiger, einheitlicher Nutzungsstruktur
3	durchschnittlich	Gebiete mit durchschnittlichem Wechsel der Einzelflächen und Verteilung der Nutzungsstruktur
4	hoch	Gebiete mit überwiegend kleinteiliger und vielfältiger Nutzungsstruktur
5	sehr hoch	Gebiete mit ausschließlich kleinteiliger und sehr vielfältiger Nutzungsstruktur

- Kriterium "Reliefdynamik" -

Rangstufe	Einstufung der Eigenart	Erläuterung
1	sehr gering	Eben, d. h. keine oder nur geringfügige Erhebungen
2	gering	Flachwellig, d. h. weitläufig, geringe Höhenstufung bzw. weitläufige Täler
3	durchschnittlich	Wellig, d. h. zwar deutliche Höhenänderungen vorhanden, aber keine starken Reliefsprünge, sondern wellige Anstiege bzw. Täler mit deutlich spürbaren Hangleiten
4	hoch	Hügelig, d. h. starke Höhenänderungen auf relativ kurzer Entfernung bzw. enge Talräume mit steil ansteigenden Hängen
5	sehr hoch	Bergig (in der Region nicht auftretend) bzw. sehr enge Talräume mit sehr steil ansteigenden Talhängen (Höhenunterschied > 150m)

Quelle: JESSEL, B. in: SCHILD, JESSEL, TOBIAS, RÖGER, 1993

Abb. 1-2. Beispiel 1 – Landschaftsrahmenplan: Zuordnung von Rangstufen für die Kriterien „Vielfalt und Häufigkeit des Wechsels erlebniswirksamer Nutzungsformen“ sowie „Reliefdynamik“.

bäumen, Hecken und Rainen etc. war der Bearbeitungsmaßstab zu grob; dies wäre aber auf der nachfolgenden Ebene des gemeindlichen Landschaftsplanes sehr wohl zu leisten und als weiter ausdifferenzierende Aussage in die Betrachtungen einzubeziehen.

Als ein eigenes Kriterium aufgenommen und dargestellt wurde im vorliegenden Falle die Reliefdynamik (vgl. Abb. 1-2), da sie in der betreffenden Planungsregion eine wesentliche unterscheidende Rolle zwischen den Eindrücken, die die einzelnen Landschaftsbildeinheiten bieten, innehat. So sollten im Erscheinungsbild die Unterschiede zwischen den tiefen, engen Einschnitten des Tals der Altmühl und den dazwischenliegenden ebenen Hochflächen bzw. der Weitläufigkeit des Donauals herausgearbeitet werden, die beispielsweise für spätere Zielaussagen

zum Bereich „Erholung“ verschiedene Entwicklungsmöglichkeiten und Maßnahmen bedingen können.

Zusätzlich zu dieser flächigen Beurteilung des landschaftsästhetischen Erlebnispotentials wurden wesentliche wahrnehmbare lineare Leitstrukturen (z. B. Höhenzüge, Reliefsprünge, Fließgewässer mit offenen Talbereichen, markante Waldränder) sowie fernwirksame punktuelle Orientierungspunkte (z. B. Burgen, Raffinerietürme, Kraftwerke) erfaßt und dargestellt. Insbesondere den Leitstrukturen kommt in der Landschaft ordnende Funktion zu, wobei sie durch ihr Vorhandensein einen Landschaftsraum zusätzlich aufwerten können. Gleichzeitig stellen sie wesentliche Bezüge dar, die über einzelne Landschaftsbildeinheiten bzw. über die Planungsregion hinausweisen können.

Ausgeklammert blieben bei der Beurteilung des Landschaftsästhetischen Erlebnispotentials zunächst die größeren, zusammenhängenden Siedlungsbereiche: Diese können auf regional-planerischer Ebene nicht mit hinreichender Genauigkeit bearbeitet werden; außerdem sind hier ggf. ergänzend zur freien Landschaft noch andere Wahrnehmungskategorien wirksam. Auch der besiedelte Bereich wäre jedoch im darauf aufbauenden gemeindlichen Landschaftsplan in seinen unterschiedlichen Wahrnehmungsqualitäten zu berücksichtigen.

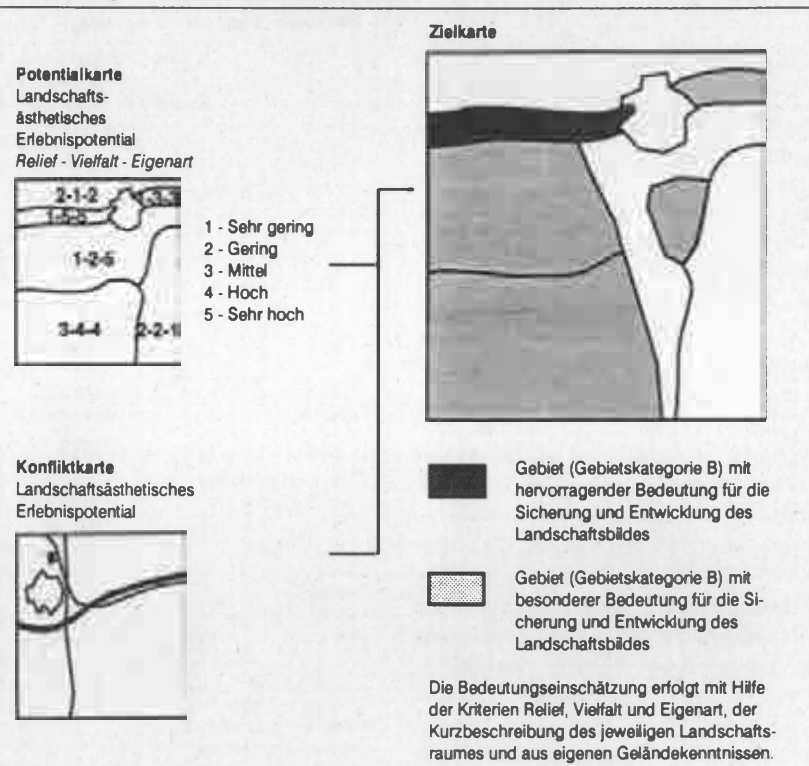
Umsetzung der getroffenen Wertungen

Die Ausprägungen der drei Beurteilungskriterien für die einzelnen Landschaftsbildeinheiten wurden zusammen mit Leitstrukturen und Orientierungspunkten als Zusatzinformationen in einer sogenannten „Potentialkarte Landschaftsästhetisches Erlebnispotential“ dargestellt (vgl. Abb. 1-3). Die Rangstufen der einzelnen Kriterien bleiben dabei – wie die Skizze in Abb. 1-3 exemplarisch zeigt – ablesbar nebeneinander stehen. Auf eine Aggregation der Werte wurde verzichtet, da der Wahrnehmungseindruck der Landschaft als Ganzes zustande kommt, dabei aber einmal die durch die Reliefdynamik geprägte Erscheinungsform, einmal die Eigenart und ein anderes Mal die Vielfalt mehr in den Vordergrund treten kann.

Zusätzlich wurden die einzelnen Landschaftsbildeinheiten in der Ausprägung der drei Kriterien sowie in ihrem Gesamteindruck unter Einbeziehung von linearen Leitstrukturen und Orientierungspunkten kurz verbal beschrieben. Diese Darstellungsform erlaubt es, später gezielte konflikt- und maßnahmenbezogene Planungsaussagen zu treffen, wie beispielsweise die landschaftsraumtypische Vielfalt oder die jeweilige Eigenart gesichert, gepflegt oder entwickelt werden kann. Ergänzend erfolgte noch eine verbale Interpretation der Bewertungsergebnisse auf einer großräumigen Betrachtungsebene, die die einzelnen Landschaftsbildeinheiten übergreifend in ihrer Abfolge und ihrem typischen Wechsel beschreibt.

In der räumlichen Überlagerung des so ermittelten bestehenden Eigenwer-

Beispiel 1: Landschaftsrahmenplan - Erstellung der Zielkarte Landschaftsbild -



Quelle: SCHILD, J. in: SCHILD, JESSEL, TOBIAS, RÖGER, 1993

Abb. 1-3. Beispiel 1 – Landschaftsrahmenplan: Erstellung der Zielkarte Landschaftsbild.

tes der Landschaft mit den bestehenden Belastungen (vgl. Abb. 1-3: „Konfliktkarte Landschaftsästhetisches Erlebnispotential“) wurden dann

- Gebiete mit hervorragender Bedeutung (im Sinne regionalplanerischer Vorranggebiete),
- Gebiete mit besonderer Bedeutung (im Sinne regionalplanerischer Vorbehaltsgebiete) und
- Gebiete mit allgemeiner Bedeutung für die Sicherung und Entwicklung des Landschaftsbildes abgegrenzt (vgl. Abb. 1-3: „Zielkarte“) und für diese bezogen auf die herausgearbeiteten Merkmale regionalplanerische Zielvorstellungen formuliert.

4.2 Beispiel 2: Umweltverträglichkeitsstudie für eine Straßenplanung

Beispiel 2 liegt eine Umweltverträglichkeitsstudie für eine Umgehungsstraße in Baden-Württemberg zugrunde. Untersucht wurden 2 Varianten, eine großräumige außerörtliche Umfahrung (Variante A) und eine innerörtliche Umfahrung (Variante B); um einen

besseren Vergleich zu erhalten, wurde weiterhin die Nullvariante betrachtet. Die Verwendung der Unterlagen zu diesem Beispiel erfolgte mit freundlicher Genehmigung von Frau Gareis-Grahmann; sie sind ihrer kürzlich fertiggestellten Dissertation zum Thema „Landschaftsbild und Umweltverträglichkeitsprüfung“⁹ entnommen.

Ziel

der Umweltverträglichkeitsstudie ist die *vergleichende Beurteilung der unterschiedlichen Trassenvarianten* im Hinblick auf die zu erwartenden visuell-ästhetischen Veränderungen. Der Schwerpunkt in der Umsetzung der Beurteilungsergebnisse liegt in einem *Vergleich der Trassenalternativen hin-*

⁹ Gareis-Grahmann, F.-J., 1993: Landschaftsbild und Umweltverträglichkeitsprüfung. Analyse, Prognose und Bewertung des Schutzgutes „Landschaft“ nach dem UVPG. Dissertation am Fachbereich Landschaftsentwicklung der Technischen Universität Berlin. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Beiträge zur Umweltgestaltung, Bd. A 132.

sichtlich ihrer Umwelterheblichkeit und einer daraus abgeleiteten Entscheidungsempfehlung.

Vorgehensweise

Die Verfasserin definiert drei Wahrnehmungsebenen, denen sie die Gesamtheit der wahrnehmbaren Landschaft zuordnet:

- „Räumliche Orientierung und Strukturierung der eigenen Fortbewegung über Elemente der Umwelt“,
- „Erkennen von Gegenständen in ihrer Bedeutung für das Handeln“,
- „Steuerung der sozialen Kommunikation“.

Jede Wahrnehmungsebene ist weiter in Funktionen, jede Funktion in Kriterien aufgeschlüsselt. Abb. 2-1 stellt dies beispielhaft für die Wahrnehmungsebene „Räumliche Orientierung“ dar. Die Wahrnehmungsebenen sind so gewählt und definiert, daß über sie einzelne Strukturen, Elemente und Elementkonfigurationen des Landschaftsbildes mit den Wahrnehmungs- und Handlungs- („Aneignungs-“) Möglichkeiten des Menschen verknüpft werden sollen. Ohne an dieser Stelle auf den zugrundeliegenden theoretischen Hintergrund näher einzugehen¹⁰, stellt sich für unsere Betrachtung verschiedener methodischer Vorgehensweisen als das Wesentliche dieses Ansatzes mit dem Ziel „Variantenvergleich“ dar:

- Die Landschaft wird schrittweise in im Hinblick auf die jeweilige Fragestellung als relevant erachtete Kriterien aufgeschlüsselt. Die betroffenen Ausprägungen dieser Kriterien sind für jede Variante jeweils nachvollziehbar sowohl in beschreibender Form („Landschaftsauswertung“) als auch quantitativ in Form der dazugehö-

10 Nähere Ausführungen hierzu vgl. Gareis-Grahmann, a.a.O.

11 Vgl. hierzu z. B. Nohl, W., 1982: Über den praktischen Sinn ästhetischer Theorie in der Landschaftsgestaltung – dargestellt am Beispiel der Einbindung baulicher Strukturen in die Landschaft, in: Landschaft u. Stadt, 14, (2), 1982, S. 49-55, oder Jessel, B. (1989) a.a.O. Hier werden im Hinblick auf das Landschaftsbild bzw. städtische Freiräume jeweils auch drei Wahrnehmungsebenen unterschieden, die sich aber inhaltlich etwas anders definieren. In einem anderen Bereich, nämlich in bezug auf die Architektur als der

Beispiel 2: Umweltverträglichkeitsstudie für eine Straßenplanung Auswertung der einzelnen Wahrnehmungsebenen

- Beispiel: Wahrnehmungsebene „Räumliche Orientierung“, Variante A -

Auswertung der Variante A für die Wahrnehmungsebene „RÄUMLICHE ORIENTIERUNG“ Länge: 7300 m; Flächenbedarf: 26,6 ha (primär: ca. 9 ha)		
Kriterien	Landschaftsauswertung	Messgröße
* An- und Verbindungsfunktion: - Linien - Punkte - Flächen	- Baum- und Strauchreihe (Heckenriegel) Wegrandstreifen Ackerrandstreifen Gewässerrandstreifen - Einzelbäume Weiher / Tümpel Gehöft - Wald; Wäldchen Streuobstwiese	- 980 m (tangiert) 300 m 220 m 1300 m - 13 4 2 - 11400 qm; 2400 qm 6000 qm
* Einbindungsfunktion: - Rhythmus - Proportion - Dimension	- Gleichlage 5320 m 4 Dammlagen 1350 m 5 Einschnitte 560 m 1 Brücke 280 m - Straßenbreite - 13 Bachläufe mit Uferbewuchs 11 Wanderwege Waldgebiet, Felder Bahndamm mit Bewuchs	- ca. 27% der Strecke ist nicht an den Rhythmus der Landschaft angepaßt - Durchschnitt (13 m) - 28 tangierte Hauptelemente
* Gliederungsfunktion (Markierungsfunktion): - Relief - Strukturiertheit - Aspekt / Kontrastwirkung	- Bewegtes Relief (Primtal) mit tiefen Tälern zu den nördlichen Hängen und Felswänden des Weißjura ansteigend; Spaichingen liegt im Tal während Trasse mit über 10 %iger Neigung am Hang entlangverläuft - Reich strukturiert (viele Rote-Liste-Arten) mittel strukturiert (Kulturlandschaft) strukturarmer Gewerbegebiet - Ca. 200 m Streuobst und 2 weitere Streuobstwiesenbereiche mit Blüh- aspekt, 980 m Heckenriegel, 3 Feuchtwiesenbereiche	- Trasse verläuft im 90°-Winkel zur Gliederung der Landschaft und erscheint daher leicht als Barriere des Reliefs - 3060 m (= 41 %) der Gesamtstrecke 1380 m 2560 m 300 m - 7 Flächen, die die Möglichkeit zum Blühen aufweisen, werden tangiert, jedoch nicht ganz be-seitigt

Quelle: GAREIS-GRAHMANN, F., 1993

Abb. 2-1. Beispiel 2 – Umweltverträglichkeitsstudie für eine Straßenplanung: Auswertung der Variante A für die Wahrnehmungsebene „Räumliche Orientierung“.

den „Meßgrößen“ aufgelistet. Beide Beschreibungsformen ergänzen sich wechselseitig. Exemplarisch zeigt Abb. 2-1 diese Zusammenstellung für die Wahrnehmungsebene „Räumliche Orientierung und Steuerung der eigenen Fortbewegung“ bei Variante A. Die beiden anderen Wahrnehmungsebenen sind in jeweils gleicher Form erhoben und dargestellt, wobei natürlich die Funktionen und Elemente jeweils andere sind.

Daß die Unterteilung in Wahrnehmungsebenen und Kriterien vor allem problemadäquat, d. h. dem zu untersuchenden Sachverhalt und der jeweili-

gen Fragestellung angemessen sein muß und es die allgemein gültige Kategorisierung des Landschaftsbildes wie auch das Bewertungsverfahren mit generell verwendbaren und übertragbaren Kriterien nur in beschränktem Umfang geben kann, zeigen andere Untersuchungen, die im Hinblick auf die Wahrnehmung von Landschaft, von Freiräumen oder auch von Architektur zu zwar ähnlichen, im Hinblick auf die zu treffenden Aussagen aber im Detail durchaus unterschiedlich abgegrenzten Kategorisierungen desselben Gegenstandes, nämlich der menschlichen Umwelt, kommen¹¹.

■ Für jede Variante und jede einzelne Wahrnehmungsebene wird in einer zusammenfassenden Übersicht gezeigt, wie sich für die einzelnen Kriterien ihr Zustand nach erfolgter Eingriffsmaßnahme verändert. Beurteilt wird dabei nicht die absolute „Schönheit“ der Landschaft an sich, sondern zunächst die Intensität der in den einzelnen Wahrnehmungsebenen eintretenden Veränderungen. Daran erst schließt sich die Frage an, ob diese Veränderungen als eine Verbesserung oder eine Verschlechterung innerhalb der Wahrnehmung zusehen sind (vgl. Abb. 2-2; dabei bedeuten: -- Stark negative, - leicht negative Veränderung, o gleichbleibend, + geringfügige Verbesserung). Maßgebend als Leitvorstellung und Zielrahmen für diese Beurteilung ist die sogenannte „ästhetische Stabilität“ einer Landschaft: Diese kennzeichnet einen Idealzustand, in dem alle 3 Wahrnehmungsebenen „ausgefüllt“ sind, d.h. vom wahrnehmenden Menschen gleichermaßen realisiert werden können¹².

Die Betrachtung schließt weiterhin für jede Variante den Zustand mit und ohne Kompensationsmaßnahmen ein.

Umsetzung der getroffenen Wertungen

Der Vergleich der Varianten läßt Aussagen zu, wo sich relativ untereinander ihre ästhetische Wertigkeit stärker oder schwächer verändert und wie jede Variante sich absolut (d.h. an sich) bezüglich der sogenannten „ästhetischen Stabilität“ darstellt. Diese Gesamteinschätzung wird verbal-argumentativ getroffen: So machte der Vergleich der Wirkungen von Variante A und B auf das Landschaftsbild deutlich, daß Variante A ohne Vermeidungs-, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen bei allen Wahrnehmungsebenen und Funktionen zu geringen bis starken Verschlechterungen führt. Hingegen zeigte die Variante B bei einer Wahrnehmungsebene starke Verschlechterungen. Bei Durchführung der vorgeschriebenen Kompensationsmaßnahmen ergibt sich ein ganz anderes Bild: In bezug auf das Landschafts- und Ortsbild schneidet die außerörtliche Variante A dann etwas besser ab, weil solche Maßnahmen bei Variante B aufgrund von Platzmangel und Innerortslage nur sehr eingeschränkt möglich sind.

Beispiel 2: Umweltverträglichkeitsstudie für eine Straßenplanung - Zusammenschau der drei Wahrnehmungsebenen für Variante A -

Zusammenfassende Bewertung der Veränderung der einzelnen Wahrnehmungsebenen bei Variante A (Zusammenschau der drei Wahrnehmungsebenen)		
RÄUMLICHE ORIENTIERUNG - Steuerung der eigenen Fortbewegung -	ERKENNEN VON GEGENSTÄNDEN UND EREIGNISSEN IN IHRER BEDEUTUNG FÜR DAS HANDELN	STEUERUNG DER SOZIALEN KOMMUNIKATION
* An- und Verbindungsfunktion (ohne Maßnahmen): -- starke Verschlechterung aller -- drei Kriterien * Einbindungsfunktion (ohne Maßnahmen): -- starke Verschlechterung bei -- "Rhythmus" und "Dimension", - o gleichbleibend bei "Proportion" * Gliederungsfunktion (Markierungsfunktion) (ohne Maßnahmen): -- starke Verschlechterung bei -- "Relief" und "Strukturiertheit", - leichte Verschlechterung bei "Aspekt/Kontrastwirkung"	* Funktion für Naturhaushalt (ohne Maßnahmen): -- starke Verschlechterung bei -- allen drei Kriterien * Kulturhistorische Funktion (ohne Maßnahmen): - o gleichbleibend bei "Eigenart der Bauweisen", - leichte Verschlechterung bei "Eigenart der Nutzung", -- starke Verschlechterung bei "Kulturdenkmäler/Eigenart besonderer Bauwerke" * Zukunftsweisende Funktion (ohne Maßnahmen): - o gleichbleibend bei "Pflegezustand" und "Entwicklungsstand", -- starke Verschlechterung des Kriteriums "Entwicklungsfähigkeit", da Begrenzung durch die Trasse	* Erlebnissraumfunktion (Raumwirksamkeit, Prägnanz) (ohne Maßnahmen): -- starke Verschlechterung bei "Begehrbarkeit", - leichte Verschlechterung bei "Bespielbarkeit" - o geringe Verschlechterung bis gleichbleibend bei "Neuartigkeit". * Beziehungsraumfunktion (ohne Maßnahmen): - o gleichbleibend bei "Sichtachsen", -- starke Verschlechterung bei "Sichtbeziehungen" und bei "Ensemblewirkung" * Lebensraumfunktion (ohne Maßnahmen): - / leichte bis starke Verschlechterung bei "Kommunikation", - o gleichbleibend bei "Wohnen", - geringe Verschlechterung bei "Hygiene"
(mit Maßnahmen): - o - bei allen drei Funktionen - o - könnte mit an den Rhythmus - o - der Landschaft angepaßten Vermeidungs-, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen eine nur leichte Verschlechterung oder auch eine gleichbleibende Deckung der Wahrnehmungsebene erreicht werden.	(mit Maßnahmen): - leichte bis starke Verschlechterung bei der Funktion für den Naturhaushalt, - o gleichbleibend bei der kulturhistorischen Funktion (Verlegung der Gräberfelder), -- die eingeschränkte Entwicklungsfähigkeit der zukunftsweisenden Funktion ist nicht ausgleichbar.	(mit Maßnahmen): - o gleichbleibend für die Erlebnissraumfunktion bei ausreichenden Untertunnelungsmöglichkeiten; - o - bei o.g. Maßnahmen könnte auch die Beziehungsraumfunktion wiederhergestellt werden; - / die Störung der Lebensraumfunktion ist nicht ausgleichbar.

Quelle: GAREIS-GRAHMANN, F., 1993

Abb. 2-2. Beispiel 2 – Umweltverträglichkeitsstudie für eine Straßenplanung: Zusammenschau der drei Wahrnehmungsebenen für Variante A.

Auch hier findet kein Aufrechnen der einzelnen Einschätzungen statt. Vielmehr werden die drei Wahrnehmungsebenen gesondert betrachtet: Bereits die Verschlechterung einer Wahrnehmungsebene – die z.B. über die starke Verschlechterung einer Funktion gegeben sein kann – führt zu einer negativen Gesamteinschätzung.

Diese Gesamteinschätzung wird unter Abwägung der einzelnen Kriterien und Funktionen verbal-argumentativ getroffen. Einzelne Verschlechterungen können dabei auch durch prinzipiell mögliche Verbesserungen in einer anderen Wahrnehmungsebene nicht aufgehoben werden.

Fortsetzung Fußnote 11

gebauten Umwelt des Menschen, differenziert dagegen z.B. Magnago-Lampugnani sieben „ästhetische Realitätsebenen“, die gleichfalls Objektbezug (objektive Eigenschaften der Umwelt wie Eigenschaften der physischen Träger, strukturelle Elemente und deren Anordnungen) sowie Subjektbezug (unterschiedliche Bedeutungsebenen) wiedergeben, diese aber jeweils unterschiedlichen Ebenen zuweisen (vgl. Magnago-Lampugnani, V.; 1977: Grundlagen der architektonischen Sprache. Ansätze zur Entwicklung qualitativer Maximen für die gebaute Form. Dissertation, Stuttgart, Karl Krämer Verlag).

12 Gareis-Grahmann, a.a.O., S. 47 ff.

4.3 Beispiel 3: Landschaftspflegerische Begleitplanung für eine Hochspannungsleitung

Gegenstand ist die Errichtung einer Hochspannungsleitung, die in ihrem Verlauf sehr unterschiedliche Räume (Wiesenbrüterbereiche, z.T. kleinstrukturierte Agrarlandschaften, leicht wellige und bewaldete Hügelbereiche) berührt.

Ziel

der Landschaftspflegerischen Begleitplanung ist die *detaillierte Risikoeinschätzung einer* (im Raumordnungsverfahren bereits ausgewählten) *Alternative* im Hinblick auf die zu erwartenden visuell-ästhetischen Beeinträchtigungen. Der Schwerpunkt in der Umsetzung der Beurteilungsergebnisse liegt in der *Ableitung von Vermeidungs- und Kompensations- (Ausgleichs- und Ersatz-)maßnahmen, die gezielt die einzelnen Eingriffsfolgen kompensieren* sollen.

Bearbeitungsmaßstab
M 1:5000

Vorgehensweise bei der Beurteilung

Als Beeinträchtigungs- und damit Untersuchungsraum wurde zunächst das Sichtfeld, innerhalb dessen die Leitungstrasse einsehbar ist, abgegrenzt. Das Sichtfeld wurde nach Kriterien wie

- einheitlicher Reliefausprägung und
- einheitlicher Ausgestaltung des Nutzungsmusters

weiter in Räume mit visuell homogenem Charakter (Landschaftsbildeinheiten) unterteilt, die die Betrachtungs- und Beurteilungseinheiten für Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes darstellen.

Die Beurteilung erfolgte anhand der Kriterien Vielfalt, Eigenart und Reliefdynamik in jeweils 5 Rangstufen, auf deren nähere Ausformung hier nicht näher eingegangen wird. Vielmehr sollen der Beurteilungsgang und die daraus erfolgte Ableitung von Kompensationsmaßnahmen aufgezeigt werden,

die sich wie folgt darstellen (vgl. Abb. 3-1):

■ Den über Rangstufen dargestellten möglichen Ausprägungen der Kriterien werden Empfindlichkeitsstufen zugeordnet (Abb. 3-1, Punkt 1). Dabei nimmt mit abnehmender Reliefdynamik bzw. abnehmender Vielfalt die Empfindlichkeit jeweils zu: In einer flachen und wenig vielfältigen Landschaft tritt das Vorhaben optisch stärker hervor bzw. wird es in seiner Wirkung nicht zumindest teilweise durch ein bewegtes Relief oder vielfältige Landschaftselemente absorbiert. Weiterhin wird von einer mit zunehmender Eigenart ansteigenden Empfindlichkeit ausgegangen: Je stärker ausgeprägt und in sich gewachsen die Eigenart eines Raumes ist, desto stärker werden zusätzlich eingefügte technische Elemente ins Auge fallen.

