

Folgerungen aus der Theorie der differenzierten Bodennutzung für die Schutzgebietsausweisung

Hans-Joachim Schemel

The present state of the man-made (cultural) landscape is characterised by a slow, but aggravating loss of ecological diversity. Ecologically orientated landscape planning at present lacks a long-term strategy coping with this threat. The theory of "differential land use", which relates diversity and stability to land use systems, is regarded as a suitable basis for introducing ecological principles into landscape or regional planning practice. Such a strategy tries to find a way between the adaptation to economic requirements of land use, i.e. the allocation of areas to particular types of land use (monocultures), and a certain mixing-up of land use procedures together with an interspersing with natural (undisturbed) areas. For the location of nature reserves a more deductive approach is proposed supplementing the hitherto prevailing, but rather deficient inductive procedure of establishing protected areas. This should contribute to an ecologically sounder structural pattern of man-made landscapes.

Landscape ecology, landscape planning, regional planning, land use planning, ecological stability, location of nature reserves, differential land use, land use pattern.

1. Grundzüge der Theorie

Die Theorie der differenzierten Bodennutzung wird hier nur knapp skizziert, weil sie an anderer Stelle ausführlich dargestellt worden ist (ODUM 1969, HABER 1972 und 1979a, b, c, SCHEMEL 1975 und 1976, KAULE 1979). Die folgenden Ausführungen verstehen sich als ein Beitrag zur Präzisierung der aus der Theorie abgeleiteten "ökologischen Strategie", speziell im Hinblick auf Fragen der Schutzgebietsausweisung.

1.1 Die Schwerpunkttypen

Die Theorie der differenzierten Bodennutzung, an deren Entwicklung vor allem ODUM und HABER maßgeblichen Anteil haben, geht davon aus, daß die strukturelle und funktionale Vielfalt eine wichtige Bedingung ökologischer Stabilität in der Kulturlandschaft darstellt. Die Nutzungsbereiche in der Landschaft sind in unterschiedlichem Maße Träger dieser ökologischen Vielfalt und tragen dementsprechend entweder zur Stärkung oder zur Schwächung der Stabilität bei. Wichtig hierbei ist die Eigenschaft der Wechselwirkung, d.h. des gegenseitigen Leistungsaustausches der Nutzungsbereiche. Die Theorie mündet in eine ökologische Strategie, in der das Prinzip der gegenseitigen Abhängigkeit und Ergänzung unterschiedlich genutzter Räume gezielt in planerische Überlegungen umgesetzt wird.

Die ökologische Theorie der differenzierten Bodennutzung unterscheidet drei Nutzungs- oder Schwerpunkttypen nach dem Kriterium der Naturnähe. Bei den Schwerpunkttypen handelt es sich um den städtisch-industriellen Typ, den agrarisch-forstlichen Produktionstyp und den Erhaltung- oder Naturschutztyp. Dazu kommen Gebiete mit Übergangs- oder Mischcharakter, für die die Bezeichnung "Kompromißtyp" verwendet wird. Diese Typen unterscheiden sich danach, inwieweit in ihnen natürliche Regelungskräfte noch wirksam werden können oder bereits durch anthropogene Steuerungsmechanismen ersetzt worden sind. Die Schwerpunkte unterliegen dem Prinzip der "inneren Differenzierung", um einer Vereinheitlichungstendenz Schranken zu setzen. Grob gesprochen ist für den städtisch-industriellen und den Agrarproduktionstyp der Verbrauch und für den Natur-Erhaltungstyp die Erneuerung ökologischer Ressourcen charakteristisch.

1.2 Vielfalt und Stabilität

An dieser Stelle sei kurz auf die in den letzten Jahren geführte Diskussion zur Vielfalts-Stabilitäts-These eingegangen, in der zu Recht auf eine Präzisierung dieser Begriffe gedrungen wurde. Es gibt keine "ökologische Stabilität" schlechthin. Jeder Landschaftsteil - mag er ein noch so komplexes, in sich geschlossenes Ökosystem beherbergen - ist durch bestimmte Eingriffe zerstörbar bzw. verändert seine ursprüngliche Gleichgewichtslage, wenn mit dem Eingriff wichtige ökologische Rahmenbedingungen außer Kraft gesetzt werden. Daraus folgt, daß sich die Stabilität von Ökosystemen nur einstuft und vergleichen läßt, wenn feststeht, bezüglich welcher Einflußfaktoren die Reaktion des jeweiligen Ökosystems beurteilt wird und in welchem Bezugsrahmen "Stabilität" zu verstehen ist.

