

Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege

Laufen/Salzach

Berichte

ANL

4



Berichte der ANL

4 1980

Herausgeber:
Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege
Postfach 61
8229 Laufen/Salzach
Telefon 08682/7097-7098

Schriftleitung:
Helga Haxel ANL
Für die Einzelbeiträge zeichnen
die jeweiligen Autoren
verantwortlich.

Es wurde umweltfreundliches
Recyclingpapier verwendet.

ISSN 0344-6042

Geleitwort	Weinzierl, Hubert	Seite	3
Geoökologie und Landschaft. Eine Zwischenbilanz.	Ziegler, Josef H.	Seite	4–9
Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften	Seibert, Paul	Seite	10–23
Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen	Ringler, Alfred	Seite	24–59
Wert und Bewertung landschaftlicher Eigenart	Heringer, Josef K.	Seite	60–75
Sanierung bei baulichen Anlagen, die das sog. Landschaftsbild stören	Jodl, Otto	Seite	76–80
Entwicklungstendenzen der Alm/Alp- wirtschaft in Bayern im Hinblick auf Naturhaushalt und Landschaftsbild	Engelmaier, Alois	Seite	81–85
Feuchtgebiete – von Menschen geschaffen	Remmert, Hermann	Seite	86
Lebensraum Niedermoor: Zustand und geplante Entwicklung	Droste, Michael Nentwig, Wolfgang Vogel, Michael	Seite	86–91
Die Edertalsperre – schutzwürdiger Naturraum von Menschenhand	Tamm, Jochen	Seite	92–97
Die Höhe der Igelverluste auf bayerischen Straßen	Esser, Joachim Reichholf, Josef	Seite	98–100
Die Situation der Flußperlmuschel (Margaritifera margaritifera) in der Oberpfalz und in Niederbayern	Bauer, Gerhard	Seite	101–103
Die Siedlung als klimatisch differenzierter Lebensraum	Enders, Gerhard	Seite	104–110
Der Saatkrähenbestand in Bayern in den Jahren 1950–1979	Magerl, Christian	Seite	111–118
Beobachtungen zur Nutzung von Kleinstrukturen durch Vögel	Bezzel, Einhard	Seite	119–125
Veranstaltungsspiegel der ANL im Berichtszeitraum und Ergebnisse der Seminare Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltern		Seite	126–141
Mitglieder des Präsidiums und ihre Stellvertreter Mitglieder des Kuratoriums Personal der ANL am 1. November 1980		Seite	142
Hinweise für Autoren		Seite	143

Inhalt

5

Geleitwort

Gut vier Jahre nach ihrer feierlichen Eröffnung am 20. September 1976 legt die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege nun diesen Bericht vor, der über das vierte Jahr ihres Wirkens Rechenschaft ablegen soll. Vier Jahre Naturschutzakademie in Laufen heißt vor allem: vier Jahre einer oft schwierigen Aufbauphase, in der es galt, zwischen den Hoffnungen und dem Erreichbaren, den großzügigen Versprechungen und der Wirklichkeit zu vermitteln. Auf diesem Weg sind beachtliche Fortschritte erzielt worden, insbesondere was den Aufbau der notwendigen Struktur und die fachliche Ausgestaltung angeht.

Die Akademie schickt sich nun an, in die Konsolidierungsphase überzugehen, wovon gerade auch dieser 4. Berichtsband mit seinem breiten Spektrum der behandelten Themen Zeugnis ablegt. Konsolidierung nach vier Jahren anstrengender Aufbauarbeit heißt aber nicht nur Erleichterung und Freude über das Erreichte, es bedeutet auch den Übergang in die nicht weniger schwierige Phase der Differenzierung und Standortfindung. In den nächsten Jahren wird es sich herausstellen, ob sich diese mittlerweile gefestigte Einrichtung den Elan und die Offenheit der Aufbauzeit – und damit auch die gewonnene Bedeutung und das Ansehen – bewahren kann, oder ob sie sich mit dem unter Akademien grassierenden Virus der Verkrustung zu einem gebildeten Gesprächszirkel infizieren wird.

Diese Offenheit, diese Gelegenheit zum Gespräch und zum Austausch der Erfahrungen und Erkenntnisse aus Theorie und Praxis, die freie Diskussion auch konträrer Meinungen und die Koordination und Beobachtung umweltbezogener Forschung, die die Akademie bisher so erfolgreich praktiziert hat, werden angesichts der sich verschärfenden Umweltprobleme immer wertvoller werden. Denn in einer Gesellschaft und in einer Welt, die an ihre ökologischen Grenzen stößt, helfen wachstumsorientierte Politiker und zackig vollziehende Verwaltungsbeamte nicht viel weiter: was wir schon heute und in Zukunft verstärkt brauchen, sind ökologisch denkende Entscheidungsträger auf allen Ebenen, mit guten Argumenten ausgestattete Multiplikatoren und wache, verantwortungsbewusste Bürger. In diese Richtung gilt es, die Lehre und die Öffentlichkeitsarbeit der Akademie immer wieder neu zu orientieren.

Auch auf dem Gebiet der naturschutzrelevanten Forschung sind in den nächsten Jahren Akzente zu setzen, wenn sich der Trend zum kreaturverachtenden Umgang mit der Natur in der ökologischen Forschung nicht fortsetzen oder gar verstärken soll. Hier bedarf es der Anreize und der Förderung für die Wissenschaftler, die nicht bereit sind, scheinbarer wissenschaftlicher Objektivität und Exaktheit willen die letzten Bestände bedrohter Tiere und Pflanzen zu Tode zu zählen und zu vermessen. Es ist nötig, bei aller Freiheit der Forschung die Grenzen des Zumutbaren zu ziehen und die moralische Verantwortung des Forschers gegenüber seinem Objekt zu unterstreichen, so wie es die landauf landab in der Defensive liegende Natur verlangt.

Wird da zuviel verlangt von dieser noch jungen Akademie? Ich glaube nicht, denn während der letzten vier Jahre hat sie ja bewiesen, daß sie die Kraft und die Fähigkeiten dazu besitzt.



Hubert Weinzierl
1. Vorsitzender des
Bundes Naturschutz in Bayern e. V
Mitglied des Präsidiums der ANL

Joseph H. Ziegler

Werden ökologische Fragen aufgeworfen, so bedarf es zur Beantwortung einer gründlichen Analyse der Wechselbeziehungen zwischen den bestimmenden Umweltfaktoren und den Nutzungsansprüchen des Menschen und der Organismen an die Umwelt. Demgemäß bildet das Leben ganz allgemein auch für die Geoökologie die Bezugs Ebene, d. h. der Forschungsgegenstand der Geoökologie »ist das Leben in seiner Einbindung in die Stoff- und Energieflüsse der verschiedenen Erdräume« (KLINK, 1974, S. 212). Versucht man einen Überblick über den derzeitigen Stand der Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Landschafts- und Geoökologie zu gewinnen, so ist festzustellen, daß sich die Forschungsvorhaben auf folgende vier Aufgabenfelder verteilen:

- Flächendeckende Erhebung von Grunddaten des ökologischen Zustandes. Beispiele: Geologische Karte und Bodenkarte von Bayern, Wasserwirtschaftliche Rahmenpläne.
- Erforschung komplexer Systemzusammenhänge, Ökosystemforschung i. e. S. Beispiele: Landschaftsökologische Modelluntersuchungen.
- Ermittlung signifikanter Faktoren und ihre Bewertung als Leitkriterien für eine ökologisch orientierte Regionalbeurteilung. Beispiele: Landschaftsökologische Vegetationsgliederung, Standortkundliche Analysen.
- Wissenschaftlich-fachliche Absicherung eines geoökologischen Konzepts, eines Handlungsrahmens für die Landschaftsplanung. Beispiel: Biotop-Kartierung.

Landschaftsökologie = Geoökologie

Begriff und methodischer Ansatz der »Landschaftsökologie« wurde von TROLL (1939) in die deutschsprachige Literatur eingeführt. Nach seiner Intention sollte das Studium der Einzelercheinungen der Natur wie Klima, Gesteinsaufbau, Relief, Gewässer, Verwitterungsböden, Vegetation und Fauna zu einer »synoptischen Betrachtung der Naturerscheinungen, zu einer funktionalen Untersuchung der in der Natur herrschenden Wechselbeziehungen zwischen den einzelnen Elementen weitergeführt werden (vgl. RADKE, 1978, S. 4). In späteren Arbeiten verwendete TROLL (1968, 1970, 1971) gleichbedeutend mit Landschaftsökologie den Begriff Geoökologie, der sich vor allem in der fremdsprachigen Literatur durchsetzte.

Ogleich noch immer in einzelnen Arbeiten beide Begriffe synonym verwendet werden, so läßt die Durchsicht der einschlägigen Literatur zweifelsfrei erkennen, daß in den letztvergangenen Jahren eine unterschiedliche Akzentuierung der Begriffsinhalte stattgefunden hat. Entscheidend hierfür waren wohl die Anforderungen, die von der seit Beginn der siebziger Jahre stark um sich greifenden vorausschauenden Planung, insbesondere der Raumordnung und Landschaftsplanung, gestellt wurden.

Die Notwendigkeit in sehr eng begrenzten Zeiträumen zu einer für die politische Entscheidung und den Verwaltungsvollzug akzeptablen Datenbasis zu kommen, ließen es von vornherein aussichtslos erscheinen, eine inventarbezogene Raumgliederung im Sinne einer umfassenden synoptischen Landschaftsökologie vorzunehmen. Auch zeigte sich, daß die methodischen Voraussetzungen für eine Bilanzie-

rung des Landschaftshaushaltes vor allem im Hinblick auf die Quantifizierung des Gesamthaushaltes noch fehlten. So begnügte man sich mit dem vornehmlich am Relief orientierten Ordnungsschema der naturräumlichen Gliederung, wie es in dem von MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953 bis 1962) herausgegebenen gleichnamigen Handbuch für Deutschland entworfen wurde.

Auf der Suche nach signifikanten Bewertungskriterien in den verschiedenen Ökosystemen wurde zunächst im Bereich der Vegetation und Fauna durch eine Vielzahl von Detailarbeiten ein breit gefächertes methodisches Instrumentarium geschaffen, das zu Ergebnissen führte, die unmittelbar von der raumwirksamen Planung berücksichtigt werden konnten. Verwiesen sei hier u. a. auf die seit 1973 vom Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Technischen Universität München-Weihenstephan durchgeführte »Biotop-Kartierung Bayern«.

Genannt werden muß in diesem Zusammenhang aber auch eine Forschungsrichtung, die durch gezielte standortkundliche Untersuchungen von Anfang an um die Erarbeitung der Grundlagen für praxisorientierte thematische Karten bemüht war. Durch die Herausstellung des ökologischen Wirkungsgefüges zwischen Klima, Boden, Relief und den gegebenen Agrarformen bzw. Vegetationsarealen vermitteln Standortkarten einen Überblick über natürliche Standortfaktoren und über die flächige Abgrenzung verschiedener Arten der künftigen Landnutzung. Auf der Basis des von Ellenberg (1951, 1952, 1958) und seinen Mitarbeitern (ELLENBERG & ZELLER 1951; SCHREIBER et al. 1956) entwickelten Verfahrens der Standortkartierung werden z. B. in Baden-Württemberg »Ökologische Standorteignungskarten« in verschiedenen Maßstäben als Grundlage für regionale Agrar- und Landschaftsplanung angefertigt (WELLER et al. 1975). Auch ist hier auf das in der DDR entwickelte Konzept der landwirtschaftlichen Standorterkundung zu verweisen, deren landschaftsökologischer und bodengeographischer Grundlagenteil interessante methodische Aspekte zur Diskussion stellt (SCHMIDT, 1978).

Die genannten Beispiele machen deutlich, daß eine *Verschiebung der Akzente von der inventarbezogenen landschaftsökologischen Raumgliederung zur komponentenbezogenen geoökologischen Raumbewertung* stattgefunden hat. So lassen sich heute unschwer Arbeiten mit naturräumlichem Ansatz der Landschaftsökologie und Arbeiten mit problemorientiertem Ansatz der Geoökologie zuordnen.

Landschaftsökologie . . .

Demnach sind der Landschaftsökologie folgende *Aufgaben* vorgegeben (FINKE, 1978, S. 563):

1. Erfassung des räumlichen Verteilungsmusters der Ökosysteme
2. Typisierung der Ökosystemelemente
3. Darstellung des funktionalen Zusammenwirkens der Ökosysteme.

Ziel der Landschaftsökologie ist es, eine qualitative und quantitative Bilanzierung des Landschaftshaushaltes eines definierten Landschaftsausschnittes vorzunehmen und die Beziehungen der Einzelfaktoren des räumlich-funktionalen Wirkungsgefüges zu analysieren.

Das *Ergebnis* ist die nutzwertneutrale Gewichtung des Naturpotentials in der Form einer landschafts-ökologischen Raumlagerung.

... und Geoökologie

Der Geoökologie ist die Bearbeitung folgender *Aufgaben* zuzuordnen:

1. Querschnittorientierte Ermittlung ökologisch signifikanter Faktoren der am Ökotopegefüge beteiligten Ökosysteme.

2. Bewertung des Naturinventars und der Nutzung eines definierten Landschaftsausschnittes im Hinblick auf die Leistungsfähigkeit der ökologischen Flächenfunktionen.

3. Zielorientierte Ableitung eines Handlungsrahmens aus der Raumanalyse.

Ziel der Geoökologie ist es, durch Ermittlung geoökologischer Bewertungskriterien und Grenzwertbereiche die Verfügbarkeit eines definierten Landschaftsteiles zu beurteilen, um somit wissenschaftlich fundierte Ergebnisse auch zur Lösung ökologischer Nutzungskonflikte zu erarbeiten.

Das *Ergebnis* ist die nutzungsspezifische Gewichtung des Naturinventars unter Berücksichtigung der Erhaltung der Leistungsfähigkeit des Ökosystemgefüges in der Form einer hierarchisch gestuften geoökologischen Raumbewertung.

Landschaft

Für landschaftsökologische und geoökologische Untersuchungen ist eine Regionalisierung des jeweils zu lösenden Problems unerlässlich (KLINK, LANGER, 1975, S. 216; 1970, S. 9). Das bedeutet, daß die Landschaft als Projektionsebene eine zentrale Stellung einnimmt (LESER, 1978, S. 27). Ohne auf die zur wissenschaftlichen Präzisierung notwendige Diskussion um den »Landschaftsbegriff« einzugehen, darf hier darauf hingewiesen werden, daß für den geoökologischen Ansatz ausschließlich die mit naturwissenschaftlichen Arbeitsweisen objektiv erfassbare reale Landschaft verstanden wird. Landschaftsmorphologie, Landschaftsphysiologie und Landschaftstypologie bieten die wichtigsten Daten zur Darstellung und Charakterisierung der zu erfassenden Landschaftseinheit.

Die Komplexität der an einer Landschaft beteiligten Ökosysteme läßt sich übersichtlich an dem von WÖHLKE (1969) entworfenen »Allgemeinen Strukturmodell einer Naturlandschaft« verdeutlichen. Es zeigt nicht nur die beteiligten abiotischen und biotischen Komponenten, es vermittelt vielmehr auch einen Einblick in die prozessualen Abläufe und deren ineinandergreifende Vernetzung (vgl. Abb. 1).

Abb. 1: Allgemeines Strukturmodell der Naturlandschaft (nach W. WÖHLKE 1969, aus LESER 1978, S. 245)

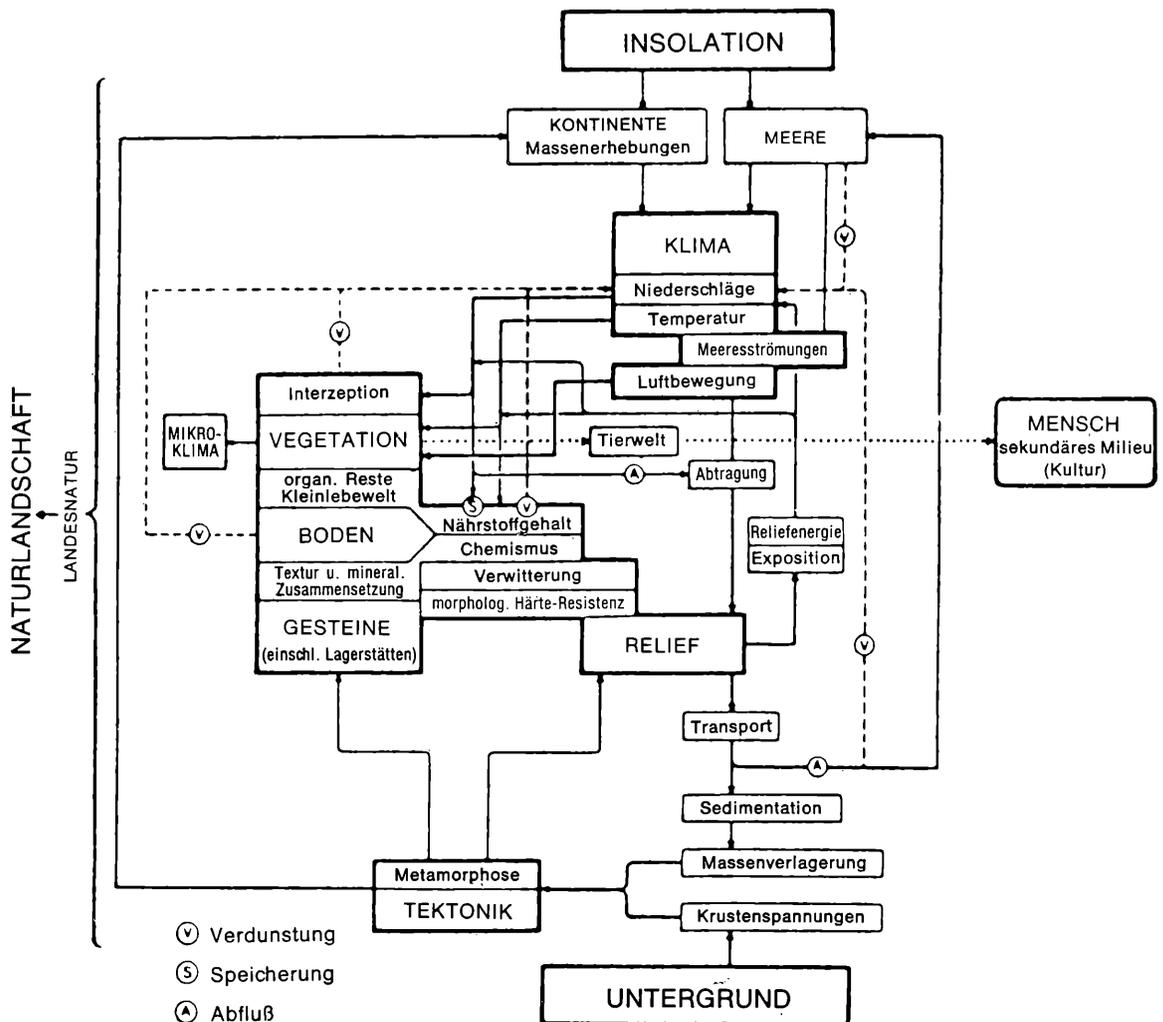
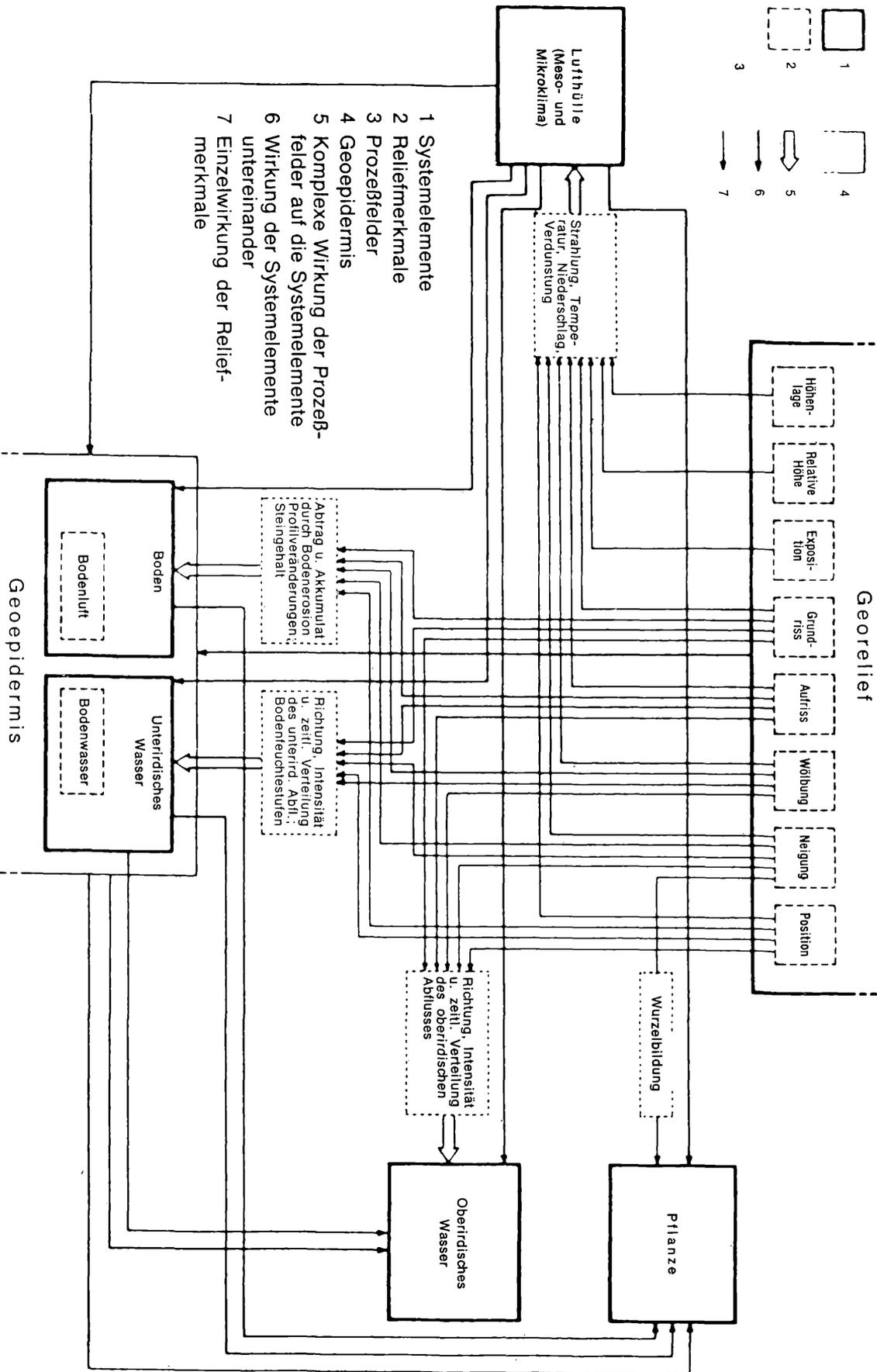


Abb. 2: Darstellung der Regelfunktion des GEO-Reliefs für den Naturraum (nach KUGLER 1974 und LESER 1978, S. 50)



Selbstverständlich kann das in Abb. 1 gezeigte Strukturmodell nur eine Orientierungshilfe sein, da eine unverfälschte Naturlandschaft in Bayern nicht mehr gegeben ist. Die verschiedentlich vorgenommene alternative Gegenüberstellung von Naturlandschaft und Kulturlandschaft erscheint bei geökologischen Fragestellungen nicht sonderlich hilfreich, da die von der Hemerobie unterschiedenen Stufen des »Kultureinflusses« (BLUME & SUKOPP, 1976) als Standortfaktor »Naturferne« ohnehin in den Problemanatz eingehen (BORNKAMM, 1980, S. 49).

Die Notwendigkeit, landschafts- und geökologische Untersuchungen auf einen definierten Landschaftsausschnitt zu beziehen, führt zwangsläufig zur Problematik ökologischer Raumgliederungen. Mit der Resignation, zeitgerecht zu einer umfassenden landschaftsökologischen Raumgliederung zu kommen und infolge der bereits erwähnten methodischen Schwierigkeiten im Hinblick auf eine umfassende Quantifizierung der Landschaft mehrten sich die Versuche aus der Behandlung von Teilaspekten der verschiedenen an einer Landschaft beteiligten Ökosysteme eine übergeordnete Landschaftsgliederung zu entwickeln. Verwiesen sei hier z. B. auf die aus der Systematik der höheren Pflanzengesellschaften abgeleitete »Landschaftsökologische Vegetationsgliederung Mitteleuropas« von RADKE (1978). Es bedarf wohl kaum der Erwähnung, daß entsprechend der fachspezifisch gewählten geökologischen Arbeitsweise, vor allem auch im Hinblick auf die Dimensionierung der Arealeinheiten, sehr unterschiedliche räumliche Gliederungs- und Ordnungsstufen erzielt wurden. Die Begriffsvielfalt wie Biotop, Pedotop, Hydrotop, Klimatop, Morphotop und Geotop spiegelt die mangels einer vergleichbaren Bewertungsbasis verwirrende Auffächerung im Vorfeld einer integrierten Ökosystemforschung wider (HAASE, 1967, Abb. 1; SCHMIDT, 1978, S. 27).

Auf den vielfach bedürftigen methodischen Ansatz zur Erstellung einer Raumgliederung in landschafts- und geökologischen Arbeiten wurde von SYMADER (1980, S. 82) nachdrücklich hingewiesen. So kann man unschwer feststellen, daß Untersuchungen, die regionalökologisch ausgelegt sind, also eine Großlandschaft oder Landschaftsregion im Sinne von PAFFEN (1953) untersuchen, sich meist mit der Wiedergabe der naturräumlichen Gliederung nach MEYNEN & SCHMITHÜSEN begnügen, wobei dieser Wiedergabe bestenfalls ein Vorwortcharakter beizumessen ist (vgl. KAULE, SCHALLER & SCHÖBER, 1979). Bei Untersuchungen im Bereich der Klein- und Einzellandschaft, der chorologischen Dimension nach RICHTER (1976), wird z. T. gänzlich auf eine Anbindung an das naturräumliche Ordnungsschema verzichtet (LANGER, ALBERT & HOPPENSTEDT, 1978). Dies ist umso bedauerlicher, als in der landschaftlichen Ökosystemforschung in den sechziger Jahren durch die gleichgewichtige Berücksichtigung der Landschaftsphysiologie mit der Landschaftsmorphologie eine akzeptable methodische Basis zur Dimensionierung und inhaltlichen Abgrenzung naturräumlicher Gliederungs- und Ordnungsstufen gefunden wurde (RICHTER, 1967; UHLIG, 1967; HAASE, 1976).

Soll jedoch den landschafts- und geökologischen Arbeiten für die Landschaftsplanung die zu fordernde Signifikanz zukommen, so ist eine Weiterentwicklung der naturräumlichen Gliederung mit Hilfe der Landschaftstypisierung unerlässlich. Eine solche wurde, wenngleich nur partiell, z. B. im Rahmen der landwirtschaftlichen und forstlichen Standortkartie-

rung der DDR vorgenommen, in der aufbauend auf den Arbeiten zur chorischen Naturraumerkundung von NEEF (1963), HAASE (1964) und RICHTER (1967, 1968), die Leitkriterien Bodeninventar, Relief, Gefügestil in chorische Kartiereinheiten überführt und ansatzweise landschaftstypologisch ausgewertet wurden (SCHMIDT, 1978).

Georelief und Landschaftsplanung

Landschaftsplanung setzt eine möglichst umfassende Bestandsaufnahme sowohl des Naturhaushalts als auch der bestehenden und sich abzeichnenden Flächennutzungen voraus. Auf dieser Grundlage wird eine ökologische Bewertung durchgeführt, d. h. Naturpotential und Landschaftsbild werden hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit für die verschiedenen Nutzungsansprüche beurteilt. Schließlich werden aus der Landschaftsanalyse und der Landschaftsdiagnose Zielvorstellungen entwickelt, nach denen künftige Flächennutzungen gewichtet werden (DEIXLER, 1979, S. 7).

Die andernorts z. T. heftig geführte Diskussion um die Planungsrelevanz landschaftsökologischer Karten bzw. ökologischer Raumgliederungen (FINKE, 1974; HEIDTMANN, 1975; KRAUSE, 1976; HENKE & KRAUSE, 1976) soll hier nicht weiter vertieft werden. Nachdrücklich muß jedoch auf die Notwendigkeit eines vergleichbaren Raumbezugs für alle an der Landschaft beteiligten Ökosysteme hingewiesen werden. Dabei kommt dem Relief als Integrationsbereich für alle an der Landschaft beteiligten Ökosysteme insofern eine besondere Bedeutung zu, als es eine wichtige Regelfunktion für diese wahrnimmt. Wie die verschiedenen Relief Eigenschaften und Reliefmerkmale als Auslöser und/oder Regler einer Vielzahl von landschaftshaus haltlichen Teilprozessen wirken, verdeutlicht die Abb. 2. Aus dieser Sicht erscheint der Versuch lohnend und erfolgversprechend, auf den naturräumlichen Ordnungs- und Gliederungsstufen aufbauend, eine landschaftstypologische Raumgliederung zu erreichen, um geökologische Ergebnisse aus verschiedenen Ökosystemen raumbezogen koordinieren zu können.

Für die landschaftstypologische Raumgliederung ist eine morphographisch-morphodynamische Reliefanalyse unerlässlich. Hier eröffnet sich der geomorphologischen Forschung ein Arbeitsfeld, dem zumindest im deutschsprachigen Raum noch immer nicht die gebührende Beachtung zuteil wird. So ist die traditionelle morphogenetische Betrachtungsweise Kernstück auch des 1976 von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) eingerichteten Schwerpunktprogrammes »Geomorphologische Detailaufnahme in der Bundesrepublik Deutschland«, wenngleich auch morphographische und morphometrische Daten dabei erfaßt werden (STÄBLEIN, 1978). Bis 1982 soll durch die Erstellung von ca. 40 Gradabteilungsblättern 1:25 000 und ca. 10 Blättern 1:100 000 eine einheitliche Methode der geomorphologischen Kartierung erzielt werden. Die bisher vorgelegten Kartierergebnisse lassen jedoch erkennen, daß infolge der starken Betonung der Morphogenese der Karteninhalt überfrachtet und für die Landschaftsplanung nicht bzw. völlig unzureichend interpretierbar ist.

Für geökologische Untersuchungen ebenso wie für landschaftsplanerische Auswertungen bietet nur die quantitative morphographische Charakterisierung des Reliefs eine adäquate Basis, um durch die Erfassung der wichtigsten Reliefelemente zu land-

schaftstypologischen Raumeinheiten zu kommen. Gleichzeitig eröffnet die Quantifizierung der Reliefhülle Ansätze zu einer morphodynamischen Prozessanalyse, die auch klimatologische, pedologische und hydrologische Aspekte einbezieht.

Ein durchaus akzeptables Konzept für die exakte morphographische Reliefaufnahme wurde von KUGLER (1964, 1974) vorgelegt. Neigungsstärken und Wölbungsradien, aber auch die gezielte Erfassung von Klein und Kleinstformen sowie des oberflächennahen Untergrundes erlauben eine Vielfalt von Anwendungsmöglichkeiten umso mehr als auch Abtragung, Verspülung, Rinnenbildung, Erosion und Akkumulation konsequent zur Darstellung gelangen. So könnte eine morphographisch-morphodynamische Karte dieses Typs nicht nur als Beweissicherungskarte bei der Ausweisung von Landschaftsschutzgebieten dienen, sie könnte auch für spezielle geoökologische Detailuntersuchungen wie z. B. der bodenkundlichen Standortkartierung eine wertvolle Orientierung bieten.

Angesichts der Bedeutung des Georeliefes in der Umweltthematik erscheint es vor allem im Hinblick auf die Anforderungen der Landschaftsplanung dringend erforderlich, durch Modelluntersuchungen in verschiedenen Landschaftsräumen Inhalt und Aussageumfang verschiedener morphographisch-morphodynamischer Systeme zu prüfen, um daraus Leitkriterien abzuleiten für die Etablierung von Formengesellschaften und deren landschaftstypologische Charakterisierung. Ein so gründlich erarbeitetes praktikables Konzept zur Erfassung und Kennzeichnung des Reliefs ist zweifellos auch ein wesentlicher und notwendiger Beitrag sowohl für die landschaftsökologische Raumgliederung als auch für die geoökologische Raumbewertung.

Literatur

BLUME, H. P. & SUKOPP, H., 1976:

Ökologische Bedeutung antropogener Bodenveränderungen. – Schriftenr. f. Vegetationskunde, 10, S. 75–89, Bonn-Bad Godesberg.

BORNKAMM, R., 1980:

Hemerobie und Landschaftsplanung (Hemeroby and landscape planning). – Landschaft + Stadt, 12, S. 49–55. Stuttgart.

DEIXLER, W., 1979:

Landschaftsplanung in Bayern. – Materialien, 6, Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, 135 S. München.

ELLENBERG, H., 1951:

Landwirtschaftliche Standortkartierung auf pflanzengemäßer Grundlage. – 8. Pflanzenernährung, Düngg., Bodenkunde, 53, S. 204–224.

ELLENBERG, H., 1952:

Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung. – Landw. Pflanzensoziologie II, 143 S., Stuttgart.

ELLENBERG, H., 1958:

Über die Beziehungen zwischen Pflanzengesellschaft, Standort, Bodenprofil und Bodentyp. – Angew. Pflanzensoziologie, 15, S. 14–18, Stolzenau/-Weser.

ELLENBERG, H. & ZELLER, O., 1951:

Die Pflanzenstandortskarte, am Beispiel des Kreises Leonberg. – Forsch. u. Sitzungsber. Akad. Raumforsch. Landesplanung, 2, S. 11–49, Hannover.

ELLENBERG, H., SCHREIBER, K.-F., SILBEREISEN, R., WELLER, F. & WINTER, F., 1965: Grundlagen und Methoden der Obstbau-Standortskartierung. – Obstbau, 75, S. 75–110, Stuttgart.

FINKE, L. 1974:

Zum Problem einer planungsorientierten ökologischen Raumgliederung. – Natur und Landschaft, 49, S. 291–293.

FINKE, L., 1978:

Landschaftsökologie – was sie ist, was sie will, was sie kann. – Umschau, 18, S. 563–571.

HAASE, G., 1963:

Landschaftsökologische Detailuntersuchung und naturräumliche Gliederung. – ReTerm.Geogr.Mitt., 107, S. 249–259.

HAASE, G., 1967:

Bemerkungen zur Methodik einer großmaßstäblichen landwirtschaftlichen Standortkartierung auf der Grundlage landschaftsökologischer Erkundungen. – Wiss. 8. MLU Halle-Wittenberg, 16, S. 669–688, Halle.

HAASE, G., 1973:

Zur Ausgliederung von Raumeinheiten der chorischen und der regionarischen Dimension dargestellt an Beispielen aus der Bodengeographie. – ReTerm. Geogr. Mitt., 117, S. 81–90.

HAASE, G., 1976:

Die Arealstruktur chorischer Naturräume. – ReTerm. Geogr. Mitt., 120, S. 130–135.

HEIDTMANN, E., 1975:

Die ökologische Raumgliederung – eine sinnvolle Grundlage für die ökologische Planung? – Natur und Landschaft, 50, S. 72–74.

HENKE, H. & KRAUSE, C. L., 1976:

Zur Planungsrelevanz ökologischer Raumgliederungen. – Natur und Landschaft, 51, S. 335–339.

KAULE, G., SCHALLER, J. & SCHÖBER, H. M., 1979:

Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern. Allgemeiner Teil – Außer-alpine Naturräume. – Bay. Landesamt f. Umweltschutz, Schutzwürdige Biotope in Bayern, 1, 154 S., München.

KLINK, H.-H., 1975:

Geoökologie-Zielsetzung, Methoden und Beispiele. – Verh. der Ges. für Ökologie, Erlangen 1974, S. 211–223, 2 Abb., Dr. W. Junk B. V., Den Haag.

KRAUSE, C. L., 1976:

Anwendbarkeit ökologischer Unterlagen. – Natur und Landschaft, 51, S. 303–308.

KUGLER, H., 1964:

Die geomorphologische Reliefanalyse als Grundlage großmaßstäblicher geomorphologischer Kartierung. – Wiss. Veröff., N. F. 21/22, S. 541–655.

KUGLER, H., 1974:

Das Georelief und seine kartographische Modellierung. Diss. B., Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 517 S., Halle.

LANGER, H., 1970:

Die ökologische Gliederung der Landschaft und ihre Bedeutung für die Fragestellung der Landschaftspflege. – Landschaft + Stadt, Beih. 3, 83 S., Stuttgart.

LANGER, ALBERT, HOPPENSTEDT, 1978:

Landschaftsökologische Untersuchung Oberes Isar-

- tal. Modelluntersuchung im Zusammenhang mit der Landschaftsrahmenplanung in Bayern. – Materialien, 1, Bayer. Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen, 138 S., 6 Abb., 6 Tab., 3 Karten, München.
- LESER, H., 1978:
Landschaftsökologie. – UTB-Uni-Taschenbücher 521, 2. Aufl., 433 S., 49 Abb., 20 Tabl., Stuttgart.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J., 1953–1962:
Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands nach naturräumlichen Einheiten. – Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bad Godesberg.
- NEEF, E., 1963:
Topologische und chorologische Arbeitsweisen in der Landschaftsforschung. – ReTerm. Geogr. Mitt., 107, S. 249–259.
- PAFFEN, K.-H., 1953:
Die natürlichen Landschaften und ihre räumliche Gliederung. Eine methodische Untersuchung am Beispiel der Mittel- und Niederrheinlande. – Forschgn. z. dt. Landeskunde, 68, Remagen.
- RADKE, J., 1978/79:
Landschaftsökologische Vegetationsgliederung Mitteleuropas. Eine systematische Grundlage für die Landschaftspflege. – MSKr. Inst. f. Landespflege und Botanik, Techn. Univ. München-Weihenstephan, Freising.
- RICHTER H., 1967:
Naturräumliche Ordnung. – Wiss. Abh. Geogr. Ges. DDR, 5, S. 129–160.
- RICHTER, H., 1968:
Naturräumliche Strukturmodelle. – ReTerm. Geogr. Mitt., 112, S. 9–15.
- SCHMIDT, R., 1978:
Geographische Aspekte der mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung. – Hattesch. Jb. f. Geowiss., 3, S. 15–32, Gotha-Leipzig.
- SCHREIBER, K. F., 1969:
Landschaftsökologische und standortkundliche Untersuchungen im nördlichen Waadtland als Grundlage für die Orts- und Regionalplanung. – Arb. d. Univ. Hohenheim (Landw. Hochschule), 45, 166 S., 30 Abb., 10 Tabl., 5 Karten, Stuttgart.
- STÄBLEIN, G. Hrsg., 1978:
Geomorphologische Detailaufnahme. Beiträge zum GMK-Schwerpunktprogramm I. – Berliner Geographische Abhandlungen, 30, 35 Abb., 17 Tab., 2 Beil., 90 S., Berlin.
- SYMADER, W., 1980:
Zur Problematik landschaftsökologischer Raumgliederungen. – Methodological problems of classification and regionalisation of geoeologica/spatial Units. – Landschaft + Stadt, 12, S. 81–89, Stuttgart.
- TROLL, C., 1939:
Luftbildplan und ökologische Bodenforschung. – 8. d. Ges. f. Erdkunde Berlin, S. 241–298, Berlin.
- TROLL, C., 1968:
Geo-ecology of the Mountainous Regions of the Tropical Americas. – Colloquium Geographicum, 9, Bonn.
- TROLL, C., 1970:
Landschaftsökologie (Geocology) und Biogeocoenologie. Eine terminologische Studie. – Rev. Roumaine de Géologie, géophysique et Géographie, Ser. de Géographie, 14, S. 9–18, Bukarest.
- TROLL, C., 1971:
Landscape Ecology (Geocology) and Biogeocoenology – A Terminologica/Study. – Geoforum, 8, S. 43–46.
- UHLIG, H., 1967:
Die naturräumliche Gliederung – Methoden, Erfahrungen, Anwendungen und ihr Stand in der Bundesrepublik Deutschland. – Wiss. Abh. d. Geogr. Ges. d. DDR, 5, S. 161–215, Leipzig.
- WELLER, F., MÜLLER S., SCHIEFER, H. & VOGELSANG, W., 1975:
Ökologische Standorteignungskarte des ehemaligen Landkreises Aalen. – Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt, Baden-Württemberg, 55 S., Stuttgart.
- WÖHLKE, W., 1969:
Die Kulturlandschaft als Funktion von veränderlichen Überlegungen zur dynamischen Betrachtung in der Kulturgeographie. – Geogr. Rundschau, 21, S. 298–308.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Joseph H. Ziegler
Bayerisches Geologisches Landesamt
Prinzregentenstraße 28
8000 München 22

Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften

Paul Seibert

1 Einleitung

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

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

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

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

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

Tabelle 1: Nützlichkeiten der Vegetation.

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

2 Die ökologische Bewertung

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

3 Bewertungskriterien

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

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

Wir kommen somit zu folgender Einteilung:
Angebotsseite:

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

Nachfrageseite:

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

3.1 Qualitative Kriterien allgemeiner Art

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

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

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

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

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

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

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

3.1.1 Maturität

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

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

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

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

3.1.2 Natürlichkeit

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

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

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

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

3.1.3 Diversität

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

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

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

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

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

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

3.2 Qualitative Kriterien spezieller Art

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

3.3 Quantitative Kriterien

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

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

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

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

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

3.3.1 Seltenheit

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

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

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

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

3.3.2 Präsenzwert

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

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

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

3.4 Bedarf an allgemeinen ökologischen Wirkungen

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

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

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

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

3.5 Bedarf an speziellen Schutzwirkungen

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

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

4 Verfahren der ökologischen Bewertung

4.1 Direkte – indirekte Bewertung

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

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

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

4.2 Ausscheidung homogener Landschaftseinheiten

4.2.1 Kartierung

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

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

Über die Methoden dieser Kartierungen unterrichten einschlägige Lehrbücher und Anweisungen.