■ Die einzelnen Landschaftsbildeinheiten werden in ihren Ausprägungen bezüglich der Kriterien Relief, Eigenart und Vielfalt den Rangstufen zugeord-

Beispiel 3: Landschaftspflegerische Begleitplanung für eine Hochspannungsleitung

- Beurteilung des Eingriffsumfanges -

1. Zuordnung von Empfindlichkeiten

↓
Abnehmende
Reliefdynamik

↓
Zunehmende
Eigenart

↓
Abnehmende
Vielfalt

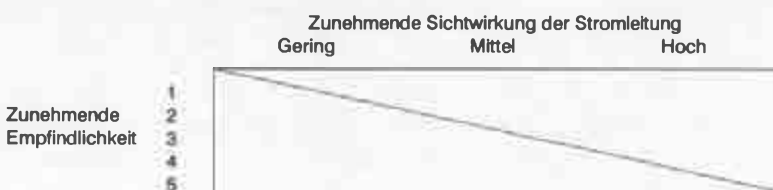
↓
Zunehmende
Empfindlichkeit

2. Bewertung der Landschaftsbildeinheiten

Einheit-Nr.	Rangstufen der Kriterien / Empfindlichkeiten					
	Relief	Empfindlichkeit	Eigenart	Empfindlichkeit	Vielfalt	Empfindlichkeit
1	1	5	3	3	4	2
2	4	2	2	4	3	3
3	2	4	3	3	2	4

Für die Darstellung der Beeinträchtigungsintensität und die daraus angeleitete Bestimmung von Kompensationsmaßnahmen wird für jede Landschaftsbildeinheit schwerpunktmäßig das Kriterium herangezogen, das die höchste Empfindlichkeit aufweist ("Schwellenwert-Verfahren")

3. Bestimmung der Beeinträchtigungsintensitäten



Zusammenstellung der von unterschiedlicher Sichtwirkung der Leitung betroffenen Empfindlichkeitsstufen (jeweils in den Flächenangaben je ha)

Quelle: JESSEL, B., 1992

Abb. 3-1. Beispiel 3 – Landschaftspflegerische Begleitplanung für eine Hochspannungsleitung: Beurteilung des Eingriffsumfanges.

net und für diese die jeweils entsprechenden Empfindlichkeiten bestimmt. In Abb. 3-1, Punkt 2 sind exemplarisch für drei Landschaftsbildeinheiten Kriterienausprägungen und resultierende Empfindlichkeiten zusammengestellt.

Auch hier wird davon ausgegangen, daß der Wahrnehmungseindruck zwar als Ganzes zustande kommt, sich dieses Ganze aber nicht durch einfaches Aufaggregieren der Einzelkriterien bestimmen läßt. Als bestimmend für die Empfindlichkeit einer Landschaftsbildeinheit wird daher jeweils das in seiner Empfindlichkeit am höchsten ausgeprägte Kriterium angesehen (vgl. die umrandeten Empfindlichkeitswerte in Abb. 3-1, Punkt 2); dieses Kriterium ist im weiteren Vorgehen dann jeweils schwerpunktmäßig maßgebend für die Ableitung von funktional darauf bezogenen Kompensationsmaßnahmen.

■ Für die einzelnen Landschaftsbildeinheiten werden die jeweils durch eine

geringe, mittlere oder hohe Sichtwirkung der Stromleitung betroffenen Flächengrößen ermittelt. Die unterschiedlichen Sichtwirkungen ergeben sich in Abhängigkeit von der Entfernung zur Leitung. Die jeweiligen Flächenangaben werden zusammen mit den Empfindlichkeiten in einer Matrix zusammengestellt (vgl. Abb. 3-1, Punkt 3). Dabei liegt mit zunehmender Sichtwirkung und zunehmender Empfindlichkeit eine ansteigende Beeinträchtigungsintensität vor.

Auf die Zuweisung pauschaler Beeinträchtigungsfaktoren oder resultierender Risikowerte wie bei einer ökologischen Risikoanalyse wird jedoch verzichtet; vielmehr bleibt in der in Abb. 3-1, Punkt 3, nur schematisch wiedergegebenen Matrix der betroffene Flächenumfang in seinen Sachdimensionen (d.h. in den ha-Angaben je Empfindlichkeitsstufe und Raumeinheit) weiter ablesbar.

Umsetzung der getroffenen Wertungen

Abbildung 3-2 zeigt in der linken Hälfte je Landschaftsbildeinheit die Rangfolge der in ihrer Empfindlichkeit beurteilten Einzelkriterien sowie die Zusammenstellung der in unterschiedlicher Intensität betroffenen Bereiche. Aufgeführt sind nur diejenigen Flächen, von denen aus die Leitung auch aktuell sichtbar ist. Bezogen auf das jeweils zu-vorderst betroffene Beurteilungskriterium werden Kompensationsziele/-maßnahmen zur Wiederherstellung bzw. Neugestaltung des Landschaftsbildes abgeleitet; bei Landschaftsbild-Einheit Nr. 1 ist dabei die Reliefdynamik, bei Einheit Nr. 2 die Eigenart und bei Einheit Nr. 3 die Vielfalt bestimmend. Die in der rechten Hälfte der Abb. 3-2 für Kompensationsmaßnahmen angeführten Flächengrößen ergeben sich aus der jeweiligen Lage und dem räumlichen Zusammenhang der einzelnen

Beispiel 3: Landschaftspflegerische Begleitplanung für eine Hochspannungsleitung

- Bilanzierende Gegenüberstellung von Eingriffsumfang/-erheblichkeit und Kompensationszielen -

Eingriffsumfang und -erheblichkeit					Kompensationsziele
Landschaftsbild-Einheit Nr.	Rangfolge der bewerteten Einzelkriterien (Empfindlichkeiten)	Betroffene Fläche in ha Beeinträchtigungsintensität 1 (gering) 2 (mittel) 3 (hoch)			
1	1. Reliefdynamik (2. Vielfalt) (3. Eigenart) Beschreibung der Eingriffswirkung: Die Leitung überspannt einen leicht welligen, überwiegend bewaldeten Talbereich. Einsehbarkeit der Leitung ist nur an wenigen Offenlandpunkten gegeben, hier aber in besonders markanter Form (Hohe Beeinträchtigungsintensität).	46	24	56	Maßnahmen: - Verpflanzen der wesentlichen Blickbezüge in den Bereichen mit angenommener mittlerer und hoher Beeinträchtigungsintensität. Pflanzfläche Gehölze insges. 5,8 ha Maßnahmenwirkung: Von der Perspektive des in der betreffenden Landschaftseinheit die ausgeschilderten Wanderwege benutzenden Wanderers kann im Bereich mittlerer Beeinträchtigungsintensität von einer weitgehenden Verschattung der Sichtbezüge ausgegangen werden; in Bereichen mit hoher Beeinträchtigungsintensität ist aufgrund der Höhe und der Dominanz der Leitung lediglich von einer Milderung der Auswirkungen auszugehen.
2	1. Eigenart (2. Vielfalt) (3. Reliefdynamik) Beschreibung der Eingriffswirkung: Größere extensiv genutzte Grünlandbereiche werden durchlaufen. Das Gebiet ist charakterisiert durch den Wechsel größerer Offenlandbereiche, in denen nur in größerem Abstand lineare Gehölzstrukturen verlaufen und relativ weite Sichtwirkungen, die zu einer entsprechend hohen beeinträchtigten Fläche führen.	395	293	145	Maßnahmen: Ein Verschatten und Verstellen von Sichtbezügen bzw. eine ausgeprägte Anreicherung mit Kleinstrukturen, die die Dominanz der Leitung herabsetzen könnten, ist hier nicht sinnvoll, da es sich um Wiesenbrüterbereiche handelt. Weitere Maßnahmen zur Förderung und Verstärkung der Eigenart außerhalb des für Wiesenbrüter relevanten Leitungskorridors: - Anlage extensiver Grünlandbereiche (anrechenbare Maßnahme aus dem Naturhaushaltsbereich "Wiesenbrüter") 15,7 ha - Minderung der visuell stark querenden Wirkung der Leitung durch Anlage zweier durchgängig rechtwinklig hierzu verlaufender Gehölzstreifen, Pflanzfläche 0,4 ha
3	1. Vielfalt (2. Eigenart) (3. Reliefdynamik) Beschreibung der Eingriffswirkung: Leitung durchquert eine vergleichsweise kleinteilig strukturierte Agrarlandschaft.	225	145	56	Maßnahmen: - Anreicherung der betr. Landschaftsbildeinheit mit Hecken und Gehölzstrukturen, um durch größere Vielfalt eine entsprechende absorbierende Wirkung des Raumes gegenüber der Leitung zu erreichen. Pflanzfläche verteilt auf Einzelstrukturen 4,0 ha Maßnahmenwirkung: In Bereichen mit mittlerer und geringer Beeinträchtigungsintensität kann bei entsprechender Placierung der Pflanzelemente von einer geringfügig absorbierende Wirkung der Leitung ausgegangen werden; in Bereichen mit hoher Beeinträchtigungsintensität kann die Dominanz der Leitung durch diese Maßnahme nicht gemindert werden.

Quelle: JESSEL, B., 1992

Abb. 3-2. Beispiel 3 – Landschaftspflegerische Begleitplanung für eine Hochspannungsleitung: Bilanzierende Gegenüberstellung von Eingriffsumfang/-erheblichkeit und Kompensationszielen für den Schutzgutkomplex Landschaftsbild.

Flächen sowie aus der mit ihnen erzielbaren Kompensationswirkung; die angegebenen Flächenumfänge sind damit an ganz bestimmte Kompensationsflächen und -maßnahmen gebunden und nicht übertragbar. Eingriffswirkung sowie Maßnahmenwirkung sind ergänzend verbal beschrieben; die verbleibenden nicht vollständig kompensierbaren bzw. herabminderbaren Eingriffswirkungen sind jeweils benannt.

Auf eine quantitative Verrechnung oder Gewichtung der einzelnen Bereiche hoher, mittlerer und geringer Beeinträchtigungsintensität (z.B. über Multiplikationsfaktoren) wird auch in diesem Fall verzichtet. Vielmehr wird versucht, über entsprechend gezielte Platzierung der Kompensationsflächen die Eingriffe in das Landschaftsbild qualitativ herabzumildern (z.B. durch die Verschattung von Sichtbezügen) bzw. die Landschaft landschaftsgerecht nezugestalten. Eine vollständige Kompensation der Eingriffsfolgen in das Landschaftsbild kann sicherlich nicht erreicht werden, wobei sich jedoch generell die Frage stellt, ob und wie weit dies bei Eingriffsvorhaben überhaupt möglich ist. Die nicht kompensierbaren Eingriffe sind unter der Beschreibung der Maßnahmenwirkungen gesondert genannt. Eine solche Vorgehensweise erscheint ehrlicher, als z.B. über eine Verrechnung mit pauschalen Faktoren eine Gesamt-Kompensationsfläche zu erhalten und zu suggerieren, daß der Eingriff damit vollständig abgegolten ist. Die Beurteilung der Empfindlichkeiten der einzelnen Landschaftsbildeinheiten anhand der gewählten Kriterien dient hier vor allem dazu, Eingriffsumfang und -erheblichkeit detailliert offenzulegen und daraus *qualitativ* die Kompensationsmaßnahmen in möglichst funktionalem Bezug zu den Eingriffsfolgen abzuleiten.

5. Schlußfolgerungen und Thesen

■ Jeder Bewertungsvorgang braucht ein klar definiertes Ziel. Er bestimmt sich weiterhin an der Ausgangslage (z.B. vorhandenen Daten, Maßstabsebene u.a.m.). Daraus können sich je nach Planungsziel, Maßstabsebene sowie im jeweiligen projekt- und raumspezifischen Kontext unterschiedliche Vorgehensweisen ergeben.

Zielgerichtetheit der gewählten Vorgehensweise bedeutet dabei insbesondere, einen konsequenten und durchgängigen *Ableitungszusammenhang* von den beschriebenen und bewerteten Charakteristika des Raumes, von den Folgen einer Eingriffsmaßnahme hin zu den zu treffenden Maßnahmen zu beschreiben. Die Bewertung stellt den Dreh- und Angelpunkt dieses Ableitungszusammenhanges dar, da sie den Übergang von der Erfassung und Darstellung des Vorhandenen zu Qualität und Umfang der zu treffenden Maßnahmen bestimmt.

Auf die Notwendigkeit eines solchen Ableitungszusammenhanges, in den die Bewertung eingebunden zu sein hat, hinzuweisen, erscheint gerade beim Landschaftsbild wesentlich, da hier insbesondere bei Eingriffsbeurteilungen eine konsequente Verbindung von den Wirkungsfolgen einer Eingriffsmaßnahme über den Bewertungsvorgang hin zu den zu treffenden Kompensationsmaßnahmen bislang in aller Regel zu vermissen bleibt.

■ Beurteilungen des Landschaftsbildes sollten auf einem *räumlichen Bezugssystem* (landschaftliche Raumeinheiten, Landschaftsbildeinheiten) fußen, das die räumlich differenzierte Ermittlung und Darstellung von Konflikten sowie die Ableitung differenzierter Maßnahmen in ihrer räumlichen Verortung zuläßt. Dieses Bezugssystem hat sich an den räumlichen Gegebenheiten des jeweiligen Untersuchungsgebietes zu orientieren. Rasterysteme, wie sie gerade bei Landschaftsbildbeurteilungen häufig Verwendung finden, sind als räumliche Bewertungsgrundlage in aller Regel abzulehnen, da über unterschiedliche Maschenweite der Rasterquadrate und räumliche Verschiebung der Kreuzungspunkte des Rasters ggf. unterschiedliche Ergebnisse erzielt werden, die Rasterstruktur in Abweichung von den natürlichen Gegebenheiten zudem eine räumliche Verunschärfung von Information bedingt.

■ Dem Wesen des Landschaftsbildes können bei Beurteilungen *Schätzverfahren* (d.h. Einschätzung der betrachteten Variablen in ihrer Ausprägung, Höhe oder Intensität auf einer entwickelten Ordinalskala) und nach nachvollziehbaren Kriterien aufgeschlüsselte *verbal-argumentative Betrachtungsweisen* (was heißen soll: kein diffuser

Textbrei!) m.E. zumeist eher gerecht werden als sogenannte *Meßverfahren* (die z.B. im quantitativen Auszählen oder Auswerten von Einzelelementen und ihrer Einordnung auf einer kardinalen Skala anhand ihrer Anzahl bestehen). In die erstgenannten Vorgehensweisen können eher auch quantitativ schwer faßbare Zusammenhänge einfließen, und gerade diese bestimmen die Wahrnehmung von Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Landschaft wesentlich mit: Es gilt zu beachten, daß nicht unbedingt alle Methoden, die quantitativ bessere Ergebnisse liefern, uns auch qualitativ, d.h. dem Kern der Sache entsprechend, weiterbringen!

■ Der Landschaftseindruck entsteht zwar über die Wahrnehmung als Ganzes. Es ist jedoch ein Trugschluß, zu glauben, die *Aggregation bzw. Verrechnung* von Einzelkriterien über mehrere Ebenen oder Mittelwertbildungen könnten beim Landschaftsbild diesen Gesamteindruck adäquat widerspiegeln. Sie führen vielmehr auch hier zu Indexwerten, die in ihren Dimensionen häufig nicht mehr nachvollziehbar sind und den zielgerichteten Aufbau von aus den beurteilten Kriterien abgeleiteten Maßnahmen erschweren. Auf rechnerische Aggregationen von einzelnen Kriterien sollte daher innerhalb des Schutzgutes Landschaftsbild im allgemeinen verzichtet werden.

■ Soweit dies im Hinblick auf die geforderte Zielaussage (Beispiel: Ästhetischer Wert im Hinblick auf eine mögliche Unterschutzstellung) vonnöten ist, sollte man sich umgekehrt nicht scheuen, den intuitiv empfundenen *Gesamteindruck* der betreffenden Landschaft in seiner positiven oder negativen Wirkung auf den Betrachter wiederzugeben. Neben der Inwertsetzung der einzelnen Beurteilungsparameter fällt m.E. genau eine solche gesamthafte Betrachtung unter den im Bundesnaturschutzgesetz angeführten Begriff der Schönheit. Im Sinne der anzustrebenden Trennung zwischen Sach- und Wertebene sollte dieses Gesamturteil jedoch ablesbar neben den „objektiv“ erhebbaren Sachverhalten stehen und nicht mit ihnen vermischt werden.

■ Im Zuge der Wahrnehmung erfolgt ein Oszillieren zwischen übergeordneten bildwirksamen Großstrukturen und den Einzelort prägenden Kleinstruktu-

ren. Diese verschiedenen *Ebenen* gilt es in Betrachtungen des Landschaftsbildes einzubeziehen. Die Operationalisierung der Kriterien Vielfalt und Eigenart kann einen Weg darstellen, das Landschaftsbild auf verschiedenen aufeinander aufbauenden Komplexitätsstufen zu beschreiben. Es bietet sich daher an, diese Termini, die uns zudem die Naturschutzgesetzgebung vorgibt, als Schlüsselbegriffe für die Beurteilung des Landschaftsbildes zu etablieren anstelle hier laufend neue Begrifflichkeiten zu kreieren. Dies schließt keinesfalls aus, sondern es beinhaltet vielmehr, daß die Ausfüllung dieser Begriffe (z. B. die Art, Ausformung und Detaillierung der zugeordneten Kategorien) sehr wohl im jeweiligen projekt- und raumspezifischen Zusammenhang zu erfolgen hat bzw. fallweise noch durch weitere, im Hinblick auf die zu treffenden Aussagen zielgerichtete Parameter ergänzt wird. Anwendbare „einheitliche“ Methoden müssen ein transparentes und leicht nachvollziehbares Grundgerüst aufweisen, sie müssen dabei aber zugleich Freiheitsgrade für die Individualität der jeweiligen Landschaft und der jeweiligen Problemstellung beinhalten.

Um dabei auf die eingangs erwähnten Landschaftstypen eher natürlicher, kultureller oder technischer Prägung zurückzukommen: Bei Beurteilungen des Landschaftsbildes steht häufig zunächst weniger dessen „Schönheit“ im Mittelpunkt – hier sollte man über die unterschiedlichen Geschmäcker wahrlich nicht streiten. Vielmehr geht es zunächst darum, die verschiedenen landschaftlichen Ausgangszustände in ihren unterschiedlichen Ausprägungen problemadäquat zu erfassen und sie bei anstehenden Veränderungen vergleichenden Betrachtungen zugänglich zu machen. Daran erst schließt sich die wertende und gesamthafte Aussage an, ob die anstehenden Veränderungen als eher zum Guten oder zum Schlechten zu sehen sind.

■ Begriffe wie Vielfalt, Eigenart und

Schönheit, die sich neben dem Landschaftsbild und Landschaftserleben auch auf bestimmte Strukturen und Funktionen im Naturhaushalt beziehen, sollten des weiteren herangezogen werden, um zwischen beiden Schutzgutkomplexen Verbindungen herzustellen und Querbezüge aufzuzeigen. Dies kann erfolgen, indem ein Zielsystem, ein sogenanntes *Leitbild*, aufgestellt wird, das sich vereinfacht ausgedrückt an der Prämisse orientiert: Welche Anordnung/Ausformung von Landschaftsteilen ist jeweils für den Naturhaushalt optimal und fördert gleichzeitig eine unverwechselbare, unsere Wahrnehmungsbedürfnisse zufriedenstellende Gestalt des jeweiligen Raumes? Ein solches Leitbild bildet den übergeordneten Zielrahmen, an dem sich die Wertzuweisungen für einzelne Schutzgüter und Kriterien zu orientieren haben.

■ Rechnung getragen werden sollte bei Landschaftsbewertungen der fortschreitenden Veränderung und Veränderbarkeit von Landschaft. In unserem Denken und Handeln gerade zum Landschaftsbild klammern wir uns häufig allzu sehr an einen bestimmten statischen Zustand, wie ihn der Begriff des „Bildes“ beinhaltet. In der äußeren Erscheinungsform von Landschaft können und müssen Veränderungen möglich sein, nur sollte dabei in der Kontinuität einer solchen zeitlich fortschreitenden Entwicklung kein größerer Bruch, kein Sprung, auftreten. Für Beurteilungen des Landschaftsbildes kann dies heißen: Seine typischen Entwicklungslinien sollten bspw. über eine historische Analyse aufgezeigt werden. Sie sind dann gleichfalls in dem zu formulierenden Leitbild über den anzustrebenden Zustand von Natur und Landschaft zu berücksichtigen. Maßstab, „Meßlatte“, für Bewertungen ist dabei nicht einfach der bestehende Zustand einer Landschaft, d. h. ihr Zustand z. B. vor Beginn einer Veränderung, und stellt in aller Regel auch nicht das Bild einer Kulturlandschaft sei es nun von

1850, sei es von irgendwann, dar (es sei denn, man bekennt sich zum musealen Charakter des betreffenden Landschaftsraumes!). *Beurteilungsmaßstab sollte vielmehr die im Leitbild formulierte anzustrebende Entwicklung sein, die eine für Veränderungen als zulässig erachtete Spannbreite definiert und nach Möglichkeit unterschiedliche Zeit- und Entwicklungshorizonte berücksichtigt.*

■ Angesichts der Planungspraxis, die sich notwendigerweise zunächst auf die Objektseite bei der Wahrnehmung von Landschaft zu konzentrieren und über abgeleitete Indikatoren bestimmte Merkmale des Landschaftsbildes objektivierbar zu machen hat, darf man nicht außer acht lassen, daß der „ästhetische Wert“ eines Landschaftsraumes, also seine spezifische Erlebnisqualität im ganzen, für den jeweiligen Betrachter von einer Reihe subjektiver Variabler abhängig ist. Für bestimmte Fragestellungen, insbesondere wenn es um menschliche Betroffenheiten geht, sind daher bei Bedarf als Ergänzung empirische, nutzergebundene Untersuchungen (d. h. insbesondere Befragungen) angebracht¹³.

Anschrift der Verfasserin

Dipl.-Ing. Beate Jessel
Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege
Postfach 1261
83406 Laufen

13 Auf diesen (sehr wichtigen!) Aspekt konnte hier nicht näher eingegangen werden, da dies den Rahmen des Beitrages sprengen würde. Es sei dabei insbesondere auf die Arbeiten von *Nohl* verwiesen (anhand flußbaulicher Sanierungsmaßnahmen z. B. dargestellt in: *Nohl, W.; Joas, C.; o. J.: Landschaftsästhetische Untersuchungen im Rahmen der Erarbeitung naturschutzfachlicher Grundlagen für eine Sanierung der Donauauen im Bereich Vilsbiburg-Weltenburg. Untersuchungen für das Bayerische Landesamt für Umweltschutz, unveröff.*).

Die Flächenbewertung im Naturschutz auf der Basis von Bestandsaufnahmen von Pflanzen und Tieren und ihrer Lebensräume

von Johann Schreiner

1. Naturschutzgesetze als Bewertungsrahmen

Der Schutz der Natur ist Bestandteil aller Kulturen. Unterschiede bestehen in den Zielen und Begründungen und daraus folgend in Inhalten und Methoden. Wird Natur als Gesamtheit der nicht vom Menschen geschaffenen, belebten und unbelebten Erscheinungen verstanden (ANL und DAF 1991), so ist Natur überall. Es ist eine Frage der Veränderung des Betrachtungsmaßstabs, um von menschengeschaffenen Erscheinungen zu natürlichen Bestandteilen zu gelangen. Sinnvollerweise hebt diese Definition auf das „Schaffen“ ab und läßt Aspekte wie den Grad der anthropogenen Beeinflussung, wie er bei der Definition der Hemerobiegrade Verwendung findet, außer acht.

Der Schutz der Natur in ihrer Gesamtheit oder einzelner Bestandteile kann ethischer bzw. religiöser Motivation entspringen, erfolgt aber in vielen Fällen in anthropozentrischer Sichtweise aus ästhetischen oder existentiellen Gründen. Naturschutz ist damit in jedem Fall eine gesellschaftliche Konvention. Er beruht auf naturwissenschaftlichen Grundlagen und gesellschaftlichen Inwertsetzungen.

Naturschutz in der Bundesrepublik Deutschland zeichnet sich derzeit durch eine gemäßigt anthropozentrische Sichtweise aus (Wiegand und Bröring 1991). Er bewegt sich zwischen einer einseitig auf Nutzung und Ausbeutung der Natur abzielenden Position und einer das Eigenrecht der Natur zum beherrschenden Prinzip erhebenden Einstellung.

Den derzeitigen gesellschaftlichen Konsens, der Naturschutz als Strategie zur Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen sieht, spiegelt der § 1 des Bundesnaturschutzgesetzes wider. Er beschreibt vier Ziele des Naturschutzes, die sich inhaltlich überlagern und in ih-

rer Summe ein abgerundetes Ganzes ergeben. Der Gesetzgeber leitet aus diesen Zielen Grundsätze des Naturschutzes ab (§ 2 Bundesnaturschutzgesetz [BNatSchG]).

Die Vorschriften der §§ 1 und 2 BNatSchG sind nicht nur eine rahmengesetzliche Regelung, wie der Großteil der übrigen Vorschriften, sondern gelten unmittelbar in allen Bundesländern (vgl. § 4 BNatSchG).

Die Ziele des Naturschutzes in den §§ 1 und 2 BNatSchG sind das Ergebnis eines (subjektiven) gesellschaftlichen Inwertsetzungsprozesses, der auf den objektiven Erkenntnissen der Ökologie beruht und die innere Haltung jedes einzelnen Bürgers zu Fragen des Lebens, der Mit- und Umwelt, der Mitgeschöpfe, der Existenzgrundlagen und der Zukunftssicherung einbezieht (ANL 1986).

Es wird damit individuellen Wertaussagen eine überindividuelle Geltung verschafft. Mit der Umsetzung in allgemein anerkannte Wertnormen, in Naturschutzgesetze, wird erreicht, daß Werturteile sich als unpersönlich präsentieren und dadurch vom subjektiv-individuellen Bekenntnis abheben (Schuster 1980).