Wenn in der ökologischen Theorie trotzdem die verallgemeinerte Regel von der Stabilisierung durch Vielfalt behauptet wird, so geschieht dies in bezug auf großräumige Nutzungskomplexe, die als ökologisches System begriffen werden. Stabilität kann in diesem Zusammenhang also nur im Sinne der Konstanz, der dauerhaften Funktionsfähigkeit des Systems gedeutet werden. Der Begriff umfaßt auch die Dynamik eines komplexen Systems, seine "Schwankungen um eine gleichbleibende Mittellage" (ELLENBERG 1973), etwa, wenn in Agrarkulturen extreme Schwankungen der Populationsdynamik von "Schädlingen" durch biologische Regulation ausgeglichen werden. In der Fachliteratur sind zahlreiche Erfahrungen beschrieben, aus denen die stabilisierende Rolle ökologischer Vielfalt deutlich wird. Dabei läßt sich erkennen, daß die ausgleichende, stabilisierende Funktion natürlicher Faktoren um so unverkennbarer wird, je stärker der Nutzungskomplex bereits künstlich vereinheitlicht ist. Hier sei nur an die besondere Empfindlichkeit der Forstmonokulturen gegenüber Feuer und Wind und an die Erosionsgefahr nach Ausräumung von Hecken in Ackergebieten erinnert.

Der Ökosystembegriff wird umfassend verstanden: Landschaft als Prozeßfeld natürlicher und anthropogener mehr oder weniger stark manipulierter Wirkungskräfte, von deren Gleichgewicht es abhängt, inwieweit langfristige Lebensansprüche des Menschen bezüglich seiner physischen Umweltbedingungen erfüllt werden können. Damit erhält die ökologische Theorie Relevanz für die Raumordnung, und zwar besonders auf der Ebene der Regionalplanung.

Die Stabilität eines Nutzungskomplexes ("Kulturlandschaft") bedeutet nicht das gleiche wie die Stabilität eines naturnahen Ökosystems. Ein naturnahes Ökosystem ist stabil (dauerhaft ohne anthropogenen Einfluß), wenn es seine höchste Sukzessionsstufe erreicht hat. Die dauerhafte Funktionsfähigkeit (= Stabilität) der Kulturlandschaft unter ausdrücklicher Einbeziehung aller menschlicher Aktivitäten bemißt sich dagegen nach den Ansprüchen, die der Mensch an das Landschaftsgefüge stellt und an deren stetiger Erfüllung ihm gelegen ist. So erfordert etwa die Erwirtschaftung von Nahrungsmitteln eine bewußte Reduktion ökologischer Vielfalt in Teilräumen (Ackerflur, Wiese etc.), jedoch nur bis zu einem Maße, bei dem schädigende Nebenwirkungen (Erosion, überhöhter Pestizideinsatz etc.) ausbleiben bzw. tolerierbar sind. Stabilisierung heißt in diesem Zusammenhang Verhinderung bzw. Ausgleich (Abpufferung, Zerstreung, Absorption) von Belastungen.

Ökologische Vielfalt darf nicht als genereller Garant ökologischer Stabilität überschätzt werden, sondern muß als ein stabilisierender Einfluß neben anderen gewürdigt werden: Vielfalt, gemessen an der Ausprägung und Dichte der Wechselwirkungsbeziehungen z.B. in Form von Nahrungsnetzen und sonstigen energetisch-stofflichen Austausch- und Kontrollmechanismen.

Vielfalt eines Ökosystemkomplexes bezieht sich nicht nur auf Artenzahl und -verteilung, sondern auch auf die räumliche Heterogenität abiotischer Standortbedingungen, auf Strukturen, Fortpflanzungsstrategien, Verhaltensweisen und andere Merkmale der Systembestandteile. Nach der Relationstheorie (MAAREL 1976) bedingt die räumliche Heterogenität "eine Vielfalt von Ökosystemen in der Landschaft, die als Einzelsysteme unterschiedlich stabil sein können, als Gesamtkomplex jedoch ein elastisch-stabiles landschaftliches Gefüge bilden" (HABER 1978).