Ökotoptkartierung: Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde (1965),

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

Klink, H.-J. (1966)

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

Troll, C. (1939)

Bodenkartierung: Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde (1965)

Arbeitskreis Standortskartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (1978)

Arens, H. (1960)

Vegetationskartierung: Ellenberg, H. (1956)

Knapp, R. (1971)

Tüxen, R. (1957)

4.2.2 Verwendung vorhandener Karten

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

4.3 Bewertungsschlüssel für die verschiedenen Kriterien

4.3.1 Skalierung

Die Bewertung der verschiedenen Kriterien wurde nach folgenden Grundsätzen durchgeführt:

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

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

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

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

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

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

4.3.2 Bewertungsskalen für die qualitativen Kriterien

4.3.2.1 Maturität

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

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

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

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

Übersicht: Maturitätsgrade

Maturitätsgrad 5: Klimax-Gesellschaften

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

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

Maturitätsgrad 4: Dauergesellschaften

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

Maturitätsgrad 3: natürliche Folgegesellschaften

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

Maturitätsgrad 2: natürliche Pioniergesellschaften

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

Maturitätsgrad 1: Gesellschaften offener Böden

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

4.3.2.2 Natürlichkeit

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

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

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

Übersicht: Natürlichkeit

Natürlichkeitsgrad 5

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

Natürlichkeitsgrad 4

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

Natürlichkeitsgrad 3

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

Natürlichkeitsgrad 2

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

Natürlichkeitsgrad 1

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

4.3.2.3 Diversität

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Tabelle 2: Diversität

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

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

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

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

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

Tabelle 3: Fortsetzung

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

4.3.3 Bewertungsskalen für die quantitativen Kriterien

4.3.3.1 Seltenheit und Gefährungsgrad

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

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

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

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

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

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

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

lenwerte der Anteile der verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen liegen zwischen 8,0 und 58,9 %. Sie lassen sich leicht in folgender Weise in eine fünfteilige Wertskala überführen:

Anteil %	Wertzahl
mehr als 48	5
37–48	4
25–36	3
13–24	2
1–12	1

Damit ist für die direkte Abschätzung des Gefährdungsgrades eine Skala gegeben, indem bei konkret aufzunehmenden Pflanzenbeständen (-gesellschaften) der Anteil der gefährdeten Pflanzen an der Gesamtartenzahl ermittelt wird.

Diese Wertzahlen wurden der Tabelle von SUKOPP, TRAUTMANN und KORNECK (1978) angefügt.

Unsere in Tabelle 3 verwendete Einteilung der Pflanzengesellschaften weicht von der Einteilung in Pflanzenformationen ab, die diese Autoren verwendet haben. Doch ist es nicht schwierig, diese Einheiten zu parallelisieren bzw. unsere stärker differenzierten Gesellschaften den Pflanzenformationen zuzuordnen. Deren Wertzahlen können für unsere Gesellschaften übernommen werden. Die Überprüfung am Beispiel einiger Formationen zeigte, daß sich die Anteile der verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen gegenüber denen vergleichbarer Pflanzenformationen zwar etwas ändern, wenn man sie für unsere enger gefaßten Pflanzengesellschaften ermittelt; doch bleiben sie fast immer in dem Rahmen der gleichen Wertzahl.

Diese Wertzahlen sind für unsere Pflanzengesellschaften in Spalte 5 der Tabelle 3 wiedergegeben und können bei der indirekten Bewertung verwendet werden.

Mit den auf diese Weise ermittelten Wertzahlen ist ein Gradmesser für die Seltenheit der Ökosysteme und Pflanzengesellschaften gegeben, soweit er sich auf den Inhalt an seltenen bzw. gefährdeten Pflanzenarten bezieht.

Über die Seltenheit der Ökosysteme und Pflanzengesellschaften selbst haben wir damit aber noch keine Aussage. Leider gibt es hierüber keine Angaben, die sich wohl nur aus genügend differenzierten Karten der realen Vegetation entnehmen ließen. Solche liegen aber für die Bundesrepublik Deutschland nicht vor. Auch ist zu bedenken, daß es von weiter verbreiteten Gesellschaften seltene Untereinheiten geben kann, die in einem derartigen Kartenwerk kaum dargestellt werden könnten.

Nur bei einzelnen Fachleuten ist die Gebiets- und Landeskenntnis genügend groß, um den Seltenheitswert eines örtlich vorhandenen Ökosystems zutreffend einschätzen zu können (vgl. RINGLER 1980). Doch ist zu erwarten, daß der Informationsstand in absehbarer Zeit durch die laufenden Biotopkartierungen erheblich verbessert wird.

Für unser Bewertungsverfahren wollen wir jedoch noch darauf verzichten, die Seltenheit der Ökosysteme und Pflanzengesellschaften selbst zu berücksichtigen.

4.3.3.2 Präsenzwert

Der Präsenzwert eines Ökosystems ist umso höher, je weiter gleiche oder ähnliche Ökosysteme von ihm entfernt liegen. Umgekehrt ist er umso geringer, und das Ökosystem umso eher entbehrlich, je mehr gleiche Ökosysteme dicht beieinander liegen. Es wird deshalb eine Bewertungsskala vorgeschlagen, welche auf der Distanz zu den nächstgelegenen gleichen oder ähnlichen Ökosystemen beruht.

Für die Festsetzung einer Distanzskala liegen bisher kaum Erfahrungswerte vor. Wir wollen eine solche daher willkürlich festsetzen mit dem Vorbehalt, daß man sie korrigieren muß, sobald sich bessere Einsichten ergeben.

Der Präsenzwert ist am geringsten, wenn gleiche oder ähnliche Ökosysteme im Umkreis von weniger als 500 m vorhanden sind. Mit Verdoppelung der Entfernung erhöht sich der Wert um einen Punkt, so daß wir zu folgender Wertskala kommen:

Entfernung gleicher oder ähnlicher Ökosysteme	Wertzahl
bis 500 m	1
500 – 1000m	2
1000 – 2000 m	3
2000 – 4000 m	4
mehr als 4000 m	5

4.3.4 Bewertungsskala für den Bedarf an allgemeinen ökologischen Wirkungen

Als Maßstab für den Bedarf an allgemeinen ökologischen Wirkungen wurde die Bevölkerungsdichte ausgewählt (Abschnitt 3.4).

Diese liegt in der Bundesrepublik Deutschland – auf Stadt- und Landkreise bezogen – zwischen 4166 Einwohner je km² in München und 40 E/km² in Lüchow-Dannenberg (STATIST. BUNDESAMT 1979).

Für die Skalierung wurden die Zahlen der Bevölkerungsdichte zu Gruppen zusammengefaßt, die sich an die im Deutschen Planungsatlas (verschiedene Länderbände) verwendete Einteilung anlehnen. Demnach erhalten wir folgende Skalierung:

Einw/km ²	Wertzahl	
1000 und mehr	1	große Nachfrage
500–999	2	
250–499	3	
160–249	4	
bis 159	5	geringe Nachfrage

4.4 Bewertungsformel

Für die ökologische Bewertung eines homogenen Landschaftsteiles, eines Ökosystems oder einer Pflanzengesellschaft werden die Wertzahlen aller qualitativen und quantitativen Kriterien addiert; die Summe wird durch die Wertzahl der Bevölkerungsdichte (Nachfrageseite) dividiert. Demnach ergibt sich folgende Bewertungsformel:

$$\text{ÖW} = \frac{(M + N + D) + (G + P)}{B}$$

Die Buchstaben bezeichnen die Wertzahlen für
M Maturität G Gefährdungsgrad
N Natürlichkeit P Präsenz
D Diversität B Bevölkerungsdichte
ÖW Ökologischer Wert (Gesamtwert)

Setzt man ÖE (ökologischer Eignungswert) als Summe der Werte für die qualitativen Kriterien M, N und D ein, und nimmt man H (Häufigkeitswert) als Summe der Werte der quantitativen Kriterien G und P, dann erhalten wir folgende Formel:

$$\text{ÖW} = \frac{\text{ÖE} + \text{H}}{B}$$

Der höchste ökologische Wert, der sich an Hand der Tab. 3 ermitteln läßt, ist 20:

$$\text{ÖW} = \frac{5 + 4 + 4 + 2 + 5}{1} = 20$$

(Nr. 6: Wärmeliebende Eichen-Mischwälder)
oder

$$\text{ÖW} = \frac{4 + 4 + 3 + 4 + 5}{1} = 20$$

(Nr. 25: Natürliche Trocken- und Halbtrockenrasen)

Der niedrigste Wert nach dieser Tabelle ist 0,9:

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

(Nr. 33 Trittrasen)

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

5 Zusammenfassung

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

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

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

Nachwort

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

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

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

Literatur

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

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

Anschrift des Verfassers:

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

Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen

Streiflichter aus oberbayerischen Naturräumen

Alfred Ringler, Bonauweg 4, 8200 Rosenheim

Ausgangspunkt

Naturraumunterschiede¹⁾ spiegeln sich noch viel zu wenig in Schutzgebietsausstattungen und Schutzwürdigkeitskriterien. So liegen z. B. 46 % aller oberbayerischen Vorland-Naturschutzgebiete in einem schmalen Streifen zwischen Pfaffenwinkel und Ammersee. Alpen und Alpenfuß haben viel höhere Schutzgebietsanteile als alpenfernere Zonen (vgl. Abb. 1). Die Großflächigkeit alpiner/alpennaher Schutzgebiete wird mit fortschreitender Gefährdung der Artenschutzleistung erkauft. Nach Norden nehmen die Bodenwertzahlen und Flächenerträge zu. Parallel dazu werden wirksame Schutzgebiete massiv auf unrentable »Sonderstandorte« (Überflutungsgebiete, Kessel, Schichtquellen, Flußsteilhänge) verwiesen. Auf »Normalstandorten« konnten nach der allgemeinen Bodennutzungsintensivierung kaum mehr Artenschutzgebiete begründet werden (Garching Haide 1908!).

Zu stereotype Schutzwürdigkeitsmaßstäbe (z. B. Unberührtheit, Naturnähe, Rote Liste-Arten, attraktive Arten, Großflächigkeit) leisten der Fehl- bzw. Unterbewertung biotisch unscheinbarer Räume Vorschub. Die bescheidenen Biotop der Schotterplatten am Murnauer Moos zu messen, wäre ebenso falsch wie das Murnauer Moos nach einem Serengeti-Besuch weniger schutzwürdig zu finden.

Vor diesem Hintergrund soll das folgende, z. T. überlappende Hypothesensystem die Ableitung von

- Schutzanliegen und -erfordernissen aus dem Bauplan und der Nutzungsstruktur von Naturräumen
- »Blindstrategien« für den Artenschutz aus der Naturraum- und Biotopanalyse (z. B. in »terrae incognitae« für Kryptogamen und Arthropoden)

skizzieren. Ausgewählte Beispiele sollen es belegen. Das verarbeitete Datenmaterial entstammt teilweise Vorarbeiten zur südostbayerischen Regionalplanung und einer Naturschutzbewertung aller 2184, im Vorlandanteil der Region 18 bislang kartierten Biotop (Ringler 1979 u. 1980 a). Im Naturschutzkonzept für die Region 18 fanden einige der im folgenden abgehandelten Strategien ihren Niederschlag.

1. Naturraumspezifische Struktur der Artenvorräte

1.1 Von Natur aus seltene Arten sind weitgehend an Sonderstandorte gebunden.

Von den in Südostoberbayern berücksichtigten, regional und landesweit einmaligen²⁾ Gefäßpflanzenvorkommen liegen 93 % in azonalen bzw. extrazonalen Band- und Maschenstrukturen³⁾ (Steil-

1) im folgenden verstehen wir unter »Naturräumen« i. w. S.:
- Hierarchien aus vorwiegend geologisch-geomorphologisch abgegrenzten »naturräumlichen Einheiten« (MEYNEN-SCHMITHÜSEN, GEOGR. LANDESAUFNAHME)

ökosystemar oder standörtlich umrissene (Lebens-)Räume aller planungsrelevanten Größenordnungen, also »Ökotope« (TROLL), »Physiotop« (NEEF), »sites« (BOURNE), »Biogeozönosen« (SUKATSCHEW), oder »Fliesen« (SCHMITHÜSEN).

2) maximal ca. 5 Vorkommen einer Art in der naturräumlichen Untereinheit und in der Planungsregion, bis ca. 10 Vorkommen in Bayern

3) Bandstruktur: Band oder Reihe typähnlicher Lebensräume entlang geomorphologisch-hydrographischer Leitlinien.

Maschenstruktur: Netzartig in sich zusammenhängende, herausragende Biotopstruktur (z. B. Seenplatte)

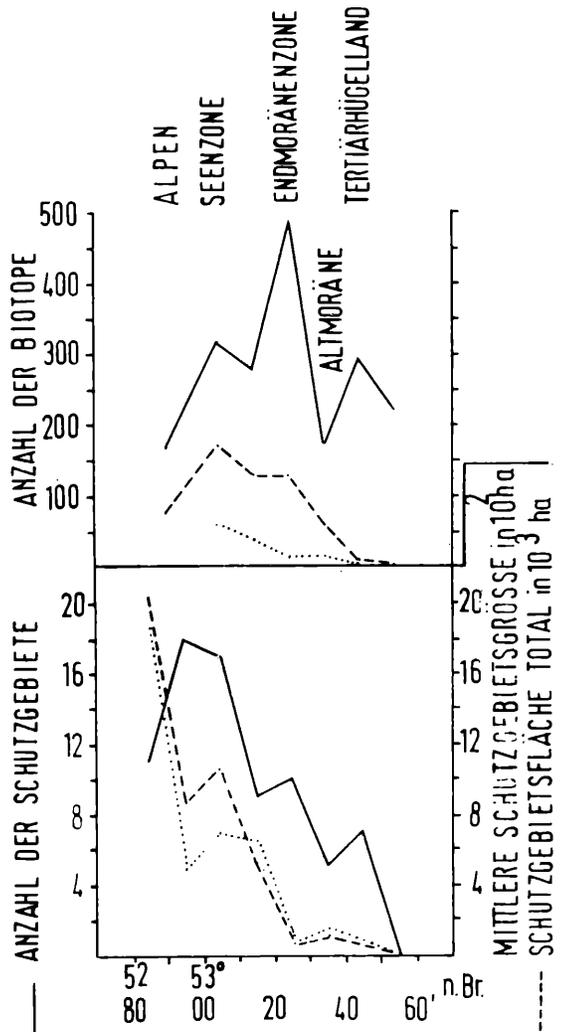


Abbildung 1: Diskrepanz zwischen Biotop- und Schutzgebietsausstattung in der Planungsregion Südostoberbayern (Region 18)

— Biotop mit dem absoluten Biotopwert 1-4
- - - Biotop mit dem absoluten Biotopwert 5-7
... Biotop mit dem absoluten Biotopwert 8 und darüber

Der absolute Biotopwert resultiert nach dem bei RINGLER (1979) geschilderten Verfahren aus den Kriterien Seltenheit der Arten und Gesellschaften, Ausprägung der Vorkommen, Biotopaufbau (Zonation), Standortvielfalt im Biotop und Zugehörigkeit zu einer Biotop-Verbundzone.

Die Region wurde in 8 Zonen zu je 10 Minuten nördlicher Breite eingeteilt. Für jede dieser Zonen wurde die Anzahl bisher kartierter Biotop, die Anzahl der Schutzgebiete (Stand 1978; BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1978), die mittlere Schutzgebietsgröße und die Flächensumme der Schutzgebiete ermittelt.

Das Diagramm unterstreicht: Obwohl die nördlichen Regionsteile von der Biotopanzahl her keineswegs schlechter abschneiden, wurden sie im Naturschutz bisher stiefmütterlich behandelt. Andererseits ist nicht zu übersehen, daß wenigstens die absolut hochwertigsten Biotop (5 Punkte und mehr) bis zu einem gewissen Grade in die Schutzgebietsausstattung »durchgeschlagen«.

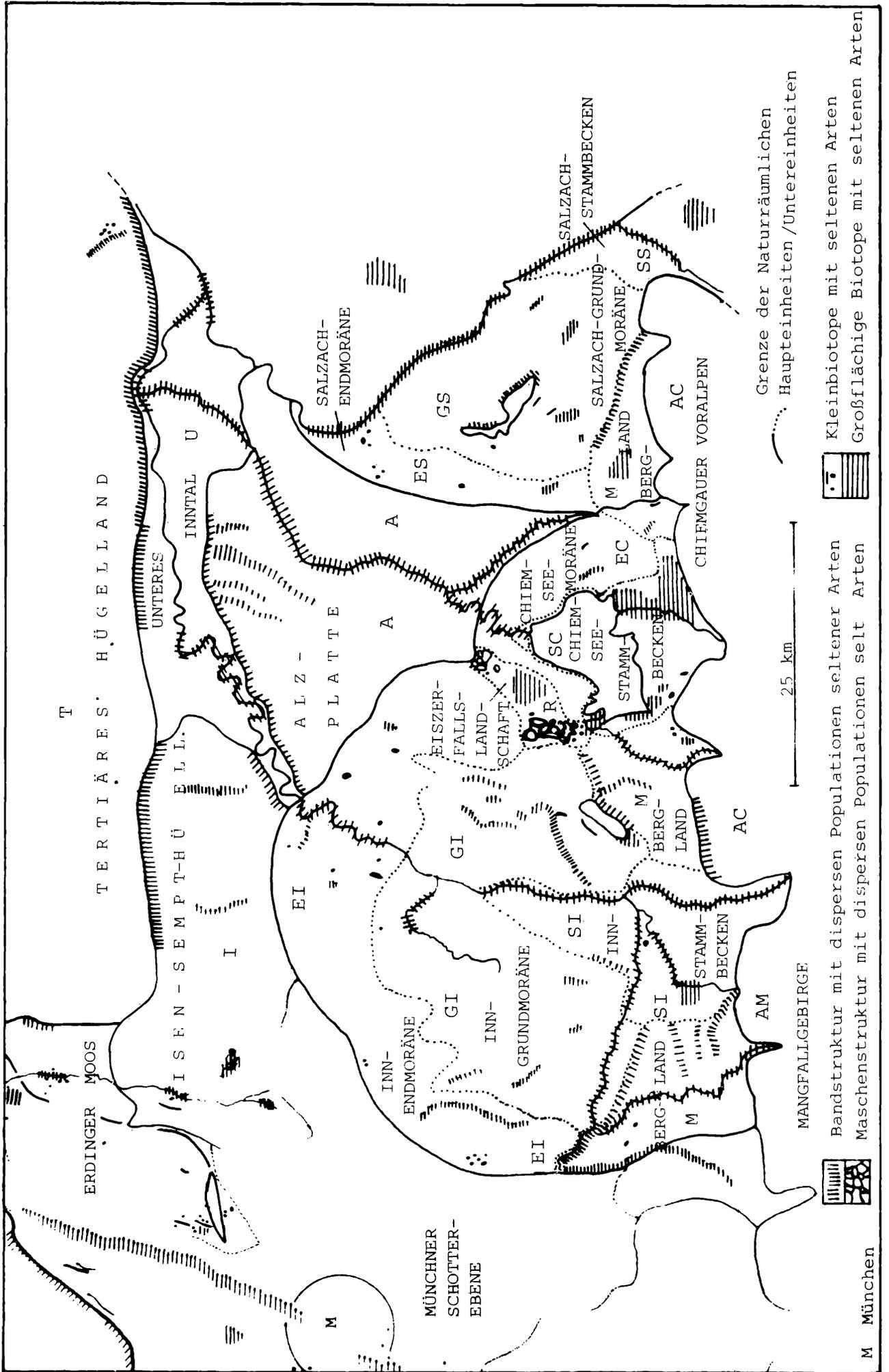


Abbildung 2: Grundnetz für seltene Gefäßpflanzenarten in Südostoberbayern

Legende zu Abbildung 2:

An kartierte Biotoptypen gebundene (= oligohemerochore) Arten mit weniger als etwa 5 Naturraumfundorten kommen zu 93 % im skizzierten Biotopnetz vor. Eine beherrschende Rolle in diesem Grundnetz spielen Bandstrukturen an Naturraumgrenzen (z. B. Nordrand der Alzplatte, Südrand des Tertiärhügellandes, Nordabfall des Molasseberglandes zum Mangfalltal und Surtal), entlang der Flüsse, Seen und größeren Bäche (Auen, Durchbruch- und Kerbtäler, Überschwemmungszonen und Ufermoore) sowie Maschenstrukturen in Eiszerfallslandschaften und Quellgebieten.

Je dynamischer der Energie- und Stoffdurchsatz (geschiebeführende Wildflüsse, alpenbürtige Bäche, Windzüge, Seespiegelschwankungen), je weitreichender also die Bandstrukturen, desto höher ist ihre Artenschutzbedeutung. Nicht umsonst fanden die bis in die Alpen zurückreichenden Biotopzüge der Flußtäler traditionell eine besondere Beachtung der Floristen. Als Stauräume des migrationsfähigen Artenpotentials treten einige Flußmündungen (z. B. Achendelta, Salzachmündung, Alzmündungsbereich) hervor, sofern sie nicht wasserbaulich beeinträchtigt sind (Salzachmündung).

Zu wenig im bayerischen Artenschutz beachtet wurden die Ökosystem ü b e r g a n g e (limes diversus und limes convergens). Auch sie bestimmen die Struktur des Grundnetzes in Abb. 2, treten aber wegen des Kontakts zu großen Blockbiotopen nicht immer als Bänder in Erscheinung (chiemsee-, kalten- und weißbachnahe Überflutungszonen in Feldener, Grabenstätter, Auer Weid- und Bergener Moos u. a.). Nur hier findet sich z. B. die aussterbende *Orchis palustris*.

Das Netz der für den Artenschutz bedeutungsvollen geomorphologischen Grenzen wurde erstmals von VAN LEEUWEN (1966) am Beispiel der holländischen Prunetalia-Waldmäntel dargestellt.

In einigen Naturräumen der Abb. 2 sind außer den weitreichenden Bändern auch isolierte, weit verstreute Inseln wesentlich am seltenen Artenvorrat beteiligt (Tertiärhügelland, Endmoränenzonen, Münchner Ebene). Hier sind die vorzüglichen Schutzflächensysteme nicht als Ketten oder Bänder, sondern als »Strahlenmodelle« von großer Reichweite (vgl. Abb. 4–6) zu kennzeichnen.

Die Kartenskizze entstand aus der Auswertung der Naturschutzkarte Region 18 (Regierung von Oberbayern, Sachgebiet 830). Darin sind bei jedem Biotop die Anzahl der naturräumlich, regions- oder bayernweit einmaligen Gefäßpflanzenvorkommen symbolisiert. Verarbeitet ist dabei nur der Kenntnisstand des Verfassers (Stand 1977). Nach Vorlage des Mitteleuropäischen Florenatlasses und einer floristischen Detailaufnahme des Inn-Vorlandes durch ZAHLHEIMER (frdl. mdl. Hinweis) ist mit Ergänzungen zu rechnen, die aber die Grundstruktur kaum wesentlich veränderten dürften. Die letztgenannten Bestandsaufnahmen dürften auch Grundlagen für ein Schutzflächensystem für nicht an kartierte Biotoptypen gebundenen Arten (euhemerochore Arten, Neophyten, Ruderalflora usw.) liefern.

Legende zu Abbildung 4:

Kreise bzw. Quadrate bezeichnen Vorkommen de-/präalpiner Gefäßpflanzenarten bzw. arktisch-nordisch-alpiner Gefäßpflanzenarten und Moose in jeweils in sich geschlossenen Biotop(komplex)en. Unterbrochene Kreise (○) bzw. leere (□) Quadrate bedeuten de-/präalpine bzw. arktisch-nordisch-alpine Vorkommen, die heute weitgehend vernichtet sind; im Falle halbleerer Quadrate (◻) sind nur einzelne Arten der arktisch-nordisch-alpinen Kollektion verschwunden.

Im Inn-Chiemsee-Gletscher, Isen-Sempt-Hügelland (Inn-Altmoränen) und Erdinger Moos ist ein repräsentativer Großteil der Vorkommen erfaßt, im Ammer-Würm-Isar-Gletscher, auf der Münchner Schotterebene und in den alpinen Talräumen dagegen nur ausgewählte Beispiele. Die Alpen oberhalb der Täler und die Alzplatte mit unterem Inntal wurden ausgespart.

Nicht alle Arten der beiden Florenelemente in Südbayern wurden einbezogen. Zum de-/präalpinen Florenelement wurden auch Arten mit submediterraner Verbreitung, die in Südbayern ausschließlich alpennah vorkommen, gerechnet.

Die Numerierung ermöglicht über Anhang 2 den Nachweis der Örtlichkeiten und Arten.

In deutlichem Kontrast zum Ammer-Würm-Isar-Gletscher ist das de-/präalpine Florenelement im Inn-Chiemsee- und Salzachgletscherbereich spärlich und nordwärts stark abnehmend vertreten. Das Ammer-Würm-Isar-Gebiet erschien vollständig mit Kreisen vollgepackt, wenn dort alle oder auch nur ebenso viele Biotope wie im Inn-Chiemsee-Gebiet berücksichtigt worden wären. Bestimmte inneralpine Talräume, insbesondere im Kontakt zu Bergstöcken großer Massenerhebung (Mittenwald, Berchtesgaden) wirken als »Sammeltopf« des de-/präalpinen Florenelements. So enthält der kleine Mittenwalder Talraum fast ebenso viele de-/präalpine Arten wie das gesamte Isar-Ammer-Vorland.

Legende zu Abbildung 5:

Vom »Zentralbiotop« (höchste Artenzahl des Florenelements) des jeweiligen Naturraums führen Strahlen (durchgezogen: de- und präalpin; strichliert: arktisch-nordisch-alpin) zu anderen Biotopen im gleichen Naturraum, die zu s ä t z l i c h e Arten desselben Floren-

elements beherbergen. Kreise unterschiedlichen Durchmessers deuten die dealpin-präalpine Gesamtartenzahl in den Zentralbiotopen bzw. die Anzahl zusätzlicher dealpin-präalpiner Arten in den übrigen Biotopen an (analog Quadrate für arktisch-nordisch-alpine Gefäßpflanzenarten). Endet ein Strahl ohne Kreis oder Quadrat, so gedeiht im betreffenden Biotop nur eine einzige zusätzliche Art des Florenelements.

Die Biotope werden so ausgewählt, daß das Florenelement im jeweiligen Naturraum mit möglichst wenigen Flächen möglichst vollständig erfaßt ist (Schutzflächenminimum hinsichtlich des Florenelements). Je mehr Strahlen von einem Zentralbiotop ausgehen, desto zersplitterter ist der Artenvorrat dieses Naturraums. Je länger die Strahlen, desto weiter liegen Stützpunkte des Florenelements im Naturraum auseinander. Z. B. rücken die de- und präalpin getönten Biotope von Süden nach Norden immer weiter auseinander (vgl. Inngletscher Süd und Nord). Wer im Tertiärhügelland das arktisch-alpine Löffelkraut (*Cochlearia pyrenaica*), den nordischen Sumpfbärlapp (*Lycopodiella inundata*), das Alpenfettkraut (*Pinguicula alpina*), den präalpinen Frühlingsenzian (*Gentiana verna*) und die – innerhalb Süddeutschlands überwiegend präalpine – Sumpfgladiole (*Gladiolus paluster*) aufsuchen will, ist zu einer mindestens zweitägigen Zick-Zack-Reise zwischen Aichach und Simbach gezwungen. Im alpennäheren Isarvorland dagegen können diese Arten mancherorts nahe beisammen angetroffen werden.

Abb. 5 dient infolge noch unvollständiger floristischer Erfassung vorläufig nur der gedanklichen Einführung. Die Festlegung der Zentralbiotop ist in manchen Naturräumen unsicher, weil mehrere Biotope gleichermaßen gut ausgestattet sind (z. B. Inngletscher Süd). Im Tertiärhügelland etwa oder in der Alzplatte ist die dealpin-präalpine Tönung so schwach, daß kaum mehr hervorsteckende Artenhäufungen auftreten (Ausnahme: Silberbründl bei Aichach; vgl. HIEMEYER 1978). Das Modell darf nicht zu einer »Diskriminierung« oder Mindereinschätzung solcher Biotope verleiten, die wegen geringfügiger kleinerer Artenausstattung zwar nicht zum Minimalaufgebot eines Florenelements zählen, aber in bezug auf andere Artengruppen und dank landschaftsökologischer Funktionen unverzichtbar sind. Verliert man die angedeuteten Vorbehalte nicht aus dem Auge, so lassen sich mit derartigen Strahlenmodellen landkreis- oder regionsübergreifende Flächenverbundsysteme strukturieren und begründen.

Nach Entwicklung des Strahlenmodells wurden von der unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Mühldorf mit finanzieller Unterstützung des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen unverzüglich Ankaufverhandlungen für den dealpin-präalpinen Zentralbiotop des nördlichen Inngletschers bei Maitenbeth (59) aufgenommen. Von den übrigen, in Abb. 5 aufgeführten Naturraum-Zentralbiotopen stehen lediglich Gfällachursprung (91), Pupplinger-Ascholdinger Au (87), Murnauer Moos (88) und Eggstätt-Hemhofer Seenplatte (58) unter Naturschutz. Fast alle Zentralbiotope, ob geschützt oder nicht, unterliegen derzeit schwersten, floristisch gefährdenden Beeinträchtigungen (Steinbruch, Autobahn, FKK, unregelmäßiger Badebetrieb, Melioration, Austrocknung und Eutrophierung von benachbarten Nutzflächen aus).

Legende zu Abbildung 6:

Diese Darstellungsform ist eine zahlenmäßige Abstraktion der Abb. 4 und 5. Jeder Punkt in der rechten Hälfte symbolisiert eine Schutzfläche. Noch augenfälliger als in Abb. 4 und 5 zeigt sich hier:

– Das Absinken des Artenpotentials im Inngletscher (kegelförmige Verengung der Artenzahlpyramide) geht mit einer räumlichen Zerstreuung (bauchige Aufweitung beim Schutzflächenaufgebot) einher. So sind im Mittenwalder Talraum 129 dealpin-präalpine Gefäßpflanzenarten in nur 3 Biotopkomplexen repräsentierbar, im Ammer-Würm-Isar-Gletscher 137 Arten in nur 7 Schutzflächen. Im nördlichen Inngletscher dagegen gibt es nicht einmal halb so viel dealpin-präalpine Arten. Trotzdem sind hier mindestens 23 verschiedene gesicherte Biotop(komplexe) zur Erhaltung erforderlich! Beispielsweise kommt die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*) nur in einer Kiesgrube bei Moosach, die Zierliche Glockenblume (*Campanula cochleariifolia*) nur am Inndamm bei Rott, das Alpenfettkraut (*Pinguicula alpina*) nur in einem Quellmoor bei Albaching vor usw., während sich all diese und weitere Arten im Isargebiet in mehreren Biotopen (z. B. Pupplinger Au) ein Stelldichein geben. Im ersten Fall ist die Arten-Trennung kilometerweit, im zweiten Falle nur meterweit.

– Artenpotentiale bzw. Florenelemente treten in einigen Naturräumen örtlich gehäuft, in anderen örtlich zersplittert oder zerstreut auf. In Bezug auf das dealpin-präalpine Florenelement tragen Mittenwalder Talraum, Ammer-Würm-Isar-Gletscher und Erdinger Moos Konzentrationscharakter, Tertiärhügelland, Inn-Altmoräne und Inngletscher-Nord hingegen Dispersionscharakter.

– Den Quotienten Artenzahl (des Florenelements) im Naturraum/Schutzflächenminimum bezeichnen wir als Artenkonzentration (dieses Florenelements) im Naturraum (K). K drückt den Konzentrations- und Dispersionscharakter der Testräume sehr schön aus. Rechenbeispiel:

Die 56 dealpin-präalpinen Gefäßpflanzenarten des nördlichen Inngletschers verteilen sich minimal auf 23 Biotope (Schutzflächen). $K = 56/23 = 2,4$.

flanken der Gletscherzungenbecken, Fluß- und Urstromtäler, Flußdurchbrüche, Schluchtsysteme, Terrassenkanten der Schotterplatten, Auenzüge, Eiszerfallsgebiete; vgl. Abb. 2). Abb. 2 zeigt im einzelnen unter anderem:

- Geomorphologisch ausgeprägte Naturraumgrenzen sind oftmals Konzentrationsbänder für seltene Arten
- In den jungeszeitlichen Räumen verteilt sich der seltene Artenvorrat auf viel mehr Biotopstrukturen als in den Altmoränen- und Tertiärgebieten.

Folgerungen:

- Künftige Erhaltungsgebiete für *natürlich* seltene Arten sind nur ein kleiner Teil aller Biotope¹⁾.
- Für natürlich seltene Pflanzenarten ist die *geschlossene* Sicherung herausgehobener Band- und Maschenstrukturen von entscheidender Bedeutung.

1.2 Die naturraumtypische Streuung der Artenvorräte ist eine Vorgabe für die Schutzflächensysteme

Weniger Beachtung als das naturraumspezifische Artenspektrum findet dessen ebenfalls naturraum-spezifische räumliche Anordnung. Zu ihrer Erfassung seien zwei Verfahrensweisen vorgestellt, die als Vorarbeit zur Konzeption von Artenschutz-Flächensystemen gute Dienste leisten können.

1.2.1 Anwendung von Arten-Areal-Kurven auf Naturräume

Arten-Areal-Kurven sind ein Schritt zur Ermittlung von Artenstreuung im Raum, Minimumareal und Mindestschutzflächenzahl für den Artenschutz.

Trägt man die Artenzahlen verschieden großer Ökotope des gleichen biogeographischen Raumes und ähnlicher Populationsdichten gegen deren Fläche auf, so sind im allgemeinen Exponentialfunktionen der Form $S = c \cdot A^z$ (vgl. WILSON 1961, BOLENDER u. DUHME 1979) zu erwarten. Dabei ist S Artenzahl, A Fläche, c und z konstante, zu bestimmende Größen. Da aus unseren Testgebieten nur Arterfassungen von *Vegetationsausschnitten* zur Verfügung standen, bot sich folgende Modifikation des Normalverfahrens an:

Die Probeflächen eines Naturraumes wurden in der Reihenfolge abnehmender Artenzahlzuwächse angeordnet; also:

Nr. 1 ist die Aufnahme mit der höchsten Artenzahl, Nr. 2 enthält die meisten in 1 nicht enthaltenen Arten, Nr. 3 die meisten in 1 und 2 noch nicht vorkommenden usw. Es resultiert eine sich stetig abflachende Kurve.

Interpretationsmöglichkeiten aus dem Vergleich derartiger Naturraum-Arten-Areal-Kurven seien am Beispiel Inn-Jungmoränengebiet, Erdinger Moos (Niedermoorteil der Münchner Ebene) und Tertiärhügelland (Paar-Donau-Dreieck) vorgestellt (Abb. 3): »Plateauhöhe« (Artenpotential), Länge des Anstiegs (Mindestflächenzahl zur Repräsentanz der Arten) und Steigung (Akkumulation des Artenvorrats) sind die wichtigsten Kurvenmerkmale. Im Tertiärhügelland (Wälder) und Erdinger Moos (Quellmoorreste) decken relativ wenige Biotope den seltenen Artenvorrat ab (Zusammendrängung, Überlagerung, Verknotung, Akkumulation). Allerdings ist der Schutzflächen-Mindestbedarf wegen des doppelt so hohen Seltenheitsgehalts im Erdinger Moos wesentlich größer. Demgegenüber sind im Jungmorä-

nengebiet (Hoch- und Übergangsmoore) viel mehr Einzelflächen zur Erfassung des seltenen Artenvorrats erforderlich, weil die Wuchsorte der einzelnen seltenen Arten weiter auseinandergezogen und auf mehr Biotope verstreut sind. So verläuft der Kurvenanstieg trotz unwesentlich höheren Artenpotentials viel flacher als im Erdinger Moos.

Einige Ursachen für die naturräumlichen Dispersionsunterschiede stehen im Zusammenhang mit Kap. 4: Die Quellmoorreste des Erdinger Moores sind winzige Rudimente einer im 19. Jahrhundert noch zusammenhängenden riesigen Biotopfläche mit relativ gleichmäßig verteiltem Artenvorrat in einem gleichförmigen Naturraum von gleichförmiger Entstehungsweise. Entsprechend enthalten viele der weit versprengten Reliktbiotope Reste der gleichen Populationen und sind deshalb in der Artenkombination recht ähnlich. Man könnte dieses Phänomen anthropomorph mit eroberten und auf Inseln zurückgedrängten Stammesresten vergleichen (z. B. Indianer, Wenden), deren untereinander ähnliches Volkstum vom früheren Bevölkerungszusammenhang kündigt.

Im Falle der Jungmoränenmoore dagegen erfolgte keine Aufspaltung eines Gesamtbiotops in viele kleine »Biotopindividuen« und Reliktpopulationen. Hier waren die Einzelmoore schon immer voneinander getrennt, besitzen eine eigene Topographie sowie eine jeweils eigenartige Entstehungsgeschichte und unterliegen unterschiedlichen Randeinflüssen. Jedes Moor ist eine Ansammlung individuell und unabhängig entwickelter Populationen. So kann die Eigenständigkeit bezüglich seltener »akzessorischer«³⁾ Arten nicht verwundern.

Folgerungen:

- Häufung (Verknotung) oder Zerstretheit des Artenvorrats sollten sich in der räumlichen Struktur der Schutzflächensysteme und Erhaltungsgebiete widerspiegeln (Akkumulations- und Dispersionstyp).
- Floristische Ähnlichkeitsbeziehungen bzw. Arten-Areal-Kurven von Biotopen gleichen Lebensraumtyps im gleichen Naturraum lassen oftmals den anthropogenen Reliktcharakter bzw. die naturgegebene Individualität von Populationen erkennen.

1.2.2 Räumliche Darstellung der Artenpotentiale und des Schutzflächenminimums

Das eher abstrakte Bild der Arten-Areal-Kurven sei durch eine Darstellungsweise ergänzt, die der Raumstruktur von Artenpotentialen Rechnung trägt. Hierzu wird die Verbreitung zweier, im Naturschutz traditionell besonders beachteter Florenelemente (*dealpin-präalpin*-(submediterrane) und *arktisch-nordisch-alpine* Arten) in den 5 Naturräumen Ammer-Würm-Isar-Gletscher, Inn-Chiemsee-Gletscher, Isen-Sempt-Hügelland (Altmoränen der Ribisezeit), Erdinger Moos (Niedermoorteil der Münchner Ebene) und Tertiärhügelland gekennzeichnet (vgl. Abb. 4–6).

1) Hier gleichbedeutend mit Kartiereinheiten der Biotopkartierungen. »Biotopgebundene« Arten = an kartierte Biotoptypen gebundene Arten.

3) BROCKMANN-JEROSCH (1907) unterscheidet die allen Beständen einer Gebietsformation gemeinsamen »konstanten« Arten (»Formationsubiquisten«) und die für wenige Bestände eigentümlichen »akzessorischen« Arten.

Das dealpin-präalpine bzw. nordisch-alpine Gefäßpflanzeninventar der *einzelnen* Biotope wird durch Kreise und Quadrate zahlenmäßig dargestellt. Im Inn-Chiemsee-Gletscher, Isen-Sempt-Hügelland und Erdinger Moos wurde ein repräsentativer Teil aller (de)alpin oder nordisch-alpin getönten Biotope erfaßt. Im Ammer-Würm-Isar- und Salzach-Gletscher nur ausgewählte Beispiele.

Abbildung 4 zeigt eine naturräumlich stark kontrastierende Verteilung der Artenpotentiale. Am meisten sticht ins Auge, daß Artenanhäufungen von der Größe des Isarvorlandes, Murnauer Moooses oder Mittenwalder Talraumes weiter östlich nicht mehr auftreten. Sogar das nordwärts abgesetzte Erdinger Moos besitzt in seinen stark degradierten Restbiotopen (noch!) einen viel höheren de- und präalpinen Artenanteil als der überwiegende Teil der Inn-, Chiemsee- oder Salzachgletscher-Biotope. Wären in Abb. 4 im Ammer-Loisach-Isar-Vorland ebenso viele Biotope berücksichtigt wie im Inn-Chiemsee-Gletscher, so wäre ersterer Naturraum vollständig mit Kreisen bedeckt und viele Vorkommen könnten gar nicht mehr aufgenommen werden¹⁾ Das Phänomen des Ausdünnens prä- und dealpiner Arten im Inn-, Chiemsee- und Salzachgletscherbereich wurde bereits von BRESINSKY (1965) diskutiert. Auf denkbare Ursachen kann an dieser Stelle nicht eingegangen werden.

In Verbindung mit einigen Zusatzinformationen erlaubt Abb. 4 folgende weiteren Aussagen:

Der *Ammer-Würm-Isar-Gletscherbereich* hat ein dichtes, den gesamten Raum zwischen Alpenrand und Endmoränen ziemlich gleichmäßig erfüllendes de- und präalpines Artenpotential¹⁾, das sich früher in der Münchner Ebene und im unteren Isartal fortsetzte.

Im *Inn-Chiemsee-Gletscher* (und auch Salzachgletscher) ist das entsprechende Potential nur lücken-

haft und spärlich vertreten. Dort nimmt es überdies vom Alpenrand zu den Stammbecken und Grundmoränengebieten hin rasch ab. Auffallend ist eine Verdichtung de- und präalpiner Arten an der Westflanke des Inn-gletschers im Mangfallbereich, wo er an die Münchner Ebene bzw. an die reichen Artenvorräte der westlich anschließenden Vereisungsgebiete grenzt.

Das *Erdinger Moos* bietet dem de- und präalpinen Florenelement infolge intensiver Nutzung nur mehr wenige Stützpunkte, in denen es aber artenreich vertreten ist. Diese Konzentration steht im Gegensatz zur Dispersion des Florenelements im Inn-gletscher.

»Sammeltöpfe« des Florenelements befinden sich in alpinen Talräumen (z. B. um Mittenwald) und am Alpenrand (z. B. Murnauer Moos). Auch in den »Sammeltöpfen« ist eine Verarmung nach Osten festzustellen. Im Anschluß an hoch aufragende Massive (Karwendel, Wetterstein, Berchtesgadener Alpen) sind die Talräume deutlich reicher ausgestattet.

Weit abgesprengte Exklaven geben chorologische Rätsel auf (z. B. Schützing und Bucher Moos im unteren Inntal, Silberbrünnl bei Aichach, Quellmoor bei Albaching).

Überlagerte man Abb. 4 mit einer Karte der für dealpin-präalpine Arten geeigneten Biotope (Wildflußauen, Streuwiesen, Hangquellfluren, Kalkmagerasen, Schluchtwälder und Durchbruchstäler), so stellt sich heraus:

– Mit wenigen Ausnahmen (z. B. Gebiet 59 im Inn-gletscher) ist das de- und präalpine Artenpotential

1) Der galoppierende Magerrasen- und Streuwiesenschwund könnte aber auch hier bald zu einer »Auflichtung« der floristischen Punktkarten führen.