2. Wertgüter und Werte im Naturschutz

Naturschutz erstreckt sich in seinen Zielen auf 100 % der Gesamtfläche. Jeder Einzelfläche kommt dabei im Zielsystem des Naturschutzes zumindest eine

Aufgabe zu. Diese Ziele kennzeichnen *Wertgüter*, denen die Gesellschaft eine besondere Bedeutung im Hinblick auf die Sicherung der Lebensgrundlagen und als Voraussetzung für die Erholung in Natur und Landschaft beimißt.

Werte entstehen dabei in Verbindung mit den gesellschaftlichen Rahmenbedingungen in permanenter Auseinandersetzung gegensätzlicher, um sie bemühter Kräfte. Sie besitzen damit begrenzten Geltungsbereich und Geltungsdauer. Dies relativiert letztlich die Anstrengungen um ihre Gültigkeit und reduziert sie auf die Diskussion um Anerkennung im jeweiligen (temporären) sozialen Gefüge (Schuster 1980).

Für die Annahme von *Wertgrößen*, also die *Bewertung*, im Naturschutz lassen sich diese, wie in Tabelle 1 aufgeführt, aufsplitten. Mit zunehmender Ordnungszahl wächst dabei der Komplexitätsgrad. Das heißt, daß bei der Bewertung von Wertgütern höherer Ordnung im allgemeinen die Wertgrößen der Wertgüter niedrigerer Ordnung verwendet werden.

Diese Definition von „Wert“ und „Bewertung“ entspricht der in der Wirtschaftslehre verwendeten. Eine monetäre Bewertung scheitert bei Wertgütern, bei denen kein Markt vorhanden ist. Die Wertzuweisung für Flächen muß sich damit an einem „landschaftlichen Leitbild“, das auf hinreichend genaue Weise die Ziele des Naturschutzes in der Fläche konkretisiert, orientieren. Eine wesentliche Grundlage hierfür ist die Formulierung eines generellen Flächenanspruches im Naturschutz (Schreiner 1990). Solange diese Konkretisierung nicht erfolgt ist, wird man sich an der gegebenen Naturausrüstung orientieren müssen und lediglich relative Wertzuweisungen treffen.

Allgemein werden im Naturschutz bewertet:

■ *Zustände und Flächenausstattung* von Natur und Landschaft, um *Schutz- und Pflegekonzepte* zu erstellen,

Tab. 1: Wertgüter im Naturschutz

Wertgüter I. Ordnung	Wertgüter II. Ordnung	Wertgüter III. Ordnung
Boden Wasser Luft Organismen Einzelschöpfungen	Naturhaushalt Lebensgemeinschaften Lebensräume Landschaftsbild	Landschaftsausschnitte „Flächen“ Landschaften „Gebiete“

■ *Einflüsse und Einwirkungen* auf Naturhaushalt und Landschaftsbild, um *Sanierungs- und Entwicklungskonzepte* festzulegen,

■ *reale Veränderungen* von Natur und Landschaft zum Zwecke der *Beweissicherung*,

■ *potentielle Veränderungen* von Natur und Landschaft als Grundlage von *Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftspflegerischer Begleitplanung*.

Bewertungen sind erforderlich, weil Naturschutz neben anderen gesellschaftlichen Zielen (z. B. Sicherung von Arbeitsplätzen) zunächst eine gleichberechtigte Stellung einnimmt und bei Entscheidungen über Maßnahmen oder Planungen, die die Natur betreffen, abzuwägen ist. Es gilt Konzepte zu finden, die die Ziele des Naturschutzes im Einklang mit den anderen gesellschaftlichen Zielen realisieren.

3. Bestandsaufnahmen als Grundlage der Bewertung von Flächen

Grundlage der Wertzuweisung an Wertgüter III. Ordnung (Tabelle 1) im Naturschutz ist immer deren flächenhafte Abgrenzung innerhalb eines ebenfalls klar abgegrenzten Betrachtungsraumes. Die Methodik orientiert sich dabei am Bewertungsansatz. So kann die Kartierung sowohl flächendeckend als auch selektiv erfolgen. Die Wahl der Grenzen der Einzelflächen orientiert sich an den zur Bewertung heranzuziehenden Wertgütern I. und II. Ordnung. Allen Ansätzen ist gemeinsam, daß versucht wird, unter dem jeweiligen Bewertungsaspekt möglichst homogene Flächen oder Gebiete abzugrenzen. Der Grad der Detaillierung richtet sich dabei sowohl nach der Größe des Bezugsgebietes als auch nach der Zielsetzung der Bewertung.

Für die Flächenbewertung auf der Basis floristischer und faunistischer Bestandsaufnahmen wird als Grundlage die vielfach nach überwiegend vegetationskundlichen Aspekten durchgeführte Biotopkartierung (Kaule, Schöber und Söhmisch 1976; Kaule, Schaller und Schöber 1979) verwendet.

Der quantitative Nachweis *aller* Arten auf einer bestimmten Fläche oder zumindest die strenge Standardisierbarkeit der Erfassungsmethoden ist

Bewertung:	die Annahme von Wertgrößen für Dinge oder Sachverhalte,
Wert:	die Bedeutung, die der Mensch einem Gut (Wertgut) im Hinblick auf seine Bedürfnisbefriedigung beimißt,
Wertgröße:	die Höhe des Wertes, der einem Wertgut beigemessen wird,
Wertgut:	Dinge oder Sachverhalte, denen ein Wert beigemessen wird,
Wertkriterium:	ein der Bewertung zugrunde liegender Maßstab.

nicht bei allen Organismengruppen möglich. Kriterien für die Auswahl von Organismengruppen als Grundlage der Flächenbewertung sind neben deren Erfäßbarkeit

■ ein ausreichender Kenntnisstand der Biologie der einzelnen Arten, um dem Prinzip der Indikation ausreichend Rechnung zu tragen,

■ eine relativ einfache Bestimmbarkeit der einzelnen Arten und

■ das Vorhandensein ausreichend detaillierter Roter Listen.

Bestandsaufnahmen von Wertgütern I. und II. Ordnung liefern als Grundlage für flächenbezogene Bewertungs- und Planungsverfahren prinzipiell wertneutrale Ergebnisse. Diese haben nach Plachter (1988) zwangsläufig eine eingeschränkte Aussagekraft, weil

■ nicht alle Komponenten, beispielsweise nicht alle Organismenarten, erfaßt werden können,

■ zeitliche Schwankungen z. B. (Populationschwankungen) nur unzureichend dokumentiert werden können und

■ keine Rücksicht auf Stoff- und Energieflüsse genommen werden kann.

Bestandsaufnahmen müssen objektiv und nachvollziehbar, aber dennoch zielführend sein. Dazu ist es notwendig, ihr Verfahren zu optimieren. Dies kann erreicht werden durch:

Bewertungsorientierung

Bestandserhebungen müssen den vorgegebenen Bewertungsrahmen optimal ausfüllen. Es ist entscheidend, ob die Bestandserhebung als Grundlage für die Planung von Ausgleichsmaßnahmen, für Ökosystemforschung, die Erstellung eines landesweiten Artenschutzkonzeptes oder zur Beweissicherung vorgenommen wird.

Zur Flächenbewertung dürfen nur Wertgüter herangezogen werden, die eine hinreichend genaue quantitative Erfassung im Untersuchungszeitraum zulassen oder, wenn diese nicht ausreichend quantitativ erfaßt werden können, bei denen die Erfassungsmethoden

streng standardisiert werden können.

Risikominimierung

Aus der Erhebung einzelner Parameter muß in Bewertungs- und Planungsverfahren auf die Gesamtsituation, die Zusammenhänge im Ganzen geschlossen werden können (Prinzip der Indikation). Daraus ist der Grundsatz abzuleiten, möglichst viele und möglichst geeignete abiotische und biotische Parameter zu erheben.

Aufwandsoptimierung

Es müssen Verfahren zur Bestandserhebung gewählt werden, die in ihrem Zeitbedarf kalkulierbar sind, die Parameter erfassen, die nicht nur von wenigen Spezialisten beherrscht werden können und die in ihrer Aussagefähigkeit gut bekannt sind.

Im Vollzug der Eingriffsregelung entsprechend der §§ 8ff. BNatSchG ist eine Analyse der Wirkungsbeziehungen im Naturhaushalt (Ökosystemanalyse) dabei wegen deren Komplexität einerseits und des begrenzten zeitlichen Rahmens (in der Regel ein bis zwei Vegetationsperioden) sowie der begrenzten Finanzmittel andererseits nicht realisierbar. Die Beurteilung, ob eine Maßnahme die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes erheblich oder nachhaltig beeinträchtigt, ist daher in der aus naturwissenschaftlicher Sicht gebotenen Gründlichkeit nicht möglich.

Dazu entzieht sich bereits der Begriff der „Beeinträchtigung“ einer naturwissenschaftlichen Betrachtungsweise. Es sind hier also, wie es Deixler 1983 für den Begriff des „Ausgleichs“ im BNatSchG formuliert, auch die Begriffe „Eingriff“ und „Beeinträchtigung“ rechtliche und nicht naturwissenschaftliche. Gassner (1983) geht deshalb davon aus, daß die Beeinträchtigung des Naturhaushaltes als Beeinträchtigung im Naturhaushalt, also be-

stimmter Strukturen, Funktionen und Prozesse zu verstehen ist.

4. Wertkriterien der Bewertung von Flächen

Zur Durchführung der Bewertung von Wertgütern III. Ordnung auf der Basis von Bestandsaufnahmen sind für die Wertgüter I. und II. Ordnung möglichst quantifizierbare Wertkriterien zu entwickeln. Diese sollen im Sinne von *Bezzel* (1980):

- möglichst einfach zu handhaben sein,
- naturschutzfachliche Sachverhalte knapp quantitativ ausdrücken in einer Form, in der auch ein sachfremder Planer diese Quantitäten in seine Konzepte einbauen kann,
- nicht zu eng gefaßt werden, um unterschiedlichem Kenntnisstand in der Forschung (regional und / oder wertgutspezifisch) genügen zu können und/oder nicht schon bei geringfügigen Änderungen neue Einstufungen notwendig zu machen,
- so flexibel sein, daß neue Erkenntnisse oder die z. T. heute sehr rasch eintretenden Veränderungen jederzeit berücksichtigt werden können und
- ohne Komplikationen auf verschiedenen Ebenen nach grundsätzlich gleichem Schema anwendbar sein.

Usher (1986) gibt einen Überblick über bisher in der englischsprachigen Literatur verwendete Wertkriterien nach der Häufigkeit ihrer Verwendung (Tab. 2).

Es zeigt sich, daß dabei die Anwendung von Wertkriterien für Wertgüter I. Ordnung wie Boden, Wasser und Luft kaum Eingang gefunden haben. Dies kann in verschiedenen Zielsetzungen der Naturschutzes begründet sein. Ein Vergleich mit bundesdeutschen Bewertungsansätzen zeigt aber, daß auch hier diese Wertkriterien kaum auf die Wertgüter Boden, Wasser und Luft angewendet werden. Eine Ursache liegt sicher darin, daß es an naturschutzfachlichen Werteskalen, z.B. Rote Listen für Böden, fehlt.

Plachter (1992) schlägt eine Differenzierung der Wertkriterien in Meßgrößen als allgemein gültige Attribute und wertbestimmende Kriterien als konkrete Eigenschaften von Naturelementen vor. Meßgrößen sind Seltenheit, Aktuelle Gefährdung, Wiederherstellbarkeit, Natürlichkeit/Hemero-bie, Repräsentanz, Ökologische Funktion, Nutzungspotential. Wertbestimmende Kriterien sind beispielsweise An- oder Abwesenheit einer Art, Artenzahlen, Artendiversitäten, raumstrukturelle Größen, Standortfaktoren usw.

Bei der Bewertung von Wertgütern III. Ordnung können „Meßgrößen“ als typbezogene, „Wertbestimmende Kriterien“ als objektbezogene Wertkriterien gleichgesetzt werden. Eine klare Unterscheidung zwischen diesen beiden Kategorien bei konkreten Bewertungsverfahren im Sinne einer Objektivierung ist notwendig.

5. Die Bewertung einer aktuellen Flächenausstattung eines definierten Untersuchungsgebietes

Bestandserhebungen von Pflanzen und Tieren (Organismen) sowie von „Biotopen“ als Grundlage für naturschutzfachliche Bewertungen sind in jedem Fall flächenbezogen. Die Frage, die sich zunächst dabei stellt ist, nach welchen Kriterien die zu bewertenden Teilflächen in einem definierten Untersuchungsgebiet abgegrenzt werden. Wenig zielführend erscheint dabei das oft praktizierte Verfahren, über eine sogenannte Biotopkartierung oder Vegetationskartierung ein Flächenraster für ein Untersuchungsgebiet zu entwickeln, für jede der darin abgegrenzten Einzelflächen Bestandsaufnahmen verschiedenster Taxa der Pflanzen- und Tierwelt durchzuführen und der betreffenden Teilfläche daraufhin einen Wert zuzumessen.

Die Abgrenzung von Flächen per se ist nur aus pragmatischen Gründen sinnvoll; immer vor dem Wissen im Hintergrund, daß die Natur in der Regel keine scharfen Grenzen kennt (z.B. kontinuierliche Übergänge von Wald zu Freiflächen oder von Gewässern zu umgebenen Landlebensräumen), und erst die heutige Landschaftsstruktur mit ihren scharfen Nutzungsgrenzen die Abgrenzung von Flächen „provokiert“. Wegen der verschiedenen Habitatsprüche einzelner Taxa der Pflanzen- und Tierwelt empfiehlt es sich, organismengruppenspezifische Abgrenzungen zu finden, die Übergangslbensräume (Ökotone) und die intraspezifische Vernetzung (*Heydemann* 1983) besonders berücksichtigen.

Zur Bewertung der aktuellen Flächenausstattung ist es nicht vertretbar, ein Flächenraster über das Untersuchungsgebiet zu legen und alle Teilwerte (Punktzahlen aus der Kartierung von Organismengruppen und lebensraumbezogene Wertstufen) hineinzuprojizieren. Grundlage für die Bewertung müssen vielmehr organismengruppenspezifische Flächeneinteilungen mit organismengruppenspezifischen Wertstufen einerseits (Organismenschutzbewertung) und eine lebensraumtypbezogenen Flächeneinteilung andererseits sein, in der die lebensraumbezogenen Bewertungskriterien

Tab. 2: Die Verwendung von Wertkriterien in 17 Bewertungsstudien zwischen 1971 und 1981 (*Usher* 1986)

Kriterien	Häufigkeit der Verwendung
Diversität (von Lebensräumen und/oder Arten)	16
Natürlichkeitsgrad, Seltenheit (von Lebensräumen und/oder Arten)	13
Flächengröße	11
Gefährdung (drohende menschliche Eingriffe)	8
Anmutswert (Landschaftsbild), Erziehungswert, Repräsentativität	7
Wissenschaftswert	6
Geschichtswert	4
Populationsgröße, Beispielhaftigkeit	3
Ökologische Empfindlichkeit, Position im ökologischen/geographischen Verbund, Potentialwert (Entwicklungsfähigkeit), Einzigartigkeit	2
Archäologisches Interesse, Verfügbarkeit, Bedeutung für Zugvögel, Pflegegründe, Ersetzbarkeit, forstliche Genbank, Sukzessionsstadium, Artenpotential	1

wie Größe, Trittstein-Funktion und Entwicklungszeitraum für jede Fläche summiert werden (Biotopschutzbewertung).

Die Wertstufen artikulieren sich sinnvollerweise in einer Punktezahl. Die damit vorgenommene „Monetarisierung“ erfolgt aus pragmatischen Gründen. Sie ist zwar naturwissenschaftlich nicht begründbar, ist aber unter Benutzung naturwissenschaftlicher Methoden nachvollziehbar. Da Wertkriterien mit untersuchungsgebietsbezogenen und regionalen Komponenten verwendet werden, kann dieser Punktwert keinen absoluten Charakter haben, sondern ist jeweils untersuchungsgebietsbezogen als relative Werteinstufung zu sehen.

Weder aus den Zielen noch aus den Grundsätzen des Naturschutzes lassen sich Unterschiede in der Gewichtung der einzelnen Wertkriterien ableiten. Es empfiehlt sich daher, die Wertkriterien in ihren Punktzahlen gleich zu gewichten und additiv zu verrechnen.

5.1. Der Organismenschutzwert von Einzelflächen, Biotoptypen und Gebieten

Die Bestimmung eines Organismenschutzwertes, also die Bewertung einzelner Flächen als Lebensstätte für Organismen, muß getrennt für jede Organismengruppe und für Flächen, die primär nach der Biologie der jeweiligen Gruppe abgegrenzt sind, erfolgen. Soweit es die Daten aus den Bestandserhebungen zulassen, wird dazu die aktuell erhobene Artenausstattung herangezogen. Bei untersuchungsgebietsdeckenden Erhebungen einer Organismengruppe kann für jede einzelne Fläche ein individueller, von den lebensraumbezogenen Wertkriterien unabhängiger Wert, der *Organismenschutzwert der Einzelfläche* (OSW{BE}) ermittelt werden. Dies gilt auch für Rasterkartierungen, wenn die im Raster vorgefundenen Arten den dort vorhandenen Lebensräumen zugeordnet werden können.

Liegen nur repräsentative Bestandserhebungen vor, so können unter pragmatischen Gesichtspunkten auch diese herangezogen werden (*Organismenschutzwert des Biotoptyps*, OSW{B}). Dabei wird, basierend auf Bestandserhebungen der jeweiligen Organismengruppe, auf Flächen der einzelnen Biotoptypen diesen der Organismen-

schutzwert des Biotoptyps zugeordnet. Der Organismenschutzwert des Biotoptyps ist damit ein organismengruppenbestimmter Wert, bei dem lebensraumtypbezogene Werteigenschaften, beispielsweise die Eignung als Lebensraum für seltene Arten, mit enthalten sind.

Eine Sonderform des Organismenschutzwertes des Biotoptyps ist der *Organismenschutzwert des Gebietes* (OSW{G}), der vor allem bei vogelkundlich orientierten Gebietsbewertungen verwendet wird. Hierbei wird in einem Gebiet der Artenbestand einer Organismengruppe ermittelt und auf großräumiger (i. d. R. nationaler) Ebene verglichen und bewertet. Wie beim Organismenschutzwert des Biotoptyps spielt beim Organismenschutzwert des Gebietes die Abhängigkeit der Zahl der Taxa von dessen Abgrenzung als subjektive Komponente eine gewisse Rolle. Da der OSW{G} von der Ausstattung des Gebietes mit seltenen Lebensraumtypen wesentlich mitbestimmt wird, ist hier eine Überschneidung mit den lebensraumtypbezogenen Wertkriterien nicht zu vermeiden.

5.1.1. Artenzahl, Zahl der Taxa bzw. Syntaxa als Wertkriterien

In einer ganzen Reihe von Bewertungsansätzen spielen die Artenzahl oder die Zahl von Organismengesellschaften eine zentrale Rolle. Man geht dabei allgemein davon aus, daß, je höher die Zahl der vorkommenden Taxa oder Syntaxa ist, desto höher der Wert der betreffenden Fläche anzusetzen ist. Die Wertzuweisung erfolgt dabei

■ allgemein über einen Vergleich der Artenzahl in dem zu bewertenden Gebiet (auf der zu bewertenden Fläche) mit der Artenzahl in einem größeren Bezugsraum (z. B. *Bezzel und Ranftl* 1974);

■ über einen Vergleich der Zahlen von Rote-Liste-Arten oder besonders charakteristischen Arten („Indikatorarten“) von Teilflächen eines Untersuchungsgebietes untereinander (z. B. *Bezzel und Ranftl* 1974);

■ über einen Vergleich der Artenzahl einer Fläche (eines Gebietes) mit einem Erwartungswert aus der Arten-Areal-Beziehung (z. B. *Reichholf* 1980, *Bezzel* 1980).

Eine pauschale Verwendung der Zahl vorhandener Taxa oder Syntaxa als Wertkriterium ist problematisch, weil

■ von Natur aus artenärmere Lebensraumtypen nicht mit von Natur aus artenreicheren Lebensraumtypen hinsichtlich ihrer Artenzahl verglichen werden sollen,

■ nur bei wenigen Organismengruppen (z. B. Pflanzen und Vögel) in ein oder zwei Vegetationsperioden die Artenzahl auf einer Fläche / in einem Gebiet annähernd quantitativ erfaßt werden kann,

■ die Größe als lebensraumbezogenes Wertkriterium entscheidend die Artenzahl mitbestimmt (Arten-Areal-Beziehung), damit eine „maximale“ Artenzahl eines Biotoptyps nicht festgelegt werden kann und damit auch jegliches Messen eines festgestellten Artenspektrums an einem charakteristischen in Frage gestellt ist,

■ beim heutigen Kenntnisstand bei vielen Organismengruppen die Definition der Taxa (Abgrenzung von Unterarten einerseits und Sammelarten andererseits) und Syntaxa mit subjektiven Komponenten behaftet ist und

■ bekannt ist, daß bei belasteten Ökosystemen gehäuft Störungsanzeiger und biotopfremde Arten auftreten (*Mader* 1981).

Als Konsequenz daraus sind an Untersuchungen zur Bestimmung eines Organismenschutzwertes folgende Anforderungen zu stellen:

■ Trennung in einen Organismenschutzwert der Einzelfläche und einen Organismenschutzwert des Biotoptyps. Bei ersterem erfolgt eine Eliminierung der auf den Lebensraumtyp zurückzuführenden Eigenschaften hinsichtlich des Organismenschutzwertes. Dies geschieht dadurch, daß der Organismenschutzwert einer bestimmten Fläche als Relativwert zu anderen Flächen desselben Typs definiert wird. Was dann als Grundlage der Abgrenzung des Lebensraumtyps verwendet wird, ist nachrangig, wenn die Definition der Grenzen für alle Lebensräume die gleiche ist;

■ Untersuchung von Organismengruppen, die eine hinreichend genaue quantitative Erfassung im Untersuchungszeitraum zulassen oder strenge Standardisierung der Erfassungsmethoden bei Gruppen, die nicht ausreichend quantitativ erfaßt werden können,

■ Vermeidung der „Vollständigkeit des Arten- oder Gesellschaftsspektrums“ als Wertkriterium, dafür Vergleich der tatsächlichen Artenzahl mit einem Er-

wartungswert aus der Arten-Areal-Beziehung,

■ Gewährleistung gleicher systematischer Grundlagen beim Vergleich von Bestandszahlen verschiedener Gebiete oder aus verschiedenen Zeiträumen. Es muß also dokumentiert werden, welche Taxa (Unterarten, Arten, Gattungen) oder Syntaxa (Subassoziationen, Assoziationen, Verbände) Grundlage der Bestimmung des Organismenschutzwertes sind. Um eine annähernde Vergleichbarkeit zu gewährleisten, sollte die Bewertung möglichst auf *einer* systematischen Ebene erfolgen. Zweckmäßigerweise wird das Art / Assoziation sein.

Als von der Artenzahl abgeleitetes Wertkriterium wird in manchen Bewertungsstudien die Diversität verwendet. Der Diversitätswert D bezieht die relative Häufigkeit mit ein.

Die Verknüpfung der Werte von Artenzahl (n) und rel. Häufigkeit (p_i) erfolgt üblicherweise nach der Formel von Shannon und Wiener.

$$D = - \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i$$

Der Diversitätswert kennzeichnet damit die Strukturiertheit der Biozönose. Er ist zwar alleine kein Maß für Stabilität oder Belastbarkeit eines Ökosystems, ist aber als Maß für die Vielfalt eines Ökosystems geeignet. Diese wird auch ohne den Anspruch ökologischer Stabilität aus menschlicher Sicht positiv bewertet (Schlüpman 1988).

Als weitere Möglichkeit, den Diversitätswert zu bestimmen, bietet sich der Simpson-Index an.

$$D = \sum_{i=1}^n p_i^2$$

D ist dabei ein Maß für die Wahrscheinlichkeit, daß zwei Individuen, die zufällig aus einer Gemeinschaft gezogen werden, von der gleichen Art sind.

Unabhängig von der Wahl des Index ist bei der Verwendung der Diversität als Wertkriterium darauf zu achten, daß die Probengrößen vergleichbar sind (Usher 1986).

5.1.2. Seltenheit, Rarität, Areal-sicherungsfunktion und Bedeutsamkeit als Wertkriterien

Ein Ziel im Naturschutz ist es, alle Arten, genauer: die genetische Vielfalt, zu si-

chern. Nachdem aber gleiche Schutzbemühungen nicht für alle Arten möglich und notwendig sind, gilt es Prioritäten zu setzen. Ein Maßstab hierfür ist die Seltenheit. Seltene Taxa und Syntaxa gelten schon lange als besonders schutzwürdig, unabhängig davon, ob diese als Bewohner seltener oder selten gewordener Lebensräume, als Spitzen von Nahrungsketten, als wenig ausbreitungsfreudige, Reliktorkommen bildende Arten oder als kolonieartig verbreitete Arten selten sind. Ein Maß für die Seltenheit im jeweiligen Bezugsraum sind Fundortfrequenzen (z.B. Schorr und Jüring 1984) oder Rasterfrequenzen (z.B. Bezzel und Ranftl 1974).

Eng mit dem Wertkriterium Seltenheit verknüpft ist die Areal-sicherungs-Funktion. Zahlheimer (1985) zählt zu den Zielen des Artenschutzes die Erhaltung des Areals einschließlich seiner subregionalen Ausprägung in Größe und Gestalt durch Sicherung der Vorkommen, die das Arealbild bestimmen. Er mißt damit Vorkommen in Arealgrenzlagen eine besondere Bedeutung zu. Der Lokalisationswert von Vorkommen in disperser Verbreitung wird damit höher gewertet als von genäherten, von in kleinen Areal-Inseln gelegenen höher als von Vorkommen, die zu ausgedehnten Arealen gehören. Völlig isolierte Vorkommen (z.B. bei hochdisperser Verbreitung), Arealvorposten und Endpunkte von linienförmigen Arealen erhalten damit eine hohe Bedeutung.

Als stark vereinfachte Form des Wertkriteriums „Seltenheit“ kann die „Bedeutsamkeit“, also der Vergleich des Vorkommens eines Taxons bzw. Syntaxons in einem bestimmten Gebiet mit den Vorkommen des gleichen Taxons bzw. Syntaxons in einer größeren Gebietskategorie, verwendet werden.