2. Die ökologische Strategie

Die Umsetzung der Theorie der differenzierten Bodennutzung in eine ökologische Strategie besteht in dem Versuch, ein ökologisch sinnvolles Strukturmuster der Flächennutzung anzugeben: durch entsprechende Flächenausdehnung und Zuordnung der genannten Schwerpunkttypen zueinander, verbunden mit der "inneren Differenzierung". Damit sollen möglichst günstige Bedingungen für die ökologische Stabilisierung der Region im Sinne des Ausgleichs und der Abminderung von belastenden Nutzungsauswirkungen geschaffen oder erhalten werden. Bei der operationalen Ausformung und Konkretisierung der ökologischen Strategie stellen sich Probleme, von denen einige im folgenden angesprochen werden sollen.

2.1 Funktionstrennung und Funktionsmischung

Eine zentrale Frage betrifft das Verhältnis von Funktionstrennung und Funktionsmischung in der ökologischen Strategie. Beide Prinzipien sind im Konzept enthalten: Die Schwerpunkttypen stellen - ökologisch gesprochen - Dominanzökosysteme und - ökonomisch gesprochen - Vorranggebiete dar. Den Vorranggebieten land- und forstwirtschaftlicher Produktion sowie den städtisch-industriellen Agglomerationen haftet die Eigenschaft der ökologischen Instabilität, genauer: der Vorherrschaft von Steuerkräften gegenüber natürlichen Regelmechanismen an.

Solche relativ monostrukturierten Raumgebilde stehen - für sich gesehen - im Widerspruch zu dem Anliegen der ökologischen Strategie der differenzierten Bodennutzung: Stabilität durch Vielfalt der Nutzungsstrukturen erreichen zu wollen. Blicke es bei einer bloßen Einteilung der Region in Schwerpunkträume, so würde damit lediglich den auf Entmischung und Vereinheitlichung drängenden ökonomischen Tendenzen nachgegeben.

Es kann jedoch nicht nachdrücklich genug darauf hingewiesen werden, daß die besondere ökologische Substanz der Strategie in folgenden fünf Aspekten enthalten ist:

- 1) in der flächenmäßigen Beschränkung der beiden belasteten Schwerpunkttypen nach ökologischen Kriterien,
- 2) in der räumlichen Zuordnung der Schwerpunkttypen nach ökologischen Kriterien,
- 3) im Prinzip der "inneren Differenzierung", die jeder großflächigen Monostruktur einen Riegel vorzieht und den Zweck hat, ein größtmögliches, mit der jeweiligen Vorrangnutzung verträgliches Maß ökologischer Vielfalt innerhalb der Schwerpunktbereiche wirksam werden zu lassen,
- 4) in der großflächigen Sicherung von Übergangszonen - auch Kompromißtyp genannt - in denen ein ausgewogenes Verhältnis von Verbrauch und Erneuerung ökologischer Ressourcen und ein Ausgleich zwischen Steuerungs- und Regelungsvorgängen besteht,
- 5) in der Sicherung des Naturerhaltungstyps, der groß genug sein muß, um weitestgehend außerhalb anthropogener Beeinflussung das natürliche Regenerationspotential in seinen weiträumigen Wirkungsbeziehungen zur Entfaltung kommen zu lassen.

Vier der genannten Aspekte unterstreichen die Funktionsmischung. Dabei ist deutlich zu machen, daß verschiedene ökologische Anliegen in den Schwerpunkttypen und im Prinzip der inneren Differenzierung unterschiedlich stark zur Geltung kommen, also eine Art Aufgabenteilung vorgenommen wird.