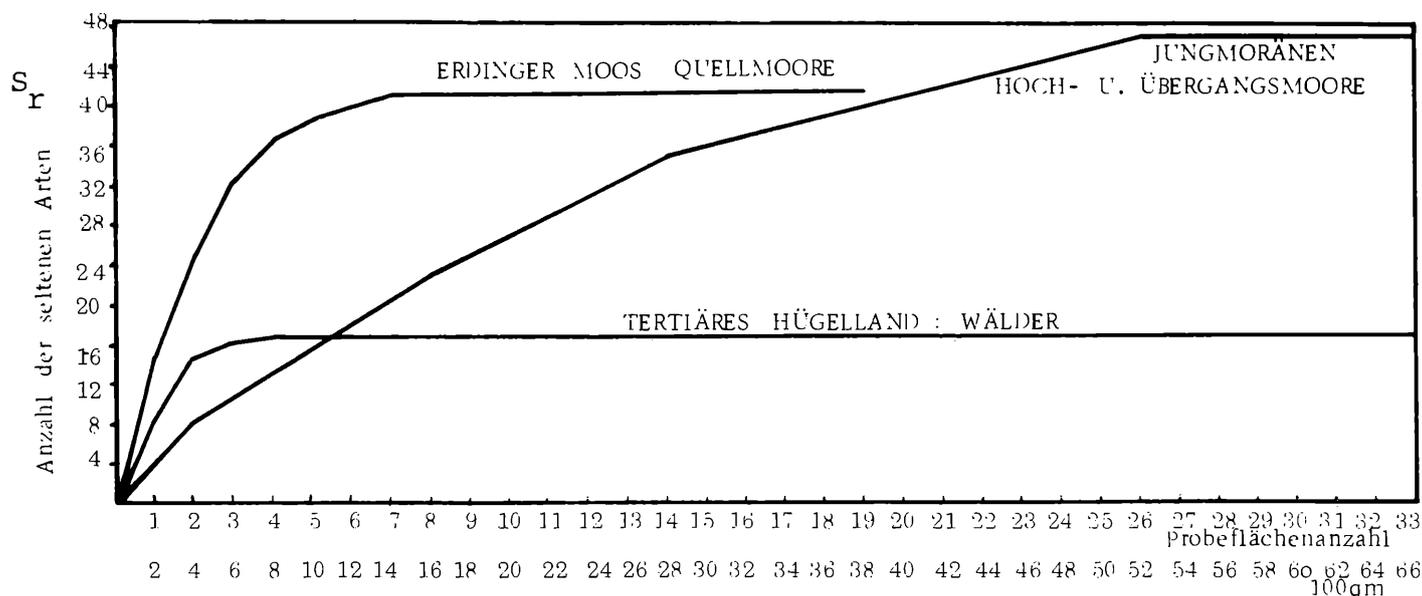


Abbildung 3: Seltene Arten-Areal-Kurven für drei oberbayerische Naturräume:

- Erdinger Moos NE München (winzige Reste eines im 19. Jhd. ± zusammenhängenden Kalkflachmoor-Ökosystems und deren Entwässerungsstadien;
- Jungmoränengebiet des Inn-gletschers (naturnahe Hoch- und Übergangsmoore im Komplex mit Rand-Niedermooren);
- Sporn des Tertiärhügellandes zwischen Donaumoos und Paartal, Hohenwart und Reichertshofen (Nadelforste, Kiefern-Heidewälder)

Nachweis der Aufnahmeorte und Angabe der seltenen Arten siehe Anhang 1. In allen verfügbaren, gleich großen Vegetationsaufnahmen der ausgewählten Naturräume und Biotoptypen werden die seltenen Arten (Definition vgl. Abb. 2) markiert. Ersatzweise werden an den floristisch »vielsprechendsten« Stellen der Untersuchungsgebiete Probeflächen der festgelegten Größe nur nach den seltenen Arten (oder anderen Artengruppen) abgesucht. Das methodische Non-Plus-Ultra, ein dichtes, zufallsverteiltes Probeflächennetz in allen Testbiotopen, ist leider kaum jemals durchführbar. Man erhält deshalb nur ein angenähertes Abbild der Artendispersion.

Die vorliegenden Probeflächen werden nach fallende m Artenzuwachs (i. d. F. der seltenen Arten) aneinandergereiht. Diese Probeflächenreihe von 1 – n schrittweise aufsummierend, erhält man einen sich stetig abflachenden Anstieg der Artenzahl (i. d. F. der seltenen Arten) mit dem Probeflächenzuwachs.

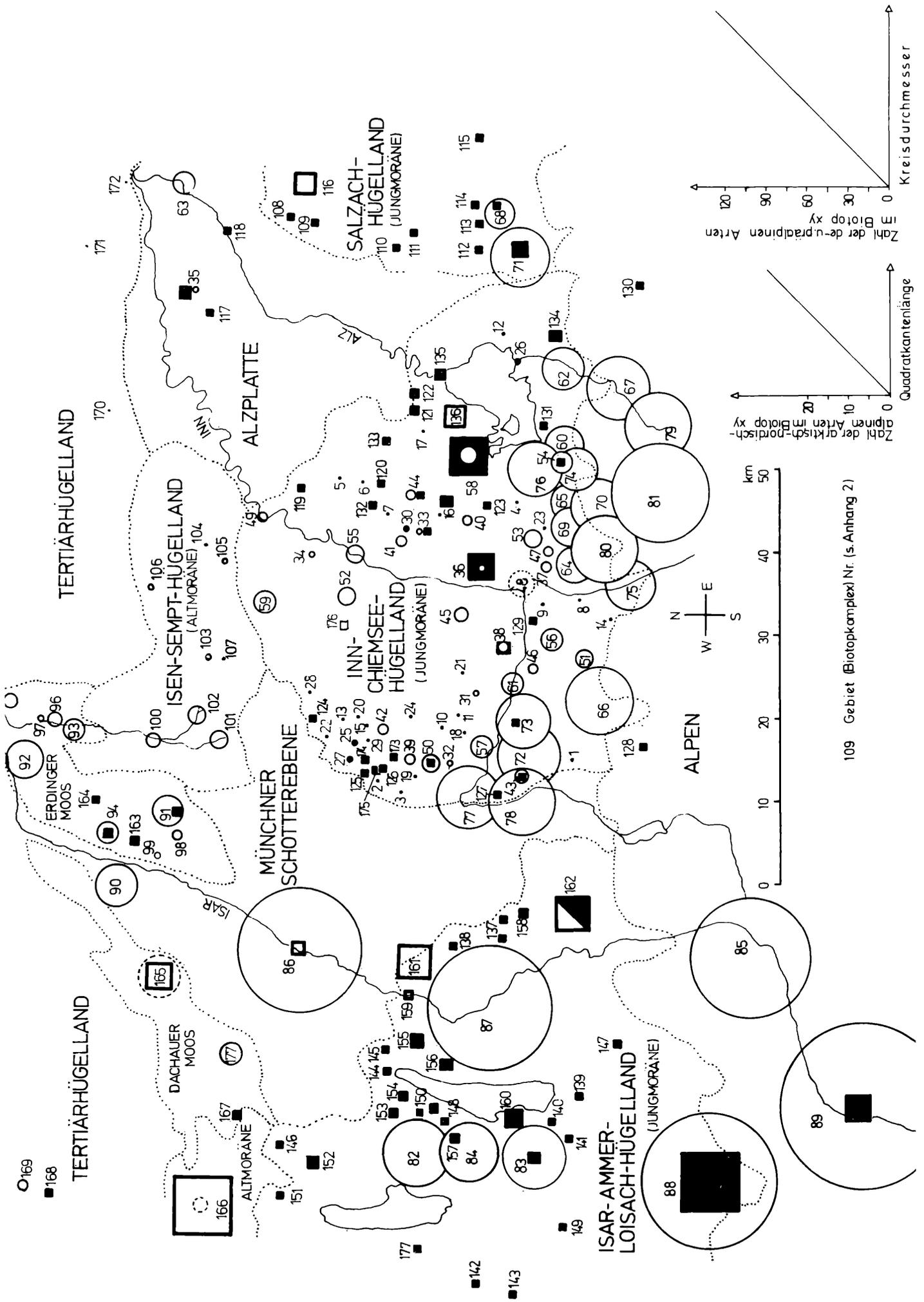


Abbildung 4. Dispersion des de-/praalpinen und arktisch-nordisch-alpinen Florenelements in einigen oberbayerischen Naturräumen

des Einzelbiotops dort am größten, wo die naturräumliche Dichte de- und präalpin getönter Biotope am höchsten ist (z. B. Isarvorland).

– Beim arktisch-(nordisch-)alpinen Florenelement ist die Mindererausstattung des Inn-Chiemsee-Salzach-Gletscherbereichs weniger auffallend als beim de- und präalpinen. Beide Florenelemente scheinen sich im Inngletscher eher auszuschließen als im Ammer-Würm-Isar-Bereich. Beispielsweise enthält der arktisch-alpine Schwerpunkt-Biotopkomplex des Inn-Chiemsee-Gletschers, die Eggstätt-Hemhofer Seenplatte, nur wenige dealpin-präalpine Arten, der entsprechende Zentralbiotop des Ammer-Würm-Isar-Bereichs, das Murnauer Moos, dagegen ausnehmend viele. Sogar das Non-Plus-Ultra des dealpin-präalpinen Florenelements, der Mittenwalder Talraum, ist relativ reich mit arktisch-(nordisch-)alpinen Arten bzw. Eiszeitrelikten ausgestattet.

Abb. 4 kann folgende Fragen nicht beantworten:

Welche Unterschiede bestehen zwischen den dealpin-präalpinen bzw. arktisch-(nordisch-)alpinen Artenkombinationen der einzelnen Biotope im Naturraum? Welche Biotope sind von ihrer Artenausstattung her nicht durch andere Biotope im Naturraum zu ersetzen? Wieviele Biotop(komplexe) werden *minimal* benötigt, um alle im Naturraum vorhandenen Arten eines bestimmten Florenelements abzudecken?

Hierzu ein einfaches Beispiel:

Bei Krün wachsen *Anemone narcissiflora*, *Pedicularis foliosa*, *Primula auricula*, *Carex heleonastes* und *Trientalis europaea* in einem *einzigem* Biotopkomplex aus Buckelwiesen, Mischgehölzen und Übergangsmooren. Im Alpenvorland kommen diese 5 Arten nur weit voneinander entfernt in getrennten Biotopen vor. In der Reihenfolge der genannten Arten sind dies z. B.: Mesnerbichl, Forggensee, Pähler Schlucht, Egmatinger Forst und Altenauer Moor. Diese chorologische Erscheinung könnte man als räumliche *Aufspaltung* oder *Entkoppelung* von Artenpotentialem, Florenelementen oder Artengruppen bezeichnen. Der (Ent-)Koppelungsgrad sollte bei der Planung von Schutzflächensystemen Berücksichtigung finden. Im obigen Beispiel wären bei Krün nur *eine*, im Vorland dagegen *fünf* Schutzflächen erforderlich.

Abb. 5 versucht, diese Gedankengänge modellartig in *Schutzflächenminima* für die einzelnen Naturräume umzusetzen:

Aus den in Abb. 4 dargestellten Biotop(komplex)en werden die bezüglich des jeweiligen Florenelements artenreichsten für jeden Naturraum ausgewählt (*Zentralbiotop* des Naturraums in Bezug auf ein Florenelement bzw. eine Artengruppe). Alle sonstigen Biotope, die im Zentralbiotop *fehlende* Arten des Florenelements aufweisen, werden durch einen Strahl mit dem Zentralbiotop verbunden. In jedem untersuchten Naturraum ergibt sich so ein Minimalaufgebot an Schutzflächen im Hinblick auf die vollständige Repräsentanz einer Artengruppe.

Abb. 5 und 6 zeigen eine ganz unterschiedliche Koppelung bzw. räumliche Aufspaltung des dealpin-präalpinen Florenelements in den ausgewählten Naturräumen:

Im Isarvorland ist das gesamte naturraumeigene Inventar bis auf *acht* Arten in einem einzigen Biotop (Zentralbiotop) vertreten. Da von diesen acht Arten wiederum drei gemeinsam in einem zweiten Biotop vorkommen, gehören zum Minimumaufgebot nur der Zentralbiotop und *sechs* weitere Biotope des Naturraums.¹⁾

Im Inngletscher ist das Bild völlig verändert. Hier sind nördlich der Linie Mangfall-Simsee maximal nur 9 von insgesamt 56 Arten in einem einzigen Biotop versammelt. Obwohl die Gesamtartenzahl (56) viel geringer als im Ammer-Würm-Isar-Gletscher (137) ist, gehören *zweiundzwanzig* weit verstreute Biotope zum Schutzflächenminimum bezüglich des dealpin-präalpinen Florenelements! Die räumliche Aufspaltung bzw. Dispersion ist für diesen Naturraum charakteristisch und zwingt zu einem Denken in Schutzflächen-*Verbundsystemen*. Die Sicherung der Artenvielfalt ist eben hier nur mit einer größeren Anzahl von Schutzflächen zu erreichen, die *komplementär* zum Gesamt-Artenbestand des Naturraums beitragen. Auch hierzu ein einfaches Beispiel:

Im nördlichen Inngletscherbereich gibt es eine Reihe von Biotopen mit jeweils nur *einer* dealpinen Art. In einem kleinen Flachmoor bei Aichet ist dies *Gentiana clusii*, in einer Quellflur bei Lungham *Petasites paradoxus*, bei Thalham *Bellidiastrum michelii*, am Loipfinger Bach *Bartsia alpina*, an der Rott *Centaurea montana*, bei Lindach *Gentiana asclepiadea* usw. Im Isargletscher wäre eine derartige Aufspaltung auf viele Einzelbiotope untypisch. Hier wächst beispielsweise *Gentiana clusii* nie allein, sondern meist zusammen mit *Pinguicula alpina*, *Bartsia alpina*, *Gentiana asclepiadea*, *Bellidiastrum michelii* u. a.

Bei der Interpretation von Abb. 5 und 6 dürfen einige Einschränkungen nicht übersehen werden:

– Der Zentralbiotop hat nicht immer eine herausragende Stellung. Andere Biotope desselben Naturraums können beinahe ebenso reich ausgestattet sein. Ihre Schutzwürdigkeit ist fast ebenso groß, wenngleich sie nicht zum Schutzflächen-Minimalprogramm gehören.

– Für viele der Zusatzbiotope am »Strahlende« könnten auch andere Biotope eingesetzt werden.

– Durch Berücksichtigung anderer Florenelemente und Artengruppen entstehen viel komplexere Verbundsysteme, als sie in Abb. 5 und 6 angedeutet werden konnten.

Folgerungen:

– Vor der Konzeption von Schutzflächensystemen für den Pflanzenartenschutz empfiehlt es sich, das Artenpotential getrennt nach Florenelementen oder anderen floristisch-ökologisch-arealkundlichen Artengruppen zu betrachten.

– Florenelemente sind naturraumspezifisch konzentriert bzw. zerstreut; d. h. sie benötigen je nach Naturraum einmal mehr und einmal weniger Biotope für ihre Repräsentanz.

– Über den Schutzflächen-Minimbedarf für Artengruppen in Naturräumen orientieren »Strahlmodelle«: Der Zentralbiotop enthält die höchste Zahl an Arten der Gruppe; Biotope mit weiteren Gruppenarten werden mit dem Zentralbiotop durch Strahlen verbunden. Die Auswahl wird dabei so getroffen, daß alle Arten der Gruppe mit der geringstmöglichen Flächenzahl erfaßt werden.

2. Vegetationsstruktur als Artenschutzkriterium

Der Naturschutzwert von Landschaftseinheiten läßt sich nicht nur aus dem biotischen Reservoir (Sippen- und Gesellschaftsvielfalt, Populationsgrößen), sondern auch an der Vielfalt an strukturellen Kombinationen der Sippen, Lebensgemeinschaften und Habitate ablesen.

1) Bei einer umfassenden floristischen Bestandsaufnahme des Isarvorlandes sind Modifikationen dieser Zahlenangaben zu erwarten. Diese sind nur für die beschränkte Biotopauswahl gültig.

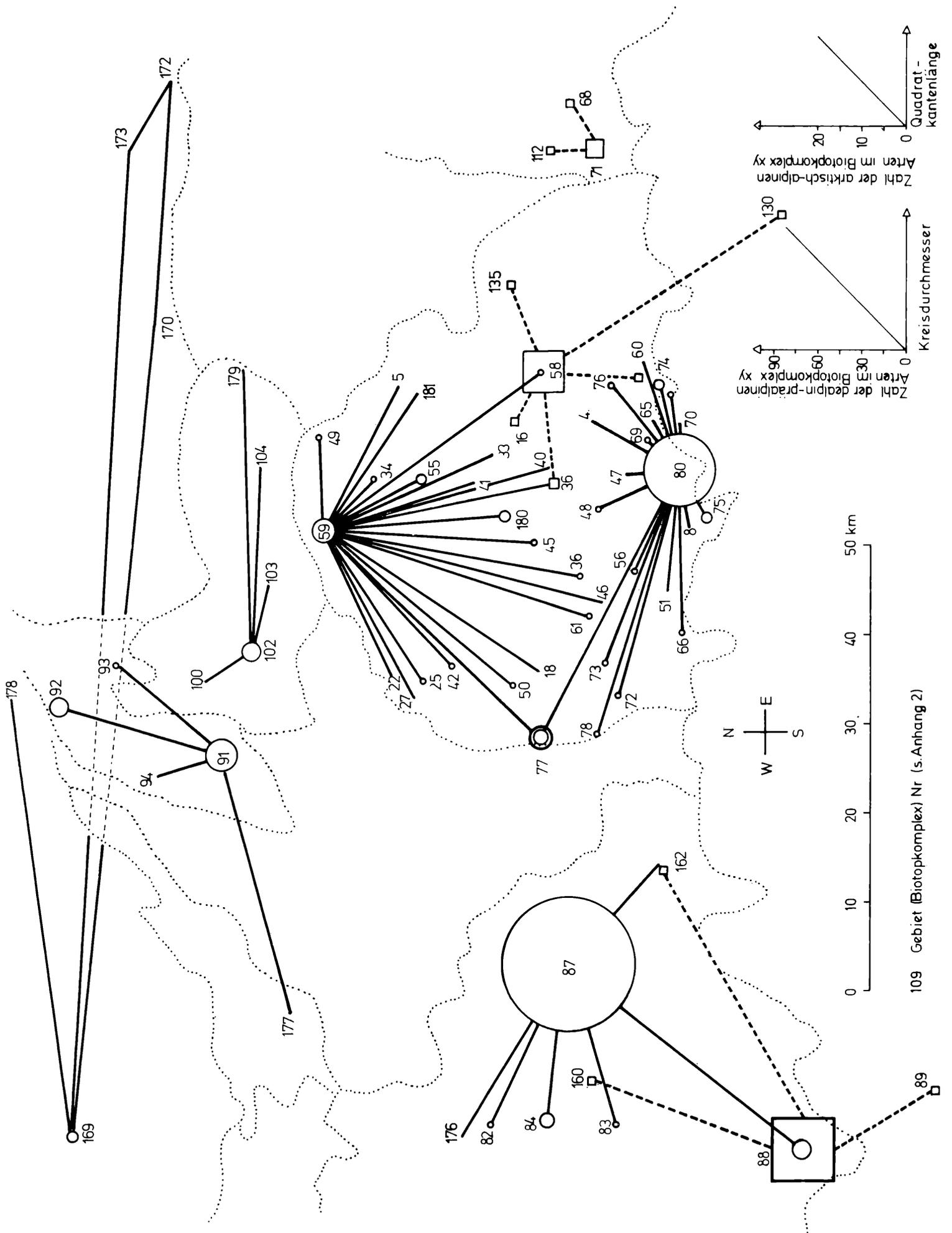


Abbildung 5: Schutzflächenminimum für das dealpin-präalpine und das arktisch-(nordisch-)alpine Florenelement in einigen oberbayerischen Naturräumen

2.1 Die Lebensraumkapazität wächst bei gleichbleibender Sippenzahl mit der Zonierungs-, Schichtungs- und Grenzlinienvielfalt.

Den botanischen (vgl. LEEUWEN 1966, WESTHOFF 1968, WITSCHHEL 1979) stehen hierzu eine Fülle faunistischer Erkenntnisse gegenüber (BEGUIN et al. 1976, BLAB 1979, BLANA 1978, ERZ 1971, DIERSCHKE 1955, HABER 1968, MADER 1979, ROTTER u. KNEITZ 1977, TISCHLER 1948 u. v. a.).

Aus der südostoberbayerischen Naturschutzplanung seien folgende Zahlen beigetragen:

157 aller 2184 ausgewiesenen Biotope sind Kontaktkomplexe¹⁾ Zum Biotop-Grundnetz²⁾ der Planungsregion gehören nur 15 % aller schutzwürdigen Biotope, aber 77 % der Kontaktkomplexe! Damit steht außer Zweifel, daß geomorphologisch aufgegliederte, von Feuchte-, Klima- und Substratgrenzen durchzogene Lebensräume einen entscheidenden Teil der Artenschutzflächen stellen müssen. Nicht umsonst liegen die meisten bayerischen Arten-Grundnetzvorkommen des südostbayerischen Vorlandes in den Bandstrukturen der Täler, an Naturraumgrenzen und in Maschenstrukturen, handelt es sich doch hierbei überwiegend um Kontaktkomplexe.

Zur Veranschaulichung ein Beispiel: Von den 3 größten süddeutschen Moorkomplexen liegen die Rosenheimer Moore vor den Alpen, geomorphologisch ungegliedert und wenig gegen die Ränder abgesetzt, die Loisach-Kochelseemoore ganz ähnlich, immerhin aber an Seen und Auen grenzend. Der dritte Kom-

plex, das Murnauer Moos, grenzt nicht nur unmittelbar an die Gebirgsabhänge und die Loisachauen, sondern wird überdies durch mehrere Inselberge in Nischen und Zonationen aufgegliedert. So verwundert es nicht, daß die Artenvielfalt und floristische Berühmtheit (vor der Kultivierung) in der Reihe M. > L.-K. > R. abnimmt.

In die südostoberbayerische Biotopbewertung ging auch die Anzahl der Vegetationsgürtel¹⁾ ein. Es zeigte sich, daß der Zonationsgrad aller Biotope durchschnittlich 1,0 Zonen/Biotop²⁾, derjenige der Grundnetzbiotope aber 3,3 beträgt! Hieraus folgt, daß ein Großteil der seltenen Sippen an längere Gradienten und naturnahe Gürtelungen gebunden sein muß (vgl. Kap. 5).

Folgerung:

– Biotope mit inneren Standort- und Vegetationsgrenzen haben im Artenschutz meist einen außergewöhnlichen Stellenwert.

2.2 Arten müssen nicht nur als solche, sondern in allen ihren ökologisch-biozönotischen Positionen erhalten werden.

Der genetischen Evolution der Sippen steht die ökologische der Lebensgemeinschaften gegenüber. Zum schutzwürdigen Informationsgehalt ökologischer Systeme gehört auch die Verschiebung der

1) im Sinne von Formationen oder Bestandstypen der Biotopkartierung (z. B. Zonation aus Bruchwald, Großseggenried, Röhricht, Schwimmblattgürtel: 4 Punkte)

2) Da Biotope ohne Gürtelung auf der Naturschutzkarte nicht gekennzeichnet waren und nicht mitgerechnet wurden, ist der Wert um einige Zehntel zu gering.

1) Biotop überstreicht die Grenzen unterschiedlicher Standorteinheiten (z. B. Hang/Hangfuß/Talboden oder Sand/Kiesuntergrund)

2) Biotope mit *einmaligen* oder *besten* Vorkommen einer oder mehrerer Gefäßpflanzenarten und Gesellschaften in den 3 Bezugs-einheiten Naturraum/Planungsregion/Bayern.

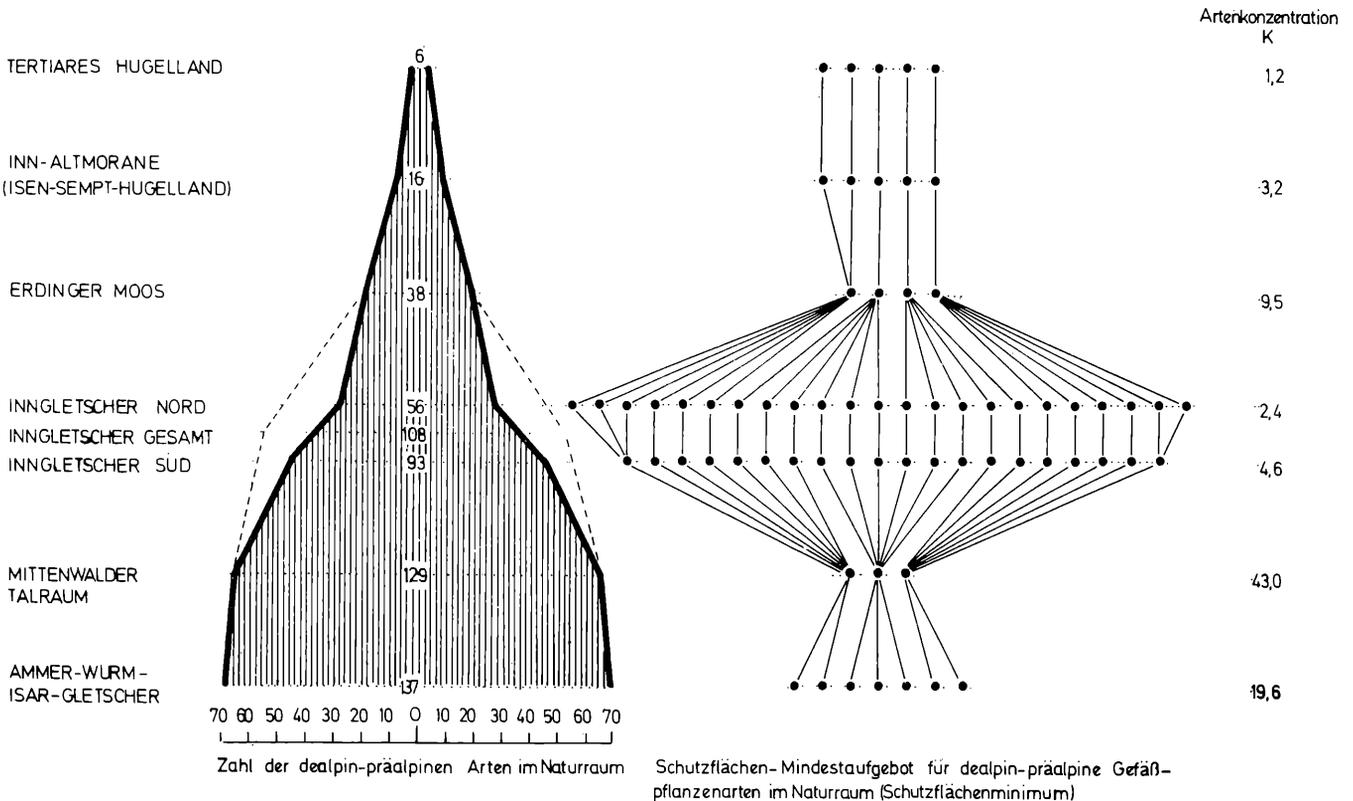


Abbildung 6: Das dealpin-präalpine Florenelement im Naturraumvergleich

ökologischen Amplituden von Arten im Spannungsfeld von physiologischen Ansprüchen und Konkurrenz.

Subjektiv geprägte Klassifizierungen (z. B. pflanzensoziologische Systeme) lassen uns Artverhalten als »typisch« oder »untypisch« erscheinen und nach regelhaften Vergesellschaftungen für den Naturschutz suchen (»Wo ist noch ein sauberes -etum oder -etosum?«)¹⁾ Wohl nur persönlich-subjektive Nuancen entscheiden darüber, ob es wichtiger ist, die letzten Pannonischen Platterbsen (*Lathyrus pannonicus*) durch Robinientfernen, die letzten *Minuartia viscosa*-Individuen durch Umpflanzen (ANT u. SUKOPP 1978) oder die ganze ökologische und geografische Spannweite einer an sich ungefährdeten Art zu sichern (vgl. auch WILMANN 1978). Letzteres Ziel setzt voraus, die Arten in *allen* nicht zufallsbedingten Artenkombinationen und Wuchsorten kennenzulernen und ihnen entlang einfacher oder mehrfaktoriellen Gradienten (PAKARINEN & RUUHIJÄRVI 1978) eine Reihe von Schutzflächen zu gewährleisten. Je nach geobotanischer Methode wird man zu unterschiedlichen Schutzflächensystemen kommen:

Der Gradientenanalytiker (WHITTACKER, BRAY, CURTIS u. a.) erlebt Vegetation als wellenartig kontinuierliche Artenüberlagerung. Er wird weniger die Dominanzverhältnisse einzelner Arten, sondern deren Amplituden sowie Vegetationsübergänge einbeziehen wollen. Der BRAUN-BLANQUET-Klassifikator hingegen wird ein Schwergewicht auf homogene Ausschnitte mit syntaxonomisch wichtigen Arten legen. Mit diesen Bemerkungen seien die Bedeutungsunterschiede von Arten- und Gesellschaftsschutz nur angedeutet.

Ein entscheidendes Beispiel mag das Postulat 2.2 illustrieren (Abb. 7):

Ein großes Verlandungsmoor und ein Kleinstmoor in einem Toteiskessel sind in Größe, Struktur, Kleinklima völlig verschieden, haben aber u. a. die in Abb. 7 genannten Arten gemeinsam. Die 4 Arten kommen

im großen Moor in getrennten Gürteln vor, d. h. sie überlappen sich kaum. Im Kleinstmoor dagegen schieben sie sich zu einer homogenen Gesellschaft übereinander. Die Vergesellschaftung der 4 Arten ist also in beiden Ökosystemen ganz verschieden. Das große Moor ist nur wegen seiner *seltenen* Arten (nicht abgebildet) interessant; denn die ökologisch-biozönotischen Positionen der häufigen Arten entsprechen dem »Normalfall«, der im gleichen Naturraum noch öfters wiederkehrt. Das Kleinmoor hingegen entbehrt der seltenen Arten; das »anormale« Verhalten seiner Arten läßt aber ökologische Amplituden erkennen, die im großen Moor nicht erfahrbar sind: Die Kombination von *Eriophorum vaginatum* mit *Dryopteris carthusiana* und sogar *Rubus fruticosus* wurde im Naturraum nur hier beobachtet.

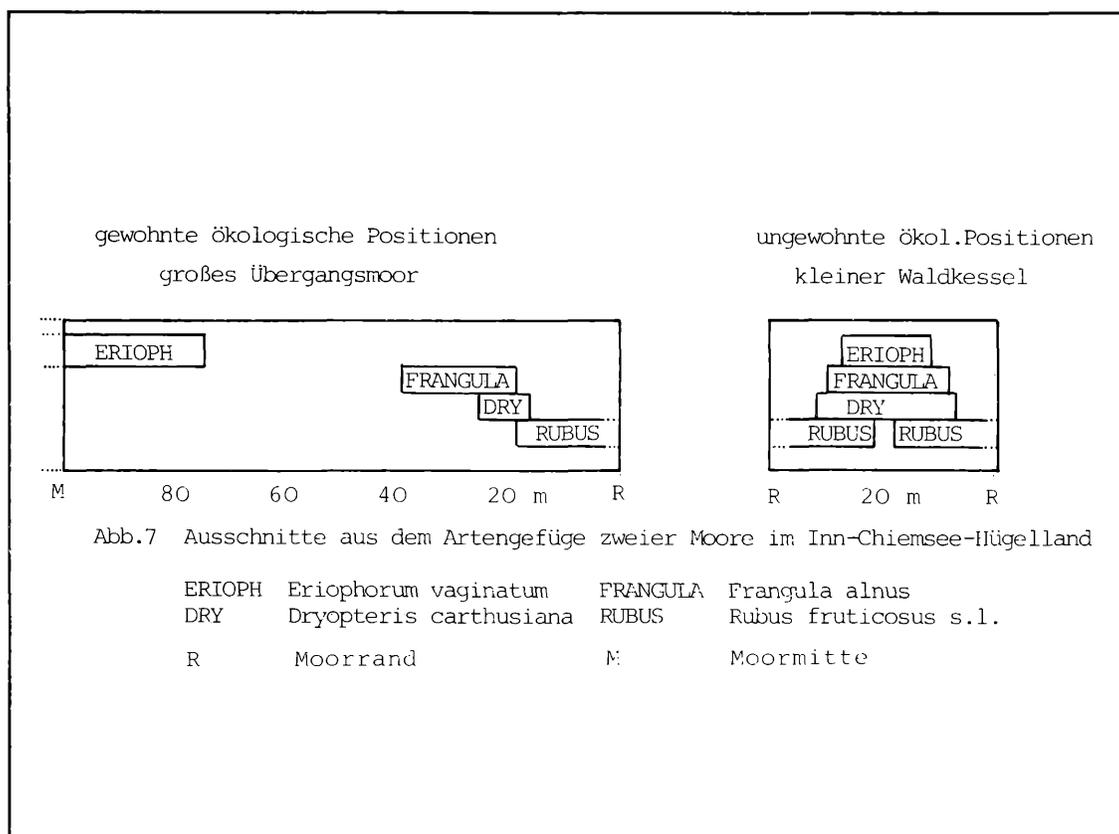
Folgerung:

– Als Schutzwürdigkeitskriterien sind auch die Randlage einer Art innerhalb ihrer ökologischen Amplitude und die Seltenheit der Artenkombination vorzuschlagen.

2.3 Biotoprückgang und -eingriffe sind häufig mit einer Neukombination und räumlichen Zerstreuung von Arten verbunden.

In Naturräumen mit hoher Veränderungsrate hat ein Teil des Artenvorrats nur dann eine Überlebenschance, wenn er von kompakten Biotopeinheiten auf Nutzungszwickel, laufend entstehende technische Ödländereien und andere anthropogene Sukzessionsflächen überwechselt bzw. auch in den Splitter- und Restbiotopen überdauern kann. Damit geht eine

1) Entspricht dem Kriterium der Repräsentativität (vgl. z. B. WILMANN u. DIERSSEN 1979).



Entkoppelung und Neukombination von Artverbänden bei gleichzeitigem Individuenrückgang einher. Arten der ursprünglichen naturnahen Gesellschaft »gehen eigene Wege«, sie werden gewissermaßen portionsweise den Nachfolgebiotopen »zugeteilt« (Nischenauffächerung). Da sie in den neubesiedelten Nischen meist geringerem Konkurrenzdruck unterliegen (Pionierstandorte), werden ihre ökologisch-physiologischen Amplituden hier oft deutlicher ausgeschöpft als in den Herkunftsgesellschaften. Die Vermutung liegt nahe, daß gesellschaftstreue Arten (Charakterarten) weniger entkoppelungsfähig sind, d. h. mit dem Verlust ihrer Gesellschaft ganz aus der Landschaft verschwinden. Als »Trostplästerchen« für den Rückgang der Individuenzahlen, Populationsgrößen und ausgereiften Artgleichgewichte ist vielfach ein nutzungsbedingter *Artenstreueffekt* zu verzeichnen, der allerdings an Vorhandensein und Vernichtungszeitpunkt der naturnahen Herkunftsbiootope, an ausbreitungsfördernde Strömungen und Leitlinien (z. B. Hecken, Überflutungen, Windkanäle) und an die Migrationsfähigkeit der Arten gebunden ist.

Aus den angedeuteten Erscheinungen wird ersichtlich, warum die Vielfaltsabnahme bei typisch ausgeprägten syntaxonomischen Einheiten und bei Arten oft nicht den gleichen Verlauf nimmt: Die Gesellschaftenverarmung ist meist dramatischer.

Beispiele:

● Ein Teil der ehemals berühmten Flora der Perlacher Haide (Münchener Schotterebene) hat nach Totalvernichtung der »Lieferbiotope« diffus auf Waldrändern, Straßenzwickeln u. dgl. überdauert (z. B. *Chamaecytisus ratisbonensis*, *Teucrium chamaedrys*, *Potentilla alba*, *Erica carnea*, *Carlina acaulis*). Analog wurden die Kalkgruben, Grabensysteme, Torfstiche und Flußdämme des Erdinger und Dachauer Moores sowie die bahnbegleitenden Kiesgruben des Donaumooses und Lechfeldes rechtzeitig angelegt, um noch von naturnahen Restflächen her »beliefert« werden zu können, die heute nicht mehr existieren (vgl. z. B. JÜRGING u. KAULE 1977, HIEMEYER 1975).

Nur in solchen »Arche Noah«-Biotopen haben sich in diesen Naturräumen Kostbarkeiten wie z. B. *Epilobium fleischeri*, *Arctostaphylos uva-ursi*, *Gentiana utriculosa*, *Thalictrum galioides*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Carex buxbaumii*, *Cirsium heterophyllum*, *Muscari botryoides*, *Potamogeton coloratus*, *Lathyrus hirsutus* und *Ophrys holosericea* erhalten. In Naturräumen dieser Art haben sich ehemals großflächig geschlossene Populationen faserig-linienhaft oder punkthaft aufgelöst, sind aber im Netz der Kleinstrukturen und Ersatzbiotope in Umrissen noch erkennbar (vgl. 1.2).

● Die Artenpotentiale anderer Naturräume und Biotoptypen erscheinen weniger zersplitterungs- und entkoppelungsfähig. Dies gilt z. B. für seltene Arten längerer wässriger Gradienten, deren Nischen nicht isolierbar sind (vgl. Kap. 5). So sind Reliktarthen der Jungmoränenmoore ausgestorben oder nur noch in ausgedehnten naturnahen Gürtelbiotopen überkommen, aber nirgendwo nach dem Beispiel des Erdinger Moores auf Ersatzstrukturen im früheren Areal übergegangen (*Carex capitata*, *C. microglochin*, *C. heleonastes*, *Minuartia stricta*, *Juncus stygius*, *Stellaria longifolia* u. a.).

● In einem dritten Naturraumtyp sind kennzeichnende und seltene Arten seit jeher auf anthropogene Kleinstandorte zersplittert (z. B. *Veronica dillenii*,

Potentilla argentea, *Viscaria vulgaris*, *Jasione montana* und *Pulsatilla vulgaris* auf Wegböschungen, Bahneinschnitten und Sandgruben des Tertiärhügellandes).

● Die Ausstrahlung auf entfernte Ersatzbiotope erfolgt nur durch windverbreitete Arten (z. B. *Myricaria germanica* und *Hieracium staticifolium* von Schotterauen in weit entfernte Kiesgruben). Bei langsam-vegetativ verbreiteten ist eine Anbindung der Ersatzbiotope an die Mutterbiotope (z. B. von Laubwäldern ausgehende Heckennetze; vgl. POLLARD, HOOOPER u. MOORE 1974) die Voraussetzung. Allgemein ist die Nähe ständig Diasporen-nachliefernder Biotope z. B. in Kiesgruben unverkennbar.

Folgerungen:

– In vielen Naturräumen kann nur mehr ein Teil des Artenpotentials in vielfach »untypischen« Artenmischungen auf Ersatz- und Kleinstandorten gesichert werden.

– Die im Naturraum möglichen Ersatzstandorte sollten in der Nähe der Artenlieferbiotope angelegt werden. Die Renaturierungsphase sollte sich zeitlich mit dem Bestehen der Lieferbiotope überlagern (Liefer- und Auffangbiotop synchron und benachbart).

3. Pflanzenartenschutz und Biotopgröße

3.1 Ökosystem-/Biotoptypen zeigen in den Naturräumen ganz unterschiedliche Beziehungen zwischen (seltener) Artenzahl und Biotopgröße, unterschiedliche Mindest- und Maximalgrößen

Dies sei am Beispiel von 46 naturnahen Hoch- und Übergangsmooren im südbayerischen Jungmoränengebiet, 6 Kleinstdmooren im Tertiären Hügelland und 35 Trockenrasen (Haiden) in ganz Bayern belegt (Abb. 8): Die 4 Ökosysteme benötigen ganz unterschiedliche Minimumflächen, um ihre typische Artenkombination zu etablieren. Zur Ausbildung eines Fragments reiner Hochmoorvegetation (Rote Bultgesellschaft) genügen in aufgegebenen Sandgruben des Tertiärhügellandes ca. 20–50 m², im Jungmoränengebiet aber knapp 1 ha! Die Tendenz, daß der Gehalt an seltenen Arten mit der Biotopfläche zunimmt, ist in den ausgewählten Ökosystemen ganz unterschiedlich ausgeprägt:

Schon die kleinsten aller Trockenrasen (wenige m² Flächenumfang) können mehrere seltene Gefäßpflanzenarten beherbergen, ebenso kleinflächige hochmoorartige Quellnischen im Tertiärhügelland Niederbayerns (20–100 m²). In Mooren des Jungmoränengebiets dagegen beginnen seltene Arten im allgemeinen erst ab einer bestimmten Schwellengröße Fuß zu fassen. In ihren Flächenansprüchen gibt sich die Stricksegge (*Carex chordorrhiza*) am bescheidensten. Sie nimmt mit Toteislöchern von nur 30 m Durchmesser vorlieb. Sollen sich aber 3 oder mehr seltene Übergangsmoorarten zusammenfinden, so ist im Jungmoränengebiet ein »Sprung« auf wenigstens 1 ha nötig.

Bei Haiden und anderen Trockenrasen können relativ kleine Flächen (0,5–3 ha) ebenso viele oder sogar mehr seltene Arten enthalten als relativ große (5–36 ha). Hier ist eine Arten-Fläche-Abhängigkeit nur in großen Zügen erkennbar. Anders die Übergangsmoore, wo man aufgrund geringerer Streubreite (s. Abb. 8, Diagr. A) von einer eigentlichen (seltene) Arten-Areal-Kurve sprechen kann.

Leider ist oberhalb 36 ha (Kissinger Haide bei Augsburg) kein Ökosystemvergleich mehr möglich, weil

es heute in Bayern keine größeren Haiden mehr gibt. Noch in der Zwischenkriegszeit waren an der Isarmündung ca. 800 ha Haidegebiet erhalten. Im Gegensatz zu den Jungmoränenmooren sind Vorkommen > 2 ha heute eine Kostbarkeit.