Es erscheint sinnvoll, um den Bereich zwischen der Roten Liste mit landes- oder bundesweitem Bezug und der lokalen Ebene zu füllen, das Wertkriterium „Bedeutsamkeit“ als Sonderform der „Seltenheit“ zu verwenden. Liegt also für die betreffende Organismengruppe eine Rote Liste des Bundeslandes vor, so darf sich die Bewertung der Bedeutsamkeit lediglich auf die lokale und regionale Ebene erstrecken. Zur Vermeidung von Doppelgewichtungen

ist bei Bewertungsverfahren besonders darauf zu achten, daß sich die Bezugsebenen nicht überschneiden.

5.1.3. Gefährdungsgrad als Wertkriterium

Die Bewertung der Schutzwürdigkeit mit dem Kriterium „Seltenheit“ kann mit dem Wissen um Gefährdungsfaktoren und Bestandstrends ergänzt werden. Für die sich daraus ergebende Bewertung der Schutzbedürftigkeit eignet sich das Kriterium „Gefährdungsgrad“.

Eine wesentliche Komponente der Definition von Gefährdungsgraden ist der Flächenbezug. Rote Listen geben immer die Gefährdung eines Taxons, eines Syntaxons oder eines Lebensraumtyps für einen ganz bestimmten Bezugsraum an. Sie sind derzeit das universellste, allgemein anerkannte Mittel der Darstellung von Gefährdungsgraden. Ihre Nachteile sind die relativ grobe Einteilung sowie Probleme, auf die Bezzel (1980) hinweist, nämlich, daß nur ein Teil der Arten (Taxa!) bewertet wird und Rote Listen dazu verführen, Bilanzen über den Artenbestand einseitig zu sehen. Bezzel (1980) und Mossakowski und Paje (1985) schlagen deshalb ersatzweise eine gesonderte Bewertung *aller* Arten vor.

Bei der Verwendung des Wertkriteriums „Gefährdungsgrad“ in der Flächenbewertung gilt es immer, die Rote Liste mit dem größten Ortsbezug und der größten Detailliertheit zu verwenden. In der Regel ist das die Rote Liste des jeweiligen Bundeslandes.

5.1.4. Natürlichkeitsgrad als Wertkriterium

Der Grad der Naturnähe kann nicht nur als Maß für den Grad des menschlichen Einflusses auf Ökosysteme verstanden werden (vgl. Kap. 5.2.4.), auch die Vorkommen von Pflanzen und Tieren können hinsichtlich ihrer Naturnähe bewertet werden. Usher (1986) weist darauf hin, daß vom Menschen eingebürgerten Arten allgemein ein geringerer Naturschutzwert zugebilligt wird. Dieser Wert ist dabei abhängig von dem Zeitraum, den die Art zur Verfügung hatte, um sich in die jeweilige Lebensgemeinschaft zu integrieren. Da sich Naturschutz definitionsgemäß auf

wildlebende Organismen bezieht, erhalten (noch) nicht wildlebende Arten den Natürlichkeitsgrad-Wert Null.

5.1.5. Status als Wertkriterium

Ein wichtiger Faktor der Bewertung des Vorkommens eines Taxons auf einer Fläche als Kriterium für deren Organismenschutzwert ist dessen Status. Bewertet wird hierbei der Grad der Bedeutung der Fläche für das Vorkommen des betreffenden Taxons. Die Spanne reicht dabei vom zufälligen Auftreten des Taxons bis zur Bedeutung der Fläche als dauerhafter Fortpflanzungsraum.

Zur Verwendung des Wertkriteriums „Status“ ist es notwendig, die Bedeutung einzelner Lebensräume für das Vorkommen bestimmter Taxa zu bestimmen. Das Wertkriterium „Status“ kann folglich nur bei der Bestimmung des Organismenschutzwertes der Einzelfläche verwendet werden.

5.1.6. Populationsgröße als Wertkriterium

Die Populationsgröße ist ein zentrales Kriterium zur Bestimmung des Organismenschutzwertes. Allgemein wird davon ausgegangen, daß sich mit der Größe der Population deren Wert zur Sicherung des betreffenden Taxons erhöht. Große Populationen bedingen höhere genetische Vielfalt. Sie sind damit weniger empfindlich gegen Änderungen der Umweltbedingungen. Mit der Größe von Populationen steigen damit deren Überlebensfähigkeit, Ausbreitungspotenz und Bedeutung in den Stoff- und Energieflüssen des jeweiligen Ökosystems.

Da das Bewertungskriterium „Populationsgröße“ immer auf die Einzelfläche und nicht auf einen Flächentyp bezogen werden kann, kann es nur für die Bestimmung des Organismenschutzwertes der Einzelfläche Verwendung finden.

5.1.7. Beispiel für die Berechnung des Organismenschutzwertes von Einzelflächen ($OSW\{BE\}$) innerhalb eines definierten Untersuchungsgebietes

5.1.7.1. Rechenverfahren

Ein Organismenschutzwert der Einzelfläche kann nur bei flächendeckend er-

hobenen Organismengruppen ermittelt werden. Die Punktezah für ($OSW\{BE\}$) wird dabei zunächst für jede Organismengruppe (O) getrennt auf jeder Einzelfläche (BE) über einen Rote-Liste-Wert ($RL_O\{BE\}$) ermittelt. $RL_O\{BE\}$ ist dabei die Summe der mit dem Statusfaktor (OS, siehe 5.1.7.3.) und dem Populationsgrößenfaktor (OP, siehe 5.1.7.4.) multiplizierten Gefährdungsgradpunkte (OG, siehe 5.1.7.2.). Punktwerte für Seltenheit, Rarität, Bedeutsamkeit und andere Wertkriterien können dabei zu OG addiert werden.

$$RL_O\{BE\} = \sum_{i=1}^n OG_i OS_i OP_i$$

Gerade hier wird besonders deutlich, wie wichtig es ist, zur Organismenerfassung nur Methoden zu verwenden, die entweder hinreichend quantitativ oder ausreichend standardisierbar und damit reproduzierbar sind. Bei zu geringer Untersuchungsintensität müssen die Multiplikationsfaktoren OS und OP bei bestimmten Organismengruppen entfallen.

Zur Ermittlung des Organismenschutzwertes der Einzelfläche $OSW\{BE\}$ für die betreffende Organismengruppe wird dann das Rote-Liste-Wert-Spektrum der organismengruppenspezifisch abgegrenzten Flächentypen aufgestellt. Der Bezug auf den jeweiligen Flächentyp B erfolgt, um die nicht auf der Qualität der betreffenden Einzelfläche beruhenden, sondern in der Eignung des betreffenden Lebensraumtyps liegenden Eigenschaften zu eliminieren. Damit soll eine Überschneidung mit lebensraumtypbezogenen Wertkriterien, insbesondere Seltenheit, vermieden werden. Damit wird auch erreicht, daß eine auf einer immer mit subjektiven Komponenten behafteten Flächenabgrenzung beruhende Unterschiedlichkeit in der Zahl vorhandener Rote-Liste-Arten weitgehend eliminiert wird.

Die Bestimmung des Organismenschutzwertes $OSW_O\{BE\}$ der betreffenden Einzelfläche BE für die betreffende Organismengruppe O erfolgt durch Fünfteilung des Rote-Liste-Wert-Spektrums des jeweiligen Flächentyps. Er beträgt:

5 Punkte, wenn der Rote-Liste-Wert $RL_O\{BE\}$ der betreffenden Organismengruppe der Einzelfläche 80–100 %,

4 Punkte, wenn der Rote-Liste-Wert $RL_O\{BE\}$ 60–80 %,
3 Punkte, wenn der Rote-Liste-Wert $RL_O\{BE\}$ 40–60 %,
2 Punkte, wenn der Rote-Liste-Wert $RL_O\{BE\}$ 20–40 %,
1 Punkt, wenn der Rote-Liste-Wert $RL_O\{BE\}$ 0–20 %

der Differenz zwischen höchstem und niedrigstem Rote-Liste-Wert, addiert zu niedrigstem Rote-Liste-Wert des Flächentyps beträgt.

5.1.7.2. Punktwerte für Gefährdungsgrad (OG)

Zur Gewichtung der Taxa bzw. Syntaxa bei der Anwendung des Wertkriteriums OG wird eine Punkteinstufung durchgeführt, die den Gefährdungsgrad als Maßstab hat. Im einzelnen können für jedes Taxon bzw. Syntaxon folgende Punktzahlen vergeben werden:

5 Punkte für bereits verschollen geglaubte Taxa und Syntaxa,
4 Punkte für stark gefährdete Taxa und Syntaxa der Kategorie 1a bzw. vom Aussterben bedrohte Taxa und Syntaxa,
3 Punkte für stark gefährdete Taxa und Syntaxa (Kategorie 1b),
2 Punkte für gefährdete Taxa und Syntaxa (Kategorie 2a),
1 Punkt für gefährdete Taxa und Syntaxa der Kategorie 2b bzw. potentiell gefährdete Taxa und Syntaxa.

5.1.7.3. Punktwerte für Status (OS)

Der Status bezieht sich immer auf das Vorkommen eines bestimmten Taxons auf einer bestimmten Fläche. Es handelt sich deshalb um eine multiplikativ zu verrechnende Komponente, wobei der Faktor um so größer ist, je größer die Bedeutung der Fläche für den Erhalt des Taxons ist. Folgende Multiplikationsfaktoren können das Wertkriterium „Status“ in eine Bewertung einführen:

× 0,00: Die Feststellung des Taxons ist nicht flächengebunden.
× 0,33: Die Fläche ist (lediglich) Aufenthaltsort des betreffenden Tieres bzw. das Vorkommen von Pflanzen ist synanthrop.
× 0,66: Die Fläche ist Nahrungsbiotop oder Balzplatz des betreffenden Tieres bzw. das Vorkom-

men des Pflanzentaxons ist zwar autochthon, aber sporadisch oder am Verschwinden.

- × 1,00: Die Fläche ist Fortpflanzungsraum von autochthonen Taxa der Tierwelt bzw. die Vorkommen von Taxa der Pflanzenwelt können als vital bezeichnet werden.

5.1.7.4. Punktwerte für Populationsgröße (OP)

Die Populationsgröße bezieht sich immer auf das Vorkommen eines bestimmten Taxons auf einer bestimmten Fläche, das hinsichtlich Gefährungsgrad bereits bewertet wurde. Es muß sich deshalb um eine multiplikativ zu verrechnende Komponente handeln, wobei der Faktor um so größer ist, je größer die Population des betreffenden Taxons auf der betreffenden Fläche ist. Als Maßeinheiten eignen sich sowohl absolute Werte (Individuenzahlen), als auch Abundanzen, Häufigkeitskategorien oder Deckungsgrade. Eine Möglichkeit der Quantifizierung besteht dabei darin, das Wertespektrum der Populationsgrößen des betreffenden Taxons in dem betreffenden Flächentyp im Untersuchungsgebiet zu nehmen, den größten Wert gleich 1 zu setzen und die jeweiligen Populationsgrößen dazu in Relation zu setzen.

5.2. Der Biotopschutzwert von Einzelflächen innerhalb eines definierten Untersuchungsgebietes

Grundlage der Bestimmung des Biotopschutzwertes ist eine überwiegend nach vegetationskundlichen Gesichtspunkten vorgenommene, flächendeckende Gliederung des Untersuchungsgebietes in Einzelflächen mit annähernd gleicher Naturausstattung (Biotopkartierung). Da damit ein einheitliches Bezugsraster vorliegt, läßt sich für jede Einzelfläche ein Biotopschutzwert als Summe der Wertgrößen der folgenden lebensraum- bzw. lebensraumtypbezogenen Wertkriterien bestimmen.

5.2.1. Größe (G)

Ein wesentliches Qualitätsmerkmal eines „Biotops“ ist seine flächenmäßige Ausdehnung. Zwischen der Größe (A) eines Lebensraumes und der Zahl der

potentiell darin vorkommenden Pflanzen- und Tierarten (S) besteht eine mathematisch ausdrückbare, empirisch abgeleitete Beziehung, die sogenannte Arten-Areal-Kurve (Preston 1962):

$$S = c A^z$$

Ihre Ursprünge liegen in der schon lange bekannten Tatsache, daß die Artenzahlen, gleich welcher Organismengruppe, auf Inseln mit deren zunehmender Größe A ansteigen. Usher (1986) weist in diesem Zusammenhang darauf hin, daß dieses Wertkriterium damit nur in Festlandsgebieten angewendet werden kann, in denen die natürlichen und naturnahen Lebensräume zerstückelt und zu Kulturlandschaften umgewandelt worden sind. Zunächst hat man sich für die Steigung z dieser Flächen-Arten-Kurve interessiert und festgestellt, daß sie für verschiedenste Organismen in erstaunlich engen Grenzen schwankt. z kann als Maß dafür angesehen werden, wie schnell neue Arten bei zunehmender Fläche hinzukommen. Ein wesentlicher Faktor für gefundene Unterschiede in der Steigung ist der Isolationsgrad der betrachteten Inselgruppe (Mühlenberg 1982). c ist eine tiergeographische Konstante, die von der jeweiligen Tiergruppe, dem biogeographischen Bereich und der Populationsdichte abhängt. Sie ist ein Schätzwert für die Artenzahl in der Flächeneinheit.

Für diese Befunde gibt es ein erklärendes Modell. Die Gleichgewichtstheorie von MacArthur und Wilson (1967) besagt, daß auf Inseln zwischen einwandernden Arten und abwandernden oder aussterbenden Arten ein dynamisches Gleichgewicht herrscht, und daß der Gleichgewichtspunkt durch die Inselgröße bestimmt wird, indem bei großen Inseln die Zuwanderungsrate groß ist, die Aussterberate dagegen klein. Im Falle kleiner Inseln liegen die Verhältnisse dagegen umgekehrt mit niedrigen Zuwanderungsraten und großen Aussterberaten, was in einer niedrigeren Artenzahl resultiert.

Der exponentielle Zusammenhang von Artenzahl und Fläche bedeutet, daß bei gleichem Lebensraumtyp bei einer Verzehnfachung der Inselgröße und üblichen z-Werten zwischen 0,2 und 0,3 eine Verdopplung der Artenzahl zu erreichen ist oder umgekehrt, bei einer Verringerung der Inselfläche um 90 % eine Halbierung der Artenzahl

zu erwarten ist. Das Modell bezieht noch eine Anzahl weiterer Parameter ein und erklärt die Effekte auf das Artengleichgewicht, so die Entfernung zum Festland, die Zusammenballung mehrerer Inseln oder die Minderung des Isolationseffektes durch das Vorhandensein zwischengelagerter kleinerer Inseln, die als Trittsteine fungieren können (Mader 1984).

Die Theorie geht in ihrer ursprünglichen Form von folgenden Voraussetzungen aus (Mühlenberg 1982):

- Die beobachtete Artenzahl ist eine Gleichgewichtsartenzahl.
- Auch bei bestehendem Gleichgewicht findet ein ständiger Turnover an Arten statt.
- Die Einwanderungswahrscheinlichkeit einer Art auf einer Insel ist von der Entfernung dieser Insel vom Festland (Ursprungsland der einwandernden Art) abhängig: Distanzeffekt.
- Die Aussterbewahrscheinlichkeit einer Art auf einer Insel ist von der Größe der Fläche dieser Insel abhängig, die wiederum die Populationsgröße bestimmt.

Eine kontroverse und bis heute anhaltende Diskussion wurde eingeleitet durch die Arbeit von Simberloff und Abele (1976), nachdem das Gedanken-gut der Inselökologie auf Festlandslebensräume übertragen war. Es brach der Streit über die Frage „single large or several small“ (SLOSS) aus, also ob es sinnvoller sei, eine große Fläche für Naturschutzzwecke zu sichern oder als Alternative dazu mehrere kleine Flächen gleicher Gesamtgröße (Mader 1984, Simberloff 1976). Die Vertreter des Schutzes großer Flächen führen ins Feld, daß spezialisierte, stenöke Arten, die auf einen ganz bestimmten Lebensraum angewiesen sind, nur über den Schutz solcher Flächen dauerhaft im Bestand erhalten werden können, die größer sind als der Mindestlebensraum der Population; und sie fügen hinzu, daß gerade diese Arten einen hohen Prozentsatz der „Rote-Liste-Arten“ ausmachen (May 1975, Blake und Karr 1984).

Andererseits wird argumentiert, daß Freilandbefunde teilweise auch erkennen lassen, daß mehrere kleine Insellebensräume mehr Arten beherbergen als eine große Insel vergleichbarer Fläche (Simberloff und Abele 1976, Margules et al. 1982). Die Feststellungen von Mader (1981) zeigen, daß

mehrere kleine Inselbiotope mehr Arten aufweisen können als ein entsprechend großer Lebensraum, der Anteil spezialisierter Arten des betreffenden Biotoptyps aber mit Flächenverringering sinkt, und der Anteil durchziehender und biotopfremder Arten steigt.

5.2.2. Trittstein-Funktion, Isolationsgrad (T)

Zur Sicherung der Artenvielfalt ist es entsprechend dem Prinzip der Dauerhaftigkeit geboten, ein Stützpunktraster untereinander zu genetischem Austausch befähigter Populationen zu erhalten bzw. zu entwickeln. Eine Bewertung von Lebensräumen im Hinblick auf ihre Trittstein-Funktion kann sowohl allgemein auf lebensraumbezogener Ebene als auch speziell auf der Ebene einzelner Arten erfolgen. Damit wird ein wesentlicher Faktor hinsichtlich der Wiederherstellbarkeit von Lebensgemeinschaften (siehe Kap. 5.2.3.) in die Bewertung miteinbezogen.

Unter dem Gesichtspunkt der Erhaltung von Verbundsystemen ist den Trägern des Verbundes, den Trittsteinflächen im Netz, besonderer Wert zuzumessen. Entsprechend den Empfehlungen von *Diamond* (1975) zur Gestaltung von Naturreservaten sind einander genäherte Flächen in möglichst geklumpelter Verteilung von größerem Wert im Naturschutz als disperse Flächen oder Flächen in linienhafter Anordnung.

Zur Einführung eines lebensraumbezogenen Bewertungskriteriums „Trittstein-Funktion“ wird deshalb davon ausgegangen, daß, je intensiver eine Fläche in einen Ökosystemverbund eingebunden ist, desto wertvoller der jeweilige Bestand ist. Isolierte Lebensräume oder Lebensräume, die am Ende einer Verbundkette stehen, können zum Genaustausch nichts beitragen. Sie sind Defizitstrukturen, die dringend planerischer Maßnahmen zur Verbesserung ihrer Situation bedürfen.

Genetisch isolierte Populationen haben zwar die Chance einer eigenständigen evolutiven Weiterentwicklung in Richtung auf die Herausbildung neuer hochspezialisierter Rassen, ihr eng beschränktes genetisches Spektrum bedingt jedoch eine geringere Anpassungsfähigkeit an sich verändernde Umweltbedingungen. Umgekehrt wächst die Fähigkeit eines

Taxons, sich unter ungünstiger werden Lebensbedingungen zu behaupten und in erfolversprechender Weise an der weiteren Evolution teilzunehmen, mit der Größe und Differenziertheit des gemeinsamen Gen-Pools und der Intensität des Gen-Flusses zwischen den Populationen. Die Möglichkeiten zum genetischen Austausch wirken sich also im allgemeinen arterhaltend aus (*Zahlheimer* 1985).

Die weit verbreitete Meinung, daß in hochvernetzten Systemen der Verlust eines Elementes aus Naturschutzsicht leichter zu „verkräften“, ist als in wenig vernetzten, steht zu der genannten Strategie zunächst scheinbar konträr. Sie beruht auf einer Vermengung der Bewertungskriterien „Seltenheit“ und „Trittstein-Funktion“, indem man einen scheinbar weniger häufigen Flächentyp generell für schutzwürdiger hält. Andererseits ist zu bedenken, daß mit dem Verlust eines Elementes, das für viele andere Elemente des gleichen Typs einen „Trittstein“ darstellt, wesentlich mehr Verbindungslinien unterbrochen werden, als in einem wenig vernetzten System.

5.2.3. Entwicklungszeitraum (E)

Ziel der Wiederherstellung (Restitution) einer Lebensgemeinschaft ist es, diese auf einer bestimmten Fläche typgleich, selbstregulierend und dauerhaft wieder zu installieren. Die Wiederherstellbarkeit wird von drei Faktoren bestimmt:

- Einwanderungsmöglichkeiten (Vernetzungsgrad),
- Standort,
- Entwicklungszeitraum.

Die Wahrscheinlichkeit, daß ein Individuum im Zuge einer ungerichteten Ausbreitungsbewegung einen neuangelegten Lebensraum erreicht, sinkt mit dem Abstand der Lieferbiotope, ist also abhängig vom Vernetzungsgrad. Das Kriterium ist damit lageabhängig und kann bei der Bewertung einer konkreten Fläche nur für deren Wiederherstellbarkeit am gleichen Ort gelten. Bei der Wiederherstellung am gleichen Ort wird dieser Aspekt beim Wertkriterium „Trittstein-Funktion“ berücksichtigt und darf daher kein zweites Mal einfließen.

Der Standort ist in jedem Fall bestimmend für die Ausprägung des Lebensraumtyps. Die Wiederherstellbar-

keit hinsichtlich des Standorts ist damit ein lebensraumtypbezogenes Wertkriterium.

In vielen Fällen sind von einem Ökosystemtyp Ausprägungen verschiedenen Alters vorhanden. Die Wiederherstellbarkeit hinsichtlich des Entwicklungszeitraumes ist damit ein objektbezogenes Wertkriterium.

Die Einführung des „Entwicklungszeitraumes“ als Wertkriterium gründet sich darauf, daß alte Ökosysteme in einer Zeit, in der 97 % der Fläche land- und forstwirtschaftlich oder für Siedlung und Verkehr genutzt werden, von sich aus schutzwürdig sind. Alter ist dabei als Maß für den Entwicklungszeitraum zu verstehen, also den Zeitraum, in dem ein Lebensraum sich ungestört entwickeln konnte oder, die Kontinuität des Bestandes während, genutzt wurde. Damit wird nicht nur dem Aspekt des Schutzes von Biozönosen Rechnung getragen, es wird auch der Schutz unbeeinflusster Bodentypen berücksichtigt (*Ball und Stevens* 1981).

Die Verwendung des Entwicklungszeitraumes als Wertkriterium wird den verschiedenen Theorien zur unbeeinflussten zeitlichen Entwicklung von Lebensgemeinschaften gerecht. So ist eine ökologisch fundierte Begründung des Wertmaßstabes „Alter“ mit der Ausbildung einer Klimax als stabilem Endstadium einer natürlichen Vegetation, deren Artenzusammensetzung von K-Strategen geprägt ist, nicht unumstritten. *Seibert* (1980) geht davon aus, daß die Klimax- oder Dauer-Ökosysteme den höchsten Grad von Stabilität haben, weder einer natürlichen noch einer durch den Menschen veranlaßten Entwicklung unterliegen und sich im Gleichgewicht befinden. Er führt darauf aufbauend die „Maturität“ als Wertkriterium ein und versteht darunter die Reife von Pflanzengesellschaften oder Ökosystemen, die sie im Verlauf der Sukzession erreicht haben.

Remmert (1985) beschreibt die Klimax als Mosaik verschiedener Pflanzengesellschaften, die jeweils einem eigenen Zyklus unterworfen sind. Er sieht, bei identischen Umweltbedingungen, das Klimax-Stadium als ein System aus desynchronen Zyklen unterschiedlicher Schlüsselarten mit unterschiedlichem Artenreichtum. Bestimmte Teilsysteme (Mosaikteile) in einem alten Lebensraum können für sich

betrachtet jung sein und überwiegend artenarme, aber individuenreiche, von r-Strategen beherrschte Biozönosen beherbergen. Sie sind dann durch starke Oszillationen in der Populationsentwicklung gekennzeichnet. r-Strategen „verstehen“ es, mit der derzeit vorherrschenden landschaftlichen Situation zufallsverteilter kleiner und kleinster naturnaher Restflächen erfolgreich „fertig zu werden“ (Mader 1983).

Ältere Teilsysteme sind oft durch relativ artenreiche (die einzelnen Populationen vielfach individuenarme), von K-Strategen beherrschte Biozönosen geprägt. Die Populationsschwankungen sind in der Regel gering. K-Strategen zeichnen sich durch größere Konkurrenzfähigkeit und höhere Lebensdauer aus. Sie sind aber, wie Remmert 1985 skizziert, ebenfalls nur Bewohner eines Lebensraumes, der in einem zyklischen Ablauf in einen weiteren, evtl. wieder in ein „Pionierstadium“ übergeht.

Betrachtet man die Kulturlandschaft als Mosaik verschiedener Entwicklungsstadien, so kann man feststellen, daß heute, im Gegensatz zur Naturlandschaft, deren Zyklen weitgehend „eingefroren“ sind, und daß „Pionierstadien“ deutlich überwiegen. Unter den Aspekten der Bewertung aus Naturschutzsicht lassen sich daraus Flächen als besonders wertvoll herleiten,

- auf denen eine natürliche Entwicklung stattfindet, bzw. bei denen die Rahmenbedingungen eine langfristige, natürliche Dynamik gestatten (Natürlichkeitsgrad)
- die „alte“ Lebensgemeinschaften beherbergen (Entwicklungszeitraum).

5.2.4. Natürlichkeitsgrad (N)

Entsprechend einer Abstufung des menschlichen Einflusses auf Ökosysteme bzw. Biozönosen werden die Hemerobiegrade als Wertkriterium verwendet. Dabei wird davon ausgegangen, daß, nachdem heute der weitaus überwiegende Teil der Flächen nutzungsbedingte Lebensgemeinschaften aufweist, deren Wert mit zunehmender Naturnähe wächst. Ellenberg (1963) nennt, bezogen auf die Vegetation, folgende Grade von Veränderungen durch Eingriffe des Menschen: unberührt, natürlich, naturnah, be-

dingt naturnah, bedingt naturfern, naturnah, naturfern, künstlich.

Darauf aufbauend und in Anlehnung an Westhoff (1969) wird der Begriff „Natürlichkeitsgrad“ in ANL und DAF (1991) angewendet auf Ökosysteme bzw. Biozönosen. Es werden unterschieden:

natürlich: ohne direkten menschlichen Einfluß entstanden, vom Menschen nicht verändert,

naturnah: ohne direkten menschlichen Einfluß entstanden, durch menschliche Einflüsse nicht wesentlich verändert,

halbnatürlich: unter menschlichem Einfluß entstanden, aber nicht absichtlich geschaffen und von diesem Einfluß abhängig,

anthropogen, naturfern: vom Menschen bewußt geschaffen und von ihm vollständig abhängig.