Bemerkenswerte Ausführungen hierzu sind der Dissertation von HAMPICKE (1977) zu entnehmen. Die "Unterschiedlichkeit im Raum" wird immer mehr nivelliert, was im ländlichen Raum zu einem allgegenwärtigen "nährstoffreichen und mittelfeuchten Produktionsstandort" führt. Die Spezialisten unter den Arten finden immer weniger Lebensraum. Die Rand- und Fernwirkungen bei der Ausbringung von Pestiziden und Düngemitteln sowie die Luftverunreinigungen aus städtisch-industriellen Emissionsquellen setzen die kleinräumig eingestreuten, relativ naturnahen Bereiche einem "diffusen Dauerstreß" aus. Die "ökologische Aufgabenteilung" besteht nun darin, daß in dem von Übergangszonen umgebenen Natur-Erhaltungstyp in effektiver Weise das Ziel des Arten- und Biotopschutzes für solche Ökosysteme zu verwirklichen ist, die gegenüber dem genannten Dauerstreß empfindlich reagieren und zu ihrer Entfaltung einen genügend großen Raum ohne wesentliche Eingriffe des Menschen benötigen. Dagegen kann das Ziel der ökologischen Stabilisierung der Landnutzung am ehesten im Rahmen der "inneren Differenzierung" und im Bereich des "Kompromißstyps" Geltung erlangen. Daß es auch in den belasteten Schwerpunktbereichen bestimmte dem Artenschutz dienende Biotopflächen geben sollte, weil sie an den betreffenden Standort gebunden sind, bleibt von der skizzierten generellen Aufgabenteilung unberührt.

2.2 Zwischen Anpassung und Utopie

Laut Auskunft der Landwirtschaftsbehörden, Flurbereinigungsdirektionen und des Bauernverbandes (Befragung in Bayern 1979) läßt sich die Tendenz der modernen Landbewirtschaftung u.a. dahingehend beschreiben, daß die heute noch extensiv genutzten Flächen entweder intensiviert werden oder aus der landwirtschaftlichen Nutzung ausscheiden. Extensive Nutzungsformen rentieren sich in Zukunft meist nicht mehr. Das bedeutet aus ökologischer Sicht die Entwicklung zu weiterer großräumiger Entmischung, da intensivierte und brachgefallene Flächen nicht etwa kleinräumig abwechseln, sondern weit auseinander liegen: in hochproduktiven Bereichen und in agrarischen Problemgebieten. Kleinräumig greift also eine erhebliche Nivellierung der Lebensraumbedingungen um sich, was sich nicht zuletzt in einem gravierenden Artenrückgang niederschlägt. Die ökologische Strategie verfolgt einen Mittelweg zwischen der Unterwerfung unter sog. ökonomische "Sachzwänge" und der Forderung nach solchen Nutzungsbeschränkungen, die zwar zur optimalen Entlastung des Naturhaushalts führen, jedoch in absehbarer Zeit nicht realisierbar und daher als utopisch anzusehen sind. Innerseits wird die ökonomische Realität akzeptiert, auf Grund derer die Vorteile der Konzentration, Intensivierung und Vereinheitlichung der Landnutzung eine entsprechende räumliche Entmischungstendenz vorantreiben. Andererseits versucht man, diese ökologisch verderbliche Tendenz durch die Installierung des Vielfalts-Prinzips in vertretbare Bahnen zu kanalisieren und in Grenzen zu halten. Dies geschieht, ohne der Versuchung zu erliegen, unrealistische Idealforderungen zu stellen, etwa, indem man sich in Überschätzung seiner realen Möglichkeiten der genannten ökonomischen Tendenz insgesamt entgegenstellt.

In diesem Licht ist auch eine Gegenüberstellung der "ökologischen Strategie" mit dem Konzept des "alternativen Landbaus" zu sehen: Wenn eine Ablösung des konventionellen durch den alternativen Landbau auch den ökologischen Zielsetzungen in optimaler Weise nahekommen und die ökologische Strategie im ländlichen Raum überflüssig machen würde, so scheint doch zumindest mittelfristig diese Perspektive nicht realisierbar zu sein. Das von den bestehenden Kräfteverhältnissen ausgehende "Kompromißkonzept" jedoch ist geeignet, ökonomische "Sachzwänge" an bestimmten ökologisch bedeutsamen Punkten ganz gezielt und um so effektiver zu durchbrechen.

2.3 Induktive und deduktive Ermittlung der Schutzwürdigkeit

Eine noch wenig beachtete Frage ist die nach dem induktiven oder deduktiven Vorgehen bei der Ausweisung von Schutzgebieten. An dieser Frage lassen sich neue Möglichkeiten für die Praxis des Naturschutzes aufzeigen. Induktives Vorgehen bedeutet, von der Besonderheit der Einzelfläche auszugehen, während das deduktive Vorgehen seinen Ausgang von einem theoretischen Konzept her nimmt, an dessen Forderungen die bestehenden räumlichen Verhältnisse anzupassen sind.