Der raritätenreichste der untersuchten Trockenrasen (Rosenau bei Dingolfing/Niederbayern: 3 ha) bedeckt nur 1/800 des raritätenreichsten bayerischen Moorkomplexes (Murnauer Moos)! Dieses Extrembeispiel mag hinreichen, um die ganz unterschiedliche Gewichtung der Biotopgröße als Schutzwürdigkeitsmerkmal in den Ökosystemtypen zu beleuchten. Daß in manchen, heute – noch! – magerrasenhaltigen Naturräumen Trockenrasenschutzgebiete völlig fehlen (z. B. im Endmoränengebiet nordwestlich des Ammersees), ist vielleicht damit zu erklären, daß ihre Kleinheit zu einer – wie Abb. 8 unterstreicht – Verknüpfung ihrer Artenschutzbedeutung geführt hat.

Folgerungen:

- In Schutzflächensystemen für bedrohte Pflanzenarten sind ganz unterschiedliche Arten-Fläche-Relationen bei der Flächendimensionierung zu berücksichtigen.
- Für die Dokumentation kennzeichnender Ökosysteme ist deren Minimum- und Maximumareal in den einzelnen Naturraumtypen von besonderer Bedeutung. Nicht nur das obere Ende des Flächengradienten (Maximalfläche im Naturraum), sondern auch dessen unteres Ende (Minimalfläche im Naturraum) sollte im Schutzgebietssystem Aufnahme finden.

3.2 Viele Kleinbiotope erzielen durch »Gürtelstauung« höhere Struktur- und Habitatdiversitäten als Großbiotope

Je kürzer ein Gradient bei gleicher ökologischer Spanne, desto höhere β - oder Strukturdiversität (ausmaß des Artkombinationswechsels; vgl. WHITTAKER 1960) dürfte sich in ihm entwickeln.

Beispiel:

Ein 30 m-Transsekt durch ein Kleinstmoor kann ebenso viele und die gleichen Vegetationsformationen durchschneiden wie ein 500 m-Schnitt durch ein großes Moor (z. B. Bultkomplex, Bult-Schlenkenkomplex, Großseggenried, Bruchwaldgürtel, Randwald). Gemessen am Großbiotop ist die Gürtelung des Kleinbiotops zwar vollständig, aber »gestaut«. Der Effekt der Gürtelverengung tritt nicht nur in der Reihe Groß- zu Kleinbiotop, sondern auch häufig von der Biotopmitte zum -rand auf (vgl. Ringler 1980 c). Deshalb haben Biotoprandzonen eine so entscheidende Bedeutung beim Schutz von Habitat-

komplexen und Strukturkombinationen. Manche Kleinbiotope könnte man geradezu als die aus standortähnlichen Großbiotopen herausgelösten strukturell reichhaltigsten (= grenzlinien- und gürtelreichen) Teilstücke charakterisieren (Strukturäquivalenz von Kleinbiotop und Randzone des Großbiotops).

3.3 Mit dem gleichen Artenmaterial erzielen viele Kleinbiotope andere Artenkombinationen als größere Biotope

Diese Hypothese sei an dieser Stelle nur mit Abb. 7 belegt. Beziehungen zwischen Biotopgröße, Gürtelaufbau und Gesellschaftsaufbau der einzelnen Gürtel werden derzeit an südbayerischen Mooren untersucht und an anderer Stelle eingehend dargestellt.

Folgerung:

Pflanzengesellschaften von Kleinbiotopen sind häufig nicht durch Ausschnitte größerer Biotope zu repräsentieren und haben deshalb eine besondere Naturschutzqualität.

3.4 Kleinmoore können präzisere pollenanalytische Auskünfte über die Wald- und Nutzungsgeschichte der unmittelbaren Umgebung liefern als große Moore.

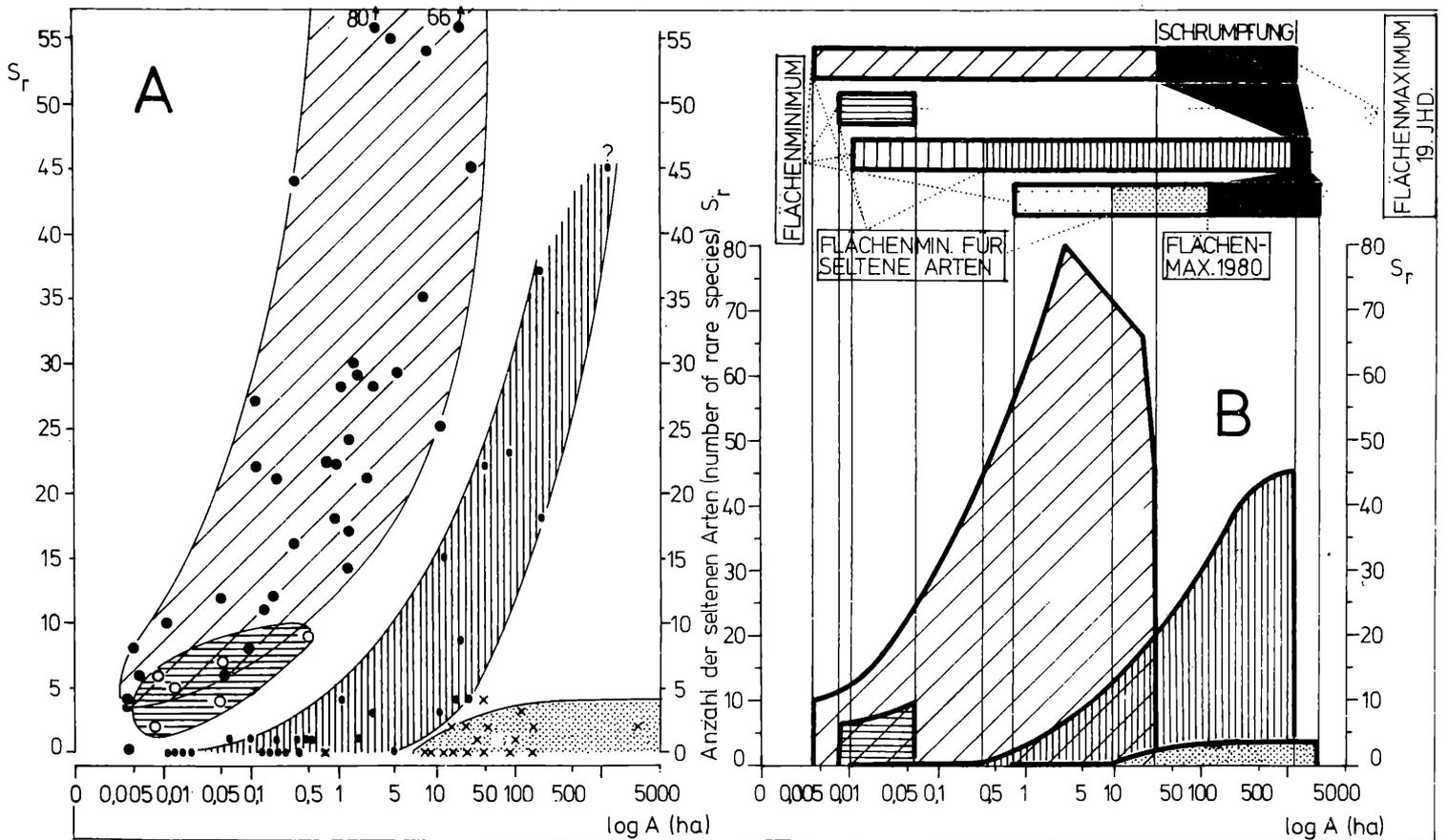
Diesen Hinweis bringen WILMANN'S u. DIERSSEN (1979) und bestätigt SCHMEIDL (mdl.). Er sei hier nur der Vollständigkeit halber erwähnt.

4. Naturräumliche Verlustraten, Seltenheits- und Bedrohtheitsgrade

4.1 Schutzdringlichkeit ergibt sich aus Bestandsentwicklung und Seltenheit der Arten

Der Artenvorrat eines Naturraumes kann *dynamisch* (Arten- und Individuenrückgang bzw. -zuwachs) und *statisch* (momentane Häufigkeit, Stetigkeit oder Seltenheit) betrachtet werden. Aus der negativen Bestandsentwicklung (Verlustrate) einer Art(en-gruppe) leiten sich naturräumliche »Alarmstufen« (Schutzdringlichkeiten) ab. Seltenheit bedeutet hohe Schutzdringlichkeit erst in Verbindung mit Bestandesrückgang (falls dieser die ökosystemeigenen Schwankungen übersteigt (vgl. RUNGE 1976 u. HABER 1978)). Umgekehrt können *noch nicht* seltene Arten bei hoher Rückgangsgeschwindigkeit bereits bedroht sein (vgl. auch ERZ 1970 u. DRURY 1974). Im Rahmen der in Mitteleuropas Kulturlandschaft möglichen (vielleicht zur Goethezeit verwirklichten) Artenvielfalt lassen sich folgende Arten-gruppen unterscheiden:

Seltenheit	Standorte	Bedrohung	Bestandsentwicklung	Beispiele
Von Natur aus selten	Naturraum-Sonderstandorte, im NR seltene Biotoptypen	gering	wenig verändert	Juniperus sabina (N-Alpen)
		extrem	Individuen- u. Fundortabnahme	Juncus stygius, Nymphaea alba
selten geworden, nicht mehr verbreitet	»Normalstandorte« des Naturraumes	stark	starke Individuen- und Stetigkeitsverringereung	Agrostemma githago, Taxus baccata
selten geworden, aber noch verbreitet (auf vielen TK nachzuweisen)		mäßig	mäßige Individuen- und Stetigkeitsverringereung	Primula veris (SO-Bayern), Dianthus carthusianorum, D. deltoides
selten geworden, heute in sicheren Nischen	anthropogene Sonderstandorte	gering	Individuen- u. Stetigkeitsverringereung abgeschlossen	Laserpitium pruthenicum, Potamogeton coloratus (Torfstiche bzw. Gräben im Erdinger Moos)



● / / / Einzelbiotop/betrifft (Süd-)Bayerische Haide
single biotopeof / curve subject to (Alto-)Bavarian grassland

○ ≡ ≡ ≡ Hochmoor im Tertiärhügelland
bog in the Lower Bavarian sandy hills

● | | | | Übergangsmoor im südbayer. Jungmoränenbereich
transition mire within S Bavarian würm-glaciation area

● | | | | Hochmoor im südbayerischen Jungmoränenbereich
ombrotrophic bog within S Bavarian würm-glaciation area

Legende zu Abbildung 8:

Bei der Interpretation von Abbildung 8 ist die Subjektivität des Seltenheitsbegriffes zu bedenken. Hierzu ein Beispiel: Wären die Übergangsmoore des Alpenvorlandes bereits ebenso selten wie die Haiden der Münchner Ebene, so müßten alle Übergangsmoorarten als seltene Arten eingestuft werden – ebenso wie fast alle Arten der

Garchinger Haide wegen der Seltenheit ihres Ökosystemtyps innerhalb der Münchner Ebene als selten gelten müssen. Der Orts- und Artennachweis der verarbeiteten Biotope erfolgt in Anhang 3. Aus vorstehend skizzierten Rohmaterial wurden die Diagramme A, B und C konstruiert:

Abbildung 8: Flächenabhängigkeit seltener Pflanzenarten in bayerischen Mooren und Trockenrasen

Biotoptfläche und Anzahl der vorkommenden seltenen Gefäßpflanzenarten (bei Mooren auch Bryophyten) wurden registriert für:

35 Restflächen der (süd)bayerischen Haide (Festucion vallesiacaе, Xero- u. Mesobromion) vor allem auf holozänen Schotterkegeln, Moränenkuppen, Kalkuff- und Gipshügeln (Beschränkung auf offene Grasheiden, schwer abgrenzbare Steppenheide-Fels-Wald-Mosaikkomplexe des Jura ausgeklammert)

6 Hochmoorstellen des Tertiärhügellandes (Lkr. Rottal-Inn, Naturraum »Isarinn-Hügelland«)

29 naturnahe Übergangsmoorkomplexe des südbayerischen Jungmoränengebietes (»voralpines Hügel- und Moorland«)

25 ombrotrophe, an Mineralbodenwasserzeigern arme Hochmoore im südbayerischen Jungmoränengebiet

Im Falle der Abb. 8 gelten diejenigen Arten als selten, die entweder/oder

weniger als etwa 8 in der naturräumlichen Untereinheit bekannte Fundorte besitzten

in Bayern nur in einem sehr beengten, B. flußtalgebundenen, und rasch durch menschliche Eingriffe reduzierten Areal vorkommen (z. B. nur unteres Isartal, nur Grettstädter Reliktgebiet).

DIAGRAMM A

Die seltenen Artenzahlen (S_i) aller Biotope wurden gegen deren Flächeninhalt (= A; logarithmisch) abgetragen. Für jeden Ökosystemtyp wurde eine andere Punktfigur verwendet.

Bemerkenswerterweise überlappen sich die Punktscharen der 4 Ökosystemtypen kaum. Verbindet man die jeweils artenreichsten und artenärmsten Punkte, so gibt diese Umhüllende jeder Punktschar eine ökosystemtypische Gestalt (charakteristischer Steigungsverlauf und charakteristische Streubreite). Z. B. ist die Streubreite der Haiden (Trockenrasen) größer als diejenige der Übergangsmoore. D. h., die Flächenabhängigkeit der seltenen Artenzahl ist bei den Haiden nicht so eindeutig wie bei den Übergangsmoorkomplexen (sowohl in sehr kleinen als auch in größeren Biotopen treten sehr hohe und geringere Artenzahlen auf). Beim Ökosystem ombrotrophes Hochmoor ist nur zwischen 10 und ca. 50 ha ein geringer, bei weiterer Flächenzunahme überhaupt kein Anstieg der seltenen Artenzahlen mehr zu verzeichnen (sehr homogenes, in allen Teilräumen gleichartiges Ökosystem ohne Arten-Fläche-Abhängigkeit).

Die Hochmoorstellen des Tertiärhügellandes enthalten keine einzige Art, die in den voralpinen Hochmooren als selten gelten müßte. Die Einzigartigkeit dieses Ökosystems im niederbayerischen Sandhügelland bei Jahresniederschlägen von ca. 700 mm (!) stempelt dort aber Sphagnum magellanicum, Sph. recurvum, Lepidotis inundata, Rhynchospora alba, Eriophorum vaginatum usw. zu sehr seltenen Arten.

Der deutliche gegenseitige Ausschluß der 4 Punktscharen in Diagramm A resultiert aus

- der sehr unterschiedlichen, z. T. naturraumspezifischen (vgl. Diagr. B.) Flächenamplitude der 4 Ökosystemtypen
- der sehr unterschiedlichen, z. T. naturraumspezifischen Gesamtausstattung mit seltenen Arten in den 4 Ökosystemtypen (Beispiele: alpenvorländische Hochmoore erreichen – gegenwärtig noch! – höchstens 1/100 der seltenen Gesamtartenzahl der Trockenrasen; die raritätenreichste Haide (3 ha) enthält etwa doppelt so viele seltene Arten, ist aber höchstensfalls 1/100 so groß wie der raritätenreichste Übergangsmoorkomplex!)

der äußerst unterschiedlichen Gesamtartenzahl der einzelnen Ökosystemtypen (Beispiel: Da in den Hochmooren excl. Lebermoose nur 20–50 Arten vorkommen, können auch nur 20–50 Arten zu seltenen werden; bei weiterer Vernichtung letzter Haidereste im Isar-Endmoränenbereich wird ein ca. 800 m² großer Trockenrasen bei Hartpenning zum Naturraum-Mangelbiotop und damit fast alle seiner ca. 110 Arten zu seltenen. Dieser Biotop enthält mehr als 5-mal so viele Arten wie ein gleich großer Hochmoorausschnitt).

DIAGRAMM B

Hier ist die Information A vereinfacht, abstrahiert und maßstäblich verändert (S_i -Skala auf die Hälfte reduziert) dargestellt. Die 4 fetten Linien sind mit der oberen Umhüllenden der 4 Punktscharen in Diagr. A identisch. Sie erhalten damit den Charakter von Arten-Areal-Kurven für Höchstzahlen an Seltenheiten (AAK für S_i max.)

Es zeigt sich insbesondere:

– Jeder der ausgewählten Ökosystemtypen hat eine ökosystem- und/oder naturraumspezifische minimale und maximale Größe.

Flächenminimum Hochmoor (Jungmoränen) > Übergangsmoor > Hochmoor (Tertiärhügelland) > Haiden. Z. B. überlebt die Grundartenkombination eines Mesobromion-Rasens auf geeigneten Wegrainen von wenigen m² Fläche. Das Minimumareal für Hochmoorvegetation liegt im Tertiärhügelland (in kalkarmen Quellnischen) bei < 100 m², auf kalkarmen Brisi-, Flyschsandstein und Radiolarit der Bayerischen Alpen gar bei 1–30 m², im elektrolytreichen Jungmoränengebiet dagegen bei knapp unter 10 000 m²

Flächenmaximum: Hochmoor - Jungmoränengebiet (incl. zerstochene Bereiche): rund 2000 ha; Übergangsmoorkomplexe: gut 1000 ha; Haide (offene homogene Grasflur): 24 ha; Trockenrasenkomplex incl. Gehölze: 36 ha; Hochmoorstellen - Tertiärhügelland: < 1 ha.

– Jeder Ökosystemtyp hat eine – naturraumspezifische? – Schwellengröße für seltene Arten (Flächenminimum für seltene Arten). Bei Trockenrasen und Hochmoorstellen (Tertiärhügelland) können schon die kleinsten Flächen mehrere seltene Arten beherbergen (z. B. Thesium bavarum und Linum viscosum auf 2 x 50 m umfassenden Wegrain am Hirschberg bei Weilheim).

Bei Übergangsmooren beginnt der Kurvenanstieg erheblich rechts vom Flächenminimum des Ökosystemtyps.

Schutzgebietsdimensionierung und Relevanz der Biotopgröße als Schutzwürdigkeitskriterium (vgl. WILMANN & DIERSSEN 1978) sind also auf die unterschiedlichen und spezifischen Fläche-Arten-Beziehungen der Biotoptypen abzustellen.

Die Schrumpfung der Flächenmaxima durch Melioration, Kultivierung und Torfstich ist in den ausgewählten Ökosystemen sehr unterschiedlich: Die Hochmoorstellen (Tertiärhügelland) schrumpften gar nicht, die Mineralbodenwasserzeiger-freien Hochmoorwachstumskomplexe (Jungmoränengebiet) von ca. 2500 ha auf ca. 120 ha, die Haiden von 1000–5000 (?) ha (nördliche Münchner Ebene, Lechfeld, Isarmündungsgebiet) auf 24 ha.

DIAGRAMM C

Eine Darstellung der Flächenminima war nur durch eine logarithmische Flächen-Skala möglich. In Diagr. A und B wurden dadurch aber die enormen Unterschiede der Flächenmaxima und der Schrumpfungsbeträge optisch verdeutlicht. Der optischen Entzerrung von Diagr. B dient Diagr. C, wo die Biotopflächenbeträge linear aufgetragen sind. Hier fällt die außerordentliche Schrumpfung der Haiden und intakten Hochmoore stark ins Auge. Die winzigen kleinen Hochmoorstellen des Tertiärhügellandes sind nicht mehr darstellbar.

Folgerungen:

– Seltenheits- und Bedrohlichkeitsschwellen sollten naturraum- und biotoptypenweise festgelegt und den laufenden Verlusten angepaßt werden. Rote Listen dieser Art sollten bei den unteren Naturschutzbehörden geführt werden (Beispiel: Lkr. München und Ebersberg)

4.2 Die Verlustraten sind naturraumspezifisch

Das den lokalen Florenchronisten auffallende Schicksal einzelner Arten und Biotoptypen soll nun aus größerem geographisch-historischen Abstand betrachtet werden:

Die Verlustraten werden vom ökonomischen Entwicklungsstand, exogenen Impulsen¹⁾ und naturräumlichen Kultivierungsbedingungen²⁾ bestimmt. Vereinfacht lassen sich im Mitteleuropa etwa der letzten 200 Jahre die in Abb. 9 dargestellten Biotoprückgangsphasen unterscheiden³⁾. Auf eine lange *Anlaufphase* überwiegend unsystematisch und privat betriebener Biotopumwandlung folgt ein Steilabfall (*Zerfallsphase*), ausgelöst durch gemeinschaftliche bzw. staatliche Kultivierungsprojekte, Förderprogramme, Arbeitsdienste, Flurbereinigung, Auenrodung nach Flußregulierung, Einsatz der Großtechnik, Einführung des Mineraldüngers usw. (vgl. auch WESTHOFF 1979). Je nach Entwicklungsstand der Bodennutzungen liegen die Biotopzerfallsphasen einzelner Naturräume deutlich (100–10 Jahre) nacheinander gestaffelt. So bilden z. B. die Kultivierungshauptphasen folgende zeitliche Abfolge:

Moor- und Heidegebiete

Holland – Dänemark – NW-Deutschland – Voralpenraum – Finnland

Niedermoore im voralpinen Jungmoränengebiet

Schweizer Mittelland – östliches Oberbayern – Allgäu

Festucion vallesiacae (mit Anemone-Pinetum)

Münchener Ebene (vor dem I. Weltkrieg) – Isarmündungsgebiet (zwischen den Weltkriegen) – Wiener Becken (bis nach dem II. Weltkrieg)

Die *Auslaufphase* nähert sich asymptotisch der Nutzbarmachung aller nutzbaren Standorte, wird aber noch durch folgende Faktoren beeinflusst:

(1) Wo nicht mehr viel ist, kann nicht mehr viel zerstört werden (z. B. Jura-Hochflächen, Gäulandschaften)

(2) Die Rentabilitätsschwelle wird unterschritten, bevor alles vernichtet war (z. B. Chiemseemoore; vgl. SCHMEIDL 1976)

(3) Der Naturraum enthält viele kaum nutzbare Sonderstandorte (natürliche und anthropogene sichere Nischen)

(4) Der Naturschutz bremst den Aufbrauch der Restsubstanz.

Vergrößert gilt: Je später die Zerfallsphase einsetzt, desto steiler verläuft sie (EG, Zwang zur Vereinheitlichung und Rationalisierung nimmt immer mehr zu). Somit haben spät »erwachende« Räume die kürzeste »Halbwertszeit« des Biotopzerfalls.

Der Naturschutz begann überall erst in diesem Jahrhundert (1900–1930) wirksam zu werden. Er trifft in den Naturräumen auf unterschiedliche Phasen der Biotopumwandlung und damit auf unterschiedliche Widerstände (Abb. 10). Räume, die erst in jüngerer Zeit begonnen haben, den Anschluß in der Ertragsmaximierung zu suchen, besitzen derzeit noch das höchste Naturschutzpotential, aber auch die auffälligsten Verlustraten an Biotopfläche. Hier lösen Naturschutzbestrebungen die meisten Konflikte aus (z. B. im Ammergau und Allgäu; vgl. HEINRICH 1980 u. DICK 1980).

Bezeichnenderweise sind die Schutzgebieten dichten dort am höchsten, wo die Ruhephase der Bodennutzung noch in die moderne Naturschutzphase hineinreichte. Das ist einer der Gründe, warum Ost- und Westfriesland fast keine, Oberbayern aber viele intakte Moorschutzgebiete besitzen. In Räumen und Perioden von hoher Intensivierungsdynamik, insbesondere im Zuge großangelegter Landgewinnungsprogramme, war und ist es sehr schwierig, Schutzgebiete auszuweisen (z. B. Mittenwalder Buckelwiesen, Esterweger Dose).

1) z. B. Verlust der Kolonien in Holland, »Erzeugungsschlacht« des Dritten Reiches

2) z. B. sind viele Voralpenmoore kultivierungsfeindlicher als etwa das Donaumoos und Bourtangener Moor.

3) Erscheinen bemerkenswerterweise als Umkehrung der S-Kurve des ökologischen Wachstums.

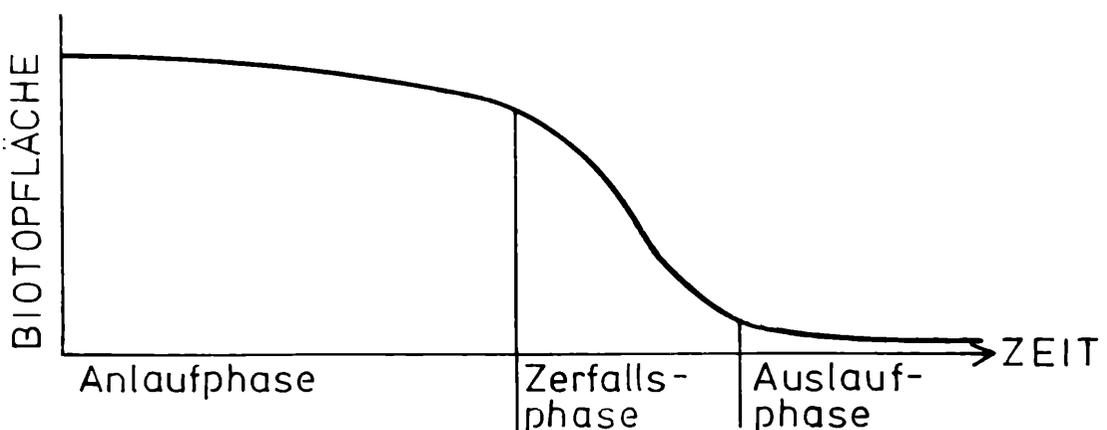


Abbildung 9: Phasen des Biotopschwundes in Mitteleuropa, bezogen auf die Biotopausstattung eines Naturraumes oder eines Biototyps im Naturraum (schematisch, stark vereinfacht)

Nur in Naturräumen in der Auslaufphase, in denen bereits alle »Normalstandortbiotope« dem Landhunger zum Opfer gefallen sind, werden von alten Vornutzungen zurückgebliebene (z. B. Ausstichgebiete, verwachsene Kiesgruben) oder geomorphologisch-hydrologisch extreme Reststandorte dem Biotopschutz überantwortet oder gar angeboten. Diese für den Schutz charakteristischer naturräumlicher Biotopmuster und für differenzierte Bodennutzungskonzepte (z. B. HABER 1971 und 1978 b) deprimierende Situation stellt sich beim Artenschutz etwas gemildert dar, denn:

Anscheinend wirkt sich der Biotopflächenrückgang lange Zeit vorwiegend als Individuen- und Stetigkeitsabnahme biotopgebundener Arten und erst in der Schlußphase auch in einem dramatischen »Absturz« der Artenzahlen aus (vgl. Abb. 11). Ähnliche Verhältnisse fanden GÖRNER u. WEGENER (1978) bei der Verarmung der Vogelwelt im Zuge der Flurarsäumung. Mithin sind Biotopzerfall (= Zerfall ausgedehnter Populationen) und Zerfall des Artenspektrums an sich phasenverschoben. Die Artenzerfallsphase scheint häufig erst mit der Biotop-Auslaufphase intensiv einzusetzen (vgl. Abb. 11).

Folgerungen:

- In Naturräumen in der Biotop-Zerfallsphase (z. Zt. z. B. Gebirgsmoore und Streuwiesen im Allgäu – vgl. Ringler 1981, Bergwiesen in Thüringen – GEILING 1977, Weinterrassengebiete – z. B. KARL 1978) werden rasch immer mehr Arten bedroht, wiewohl sie noch verbreitet erscheinen mögen. Hier müssen Naturschutzbehörden und Artenschutzfachleute ständig sprungbereit sein, werden aber häufig auf lindernd-verbrämende »Kosmetikaufgaben« oder Registrierungen abgedrängt.
- Glücklich der Naturraum, der noch »Normalstandortbiotope« aufzuweisen hat (z. B. Haidewiesen auf Schotterfluren, Hainsimsen-Buchenwälder in Jungmoränengebieten). Diese müssen bevorzugt gesichert werden.
- Naturräume in der Auslaufphase des Biotoprückgangs und Zerfallsphase des Artenvorrats erfordern eine konzertierte Aktion aller konservierenden Kräfte (Notmaßnahmen).

4.3 Im gleichen Naturraum haben die einzelnen Biotoptypen und ihre Artenvorräte in der Regel unterschiedliche Verlustraten

Abb. 12 dient als *Beispiel*: Der ganze Naturraum Erdinger Moos hat seine Zerfallsphase (großangelegte Landgewinnung) längst hinter sich (1820–1930) und befindet sich in der Auslaufphase (vgl. auch DIENER 1931). Entsprechend Abb. 12 ist sein gesamtes Artenpotential in den letzten 15 Jahren erheblich »abgesackt«: Von um 1964 120 festgestellten seltenen Arten wurden 1979 33 vermisst.

Jedoch sind am Zerfall des Artenpotentials vor allem die Biotoptypen Quellmoorreste (14 vermisste Arten), Auen (7 verschollene Arten), nährstoffarme Säume (8) beteiligt. Die übrigen seltenen Arten halten relativ sichere Rückzugsnischen aus »erster und zweiter Hand«, nämlich Torfstiche, Dämme, Stauanlagen, Gräben und geschützte Lohwälder besetzt (eingriffssichere Arten).

Vielleicht ist es ein Charakteristikum von Biotop-Auslaufphasen, daß sich der Biotopschwund auch auf kleine und kleinste Zwickel- und Saumbiotope erstreckt. Abb. 12 zeigt sehr klar, daß der winzige Rest-

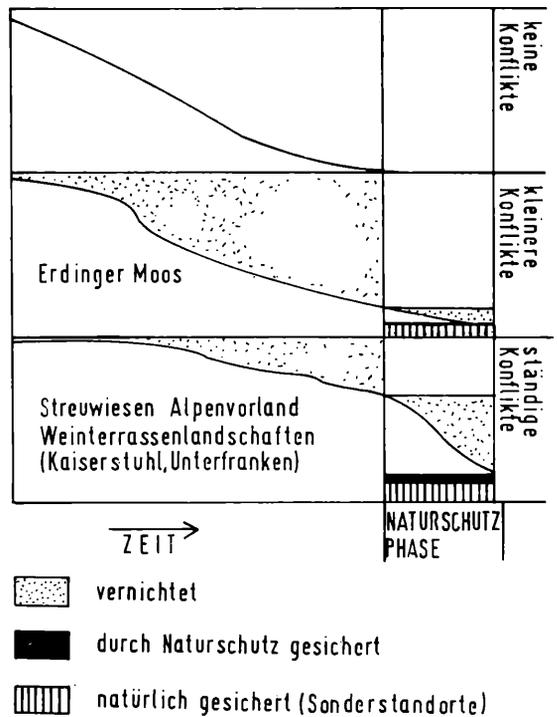


Abbildung 10: Phasenverschiebung des Biotopschwundes zwischen mitteleuropäischen Naturräumen (schematisch, stark vereinfacht)

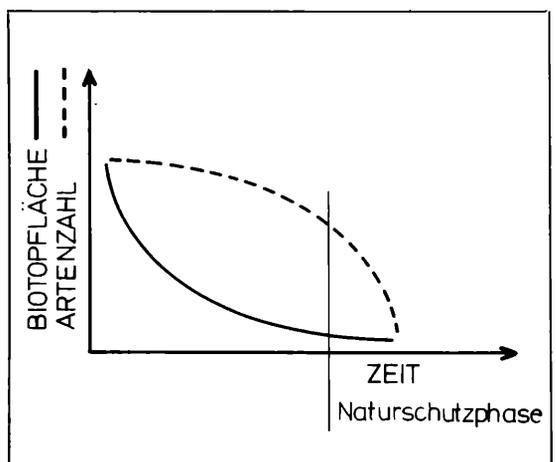


Abbildung 11: Die »Absturzphasen« der Biotopausstattung und des Artenreservoirs liegen im gleichen Naturraum zeitlich verschoben (Diagramm stark vereinfacht und schematisch).

Abbildung 12: Bilanz der seltenen Gefäßpflanzenarten im Naturraum Erdinger Moos 1964–1979

Die Elemente der Abbildung sind mit großen Buchstaben bezeichnet und werden einzeln besprochen (A–J). Vorweg seien die verwendeten Symbole erläutert:

- S_n Artenzahl (im vorliegenden Fall Zahl der *seltener* Arten)
- S_n Zahl der (seltener) Arten im Naturraum (i. d. F. Erdinger Moos)
- S_{a-f} Zahl der (seltener) Arten in den Biotoptypen A–F des Naturraums (Erdinger Moos)
- ΔS_n Verlust an (seltener) Arten im Naturraum in einem bestimmten Zeitraum (Sackung des Artenpotentials im Naturraum)
- ΔS_{a-f} Verlust an (seltener) Arten in den Biotoptypen A–F des Naturraums in einem bestimmten Zeitraum (Sackung des Artenpotentials der Biotoptypen)
- AAK Arten-Areal-Kurve
- AAK_n Arten-Areal-Kurve des Naturraums (i. d. F. Erdinger Moos)
- AAK_{a-f} Arten-Areal-Kurve der Biotoptypen A–F dieses Naturraums
- Anz.d.Pr./A.d.Pr. Anzahl der Probeflächen

Seltene Arten haben in weniger als ca. 5 dem Bearbeiter(team) bekannte Fundorte im Naturraum (i. d. F. Erdinger Moos) oder der Planungsregion bzw. weniger als ca. 10 Fundorte in Bayern (Vgl. Abb. 2).

Der Einfachheit halber werden im folgenden zur Bezeichnung der AAK_{a-f} die großen Buchstaben A–F (wie bei den Biotoptypen) verwendet.

A AAK für die Probeflächen 1–29 (Quellmoorreste und deren Austrocknungsstadien)

Probeflächen von etwa 200 m² wurden so über die (bis) 1964 vorhandenen Quellmoorreste des Erdinger Mooses gelegt, daß mit einer minimalen Probeflächenzahl alle (damals dem Bearbeiter bekannten) seltenen Gefäßpflanzenarten erfaßt werden. Analog Abb. 3 wurden nun die Probeflächen in der Reihenfolge der abnehmenden (seltener) Artenzuwachs aufgetragen. Begonnen wurde also mit der an seltenen Arten reichsten Probefläche, darauf folgte diejenige mit den meisten zusätzlichen (seltener) Arten usw. Die entstehende AAK erreicht im Falle der seltenen Quellmoorarten nach einem sehr steilen Anstieg (hohe Artenkonzentration) ein hohes Plateau (Artenpotential des Biotops im Naturraum).

Die Nacherhebung 1978/79 ergab, daß 4 Probeflächen (= Biotope) völlig verbuscht und eutrophiert, 9 sogar ganz vernichtet waren. Da die AAK 1979 diese 13 Probeflächen (= Biotope) ausklammern muß, wurden diese im Unterschied zu Abb. 3 am AAK-Ende aufgereiht (17–29).

Die seit 1964 eingetretenen Artenverluste erscheinen als *Abflachung* der AAK. Die resultierende Schere zwischen den AAK 1964 und AAK 1979 wurde geschwächt. Am Artenverlust waren also nur die in den *schwarzen* Scherenabschnitten gelegenen Probeflächen (1–5, 17–29) beteiligt. Entsprechend treten die Sackungen –ΔS_{a1} und –ΔS_{a2} auf. Parallelabschnitte zwischen den AAK 1964 und 1979 wurden *waagrecht schraffiert* (keine Artenverluste der zugehörigen Probeflächen, meistens aber Rückgang der Individuenzahlen).

Für die Quellmoorreste und deren Austrocknungsstadien im Erdinger Moos ergibt sich demnach zusammenfassend folgende *Artenbilanz*:

- (1) Artenverlust der Probeflächen 1–5: –ΔS_{a1} = 6
- Artenverlust der Probeflächen 17–29: –ΔS_{a2} = 8
- Artenverlust des gesamten Biotoptyps: –ΔS_a = 14
- (2) Der seltene Artenbestand 1964 ist in den Probeflächen (= Biotopen) 6–16 auch 1979 – noch! – nachweisbar.
- (3) Die Probeflächen (Biotope) 17–20 verloren infolge Verbuschung und Eutrophierung alle seltenen Arten; die Biotope 21–29 wurden gänzlich vernichtet.

B–F AAK für die Probeflächen 30–56 (Torfstichgebiete, Dämme u. Stauanlagen, Lohwälder, Auen und Waldsäume)

Dasselbe Verfahren wird in den anderen Biotoptypen des Naturraums (Erdinger Moos) wiederholt. Die entstehenden AAK können jeweils gesondert für Torfstichgebiete (B), Dämme u. Stauanlagen (C) usw. betrachtet werden. Jeder Biotyp erhält dabei eine *eigene* Probeflächen- und Arten-Numerierung. Die (seltene) Artenzahl ist dann S_{b-f} für B–F (Torfstichgebiete, Waldsäume). Die Artenverluste werden wieder durch eine schwarze Schere gekennzeichnet. Parallelverlauf der beiden AAK 1964/1979 ist wiederum durch horizontale Schraffur erkennbar.

Für die einzelnen Biotoptypen ergibt sich folgende *Artenbilanz* 1964/1979:

Torstichgebiete

Keine Artenverluste: AAK 1964/79 sind deckungsgleich

Dämme u. Stauanlagen wie Torfstichgebiete

Lohwälder

Geringe Artenverluste: –ΔS_d=2 (Pyteuma nigrum, Inula hirta)

Auen

Erhebliche Verluste: –ΔS_e=7 (Daphne cneorum, Chamaecytisus ratisbonensis, Pulsatilla vulgaris, Cirisium acaulon, Carlina acaulis, Erica carnea, Lappula myostotis)

Waldsäume

Totalverlust der seltenen Arten in den Probeflächen: –ΔS_f=8 (Potentilla alba, Arnica montana, Genista anglica, Inula conyza u. a.)

G AAK für den ganzen Naturraum

Betrachtet man die AAK A–F nicht jeweils für sich, sondern fügt sie aneinander, so entsteht eine *Naturraum-Arten-Areal-Kurve*. Wo die AAK des einen Biotoptyps endet, setzt die AAK des folgenden Biotoptyps an. Dabei werden die (seltener) Artenzahlen nicht nur von Probefläche zu Probefläche, sondern über Biotoptypen hinweg aufsummiert (G = A + B + C + D + E + F): Die resultierende Naturraum-AAK erreicht in mehreren Aufschwüngen, die den einzelnen Biotoptypen entsprechen, das *Gesamtartenpotential* S_n des Naturraums (für seltene Gefäßpflanzenarten, bezogen auf das Probeflächennetz). Der Naturraum-AAK entspricht eine *kontinuierliche* Zählung der Probeflächen und (seltener) Arten über die einzelnen Biotoptypen hinweg (Probeflächenzahl im Erdinger Moos = 56, seltene Artenzahl = 120).

Konstruiert man die Naturraum-AAK für verschiedene Jahre, so addieren sich im Verlauf der beiden Kurven die Artenverluste der Probeflächen und Biotoptypen. In verlustreichen Abschnitten (Biotoptypen) öffnet sich die Schere zwischen den beiden AAK (vgl. schwarze Bereiche in Abb. 12!); verlustfreie Abschnitte verlaufen parallel (vgl. waagrechte Schraffur in Abb. 12!).

In Abb. 12 ist die obere Begrenzung des schraffiert-schwarzen Bandes die AAK 1964, die untere Begrenzung entspricht der AAK 1979 des Erdinger Mooses. Die AAK 1979 ist allerdings, wie oben erwähnt, infolge Verlustes der Probeflächen 17–29 unterbrochen. Das Steigungsverhalten der Naturraum-AAK gibt einen ausgezeichneten Einblick in die Bedeutung (sVeränderung) der einzelnen Biotoptypen und Probeflächen (Einzelbiotope) für das Naturraum-Artenpotential: sämtliche »Steilabschnitte« signalisieren hohe Konzentration (seltener) Arten; alle unparallelen (schwarzen) Abschnitte (Probeflächen, Biotope, Biotoptypen) sind die *Konfliktbereiche* des Artenschutzes mit hohen Verlustraten. Im Erdinger Moos sind Biotop- und Artenverlusten ausgerechnet in den artenreichsten Bereichen am höchsten (*Quellmoorreste, Auen, Waldsäume*).

H Flächenkurve für Quellmoorreste und deren Austrocknungsstadien

Die den Probeflächen 1_29 entsprechenden Biotope wurden nach ihrem Flächeninhalt aufgetragen. Es zeigt sich

- daß die Probeflächen mit höchster Konzentration seltener Arten in den flächengrößten Biotopen liegen
 - daß die vollständig eutrophierten, verbuschten und vernichteten Biotope durchwegs klein bis sehr klein sind.
- Der enge Zusammenhang von Biotopgröße und Gefährdungsgrad dürfte nicht nur im Erdinger Moos bestehen.

J Naturraumbilanz

Zwischen den rechten oberen Endigungen der Naturraum-AAK 1964 und 1979 erscheint auf der Randskala S_n (rechter Rand der Abb. 12) die Summe der Artenverluste im Naturraum (Erdinger Moos). Die Sackung des Naturraumpotentials an seltenen Gefäßpflanzenarten im Zeitraum 1964–1979 (–ΔS_n) beträgt für das untersuchte Probeflächennetz des Erdinger Mooses 35 Arten.

Auch für die zukünftige Sicherung des Artenpotentials ergeben sich Anhaltspunkte aus der Naturraumbilanz:

Die *Quellmoorreste* erlitten eine dramatische Auszehrung ihres seltenen Artenbestandes. Mit weiteren entscheidenden Verlusten ist zu rechnen. Daher werden die Arten 1–42 der AAK 1979 (bis zum linken unteren Plateau) als *gefährdet* (im Naturraum Erdinger Moos) eingestuft.

Die Arten 43–75 gedeihen in Biotoptypen mit fehlenden oder sehr geringen Verlusten. wir bezeichnen sie daher vorbehaltlich neuartiger zukünftiger Eingriffe! – als *eingriffssicher*. Ihre Erhaltungschancen erscheinen gegenwärtig gut. Leider umfaßt diese Artengruppe nur 26,7 % der (vom Bearb. erfaßten) seltenen Arten-garnitur.

Auf dem rechten Randbalken (S_n) folgen oberhalb der eingriffssicheren die *gefährdeten* Arten der Auen und die *vernichteten* Arten der Waldsäume.

Um Fehlinterpretationen der Abb. 12 zu vermeiden, sind einige abschließende Hinweise nötig:

Erfaßt wurde nur der Bestand an seltenen Arten *innerhalb* der Probeflächen. Es ist denkbar, daß die Naturraum-AAK 1979 bei etwas veränderter Probeflächenauswahl einen geringfügig günstigeren Verlauf nimmt.