Für die Bewertung von Flächen in teilweise genutzten Landschaften scheint es angebracht, die letzte Kategorie aufzuspalten in Flächen, die zwar vom menschlichen Einfluß vollständig abhängig sind, in denen aber eine naturbedingte Ausbildung der Lebensgemeinschaften (innerhalb gewisser Grenzen) zugelassen wird, und solchen, in denen eine naturbedingte Ausbildung nicht zugelassen wird.

Die genannten Definitionen gelten nicht grundsätzlich, sondern mit Blick auf die heutigen „Kulturlandschaften“. Sie sind nicht auf Naturlandschaften anzuwenden, die vom Menschen, wie von anderen Säugern, gestaltet werden können, wo aber die menschlichen Populationen in ihrer Größe von der Umwelt bestimmt werden und die Produkte der Ökosysteme vor Ort genutzt werden (Margules und Usher 1981).

5.2.5. Seltenheit (S)

Das Kriterium „Seltenheit“ wird auf den jeweiligen Lebensraumtyp bezogen angewendet. Es bemißt grundsätzlich den Anteil des jeweiligen Typs im Bezugsraum und gründet sich auf der Überlegung, daß, je seltener ein Lebensraumtyp ist, desto bedrohter er ist, und desto mehr zu seiner Erhaltung getan werden muß. Ein möglicher Bewertungsansatz wäre, die Gesamtfläche des betreffenden Biototyps in Beziehung zur Gesamtuntersuchungsgebietsfläche zu setzen. Hohe Wertzahlen

würden dabei Lebensräume erhalten, die die geringsten Prozentanteile aufweisen. Da aber bestimmte Lebensraumtypen von Natur aus nur kleinflächig vorkommen (z.B. Hecken) scheint eine vergleichende Bewertung mit von Natur aus großflächig vorkommenden Lebensräumen (z.B. Wälder) nicht gerechtfertigt.

Als weiterer Bewertungsansatz ist zu diskutieren, die Zahl der Flächen des jeweiligen Biototyps an der Gesamtzahl der kartierten Biotopflächen im Untersuchungsgebiet zu messen. Auch dieser Ansatz kann fachlich nicht erfolgversprechend sein, da eine aus Naturschutzsicht negativ zu bewertende Verinselung von z.B. Großflächenbiotopen zu einer überproportional hohen Einstufung führen würde.

Einzig erfolgversprechend scheint der Ansatz, eine Bewertung der verschiedenen Lebensraumtypen aus deren Situation in einem größeren Bezugsgebiet zu entwickeln und daraus Punktzahlen abzuleiten. Als Bezugsraum kommen dabei entweder politisch abgegrenzte Gebiete (z.B. Bundesländer) oder die Gruppen der naturräumlichen Haupteinheiten nach Meynen und Schmitthüsen (1962) in Frage.

Seibert (1980) gliedert aus dem Wertkriterium „Seltenheit“ den „Präsenzwert“ aus. Er versteht darunter die Gegenwart oder das Vorhandensein eines Ökosystems in einem enger umschriebenen Gebiet. Der Präsenzwert ist um so höher, je einzigartiger das Vorkommen des betreffenden Ökosystems ist bzw. je weiter gleichartige Ökosysteme entfernt liegen. Umgekehrt ist er um so geringer, und das Ökosystem um so eher entbehrlich, je mehr gleiche Ökosysteme dicht beieinander liegen. Seibert schlägt dazu eine Wertskala vor, welche auf der Distanz zu den nächstgelegenen gleichen oder ähnlichen Ökosystemen beruht. Die 5stufige Skala reicht dabei von „bis 500 m“ bis „mehr als 4000 m“.

5.2.6. Wiederherstellbarkeit hinsichtlich des Standorts (WS)

Der Standort ist in jedem Fall bestimmend für die Ausprägung des Lebensraumtyps. Die Wiederherstellbarkeit hinsichtlich des Standorts ist damit ein lebensraumtypbezogenes Wertkriterium. Der Standort wird durch die Ge-

samtheit der Standortfaktoren charakterisiert. Nach ANL und DAF (1991) sind Standortfaktor und ökologischer Faktor synonym zu setzen. Man versteht darunter ein abiotisches System-Element einschließlich der von ihm ausgehenden Wirkung.

Primäre Standortfaktoren sind sichtbare (Licht) und unsichtbare Strahlung, Wärme, Feuchte, chemische Substanzen und mechanische Einwirkungen. Sekundäre oder integrierte ökologische Faktoren sind Klima, Relief und Boden bzw. Substrat.

Unter dem Gesichtspunkt der Verwendung der „Wiederherstellbarkeit hinsichtlich des Standorts“ als Wertkriterium sind zwei Einschränkungen zu machen:

- Es wird immer nur der Makrostandort betrachtet. Der Makrostandort ist die Summe der die typische Ausprägung der Lebensgemeinschaft der jeweiligen Kartierungseinheit prägenden Faktoren. Mikrostandorte unterliegen zudem einer weiteren, oft zufälligen Beeinflussung (z.B. Beschattung und Tritt).

- Es werden nur beeinflussbare Standortfaktoren betrachtet.

Mit diesen Einschränkungen bleiben für eine Verwendung des Standortes als Wertkriterium hinsichtlich seiner Wiederherstellbarkeit folgende Faktoren: Feuchte (Wasserhaushalt), chemische Substanzen, mechanische Einwirkungen, Relief und Boden.

Je schwieriger diese Standortfaktoren wiederherstellbar sind, desto wertvoller ist der betreffende Lebensraum.

5.2.7. Beispiel für die Berechnung des Biotopschutzwertes einer Einzelfläche innerhalb eines definierten Untersuchungsgebietes

Die Wertkriterien Größe (G), Trittsteinfunktion (T), Entwicklungszeitraum (E), Natürlichkeitsgrad (N), Seltenheit (S) und Wiederherstellbarkeit hinsichtlich des Standortes (W) haben alle die im Rahmen der Biotopkartierung abgegrenzten Biotopflächen als Bezugsbasis. Sie überschneiden sich in ihren Inhalten nicht und können deshalb, falls erforderlich, für jede Einzelfläche zu einem Biotopschutzwert (BSW) durch Summation zusammengefaßt werden.

$$BSW = G + T + E + N + S + W$$

5.2.7.1. Punktwerte für die Größe (G)

Ein pragmatischer Weg, die Größe als Qualitätskriterium in die Bewertung einzuführen, besteht darin, zunächst das gebietsspezifische Größenspektrum des jeweiligen Lebensraumtyps zu ermitteln, fünfzuteilen und die zu bewertenden Flächen entsprechend zu bepunkteten.

Im einzelnen können folgende Punktwerte vergeben werden:

5 Punkte, wenn die Größe der Einzelfläche 80–100 %

4 Punkte, wenn die Größe der Einzelfläche 60–80 %

3 Punkte, wenn die Größe der Einzelfläche 40–60 %

2 Punkte, wenn die Größe der Einzelfläche 20–40 %

1 Punkt, wenn die Größe der Einzelfläche 0–20 %

der Differenz zwischen der höchsten und der niedrigsten Flächengröße, addiert zur niedrigsten Flächengröße des Biotoptyps, beträgt.

Was bei diesem pragmatischen Ansatz keine Berücksichtigung findet, ist, daß bereits die gebietsspezifische Durchschnittsgröße zu gering sein kann, um im jeweiligen Verbundsystem die typischen Lebensgemeinschaften auf Dauer zu sichern.

5.2.7.2. Punktwerte für die Trittsteinfunktion (T)

Die Punkteinstufungen werden entsprechend dem Vernetzungsgrad der Einzelflächen des jeweiligen Biotoptyps im Untersuchungsgebiet vorgenommen.

Die Trittsteinfunktion ist dabei eine vom jeweiligen Biotoptyp und von der naturräumlichen Situation abhängige Größe. Typbedingte und landschaftsbedingte Unterschiede im Vernetzungsgrad von Einzelflächen werden eliminiert. Geländemorphologische (z.B. Gewässerläufe) und anthropogene Barrieren (z.B. Straßen) können nicht berücksichtigt werden.

Zur Ermittlung der Trittsteinfunktion wird zunächst um jede Einzelfläche eines bestimmten Biotoptyps ein Minimalumkreis gelegt und festgestellt, wieviele Flächen der gleichen Typgruppe sich innerhalb dieses Minimalumkreises befinden oder von diesem angeschnitten werden.

Zur Durchführung der Bewertung ist es damit erforderlich, noch zwei Begriffe zu definieren:

Der *Minimalumkreis* ist eine Größe, deren Einführung sich aus dem Ziel im Naturschutz herleitet, das Überleben von Arten u.a. dadurch zu gewährleisten, daß die einzelnen Populationen entweder ausreichend groß sind und/oder daß zwischen ihnen ein ausreichender genetischer Austausch erfolgt. Daß dabei minimale Austauschraten ausreichend sein können, zeigt bereits Wright (1951, in Hooper 1970). Er betont, daß bei einem kritischen Inzucht-Koeffizienten von 0,333 nur ein Einwanderer in jeder zweiten Generation notwendig ist, um eine Population in ihrer Genfrequenz ausreichend zu differenzieren.

Minimale Populationsgröße und maximaler Abstand der Populationen sind organismengruppenspezifische Größen. Zur Festlegung der Grenzgrößen des Minimalumkreises können einerseits die Organismen der Mikro- und Mesofauna einschließlich der größeren Bodenbewohner ausgeklammert werden, da diese selbst in kleinen Gebieten in ausreichend großen Populationen vorkommen, die ein genetisch bedingtes Aussterben ausschließen (Drachenfels 1983). Andererseits können sehr mobile Gruppen wie Vögel und Großsäuger bei der Bestimmung der Maximalabstände von Populationen vernachlässigt werden, wenn andere, weniger mobile Gruppen berücksichtigt werden.

Aber auch bei den „anderen Gruppen“ ist zu differenzieren, da diese oft ausbreitungsfreudige neben weniger ausbreitungsfreudigen Arten enthalten. So ist bekannt, daß viele Schneckenarten durch Wasser und Vögel verfrachtet werden; ob das aber für alle gilt, darf bezweifelt werden. Es ist auch bekannt, daß sich Spinnen (i.d.R. Jungspinnen) mittels Segelfäden durch Luftströmungen ausbreiten; ob das aber für alle gilt? ... In jedem Fall können Kenntnisse über die am wenigsten ausbreitungsfreudigen Arten der Makro- und Mesofauna A der betreffenden Lebensraumtypen einen guten Ansatz bieten.

Zur Bestimmung der kritischen Distanz für eine bestimmte Organismengruppe eines bestimmten Lebensraumtyps scheint die Betrachtung der Faktoren c und z der Arten-Areal-Beziehung ebenfalls einen guten Ansatz zu bieten

(siehe Kap. 5.2.1.). So kommt Hooper (1970) zu dem Schluß, daß die kritische Distanz für die Arten der Bodenflora der Wälder in dem von ihm untersuchten Teil Englands etwas unter 0,8 km liegt. Der Abstand punktueller Vernetzungselemente (Trittsteine) wird vom *Deutschen Rat für Landespflege* (1983) normativ angegeben mit maximal

- 500 Metern bei Verbindung von Wäldern
- 2000 Metern bei Verbindung von Heiden
- 1000 Metern bei Verbindung von Mooren
- 2000 Metern bei Verbindung von Feuchtgebieten.

Die *Typgruppe* ist eine Gruppe von Lebensräumen mit vergleichbaren abiotischen Rahmenbedingungen. Sie einzuführen ist deshalb geboten, weil bekannt ist, daß die meisten Tier- und Pflanzenarten in verschiedenen, aber verwandten Lebensräumen existieren können. In Anlehnung an die Einteilung in Ökosystemkomplexe (Biotopkomplexe) bei Heydemann und Müller-Karch 1980 können beispielhaft folgende Typgruppen zusammengefaßt werden:

- 1. Typgruppe „Fließgewässer“ (Verbund über „Durchgängigkeit“ für wandernde Arten)
Biotoptypen z. B.: Strom, Fluß, Bach, Graben, Altarm, Altwasser, Kies-, Sand- und Schlickbank, Ufervegetation an Fließgewässern
- 2. Typgruppe „Stillgewässer“ (Minimalumkreis: 2000 m)
Biotoptypen z. B.: Weiher, Teich, Baggersee, Naßabbau, Ufervegetation an Stillgewässern
- 3. Typgruppe „Feuchtwiesen, Hochstaudenfluren, Röhrichte“ (Minimalumkreis: 2000 m)
Biotoptypen z. B.: Auwiese, Moorwiese, Naßwiese, Landröhricht, Hochstauden, Großseggenried
- 4. Typgruppe „Mager- und Trockenrasen“ (Minimalumkreis: 2000 m)
Biotoptypen z. B.: Halbtrockenrasen, Trockenabbau, Hochwasserdeich, Magerrasen
- 5. Typgruppe „Grünland“ (Minimalumkreis: 2000 m)
Biotoptypen z. B.: Fettwiese, Weide
- 6. Typgruppe „Äcker, Ruderalflächen“ (Minimalumkreis: 2000 m)
Biotoptypen z. B.: Acker, Brache, Ackerrain

■ 7. Typgruppe „Siedlungen und Gärten“ (Minimalumkreis: 2000 m)
Garten, Bebauung

■ 8. Typgruppe „Laub- und Mischwälder“ (Minimalumkreis: 500 m)
Biotoptypen z. B.: Pappelforst, Erlen-Eschen-Wald, Eichen-Hainbuchen-Wald, Bruchwald, Mischwald, Hartholzaue, Weichholzaue

■ 9. Typgruppe „Nadelwälder“ (Minimalumkreis: 500 m)
Biotoptypen z. B.: Kiefernwald, Fichtenwald

■ 10. Typgruppe „Gebüsche, Feldgehölze, Hecken“ (Minimalumkreis: 500 m)
Biotoptypen z. B.: Aufforstung, Jungwald, Kahlschlag, Lichtung, Baumgruppe, Allee, Baumschule, Hecke, Feldgehölz.

Zur Bestimmung der Trittsteinfunktion wird um jede Einzelfläche der Minimalumkreis, eine Linie im betreffenden Abstand (siehe oben), gezogen und festgestellt, wieviele Flächen der gleichen Typgruppe sich in diesem Bereich befinden bzw. von dieser Linie angeschnitten werden. Das Spektrum der Anzahlen dieser Flächen, bezogen auf den jeweiligen Biototyp, ist dann Grundlage der Bestimmung der Punktzahl für das Wertkriterium „Trittsteinfunktion“.

Im einzelnen werden vergeben:

- 5 Punkte, wenn die Zahl der Flächen der gleichen Typgruppe im Minimalumkreis der Einzelfläche 80–100 %
- 4 Punkte, wenn die Zahl der Flächen der gleichen Typgruppe im Minimalumkreis der Einzelfläche 60–80 %
- 3 Punkte, wenn die Zahl der Flächen der gleichen Typgruppe im Minimalumkreis der Einzelfläche 40–60 %
- 2 Punkte, wenn die Zahl der Flächen der gleichen Typgruppe im Minimalumkreis der Einzelfläche 20–40 %
- 1 Punkt, wenn die Zahl der Flächen der gleichen Typgruppe im Minimalumkreis der Einzelfläche 0–20 %

der Differenz zwischen dem höchsten und niedrigsten Wert des Biototyps, addiert zum niedrigsten Wert, beträgt.

5.2.7.3. Punktwerte für Entwicklungszeitraum (E)

Maßstab für eine Umsetzung des Wert-

kriteriums „Entwicklungszeitraum“ kann entweder die tatsächliche Entwicklungsdauer, das „Alter“, des betreffenden Ökosystems sein, oder die Dauer, die notwendig ist, ein adäquates Ökosystem wieder neu zu entwickeln. Für die Bewertung von Einzelflächen ist sicher der erste Ansatz zielführender, da er den Entwicklungszeitraum als individuelle Eigenschaft berücksichtigt. „Entwicklungszeitraum“ ist damit ein objektbezogenes Wertkriterium (Wittig und Schreiber 1983).

Bei geringer Untersuchungsintensität kann der Entwicklungszeitraum nicht jeder einzelnen Fläche abgeschätzt werden. Man ist gezwungen zu generalisieren. Dazu wird die Dauer, die notwendig ist, um den betreffenden Ökosystemtyp vom „Rohzustand“ bis zu einer ersten „Reifephase“ zu entwickeln, pauschal abgeschätzt. „Entwicklungszeitraum“ wird damit zu einem lebensraumtypbezogenen Wertkriterium. Die Hauptunschärfe dieser Methode, die darin besteht, daß manche Ökosystemtypen in „junger“ und „alter“ Ausprägung vorkommen, z. B. Halbtrockenrasen auf Deichböschungen und eiszeitlichen Schotterterrassen, und dann nicht unterschieden werden können, muß bei der Erstellung des Kartierungsschlüssels berücksichtigt werden.

Zur Punkteinteilung für das Wertkriterium „Entwicklungszeitraum“ wird die Zeitskala von Kaule (1988) übernommen. Die Ökosysteme werden dabei in Klassen mit

- 1 bis 15 Jahre Entwicklungszeit
sekundäre Sandrasen mit Flora und Fauna der Binnendünen; Zwergbinsenfluren und ephemere Kleingewässer; Gräben z. T.; Ruderalfluren
- 15 bis 50–80 Jahre Entwicklungszeit
lückige Felsfluren; Gebüsche auf Brachen; Ginsterheiden auf Brachen; artenarme Mähwiesen; geschlossene, artenreiche Gras- und Staudenfluren an Böschungen und Dämmen; Grabensäume, wenn alternierend geräumt; eutrophe und mesotrophe sekundäre Stillgewässer
- 50–80 bis 150 Jahre Entwicklungszeit
artenarme, wenig differenzierte Hecken; Gebüsche und magerrasenartige Felsfluren auf Halden und in Steinbrüchen; artenarme Verlandungsökosysteme an Weihern; Weidengebüsche; artenreiche, zweischürige Wiesen

■ 150 bis 250 Jahre Entwicklungszeit
Wälder auf hitzigen Böden; Wälder mit Profilen mit hohem Stoffumsatz; manche Auwälder; die meisten Hecken

■ 250 bis 1000 Jahre Entwicklungszeit
Niedermoore, Sekundärentwicklung in Auen und an Teichen; Hecken auf alten Steinriegeln; Trockenrasen und Heiden

■ 1000 bis 10000 Jahre Entwicklungszeit

Hochmoore; Niedermoore mit hoher Torfmächtigkeit; Wälder mit alten Bodenprofilen

eingeteilt. Kaule (1988) ist zudem der Auffassung, daß Ökosysteme, die älter als 150 Jahre sind, sich in so einem Entwicklungszustand befinden, daß heute ein Ersatz (im naturwissenschaftlichen Sinn) unmöglich ist. Folgende Punktzahlen können deshalb vergeben werden:

5 Punkte: Entwicklungszeitraum des Ökosystemtyps über 250 Jahre (sehr alte Lebensräume);

4 Punkte: Entwicklungszeitraum des Ökosystemtyps zwischen 150 und 250 Jahren (alte Lebensräume);

3 Punkte: Entwicklungszeitraum des Ökosystemtyps zwischen 50–80 und 150 Jahren (mittelalte Lebensräume);

2 Punkte: Entwicklungszeitraum des Ökosystemtyps zwischen 15 und 50–80 Jahren (junge Lebensräume);

1 Punkt: Entwicklungszeitraum des Ökosystemtyps zwischen 1 und 15 Jahren (sehr junge Lebensräume).

5.2.7.4. Punktwerte für Natürlichkeitsgrad (N)

Bezugsgröße für eine Bewertung des Natürlichkeitsgrades ist nicht ein vorgefundenes Artenspektrum, sondern der Lebensraum, wie er im Rahmen der Biotopkartierung erfaßt wird. Im einzelnen können folgende Punktzahlen vergeben werden:

5 Punkte für natürliche Lebensräume. Lebensräume, die ohne direkten menschlichen Einfluß entstehen können und vom Menschen (nahezu) nicht verändert werden.

4 Punkte für naturnahe Lebensräume. Lebensräume, die ohne direkten menschlichen Einfluß

entstehen können und durch menschliche Einflüsse nicht wesentlich verändert werden.

3 Punkte für halbnatürliche Lebensräume. Lebensräume, die nur unter menschlichem Einfluß entstanden sind, nicht absichtlich geschaffen und von diesem Einfluß abhängig sind.

2 Punkte für kulturbetonte Lebensräume. Lebensräume, die nur unter menschlichem Einfluß entstanden sind, absichtlich geschaffen und von diesem Einfluß abhängig sind, auf denen aber eine naturbedingte Ausbildung der Lebensgemeinschaften (innerhalb gewisser Grenzen) zugelassen wird,

1 Punkt für anthropogene Lebensräume. Lebensräume, die nur unter menschlichem Einfluß entstanden sind, absichtlich geschaffen und von diesem Einfluß abhängig sind, auf denen eine naturbedingte Ausbildung der Lebensgemeinschaften nicht zugelassen wird.

5.2.7.5. Punktwerte für Seltenheit (S)

Nachdem eine Rote Liste der gefährdeten Lebensräume noch für kein Bundesland existiert, muß versucht werden, zumindest die Seltenheit von Lebensraumtypen im betreffenden Bundesland abzuschätzen.

Wesentliche Grundlagen liefern dabei die Auswertungen der landesweiten Biotopkartierungen. Im einzelnen können folgende Punktzahlen vergeben werden:

1 Punkt für die in allen Naturräumen auf (nahezu) allen Standorttypen vorhandenen Biotoptypen

2 Punkte für die im überwiegenden Teil der Naturräume auf spezifischen Standorttypen vorhandenen Biotoptypen

3 Punkte für die im geringeren Teil der Naturräume auf spezifischen Standorttypen vorhandenen Biotoptypen

4 Punkte für Biotoptypen, deren Vor-

kommen in vielen naturräumlichen Haupteinheiten bereits weitgehend erloschen sind

5 Punkte für Biotoptypen, die ihren landesweiten Verbreitungsschwerpunkt in der betreffenden naturräumlichen Haupteinheit haben.

5.2.7.6. Punktwerte für Wiederherstellbarkeit hinsichtlich des Standorts (WS)

In der Bewertung wird der Aufwand (technisch und/oder finanziell) abgeschätzt, um bei einer Neuerstellung des jeweiligen Biotoptyps die Standortfaktoren in charakteristischer Weise wieder wirksam werden zu lassen. Im einzelnen können folgende Punktzahlen vergeben werden:

5 Punkte für Lebensraumtypen, deren Standortfaktoren nicht oder nur mit immensem Aufwand an geeigneter Stelle wiederherstellbar sind

4 Punkte für Lebensraumtypen, deren Standortfaktoren mit großem bzw. sehr großem Aufwand an geeigneter Stelle wiederherstellbar sind

3 Punkte für Lebensraumtypen, deren Standortfaktoren mit durchschnittlichem Aufwand an geeigneter Stelle wiederherstellbar sind

2 Punkte für Lebensraumtypen, deren Standortfaktoren mit einfachen Gestaltungsmaßnahmen an geeigneter Stelle wiederherstellbar sind

1 Punkt für Lebensraumtypen, die so weit von Standortfaktoren unabhängig sind, daß zu ihrer Wiederherstellung keine standortbezogenen Maßnahmen erforderlich sind.

6. Die Bewertung von potentiellen Veränderungen von Landschaften

Vor allem im Rahmen der Eingriffsregelung und der UVP gilt es, nicht nur den aktuellen Zustand einer Landschaft zu erfassen und zu bewerten, sondern auch verschiedene Modelle der Zukunft einer Landschaft, bedingt durch Maßnahmen (Eingriffe) oder Entwicklungs-

trends abzuschätzen und die Veränderungen zu bewerten. Aus dem Grundsatz „Erhaltung geht vor Neuschaffung“ heraus werden bei Eingriffen potentielle Ausgleichsmaßnahmen nicht in die Bewertung mit einbezogen. Diese Vorgehensweise entspricht zu dem den §§ 8 ff. BNatSchG, wonach zunächst die Verpflichtung besteht, vermeidbare Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft zu unterlassen und erst unvermeidbare Beeinträchtigungen auszugleichen oder dafür Ersatz zu schaffen.

Die Naturausstattung kann durch Maßnahmen oder Entwicklungen potentiell auf zwei Ebenen verändert werden:

- durch Veränderung der Standortfaktoren
- durch Veränderung von Flächengrößen und Flächenanordnung

Zur Abschätzung von Veränderungen der Standortfaktoren durch konkrete Maßnahmen scheint aus pragmatischen Gründen eine Zweiteilung geboten in

- unmittelbare Flächeninanspruchnahme und
- Veränderungen der Standortfaktoren nicht unmittelbar in Anspruch genommener Flächen.

6.1. Quantifizierende Bewertung der unmittelbaren Flächeninanspruchnahme (Direkte Wertänderung, DW)

Soweit es sich um Maßnahmen handelt, mit denen eine unmittelbare Flächeninanspruchnahme verbunden ist (z. B. Aufschüttung, Abgrabung, Überstauung) kann ein Vergleich der Wertzahlensummen vor und nach Durchführung der verschiedenen Varianten über den einfachen Ansatz:

$$DW = \sum_{i=1}^n (A_{ti} - A_{oi})(OSW\{BE\})_i + \sum_{i=1}^n (A_{ti} - A_{oi})(BSW)_i$$

erfolgen. Dabei sind A_o und A_t die Flächen am Anfang und Ende des Betrachtungszeitraumes, $OSW\{BE\}$ der Organismenschutzwert der Einzelfläche und BSW der Biotopschutzwert. Bei zu geringer Untersuchungsintensität können statt $OSW\{BE\}$ auch die Werte für $OSW\{B\}$ verwendet werden (vgl. Kap. 5.1.).

6.2. Quantifizierende Bewertung der Veränderungen von Flächengrößen und Flächenanordnung (Indirekte Wertänderung, IW)

Der Ansatz in Kapitel 6.1. bedarf einer Ergänzung, denn er bezieht die Veränderungen von Flächengrößen und Flächenanordnung durch Maßnahmen oder Entwicklungen nicht mit ein. Veränderungen von Flächengrößen und Flächenanordnung schlagen sich in folgenden organismenbezogenen und lebensraumbezogenen Wertkriterien nieder:

- Organismenschutzwert der Einzelfläche ($OSW\{BE\}$)

Aus der Fläche-Arten-Beziehung ergibt sich, daß die potentielle Artenzahl, insbesondere die Zahl stenöker Arten auf einer Fläche mit deren Größe positiv korreliert ist. Die Flächengröße ist also ein bestimmender Faktor des Organismenschutzwertes der Einzelfläche.