Die heute und in der Vergangenheit übliche Praxis der Ausweisung von Schutzgebieten hat überwiegend induktiven Charakter. Dieses Vorgehen hat gravierende Nachteile:

- Die Begründung jeder einzelnen Schutzfläche kann im wesentlichen nur aus ihren Besonderheiten abgeleitet werden, nicht aus dem ökologischen Stellenwert des Teilraumes im Gesamtraum.
- Die ernstgenommenen Argumente für die Unterschutzstellung orientieren sich vorwiegend an den Kriterien der Seltenheit bzw. Gefährdung von Arten und Lebensräumen, nicht jedoch an den stabilisierenden Funktionen, die der naturnahe Lebensraum für die benachbarten Räume erfüllt.
- Die Auseinandersetzung darüber, ob eine Fläche aus ökologischen Gründen zu schützen ist oder einem ökonomischen Nutzungsanspruch zur Verfügung gestellt werden soll, wird von sehr ungleichen Ausgangsbedingungen geführt: Der ökologische Wert einer Einzelfläche steht gegen sog. Sachzwänge, die sich aus Siedlungskonzepten, Verkehrskonzepten, Energiekonzepten, Finanzierungskonzepten und sonstigen Gesamtentwürfen herleiten. Der Verlust eines einzigen Biotops - wenn er nur für sich gesehen wird - scheint immer noch vertretbar zu sein. Dieser "Salamitaktik" kann bei dem induktiven Vorgehen kein durchgängiges ökologisches Konzept entgegengestellt werden.

Die Folge der hier nur beispielhaft aufgezählten Mängel ist eine weitverbreitete Argumentationsnot, sobald ein Biotop in einem unter erhöhtem Nutzungsdruck stehenden Gebiet erhalten werden soll. Etwas überspitzt könnte man formulieren, daß die Ausweisung von Schutzgebieten bzw. die Erhaltung ausgewiesener Biotopie nur dort eine reale Chance hat, wo ohnehin kein nennenswertes Nutzungsinteresse besteht. Der Ökologe kämpft um den Schutz ökologisch wertvoller Bereiche defensiv mit dem Rücken gegen die Wand, konfrontiert mit konzeptionell abgesicherten sog. Sachzwängen.

In Ober- und Niederbayern wurden z.B. in den letzten Jahren insgesamt 714 Feuchtgebiete mit Bauschutt aufgefüllt. Wesentlich höher noch dürfte die Zahl der im Zuge der landwirtschaftlichen Intensivierung ausgeräumten Biotopie liegen (SOTHMANN 1977). Im Rahmen der Biotopkartierung Bayern wurde festgestellt, daß von den insgesamt über 16 000 kartierten außeralpinen Biotopie auf die Fläche bezogen durchschnittlich etwa ein Fünftel gefährdet ist, in sieben Naturräumen liegt der Anteil gefährdeter Biotopie bei über 40% (BECKER 1978).

Wenn eine ökologische Strategie überhaupt einen Sinn haben soll, dann muß sie an den Brennpunkten des Landschaftsverbrauchs greifen, muß den Nivellierungstendenzen einer großflächig arbeitenden hochtechnisierten Landbewirtschaftung und einer rapiden Flächenüberbauung im Umland größerer Städte etwas entgegenzusetzen haben.

Um solche bisher kaum zu bremsenden Nivellierungs- und Konzentrationstendenzen in ökologisch vertretbare Bahnen lenken zu können, bietet sich eine Strategie an, die nicht nur induktiv, sondern großräumig auch deduktiv vorgeht. Dazu bedarf es eines wissenschaftlich erhärteten Konzepts oder Strukturmodells, in dem sowohl zur Lokalisierung, Größenordnung und gegenseitigen Zuordnung der Schwerpunkttypen als auch zur notwendigen inneren Differenzierung operationale Aussagen gemacht sind. Es müssen klare Vorstellungen darüber erarbeitet werden, wieviele relativ naturnahe Bereiche in welcher Größe und Verteilung die Region braucht, um der Forderung nach ökologischer Stabilität zu genügen.