Für *dieselbe* AAK (1964 oder 1979) gilt:

Die Anzahl der seltenen Arten ist einer Artennumerierung gleichzusetzen, d. h. jede Ziffer der Skala S_n ist die Codezahl für eine distinkte Pflanzenart.

bestand an Quellmoorbiotopen von »hinter her«, d. h. mit den kleinsten Beständen anfangend, »aufgefressen« wird. Auch GEILING (1977, 1978) kommt zu dem Ergebnis, daß isolierte Biotoprelikte mit seltenen Arten inmitten der Feldflur (i. d. F. Orchideenstandorte) kaum noch Überlebenschancen haben. Diese Erscheinung läßt sich mit Eisbergen verschiedener Größe vergleichen, die in einer wärmer werdenden See treiben: Die kleinsten werden zuerst dahinschmelzen. Die Erwärmung läßt sich dabei der Steigerung des Energie-, Fremdstoff- und Maschineneinsatzes in der Landschaft gleichsetzen, die wiederum einen höheren Begradigungs-, Schlagvergrößerungs- und Meliorationsdruck nach sich zieht. Bei größeren Biotopen schnüren die beeinflussten Randzonen den Biotopkern mit dem ursprünglichen Arteninventar immer mehr ein. Die Reaktionszeit der einzelnen Arten auf die hydrologisch-trophisch-toxischen Außeneinflüsse ist unterschiedlich: Einige Arten werden rasch durch neu hinzugekommene Veränderungszeiger ersetzt, andere sukzessionsträge Arten bleiben inmitten der anthropogenen umgestalteten Pflanzengesellschaft noch lange als Überhälter erhalten. Syntaxonomisch »verworrene« Artenkombinationen aus vordringenden (»progressiven«) und allmählich verdrängten (»regressiven«) Arten sind für rasch umgewandelte Biotope und Naturräume charakteristisch (vgl. Abb. 13).

Folgerungen:

- Auffallende Durchdringungen syntaxonomisch fremder, sukzessionsträger und sukzessionsfreudiger Arten verraten hohe ökologische Veränderungsraten.
- Eine Analyse der unterschiedlichen Rückgangsgeschwindigkeit der einzelnen Naturraum-Biototypen liefert Dringlichkeitsabstufungen für Erhaltungsmaßnahmen.

5. Beziehungen zwischen Nischenisolation, Gradienten-, Flächen- und Artenreduktion

Der Artenrückgang geht mit dem Biotopflächenschwund phasenverschoben, mit der Nivellierung und Verkürzung ökologischer Gefälle (Gradienten) dagegen synchron einher. Arterhaltung ist daher in vielen Fällen nur durch Gradientenerhaltung möglich. In einer Arbeitshypothese für den Pflanzenartenschutz lassen sich in erster Näherung vielleicht die folgenden Gruppen bezüglich ihrer Umfeldempfindlichkeit unterscheiden.

5.1 Gürtelpflanzen

Arten und Gemeinschaften dieser Kategorie besetzen soziologisch, standörtlich und örtlich eng begrenzte Zonen innerhalb von Gürtelkomplexen, »Sigmeten« bzw. Zonationsbiozönosen (vgl. z. B. SCHWABE-BRAUN 1979, MADER 1979). Im Eingriffsfall reagieren zwei Eckgruppen von Gürtelpflanzen verschieden:

5.1.1 Arten, deren Nischen sich nicht isoliert erhalten lassen

Das Gedeihen der Art (Gemeinschaft) steht und fällt mit dem *gesamten* Gradienten, kann also durch Eingriffe *außerhalb* des Wuchsortes aber im gleichen Ökoklin¹⁾ gefährdet werden. Die Reichweite und Fortpflanzungsgeschwindigkeit der Eingriffswirkung ist im allgemeinen in feuchten bis aquatischen Gradienten am größten.

Beispiele:

- Die Reichweite einer Entwässerungsmaßnahme in einem schutzwürdigen Feuchtbiotop läßt sich nach dem Gesetz von DARCY aus dem Durchlässigkeitsbeiwert und dem Gefälle ermitteln.
- Die wichtigsten südbayerischen Reliktorkommen von *Pedicularis sceptrum-carolinum* besiedeln

1) Örtlich zusammenhängender Standortgradient (engl. ecocline)

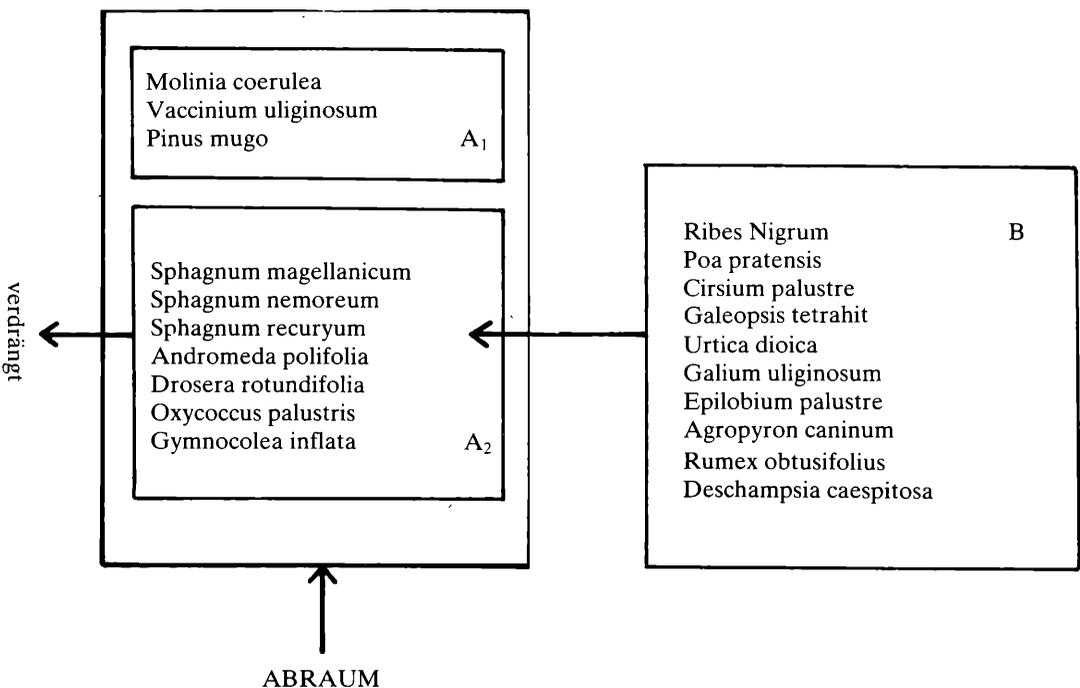


Abbildung 13: Florenverschiebung im Vorfeld einer Abraumdeponie im Hochmoor bei Oberjoch/Allgäu
 Ursprüngliche Vegetation: A₁ + A₂
 Veränderte Vegetation: A₁ + B
 A₁ Persistente, sukzessionsträge Hochmoorartengruppe
 A₂ Regressive, bei Fremdeinflüssen rasch verschwindende Hochmoorartengruppe
 B Progressive Ruderalisationszeiger

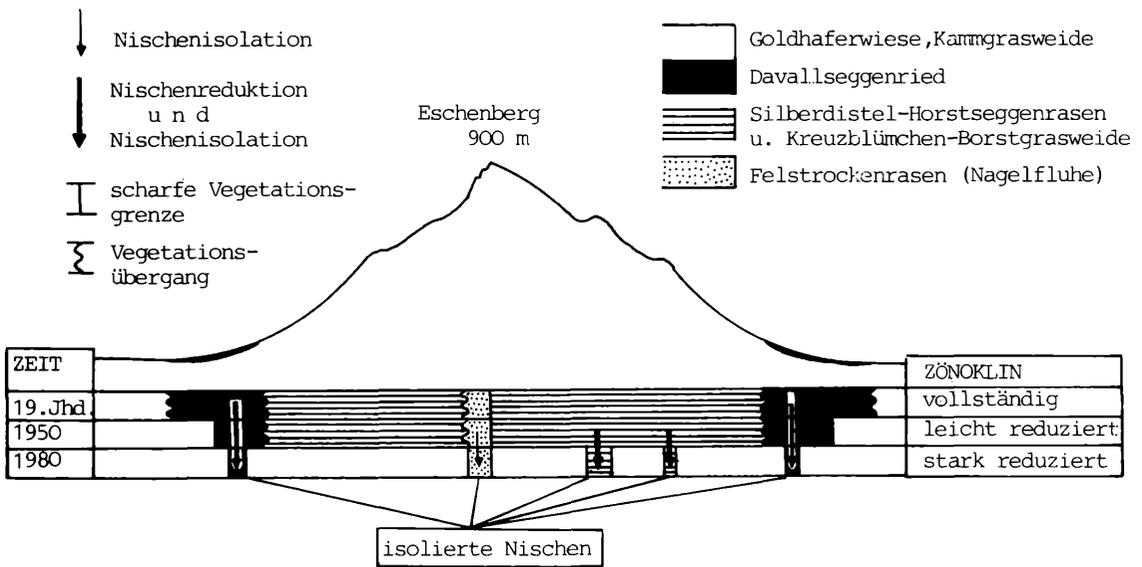


Abbildung 14: Gradientenreduktion und Nischenisolation an einem Molasserücken des Ostallgäus

den Überlappungsbereich von Niedermoor und Flußbaue und würden allen bisherigen Erfahrungen nach durch gänzliche Hochwasserabdämmung ebenso bedroht wie durch relativ entfernte Entwässerungsmaßnahmen.

– Das Kleine Zweiblatt (*Listera cordata*) ist auf Moorrandwäldern in *insgesamt* intakten Hochmoor-gürtelungen angewiesen.

5.1.2 Arten, deren Nischen sich auch nach Gradientenreduktion erhalten lassen

Solche Pflanzen (-gemeinschaften) würden nach Veränderung der übrigen Gradiententeile zumindest mittelfristig auf ihren nunmehr isolierten Wuchsorten (Nischen) weiterleben. Auf solchen Standorten ist die Reichweite und Fortpflanzungsgeschwindigkeit der Eingriffe meist verhältnismäßig gering. Außerdem liegen die isolationstoleranten Nischen meist auf orografisch herausgehobenen und von Intensivierungen weniger erfaßbaren Inseln mit extremen Standortbedingungen (**Isolation der ökologisch extremen Nischen**). Dies erklärt, warum in vielen Landschaften gerade die »seltene«, nämlich extrem stenöken Arten auch nach dramatischer Verringerung der Biotopfläche noch lange nachweisbar sind. Die Biotop-Verinselung ist also bei Pflanzen und Tieren verschiedenartig zu bewerten (vgl. MADER 1979). Zur Erläuterung dient uns Abbildung 14:

Der Grünland-Intensitätsgradient (Trophie, Feuchte, Bodenmächtigkeit) zwischen Talebene und felsigem Molassekamm wurde durch Aufdüngung, Beweidung ehemaliger Mäher und Streuwiesenmelioration aufgetrennt und nivelliert. Nur schmale Extremstandorte (Felsrippen, Quellhorizonte) konnten ihre ursprüngliche Pflanzendecke einigermaßen bewahren. Weil die einzelnen Nischen nur wenig von Eingriffen in Nachbarnischen beeinflusst werden, konnten die seltensten Arten auf dem Nagelfluhkamm bis heute überdauern.

Folgerung:

Der Rückgang natürlicher seltener (Sonderstandorte bewachsender) Arten ist häufig nicht mit dem Rückgang der Vegetationsvielfalt und der Individuenzahlen gekoppelt. Deshalb eignen sich Listen der noch nachweisbaren Raritäten oft kaum zur Beurteilung des biologischen Wertverlustes und der Naturschutzleistung eines Naturraumes.

5.2 Gradientenfreie Arten

Solche Arten (Gemeinschaften) überziehen größere Flächen mit hoher Gleichmäßigkeit (species evenness). Zu ihrer Erhaltung benötigen sie irgendeine genügend große Teilfläche. Da alle (wichtigen) Arten auf allen Teilflächen vorkommen, wird auch auf stark reduzierten Restbiotopen die kennzeichnende Artenkombination vertreten und (mittelfristig?) überdauerungsfähig sein.

Beispiele:

– Das Genisto-Callunetum Nordwestdeutschlands scheint auch auf sehr kleinen Resten ehemals ausgedehnter Vorkommen (z. B. auf einem ackerumgebenen Sandhügel bei Esterwege am Hümling) einigermaßen überdauerungsfähig.

– Das Schutzgebiet der Garchinger Haide bei München ist der auf 24 ha geschrumpfte Rest einer im 19. Jhd. riesigen Steppenfläche und enthält doch die meisten der von SENDTNER (1854) für das ganze Heide-Wuchsgebiet gemeldeten Arten.

Folgerungen:

Bei der Schutzgebietsplanung ist zu prüfen, ob

- das Vorkommen in einen übergreifenden Standortgradienten eingebettet ist
- der betreffende Wuchsort empfindlich auf Eingriffe in andere Wuchsorte *desselben* Zönoklins (derselben Vegetationsserie) reagiert.
- der Zusammenhang von Artenreduktion und Bio-

topflächenreduktion ist in den einzelnen Vegetations- bzw. Biotoptypen unterschiedlich. Diese Unterschiede müssen genauer untersucht werden und sich in der Schutzgebietsdimensionierung niederschlagen.

6. Naturraummerkmale als Risikobewertung für die Artenerhaltung

Ein allgemeines und spezielles Beispiel aus der Planungsregion Südostoberbayern sollen andeuten, wie aus einigen der genannten Hypothesen via Naturraumanalyse Naturschutzhilfen gewonnen werden können (umfassendes Konzept mit ca. 30 Indikatoren s. Ringler 1979).

6.1 Biotopstruktur und Umfeldnutzung als Risiko für die Lebensräume

Abbildung 15 zeigt u. a. sehr deutlich:

- Mittlere Biotopgröße und landwirtschaftliche Intensität (Rinderbesatzdichte und Maisanteil) verhalten sich gegenläufig. Die potentielle Einschwemmung von Feinerde, Dünger und Bioziden sowie der Arrondierungs- und Kultivierungsdruck sind in genau den Naturräumen am größten, die die kleinsten und damit am schlechtesten abgeschirmten Biotope aufweisen. Somit ist allein aus der Gegenüberstellung von Biotop- und Nutzungsstruktur mit einer Trophierung und Toxikation vieler Biotope zu rechnen. Tatsächlich sind viele der kleinen Bruchwälder des Tertiärhügellandes (T) bereits durch Brennesseln überwuchert.

- Mit der Flächenabnahme geht eine Zerstreuung und Zersplitterung des Biotopbestandes einher (Abb. 15 Mitte). Nicht nur die Fremdstoffanfälligkeit, sondern auch die Schadstellendichten von Müll, Abraum, Fischteichen, Freizeitanlagen usw. (vgl. Ringler 1979 und 1980 b), sind in Naturräumen mit hochdisperser Biotopverteilung entsprechend höher, weil der Anteil nutzungsbeeinflusster Randzonen an der Gesamtbiotopfläche größer ist (E, A, T). Die Erhaltungsmöglichkeiten für oligotrophente Arten sind in den letztgenannten Naturräumen deshalb sehr ungünstig zu beurteilen.

- Die Spanne in Biotop- und Nutzungsstruktur ist bereits innerhalb des Jungmoränengebietes (»voralpines Hügel- und Moorland«) so weit, daß es angeraten schien, die in Abb. 2 bezeichneten naturräumlichen Untereinheiten für Naturschutzzwecke abzugliedern.

- Immerhin läuft die Zunahme der Dichte seltener Arten etwa gleichsinnig mit der Abnahme der Bodennutzungsintensität.

Aus Abb. 1 ergibt sich weiterhin, daß die Schere zwischen vorhandenen und gesicherten Biotopen zu den nördlichen Naturräumen hin immer weiter auseinanderklafft.

6.2 Biotopstruktur und Umfeldnutzung als Risiko für die Arten

Das Beispiel des **Sonnentaus**

Betrachten wir abschließend als »Hauptdarsteller« des Artenschutzes eine weniger publikumswirksame Pflanzenart, den Rundblättrigen Sonnentau. *Drosera*

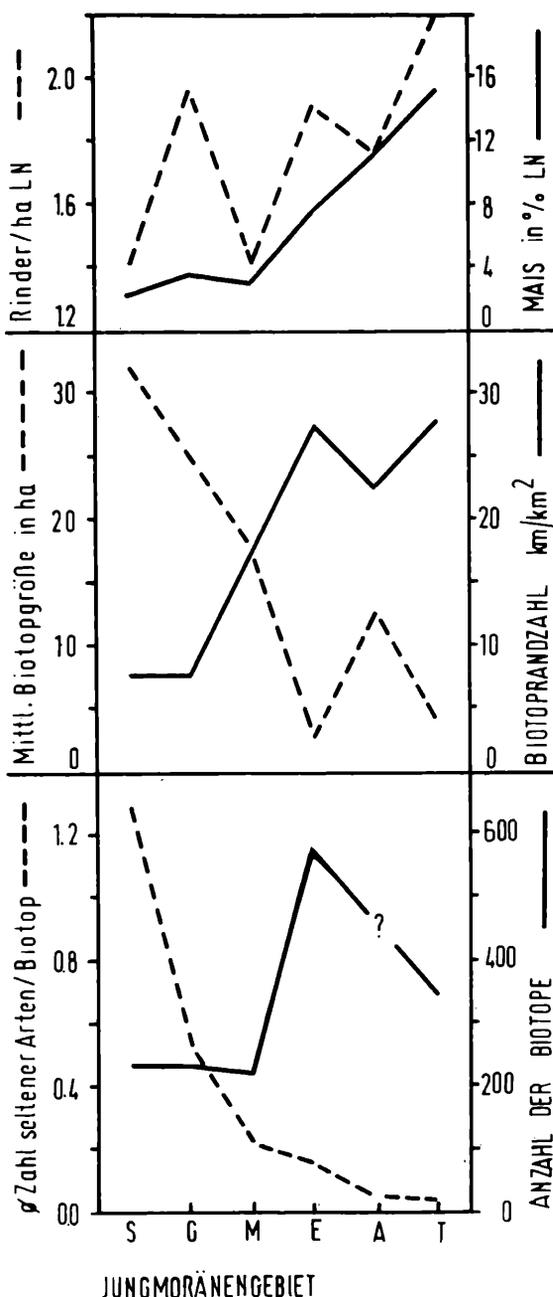


Abbildung 15: Durch Biotopanzahl, -dispersion und Nutzungsintensität vorprogrammierte Konflikte zwischen Landwirtschaft und Biotopschutz in südostoberbayerischen Naturräumen

S Stammbecken, G Grundmoränengebiete, M Molassebergländer
E Endmoränengürtel, A Alzplatte, T Tertiärhügelland

rotundifolia kommt in allen hier betrachteten Naturräumen vor, ist stenök, sehr trophierungsempfindlich und deshalb als zusammenfassendes Fallbeispiel geeignet¹⁾.

1) vgl. WESTHOFF u. PASSCHIER (1958) für *Scheuchzeria palustris*

Seine Fundortdichte ist naturraumunterschiedlich, ja geradezu naturraumspezifisch (vgl. Abb. 16): In den geologisch älteren und moorarmen Landschaften (T, A, U, I) gibt es nur wenige individuenarme Populationen. Lokalfloristen kennen dort sogar die Anzahl der Sonnentaupflanzen je Biotop. Dagegen sind die Vorkommen im moorreichen Würmvereisungsgebiet (insbesondere SI, GI, EI, R, SC) sehr zahlreich, die Individuen nicht mehr zählbar.

Als Maßstab für den *Bedrohungsgrad* verwenden wir neben der landwirtschaftlichen Intensität des Naturraumes vor allem den Höchstabstand der Populationen vom Biotoprand (= Nutzflächenabstand; vgl. hierzu Ringler 1980 b): Im kalkarmen Tertiärhügelland (T) sind die wenigen Bestände auf Nieder- und Anmoorresten in Quellmulden meist schon weniger als 20 m von der – oft vorrückenden – Meliorationsgrenze entfernt. Im Isen-Sempt-Hügelland (I) ist das letzte, aus wenigen Pflänzchen bestehende Vorkommen mittlerweile einer Abraumkippe zum Opfer gefallen. In der Alzplatte (A) wächst der Sonnentau in einem einzigen Niedermoor sowie einige Male auf entkalkten und verdichteten Lehmedecken auf Waldlichtungen und Wegböschungen. Die Nutzflächenabstände betragen 0–50 m. Erst südlich der Jungmoränengrenze bequemt sich der Sonnentau in das Klischee einer Hochmoorpflanze, gedeiht aber auch hier auf Kalkflachmooren (vgl.

auch die Sandbodenstandorte der Norddeutschen Tiefebene).

Im Jungmoränengebiet differenziert die Art weniger durch Fundortdichte und Wuchsorteigenart, sondern durch die Biotopgröße die Naturräume: Im Endmoränengürtel (EI, ES) sind die Biotope zwar durch Waldumgriff und Einkesselung meist etwas abgeschirmt, andererseits aber sehr viel kleiner und deshalb potentiell gefährdeter als im Grundmoränen- und Stammbeckenraum (GI, GS, SI, SC, SS). Dort würden die bisweilen km-weiten Populationen durch Randbeeinträchtigung (Abraum, Dränung usw.) und Durchschneidung (Straßen) kaum ernsthaft gefährdet. Die kleinen Endmoränenpopulationen dagegen haben bei derartigen Maßnahmen keine »eisernen Reserven« in ungefäherten Winkeln aufzuweisen und würden ganz absterben.

Auch ein Vergleich der früheren und heutigen Populationsgrößen (*Verdrängungsgrad*) zeigt spezifische Naturraumunterschiede. So sind alle Vorkommen in T und I als anthropogen »zugeschnittene« Reste in Meliorationszwickeln ± zufällig erhalten geblieben. In EI füllen sie dagegen weitgehend die geomorphologisch scharf vorgegebenen Biotope aus. Im Alpenraum (AM u. AC) sind die Sonnentauvorkommen der Hochlagenmoore durch zunehmenden Viehtritt zum erheblichen Teil stark gefährdet. Ähnlich wie in der Alzplatte verläßt die Art aber

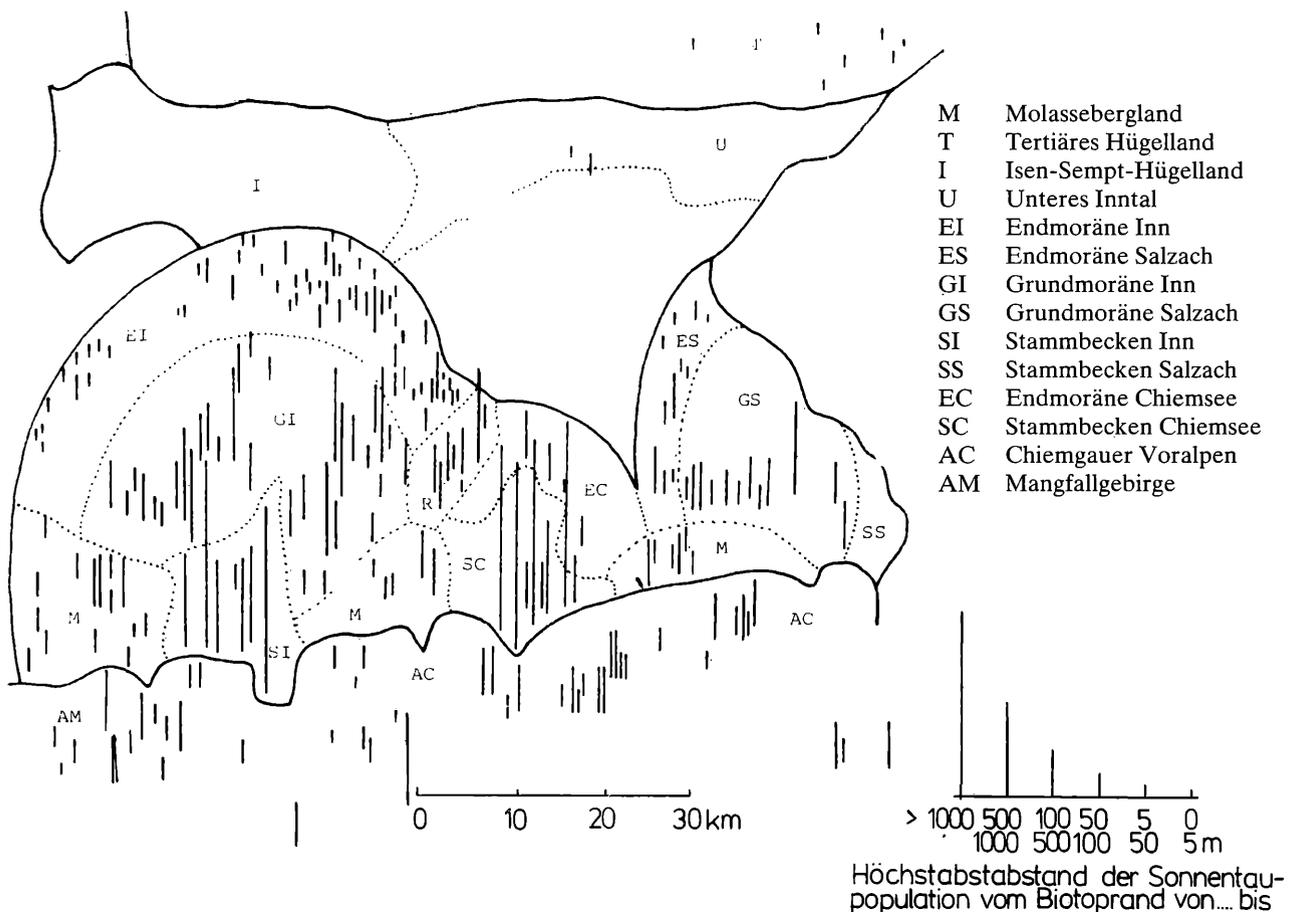


Abbildung 16: Rundblättriger Sonnentau (*Drosera rotundifolia*): Verbreitung und Arealgröße der Einzelpopulationen in einigen Naturräumen Südostbayerns

Der Fußpunkt jedes Vertikalstrichs entspricht ungefähr der Lage einer Sonnentaupopulation. Aus zeichentechnischen Gründen mußte vielfach der Populationsort etwas verrückt werden. Die ungefähre Größe der Einzelpopulationen wurde durch ihren geschätzten Höchstabstand vom Rand des Biotops (in der Mehrzahl Hoch- und Übergangsmoore) ausgedrückt. Anders ausgedrückt: durch die Entfernung zwischen Biotoprand und randfester Sonnentaupflanze. Die Kartenskizze erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, gibt aber doch die auffallend naturraumunterschiedlichen Populationsgrößen deutlich wieder.

gelegentlich die Moore und besiedelt hier Moospolster der Krummholzbestände.

Auch die unterschiedliche *Reproduzierbarkeit* der Sonnentauwuchsorte kennzeichnet die Naturräume: Nur im Jungmoränengebiet werden immer wieder neu besetzbare Torfstichstandorte geschaffen (SI, SC, GI, GS); nur in den perhumiden Bergländern (M) entstehen sonnentaufähige Moosteppiche aus Streuwiesen. In der Alzplatte besteht immerhin eine gewisse Aussicht auf Inbesitznahme weiterer Lehmsstellen. In den übrigen Naturräumen dagegen sind die Fundorte nicht nur äußerst selten, sondern auch stark bedroht und nicht reproduzierbar (I, T, A).

Das Beispiel des Sonnentaus veranschaulicht, daß die naturräumliche Betrachtungsweise folgende Aspekte zu Pflanzenartenschutzkonzepten beisteuern kann (Symbole in Klammern: Gebietsbeispiele für *Drosera*):

(1) *Die Wuchsortabschirmung (reziprok: Exposition) gegen potentielle und aktuelle Gefährdungen ist naturräumlich verschieden: Abschirmung*

– durch geomorphologische Barrieren, z. B. Kessel, Felsen (EI, ES, R)

– durch Biotopausdehnung bzw. Nutzflächendistanz (SI, SC, GI, GS)

– fehlend oder ungenügend (T, A, U, I, z. T. AC u. AM)

Naturraumspezifische »Alarmstufen« für Arten (Gruppen) können hieraus durch Überlagerung mit der Nutzungsintensität grob abgeleitet werden.

(2) *Naturräumliche Seltenheit und Bedrohungsgrad fallen häufig in besorgniserregender Weise zusammen.* In Räumen mit höchster Fundortdichte sind viele Vorkommen auch am besten überlebensfähig, in Gebieten mit minimaler Häufigkeit gibt es oft nur winzige Restpopulationen im Nutzungseinflußbereich (vor allem U, I, T). Die Koinzidenz von Seltenheit und Bedrohung erstreckt sich zwar nicht auf alle Arten, aber auf viele besonders attraktive und chorologisch interessante. so gilt fast für alle ins Vorland herabsteigenden »Alpenpflanzen« (dealpine Artengruppe; vgl. BRESINSKY 1965): Die Populationsgrößen nehmen im Zeit- und Süd-Nord-Gradienten reziprok zur Nutzungsintensität deutlich ab. Z. B. sind die *Gentiana clusii*-Biotope im unteren Isartal (150 km vor den Alpen) höchstens 1 ha groß, im Erdinger Moos (70–100 km vor den Alpen) maximal 2,4 ha, im Isarvorlandgletscherbereich (5–30 km vor den Alpen) bis zu mehreren Hundert Hektar und in den Alpen noch größer. In der gleichen Reihenfolge nimmt der Nutzflächenabstand (Exposition) und der Zurückdrängungsgrad der Population ab.

(3) *In verschiedenen Naturräumen besetzt die gleiche Art vielfach verschiedene Standorte mit jeweils anderen Gefährdungsarten/-graden.* Beim Sonnentau sind es z. B. Viehtritt in den Alpen (AC, AM), Verfüllungen im Endmoränengebiet (EI, ES) und Altmoränengebiet (I), Melioration im Tertiärhügelland (T) usw.

Aus (1–3) lassen sich Folgerungen für die Naturschutzarbeit ziehen:

(4) *Naturraumunterschiedliche Schutzdringlichkeiten für bestimmte Arten* (beim Sonnentau in Südostbayern: $I > U > T > A > EI, ES, AC, AM > GI, GS > SI, SC$)

(5) *Naturraumunterschiedliche Sicherungsmöglichkeiten und -erfordernisse:*

In A ist der Sonnentau auf den besonders bemerkenswerten Mineralbodenstandorten nicht über Schutz-

gebiete sicherbar (Bauernwaldungen). Die Pufferzonen der *Drosera*-Schutzflächen sollten nach Entwässerungsreichweiten, Düngeraufwand (z. B. in T: 324.–/ha.Jahr 1977, in SC viel weniger, in AC z. T. 0.–) und anderen Nutzungsgrößen naturräumlich angepaßt werden ($I > U > T > A > EI, ES > GI, GS > SI, SC$). Biotopeingriffe sind in den großen Populationen eher zu tolerieren (SI, SC), sofern nicht faunistische oder landschaftsökologische Gründe entgegenstehen.

Literatur

ADE, A. (1940):

Die Isarauen unterhalb Moos bei Plattling. – Bl. f. Naturschutz 23 (2/3): 55–57

– (1958):

Die Sulzheimer Gipshügel südlich von Schweinfurt. – Bl. f. Naturschutz 38 (1/2): 12–15.

BAUMANN, A. (1894):

Die Moore und die Moorkultur in Bayern. München.

BAYER. BOTAN. GESELLSCHAFT (1950):

Vereinsnachrichten 1946–1949. Ber. Bayer. Bot. Ges. 28.

BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (1978):

Naturschutzgebiete, Landschaftsschutzgebiete, Nationalparke, Naturparke in Bayern. München 1978.

BEGUIN, C., MATTHEY, W. & C. VAUCHER (1977):

Faune et sigmassoziation. – In: (Ed. TÜXEN R.) Vegetation und Fauna. Ber. Intern. Symp. Vegetationskunde Rinteln 1976: 9–23, Vaduz.

BLAB, J. (1978):

Untersuchungen zur Ökologie, Raum-Zeit-Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen. Ein Beitrag zur Artenschutzprogramm. – Schriftenr. Landschaftspfl. u. Naturschutz 18: (Bonn-Bad Godesberg), 140 S.

BLANA, H. (1978):

Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Verbreitung der Vögel im südlichen Bergischen Land – Modell einer ornithologischen Landschaftsbewertung. – Beitr. z. Avifauna d. Rheinlandes 12, Greven: Kilda.

BOLENDER, E. & DUHME, F. (1979):

Naturschutz und Teichwirtschaft im Donau-Isar-Hügelland. – Naturwiss. Zt. f. Niederbayern 27: 14–51, Landshut.

BRAUN, W. (1961):

Die Vegetationsverhältnisse des Naturschutzgebietes »Eggstätt-Hemhofer Seenplatte« im Chiemgau. – Zulassungsarbeit Univ. München.

– (1972):

Vegetationskundliche Kartierung des Pulvermooses, Gemeinde Unterammergau, Landkreis Garmisch-Partenkirchen. – Manuskript mit Karte.

– (1974):

Ein flächenhaftes Naturdenkmal im Dachauer Moos bei München. – Jb. Ver. z. Schutze d. Alpenpflanzen u. -Tiere 39: 1–13.

BRAUNHOFER, H. (1978):

Die Vegetation westlich des Staffelsees und ihre Standortsbedingungen. – Diss. TU München.

BRAY, J. R. & CURTIS, J. T. (1957):

An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. – Ecol. Monogr. 27: 325–349.

- BRESINSKY, A. (1959):
Die Vegetationsverhältnisse der weiteren Umgebung von Augsburg. – 11. Ber. Naturforsch. Ges. Augsburg, Augsburg.
- (1962):
Wald und Heide vor den Toren Augsburgs. Zerfall berühmter Naturschutzgebiete? Jb. Ver. z. Schutze d. Alpenpfl. u. -Tiere 27: 125–141.
- (1966):
Naturschutzgebiet »Kissinger Heide« – vegetationskundlicher Bericht. – Jb. Ver. z. Schutze d. Alpenpfl. u. -Tiere 31: 166–171.
- (1965):
Zur Kenntnis des circumalpinen Florenelements im Vorland nördlich der Alpen. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 38: 5–67.
- BROCKMANN-JEROSCH, H. (1907):
Die Flora des Puschlav und ihre Pflanzengesellschaften. – Leipzig.
- DICK, A. (1980):
Beantwortung der schriftlichen Landtagsanfrage des Abgeordneten Heinrich vom 22. Okt. 1979 betreffend Schutz der Kalkflachmoore und bedrohten Pflanzen. – Bayer. Landtag, Drucksache 9/3896.
- DIENER, H. O. (1931):
Erdinger Moos, Geschichte der Besiedlung und Kultivierung. – Komm. f. bayer. Landesgesch. b. d. Bayer. Akad. d. Wiss., München.
- DIERSCHKE, O. (1955):
Die Abhängigkeit der Siedlungsdichte der Vögel von Umfang, Gestalt und Dichte kleinerer Wälder. – Waldhygiene 1: 38–45.
- DRURY, W. H. (1974):
Rare species. – Biol. Conserv. 6(3): 162–169.
- EINHELLINGER, A. (1972):
Von der Pflanzenwelt der Ismaninger Speicherseen. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 43: 23–27
- EHRENDORFER, F. (1958):
Struktur, Verbreitung und Geschichte der Sippen von Lepto-Galium in Bayern. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 31: 5–12.
- ERZ, W. (1970):
Naturschutz im nächsten Jahrzehnt. – Natur u. Landschaft 45 (1): 15–19.
- (1971):
Landschaftsplanung, Tierökologie und Biotopgestaltung. – Natur u. Landschaft 46: 203–206.
- (1978):
Kriterien für den Arten- und Flächenschutz. Zur Aufstellung von Artenschutzprogrammen. – In: OLSCHOWY, G. (Ed.) Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland. Hamburg u. Berlin: Parey, S. 750–761, 792–802
- FISCHER, A. (1979):
Erste Ergebnisse von Sukzessionsuntersuchungen an der Vegetation künstlich begrünter Lößböschungen in Großumlegungsgebieten des Kaiserstuhls. – Natur u. Landschaft 54 (7/8): 227–232.
- FISCHER, H. (o. J.):
Pflanzengeographische Aufnahme des Blattes Grünwald. – Hrsg. v. Bund Naturschutz in Bayern, München, ca. 1930.
- FISCHER, W. (1975):
Vegetationskundliche Aspekte der Ruderalisation von Waldstandorten im Berliner Gebiet. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung 15 (1): 21–32, Berlin.
- GAUCKLER, K. (1960):
Die Nordheimer Gipshügel im Fränkischen Gäuland. – Bl. f. Naturschutz 40 (1/2): 16–21.
- GEILING, O. (1977):
Florenschutz unter Bedingungen intensivierter landwirtschaftlicher Produktion – dargestellt am Beispiel unserer heimischen Wiesenorchideen (1. Teil). – Landschaftspflege u. Naturschutz in Thüringen 14 (2): 25–31.
- GIERSTER, F. X. (1933):
Die Rosenau bei Dingolfing. – Bl. f. Naturschutz u. -pflege 16 (2): 164–166.
- GÖRNER, M. & U. WEGENER (1978):
Auswirkungen der Intensivierung in der Landwirtschaft auf die Vogelwelt. – Landschaftspflege u. Naturschutz in Thüringen 15 (2): 26–35.
- HABER, W. (1971):
Landschaftspflege durch differenzierte Bodennutzung. – Bayer. Landw. JB. 48 (Sonderh. 1): 19–35.
- (1968):
Landschaftsökologie in der Flurbereinigung. – Sonderdruck aus: TÜXEN, R. (hrsg.): Pflanzensoziologie u. Landschaftsökologie: 381–396, Den Haag: Junk.
- (1978 a):
Theoretische Anmerkungen zur »ökologischen Planung«. – Verh. Ges. f. Ökologie 7: 19–30, Göttingen.
- (1978 b):
Raumordnungs-Konzepte aus der Sicht der Ökosystemforschung. – Veröff. Akad. Raumforsch. u. Landesplanung 131 (Hannover): 12–24.
- HAFNER, P. (1941):
Pflanzengeographische Untersuchungen in der Moränenlandschaft des Tölzer Gletschers. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 25: 38–79.
- HEINRICH (1979):
Schriftliche Landtagsanfrage betreffend Schutz der Kalkflachmoore und bedrohter Pflanzen. – Bayer. Landtag, Drucksache 9/3896.
- HELLIWELL, P. R. (1976):
The extent and location of nature conservation areas. Envir. Conserv. 3 (4): 255–258.
- HEPP, E. (1951):
Neue Beobachtungen über die Phanerogamen- und Gefäßkryptogamenflora von Bayern. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 29: 24–53.
- (1954):
Neue Beobachtungen über die Phanerogamen- und Gefäßkryptogamenflora von Bayern. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 30: 37–64.
- HEPP, E. & J. POELT (1957):
Die Garchingener Haide. Alpenflor und Steppenblühen vor den Toren Münchens. – Jb. Ver. z. Schutze d. Alpenpfl. u. -Tiere 22: 51–60.
- HIEMEYER, F. (1975):
Die Flora der Heidefläche bei Neukissing. Ber. Bayer. Bot. Ges. 46: 87–91.
- (1978):
Flora von Augsburg. – Naturwiss. Ver. f. Schwaben e. V., Augsburg.

- JÜRGING, P. & KAULE, G. (1977):
Entwicklung von Kiesbaggerungen zu biologischen Ausgleichsflächen. – Schriftenr. Naturschutz u. Landschaftspflege 8: 23–42, München.
- KAISER, E. (1958):
Das Grettstädter Reliktengebiet bei Schweinfurt, Tempe Grettstadtens. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 32: 25–43.
- KARL, H. (1965):
Das Erdinger Moos. Eine landschaftsökologische und -gestalterische Studie. – Diss. Fak. Landw. u. Gartenbau TH München Weihenstephan.
– (1978):
Weinanbau und ökologische Probleme der Weinbergflurbereinigung in Franken. – Natur u. Landschaft 53 (11): 335–340.
- KAULE, B. (1976):
Die Trockenrasen im Bayerischen Voralpinen Hügel- und Moorland. – Diplomarbeit am Lehrstuhl f. Landschaftsökologie, TU München-Weihenstephan.
- KAULE, G. (1973):
Zur Verbreitung von *Carex chordorrhiza* Ehrh. in Bayern. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 44: 183–187.
- KAULE, G., SCHALLER, J. & H.-M. SCHOBER (1979):
Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern: allgem. Teil, außeralpine Naturräume. – Schutzwürdige Biotope in Bayern, H. 1 (Bayer. Landesamt f. Umweltschutz).
- KILLERMANN, S. (1932):
Das Sippenauer Moor bei Kehlheim. – Bl. f. Naturschutz u. -pflege 15 (2): 142–146.
- KLEEBERGER, K. (1934):
Das Naturschutzgebiet bei Dannstadt, Bez.-Amt Ludwigshafen a. Rh. – Bl. f. Naturschutz u. -pflege 17 (2): 121–123.
- KRANZ, C. A. (1859):
Übersicht der Flora von München. – München 1859: Franz.
- KRONTHALER, L. (1961):
Aus der Pflanzenwelt des Naturschutzgebietes »Finkenstein« westlich Neuburg/Donau. – Bl. f. Naturschutz 41 (3): 52–53.
- KUTSCHER, G. & A. KOHLER (1976):
Verbreitung und Ökologie submerser Makrophyten in Fließgewässern des Erdinger Moooses (Münchener Ebene). – Ber. Bayer. Bot. Ges. 47: 175–228.
- LEEUWEN, C. G. VAN (1966):
A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation. – Wentia 15: 25–46.
- LOTTO, H. u. R. (1975):
Ein neuer Fundort von *Trientalis europaea* L. in den Bayerischen Alpen. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 46: 125–126.
- LÜTTGE, M. & F. HIEMEYER (o. J.):
Pflanzenliste der Königsbrunner Heide nach den Veröff. Heft 1 u. 4 des Naturwiss. Vereins f. Schwaben. – unveröff. Manuskript.
- MADER, H.-J. (1979):
Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen, untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugetern der Waldbiozönose. – Schriftenr. Landschaftspf. u. Naturschutz 19: 130 S.
- MAYR, F. X. (1964):
Der Arnberger Hang im Altmühltal, Landkreis Eichstätt. – Bl. f. Naturschutz 44 (3): 47–49.
- PAKARINEN, P. & RUUHIJÄRVI, R. (1978):
Ordination of northern Finnish peatland vegetation with factor analysis and reciprocal averaging. – Ann. Bot. Fennici 15: 147–157.
- PAUL, H. (1935):
Die Pflanzenbestände im Schutzgebiet an der Gfällach. – Bl. f. Naturschutz 18 (1).
- PAUL, H. & J. LUTZ (1941):
Zur soziologisch-ökologischen Charakterisierung von Zwischenmooren. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 25: 1–28.
- PAUL, H. & J. LUTZ (1947):
Die Buckelwiesen bei Mittenwald. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 27.
- PAUL, H. & J. POELT (1950):
Weitere Nachträge und Bemerkungen zur Moosflora Bayerns. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 28: 279–289.
- PAUL, H. & S. RUOFF (1927):
Pollenstatistische und stratigraphische Mooruntersuchungen in Bayern. Teil I: Moore im außeralpinen Gebiet der diluvialen Salzach-, Chiemsee- und Inn-gletscher. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 19: 1–84.
– (1932):
Teil II: Moore in den Gebieten der Isar-, Allgäu- und Rheingletscher. – Ebenda 20: 1–264.
- POLLARD, E., HOOPER, M. D. & MOORE, N. W. (1974):
Hedges. In: *The New Naturalist*. – 256 p., London: Collins.
- RATCLIFFE, D. A. (Ed.) (1977):
A nature conservancy review. – 2 vol.: 401 p. u. 320 p., Cambridge.
- RIEMENSCHNEIDER, M. (1956):
Vergleichende Vegetationsstudien über die Heide-wiesen im Isarbereich. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 31: 75–120.
- RINGLER, A. (1979):
Landschaftsgliederung, Empfindlichkeitsanalyse und Naturschutzkonzept für Südostoberbayern. – Gutachten i. A. d. Reg. v. Obb., Alpeninstitut, München (unveröff.)
– (1980a):
Arten- und Biotopschutz in Südbayern. – Jb. Ver. z. Schutz d. Bergwelt 45: 77–123, München.
– (1980b):
Biotopzustand in Südbayern. – Landschaft + Stadt 12 (2): 68–81.
– (1980c):
Struktur und Dynamik von Biotoprandzonen (Mnskr. in Druckvorber.).
– (1981):
Ein Moorschutzkonzept für die Bayerischen Alpen. – Schriftenr. »Aus den Naturschutzgebieten Bayerns« (Hrsg.: Bayer. Landesamt f. Umweltschutz).
- RINGLER, M. (1965):
Floristische Exkursionen im Landkreis Erding. – Zwischen Sempt und Isen 9/10, Erding.
- RODI, D. (1974):
Trockenrasengesellschaften des nordwestlichen Tertiärhügellandes. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 45: 151–172.
- RUESS, J. (1931):
Das Naturschutzgebiet der Garchingener Heide. – Bl. f. Naturschutz u. -pflege 14 (2): 106–118.