- Größe (G)

Die Flächengröße ist per se ein zentrales Wertkriterium.

- Trittstein-Funktion (T)

Mit der Verkleinerung oder Vergrößerung von Biotopflächen oder der Veränderung von deren Anordnung verändert sich der mittlere Vernetzungsgrad des jeweiligen Biotoptyps.

Die Betrachtung der Änderungen der durchschnittlichen Flächengrößen der einzelnen Biotoptypen ist damit ein gutes Maß für die potentiellen Auswirkungen einer Maßnahme auf „Organismenschutzwert“ und „Größe“ der betroffenen Flächen. Änderungen im mittleren Vernetzungsgrad der einzelnen Biotoptypen geben Auskunft über die Auswirkungen einer Maßnahme auf die Trittstein-Funktion der betreffenden Flächen. Der Organismenschutzwert des Biotoptyps $OSW\{B\}$, der sowohl eine organismenbezogene als auch eine lebensraumtypbezogene Komponente besitzt, wird durch Veränderungen von Flächengröße und Flächenanordnung nur mittelbar betroffen und kann daher bei einer quantifizierenden Bewertung der Veränderungen von Flächengrößen und Flächenanordnung nicht berücksichtigt werden.

Die quantifizierende Bewertung der Veränderungen von Flächengrößen und Flächenanordnung muß demnach aus zwei Teilen bestehen. Zum einen aus der Quantifizierung der Verände-

rung der durchschnittlichen Flächengrößen der einzelnen Biotoptypen und zum anderen im Vergleich des mittleren Vernetzungsgrades des jeweiligen Biotoptyps zu Beginn und am Ende des Betrachtungszeitraumes, jeweils in Verbindung mit den lebensraumtypbezogenen Wertkriterien Natürlichkeitsgrad (N), Seltenheit (S), Entwicklungszeitraum (E) und Wiederherstellbarkeit hinsichtlich des Standorts (WS). Diese werden von Veränderungen von Flächengrößen und Flächenanordnung nicht beeinflusst, müssen aber gleichwohl in eine quantifizierende Bewertung einfließen, da es einen Unterschied bedeutet, ob die Flächengröße und -anordnung von Ackerflächen oder von Weichholzauenwäldern verändert wird.

$$IW = \sum_{i=1}^n (G_{ti} G_{oi}^{-1} + V_{ti} V_{oi}^{-1}) (N_i + S_i + E_i + WS_i) 0,25$$

G_o und G_t sind die gebietspezifischen Durchschnittsgrößen des jeweiligen Biotoptyps, V_o und V_t der Vernetzungsgrad des jeweiligen Biotoptyps jeweils am Anfang und am Ende des Betrachtungszeitraumes. Diese Rechenvorschrift kann die logarithmische Abhängigkeit der Artenzahl von der Fläche nicht berücksichtigen, da eine Bestimmung der Faktoren c und z der Arten-Areal-Kurve für die Durchführung einer Naturschutzbewertung mit zu großem Aufwand verbunden wäre.

6.3. Quantifizierende Bewertung der Veränderungen der Standortfaktoren nicht unmittelbar in Anspruch genommener Flächen (Potentielle Wertänderung, PW)

Die in den Kapiteln 6.1. und 6.2. behandelten Veränderungen im Naturhaushalt haben sich als quantifizierbar erwiesen. Im Gegensatz dazu können die Veränderungen der Standortfaktoren nicht unmittelbar in Anspruch genommener Flächen im Hinblick auf die daraus resultierenden Veränderungen der Biozönosen nicht quantifiziert werden.

Um dennoch eine quantifizierende Abschätzung zu ermöglichen kann die Empfindlichkeit der jeweiligen Organismengruppe gegenüber Habitatveränderungen im Sinne einer Risikobilanz als Maßstab für einen Variantenvergleich genommen werden. Die Emp-

findlichkeit gegenüber Habitatveränderungen ist kein Kriterium zur Bewertung einer aktuellen Flächenausstattung, sondern eine differenzierte Eigenschaft einer Biozönose bzw. Organismengruppe, die es gestattet, die Auswirkungen von Veränderungen der Standortfaktoren abzuschätzen und zu bewerten.

Ähnlich wie bei der Betrachtung des Standorts bei der Einführung des Wertkriteriums „Wiederherstellbarkeit“ wird auch bei der Empfindlichkeitsbetrachtung nur der Makrostandort betrachtet und es werden nur mittelbar veränderbare Standortfaktoren bewertet. Im einzelnen sind beispielsweise in Flußniederungen folgende Veränderungen denkbar:

- Grundwasser
 - ☐ Anstieg / Absinken der mittleren Spiegelhöhe
 - ☐ Zunahme / Abnahme der Schwankungsbreite der Spiegelhöhe
- Oberflächengewässer
 - ☐ Zunahme / Abnahme der Fließgeschwindigkeit
 - ☐ Anstieg / Absinken der mittleren Spiegelhöhe
 - ☐ Zunahme / Abnahme der Schwankungsbreite der Spiegelhöhe
 - ☐ Verbesserung / Verschlechterung der Gewässergüte
 - ☐ Zunahme / Abnahme der mittleren Temperatur
 - ☐ Zunahme / Abnahme der mittleren Vereisungsdauer
 - ☐ Zunahme / Abnahme der Wellenschlagintensität
 - ☐ Vergrößerung / Verringerung der Korngrößen des Bodensubstrats
 - ☐ Bewuchs / Offenwerden bisher offener/bewachsener Bodenflächen am Gewässerrand
 - ☐ Unterbrechung/Wiederherstellung von Wanderbeziehungen gewässergebundener Tierarten
- Landlebensräume
 - ☐ Zunahme / Abnahme der Überflutungshäufigkeit
 - ☐ Zunahme / Abnahme der Überflutungsdauer
 - ☐ Intensivierung / Extensivierung der Nutzung von landwirtschaftlichen / forstwirtschaftlichen Flächen
 - ☐ Umwandlung der Nutzung in naturnähere / naturfernere Nutzungsformen
 - ☐ Erhöhung / Verringerung des Erschließungsgrades

Zur Bewertung der Empfindlichkeit der jeweiligen Organismengruppe dürfen nur Standortfaktoren Verwendung finden, die für die betreffende Gruppe relevant sind und die so klassifizierbar sind, daß sich potentielle Änderungen des Standortfaktors mit Durchführung der Maßnahme vorherbestimmen lassen.

Bezogen auf den Standortfaktor Grundwasser kann diese Klassifizierung beispielsweise folgendermaßen aussehen:

mittlerer Grundwasserstand $h < 0,4 \text{ m}$, $0,4 \text{ m} \leq h < 0,8 \text{ m}$, $0,8 \text{ m} \leq h < 1,2 \text{ m}$, $1,2 \text{ m} \leq h < 1,6 \text{ m}$, $h \geq 1,6 \text{ m}$.
Schwankungsbreite des Grundwasserspiegels $dh < 0,5 \text{ m}$, $0,5 \text{ m} \leq dh < 1,0 \text{ m}$, $1,0 \text{ m} \leq dh < 1,5 \text{ m}$, $1,5 \text{ m} \leq dh < 2,0 \text{ m}$, $dh \geq 2,0 \text{ m}$.

Mit Hilfe von Grundwassermodellrechnungen ist es möglich, die potentiellen Änderungen des mittleren Grundwasserspiegels und dessen Schwankungsbreite mit der Genauigkeit der Klassifizierung vorherzubestimmen.

Eine Bewertung der Empfindlichkeit der jeweiligen Organismengruppe gegenüber den klassifizierten Standortfaktoren erfolgt zweckmäßigerweise mit einer fünfstufigen Skala. Dabei bedeuten:

5 Punkte: Der Standortfaktor ist für die typischen Arten der jeweiligen Organismengruppe in dem betreffenden Lebensraum optimal.

4 Punkte: Der Standortfaktor ist für die typischen Arten der jeweiligen Organismengruppe in dem betreffenden Lebensraum suboptimal.

3 Punkte: Der Standortfaktor ist für die typischen Arten der jeweiligen Organismengruppe in dem betreffenden Lebensraum erträglich.

2 Punkte: Der Standortfaktor ist für die typischen Arten der jeweiligen Organismengruppe in dem betreffenden Lebensraum kaum erträglich.

1 Punkt: Der Standortfaktor ist für die typischen Arten der jeweiligen Organismengruppe in dem betreffenden Lebensraum pessimal.

0 Punkte: Der Standortfaktor beeinflusst die typischen Arten der jeweiligen Organismengruppe

pe nicht unmittelbar, bzw. trifft für den Lebensraum nicht zu.

Für die einzelnen Organismengruppen werden dazu zweckmäßigerweise Matrices angelegt, die auf der einen Achse die in der jeweiligen Untersuchung flächendeckend klassifizierbaren Standortfaktoren auflisten, auf der anderen Achse die verschiedenen Lebensraumtypen. In den Schnittpunkten werden dann die Empfindlichkeit der Organismen der jeweiligen Gruppe in dem betreffenden Lebensraum gegenüber dem jeweiligen Standortfaktor entsprechend der obigen Einstufung angegeben.

Die potentielle Wertänderung (PW_0) für eine bestimmte Organismengruppe O ergibt sich dann als Differenz der Summen der bei der Bemessung der Empfindlichkeit (e) der jeweiligen Organismengruppe (O) gegenüber den jeweiligen Standortfaktoren (i) in dem betreffenden Lebensraumtyp erzielten Punktwerte, multipliziert mit dessen Organismenschutzwert für die betreffende Organismengruppe ($OSW_0\{BE\}$) und der jeweiligen Fläche (A) vor (0) und nach (t) der Maßnahme.

$$PW_0 = \sum_{i=1}^n e_i OSW_0\{BE\} A_0 - \sum_{i=1}^n e_i OSW_t\{BE\} A_t$$

Diese Methode ist geeignet, die Auswirkungen (positive und negative) einer Maßnahme auf einzelne Organismengruppen abzuschätzen.

7. Literatur

ANL (= Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege), 1986: Naturschutz – Grundlagen, Ziele, Argumente. Informationen 2, 2. Auflage, Laufen: 47 S.

ANL und DAF (= Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege und Dachverband Agrarforschung), 1991: Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung. Informationen 4, 2. neubearbeitete Auflage, Laufen, Frankfurt: 125 S.

Ball, D. F.; Stevens, P. A., 1981: The role of 'ancient' woodland in conserving 'undisturbed' soils. – Biol. Conservation 19, 163–176.

Bezzel, E., 1980: Die Brutvögel Bayerns und ihre Biotop. Versuch der Be-

- wertung ihrer Situation als Grundlage für Planungs- und Schutzmaßnahmen. *Anz. Orn. Ges. Bayern* 19, 133–169.
- Bezzel, E.; Ranftl., H., 1974: Vogelwelt und Landschaftsplanung. Eine Studie aus dem Werdenfelser Land. *Tier und Umwelt* 11/12, 93 S.
- Blake, J. G.; Karr, J. R., 1984: Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forests. *Biol. Conservation* 30, 173–187.
- Deixler, W., 1983: Schlußfolgerungen und Empfehlungen. In: Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt. Laufener Seminarbeiträge 9, 6.
- Deutscher Rat für Landespflege, 1983: Ein „Integriertes Schutzgebietssystem“ zur Sicherung von Natur und Landschaft. In: Integrierter Gebietsschutz. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 41, 5–14.
- Diamond, J. M., 1975: The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biol. Conservation* 7, 129–146.
- Drachenfels, O. von, 1983: Ableitung von Vernetzungskriterien für den Aufbau lokaler, regionaler und landesweiter Biotopsysteme aus tierökologischer Sicht. Pilotstudie im Auftrag des LfU Rheinland, Hannover, 126 S.
- Ellenberg, H., 1963: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in kausaler, dynamischer und historischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Gassner, E., 1983: Eingriffe in Natur und Landschaft – ihre Regelung nach § 8 BNatSchG. In: Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt. Laufener Seminarbeiträge 9, 8–13.
- Heydemann, B., 1983: Vorschlag für ein Biotopschutzzonen-Konzept am Beispiel Schleswig-Holsteins. Ausweisung von schutzwürdigen Ökosystemen und Fragen ihrer Vernetzung. In: Integrierter Gebietsschutz. Schr. Reihe Dtsch. Rat f. Landespflege, H. 41, 95–104.
- Heydemann, B.; Müller-Karch, J., 1980: Biologischer Atlas Schleswig-Holstein. Wachholtz-Verlag, Neumünster. 263 S.
- Hooper, M.-D., 1970: The Size and Surrounding of Nature Reserves. In: The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation. Blackwell Pub. 555–561.
- Kaule, G., 1988: Faktische Möglichkeiten der Wiedergutmachung ökologischer Schäden. In: Die Rechtspflicht zur Wiedergutmachung ökologischer Schäden. Laufener Seminarbeiträge 1/87, 15–19.
- Kaule, G.; Schaller, J.; Schober, H. M., 1979: Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern: allg. Teil, außeralpine Naturräume. Schutzwürdige Biotope in Bayern, Heft 1. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, München. 154 S.
- Kaule, G.; Schober, H. M.; Söhmisch, R., 1976: Kartierung schutzwürdiger Biotope in den bayerischen Alpen. Jahrbuch d. Vereins z. Schutze d. Alpenpfl. u. -tiere, Bd. 42, München.
- MacArthur, R. H.; Wilson, E. O., 1967: Biogeographie der Inseln. Wilhelm Goldmann Verlag München. 201 S.
- Mader, H. J., 1981: Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. *Natur u. Landschaft* 56, 235–242.
- Mader, H. J., 1983: Warum haben kleine Inselbiotope hohe Artenzahlen? *Natur u. Landschaft* 58, 367–370.
- Mader, H. J., 1984: Inselökologie – Erwartungen und Möglichkeiten. In: Inselökologie – Anwendungen in der Planung des ländlichen Raumes. Laufener Seminarbeiträge 7/84, 7–16.
- Margules, C.; Higgs, A. J.; Rafe, R. W., 1982: Modern bio-geographic theory: Are there any lessons für nature reserve design? *Biol. Conservation* 24, 115–128.
- Margules, C. R.; Usher, M. B., 1981: Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biol. Conservation* 21, 79–109.
- May, R. M., 1975: Island biogeography and the design of wildlife preserves. *Nature* 254, 177–178.
- Meynen, E.; Schmithüsen, J., 1962: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bad Godesberg, 1339 S.
- Mossakowski, D.; Paje, F., 1985: Ein Bewertungsverfahren von Raumeinheiten anhand der Carabidenbestände. *Verh. Ges. Ökologie, Bremen* 13, 747–750.
- Mühlenberg, M., 1982: Inhalte und Ergebnisse der Inselbiogeographie. Manuskript, unveröffentlicht.
- Plachter, H., 1988: Naturschutzplanung auf wissenschaftlicher Grundlage. Schriftenreihe des Bayer. Landesamtes für Umweltschutz 80.
- Plachter, H., 1992: Grundzüge einer naturschutzfachlichen Bewertung. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 67, 9–48.
- Preston, F. W., 1962: The canonical distribution of Commonness and rarity. *Ecology* 43, 185–215, 410–432.
- Reichholf, J., 1980: Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. *Anz. orn. Ges. Bayern* 19, 13–26.
- Remmert, H., 1985: Was geschieht im Klimax-Stadium? *Naturwissenschaften* 72, 505–512.
- Schlüpmann, M., 1988: Bioökologische Bewertungskriterien für die Landschaftsplanung. *Natur und Landschaft* 63, 155–159.
- Schorr, M.; Jürging, M., 1984: Vergleichende Kartierung der Naturschutzwürdigkeit von Gewässern – am Beispiel der Erfassung von Libellen, Tagfaltern und Amphibien im Bereich der Stadt Burgdorf (Niedersachsen). *Libellula* 3, 111–125.
- Schreiner, J., 1990: Flächenansprüche des Naturschutzes: Qualifizierung und Quantifizierung. *Jahrbuch Naturschutz und Landschaftspflege* 44, 9–39.
- Schuster, H. J., 1980: Analyse und Bewertung von Pflanzengesellschaften im Nördlichen Frankenjura. *Dissertationes Botanicae* 53, 478 S.
- Seibert, P., 1980: Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften. *Ber. ANL* 4, 10–23.
- Simberloff, D. S., 1976: Experimental zoogeography of islands. Effects of island size. *Ecology* 57, 629–1248.
- Simberloff, D. S.; Abele, L. G., 1976: Island biogeography theory and conservation practise. *Science* 191, 285–286.
- Usher, M. B., 1986: Wildlife conservation evaluation. Chapman & Hall, London, New York: 385 S.
- Westhoff, V., 1969: Die Reste der Naturlandschaft und ihre Pflege. In: Handbuch für Landschaftspflege und Naturschutz. Hrsg. K. Buchwald und

W. Engelhardt. Bd. 2, 1–10. München.
 Wiegleb, G.; Bröring, U., 1991: Wissenschaftlicher Naturschutz. Garten und Landschaft 66, 18–21.
 Wittig, R.; Schreiber, K. F., 1983: A quick method for assessing the impor-

tance of open spaces in towns for urban nature conservation. Biol. Conservation 26, 57–64.
 Zahlheimer, W. A., 1985: Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte. Beiheft 4 zu Bericht ANL: 143 S.

Anschrift des Verfassers

Johann Schreiner
 Prof. und Leiter der
 Norddeutschen Naturschutzakademie
 Hof Möhr
 29640 Schneverdingen

Geoökologische Ansätze zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes. Versuchungen, Grenzen und Möglichkeiten aus der Sicht der universitären Praxis

von Harald Zepp

1. Einleitung: Landschaftsbewertung aus geoökologischer Sicht

Mit dem Begriff der *Landschaft* enthält das Rahmenthema der Tagung einen der facettenreichsten Ausdrücke im Übergangsfeld zwischen Natur- und Geisteswissenschaften. Mit *Glauser* (1993) können drei fundamentale Aspekte herausgestellt werden, die prinzipiell gleichberechtigt unterschieden werden, um den Begriffsinhalt von Landschaft zu präzisieren: Landschaftshaushalt – Landschaftsbild – Landschaft als ideelle Lebensgrundlage. Wenn der Landschaftshaushalt als der Forschungsgegenstand der *Landschaftsökologie* definiert wird, ist die Perspektive des eigenen Beitrages klar definiert. Wir bemühen uns in der Landschaftsökologie, die stofflichen und energetischen Wechselwirkungen in der Landschaft in ihrer räumlichen Differenzierung zu erfassen. Carl Troll (1939) hat den Begriff Landschaftsökologie für eine fächerübergreifende, integrierende Zentrierungsdisziplin in die wissenschaftliche Literatur eingeführt und später für den englischen Sprachraum den Begriff *geocology* verwendet. In diesem Sinne möchte ich *Geoökologie* als Synonym für Landschaftsökologie verstehen.

Natur und Landschaft bedeutet auch Umwelt des Menschen. Landschaftsbewertung gehört zu den ältesten Überlebensstrategien der Mensch-

heit. Für den Fortbestand seiner Existenz war der Mensch immer gezwungen, die naturräumlichen Grundlagen, die natürlichen Lebensgrundlagen zu erkennen, zu bewerten und entsprechend zu handeln. Eigene Anschauung, persönliche und kollektive Erfahrungen, Überlieferungen, Traditionen und kulturelle, religiöse Riten mögen ihm hierbei eine Stütze gewesen sein. Die natürlichen Landschaften wurden genutzt, übernutzt, verbraucht und in ihrer vorher bestehenden Form zerstört, meist zum Schaden, mitunter auch zum Nutzen der Menschen, in jedem Falle aber verändert. *Landschaftsbewertung* bedeutet, daß sich der Mensch zu der Landschaft, wie naturnah oder künstlich sie auch immer sein mag, in Beziehung setzt. Er hat ein Interesse daran, das Leistungsvermögen der Landschaft, präziser das Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes zu erkennen, es für eigene Zwecke zu nutzen oder als Ressource zu verbrauchen.

Die Ansprüche der Gesellschaft an den Naturraum, die sich aus den verschiedensten Lebensbereichen ergeben, spiegeln sich im Konzept des *Naturraumpotentials* (Haase 1978; Mannsfeld 1978) wider. Es fand – häufig in modifizierter Form – eine rasche Berücksichtigung in verschiedensten Planungen, ohne daß immer auf die Original-literatur Bezug genommen wurde. Im Vordergrund (siehe Abb. 1 auf S. 106) steht die Eignung des Naturraums oder

ausgewählter Landschaftsausschnitte für bestimmte Nutzungen, für die Befriedigung gesellschaftlicher Ansprüche, die einzelnen partiellen Naturraumpotentiale. In der ersten Phase der wissenschaftlichen Naturraumbewertung, etwa in den 70er Jahren, sind operationelle Verfahren für zahlreiche Naturraumpotentiale, also Bewertungsvorschriften entwickelt worden (vgl. Marks und Mosimann 1989). Zielsetzungen dieser Art können unter dem Begriff *Nutzeransatz* zusammengefaßt werden. Der Naturraumpotential-Ansatz ist in Verruf gekommen, zu anthropozentrisch zu sein. Diese Kritik ist so pauschal nicht haltbar; von Haase ist frühzeitig darauf hingewiesen worden, daß der Naturraum durchaus keinen Selbstbedienungsladen für gesellschaftliche und wirtschaftliche Ansprüche darstellt, sondern daß der Schutz der natürlichen Umwelt vor Störwirkungen und die Beseitigung von Umweltschäden als Voraussetzungen für die natürliche Regeneration der Naturbedingungen bedacht werden muß (Haase 1978, 113). Es kommt vielmehr auf die Umsetzung des Konzepts, auf die Gewichtung der einzelnen Potentiale untereinander an. Wir stehen vor dem Abwägungsproblem, wann und wo naturnahen Ökosystemen wieviel Platz eingeräumt wird, bzw. wie naturnah die Befriedigung menschlicher Ansprüche organisiert werden kann und soll. Sicherlich auch aus dem Mißbehagen der mangelnden Umsetzung sogenannter ökologischer Belange wurden später im Zuge der „ökologischen Planung“ Aspekte wie die *Leistungsfähigkeit*, *Belastbarkeit* und *Tragfähigkeit des Naturhaushaltes* stärker in den Vordergrund gerückt. Von Landschaftsplanern und von im Naturschutz tätigen Naturwissenschaftlern wurden darüber hinaus neue, teilweise sehr komplexe Verfahren wie die Belastungsbewertungs- und die ökologische Risiko- (sowie Wirkungs-)analyse

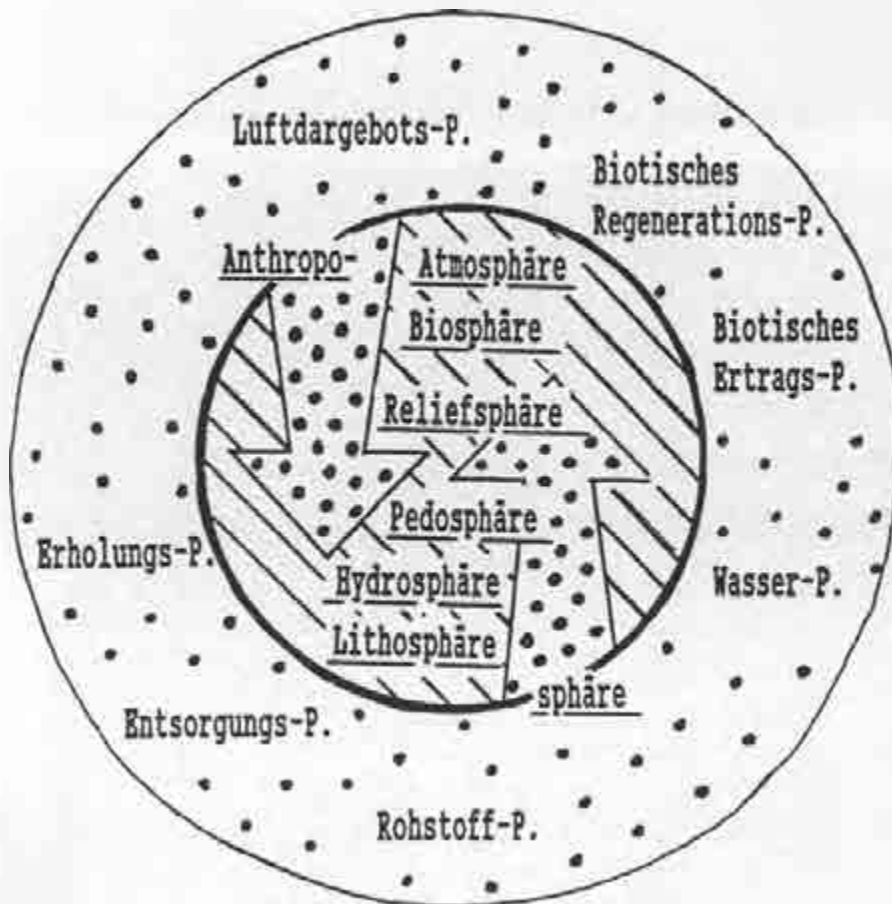


Abb. 1. Partielle Naturraumpotentiale nach Haase (1978), eigener Entwurf.

(z.B. Bachfischer et al. 1977; Schemel 1978) entwickelt.

Die meines Wissens umfangreichste Sammlung von *Bewertungsverfahren für einzelne landschaftshaushaltliche Funktionen* hat der Arbeitskreis Geoökologische Karte und Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes (Marks et al. 1989) vorgelegt. Sie ist auf mitteleuropäische Verhältnisse ausgerichtet und behandelt:

- Erosionswiderstandsfunktion (gegen Wasser, gegen Wind)
- Filter-, Puffer-, Transformatorfunktion (des Untergrundes)
- Grundwasserschutzfunktion
- Grundwasserneubildungsfunktion
- Abflußregulationsfunktion
- Immissionsschutzfunktion (Lärm, Luftregeneration)
- Klimameliorations- und bioklimatische Funktion
- Ökotoptbildungs-, Ökotoptentwicklungs- und Naturschutzfunktion
- Erholungsfunktion
- Grundwasserdargebotspotential
- Biotisches Ertragspotential
- Landeskundliches Potential

Die Verfahren erlauben räumlich differenzierende Bewertungen in den Maßstäben 1:5000 bis 1:50 000. Sie setzen eine nur kurze Bearbeitungsdauer voraus (Schnell-Verfahren) und ersetzen somit keine Spezialbewertungen an Einzelstandorten. Die Verfahrenssammlung schließt altbekannte und bewährte sowie neu entwickelte Verfahren ein.