Wenn hier deduktives Vorgehen mit Hilfe eines wissenschaftlich abgesicherten Strukturmodells empfohlen wird, so soll damit keinem starren Konzept das Wort geredet werden. Induktive und deduktive Vorgehensschritte sollten sich vielmehr gegenseitig ergänzen. Die bestehenden Strukturen sind behutsam in die von der ökologischen Strategie gewiesene Richtung hin zu entwickeln. Die Schwerpunkttypen sind in unserer Landschaft vorhanden, sie brauchen nicht ausgewiesen zu werden. Jedoch darf es nicht bei einer Bestandsanalyse bleiben, sondern ökologische Defizite bezüglich Ausdehnung, Zuordnung und innerer Differenzierung der Vorranggebiete stellen sich als Aufgabe der ökologischen Planung. Wie auch HABER (1979a) anregt, sind die Veränderungstendenzen der zu den Typen gehörigen Räume, insbesondere die Schrumpfung und zugleich wachsende Belastung der naturnahen Ökosysteme, gezielt zu beeinflussen. Es reicht nicht mehr aus, defensiv für die Erhaltung wertvoller Biotopie einzutreten. Eine offensive ökologische Strategie würde vom "ökologischen Bedarf" ausgehen und ein ausreichendes Maß ökologisch funktionsfähiger Räume in sinnvoller Verteilung anvisieren.

Auf Grund von Erfahrungen bei der Biotopkartierung fordert KAULE (1979) - differenziert nach Naturräumen - einen Naturschutzgebiets-(NSG-)Anteil von 3% der Landesfläche für ökologisch reich strukturierte Gebiete (z.B. Voralpenland) und

einen Durchschnittswert von 0,5 bis 1% der Landesfläche für die Bundesrepublik Deutschland. Er nennt als absolutes Minimum einen Flächenanteil von 0,1%. Heute gibt es in der Bundesrepublik Gebiete mit nur 0,006% NSG-Flächenanteil. Für kleinräumige "schützenswerte Landschaftsbestandteile" (vgl. Art. 12 BayNatSchG) hält er 3 bis 8% Flächenanteil in Agrarlandschaften und Mischgebieten für notwendig, je nach Hängigkeit, bodenkundlichen und hydrologischen Verhältnissen sowie nach vorherrschender Nutzung. Angaben über den Bedarf an naturnahen Flächenanteilen müssen immer auch die Verteilungsstruktur zwischen ökologisch funktionsfähigen und ökologisch armen bzw. belasteten Bereichen berücksichtigen, da die kompensierenden Wirkungen weitgehend auf dichte Zuordnung der jeweiligen Gebiete angewiesen sind. KAULE et al. (1979) nennen einen notwendigen Flächenanteil von 3 bis 35% der landwirtschaftlichen Nutzfläche, der mit Hecken und sonstigen ökologisch stabilisierenden Kleinstrukturen besetzt ist. Was die Abstände zwischen den Kleinstrukturen anbelangt, so seien 400 - 600 m nicht zu überschreiten, wenn erhebliche Labilitäts-symptome vermieden werden sollen. Die Werte hängen jedoch sehr stark von Hangneigung, Wind-, Wasserverhältnissen und anderen Faktoren ab. So dürfen etwa auf Sandlöß am Kaiserstuhl die Abstände zwischen den Kleinstrukturen wegen der Erosionsgefahr nicht größer als 15 bis 20 m sein. Die zitierten Flächenanteile und Abstandsgrößen bedürfen noch weiterer Differenzierung und Präzisierung.

3. Erforderliche Ausrichtung ökologischer Forschung

Zum Schluß ist an die ökologische Grundlagenforschung zu appellieren, ihre Fragestellungen noch mehr an der Theorie und Strategie der differenzierten Bodennutzung auszurichten. Große Wissenslücken sind z.B. noch in bezug auf folgende Fragenkomplexe zu füllen:

- a) Welche Funktionen erfüllen die naturnahen Biotope verschiedener Art in bezug auf die Stabilisierung der Landschaft, d.h. Kompensation von Belastungen, Verhinderung von Ungleichgewichten z.B. hinsichtlich Schädlingskalamitäten?
- b) Welche funktionalen Bezüge bestehen zwischen den verschiedenen Schwerpunktypen, d.h. welche Energie- und Stoffströme fließen zwischen ihnen, wie hängen sie voneinander ab?
- c) Welche ökologischen Ressourcen werden in den stärker naturnahen Räumen vorgehalten und erneuert? In welcher Weise und unter welchen Bedingungen z.B. der räumlichen Zuordnung kommen sie den stärker belasteten Räumen zugute?
- d) Welche kompensierenden Funktionen erfüllen die "ökologischen Zellen" im Rahmen der inneren Differenzierung und welche Belastungen sind nur über die flächenmäßige Beschränkung der emittierenden Schwerpunkträume in Grenzen zu halten?
- e) Welche Beziehungen und notwendigen Kontaktströme bestehen zwischen den räumlich auseinanderliegenden naturnahen Schwerpunkten und den ökologischen Zellen der "inneren Differenzierung". Welche Entfernung zwischen diesen Bereichen darf nicht überschritten werden?
- f) Welche Nahrungsketten oder besser "Nahrungsnetze" sind geeignet, als Indikator für die notwendige Mindestausdehnung bestimmter Biotope zu dienen, damit ihre ökologische Funktionsfähigkeit gewahrt bleibt?

Dies sind einige der brennenden Fragen, auf die wissenschaftlich erhärtete Antworten als Argumentationshilfe für die Praxis der Schutzgebietsausweisung gefunden werden müssen, einer Landschaftserhaltung, die auf der Grundlage eines flächendeckenden Strukturmusters erfolgt. Für den ökologischen Planer ist es angesichts der täglichen Zwänge, Kompromisse schließen zu müssen, von größter Bedeutung, sich an einer wissenschaftlich abgesicherten Vorstellung von einer ökologisch sinnvollen Gesamtstruktur der Kulturlandschaft orientieren zu können.

Literatur

- BECKER M., 1978: Biotopgefährdung. Diplomarb. TU München-Weihenstephan (Lehrst. f. Landschaftsökologie).
- ELLENBERG H., 1973: Ziele und Stand der Ökosystemforschung. In: (Ed. ELLENBERG H.) Ökosystemforschung. Berlin/Heidelberg/New York (Springer).
- HABER W., 1972: Grundzüge einer ökologischen Theorie der Landnutzungsplanung. Innere Kolonisation 21: 294-298.
- HABER W., 1978: Ökosystemforschung - Ergebnisse und offene Fragen. In: (Ed. BUCHWALD K., ENGELHARDT W.) Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt Berlin/Hamburg. 1: 80-89.
- HABER W., 1979a: Theoretische Anmerkungen zur "ökologischen Planung". Verh. Ges. Ökologie 7: 19-30.

- HABER W., 1979b: Raumordnungskonzepte aus der Sicht der Ökosystemforschung. Forschungs- u. Sitzungsberichte der Akad. f. Raumforschung und Landesplanung 131: 12-24.
- HAMPICKE U., 1977: Landwirtschaft und Umwelt. Kasseler Schr. z. Geographie und Planung, Urbs et Regio 5: 856 S.
- KAULE G., SCHALLER J., SCHOBER M., 1978: Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotopie in Bayern. Allgemeiner Teil - Außer-alpine Naturräume. Schutzwürdige Biotopie in Bayern 1: 154 S.
- KAULE G., 1979: Belebte Umwelt. In: (Ed. Akad. f. Raumforschung und Landesplanung) Daten zur Raumplanung. (im Druck).
- MAAREL E. VAN DER, 1976: On the establishment of plant community boundaries. Ber. Deut. Botan. Ges. 89: 415-443.
- ODUM E.P., 1969: The strategy of ecosystem development. Science 164: 262-270.
- SCHEMEL H.J., 1975: Die ökologische Theorie der differenzierten Bodennutzung - Voraussetzungen und Möglichkeiten ihrer Anwendung in der Raumordnung. Abschlußarb. TU München (städtebauliches Aufbaustudium): 171 S.
- SCHEMEL H.J., 1976: Zur Theorie der differenzierten Bodennutzung: Probleme und Möglichkeiten einer ökologisch fundierten Raumordnung. Landschaft und Stadt 8: 159-166.
- SOTHMANN L., 1977: Feuchtgebiete, gesunde Inseln in einer gesunden Umwelt. Natur und Umwelt (München) 57: 11-14.

Adresse

Dipl.-Ing. Hans-Joachim Schemel
Alpen-Institut
Schieggstr. 21
D-8000 München 71

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1980

Band/Volume: [8_1980](#)

Autor(en)/Author(s): Schemel Hans-Joachim

Artikel/Article: [Folgerungen aus der Theorie der differenzierten Bodennutzung für die Schutzgebietsausweisung 39-44](#)