- RUNGE, F. (1976):
Vegetationsschwankungen in Hochheiden des Saurlandes. – *Decheniana* 118 (2): 145–151.
- RUOFF, S. (1922):
Das Dachauer Moor. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 17: 1–59.
- SCHAUER, T. (1977):
Zur Vegetation des Riedbodens, der Schotterflächen der Isar und der unteren Steilhänge der Arnspitzgruppe. – Stellungnahme des Bayer. Landesamtes f. Wasserwirtschaft zur Erweiterung des NSG Arnspitze vom 4. 8. 1977.
- SCHMEIDL, H. (1976):
Wandlung einer Moorlandschaft am Beispiel der südlichen Chiemseemoore. – *TELMA* 6: 41–50.
- SCHRETZENMAYR, M. (1950):
Die Sukzessionsverhältnisse der Isarauen südlich Lenggries. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 28: 19.
- SCHWABE-BRAUN, A. (1979):
Sigma-Soziologie von Weidfeldern im Schwarzwald: Methodik, Interpretation und Bedeutung für den Naturschutz. – *Phytocoenologia* 6: 21–31 (Festband TÜXEN). Berlin-Stuttgart-Braunschweig.
- SENDTNER, O. (1854):
Die Vegetationsverhältnisse Südbayerns nach den Grundsätzen der Pflanzengeographie und mit Bezugnahme auf Landeskultur. – München.
- STRÖBL, F. (1954):
Die Hartwiese am Brunnenberg. – *Bl. f. Naturschutz* 34 (3/4): 31–36.
- SUKOPP, H. (1972):
Grundzüge eines Programms für den Schutz von Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. – *Schriftenr. Landschaftspfl. u. Natursch.* 7: 67–78.
- (1976):
Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. – *Schriftenr. f. Vegetationskunde* 10: 9–26.
- SCHWIND, J. (1935):
Ein Beitrag zur Gefäßkryptogamen- und Phanerogamenflora von Südbayern und dem Allgäu. – *Mitt. Bayer. Bot. Ges.* IV (15): 245–255.
- TISCHLER, W. (1948):
Biozönotische Untersuchungen an Wallhecken Schleswig-Holsteins. – *Zool. Jb., Abt. Syst., Ökol. u. Geogr.* 77: 283–400.
- TROLL, W. (1920):
Xerotherme Einwanderer in die Münchner Flora. – *Mitt. Bayer. Bot. Ges.* 3 (5): 512.
- (1926):
Die natürlichen Wälder im Gebiet des Isarvorlandgletschers. – *Mitt. Geogr. Ges. München* 19 (1).
- TÜXEN, R. (1957):
Die Bedeutung des Naturschutzes für die Naturforschung. – *Mitt. flor.-soziol. AG N. F.* 6/7: 329–335, Stolzenau/Weser.
- VOLLMANN, F. (1910):
Das Schutzgebiet der Bayerischen Botanischen Gesellschaft auf der Garchinger Heide. – *Mitt. Bayer. Bot. Ges.* 2: 312.
- (1911):
Skizze der Vegetationsverhältnisse der Umgebung von Mittenwald. – *Mitt. Bayer. Bot. Ges.* 2 (20): 357–367.
- VOLLMAR, F. (1947):
Die Pflanzengesellschaften des Murnauer Moores. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 27: 13.
- WESTHOFF, V. (1968):
Einige Bemerkungen zur syntaxonomischen Terminologie und Methodik, insbesondere zu der Struktur als diagnostischem Merkmal. – In (Ed. TÜXEN, R.): *Pflanzensoziologische Systematik*. Den Haag (Junk): 54–68.
- (1979):
Bedrohung und Erhaltung seltener Pflanzengesellschaften in den Niederlanden. – In: WILLMANN, O. u. R. TÜXEN (Red.): *Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften*. – *Ber. Intern. Sympos. Vegetationskunde Rinteln 1978*, Vaduz.
- WESTHOFF, V. & PASSCHIER, H. (1958):
Verspreiding en ecologie van *Scheuchzeria palustris* in Nederland, in het bijzonder in het besthmerven bij ommen. – *De Levende Natuur* 61: 59–67.
- WIEDMANN, W. (1954):
Die Trockenrasen zwischen Würm und Ammersee. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 30: 126–162.
- WHITTACKER, R. H. (1960):
Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. – *Ecol. Monogr.* 30: 279–338.
- WHITTACKER, R. H. (Ed.) 1973:
Ordination and classification of communities. In: (Ed. R. TÜXEN): *Handbook of Vegetation Science*. The Hague (Junk): 737 S.
- WILMANN, O. (1978):
Erforschung der Natur als Voraussetzung für die Erhaltung der Natur. – *Freiburger Universitätsblätter H.* 61: 13–24. Freiburg: Rombach.
- WILMANN, O. & DIERSEN, K. (1979):
Kriterien der Naturschutzbewertung, dargestellt am Beispiel mitteleuropäischer Moore. – *Phytocoenologia* 6 (Festschr. Tüxen): 544–558.
- WILSON, O. E. (1961):
The nature of the taxon cycle in the Melanesian ant fauna. – *Amer. Natur.* 95: 168–193.
- WITSCHHEL, M. (1979):
Entwicklung eines Modells zur Bestimmung des Naturschutzwertes schutzwürdiger Gebiete, durchgeführt am Beispiel der Xerothermvegetation Südbadens. – *Landschaft + Stadt* 11 (4): 147–162.
- ZAHLHEIMER, W. A. (1979):
Vegetationsstudien in den Donauauen zwischen Regensburg und Straubing als Grundlage für den Naturschutz. – *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* 38: 3–398.
- ZÖTTL, H. (1952):
Zur Verbreitung des Schneeheide-Kiefernwaldes im bayerischen Alpenvorland. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 29: 92–95.

INN - VORLAND

AMMER-
ISAR-
VORLAND

ERDINGER
MOOS

INN-
ALTMOOS

NR TRENN-
ARTEN INN-
HUGELLAND

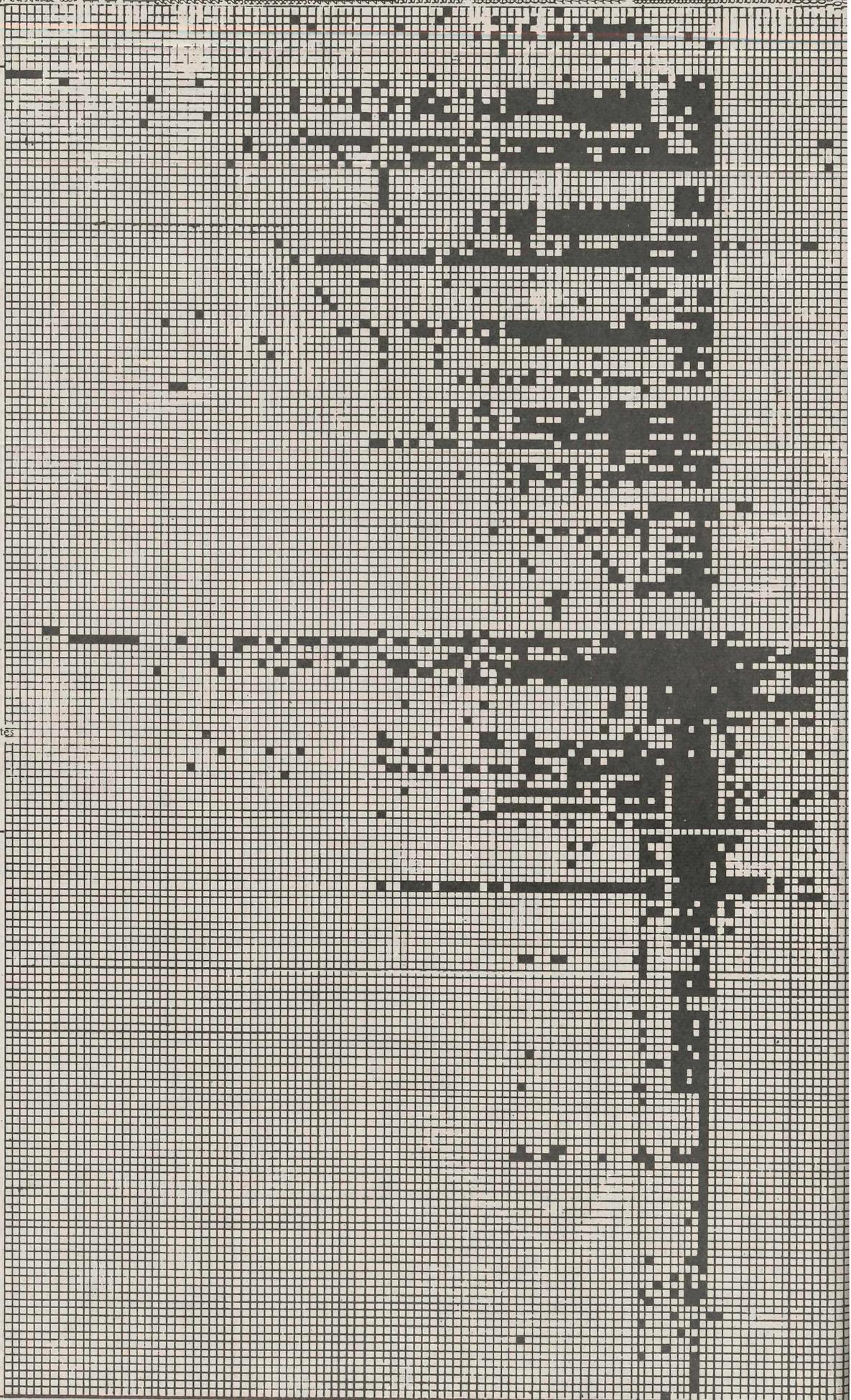
GEBIET NR.

- Galanthus nivalis
- Mateuccia struthiopteris
- Allium aristatum
- Centaria pentaphyllos
- Pyrola rotundifolia
- Euphorbia amygdaloides
- Geranium phaeum

- Pinus rotundata
- Myrica germanica
- Polytrichum lobatum
- A. rufius dioicus
- Centaria montana
- Carduus personata
- Allium puberulum
- Ransteinera globosa
- Leucopium verum
- Veratrum album
- Bellidiastrum michelii
- Centaria enneaphyllos
- Polygonum dodonaei
- Polygonum fleischeri
- Aethionema saxatile
- Linaria alpina
- Arabis alpina
- Raxus baccata
- Evonymus latifolia
- Lonicera alpigena
- Lonicera nigra
- Pinguicula alpina
- Aconitum napellus
- Aconitum lycoctonum
- A. melanchief ovalis
- Galium schubertii
- Pulmonaria mollis
- Sweetia perennis
- Huperzia selago
- Thlaspi alpestre
- Hieracium stictifolium
- Ranunculus acuminatus
- Polygonatum verticillatum
- Petasites paradoxus
- Typha minima
- Hesmerium monorchis
- Hippophae rhamnoides
- Chelidonium majus
- Salix appendiculata
- Typha shuttleworthii
- Cardamina trifolia
- Colostea tomentosum
- Corus aria
- Leucospermum austriacum
- Asperidium latifolium
- Lomogyne alpina
- Veronica latifolia
- Thesium bavaricum
- Thesium pyrenaicum
- Polytrichum lonchitis
- Rosa pendulina
- Aspidium viride
- Hookeria lucens
- Gentiana campestris
- Rhinanthus aristatus
- Polygonum viviparum
- Atragene alpina
- Saxifraga rotundifolia
- Arabis bellidifolia
- Rhododendron hirsutum
- Junca saxifraga
- Saxifraga aizoides
- Utricularia scolopendrium
- Utricularia vaginifolia
- Cymadoclea odoratissima
- Viola biflora
- Crocus albiflorus
- Poldanella alpina
- Chelidonium majus
- Equisetum variegatum
- Gentiana asclepiadea
- Gentiana clusii
- Rhynchospora salicifolia
- Galium aparine
- Gentiana verna
- Sesleria varia
- Gentiana utriculosa
- Prunella grandiflora
- Lotus siliculosus
- Conopodium liliaceum
- Thesium rostratum
- Primula auricula
- Galium aparine
- Salix elegans
- Arnica montana
- Arnica carnea
- Agrostis alpestris
- Gentiana ciliata
- Polygala chamaebuxus
- Ranunculus montanus
- Leucium montanum
- Carlina acaulis
- Selaginella selaginoides
- Carduus defloratus

- Carex sempervirens
- Biscutella laevigata
- Selaginella selaginoides
- Euphrasia salisburgensis
- Festuca amethystina
- Allium suaveolens
- Allium carinatum
- Bartsia alpina
- Doronicum germanicum
- Allium montanum
- Lysochilus repens
- Daphne cneorum
- Saxifraga caesia
- Valeriana saxatilis
- Valeriana montana
- Carex firma
- Oryza octopetala
- Poa alpina
- Calamintha alpina
- Arcostaphylos ura-ursi
- Arabis humilis
- Geranium saxatile
- Hutchinsia alpina
- Thesium alpinum
- Saxifraga mutata
- Valeriana tripartita
- Conopodium chondrilloides
- Leptis alpestris
- Hieracium bipleuronoides
- Hieracium glaucum
- Campanula cochlearifolia
- Castilleja alpina
- Chelidonium majus
- Mochringia ciliata
- Veronica fruticans
- Rumex scutellatus
- Sedum atratum
- Larix decidua
- Mochringia muscosa
- Rubus saxatilis
- Anemone narcissiflora
- Anemone alpina
- Campanula scheuchzeri
- Globularia nudicaulis
- Hieracium populeum
- Pedicularis foetida
- Polygala alpestris
- Utricularia vernalis
- Corus chamaemespilus
- Carex mucronata
- Scabiosa lucida
- Thalictrum alpestre
- Lonicera coerulea
- Euphrasia picta
- Conopodium alpinum
- Galium helveticum
- Galium anisophyllum
- Linum viscosum
- Asplenium bavaricum
- Rhinanthus ssp. subalpinus
- Malaxis monophyllus
- Carex capillaris
- Poa chaixii
- Allium victorale
- Lunaria rediviva
- Aconitum paniculatum
- Aconitum variegatum
- Cephalanthus sibiricum
- Ranunculus oreophilus

NATURRAUMTRENNARTEN ISAR - AMMER - LOISACH - HUGELLAND



Anhang 1 (zu Abb. 3: Seltene Arten-Areal-Kurven für 3 oberbayerische Naturräume)

Die Kurvenpunkte ERDINGER MOOS (Quellmoorrester) werden in Anhang 4 floristisch und lagemäßig beschrieben, da sie mit denjenigen in Teil A der Abb. 12 identisch sind.

Die Kurve für Wälder im TERTIÄRHÜGELLAND zwischen Paartal und Donaumoos resultiert aus folgenden Biotopen:

- 1 **Dünenkiefernwald bei Gröbern**; RODI 1974, eig. Beob.; *Corynephorus canescens*, *Jasione montana*, *Lychnis viscaria*, *Veronica dillenii*, *Filago minima*, *Helichrysum arenarium*, *Chimaphila umbellata*, *Peucedanum oreoselinum*
- 2 **Thermophiler Kiefernwald N Deimhausen**; eig. Beob.; *Geranium sanguineum*, *Trifolium alpestre*, *Seseli annua*, *Anthericum ramosum*, *Antennaria carpathica*, *Prunella grandiflora*, *Inula conyza*
- 3 **Thermophiler gebüschreicher Kiefernhang W Freinhausen**; eig. Beob.; *Lembotropis nigricans*, *Gentiana cruciata*, *Aster amellus*
- 4 **Kiefernforst bei Unterarnbach**; eig. Beob.; *Orthilia secunda*

Die zur Kurve JUNGMORÄNENMOORE verarbeiteten Probenflächen entstammen folgenden Mooren und enthalten die nachstehend genannten naturräumlichen Seltenheiten:

- 1 **Moorrandbereich bei Pelham** im Eggstätter Seengebiet: *Cyperus fuscus*, *S. flavescens*, *Isolepis stacea*, *Sphagnum subnitens*
- 2 **Schwingrasen am Hofstätter See** NE Rosenheim: *Carex chondorrhiza*, *Hammarbya paludosa*, *Betula humilis*, *Dryopteris cristata*
- 3 **Carex heleonastes-»Platz« nahe dem Gschernsee** im Eggstätter Seengebiet: *Carex heleonastes*, *Eriophorum gracile*, *Meesia triquetra*
- 4 **Moor N Pelhamer See im Eggstätter Seengebiet**: *Scirpus tabernaemontani*, *Schoenus nigricans*, *Rhynchospora fusca*
- 5 **Auer Weidmoos N Bad Feilnbach**: *Spiranthes aestivalis*, *Liparis loeselii*, *Orchis palustris*
- 6 **Schwingrasenkante Burger Moos** bei Rosenheim: *Nymphaea alba minor*, *Sphagnum fimbriatum*, *Sphagnum teres*
- 7 **Salix myrtilloides-»Platz« im Burger Moos**: *Salix myrtilloides*, *Sparganium minimum*, *Calliergon corifolium*
- 8 **Stettner See bei Rimsting**: *Calamagrostis canescens*, *Calla palustris*, *Utricularia ochroleuca*
- 9 **Aiterbacher Gumpe**/Chiemsee Nord: *Hydrocotyle vulgaris*, *Paludella squarrosa*
- 10 **Bärnsee-Schwingrasen bei Aschau**: *Cinclidium stygium*, *Sphagnum obtusum*
- 11 **Seeseite des westl. Simssee-Moores**: *Najas marina*, *Carex pseudocyperus*
- 12 **Bergkiefernfilz im Eggstätter Seengebiet**: *Listera cordata*, *Pinus rotundata arborea*
- 13 **Burger Moos**: *Juncus stygius*, *Utricularia intermedia*
- 14 **Burger Moos**: *Cladium marsicus*, *Orchis traunsteineri*
- 15 **Fehlerfilzen/Südl. Chiemseemoore (SCHMEIDL)**: *Kalmia angustifolia*
- 16 **Pelhamer See** Ufermoore: *Apium repens*
- 17 **Moor am Kleinen Kesselsee** bei Wasserburg/Inn: *Erica tetralix*
- 18 **Eggstätter Freimoos**: *Typha shuttleworthii* (MERGENTHALER)
- 19 **Kendlmühlfilze/Südl. Chiemseemoore**: *Sphagnum balticum*
- 20 **Moorrand Thaler See**: *Rhododendron ferrugineum*
- 21 **Burger Moos**: *Sphagnum fuscum*
- 22 **Toteiskessel bei St. Christoph**: *Iris sibirica*
- 23 **Thanner Filze N Bad Aibling**: *Salix myrtilloides* x *cinerea*

24 **Moor W Seehamer See**: *Calliergon trifarium*

25 **Cotoneaster integerrima**: Übergangsmoorwald Feldener Bucht am Chiemsee

Anhang 2 (zu Abb. 4–6)

Verzeichnis der dealpin-präalpinen Gefäßpflanzenarten für die in Abb. 4/5 sowie im Fundortverzeichnis genannten Biotope

Diese Tabelle hat auch für sich betrachtet einen Informationsgehalt: Da die Biotope und Naturräume nach zunehmender Artenzahl angeordnet sind, zeigt sich u. a.:

- Die (dealpin-präalpinen) Artenpotentiale der Betrachtungsräume lassen sich teleskopartig »ineinanderschieben«. Z. B. »steckt« das Potential des Erdinger Moores vollständig im Potential des Ammer-Isar-Vorlandes, dieses wiederum im Potential des Mittenwalder Talraumes (Gebiet Nr. 89 und 90). Anscheinend umfaßt der artenreichere Naturraum einer biogeografischen Zone auch das Potential des jeweils nächsten artenärmeren. Die biogeografischen Grenzen dieses Prinzips werden jedoch im Vergleich Erdinger Moos/Inn-Vorland deutlich:
- Trotz mehrfach höherer dealpin-präalpiner Artenzahl fielen dem Inn-Vorland mehrere Arten des Erdinger Moores (z. B. *Carex sempervirens*, *Festuca amethystina*, *Leontodon incanus*, *Bartsia alpina*, *Gentiana utriculosa*, *Globularia cordifolia*). Tabellen naturräumlicher Artenpotentiale leisten mithin gute Dienste bei der Abgrenzung biogeographischer Regionen mit unterschiedlichen Artenschutzerfordernissen.
- Im Inn-Vorland sind die einzelnen Gebiete der Tabelle in nord-südlicher Richtung aneinandergereiht. Eindeutig zeigt sich ein floristisches Gefälle von den Alpen nach Norden zu. Das dealpine, aber auch das präalpine Florenelement nimmt alpenwärts etwa kontinuierlich zu.
- Es lassen sich naturraumspezifische Artengruppen (Naturraum-Trennarten) abgliedern. U. a. gehören hierzu: im Mittenwalder Talraum *Pedicularis foliosa*, *Anemone alpina* und *Luzula nivea*; im Inn-Vorland *Galanthus nivalis*, *Galium aristatum* und *Mateuccia struthiopteris*.

Fundortsverzeichnis zu Abb. 4/5

Die in Abb. 4/5 verarbeiteten Gefäßpflanzenarten (und wenige Bryophyten) sind abgegrenzten Biotop(komplex)en zugeordnet. Diese sind weiter gefaßt als in der Bayerischen Biotopkartierung. Beispiel: Quellmoor bei Gritschen und angrenzender Hangwald mit Schluchtstrecke des Steinbachs. Gewährsleute und publizierte Fundortsangaben sind in Klammern gesetzt. Alle übrigen Angaben sind Beobachtungen des Verfassers aus den Jahren 1962 1979.

D e a l p i n - p r ä a l p i n e s Florenelement

1	Moorwald NE Sinnetsbichl E Miesbach	65	Hangquellmoor bei Unterwildenried/Samerberg
2	Toteiskessel im Egmatinger Forst	66	Quellfluren und Schluchtwälder bei Unterkretznach E Niklasreuth
3	Hochmoor N Göggenhofen	67	Streuwiesen und Hangwälder bei Raiten
4	Spirkenbestand bei Edenkling E Wasserburg	68	Surtal bei Surberg-Oberteisendorf (Hangwälder und Quellmoore)
5	Hochmoor bei Anisag NE Söllhuben	69	Quellmoor bei Wiedholz/Samerberg mit angrenzenden Moränenkuppen
6	Streuwiese bei Streit E Wasserburg	70	Schluchtwald und Bachsaum E Grainbach
7	Hangquellmoor W Schonstett	71	Hochberg, Pechschnait und Traunauen N N Siegsdorf
8	Innauen bei Redenfelden (ZÄHLHEIMER)	72	Leitzachtal bei Parsberg
9	Streuwiesenrest zwischen Happing und Aising	73	Nordabstürze des Irschenberges
10	Quellmoor mit Hangwald bei Jakobsbairn	74	Prienauen und -leiten bei Frasdorf
11	Streuwiese im Glonntal bei Oberholzham	75	Innauen bei Nußdorf mit angrenzenden Trockenhängen und Schluchtwäldern (Überfilzen)
12	Streuwiesental SE Oberhochstätt/Chiemsee	76	Mittleres Priental bei Wildenwart
13	Brünnlwiesen nahe Moosach/Lkr.Ebersberg)	77	Mangfallknie bei Grub mit Quellmoor bei Westerham (z.T. ZÄHLHEIMER)
14	Hochmoor-Randlagg zwischen Brannenburg und Großholzhausen	78	Mangfalltal zwischen Valley und Autobahn
15	Quellhang nahe Schlipfhausen bei Bruck (KADNER)	79	Moor-Auen-Hangwald-Komplex bei Mettenham
16	Urschlachquellgebiet bei Mühldorf SW Halfing	80	Quellmoor bei Gritschen/Samerberg und angrenzender Hangwald mit Steinbachschlucht
17	Streuwiesental E Kornberg E Höslwang	81	Inneralpines Priental bei Innerwald/Sachrang
18	Walddtal SW Kleinhöhenrain	82	NSG Mesnerbichl SE Erling
19	Elendsgraben SE Neumünster/ Lkr. Ebersberg	83	Hardtwiesen S Hardtkapelle E Weilheim
20	alte Kiesgrube nahe Taglaching bei Ebersberg (KADNER)	84	Hirschberg mit Pähler Schlucht
21	Glonntalwiesen NW Bad Aibling (ZÄHLHEIMER)	85	Isar-Alluvionen zwischen Sylvenstein und Lenggries (SCHRETZENMAYR 1950)
22	Fürmoosen nahe Kirchseeon (BBG-Exk., HEPP 1954)	86	Isartal zwischen München und Schäftlarn (W.TROLL 1926, BRESINSKY 1965, FISCHER o.J.)
23	Tinninger See SE Rosenheim (HEPP 1954)	87	Pupplinger/Ascholdinger Au mit Hangwäldern (SEIBERT 1958, HEPP 1954)
24	Waldhang nahe Berganger (KADNER)	88	Murnauer Moos (VOLLMAR 1947, HEPP 1954)
25	Kiesgrube S Moosach/Lkr. Ebersberg	89	Mittenwalder Talraum (VOLLMANN 1911, PAUL u. LUTZ 1947, SCHAUER 1977, H.u.R.LOTTO 1975)
26	Delta der Tiroler Ache am Chiemsee	90	Garching Haide (HEPP u. POELT 1957)
27	Walddtal zwischen Altenburg und Buch	91	NSG Gfällachursprung im Erdinger Moos
28	Aselkofener Berg bei Ebersberg (KADNER)	92	Trockenauen zwischen Gaden und Hirschau
29	Toteiskessel SE Moosach/Lkr.Ebersberg	93	Semptwiesen bei Eichenkofen N Erding
30	Streuwiese bei Aicht SW Schonstett	94	Quellmoorrest bei der Grünbacherschwaige N Eichenried
31	Benediktenfilz N Weihenlinden	95	Semptwiesen bei Glaslern N Erding
32	Kupferbachtal S Unterlaus	96	Moorrest bei der Rosenau S Moosburg
33	Quellmoor bei Lungham E Vogtareuth	97	Magerrasenrest zwischen Eitting und Berglern
34	Kesselsee-Gebiet NW Wasserburg/Inn (PRANTL)	98	Quellmoorreste beim Goldachhof NE Ismaning
35	Bucher Moos SW Altötting	99	Raine und Magerwiesenreste bei der Brennermühle N Ismaning
36	Burger Moos NE Rosenheim mit Randwald	100	Tuffhügel beim Moosmax S Erding
37	Röthenbach N Niedermoosen SE Rosenheim	101	Quellmoorrest bei der Semptquelle SE Markt Schwaben
38	Flachmoore bei Elmoosen (ZÄHLHEIMER)	102	Flachmoorparzellen bei den Schwillachquellen NE Markt Schwaben
39	Kupferbachtal N Frauenreuth	102	Loipfinger Bach mit anschließenden Quellhängen W Isen
40	Streuwiesental NE Schwabering E Rosenheim	104	Obere Quellläste des Ornaubaches N Haag
41	Murntalwälder im Bereich der Einmündung der Söchtenauer Ache (Huperzia:ZÄHLHEIMER)	105	Hangquellmoor N Kirchdorf bei Haag
42	Quellwälder bei Eichling am W-Rand des Brucker Zweigbeckens	106	Flachmoorrest im Isental bei Dorfen
43	Seehamer See mit umliegenden Mischwäldern und Streuwiesen	107	Hangquellmoorrest nahe Schnauppung
44	Quellhangmoor bei Thalhamermühle SW Amerang		
45	Rott-begleitende Mischwälder N Großkarolinenfeld (ZÄHLHEIMER)		
46	Feuchtwälder und Streuwiesen bei Pullach SE Bad Aibling		
47	Tal der Sechtl S Riedering		
48	Innauen bei Rosenheim		
49	Inn-Durchbruch zwischen Rieden und Gars		
50	Kupferbachtal N Unterlaus (Evonymus latifolia: ZÄHLHEIMER)		
51	Auer Weidmoos mit Bleichbachgebiet bei Au		
52	Atteltal bei Oberübermoos		
53	Molassegräben E Riedering zum Simssee		
54	Bärnseegebiet bei Niederaschau mit seinen Streuwiesen und Hangwäldern		
55	Innauen und -leiten bei Grießstätt		
56	Kalental zwischen Schlipfham und Kreuzstraße		
57	Hangquellmoor bei Feldolling mit angrenzenden Hangwäldern und Mangfallauen		
58	Eggstätt-Hemhofer Seenplatte		
59	Quellmoor zwischen Albaching und Maitenbeth		
60	Hangquellmoor bei Göttersberg NE Niederaschau mit angrenzenden Schluchtwäldern		
61	Mangfallauen bei Heufeld (ZÄHLHEIMER)		
62	Auen der Tiroler Ache bei Marquartstein		
63	Quellmoor bei Schützing mit angrenzenden Alzauen		
64	Quellwälder am Steinbergfuß bei Altenbeuern		

Nachträge:

162	NSG Elbach-Kirchseemoor mit angrenzenden Trockenhängen (HAFFNER 1941, PAUL u. RUOFF 1927)
169	Silberbründl bei Aichach (HIEMEYER 1978): <i>Sesleria varia</i>
	<i>Pinguicula alpina</i> , <i>Primula farinosa</i> , <i>Arnica montana</i>
170	Kleiner Bruchwald bei Lohkirchen: <i>Leucjum vernum</i>
171	Heidefleck E Steinhausen N Altötting: <i>Arnica montana</i>
172	Tertiärleite bei Markt(Dachwand): <i>Hippophae rhamnoides</i>
178	Quellhangmoor bei Haag/Amper: <i>Gladiolus paluster</i>
179	Lochhauser Sandberg bei Gröbenzell W München (BRAUN 1974): <i>Arctostaphylos uva-ursi</i> , <i>Calamintha alpina</i> (früher), <i>Leontodon incanus</i> , <i>Thesium rostratum</i> , <i>Allium montanum</i> , <i>Calamagrostis varia</i> , <i>Buphthalmum salicifolium</i> , <i>Rhinanthus aristatus</i> , <i>Gentiana clusii</i> , <i>G. verna</i> , <i>Biscutella laevigata</i> , <i>Carduus defloratus</i> , <i>Teucrium montanum</i> , <i>Prunella grandiflora</i>

Verzeichnis der arktisch-nordisch-alpinen Gefäßpflanzen- und Moosarten mit ihren in Abb.4/5 registrierten Fundorten

		Cochlearia officinalis	Carex chondrorhiza	Betula nana X pubescens	Betula nana	Carex heleo-nastes	Betula humilis	Meesia triquetra	Catocopium nigratum	Vaccinium microcarpum	Rhododendron ferrugineum	Salix myrtilloides	Dryopteris cristata	Trientalis europaea	Cinclidium stygium	Empetrum nigrum	Juncus stygius	Eriophorum gracile	Carex macroglochis	Minuartia stricta	Listera cordata	Paludella squarrosa	Pedicularis sceptrum-carol	Saxifraga hirculus	Calliergon turgescens	Ceratium alpinum	Meesia albertinii	Meesia longiseta	Meesia trichodes	
SALZACH-HÜGELLAND	108 - 111 Salzachleite usw.																													
	68 Surtal bei Diesebach w Teisendorf																													
	112 Langmoos bei Weibhausen N Traunstein																													
	113 Moor bei Geiersnest NE Traunstein																													
	114 Weidmoos S Nimbharting																													
	115 Schönramer Filz																													
ALZ-PL	71 Pechschnaitmoor SE Traunstein (ZIELONKOWSKI, SCHMEIDL)																													
	116 Ibmner Moos/Oberösterreich (GAMS 1947)																													
INN-CHIEMSEE-HÜGELLAND	117/118 Mörntal, Alztal (HEGI 1905)																													
	35 Bucher Moos SW Altötting																													
	33,44,50,73,173 Quellmoor bei Lungham usw.																													
	119 - 128 Irlhamer Moos usw. incl.174																													
	43 Seehamer See mit Umfeld																													
	175 Toteiskessel im Egmatinger Forst																													
	129 Egelseemoos bei Kolbermoor (ZAHLEHEIMER)																													
	130 Hochmoore auf der Winklmoosalm (KAULE)																													
	131 Südliche Chienseemoore (SCHMEIDL)																													
	132 Murner Filz (MANG 1951)																													
	133 Taubensee bei Obing (HEPP 1954)																													
	176 Riederfilz bei Pfaffing (PAUL u. RUOFF 1927)																													
	54 Bärmseemoos bei Niereraschau (PAUL u. LUTZ 1941)																													
	16 Urschlachquellgebiet bei Mühlendorf SW Halfing																													
134 Sossauer Filz - Bergener Moos																														
135 Grabener Moor bei Sebruck (KAULE, SCHABERG)																														
38 Benediktenfilz N Weißenlinden																														
136 Weitmoos E Eggstätt, Moore um Fembach (PAUL)																														
36 Burger Moos NE Rosenheim																														
58 Eggstätter Seen (BRAUN 1961, PAUL u. LUTZ 1941)																														
ISAR-AMMER-LOISACH-HÜGELLAND	137 - 146 Moore E Dieterszell usw.																													
	147 Edenhofer Filz bei Penzberg (HEPP 1954)																													
	177 Dettenhofener Filz NW Dießen (MICHELER)																													
	148 Moosgraben bei Machtlfing (HEPP 1954)																													
	149 Oderdinger Filz W Weilheim (Hepp 1954)																													
	150 Schottenmoos bei Machtlfing (KRAUS)																													
	151 Moor bei Grafrath (HEPP 1954)																													
	152 Schluifelder Moor (BBG-Exk.1938, PAUL u. LUTZ 1941)																													
	153 EBsee-Moor (KAULE 1973, HEPP 1954)																													
	154 Maisinger See (HEPP 1954, NISSL)																													
	155 Mörlbacher Moor (PAUL u. LUTZ 1941, Ringler)																													
	156 Moor bei Gelting S Wolftratshausen (SCHAUER)																													
	157 Gorbeltmoos bei Machtlfing (BBG-Exk.1938)																													
	158 Leonhardsfilz N Dieterszell (HEPP 1954)																													
	159 Isartal b. Icking																													
	160 Bernrieder Filz (J. RUESS, Ringler)																													
89 Mittenwalder Talraum (LOTTO 1975, PAUL u. LUTZ 1947)																														
161 Deininger Moor (KRANZ 1859)																														
162 Kirchsee- und Elbachmoor (PAUL u. LUTZ 1941, PAUL u. RUOFF 1932, HAMMERSCHMIED, MERGENTHALER)																														
88 Murnauer Moos (VOLLMAR 1947, HEPP 1954 u.a.)																														
MÜNCHNER QUELLMOORE	163 Zengermoos NE Ismaning																													
	164 Vierergraben-Klösterlschwaige N Eichenried																													
	91 Grünbacherschwaige NW Eichenried																													
	94 NSG Gfällachursprung NE Eicherloh																													
	165 Maisacher Moos (BRESINSKY 1959)																													
166 Haspelmoor (BRESINSKY 1959, HIEMEYER 1978)																														
167 Amper bei Fürstenfeldbruck (BRAUN)																														
168 Oberes Paartal SW Aichach																														

Folgende Biotope mußten in vorstehender Liste aus Platzgründen zusammengefaßt werden:

- | | |
|---|--|
| 108 Salzachleiten bei Kaitenhaslach (MICHELER) | 137 Zwei kleine Moore E Dieterszell (KAULE 1973) |
| 109 Quellbäche bei Traubmieding NW Tittmoning | 138 Eglinger Filze bei Wolftratshausen (KAULE 1973) |
| 110 Quellmoor W Tengling/Tachinger See | 139 Höllfilz NW Seeshaupt (KAULE 1973) |
| 111 Quellmoor W Taching a. See | 140 Nußberger Weiher bei Seeshaupt (KAULE 1973, Ringler) |
| 33 Quellhang bei Lungham NE Vogtareuth | 141 SE Jenhausen E Weilheim (KAULE 1973) |
| 44 Quellhangmoor bei Thalhamermühle NE Halfing | 142 Erlwiesfilz bei Wessobrunn (KAULE 1973, Ringler) |
| 50 Kupferbachtal N Unterlaus | 143 Rohrmoos N Peißenberg (KAULE 1973, Ringler) |
| 173 Kupferbach-Einhänge S Glonn | 144 Leutstettener Moos bei Starnberg (KAULE 1973) |
| 119 Irlhamer Moos NE Wasserburg/Inn (HERZOG, KAULE) | 145 Toteiskessel im Leutstettener Forst NE Starnberg |
| 120 Paffingersee-Moos N Amerang | 146 NSG Wildmoos SW Fürstenfeldbruck (KAULE 1973) |
| 121 Toteiskessel zwischen Seon und Pittenhart | |
| 122 Seoner Seenpark | |
| 123 Simssee bei Eichen (KAULE 1973) | |
| 124 Toteiskessel N Egglbürg bei Ebersberg | |
| 125 Toteiskessel im Egmatinger Forst bei Egmatig | |
| 126 Toteiskessel im Egmatinger Forst bei Egmatig | |
| 174 Glonnquellen w Glonn | |
| 127 Übergangsmoor NW Seehamer See bei Weyarn | |
| 43 Moore um den Seehamer See | |
| 126 Schliersee (KAULE 1973) | |

Alle in Abb.5 verarbeiteten Biotope werden im folgenden mit ihren seltenen Arten (Seltenheitsdefinition s.Legende zu Abb.5) belegt, gegebenenfalls ist die Literaturquelle angegeben. Die Artnamen sind aus Platzgründen häufig abgekürzt. Gegebenenfalls wurde die Terminologie der Originalbeiträge belassen und nicht etwa nach Ehrendorfer vereinheitlicht.

Aus zeichentechnischen Gründen scheidet eine Bezeichnung der einzelnen Biotoppunkte in Abb.5 (Diagr.A) aus. Durch beigefügte Flächenangaben ist in Verbindung mit den abzulesenden seltenen Artenzahlen eine Identifikation in Abb.5 möglich. Die Artenlisten (insbes.diejenigen aus eigener Kenntnis) erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

H a i d e n

Küssinger Haide am Haunstetter Wald bei Augsburg; 36 ha (incl.Gehölzkomplexe); BRESINSKY 1966; Teucr.mont.Bisc.laev.Crepis alp. Erica carnea, Coron.vag. Car.hum. Pot.aren. Seseli annua, Trif.mont. Prunella grand. Asp.cyn. Anther. ramos. Hier.hopp. Glob.elong. Puls.vulg. Carl.ac. Anac.pyram. Ophrys spec. Peuc.oreos. Polyg.chamae. Chamaeyt.ratisb. Daphne cneor. Leont.inc. Car.semp. Allium senesc. Scabiosa suav. Libanotis mont. Gent.clus. Ophrys insect. Ophrys fucifl. Orchis morio, Selaginella sel. Sel.helv. Scorz.purp. Cephal.xiphoph. Hierochloa odor. Aster bell. Euphr.salisb. Crepis praemorsa, Gent.utric. Gypsoph.rep. Inula hirta, Lin.visc. Orchis ustulata, Thes.rostr.