2. Verfahrensgrundmuster und allgemeine Probleme geoökologischer Bewertungsverfahren

In der ausführlichen Fassung des Beitrages wurden exemplarisch drei Bewertungskomplexe vertieft: das Biotische Ertragspotential, die Bestimmung der Grundwasserneubildungs- und der Grundwasserschutzfunktion. Einige der Bewertungsergebnisse sind in den Abbildungen 2, 3 und 5 veranschaulicht, ohne daß an dieser Stelle vertieft auf die Verfahren eingegangen werden kann. Die Anwendung erfolgte in einem Landschaftsraum, der den Übergang zwischen Nordeifel und Nieder-

rheinischer Bucht (TK 25, Bl. 5307 Rheinbach) bildet. Sie diente dazu, allgemeine Gesichtspunkte und die Problematik geoökologischer Bewertungsverfahren herauszuarbeiten.

Die Formulierung und Anwendung von *Bewertungsverfahren* kann auf ein *grundlegendes Schema*, auf eine Abfolge von Teilschritten zurückgeführt werden. Es ist wichtig, daß das Verfahren vom Anwender transparent gemacht wird; darin liegt der Vorteil formalisierter Verfahren im Vergleich zum Einsatz des Erfahrungsschatzes von Experten.

1. Definition und Operationalisierung der landschaftshaushaltlichen Teilfunktion bzw. des Potentials
2. Formulierung einer Wertskala für die Ausprägung der Funktion bzw. des Potentials
3. Auswahl der Faktoren (Variablen), die die räumlichen Unterschiede der Funktion bzw. des Potentials bestimmen
4. Klassifikation der Faktoren nach Ausprägungsgraden
5. Formulierung einer Verknüpfungsvorschrift (Tabelle, Zuordnungs-, Verflechtungsmatrix, Gleichung, Diagramm, Nomogramm o.ä.) für diese Faktoren
6. Test des Verfahrens an extremen Bewertungsbeispielen und evtl. anschließende Korrektur, beginnend bei 3.
7. Bereitstellung der erforderlichen Informationen über die Ausprägung der Faktoren im konkreten Landschaftsausschnitt
8. Verknüpfung entsprechend der unter 5. formulierten Vorschrift für alle Teilflächen mit unterschiedlichen Faktorenausprägungen durchführen (Teilflächen können Rasterflächen oder -punkte, kleinste Geometrien, die sich aus der Überlagerung von Transparenten ergeben, sein oder bei der Verwendung Geographischer Informationssysteme [GIS] deren jeweilige Äquivalente.)
9. Ergebnis kritisch interpretieren.

In der Praxis treten meist Probleme auf, die eine Modifikation der gewählten Bewertungsmethode erfordern. Am Beispiel des Biotischen Ertragspotentials (Abb. 1) wurden zwei Probleme erläutert, die mit ungenügender Datenlage zusammenhängen. In den

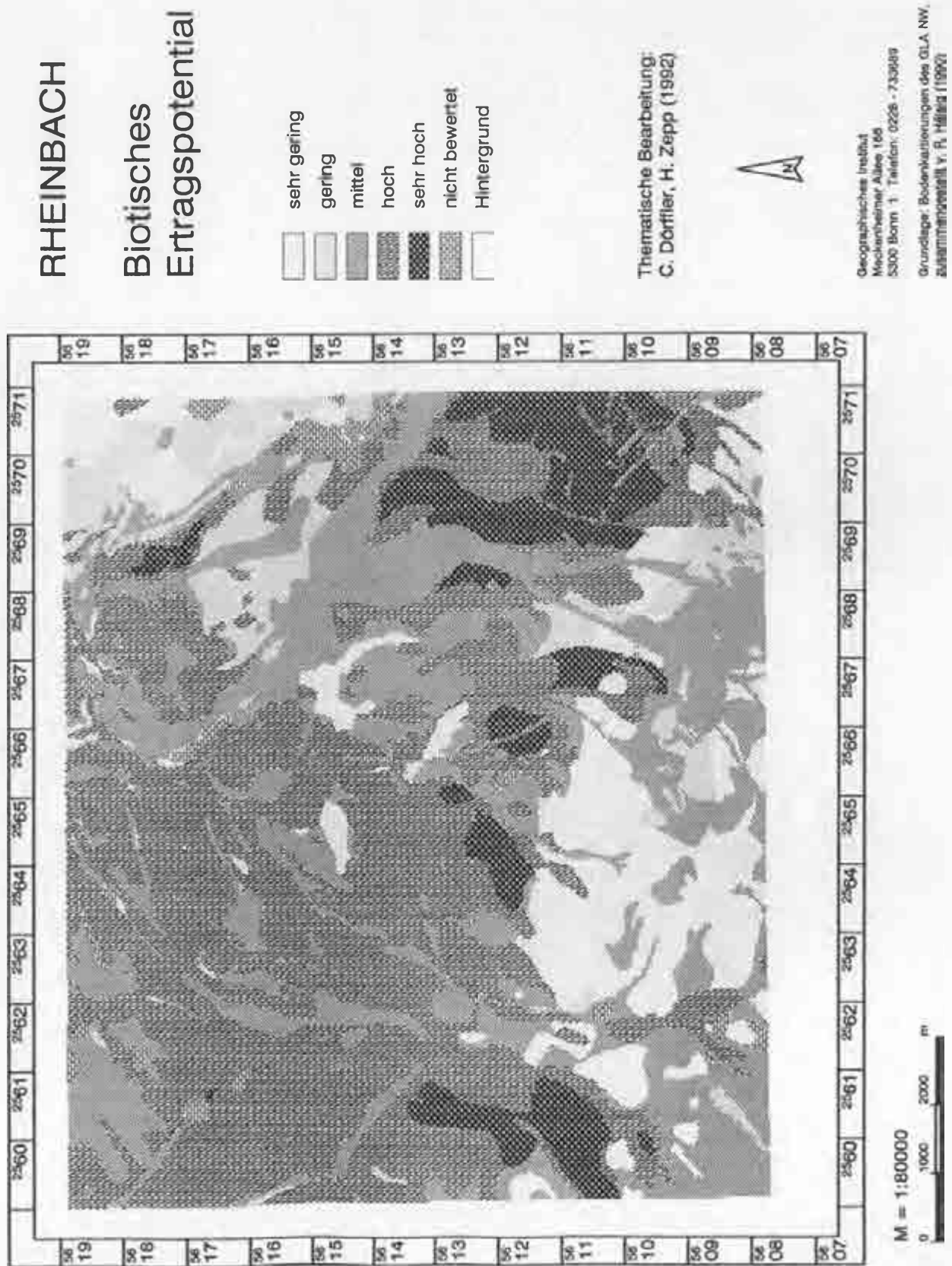
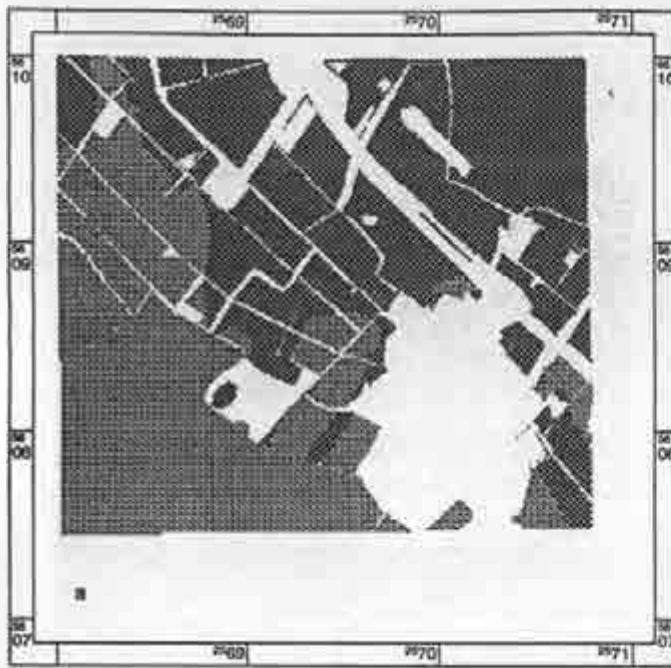


Abb. 2. Biotisches Ertragspotential (auf dem Gebiet der TK 25, Bl. 5307 Rheinbach; Grundlage Bodenkarte 1:25 000, zusammengestellt nach Unterlagen des Geologischen Landesamtes durch R. Hälsig; Potentialbewertung nach der Methode Glawion et al. 1989 durch C. Dörffler u. H. Zepp, Geographisches Institut d. Universität Bonn).

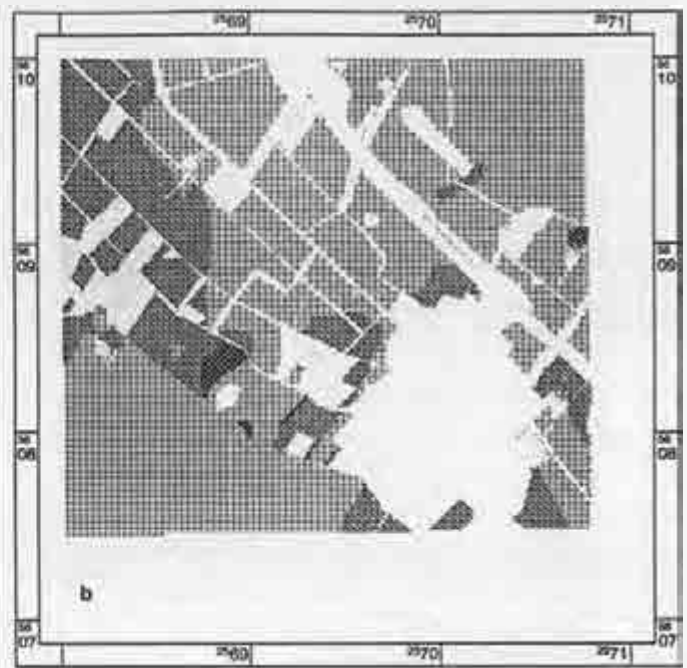
seltensten Fällen sind die räumlichen Bezugseinheiten für die Bewertung homogen. Die der Bewertung zugrundeliegende Bodenkarte Rheinbach 1:25000 umfaßt 81 verschiedene Bodeneinheiten, und dennoch ist kaum eine der 81 Einheiten wirklich homogen im Hinblick auf die Bodenmerkmale,

die für die Bewertungen herangezogen werden sollen. Wenn für die Bewertung des Ertragspotentials die nutzbare Feldkapazität anzugeben ist und die Legende der Bodenkarte die Angabe „mittel bis hoch“ enthält, so bedeutet dies eine Spannweite der Werte zwischen 90 und 200 mm Niederschlags-

äquivalent, oder 2 Stufen einer 5er-Skala. Da im allgemeinen keine ergänzenden Informationen nacherhoben werden können, ist ein pragmatisches Vorgehen unumgänglich. Je nach der zu bewertenden Funktion kann ergänzend zur Verwendung eines Mittelwertes alternativ die Auswahl des optimisti-



Grundwasserneubildung nach PROKSCH



nach Renger & Strebel



Rheinbach
Ausschnitt Wormersdorf

0 250 500 750 m



Abb. 3. a. Grundwasserneubildungsfunktion, bestimmt nach der Methode Proksch (1990). – b. Grundwasserneubildungsfunktion, bestimmt nach der Methode Renger und Strebel (1980). – c. Grundwasserneubildungsfunktion: Neubewertung nach der Methode Renger und Strebel (1980) für die Flächen, für die die Gültigkeitsbedingungen des Verfahrens erfüllt sind.

schen oder pessimistischen Wertes erfolgen.

Bewertungen können (und sollten) auf komplexen Geometrien (z. B. auch Wertfelder) mehrerer überlagerter Informationsebenen durchgeführt werden, um im Zuge der Bewertung den Informationsverlust durch zu frühzeitige Generalisierung zu vermeiden. Es ist streng zwischen „echten“ *Basisdaten* und *abgeleiteten Daten* zu unterscheiden. Die Arbeit mit Geographischen Informationssystemen fördert das rationelle Arbeiten, sie ist jedoch kein Garant für sinnvolle Bewertungen. Während bei konventioneller Arbeit mit Kartentransparenzen, die übereinandergelegt werden, alleine aus arbeitsökonomischen Gründen ein Zwang zur Reduktion und Abstraktion der landschaftlichen Vielfalt in quasi-homogenen Raumeinheiten besteht, entfällt diese Beschränkung beim Einsatz von Rechnern. Boden-, Vegetations- und Nutzungseinheiten sind eben nicht deckungsgleich, wie manche ökologische Karten suggerieren mögen. Hangneigungen, Niederschlags- und Verdunstungshöhen, Kaltluftseen stellen keine klar abgrenzbaren Flächen dar, sondern sie können durch Wertfelder repräsentiert und durch Isolinien abgebildet werden. Die räumliche Detailliertheit vieler einzelner Informationsschichten kann nur im Rechner ohne Informationsverlust verarbeitet werden.

Die Qualität der Bewertungen hängt neben der Qualität (räumliche Differenziertheit, inhaltliche Tiefe) der Basisdaten auch vom *sinnvollen und verantwortlichen Einsatz der Bewertungsmethoden* ab. Zur Illustration ist die Grundwasserneubildungsfunktion eines Landschaftsausschnitts (vgl. Zepp 1989) nach zwei im mündlichen Referat ausführlich erläuterten Methoden (Abb. 3a und 3b) bewertet worden. Das Ergebnis des Methodenvergleichs überrascht; der Vergleich der beiden wissenschaftlich anerkannten Verfahren zeigt jeweils relativ höhere Durchsickerungshöhen für die Flächen, für die nach der anderen Methode geringere Grundwasserneubildungsraten erwartet werden. Mögliche Ursachen erschließen sich nur dem, der sich mit den *Gültigkeitsbedingungen der Verfahren* kritisch auseinandersetzt. Werden diese berücksichtigt, dann müssen alle

„weißen“ Flächen der Abbildung 3c unbearbeitet bleiben. Für sie sind nach der Methode Renger und Strebel (1980) keine gesicherten Aussagen möglich. Dies sind unter anderem Flächen mit lateraler Hangwasserbewegung, Pseudogleye in ebener Lage, Waldgebiete mit weniger als 600 mm Niederschlag. So findet man beispielsweise auch keine Schätzverfahren zur Grundwasserneubildung für Obstplantagen oder Gemüseflächen, sondern nur für Acker-, Grünland- und Waldflächen.

Allgemein formuliert: man stößt immer wieder rasch an die *Grenzen der wissenschaftlich gesicherten Aussagen*; die subjektive Einschätzung oder *wissenschaftliche Intuition*, Analogieschlüsse sind unvermeidlich. Je besser das Fachwissen, desto leichter der kritische Umgang mit Schnellverfahren. Schnellverfahren müssen immer wieder neu dem Problem oder den verfügbaren Daten angepaßt werden.

Das abschließende Beispiel ist aus dem Bereich des Grundwasserschutzes entnommen. Der Schutz der Grundwasservorkommen vor unerwünschten

Stoffeinträgen aus Landwirtschaft, Verkehr, Industrie ist als allgemeines Ziel in Politik und Öffentlichkeit anerkannt. Nichts liegt daher näher als die Grundwasserschutzfunktion der Landschaft (Zepp 1989) räumlich differenziert zu bewerten. Hierbei ist der Grundwasserflurabstand wesentlich für die zeitliche Verzögerung zwischen der Stoffdeposition auf den Boden und dem Eintrag in den Grundwasserkörper. Eine lange Aufenthaltsdauer in den Grundwasserdeckschichten erhöht die Wahrscheinlichkeit der Stoffaufnahme durch Pflanzenwurzeln, des biologisch-chemischen Abbaus, der Transformation oder Adsorption an der Bodenmatrix. Die Wasserdurchlässigkeit der oberen Bodenschichten wirkt sich ebenfalls aus. Mit steigender Grundwasserneubildung steigt bei sonst gleichen Faktoren die Wanderungsgeschwindigkeit des Stoffes.

Eine mögliche Verknüpfungs- und Bewertungsvorschrift ist in Abbildung 4 enthalten. Sie gilt für jährliche Grundwasserneubildungshöhen von 100–200 mm. Es mag interessant sein, Laien und

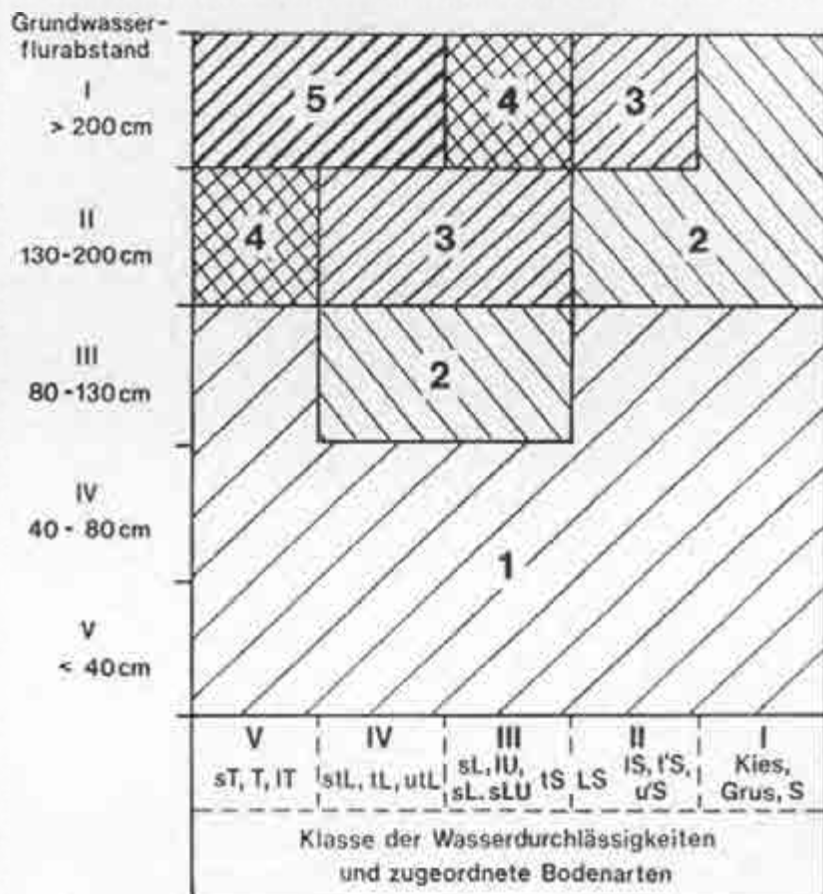


Abb. 4. Bewertung der Grundwasserschutzfunktion (aus: Zepp 1989, 78).

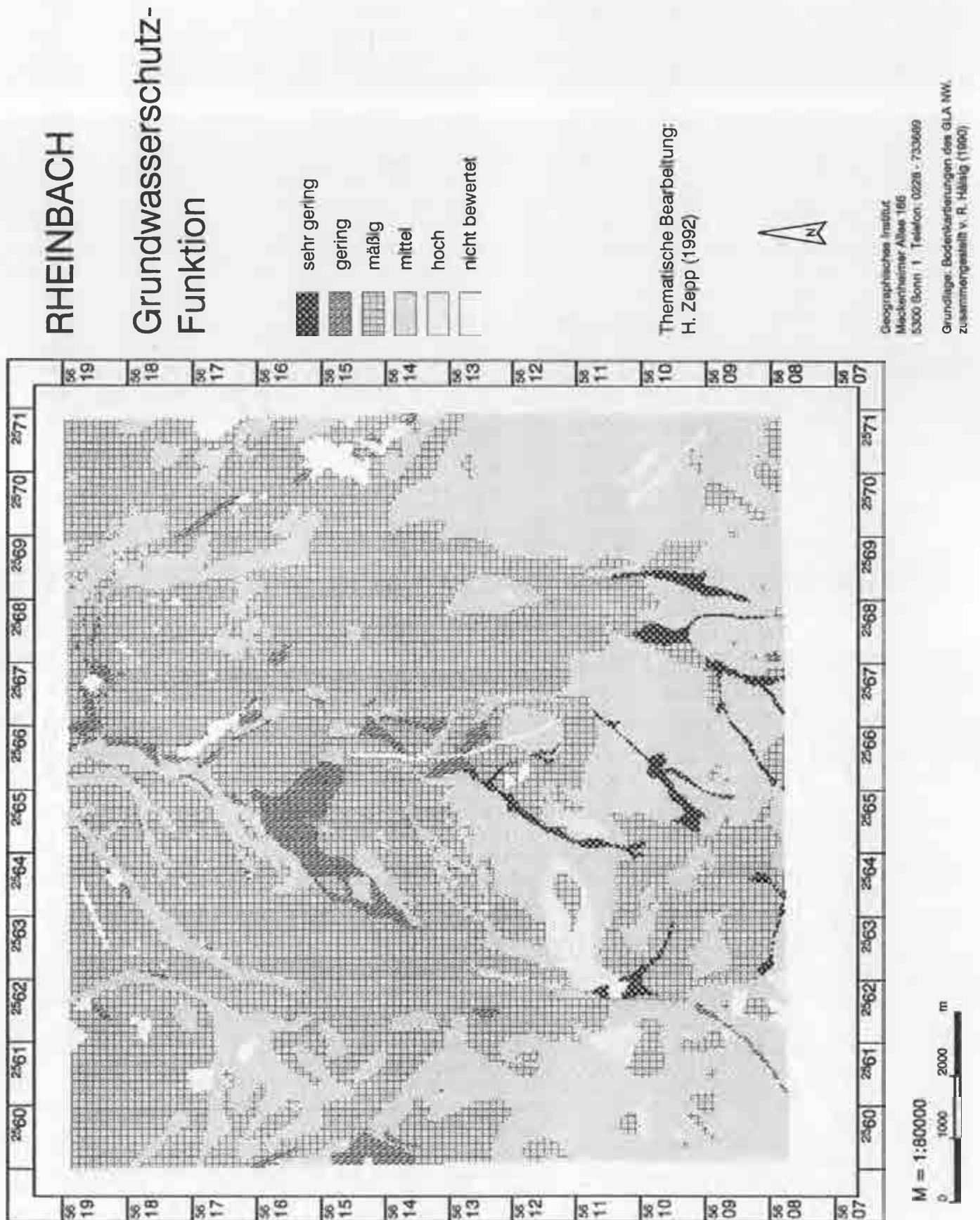


Abb. 5. Grundwasserschutzfunktion (auf dem Gebiet der TK 25, Bl. 5307 Rheinbach; Grundlage Bodenkarte 1:25 000, zusammengestellt nach Unterlagen des Geologischen Landesamtes durch R. Hälsig; Funktionsbewertung nach Abbildung 4).

Entscheidungsträgern auf dieser Grundlage näherungsweise Einschätzungen potentieller Grundwassergefährdungsgebiete (Abb. 5) zu geben; bei nur wenig vertiefter Beschäftigung mit der Problematik wird dieses Bewertungsverfahren fragwürdig. Die Bewertungen müßten differenziert nach einzelnen Stoffen oder zumindest Stoffgruppen erfolgen, für Nitrat, für Schwermetalle, für Pflanzenschutzmittel und deren Metabolite bzw. Derivate, für Benzin und Öl, für Fäkalien aus Sickergruben usw. Entsprechende Bewertungsmethoden stehen zur Verfügung (z.B. Blume, H.-P. und Brümmer 1987a und 1987b; Voerkelius und Spandau 1989).

Für die Alltagspraxis liegen derartige Verfahren an der Grenze der Praktikabilität. Ungeachtet dessen müssen Spezialwissenschaftler über ihren eigenen Schatten springen, um derart pauschalierende Verfahren zu akzeptieren. Es gehört zu ihrem Ethos, den naturwissenschaftlichen Zusammenhängen bis auf den Grund zu gehen und nicht irgendwelche „billigen“ Abkürzungswege zu beschreiten, nur weil ein Planer gerne eine einfache Bewertung hätte. Es liegt in der Natur der Sache, daß die Praktikabilität der Bewertungsverfahren in Konkurrenz steht zu dem, was ein kritischer Wissenschaftler tolerieren kann. Wenn in der Praxis des Verwaltungsvollzugs die Umweltauswirkungen von Großvorhaben noch mit simplen Checklisten – vielfach ohne konkreten Bezug zur Raumsituation – geprüft werden, dann ist allerdings das Maß des Vertretbaren überschritten.

3. Zur Notwendigkeit der Verknüpfung landschaftsökologischer Grundlagenforschung mit praxisgerechten Bewertungsverfahren

Nicht erst seit der Verabschiedung des UVP-Gesetzes steht die Forderung nach Berücksichtigung von Wechselwirkungen im Landschaftshaushalt im Raum. Klopft man einschlägige Bewertungsverfahren daraufhin ab, erscheint das Ergebnis eher bescheiden. Sie berücksichtigen kaum, daß benachbarte Landschaftseinheiten untereinander in stofflichem Austausch durch Luftmassenbewegungen, oberflächlich fließendes Wasser, Hang- oder Grundwasser

sowie geomorphologische Feststofftransporte stehen, daß Aktionsräume von Tieren, die Areale von Pflanzen auf vernetzte Raumstrukturen angewiesen sind. Diese Komplexität erfordert die Einmischung von Wissenschaftlern bei der Absteckung des Bewertungsraumes und bei der Formulierung des Bewertungsrahmens. Ohne den Sinn für räumliche Zusammenhänge sind Fehlentwicklungen vorprogrammiert. Räumlich arbeitende Disziplinen kennen die Grundproblematik, daß oftmals nur qualitative Abschätzungen möglich sind; es ist allerdings ein Irrtum, fehlende Quantifizierung mit fehlender Richtigkeit gleichzusetzen.