Königsbrunner Haide am Haunstetter Wald bei Augsburg; ca. 4 ha (offene Grasflur); BRESINSKY 1962, LÜTTIGE & HIEMEYER (o.J.); All.senesc. All.suav. Alyss.alys. Anacampt.pyramid. Puls.vulg. Antenn.dioica, Asp.tinct. Aster amell. Aster bell. Aster linos. Bartsia alp. Biscut.laev. Botrych.lun. Car.semperv. Carl.ac. Muscari botry. Ophrys apif. O.spec. O.fucifl. O.insect. Peuc.cerv. Polyg.chamaeb. Polyg.vivip. Pot.aren. Rhamnus sax. Scab.suav. Schoen.nigr. Seseli ann. Thalictr.galioi. Thes.linoph. Th.pyren. Teucr.mont. Coronilla vag. Crepis alp. Cytis.nigr. Chamaeyt.ratisb. Daphne cneor. Erica carn. Gent.clus. G.asclep. G.cil. G.utric. Gladiol.pal. Globul.coordif. Gl.elong. Gymnad.odor. Gypsophila rep. Hier.hopp. Inula hirta, Laserpit.siler, Leont.inc. Lin.visc. Tunica sac. Ver.spic. Vicia hirs. Sempter Haide b. Volkmanndorferau NE Moosburg; 0,3 ha; SCHWIND 1935, RIEMENSCHNEIDER 1954; Fumana proc. Carex semp. Biscut.laev. Rhamn.sax. Chamaeyt.ratisb. Teucr.mont. Prun.grand. Asp.cyn. Pot.puberula, Rhin.angustif. Glob.elong. Seseli ann. Dorycn.germ. Leont.inc. Carlina ac. Viola hirta

Hoher Graben (Leite einer alten Lechschlinge) beim Krankenhaus Schongau/Obb.; 1 ha; GÖSSMANN (unveröff.Artenliste); Puls.vulg. Pot.neptaph. Polyg.chamae. Ran.mont. Arabidopsis thal. Gent.clusii, G.cil. Silene otites, Glob.elong. Aster amell. Orchis ust. Inula hirta, Teucr.cham. Geran.sang. Pleurosp.austr. Digitalis amb. Asper.tinct. Lil.mart.

Garching Haide E Eching N München; 24 ha; HEPP & POELT 1957, RUESS 1931
Car.ericet. C.hum. Car.semperv. Sesl.varia, Viola hirta, Pot.aren. Pot.rubens, Puls.vulg. Puls.patens, Puls.grandis, Adonis vern. Veron.teucr. Gent.vern. Gent.clus. Gent.cil. Pot.alba. Viola aren. V.rup. Orchis morio, O.ustul. Glob.elong. Glob.coord. Bisc.laev. Euph.verr. Daphne cneor. Pol.cham. Asp.cyn. Coronilla vag. Chamaeyt.ratisb. Dorycn.germ. Koel.grac. Leont.inc. Hypoch.mac. Crepis praem. Crepis alp. Hier.hopp. Pol.comosa, Stachys recta, Inula hirta, Lembotr.nigr. Lin.per. Pol.como. Calam.alp. Bartsia alp. Scorz.purp. Antenn.dioi. Trif.rub. Veron.austr. Peuc.oreo. Asp.tinct. Gal.pum. Iris var. Danthonia alp. Rhamnus sax. Thes.linoph. Minuart.fatig. Rhinanth.arist. subalp. Rhin.arist. angust. Scab.can. Cent.jac. pannon. Cent.triumfetti, Veron.spic. Teucr.mont. Euphr.salisb. Carl.ac. Aster amell. A.linoyris, Seseli ann. Gent.cil. Polyg.vivip. Ger.sang., Arctost.uva-ursi; ehem.etwas außerh.: Lin.tenuifol. L.visc. Dracoceph.ruysch. Tun.sax. Anac. 3 Tumuli am Hirschberg bei Pähl N Weilheim; 2 trockene Wegraine am Hirschberg; 0,1 ha, 0,2 ha, 1 ha, 0,001 ha, 0,005 ha; z.T. KAUHL, B., 1979, WLEDMANN 1954; C.hum. Csemp. Teucr.mont. Glob.elong. Puls.vulg. Leont.inc. Inula hirta, Ast.amell. Ast.bell. All.senesc. Calam.alp. Asp.cyn. Asp.tinct. Antenn.dioi. Carl.ac. Thes.rostr. Th.pyren. Thes.bavar. Peuc.cerv. Peuc.oreo. Bartsia alp. Ping.alp. Ophrys insect. Ophrys apifera, Gent.clus. G.verna. Erica carn. Trif.rub. Chry.corymb. Lin.visc. Geran.sang. Crep.alp. Epip.atror. Orchis masc. O.morio Rosenau bei Dingolfing (Niederbayern); 3 ha; RIEMENSCHNEIDER 1956, GIERSTER 1933, eigene Beob.

Ferrisgl. vulg. Orchis pal. Pot.pub. Cladium(?) Ophrys insect. O.fucifl. O.spec. Puls.vulg. Viola rup. var. glabresc. u. glaberrima, Schoen.ferr. Erica carn. Inula hirta, Clematis recta, Thalictr.galioi. Asper.glauc. Asp.tinct. Lin.visc. Holost.imbell. Lin.tenuif. Sax.tridact. Gypsoph.rep. Danthonia alp. Chamaeyt.ratisb. All.pulchell. Hypoch.mac. Aquil.vulg. Aquil.atrata, Thes.linoph. Tetragonol.siliqu. Iris sib. Carlac. Cirs.ac. Gent.clusii, Gent.verna, Gent.utric. Ran.breyn. Orchis purp. O.traunst. Glad.pal. All.angul. Minuart.fatig. Scab.can. Dorycn.germ. Leont.inc. Artem. camp. Scorz.purp. Fumana proc. All.senesc. Peuc.oreo. Peuc.cerv. Hier.bauh. H.flor. H.hopp. Veron.spic. Sed.bolon. Myric.germ. (wohl außerh., ob noch?) Utric.interm. (?) Teucr. scord. (?) Euphorb.pal. Equis.ramos. Pyrus pyrastrer, Calamagr.var. Scöginella helv. Rhin.arist. subalp. Stachys recta, Euphr.salisb. Glob.coordif. Glob.elong. Ophrys fucifl. Orchis corioph. Crep.alp. Anacampt.pyr. Gymn.odorat. Ajuga chamaep. Trif.mont. Stipa joann. Ast.amell. Ast.ionosyr. Thes.rstr. Polyg.off. Hier.macranth. testimon. Sammerner Haide nahe Moos bei Plattling/Niederbayern; ca. 3 ha; ADE 1940, RIEMENSCHNEIDER 1956, eigene Beob.; Equiset.ramos. Stipa joann. Schoen.ferr. Cladium mar. Car.hum. Iris sib. Glad.pal. All.angul. Polyg.off. Anac.pyram. All.suaveol. Gymnad.odor. Pot.puber. Thes.alp. Th.rostr. Th.linoph. Ran.breyn. Clem.recta, Nymphaea alpa, Aquil.vulg. Lin.per. Polyg.com. Euph.esula, E.pal. E.lucida, Peuc.offic. Peuc.cerv. Glob.elong. Teucr.mont. Teucr.scord. Gratiola off. Rhin.subalp. Euphr.mont. Veron.scutell. Asper.tinct. Inula hirta, Leont.inc. Calamagr.varia, Hypoch.mac. Trif.mont. Hottonia pal. Hydrocharis morsus-ran. Car.eric. Gymnad.odorat. Ophrys spec. O.insect. Stipa pulcherr. Hermin.monorch. Thes.bavar. Koel.grac. Thal.galioi. Pulsat.vulg. Chamaeyt.ratisb. Prun.grand. Lin.visc. Viola coll. Daphne cneor. Veron.spic. Ast.amell. Ast.linoyrsr. Sed.bolon. Crep.alp.

Arnsberger Hang/Altmühlal; 12 ha; MAYR (1964); Sesl.varia, Dianth.gratianop. Puls.vulg. Car.hum. Minuart.setac. Stipa penn. Alyss.mont. Erysim.crepidif. E.erysim. Achillea nob. Leont.inc. Lactuca per. Thalictr.min. All.senesc. Draba aiz. Rhamnus sax. Coton.integ. Melica cil. nebrodens. Phleum boehm. Sulc.valles. sulc. Androp. isch. Arabis auric. Pot.aren. Teucr.cham. Teucr.mont. (genessen an den Talstrukturen des Jura muten einige der genannten Arten nicht selten an)

Grabhügelgebiet bei Danstadt; 1,2 ha; KLEEBERGER 1934; Adonis vern. Puls.vulg. Iris sib. Glad.pal. Rosa gallica, Gent.utric. Orchis pal. Schoen.nigr. Ophrys insect. O.sphag. O.arachn. Anac.pyram. All.acutang. Anther.ramos. Dianth.sup. Epip.pal. Eryng.vulg. Euph.gerard. Genista sagitt. Gent.germ. G.pneumon. Grat.off. Peuc.off. Prunella grand. Sed.reflex. Teucr.scord. Inula salic. Bromus ster. Carex caesp. Orchis milit.

Finkenstein bei Neuburg/Donau; 4,8 ha (offene Steppenheide viel kleiner); KRONTHALER 1961; Sesl.varia, Coton.integ. Thes.bavar. Coron.coron. Lembotropis nigr. Stipa joann. Lactuca per. Thalictr.min. Carduus defl. Inula hirta, Geran.sang. Teucr.mont. Peuc.cerv. Laserpit.latif. All.mont. Lil.martag. Melittis meliss. Lihospem.purpureo-coer. Dictamnus alb. Erysim.crepidif. Cephal.alba, C.rubra, Epip.atropurp. Chrys.corymbos. Lathyr.niger, Trif.rubens, Trif.alpestre, Ast.amell. Gent.cil.

Hartwiese am Brunnenberg E Magnetsried bei Weilheim/Oberbayern; Schutzgebiet 1,026 ha (offene Grasflur ca.0,8 ha); STRÖBL 1954; Glob.elong. Ophrys insect. O.apifera, Carex semp. Crepis praemorsa, Leont.inc. Hypoch.mac. Thes.pyren. Gent.lutea, Epip.atrorub. Ceph.ensif. C.rubra, Aster bell. Polyg.chamae. Gent.clusii, Ran.mont. Viola hirta, Peuc.cerv. Polyg.comosa, Teucr.mont. Crepis alp. Carlina ac., Sulzheimer Gipshügel S Schweinfurt; 2,5 ha (nach Ade 1958); ca.9 ha (nach Kaiser 1958); ADE 1958, KAISER 1958; nach ADE kommen vor: Stipa capill. St.joann. Sesl.coer. Melica picta, Car.hum. All.sebesc. All.olerac. Muscari botry. Adonis vern. Thes.intermed. Silene otit. Thalictr.min. Thal.flav. Pulsat.vulg. Conring.oriental. Rupleur.falc. Erysim.hieracif. Frag.vr. Pot.aren. Pot.parvifl. Astrag.danic. Lotus siliqu. Onobrych.viciaef. Lin.per. Lin.tenuif. Euphorb.seguier. E.pal. Viola stagn. Eryng.camp. Seseli ann. Cnidium dub. Seseli liban. Peuc.off. Lithosp.purpureo-coer. Gent.cil. Teucr.scord. Prun.grand. P.laciniata, Stach.germ. Scab.can. Asper.glauc. Ast.linoy. Inula hirta, I.german. Chrys.corymb. Crep.praem. Thes.linoph. Lepid.camp. Pot.hepta. Euph.exigua, Peuc.cerv. Antenn.dioic. Cirs.ac. Cirs.erio. Tarax.laevig.; nach KAISER kommen vor: Lithosp.purp-coer. Stach.recta, Astrag.cicer, Chrys.corymb. Scilla bif. Stipa cap. St.penn. Teucr.cham. Adonis vern. All.vin. Alyss.alys. Anther.ramos. Astrag.dan. Ast.linoy. Bupl.falc. Cirs.ac. C.erioph. Eryng.camp. Euph.seguier. Frag.vir. Inula hirta, Muscari botr. Orchis ust. Peuc.cerv. Prun.grand. Puls.vulg. Rhin.angust. Brom.inerm. Sax.tridact. Trif.mont. Seseli ann. Stach.recta, Car.hum. Thal.min. Thes.linoph.

Heidefläche b. Neukissing nahe Augsburg; 0,36 ha; HIEMEYER 1975; All.carin. Anther.ram. Ast.amell. Asper.cyn. Bisc.laev. Calamagr.varia, Camp.rapunc. Carduus defl. Car.eric. C.hum. C.semp. Carl-ac. Chamaeyt.ratisb. Coron.vag. Crep.alp. Daphne cneor. Equis.ramos. E.varieg. Gal.pum. Gent.clus. G.verna. G.cil. Glob.punct. Lembotr.nigr. Lin.visc. Ophrys fucifl. O.spec. O.insect. Peuc.oreo. Polyg.cham. P.comosa, Pot.ciner. Pot.tabernaem. Prun.grand. Puls.vulg. Pyrus pyr. Scab.can. Teucr.mont. Thalictr.simpl. Thes.linoph. Th.pyren. Th.rostr. Trap.or. Trockenhang Windsberg bei Freinhausen S Ingolstadt; ca.0,8 ha; RODI 1974, eigene Beob.; Veronica dillen. Helichrys. aren. Sperg.moris. Petrorhagia prol. Jasione mont. Erysim.dur. Gebista germ. Lychnis visc. Ornithogal.umbell. Gent.cruc. Prun.grand. Botrych.lun. Cerast.semidec. Trif.mont. Ajuga genev. Pot.argent. Phleum phl. Car.eric. Ast.amell. Thes.bavar. Alss.alys.

Dünenrasen Waldrand bei Gröbern nahe Hohenwart NE Schrobenhausen; ca.0,2 ha; RODI 1974, eigene Beob.; Coryn.can. Helichrys.aren. Jasione mont. Cerast.semidec. Centaur.stoebe, Antenn.dioi. Polyg.off. Veron.dill. Filago min. Pot.argent. Peuc.oreo. Chimaphila (nahebei) Hartwiesen S Hartkapelle E Weilheim; 1,5 ha; eigene Beob.; Thes.pyren. Ran.mont. Aster bell. Pol.chamaeb. Pot.alba, Glob.elong. Car.eric. Gent.utric. Ophrys apifera. O.insectif. Gent.clus. G.aspera, Bartsia alp. Ping.alp. Gymnad.odor. Car.semperv. Rhinanth.subalp. Viola hirta, Asperula tinct. Hypoch.mac. Leont.inc. Polyg.com. Teucr.mont

Zustorfer Haide S Moosburg/Oberbayern; 0,5 ha; eigene Notizen; Glob. elong. Pot. heptaph. Orchis ustul. O. morio, Dianth. carthus. Gent. verna, Teucr. mont. Allcrain.
Kalkmagerrasen auf Kalktuff bei der Grünbacherschwaige im Erdinger Moos/Oberbayern; ca. 1 ha; eigene Notizen; Gent. clusii, G. verna, G. utric. Car. hum. C. ericet. Ping. vulg. Ophrys insect. Iris german. Betula humilis, Asper. cyn. Prun. grand. Bupthalm. salic. All. suaveol. All. carin. Calamag. varia, Orchis ustul. O. morio, Teucr. mont. Peuc. oreo.
Grashang an der Innleite bei Markt l E Altötting/Oberbayern; 1,2 ha; eigene Beob.; Genista germ. Bromus erectus (Naturraum Tertiär!) Hippophae rhamn. Digitalis amb. Veronica teucr. Lathyr. sylv. Lath. vern. Chrys. corymb. Cent. scab. (Tertiär!) Dianth. carthus. Campan. persicif. Prunella grand. Hierac. piloselloides
Waldsaum auf Endmoränenkuppe bei Babensham E Wasserburg/Inn; 0,005 ha; eigene Beob.; Lembotr. nigr. Trifol. agrar. Dianth. carth. Trockenhang bei Eiting S Mühldorf/Inn; 0,1 ha; eig. Beob.; Cytisus supinus, Veronica teucr. Juniperus comm (Alzplatte!) Teucr. chamaedr. Helianth. numm. Trifol. agrar. Pot. verna
wegrand bei Brennermühle/Erdinger Moos; 0,002 ha; eigene Beob.; Chamaecyt. ratisbon. Orchis milit. Helianth. numm. All. carin. Trockenhang bei Liederling SW Altötting; 0,2 ha; eig. Beob.; Pot. verba, Chrys. corymb. Malva alcea, Teucr. chamaedr. Rhamn. sax. Camp. pers. Trifol. agrar. Cytis. supinus, Dianth. carth. Bromus erectus (Alzplatte!) Helianth. numm.
Trockener Waldsaum E Lichtenau bei Ingolstadt; 0,005 ha; eig. Beob.; Veronica teucr. Chrys. corymb. Frag. vir. Rain E Lichtenau bei Ingolstadt; 0,005 ha; eig. Beob.; Veronica spic. Camp. persic.
2 weitere Tumuli am Hirschberg bei Pähl N Weilheim; 0,2 u. 0,3 ha; eig. Beob.; Crep. alp. Peuc. oreo, Peuc. cerv. Car. hum. Inula hirta, Puls. vulg. Antheric. ramos. All. mont. Clamaintha alp. Thes. pyren. Fest. amethystina, Leont. inc. Car. semp. Asp. tinct. Pot. puber. Ast. amell. Car. lac. Camp. persic. Teucr. mont. Bartsia alp. Gent. clusii, Ophrys apifera, Ranunc. oreoph. Viola hirta, Aster bell. Orchis mascula, Glob. elong. Pot. heptaph. Polygonat. off.

Übergangsmoor (komplexe) im südbayerischen Jungmoränengebiet ("voralpines Hügel- und Moorland")

Die unserer Definition entsprechenden seltenen Arten werden nicht für die bereits umfassend beschriebenen Testflächen (Murnauer Moos; vgl. z. B. VOLLMAR 1947; Eggstätter Seen; vgl. z. B. BRAUN 1961;) aufgeführt.

Murnauer Moos N Garmisch-Partenkirchen; insgesamt etwa 2400 ha, davon wurden gut 1000 ha als Übergangsmoore im engeren Sinne gerechnet;
Eggstätter Seengebiet im Chiemgau; rund 200 ha dieses 1000 ha großen NSG wurden als Übergangsmoore gerechnet;
Burger Moos am Hofstätter See NE Rosenheim; ca. 55 ha (Moorteil W See!); eigene Notizen; Sphagn. fimbriatum, Sph. plumulosum, Sph. fuscum, Sph. teres, Juncus stygius, Dryopt. crist. Nymphaea alba minor, Sphagn. majus, Calliergon cordifol. Car. diandra, Erio. grac. Car. dioica, Spargan. min. Car. chord. Clad. mar. Liparis loesel. Hammarbya pal. Rhynchospora fusca, Dros. intermed. Dros. obovata, Betula hum. Salix myrtill. Sal. myrt. Xiner. Isoplepis setac. Cyperus fusc.
Schwingrasen Äußere Lohe bei Penzing NE Wasserburg/Inn; 5 ha; eig. Beob.; keine seltenen Arten
Paffenseemoos N Amerang SE Wasserburg/Inn; 3 ha; eig. Beob.; Car. chordorrh. Liparis loeselii, Rhynchospora fusca
Bärnseemoos NE Aschau/Chiemgau; 20 ha (nur intakter z. T. schwingrasenartiger Seeumgriff gerechnet!); PAUL & LUTZ 1941; eig. Beob.
Meesia triquetra, Spiranthes aestiv. Liparis loeselii, Rhynch. fusca, Sphagn. obtus. Car. dioica, Schoen. nigr., Cinclid. styg.
Benediktenfilz N Weihenlinden NW Bad Aibling; ca. 30 ha; eig. Beob.; Betula hum. Sal. myrtill. Car. chordorrh. Car. dioica
Egel-u. Bodenloser See S Burgen bei Schongau; 18 ha; eig. Beob.; Iris sib. Hammarbya pal. Car. chordorrh. Salix myrtill.
Spitalmoos am Attlesee bei Nesselwang/Allgäu; LÜBENAU-NESTLE mdl., BRAUN mdl., eig. Beob.; Meesia triqu. Cinclid. styg. Sph. obtus. Car. heleonast. C. chordorrh. Salix myrtill. Nuphar pumil. Cladium mar. Hammarbya pal. Liparis loeselii, Car. dioica, C. demissa, D. diandra
7 Toteiskessel im Egmatinger Forst W Glonn; 2 - 0,5 - 0,5 - 0,2 - 0,2 - 0,2 - 0,2 ha; eig. Beob.; in 3 Toteiskesseln Carex chord., in 1 Car. heleonastes
Kastenseemoor W Glonn; 40 ha; eig. Beob.; keine seltenen Arten
Wölkhamer See - Moor n Halting NE Rosenheim; 15 ha; eig. Beob.; Carex chordorrh. Dryopt. crist. Rhynchosp. fusca, Sph. obtus.
Toteiskessel bei Egglbürg W Ebersberg; 0,3 ha; eig. Beob.; Carex chordorrhiza
Toteiskessel im Forst bei Seeon; 0,1 ha; eig. Beob.; Carex chordorrhiza
Gaghertslauch bei Burgen SW Schongau; ca. 1 ha; eig. Beob.; Carex heleonastes, C. chordorrh. Bet. hum. Lonicera coer.
Pulvermoos bei Unterammergau; ca. 100 ha; BRAUN 1972, eig. Beob.; Sparg. min. Gent. utric. G. clusii, Gent. asclep. Sesl. varia, Veratr. alb. Bartsia alp. Pinguic. alp. Aster bell. Amica mont. Selaginella sel. All. sibir. Meesia triquetra, Rhynchosp. fusca, Lonic. coer. Erica tetralix, Potamo. filif. Iris sib. Salix myrtill. Betula hum. Pedicul. scep. -carol., Car. chordorrh., Car. microgloch. (bis 1941; ADE)
Ettaler Weidmoos NW Garmisch-Partenkirchen; insgesamt 120 ha; Übergangsmoorbereiche 50-80 ha; eig. Beob.; z. T. JUNG 1963; Cinclid. stygium, Paludella squarr. (LOITTO), Cirs. heteroph. (LOITTO), Pedic. scep. -car. Bet. hum. Lonic. coer. Iris sib. Hammarbya pal. Hermin. mono. Gymnad. odorat. Gent. lutea, Veratr. alb. Car. chordorrh. Aster bell. Ping. alp. Bartsia alp. Gent. clus. Gent. utric.
Toteiskessel am Illachtal S Wildsteig; 0,06 ha; eig. Beob.; Sphagnum fuscum
Toteiskessel Maxau E Haag; 0,15 ha; eig. Beob.; keine seltenen Arten
4 Toteiskessel beim Sagerer NE Wasserburg/Inn; 0,01-0,02 ha; keine seltenen Arten

Intakte Hochmoore (ombrotrophe Bultkomplexe) im südbayerischen Jungmoränengebiet

Abgebrannte u. Sternthalfilze NE Bad Feilnbach; 110 ha; Sphagnum baltic., Lycopodiella inundata, Clad. marisc.
Schönramer Filz bei Laufen/Salzach; 51 ha; Betula nana, B. nanaxpubescens
Bernrieder Filz bei Seeshaupt; 42 ha; PAUL, eig. Beob.; C. chordorrh. (schon außerh. ombrotrophem Teil!), Betula nana, B. xintermedia, Sphagnum balticum
Leonhardsfilz bei Dietramszell; 17 ha; keine seltenen Arten (Salix myrtill. u. Car. heleon. außerhalb Hochmoor, falls noch vorhanden)
Sossauer und Wildmoos im Chiemgau; 152 ha; keine seltenen Arten; Car. chordorrh., Calla pal. u. Rhynch. fusca nur im Randbereich;
Reicholzrieder Moor N Kempten/Allgäu; 30 ha; Betula nana
Pfaffenmoos SW Tottmoring; 0,8 ha (Minimum!); keine seltenen Arten
Südl. Chiemseemoore; urspr. 2500 ha; heute ca. 2000 ha als regen. Torfstichgebiete erhalten; nur ca. 50 ha noch naturmah; SCHMEIDL mdl., eig. Beob.; Kalmia angustifolia, Sph. baltic. Rhod. ferr.
Frauenöder Filz im Rotter Forst N Rosenheim; 11 ha; keine seltenen Arten
Kläper- und Wiesfilz bei der Wieskirche im Ammergau; 95 ha; Sphagnum dusenii (sonstige Raritäten im minerotropen Randbereich)
Wettenhamer Filz S Grassau/Chiemgau; 45 ha; keine seltenen Arten
Murner Filz SE Wasserburg/Inn; 98 ha; keine seltenen Arten
Schwarzlaichmoor beim Peißenberg/Ammergau; 100 ha; Betula nana
Oberoblanderfilz NE Peiting/Ammergau; 40 ha; Listera cordata
Schönleitenmoos im Wierlinger Wald W Kempten/Allgäu; 23 ha; Rhod. ferr. Sphagnum dusenii
Burghamer Filz bei Sebruck/Chiemsee; 30 ha; keine seltenen Arten
Reischlnolz-Hochmoor E Eggstätt/Chiemgäu; 10 ha; keine seltenen Arten
Altenauer Moor bei Unterammergau; 57 ha; Trientalis europaea (LIPPOLDMÜLLER mdl.)

Quellnischen mit Hochmoorvegetation im Tertiärhügelland

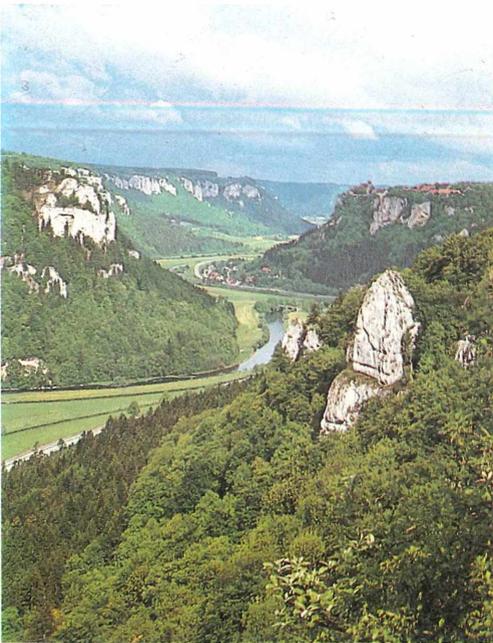
1 Quellnische, 1 Quellnische, 1 römische Sandgrube, 1 Sandgrube jüngerer Datums bei Hauptmannsberg S Emmersdorf; 0,01-0,02-0,06-0,008 ha; eig. Beob.; Lepidotis inundata, Sphagnum tecurvum, Sph. magellanicum, Erioph. angust., Carex fusca, Drosera rotund. Erio. vag
1 kleine Sandgrube bei Asenham W Griesbach; 0,008 ha; eig. Beob.; Lycop. clavat. Sphagnum teres
Kalkarmes Quellhangmoor am Schellenberg bei Simbach; 0,6 ha; Lepid. inund. Sph. papill. Sph. magell. Sph. rec. Dros. rot. Rhynch. alba, Erio. angust. Car. rostrata, Car. fusca
Quellhangmoor bei Stubenberg nahe Simbach; 0,05 ha; eig. Beob.; Sphagn. palustre, Sph. magell. Dros. rot. Sph. papill.

Probest-Nr.	Bezeichnung, Lage, Literatur	Naturräumlich seltene Arten (die bis 1979 mit hoher Wahrscheinlichkeit verschwundenen Arten sind unterstrichen ¹⁾)	Beeinträchtigungen des Biotops 1964 - 1979 (Ursachen für Artenverluste sind unterstrichen)
1	NSG "Gfällachursprung" NE Eicherlon (PAUL 1935, M. RINGLER 1965)	<u>Gentiana utriculosa</u> , <u>Betula humilis</u> , <u>Primula auricula</u> , <u>Pinguicula alpina</u> , <u>Gentiana clusii</u> , <u>G. asclepiadea</u> , <u>G. pneumonanthe</u> , <u>Sesleria varia</u> , <u>Carex sempervirens</u> , <u>Cladium mariscus</u> , <u>Juncus subnodulosus</u> , <u>Selaginella selaginoides</u> , <u>Schoenus nigricans</u> , <u>Trichophorum caespitosum</u> , <u>Calluna vulgaris</u> , <u>Bartsia alpina</u> , <u>Orchis morio</u>	Entwässerung u. Eutrophierung aus dem landw. intensiv genutzten Umfeld; Ferneutrophierung durch Schwallwasser eines großen Klärsees (Ismaninger Speichersee); Wiederaustauanlage demoliert
2	Alte Quellschwaige Grünbacherschwaige N Eichenried (M. RINGLER 1965)	<u>Carex ericetorum</u> , <u>Pinguicula vulgaris</u> , <u>Teucrium montanum</u> , <u>Carex humilis</u> , <u>Ophrys insectifera</u> , <u>Orchis militaris</u> , <u>O. ustulata</u> , <u>Peucedanum oreoselinum</u> , <u>Gentiana verna</u> , <u>Epipactis palustris</u>	-
3	Sempt-begleitende Flachmoore 1 km N Eichenkoben (M. RINGLER 1965)	<u>Teucrium scordium</u> , <u>Lysimachia thyrisiflora</u> , <u>Acorus callamus</u> , <u>Menyanthes trifoliata</u> , <u>Utricularia intermedia</u> , <u>U. minor</u> , <u>Scorzonera humilis</u> , <u>Equisetum variegatum</u> , <u>Eriophorum angustifolium</u> , <u>Scorpidium scorpioides</u> (Moos)	allgem. Grundwasserabsenkung; Bachräumung mit Uferverfüllung; Aufhören der Streumahd; Pappelaufforstung
4	Flachmoorreste Schwillachquellen bei Zeilern (RINGLER, M., 1965)	<u>Eriophorum vaginatum</u> , <u>Sphagnum magellanicum</u> (letzteres Torfmoos in Abb. 12 nicht berücksichtigt), <u>Sph. cyrtobifolium</u> , <u>Sagina nodosa</u> , <u>Drosera anglica</u> , <u>Polemonium coeruleum</u>	Melioration von Teilflächen; Fichtenaufforstung; Quellausbaggerung; Aufhören der Streumahd
5	Schafnahrung an der Sempt bei Mooslern mit Waldstück (M. RINGLER 1965)	<u>Cirsium acaulon</u> , <u>Dactylorhiza incarnata</u> , <u>Mnemes uniflora</u> , <u>Carex pulicaris</u> , <u>Ranunculus montanus</u> , <u>Carex davalliana</u>	Totalvernichtung des ganzen Biotops durch Einstellen der Schafbeweidung (1. Schritt), nachfolgend Maisumbruch und Rodung des Waldstücks (2. Schritt)
6	NSG "Fischteiche der mittleren Isar" SE Ismaning Tuffhügel beim Moosmax	<u>Iris sibirica</u> , <u>Carex pseudocyperus</u> , <u>Sonchus paluster</u> (letztere in Abb. 12 unberücksichtigt)	Kiesbaggerung in NSG-benachbarten Iris-Beständen
7	Moosgraben beim Großsender (EINHELLINGER 1972, KUTSCHER & KOHLER 1976, HASE mdl.)	<u>Thalictrum galioides</u>	Ernterückstandsagerung, Motocross
9	Flachmoorrester Rosenau S Moosburg	<u>Potamogeton coloratus</u> , <u>Apium repens</u> (letztere in Abb. 12 nicht berücksichtigt)	-
10	Semptquellen S Markt Schwaben (M. RINGLER 1965)	keine zusätzlichen seltenen Arten; die seltenen Arten von 1 - 8 kommen z. f. aber auch hier vor	Kiesbaggerung und Erholungssee
11	Goldahuber beim Goldachhof	-	Kiesbaggerung und Erholungsbetrieb
12	Gfällach bei Eichenried	-	Anlage eines Wildackers im Magerrassen
13	Wolfshölzl beim Goldachhof	-	-
14	Flachmoorrester b. Großsender	-	-
15	Moorgehölz Dorfen b. Moosinning	-	-
16	Bunkergründe Brennermühle	-	-
17	LSG "Altach" W Notzing (M. RINGLER 1965)	<u>Dactylorhiza ochroleuca</u>	Entwässerung u. Eutrophierung vom Umfeld aus, Müll u. Abraum
18	Buschfleck S Glaslern	<u>Tetragonolobus siliquosus</u>	Großfl. Müll aus Eierfarm abgelagert
19	Flachmoorrester Oberschwilling NW Eitting	<u>Drosera rotundifolia</u> , <u>Trichophorum alpinum</u> (letztere Art in Abb. 12 unberücksichtigt)	Großflächige Müllablagerung, Eutrophierung vom landw. Umfeld aus
20	Wimpel NW Eitting	<u>Ranunculus lingua</u>	Abraum, Müll, Heranackern
21	Heidefleck Manhartsdorf	<u>Inula salicina</u>	Melioration
22	Zustorfer Heidefleck	<u>Inularia elongata</u>	Ackerumbruch
23	Magerrassen am Semptflutkanal E Gaden	<u>Chamaecytisus ratisbonensis</u>	Straßenbau, Aufdüngung
24	Magerrassen Brennermühle	<u>Helianthemum nummularium</u>	Aufdüngung
26	Semptmoosrest E Goldachhof	<u>Glaucolobus paluster</u>	Magerrassen als Wildacker
28	Semptmoosrest E Goldachhof	-	Großfl. Verfüllung, Bachräumung
29	Streuwiesenrest W Eittinger Staumweiher	Arten kamen hier z. T. vor u. wurden mit dem Biotop total vernichtet	Aufdüngung
30	Viehlasmoos bei Gaden	<u>Carex vulpina</u> , <u>C. disticna</u> , <u>C. lasiocarpa</u>	-
31	Viehlasmoos bei Gaden	<u>Eleocharis mamillata</u> , <u>Thalictrum flavum</u> , <u>Allium schoenoprasum</u>	-
32	Viehlasmoos bei Gaden	<u>Gentiana germanica</u> , <u>Utricularia vulgaris</u>	-
33	LSG "Klösterlschwaige"	<u>Comarum palustre</u>	-
34	LSG "Klösterlschwaige"	<u>Laserpitium pruthenicum</u>	-
35	Birkengehölz Goldachhof	<u>Cirsium heterophyllum</u> (HASE mdl.)	-
36	LSG Wörther Moos (Sempttal)	<u>Polemonium coeruleum</u>	-
37	Alte Torfstiche Eichenkoben	<u>Senecio helenites</u>	-
38	Schwabener Moos	<u>Sphagnum squarrosum</u>	-
39	LSG Schwillachtal bei Poigenberg	<u>Dianthus superbus</u>	-
40	Zengermoos W Eichenried	<u>Pinus sylvestris</u>	-
41	Tainger Moos/Schwillachtal	-	-
42	hinteres Finsinger Moos	-	-
43	Notzinger Moos	-	-
44	Torstiche Eittingermoos	-	-
45	Schwaiger Moos W Oberding	-	-
46	Mitt. Isar-Kanal bei Neufinsing	<u>Verbascum blattaria</u> , <u>Saponaria officinalis</u>	--
47	Isardamm bei Gaden	<u>Selaginella helvetica</u>	-
48	Ismaninger Speichersee	<u>Ophrys nolosericca</u> , <u>Ophrys botryoides</u> , <u>Butomus umbellatus</u>	-
49	LSG "Kempfinger Lohe" (M. RINGLER 1965)	<u>Phyteuma nigrum</u> , <u>Asperula odorata</u> , <u>Polygonatum officinale</u> , <u>Cynanchum vincetoxicum</u> , <u>Ranunculus auricomus</u> , <u>Malus communis</u> , <u>Convallaria majalis</u> , <u>Tilia cordata</u> , <u>Galium sylvaticum</u>	-
50	Schwaiger Lohe (M. RINGLER 1965)	<u>Adoxa moschatellina</u> , <u>Arum maculatum</u> , <u>Gagea lutea</u> , <u>Anemone ranunculoides</u>	-
51	Lohe bei Birkeneck	keine weiteren seltenen Arten	-
52	Freisinger Buckel und Isar-Auwald NW Gaden (RINGLER, M., 1965)	<u>Daphne cneorum</u> , <u>Erica carnea</u> , <u>Rhamnus saxatilis</u> , <u>Pulsatilla vulgaris</u> , <u>Dorycnium pentaphyllum</u> , <u>Chamaecytisus ratisbonensis</u> , <u>Globularia cordifolia</u> , <u>Lappula echinata</u> , <u>Lonicera periclymenum</u> , <u>Asperula cynanchica</u> , <u>Biscutella laevigata</u> , <u>Veronica spicata</u> , <u>Allium fallax</u>	Dichte Kiefernauaufforstungen
53	Trockenau bei Heinrichsruh E Gaden	<u>Carlina acaulis</u> , <u>Festuca amethystina</u> , <u>Anthriscum ramosum</u> , <u>Cypripedium calceolus</u> , <u>Platanthera chlorantha</u> , <u>Thesium rostratum</u> , <u>Gentiana ciliata</u> , <u>LitospERMUM officinale</u>	Umbruch der offenen Heidestellen und dichte Koniferen-Aufforstung
54	Waldrand bei Mooslern	<u>Arnica montana</u> , <u>Genista tinctoria</u> , <u>Antennaria carpathica</u> , <u>Potentilla alba</u>	Rodung, Maisumbruch
55	Waldsaum Kempfinger Lohe	<u>Chrysanthemum corymbosum</u> , <u>Inula hirta</u>	Eutrophierung vom landw. Umfeld aus
56	Auensaum b. Gut Hirschau	<u>Potentilla sterilis</u>	Eutrophierung vom Umfeld aus

1) Selten = weniger als ca. 5 dem Bearb. bekannte Fundstellen im Naturraum

Nach dem in Abb. 12 angewandten Verfahren wurden immer nur die z u s ä t z l i c h e n Arten des nächstfolgenden Biotops berücksichtigt. Die Gesamtzahl der in allen Biotopen verschwundenen Arten ist daher viel größer, als es in Anhang 3 und Abb. 12 zum Ausdruck kommt.

Da einige Arten übersehen worden waren, liegt das tatsächliche Artenniveau 1964 noch geringfügig höher als in Abb. 12.



1



4



2



5



3

1 Tief eingeschnittene Talzüge, steil abfallende Naturraumgrenzen und andere standörtlich vielschichtigen Bandstrukturen vereinigen einen Großteil der seltenen Pflanzenarten auf sich (Donautal bei Beuron)

2 Flörenelemente konzentrieren sich auf bestimmte Biotoptypen, z. B. viele boreal-alpinen Arten auf seenreiche Moorkomplexe (Kesselseen bei Wasserburg/Inn)

3/4 Viele bedrohte Pflanzenarten bevorzugen Übergangszonen, müssen also vor allem in Kontaktkomplexen gesichert werden: die Gladiole (*Gladiolus palustris*) im Übergang Magerrasen/Flachmoor, der Wassernabel (*Hydrocotyle vulgaris*) im »Pendelmilieu« (LEEUVEN) der Nahtzone See-Überflutungsgebiet/Übergangsmoor.

5 In sich geschlossene Maschenstrukturen, z. B. das Moornetz um den Bannwaldsee bei Füßen, haben wegen ihrer Standortvariabilität ebenfalls eine zentrale Bedeutung im Artenschutz.



6



8



7



9

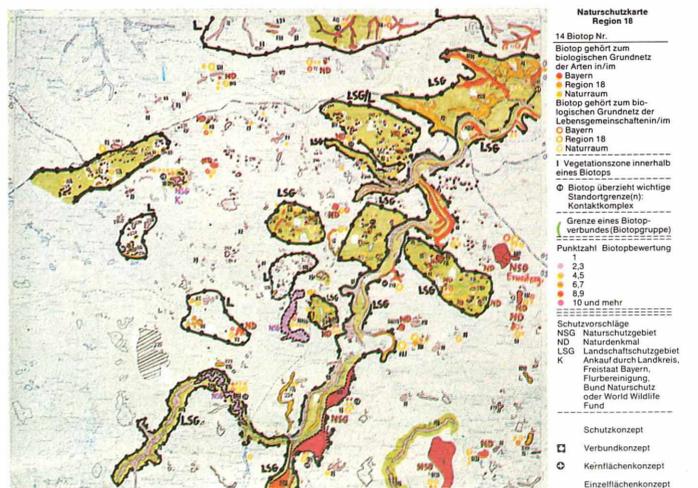
6 Nur winzige Sonderstandorte (z. B. Magerrasen auf Molasse-rippen bei Trauchgau) sind von den bis in die 50er Jahre hinein ausgedehnten Kultur- und Düngegradienten übriggeblieben.

7 Sonnentau=Populationen (*Drosera rotundifolia*) sind im tertiären Hügelland auf wenige Quadratmeter unmittelbar neben intensiven Nutzflächen zusammengeschrumpft (Gschöd bei Simbach). In den alpennahen Gletscher-Innenzonen (Bild 5) überziehen sie dagegen noch große Flächen.

8 Das Quellmoor an der Gfällach im Erdinger Moos am 8. 6. 1939: Ein Moosbach quillt aus der Erde! (Foto Max Ringler)

9 Der gleiche Biotop 36 Jahre später (Zerfallsphase): der (de)alpine Artenvorrat liegt infolge Eutrophierung, Austrocknung und Verbuschung in den letzten Zügen.

10 In Südostoberbayern wurden alle Biotope u. a. nach ihrem Reichtum an naturräumlich, regional und gesamt-bayerisch seltenen Arten bewertet. Verbundzonen (grün) sind z. B. Maschen- und Bandstrukturen sowie archipelartige Biotophäufungen, in denen sich Artenvorräte auf viele Stützpunkte aufspalten.



10

Alle Aufnahmen v. Verf. (außer 8)

Luftbildfreigabe Reg. v. Obb. GS 300/2409

Josef K. Heringer, ANL, Postfach 61, 8229 Laufen

Betrachtungs- und Arbeitsweise

Unsere Epoche des Wandels ist von mächtiger innerer Spannung und Zerrissenheit, die sich auch in den Wissenschaftsbereichen zeigt, welche sich mit dem Haushaltsgefüge und Erscheinungsbild der Natur in Zeit und Raum befassen. Die naturwissenschaftlichen Richtungen, die ausgehend von der Renaissance in steter Steigerung bis zur Gegenwart den materiellen Bau der Welt erforschten, schufen auf dem Wege der Information eine riesige Basis des Wissens und der verfügbaren Macht über die Natur. Sie handelten im wesentlichen wohl nach der Maxime Descartes, »jede der Schwierigkeiten in so viele Teile zu teilen als möglich und zur besseren Lösung wünschenswert wäre« (FRANK zit. nach CUBE 1967, S. 287). In der extremen Ausprägung führte dies dazu, daß man sagen konnte: »Die Naturwissenschaft ist gerade dadurch als Naturwissenschaft gekennzeichnet, daß sie darauf verzichtet, von Natur zu sprechen, daß sie vielmehr Natur in ihre Komponenten zerlegt und damit denaturiert« (ebenda S. 267). Durch moderne mathematisch-kybernetische Techniken und deren Hilfsapparaturen bekamen die Wissenschaftler ein Instrumentarium an die Hand, das mit seinen mechanistischen statisch-schematisierenden Methoden der Informationssammlung und Auswertung diese Tendenz außerordentlich fördert. In den letzten Jahren trat jedoch mit zunehmender Deutlichkeit die Not des fehlenden Sinnzusammenhangs in Erscheinung. Information als Erkenntnisvermittlung bezog sich zu sehr auf Funktion, Struktur und Form der Landschaft, erwies sich als zu wenig umfassend und vernachlässigte deren vital- und geistbestimmten Gestalt- und Symbolcharakter. Dies hat jene herausgefordert, die den Weg des Bildhaften, der gesamtheitlichen Betrachtung und Bewertung lebendiger Vorgänge für den besseren halten.