Die alleinige Ausweisung von Potentialen und Funktionen der Landschaft führt in eine Sackgasse. Wenn wir uns nur um die Anfertigung plakativer Bewertungskarten kümmern, droht das Verständnis der Landschaft auf der Strecke zu bleiben. *Die Ausweisung von Funktionen und Potentialen im Rahmen der UVP-Praxis birgt die Gefahr der unververtretbaren Verkürzung und Segmentierung des Landschaftshaushaltes auf wenige Betrachtungsdimensionen.* Eine weit verbreitete Planungspraxis verfügt über unzureichende Methoden der landschaftsökologischen Synthese. Sie kompiliert Informationen ohne ausreichende Berücksichtigung land-

schaftsökologischer Wechselwirkungen. Daher müssen neben verbesserten Bewertungsverfahren weiterhin Anstrengungen unternommen werden, die auf die Analyse und das bessere Verständnis landschaftsökologischer Zusammenhänge zielen. Diese Forderung richtet sich sowohl an den Planer, der seinen Landschaftsausschnitt verstehen lernen muß, als auch an die Grundlagenforschung, von der methodische Fortschritte erwartet werden. An derartigen Methoden arbeiten Mitglieder des Arbeitskreises „Geoökologische Karte und Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes“ (Leser und Klink 1988; Marks et al. 1989). Wenige Grundgedanken aus Arbeiten des Verfassers mögen an dieser Stelle einen kurzen Einblick geben.

Das Konzept landschaftsökologischer Prozeßgefüge-Typen (Abb. 6) bietet eine integrative Perspektive für Naturraum-Analysen und Bewertungen. Für jeden Landschaftsausschnitt sollten danach die in dem Diagramm skizzierten Ein- und Austräge sowie Prozeßgrößen zumindest qualitativ bekannt sein. Der Stoff- und Energieumsatz (an beliebigen Standorten) wird durch anthropogene und natürliche Einflüsse mitgesteuert. Wir haben es zunächst mit quasinatürlichen atmosphärischen Einträgen, daneben aber auch mit an-

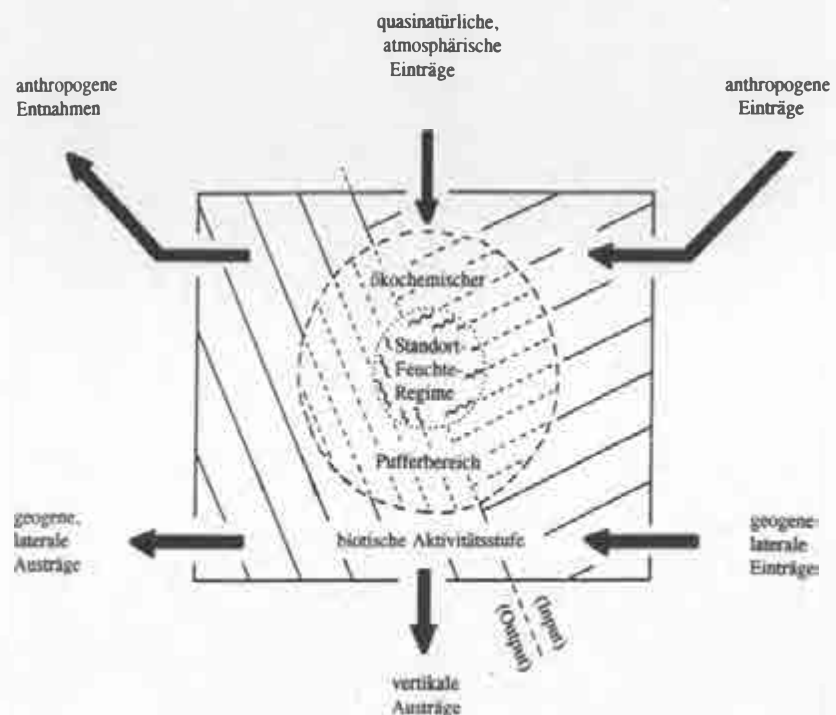


Abb. 6. Schema landschaftsökologischer Prozeßgefüge-Typen.

thropogenen und lateralen, geogenen Einträgen zu tun. Auf der Output-Seite stehen anthropogene Entnahmen, geogene laterale Austräge und vertikale Austräge. Ein Katalog von allgemein anwendbaren Kategorien der Intensität, Stetigkeit und Periodizität der anthropo-zoogenen Beeinflussung der standörtlichen Stoffdynamik ist verfügbar (Zepp 1991, 1994). Hier sind Kategorien nach der Bedeutung des lateralen Stofftransportes und entsprechend ihrer Periodizität der Beeinflussung unterschieden. Sie spiegeln selbstverständlich Nutzungs- sowie Vegetationstypen und die rezente Morphodynamik wider.

Die ökologische Charakterisierung eines Landschaftsausschnitts beginnt mit dem *Prozeßgefüge-Haupt-Typ*, der durch die eben genannten Kategorien zusammen mit dem Hydrodynamischen Grundtyp definiert wird. Es werden unterschieden Perkulations-Typ, Stauwasser-Typ, Grundwasser-Typ, Hangwasser-Typ und Überflutungs-Typ. Die ökologische Relevanz der Typen besteht darin, daß hier der kurzfristig kaum veränderbare Charakter der Wasserbewegung und der Wasserbewegungsrichtung ausgedrückt ist. Beispielsweise bedeutet Stauwasser-Typ, daß wir beim Transport von Nähr- und Schadstoffen mit gehemmter Tiefensickerung rechnen müssen; im Wurzelraum herrscht zeitweise Sauerstoffmangel. Dies hemmt das Pflanzenwachstum und läßt erste Rückschlüsse auf das hydrochemische Milieu zu, das die Richtung chemischer Transformationsprozesse beeinflusst, gleichgültig ob sie den Bestandesabfall oder vom Menschen eingebrachte Stoffe betreffen.

Zur Zeit arbeiten wir an *praxisgerechten Verknüpfungsregeln* (Abb. 7), um aus den flächenhaft vorliegenden Informationen über Hangneigung, Lage im Relief, lateraler Wasser- und Stofftransport, Überflutungen, Grund- und Stauwasser sowie Nutzungs-/Vegetations-Typ den Prozeßgefüge-Haupttyp abzuleiten.

Auf einer untergeordneten Betrachtungsebene (*Prozeßgefüge-Typ*) werden ökologisch bedeutsame Prozeß- und Zustandsgrößen (vgl. Abb. 6) charakterisiert, etwa die biotische Aktivität, die ökochemische Kennzeichnung des Standorts, die jahreszeitlich wechselnde Bodenfeuchte, das Boden-

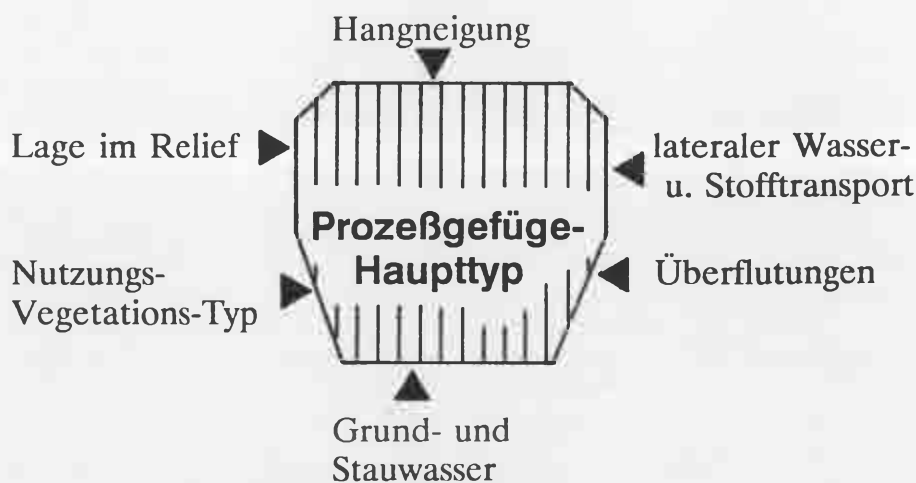


Abb. 7. Einflußgrößen für den Prozeßgefüge-Haupt-Typ.

feuchteregime und die Sickerwassermenge, genauer die Durchsickerungshöhe. Diese Größen integrieren über die aktuell ablaufenden Prozeßkombinationen, wie sie dem momentanen Entwicklungs- oder Beeinflussungsgrad des Ökosystems und der Ökosystemstruktur entsprechen. In ähnlicher Weise wie beim Prozeßgefüge-Haupt-Typ werden aus leicht verfügbaren Informationen über weitere Naturraum-Merkmale interpretativ die Prozeßgrößen abgeleitet (Abb. 8). Die vollständige landschaftsökologische Charakterisierung besteht aus dem Prozeßgefüge-Haupt-Typ und dem Prozeßgefüge-Typ.

Das Konzept zwingt jeden Bearbeiter in einem frühen Stadium der landschaftsökologischen Arbeit integrativ

zu denken. Eine entsprechende Karte (Zepp 1994), die landschaftsökologische Prozeßgefüge-Typen veranschaulicht, will Prozeßverständnis vermitteln. Dies ist etwas völlig anderes als die Kompilierung von Geofaktoren, das Übereinanderzeichnen von Bodeneigenschaften, Vegetationseinheiten in eine Karte. Die veränderte Perspektive lautet: Welche Prozesse laufen zur Zeit in der Landschaft ab und wie sind sie gesteuert?

Wie die Landschaft aufgebaut ist, kann ohnehin weitgehend aus den klassischen Boden-, Klima- und Vegetationskarten abgelesen werden. Selbstverständlich ist das resultierende „neue Bild des Landschaftshaushalts“ nicht objektiv in dem Sinne, daß nur quantitative Größen erscheinen. Vielmehr-

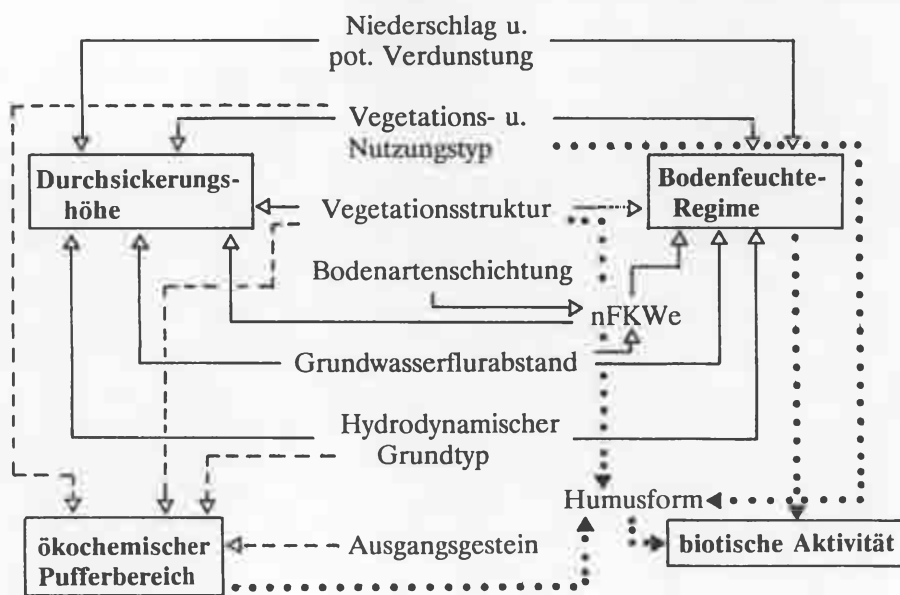


Abb. 8. Einflußgrößen für den Prozeßgefüge-Typ.

ist eine auf die landschaftsökologische Synthese abzielende Interpretation angestrebt.

Im Zeitalter der Arbeit mit Informationssystemen haben wir jederzeit Zugriff zu den „harten“ Basisparametern. Aus diesen können wir Funktions- und Potentialbewertungen vornehmen. An derartigen Bewertungen besteht vielfach kein Mangel, im Gegenteil: vor lauter Daten und Einzelbewertungen übersehen wir vielfach einfache ökosystemare Zusammenhänge. Diesen separierenden Potentialansätzen wirkt der Prozeßgefüge-Typen-Ansatz entgegen; er sollte in idealer Weise daher immer komplementär verfolgt werden. Zudem schafft er eine Grundlage für Planungs- und Naturschutz-Argumentationen auf der Basis ökologischer Zusammenhänge statt des Verharrens auf dem Niveau formalisierter, technokratischer und starrer Bewertungsalgorithmen. Für die Praxis der Landschaftsplanung bietet das Konzept einen weiteren Vorteil: Aus der prozeß-landschaftsökologischen Analyse wird die momentane Steuerung der Ökosysteme und der Ökosystemzustand sichtbar. Dies ist eine Grundvoraussetzung für die Formulierung von Entwicklungskonzepten und zugleich ein Mangel vieler herkömmlicher ökologischer Raumgliederungen.

4. Kurzfassung

Landschaftsbewertungen machen „wertneutrale“ landschaftsökologische Grundlagenuntersuchungen nicht überflüssig, sondern beide Arbeitsrichtungen ergänzen sich. Bevorzugt in den Grundlagenuntersuchungen können landschaftsökologische Zusammenhänge in den Mittelpunkt gerückt werden. Partielle (und meist auch kombinierte) Bewertungsverfahren sind vielfach zu eng und greifen zu kurz. Wenn sie angewandt werden, müssen die Bewertungsgrundlagen und -verfahren öffentlich nachvollziehbar dokumentiert werden; auf eine klare Zielformulierung und auf die Transparenz der Methode ist zu achten. Die räumlichen Bewertungsgrundlagen sollten kritisch bewertet (Aussage-tiefe, Variabilität innerhalb der räumlichen Bezugseinheiten) und die Gültigkeitsgrenzen sowie der regionale Bezug der Bewertungsmethodik über-

prüft werden. Das vorgestellte Konzept zur räumlichen Differenzierung landschaftsökologischer Prozeßgefüge hilft, ein tieferes Verständnis für den zu bewertenden Landschaftsausschnitt zu gewinnen. Er beugt somit separierenden Potentialansätzen vor, schafft die Grundlage für naturwissenschaftliche und naturräumliche Argumentationen und hilft durch starre Bewertungsverfahren verkrustete Denkstrukturen aufzubrechen.

5. Literatur

- Bachfischer, R.; David, J.; Kiemstedt, H.; Aulig, J., 1977: Die ökologische Risikoanalyse als regionalplanerisches Entscheidungsinstrument in der Industrieregion Mittelfranken. – *Landschaft und Stadt* 9, 145–161.
- Blume, H.-P.; Brümmer, G., 1987a: Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden mit einfachen Feldmethoden. – *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 53, 111–117.
- Blume, H.-P.; Brümmer, G., 1987b: Prognose des Verhaltens von Pflanzenschutzmitteln in Böden mit einfachen Feldmethoden. – *Landwirtschaftliche Forschung* 40, 41–50.
- Glauser, P., 1993: Landschaftsbeobachtung im Rahmen einer integrierten, langfristigen Umweltbeobachtung in der Schweiz. – *Wirtschaftsgeographie und Raumplanung* 16, 235 S.
- Glawion, R.; Klink, H.-J.; Marks, R., 1989: Biotisches Ertragspotential, in: Marks, R.; Müller, M. J.; Leser, H.; Klink, H.-J. (Hg.): *Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL)*. – *Forschungen zur deutschen Landeskunde* 229, 143–149.
- Haase, G., 1978: Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturraumpotentialen. – *Petermanns Geographische Mitteilungen* 122, 113–125.
- Leser, H.; Klink, H.-J. (Hg.), 1988: *Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25000 (KA GÖK 25)*, bearbeitet vom Arbeitskreis Geoökologische Karte und Naturraumpotential des Zentrallausschusses für deutsche Landeskunde. – *Forschungen zur deutschen Landeskunde* 228, 349 S.
- Mannsfeld, K., 1978: Zur Kennzeichnung von Gebietseinheiten nach ihren Potentialeigenschaften. – *Petermanns Geographische Mitteilungen* 122, 17–27.
- Marks, R.; Müller, M. J.; Leser, H.; Klink, H. (Hg.): *Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL)*, bearbeitet vom Arbeitskreis Geoökologische Karte und Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes des Zentrallausschusses für deutsche Landeskunde. – *Forschungen zur deutschen Landeskunde* 229, 222 S.
- Marks, R.; Mosimann, T., 1989: Ökologische Landschaftsbewertungen – Methodische Entwicklung und Probleme. *Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes und Naturraumpotentiale*, in: Marks, R.; Müller, M. J.; Leser, H.; Klink, H.-J. (Hg.): *Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL)*. – *Forschungen zur deutschen Landeskunde* 229, 24–46.
- Proksch, W., 1990: Lysimeterauswertungen zur flächendifferenzierten Ermittlung mittlerer Grundwasserneubildungsraten. – *Bes. Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch* 55, 72 S.
- Renger, M.; Strebel, O., 1980: Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. – *Wasser und Boden* 32, 362–366.
- Schemel, H.-J., 1978: Methodische Ansätze und Verfahren zur Analyse von Belastungen. – *Landschaft und Stadt* 10, 61–72.
- Troll, C., 1939: Luftbildplan und ökologische Bodenforschung. – *Zeitschrift d. Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin*, H. 7/8, 241–298.
- Voerkelius, U.; Spandau, L., 1989: Bodenschutz – Mögliche Anwendungen eines Bodeninformationssystems. *Operationalisierung der Bodenfunktionen als Bilanzgrößen des Bodenschutzes am Beispiel eines ausgewählten Raumes*. – *Umweltbundesamt, Texte* 8/89.
- Zepp, H., 1989: Grundwasserschutzfunktion. *Grundwasserneubildungsfunktion*. In: Marks, R.; Müller, M. J.; Leser, H.; Klink, H.-J. (Hg.): *Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes*

haltes (BA LVL). – Forschungen zur deutschen Landeskunde 229, 75–85.

Zepp, H., 1991: Zur Systematik landschaftsökologischer Prozeßgefüge-Typen und Ansätze ihrer Erfassung in der südlichen Niederrheini-

schen Bucht. – Arbeiten zur rheinischen Landeskunde 60, 135–151.

Zepp, H., 1994: Erfassung und Regionalisierung landschaftsökologischer Prozeßgefüge in der südlichen Niederrheinischen Bucht. – In Vorbereitung, mit einer farbigen Karte.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. H. Zepp
Geographisches Institut der
Ruhr-Universität Bochum
Universitätsstraße 150
44801 Bochum

Veröffentlichungen aus der NNA

Mitteilungen aus der NNA*

1. Jahrgang (1990)

- Heft 1: Seminarbeiträge zu den Themen
- Naturnahe Gestaltung von Weg- und Feldrainen
 - Dorfökologie in der Dorferneuerung
 - Beauftragte für Naturschutz in Niedersachsen: Anspruch und Wirklichkeit
 - Bodenabbau: fachliche und rechtliche Grundlagen (Tätigkeitsbericht vom FÖJ 1988/89)
- Heft 2: (vergriffen)
- Beiträge aus dem Seminar
- Der Landschaftsrahmenplan: Leitbild und Zielkonzept, 14./15. März 1989 in Hannover
- Heft 3: Seminarbeiträge zu den Themen
- Landschaftswacht: Aufgaben, Vollzugsprobleme und Lösungsansätze
 - Naturschutzpädagogik
- Aus der laufenden Forschung an der NNA
- Belastung der Lüneburger Heide durch manöverbefindigen Staubeintrag
 - Auftreten und Verteilung von Laufkäfern im Pietzmoor und Freyerner Moor
- Heft 4: Kunstaustellungskatalog „Integration“
- Heft 5: (vergriffen)
- Helft Nordsee und Ostsee
- Urlauber-Parlament Schleswig-Holstein – Bericht über die 2. Sitzung am 24./25. November in Bonn

2. Jahrgang (1991)

- Heft 1: Beiträge aus dem Seminar
- Das Niedersächsische Moorschutzprogramm
 - eine Bilanz – 23./24. Oktober 1990 in Oldenburg
- Heft 2: Beiträge aus den Seminaren
- Obstbäume in der Landschaft
 - Biotopkartierung im besiedelten Bereich
 - Sicherung dörflicher Wildkrautgesellschaften
- Einzelbeiträge zu besonderen Themen
- Die Hartholzaue und ihr Obstgehölzanteil
 - Der Bauer in der Industriegesellschaft
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Das Projekt Streuobstwiese 1988–1990
- Heft 3: Beiträge aus dem Fachgespräch
- Feststellung, Verfolgung und Verurteilung von Vergehen nach MARPOL I, II und V
- Beitrag vom 3. Adventskolloquium der NNA
- Synethie und Alloethie bei Anatiden
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Ökologie von Kleingewässern auf militärischen Übungsflächen
 - Untersuchungen zur Krankheitsbelastung von Möwen aus Norddeutschland
 - Ergebnisse des „Beached Bird Survey“
- Heft 4: Beiträge aus den Seminaren
- Bodenentsiegelung
 - Naturnahe Anlage und Pflege von Grünanlagen
 - Naturschutzgebiete: Kontrolle ihrer Entwicklung und Überwachung
- Heft 5: Beiträge aus den Seminaren
- Naturschutz in der Raumplanung
 - Naturschutzpädagogische Angebote und ihre Nutzung durch Schulen
 - Extensive Nutztierhaltung
 - Wegraine wiederentdecken
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Fledermäuse im NSG Lüneburger Heide
 - Untersuchungen von Rehwildpopulationen im Bereich der Lüneburger Heide
- Heft 6: Beiträge aus den Seminaren
- Herbizidverzicht in Städten und Gemeinden
 - Erfahrungen und Probleme

- Renaturierung von Fließgewässern im norddeutschen Flachland
 - Der Kreisbeauftragte für Naturschutz im Spannungsfeld von Behörden, Verbänden und Öffentlichkeit
- Beitrag vom 3. Adventskolloquium der NNA
- Die Rolle der Zoologie im Naturschutz
- Heft 7: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege für Referendare der Fachrichtung Landespflege aus den Bundesländern vom 1. bis 5. 10. 1990 in Hannover

3. Jahrgang (1992)

- Heft 1: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege (Fortsetzung)
- Landwirtschaft und Naturschutz
 - Ordnungswidrigkeiten und Straftaten im Naturschutz
- Heft 2: Beiträge aus den Seminaren
- Allgemeiner Biotopschutz – Umsetzung des § 37 NNatG
 - Landschaftsplanung der Gemeinden
 - Bauleitplanung und Naturschutz
- Beiträge vom 3. Adventskolloquium der NNA
- Natur produzieren – ein neues Produktionsprogramm für den Bauern
 - Ornithopoesie
 - Vergleichende Untersuchung der Libellenfauna im Oberlauf der Böhme

4. Jahrgang (1993)

- Heft 1: Beiträge aus den Seminaren
- Naturnahe Anlage und Pflege von Rasen- und Wiesenflächen
 - Zur Situation des Naturschutzes in der Feldmark
 - Die Zukunft des Naturschutzgebiets Lüneburger Heide

Sonderheft

- „Einer trage das Andern Last“ 12782 Tage Soltau-Lüneburg-Abkommen
- Heft 2: Beiträge aus dem Seminar
- Betreuung von Schutzgebieten und schutzwürdigen Biotopen
 - Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
 - Tritt- und Ruderalgesellschaften auf Hof Möhr
 - Eulen im Siedlungsgebiet der Lüneburger Heide
 - Bibliographie Säugetierkunde
- Heft 3: Beiträge aus den Seminaren
- Vollzug der Eingriffsregelung
 - Naturschutz in der Umweltverträglichkeitsprüfung
 - Bauleitplanung und Naturschutz
- Heft 4: Beiträge aus den Seminaren
- Naturschutz bei Planung, Bau und Unterhaltung von Straßen
 - Modelle der Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft
 - Naturschutz in der Landwirtschaft
- Heft 5: Beiträge aus den Seminaren
- Naturschutz in der Forstwirtschaft
 - Biologie und Schutz der Fledermäuse im Wald
- Heft 6: Beiträge aus den Seminaren
- Positiv- und Erlaubnislisten – neue Wege im Artenschutz
 - Normen und Naturschutz
 - Standortbestimmung im Naturschutz
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Die Pflanzenkläranlage der NNA – Betrieb und Untersuchungsergebnisse

5. Jahrgang (1994)

- Heft 1: Beiträge aus den Seminaren
- Naturschutz als Aufgabe der Politik
 - Gentechnik und Naturschutz

* Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 15,- DM).

Veröffentlichungen aus der NNA

NNA-Berichte*

Band 1 (1988)

Heft 1: (vergriffen)

Der Landschaftsrahmenplan · 75 Seiten

Heft 2: Möglichkeiten, Probleme und Aussichten der Auswilderung von Birkwild (*Tetrao tetrix*); Schutz und Status der Rauhfußhühner in Niedersachsen · 60 Seiten

Band 2 (1989)

Heft 1: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Umweltschutz? · 70 Seiten

Heft 2: 1. Adventskolloquium der NNA · 56 Seiten

Heft 3: Naturgemäße Waldwirtschaft und Naturschutz · 51 Seiten

Band 3 (1990)

Heft 1: Obstbäume in der Landschaft/Alte Haustierrassen im norddeutschen Raum · 50 Seiten

Heft 2: (vergriffen)

Extensivierung und Flächenstillegung in der Landwirtschaft / Bodenorganismen und Bodenschutz · 56 Seiten

Heft 3: Naturschutzforschung in Deutschland · 70 Seiten

Sonderheft

Biologisch-ökologische Begleituntersuchung zum Bau und Betrieb von Windkraftanlagen – Endbericht · 124 Seiten

Band 4 (1991)

Heft 1: (vergriffen)

Einsatz und unkontrollierte Ausbreitung fremdländischer Pflanzen – Florenverfälschung oder ökologisch bedenkenlos?/Naturschutz im Gewerbegebiet · 88 Seiten

Heft 2: Naturwälder in Niedersachsen – Bedeutung, Behandlung, Erforschung · 80 Seiten

Band 5 (1992)

Heft 1: (vergriffen) Ziele des Naturschutzes – Veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte · 88 Seiten

Heft 2: Naturschutzkonzepte für das Europareservat Dümmer – aktueller Forschungsstand und Perspektive · 72 Seiten

Heft 3: Naturorientierte Abwasserbehandlung · 66 Seiten

Heft 4: Extensivierung der Grünlandnutzung – Technische und fachliche Grundlagen · 80 Seiten

Sonderheft (vergriffen)

Betreuung und Überwachung von Schutzgebieten · 96 Seiten

Band 6 (1993)

Heft 1: Landschaftsästhetik – eine Aufgabe für den Naturschutz? · 48 Seiten

Heft 2: „Ranger“ in Schutzgebieten – Ehrenamt oder staatliche Aufgabe? · 114 Seiten

Heft 3: Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege · 80 Seiten

Band 7 (1994)

Heft 1: Qualität und Stellenwert biologischer Beiträge zu Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung · 114 Seiten

** Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 15,- DM).*