Die Entscheidung zur Ganzheitsbetrachtung nimmt das Risiko des Vorwurfs der Einseitigkeit und Ungenauigkeit auf sich, denn nach HABER (1972 a, S. 298) »... ist und bleibt es schwierig, in der vom Computer beherrschten Zeit neben dem quantitativen Datum die zahlenmäßig nicht erfaßbare Qualität, die durch Quantifizierung sogar zerstört werden kann, als gleichwertige Größe anzuerkennen«.

Ähnlich äußert sich TISCHLER (1976, S. 1) »In der Ökologie, der Wissenschaft von den Beziehungen zwischen Lebewesen und Umwelt, setzt die Erforschung entscheidender Probleme ein Denken voraus, das in erster Linie nach Zusammenhängen sucht, also ein kombinatorisches Vermögen. Den Ökologen interessiert die Verwirklichung des Lebens in seiner Mannigfaltigkeit und Verflochtenheit. Dabei kann er nicht auf unbewußt vorangehendes Erkennen von Qualitäten und Gestalten verzichten. Das hat ihm bisweilen den Ruf eines weniger exakten Forschers eingetragen; freilich zu Unrecht, da auch er intuitives, d. h. Zusammenhänge mit einem Blick übersehendes Erfassen, in ein rational nachprüfbares Verfahren seiner Ergebnisse umwandeln muß«.

Nach PORTMANN (1966, S. 29) »bleibt das Wirken der Imagination, des Denkens in Bildern, in Analogien eine der großen Formen geistigen Seins – die Sprache selbst lebt davon, die Dichtung, alle Künste leben von ihr. wie oft sich auch der rationale Verstand leise von diesem Erleben lenken läßt, wo

seine eigenen Mittel den Dienst versagen, wollen wir auch nicht vergessen«.

Zum gleichen Thema führt WEIZSÄCKER (1973, S. 17) aus: »Imago heißt Bild und der Begriff des Bildes bezeichnet das Verhältnis des Abgeleiteten zum Ursprünglichen. Das Vorbild, der Archetyp ist eben die Idee, das Abbild davon ist das 'Sinnending'«.

Was ist Landschaft, deren Eigenart verdeutlicht werden soll? Ist Landschaft eine mehr oder weniger mechanisch funktionierende biologische Maschine oder ist sie erlebbares Sinnending und Abbild einer höheren Ordnung?

Was EIGEN/WINKLER (1975, S. 345-346) über die »Theorie der ästhetischen Information« und deren Sinn und Grenzen schreibt, kann getrost auch auf das nahe verwandte Thema der Ermittlung landschaftlicher Eigenart bezogen werden. Es wird hier angesprochen »... die Sinnlosigkeit des Versuchs, die auf verschiedene Ursachen zurückführbare vielparametrische und subtile Aussage auf eine 'Kennzahl' zu reduzieren. Durch eine solche Mittelwertbildung wird nicht Information zusammengefaßt, sondern einfach zerstört. Warum mitteln, wenn Einzelheiten wahrgenommen werden können. Allein diese sind für ein Kunstwerk maßgebend.«

Für das Herausarbeiten des Eigenartsträchtigen in der Landschaft ist demnach das beschreibende Untersuchen und Werten wohl die angemessenste Arbeitsweise. Das »erzählerische Element« soll das »scharfe Bad der Analyse« indes nicht aus-, sondern einschließen (vgl. MANN 1973, S. 44). »Der Mannigfaltigkeit der Ökologie kommt man am nächsten, wenn auch eine Mannigfaltigkeit an Darstellung zur Verfügung steht« (REMMERT 1978, S. 1).

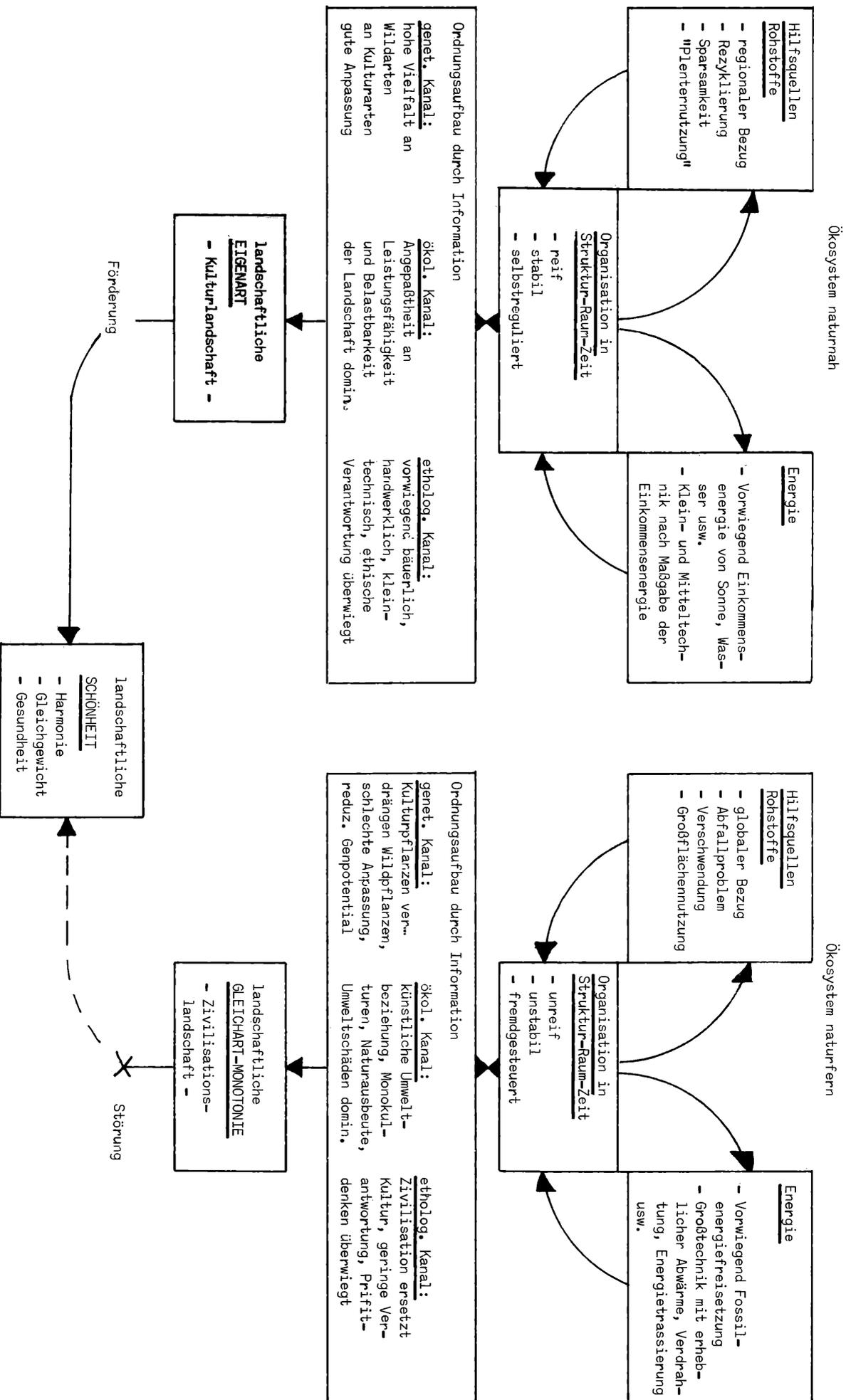
Wurzeln der Eigenart

Das deutsche Wort »Eigenart« findet in besonderen Kultursprachen zahlreiche sinnhaft-entsprechende Gegenstücke. Es besitzt semantische Ähnlichkeit mit »Individualität«, »Partikularität«, »Personalität«, »Charakteristik«, ist auch verwandt mit »Originalität«, »Identität«. Eigenart bedeutet »Gestalt«, »So-sein«, »Unverwechselbarkeit«, unterscheidet Dinge sich gleichender Art. Mit der Hinzufügung eines Eigenschaftswortes wird das Besondere der Eigenart näher umrissen, wird angegeben, ob sie dem, der ihr begegnet, subjektiv liebenswert oder unangenehm erscheint. Als reines Substantiv gebraucht, grenzt sich eigenart deutlich von Unart, Abart, Fremdart und Gleichart ab. Eigenart scheint begrifflich Wert in sich selbst zu verkörpern, in Verbindung mit raumbedeutsamen Gesetzen wird Eigenart mehrfach als gesetzlich geschütztes Gut genannt. Das BAYERISCHE LANDESPLANUNGSGESETZ Art. 12, Abs. 12 schreibt in diesem Zusammenhang: »Gebiete von besonderer Schönheit oder Eigenart und Naturdenkmale sind möglichst unberührt zu erhalten und zu schützen«. Das BAYERISCHE NATURSCHUTZGESETZ führt in seinem Art. 1, der sich mit »Grundsätzen« sowie »Zielen und Aufgaben« befaßt, u. a. an: »Natur und Landschaft sind in ihrem Leistungsvermögen zu erhalten. Sie sind insbesondere vor Eingriffen zu bewahren, die sie ohne wichtigen Grund in ihrem Wirkungsgefüge, ihrer

Abb. 1: Hierarchie der Landschaft (vgl. hierzu auch HABER 1977, S. 115 und BRENINGER 1973, S. 14)

Seinsbereiche	Existenz-Ebene	Naturbezug	Betrachtungsweise
geist- bestimmt	Idee Symbol	»Paradies« Weitland- schaft (Nationalpark)	– Gesamtschau theologisch philosophisch-ethisch bestimmt – Ganzheitstheorie ethologisch-philosophische Aspekte ergänzen die vier nachgeordneten Betrachtungs- weisen
vital- bestimmt	Gestalt Form	Landschaftsindi- viduen Landschaftstypen (z. B. Bergland- schaft)	– Zufall und Wahrscheinlich- keit bestimmend – Massenphänomene (mechani- stische und deterministische Ordnung d. gr. Zahlen)
materie- bestimmt	Struktur Funktion	Landschaftsbestandteile Moore, Täler, Hügel, Terrassen Ressourcen Hydro-, Geo-, Atmosphäre	– Determinismus und Kausalität (Vorausbestimmung nach Ursache und Wirkung) – physikalisch-chemische Gesetz- lichkeit und Reaktion rel. einfacher Art

Abb. 2: Landschaftliche Eigenart und Schönheit – Beurteilungshilfen



Literatur:

MARGALEF Ramon, 1968: Perspectives in ecological theory - Chicago - Uni-Press
 TOMASEK, W., HABER W. 1974: Raumplanung, Umweltplanung, Ökostempfanung. In = Innere Koloniat. Heft 3/74

Eigenart und Schönheit beeinträchtigen oder gefährden können.«

Zweifelsfrei wird also der landschaftlichen Eigenart neben der Schönheit ein besonderer Wert zugebilligt. Es fehlt indes weitgehend an der Definition dessen, was dieser Begriff beinhaltet. Was Wunder, wenn er als Rechtsgut faktisch uneinklagbar und dem beliebigen Herumdeuteln Tür und Tor geöffnet ist. Indessen – Eigenart als räumliche Wertkategorie scheint nun in dem Maße in den Vordergrund zu rücken, in dem sie abnimmt und durch Gleichart und Unart ersetzt wird.

Das kulturelle Schaffen des Menschen in der ursprünglichen Bedeutung von »bebauen, pflegen, pflanzen« ist auf's engste mit der Eigenart und Gestaltwerdung einer Landschaft verbunden. Je nach Formvorgabe ist dieser Beitrag größer oder geringer anzusetzen. Nach HERDER ist die Landschaft das große Gegenüber des Menschen, doch »sie zwingt nicht, sondern sie neiget«. Bei HEGEL ist es das dialektische Spiel der Frage der Natur an den Menschen und dessen Antwort an sie und umgekehrt (zit. bei SCHWIND, 1964, S. 72).

Für TOYNBEE ist »Challenge and Response« also »Herausforderung und Antwort« von entscheidender Bedeutung für die Landschafts-Menschheitsgeschichte. »Herausforderung« entsteht durch die unverfügbaren Kräfte der Natur, aber auch autokatalytisch durch das menschliche Wirken in Raum und Zeit, das sich in und mit der zur Landschaft gewordenen Natur ereignet. »Jedes Stück Erde, auf dem Menschen leben oder lebten, enthält die von Menschen gegebenen Antworten auf die Fragen der Natur. Wo diese Antworten gültig sind, dokumentieren sie eine Kultur. Jede Kulturlandschaft ist eine Komposition aus Natur und Objektivationen des Geistes« (SCHWIND, 1964, S. 12).

Mit das hervorragendste Ergebnis der Herausforderung im Sinne von »Antwort« ist die landschaftliche Eigenart (vgl. TOYNBEE, 1970, S. 101–107). »Antwort« ist mehr als »Reaktion«. Nur der Mensch kann sie geben, indem er seinen Geist und die ihm eigene Freiheit benützt und über alle mehr oder weniger mechanistisch-determinierten Vorgaben der Natur hinweg, »so« oder »anders« handelt. Der Phasenwechsel in der Landschafts-genese, der sich durch das Hinzutreten des Menschen ergibt, macht es deshalb erforderlich, daß neben den ökologischen Aspekten in größerem Ausmaß auch ethologisch-philosophische als eigenartsbedingend erachtet werden.

Ähnlich sieht auch SCHMITHÜSEN (1939, S. 570) die Rolle des Menschen; er schreibt, daß »... in der Gestaltung jeder Kulturlandschaft Kräfte wirksam sind, die aus der gemeinsamen seelischen Grundhaltung« der jeweiligen Bevölkerung erwachsen. Irrig wäre es in diesem Zusammenhang, der Landschaft selbst »Psyche« unterstellen zu wollen. sie besitzt Symbol- und Sinngehalt und Ausdruckswert als lohnendes Objekt für Fragestellung und Analyse, aber nicht »Seele«. Das Herausarbeiten landschaftlicher Eigenart hat also nichts mit »landschaftlicher Seelenkunde« zu tun, sondern versucht lediglich, die für sie ursächlichen Spielregeln der Begegnung Mensch – Natur darzustellen. Daß dies ein Unterfangen ist, das nur ansatzweise gelingen kann, liegt in der Natur der Sache. Man kann WHEELER (zit. bei EIGEN/WINKLER 1975, S. 174) nur zustimmen, wenn er sagt: »Wir können davon ausgehen, daß wir erst dann verstehen werden, wie einfach das Universum ist, wenn wir zur Kenntnis genommen haben, wie eigenartig es ist.« Die Eigenart ist demzufolge ein Seinsprinzip der belebten

Welt, das sich nicht beliebig unterteilen und auf einen voll einsichtbaren und somit verfügbaren substantiellen Kern reduzieren läßt. Sie wird bereits in der wohl ältesten metaphorhaften Schilderung eines naturbezogenen Sachverhaltes, dem alttestamentarischen Bericht des Buches Genesis, angesprochen. Schon dort wird dem Geschaffenen die Fähigkeit zuerkannt, sich jeweils »nach seiner Art« (Gen. 1, 11) zu entfalten und zu entwickeln (vgl. auch DREIER 1977, S. 156).

Stellung und Inhalt landschaftlicher Eigenart

»Landschaftliche Eigenart« kann vorwiegend der Gestaltenebene zugeordnet werden, doch wird deutlich auch die benachbarte Symbolebene angerührt (siehe Abb. 1). Nach EIGEN/WINKLER (1975, S. 88–89) beruht Gestalt auf Ordnung in Raum und Zeit und drückt sich das Wesen des Gestaltbegriffs in seiner »Übersummenhaftigkeit«, wie auch in seiner 'Transponierbarkeit' aus. Gestalt wird in unserem Denkorgan als Ganzes reflektiert. Gestalt ist somit alles, was sich in unserer, der Wahrnehmung zugänglichen Raum-Zeit-Welt von einer statistisch unkorrelierten 'Rauschkulisse' abhebt.«

In Anbetracht all dessen läßt sich nach Ansicht des Verfassers landschaftliche Eigenart wie folgt definieren:

Unter landschaftlicher Eigenart wird diejenige Art und Weise verstanden, wie sich die unbelebten und belebten Landschaftsfaktoren fügen und wie sie unter Einfluß des geistbestimmten, schöpferisch gestaltenden Wirkens des Menschen in der Zeit zu einem Erscheinungsganzen bestimmter Gestalt geprägt und überformt worden sind. Sie deutet in ihrem Symbolwert in der Regel auf eine spielerische Übereinstimmung menschlichen Handelns mit den landschaftlichen Vorgaben hin. Da sie anthropomorph gesehen Wert in sich beinhaltet, schließt sie jedoch im dialektischen Gegensatz hierzu Ergebnisse disharmonischer Landschafts-Mensch-Beziehungen nicht prinzipiell aus.

Die Einschränkung, daß Eigenart der Landschaft nicht nur »ökologische Stimmigkeit« sondern bisweilen auch Disharmonien nicht ausschließt, wird deutlich bei einer so berühmt wie eigenartigen Landschaft zum Beispiel Berchtesgadens. Die vom Bergwanderer so geschätzten und gerne begangenen Hochflächen der Plateaugebirge dieses Naturraumes wären wesentlich matten- und walddreicher, und weniger »Steinernes Meer«, wenn man dort nicht jahrhundertlang Almwirtschaft getrieben hätte. Ohne die Hochlagennutzung bzw. -übernutzung wäre jedoch nicht die Almwirtschaft, mithin deren unbestrittener Beitrag zur liebenswerten Eigenart dieses Landes entstanden. »Wo gehobelt wird, fallen Späne«, nur muß darauf geachtet werden, daß das Verhältnis von »Spänen« und »Werkstück«, von Aufwand und Ertrag, von preisgebener natürlicher Ordnung zur dadurch ermöglichten menschlich geprägten kulturellen Ordnung verhältnismäßig ist. Beiliegende graphische Erläuterung soll über die rein verbale Definition hinaus Aufschluß geben über Inhalt sowie seins- und betrachtungsmäßige Stellung landschaftlicher Eigenart.

Beurteilung und Wertung

Urteilen bedeutet mehr als »Zerteilen, Auseinandernehmen«, es schließt die Sinnsuche prinzipiell mit ein. Wo nach dem Sinn gefragt wird, fragt man letzten Endes auch nach dem Wert. Es ist nun nicht Aufgabe dieser Arbeit, eine generelle Wertediskus-

sion durchzuführen, doch ist die Landschafts- und Landespflege und die ihr zugrundeliegende wissenschaftliche Ökologie, recht verstanden, »mehr als eine Wissenschaft im Dienste materieller Ansprüche und Wünsche der Hochzivilisation. Sie kann ihrer Aufgabe nur im Dienste am Menschen gerecht werden, indem sie ihm lebensnotwendige Binsenwahrheiten verdeutlicht« (SCHWABE 1972, S. 241).

Einen absoluten Maßstab für »Wert und Unwert« kann der Mensch in seiner beschränkten Erkenntnisfähigkeit nicht besitzen und niemand, der dies bisher – zu Recht oder zu Unrecht – vorgab, konnte zwingende Beweise erbringen und die gesamte Menschheit darauf verpflichten. Jeder Maßstab beruht auf Konvention – in der Physik ebenso wie in der Ethik. Wenn auch im Laufe der Geschichte unserer abendländischen Kultur – und vor allem seit der technischen Revolution – sich viele Wertbegriffe in ihr Gegenteil verkehrt haben oder zumindest relativiert wurden, kommen wir nicht umhin (und praktizieren dies laufend), für uns persönlich, wie für unsere Gesellschaft Grundwerte als gültig anzuerkennen und unser Handeln nach ihnen auszurichten.

Da sich unsere Gesellschaft mitunter noch als eine christliche bezeichnet, könnten wir, alter Tradition folgend, auch für die vorliegende Beurteilung landschaftlicher Eigenart unsere Grundwerte-Konvention auf die Bibel, insbesondere die Zehn Gebote aufbauen: Wir finden hier in Wort und Sinn ausgedrückt die Achtung vor dem Leben; dem eigenen, dem des Nächsten und dem der tierischen und pflanzlichen Kreatur. Und wir finden hierin auch ausgedrückt die Warnung, unser substantielles Hier und Heute, unseren beschränkten, egoistischen Willen nicht als absolute, oberste Instanz zu betrachten, sondern in eine Ordnung einzugliedern, deren Ursprung und Ziel sich verbirgt, die aber eben deshalb und weil sie ohne uns, wir aber nicht ohne sie existieren, von einer höheren Qualität sein muß, als wir selbst. Es ist nicht notwendig, dieser Ordnung einen Namen zu geben. Wer christlich oder anders religiös fühlt, mag dies tun, doch bedarf dieses Grundwert-Bekenntnis keiner konfessionell-metaphysischen Stütze und kann daher von jeder Ethik, die das Leben über den Tod stellt, getragen werden. Gerade für die landschaftspflegerische Diagnose und Therapie scheint dieser Werte-Maßstab sehr wichtig und nützlich. Er stellt die Ordnung in der Vielfalt des lebendigen über die unbelebte Ordnung des Anorganischen. Er läßt Spielraum und gestattet uns die einfühlende Nutzung, nicht aber die egoistische Ausnutzung unserer Umwelt. Er fordert uns auf, die Ordnung, in der und durch die wir leben, in ihrer weiteren evolutiven Entwicklung zu unterstützen, nicht aber für kurzfristigen Gewinn sie in ihrer Substanz zu gefährden – etwa durch Ausrottung von Arten, von genetischem Potential und schwerwiegende Störung von biologischen Kreislaufprozessen. Neben einem Wertmaßstab, der sich nicht präzise und allgemein akzeptabel festlegen läßt, wie etwa der Amsterdamer »Normal-Null-Meereshöhenspiegel«, gibt es jedoch eine Reihe von verständlichen und anwendbaren Beurteilungshilfen, die das eigene Werturteil begründeter machen und auf eine rational nachprüfbar Ebene heben können. Die landschaftliche Eigenart, größtenteils auf der Gestaltebene angesiedelt, fußt vom Aufbau der Landschaft her, auf den Landschaftselementen und ihrem Haushalt, der aus einem vernetzten System von Rohstoff-Energie-Organisationsbezügen besteht. Die Organisation in Struktur, Raum und Zeit steht schlechthin für die

bewegende und steuernde Information, ohne die Rohstoff und Energie ungenutzt bleiben. Das Organisationsgefüge wird vorwiegend getragen vom – genetischen Kanal (genetisches Potential der Arten)
– ökologischen Kanal (Formen der Angepaßtheit des Lebens an die Umwelt, Beziehung der Lebewesen untereinander)
– ethologischen Kanal (Art und Weise des menschlichen Verhaltens in und zur Natur im Sinne der Kulturrethologie).

Landschaft als Ökosystem verstanden, läßt sich vereinfacht auch darin unterscheiden, ob sie »naturnah« oder »naturfern« organisiert ist. Auf feine graduelle Unterschiede braucht in diesem Zusammenhang nicht Rücksicht genommen werden, weil es dabei lediglich um das Aufzeigen von Tendenzen geht.

Landschaftliche Eigenart kann herausgearbeitet werden, wenn im konkreten Fall die Art und Weise der landschaftlichen Inanspruchnahme durch den Menschen in Eingriffskomponenten zerlegt und die am leichtesten überprüfbar Rohstoff- und Energiebeziehungen im Sinne der nachstehenden Abbildung »Landschaftliche Eigenart – Beurteilungshilfe« untersucht wird. Auf eine exakte quantitative Ermittlung von Beziehungsgrößen wird zunächst verzichtet. Es geht darum, daß erst einmal mit einem Ideenansatz ein auf Eigenartsermittlung bezogenes Denken angeboten und gepflogen wird – gewissermaßen als Sofortmaßnahme gegen den beängstigenden Eigenartschwund aller Arten.

Wenn es neue Wissensbereiche zu erobern gilt, deren Bearbeitung von elementarem Interesse zu sein scheint, so ist es notwendig, rasch zu handeln und »Nischen« mit Grobkonzepten zu besetzen. Auf diese Weise kann Zeit gewonnen und mancher Schaden verhindert werden (vgl. TOMASEK 1976, S. 310). Die »Wissensukzession« verfeinert ohnehin durch Differenzierung und Komplexitätszunahme das Begonnene und korrigiert dergestalt die Unvollkommenheit der »Erstbesiedlung«.

Verzichtbare und unverzichtbare Eigenart

Eigenart ist ein schwer zu sicherndes Gut, ihre Erhaltung fordert von uns als Einzelperson wie als Gesellschaft gesehen erhebliche Umstellung in Bezug auf unser Tun und Lassen. Zudem ist wieder einmal in unserer Geschichte eine Wertbestimmung notwendig, die vieles von dem in Frage stellt, was unser sogenanntes »modernes« Leben ausmacht. Zunehmend hegt man Zweifel, ob der Fortschritt die Zukunft kosten darf, Zukunft verstanden auch als Lebensraum, der infolge Eigenartigkeit die Möglichkeit zu Identifikation, Stimulanz und Sicherheit bietet und uns hilft, die Selbstentfremdung als soziales Massenphänomen der gegenwärtigen Zivilisationsphase zu überwinden (vgl. ARDEY 1968).

Es ist im Sinne der Lebensökonomie, die nach dem Aufwand für Existenzsicherung und -entfaltung fragt, notwendig zu überlegen, was an der Eigenart unverzichtbar und was verzichtbar und somit wandelbar ist. Um der Beantwortung dieser Frage näher zu kommen, ist der Wert der landschaftlichen Eigenart in eine andere Wertigkeit einzubauen, die uns gemeinhin vertrauter ist – nämlich in die, die wir als »Heimat« kennen und schätzen gelernt haben.

Heimat besitzt eine persönliche, soziale und räumliche Komponente. Das Räumliche, das wir physische Umwelt nennen – zunächst Hauptgegenstand unserer Betrachtung – ist nicht etwa nur die Gesamtheit

der Dinge unserer näheren und weiteren räumlichen Umgebung, gemäß der These von Cartesius. Sie ist vielmehr in Anlehnung an die Gedankengänge eines Jakob von Uexküll gleichermaßen ein Zusammenhang von Wahrnehmungen (Merkwelt) und Handeln (Wirkwelt) und dies nicht etwa nur auf den Menschen und dessen unterschiedliche Individualität, sondern auf alles Kreatürliche bezogen (vgl. DIGNÖS 1980, S. 223). Dem Menschen gebührt zwar eine gewisse Führungsrolle, doch sollte sie zu seinem eigenen Wohle mehr herrschend-dienenden als beherrschend-ausbeutenden Charakter haben.

Heimat muß man mögen können, muß bei aller Unterschiedlichkeit gewissermaßen »Wohlstand für alle« und »Leben und leben lassen« einschließen. Die Toleranz des Menschen gegenüber seinen pflanzlichen und tierischen Lebenspartnern im wahrsten Sinn des Wortes schafft ihnen und vor allem ihm selbst Spielraum, in der sich Eigenart als Persönlichkeit entwickeln kann.

Der Mensch als verortetes Lebewesen kann zwar in vielen Landschaften leben (oder überleben), doch kann er dies nicht jedesmal in gleicher Intensität. Es muß etwas geben, was nach dem Motto »gesucht und gefunden« wechselweise Landschaft und Mensch aufeinanderzueignen läßt und zu Identität verhilft. Alexander von BRANCA (zit. bei BURGER 1974, S. 3) bedient sich in diesem Zusammenhang einer Definition von Heimat, die sie weitgehend identisch setzt mit »Zuneigung zu landschaftlicher Eigenart«. Sie lautet: »Heimat ist der Bereich von unverwechselbarer, teils auf natürliche Gegebenheiten, teils auf Gestaltung durch den Menschen zurückgehender Eigenart, der Voraussetzung für die Identifikation der Bewohner, für ihre Unterscheidung von anderen ist.«

Doch nun ist zu fragen, inwieweit der Veränderung von Eigenart selbst nicht Spielraum einzuräumen ist? Heimat als eigenartiges Ordnungsgefüge kann auf Dauer nur bestehen, wenn sie den Grundprinzipien des Lebens entspricht und die von EIGEN/WINKLER (1975, S. 87) wie folgt dargelegt werden: »Die Ordnung des Lebendigen baut dem 'Konservativen' wie auch auf dem 'Dissipativen' auf. Die Gestalt der Lebewesen, die Gestalthaftigkeit der Ideen, sie haben beide ihren Ursprung im Wechselspiel von Zufall und Gesetz«. Das konservative Element neigt seitens des Menschen der wertgeschätzten Landschaft gegenüber zu einem Verfestigen der Bindung. Autokatalytisch wird durch positive Rückkoppelung das vertraut Eigenartige zum Einzigartigen, zum Bestimmenden und Ausschließenden, dem man in Treue anhängt.

Die Dissipation ist hingegen das dem Konservativen entgegengesetzte Prinzip des Zerstreuen-Sich-Wandelnden. Es ist geeignet, einerseits der Gefahr des erstarrten Festhaltens zu begegnen, indem es ausreichend Neuland für das Weiterwirken des Spiels von Zufall und Notwendigkeit schafft. Andererseits kann Dissipation, wenn sie des konservativen Gegengewichtes entbehrt, zur furchtlosen Selbstauflösung werden.

Ökologisch gesehen erspart das Bleiben bei einem Objekt im Sinne von »Treue halten« die Energieverluste, die zunächst bei einem Objektwechsel auftreten und bringt deshalb Selektionsgewinn. Andererseits kann ein Wechsel im Sinne eines dissipativen Schrittes zwar Energie kosten, die letztendlich jedoch durch eine Steigerung der Chancen für die Selbsterhaltung bzw. Selbstvermehrung den Verzicht auf das »Eingerastetsein auf Eigenart« aufwiegt. Das hat zur Folge, daß Eigenart kein an unveränderliche

statische Zustände gebundener Wert ist. Wenn eigenart nichts Unveränderliches ist, dann scheint sie in Maßen auch wandelbar zu sein, dann muß sie auch »verzichtbare« Komponenten aufweisen (TOMASEK 1978).

Die Natur des Lebendigen gebietet dessen ungeachtet Vorsicht in der Fällung von Urteilen wie »verzichtbar«. Zu leicht wird hier aus der Sicht einer aktuellen Nutzen- und Zweckideologie nur deshalb ein Negativurteil über Dinge gesprochen, weil die volle Sicht auf ihr Wesen verlegt ist. PORTMANN (1967, S. 15) betont nachdrücklich die Bedeutung des Zwecklosen in Bild und Ordnung des Lebendigen: »Viele Einzelheiten der Gestaltung weisen über dieses einfach Notwendige hinaus auf weitere, andere Bedeutungen hin, an deren Entzifferung wir arbeiten, zwecklos, d. h. nicht sinnlos«. Doch kann dies andererseits nicht heißen, daß die evolutiven Wirkkräfte von Mutation und Selektion ausgesetzt und »alles beim Alten« zu bleiben habe.

Was aber in den 150 Jahren der Industrialisierung an tatsächlicher Veränderung über uns hereingebrochen ist, kann in den Maßstäben einer natürlichen Evolution schon lange nicht mehr beschrieben werden. RIEDL (1972, S. 14) drückt diese Entwicklung so aus: »Diese Populationen des homo sapiens haben mit Sprache und Schrift einen zweiten Code entwickelt, der der zivilisatorischen Evolution eine bereits hunderttausendfache und exponentiell weiterwachsende Beschleunigung ermöglicht. Aus Hochkulturen sind Industrie- und Erfolgspopulationen geworden, in denen die alten Erfolgsmechanismen des vergrößerten Energiedurchsatzes vorhalten, die Bremse des alten Evolutionsrhythmus aber weggefallen ist. Die Erfolgsgesellschaft ist schneller geworden als die Evolution«. Und der Erfolg der Erfolgsgesellschaft beruht vielfach darauf, daß Eigenart durch Norm, Vielfalt durch Einfalt, Mehrfachnutzung durch Einfachnutzung, handwerkliche Verschiedenartigkeit durch industrielle Standardisierung ersetzt wird.

Der Mensch ist bei aller Weltoffenheit, die sich deutlich von der viel engeren Abhängigkeit des Tieres von seiner Umwelt als Ökotopeinheit abhebt, »nicht beliebig anpassungsfähig, weder physiologisch-ökologisch noch psychisch« (BUCHWALD o. J. S. 31). Eine Landschaft als Merk- und Wirkwelt, in der es immer weniger zu »merken« gibt, der es an Identifikationsmöglichkeit mangelt, in der er nicht mehr primär gestaltend »wirkt«, sondern zunehmend nur mit einem sich ständig vergrößernden chemisch-technischen Apparat agiert, führt zu reduziertem Menschsein.

Die Frage, die sich de facto stellt, lautet weniger »was ist verzichtbare und was unverzichtbare Eigenart?«, sondern vielmehr »glaubt man auf Eigenart verzichten zu können?«. Demjenigen, der den Wert der Eigenart, speziell der landschaftlichen erkannt hat, wird aus freien Stücken an Eigenart sichern, was sich sichern läßt. Die Gefahr, daß er dabei des Guten zu viel tut, ist gering, denn die Wucht und das Übermaß an Zerstreungs- und Abbautendenzen (Dissipation) ist noch kaum gebrochen.

Gefährdete Eigenart

»Gefährdet« kann nur etwas werden, was als relativ heiler, gesunder, wertgeschätzter Zustand empfunden wird. – Nach all dem, was über »Heimat« gesagt wurde, muß gefordert werden, daß eine Umwelt, im konkreteren Sinne ein Stück Landschaft als Heimat, in Bezug auf den Menschen mehr sein muß, als der Produktionsort von Luft, Wasser, Nah-

Standort für Wohnungen, Industrieanlagen und Fremdenverkehrseinrichtungen. Sie hat darüber hinaus auch »Ethos« im griechischen Sinne zu sein« . . . das ist der Ort, wo jemand hingehört, sein gewohnter Aufenthalt, die diesem Ort gemäße Gewohnheit, die ihn erfüllende Lebensweise« (FREYER 1966, S. 47).

Indes, während die eine Weltanschauung die Landschaft durch ungestüme, vermessene »Neo-Genesis« gefährdet sieht, glaubt sich eine andere noch immer von Natur und Landschaft bedroht und bevormundet. Die Aufrichtung einer menschlichen Ordnung, die den Fehlern und unverfügbaren Abläufen der natürlichen Welt entgegengesetzt ist, nennt SARTRE zwar das »Hirngespinnst einer Antinatur« (zit. nach SEDLMAYR 1970, S. 63), dennoch scheinen weite Kreise unserer Zeitgenossen noch volle Heilserwartung in diese Neuordnung zu investieren.

Vor diesem weltanschaulichen Hintergrund steht unsere Landschaft wie unser Land vor der Wahl zwischen dem Leitbild einer sich mehr und mehr von natürlichen Bedingungen freimachenden und auf noch mehr chemo-technische Hilfskonstruktionen setzenden Europa-Provinz und einem ökologisch ausgewogenen, seinen Eigenwert kultivierenden »Lebensraum«. Für die einen ist Eigenart der Landschaft nur da von positiver Bedeutung, wo sie an überwältigender Durchschlagskraft modernen Werbesignalen gleichwertig ist oder wo liebliche Anmut sich anbietet, als Kitschkliche für Gemütlichkeit und Geborgenheit ausgeschlachtet zu werden. – Soll aber der »Lebensraum« im Sinne von Heimat als Biotop und Psychotop im Vordergrund der Landschaftsentwicklung stehen, dann gibt »Eigenart« das Grundmaß im rechten Umgang mit der Landschaft an.

Gefährdet ist meist nicht die bestimmende, berggetürmte anorganisch-mineralische Eigenart einer Landschaft. Niemand hegt wohl Pläne, ihr Makrorelief zu verändern – etwa den Watzmann-Berg abzusprengen und damit den Königssee aufzufüllen oder aus dem Tertiärhügelland eine Tertiärebene zu machen. Gefährdet ist jedoch das Feine, Grobstrukturen mildernde und überziehende Nutzungs- und Formengeflecht, das Kulturelle in der Landschaft, das in der Auseinandersetzung mit der Natur, aber auch im Spiel mit ihr entstandene eigen- und einzigartige Landschaftskunstwerk. Die Pflege dieses Erbes als Basis für eine erstrebenswerte Zukunft erfordert nicht nur »Naturschutz« herkömmlicher Art, der sich auf die Erhaltung einiger seltener Pflanzen konzentriert, sondern viel weiter gespannt auch das Feld der Landbewirtschaftung, der Materialverwendung und der Handwerkstechniken, der Ortsgestaltung, der Wege- und Straßensysteme usw. mit einbezieht.

Solcher Art schließt er an die etwas in Vergessenheit geratene Tradition der Bayerischen Landesverschönerungsbewegung an, die im ersten Drittel des 19. Jh. als Folge richtig verstandener Aufklärung die Devise ausgab »ganz Bayern ein Garten!«

Gustav Vorherr, der bedeutendste unter den Vätern eines neuen pflegend-gestaltenden Naturverständnisses umreißt seine Arbeit wie folgt: »Die Landesverschönerungskunst, an der Spitze aller Künste stehend, umfaßt im Allgemeinen: den großen Gesamtbau der Erde auf höchster Stufe; lehrt, wie die Menschen sich besser und vernünftiger anzusiedeln, von dem Boden neu Besitz zu nehmen und solchen klüger zu benutzen haben; legt das Fundament zu einem verbesserten Kunst- und Gewerwesen,

gründet die echte Bauhütte; trägt wesentlich zur Veredelung der Menschheit bei; webt ein hochfreundliches Band, wodurch künftig alle gesitteten Völker zu einer großen Familie vereinigt werden, und knüpft durch den Sonnenbau die Erde mehr an den Himmel. Im besonderen umfaßt diese Tochter des 19. Jahrhunderts: das gesamte Bauwesen eines Landes, Wasser-, Brücken-, Straßen- und Hochbau des Hofes und Staates, der Kommunen und Stiftungen, dann die Baupolizei, einschließlich der Polizei des Feld- und Gartenbaues; lehrt, die Hochgebäude nach den vier Hauptweltgegenden orientieren und die Wohnhäuser, mit steter Hinsicht auf die Sonne, möglichst vollkommen einzurichten, die Städte und Dörfer verschönern und besser anlegen; die Fluren vernünftiger einteilen und gestalten; bildet geschicktere Bauleute und strebt glückliches Bürgertum zu gründen und zu erhalten, Gemeines zu veredeln und Niedriges zu erhöhen« (zit. bei DÄUMEL 1961).

Würde dieses Programm, das im »Monatsblatt für Bauwesen und Landesverschönerung« 1826 in München erschien, in die nüchterne Sprache unserer Zeit übersetzt, es besäße uneingeschränkte Aktualität. Naturschutz und Landschaftspflege als moderne Verpflichtung heißt Landschaft unter einem erweiterten Blickwinkel zu sehen – und sie als Spiel von Gesetz und Zufall verstehen lernen, wo Eigenart nicht Selbstzweck, sondern Gütemaß für besondere und ausgewogene ökologische Beziehungen eines bestimmten Raumes sein kann, die es zu schützen und zu entwickeln gilt.

Alles geschöpft Seiende ist einer Veränderung unterworfen, vom Chaos zur relativen Ordnung, welche, der Zeitlichkeit unterworfen, wieder dem Chaos zustrebt – jedenfalls dem materiellen. Gegen die Entropie ist letztendlich kein Kraut gewachsen. Indes sollte der Weg von hier nach dort nicht ungebührlich beschleunigt werden, im Gegenteil: Aufgabe jedes Menschen wäre die Mehrung der Ordnung, die Veredelung der Materie und dadurch seiner selbst. Die sittliche Haltung, die Menschlichkeit des Menschen läßt sich an seinem Verhältnis zur Natur und ihrer Ordnung – der Kosmogense schlechthin – ablesen (TEILHARD DE CHARDIN 1964, S. 337 ff.).

Zusammenfassung

Landschaftliche Eigenart gilt als Wert in vielerlei Hinsicht. Sie verhilft dem Menschen, der in einem bestimmten Raume lebt, zu räumlicher Identifikation, die ein Verortetsein ermöglicht; sie ist wesentlicher Bestandteil dessen, was wir »Heimat« nennen, mithin unverzichtbar für eine umfassende menschliche Entfaltung. Eigenartenschutz und -pflege hat Eingang in die einschlägige Naturschutz- und Raumordnungsgesetzgebung gefunden. Eine nähere Definition von landschaftlicher Eigenart indessen fehlt weitgehend. Es scheint noch immer eine relativistische Grundwerteinstellung zu obsiegen, nach der der Durchschnittsgeschmack des Bürgers Maßgabe für eine evtl. Einklagung des Rechtes auf Wahrung landschaftlicher Eigenart dienen kann. Dieser Sachverhalt verkennt jedoch die tiefe wechselseitige Verbindung der Eigenart mit den sie zum erheblichen Teil bedingenden landschaftlichen Vorgaben wie Relief-Gestein-Boden, Klima, Vegetation. Zweifellos existiert ein autonomer Beitrag des Menschen bezüglich der Ausprägung von Eigenart, denn er kann als primär geistbestimmtes Wesen unter gleichen Bedingungen frei und verschieden auf die Vorgaben der Natur reagieren und agieren. Dies

hat dazu geführt, daß die Bedeutung der natürlichen Grundzüge der Landschaft und ihrer Eigenart unterschätzt und die menschliche Rolle bei ihrer Entfaltung überschätzt wird.

Es ist deshalb nicht verwunderlich, wenn weitestgehend nach der Prämisse »über Geschmack läßt sich streiten« gehandelt und so systematisch der Gleichart und landschaftlichen Monotonie der Weg bereitet wird und dies als normale Entwicklung angesehen wird. Dieser Entwicklung gilt es Einhalt zu gebieten, was nur möglich ist, wenn man bereit ist, den bequemen »relativistischen« Weg zu verlassen und sich auf die Basis besinnt, auf der sich landschaftliche Eigenart zu entfalten pflegt: auf bestimmte, nachprüfbare Rohstoff- und Energiebeziehungen, gesteuert von vielfältiger ökologischer Information und überformt vom menschlichen Wirken in Raum und Zeit.

Im Anhang wird versucht, mittels Bildern, Bildvergleichen und Erläuterungen wichtige Eigenaspekte der Kulturlandschaft am Beispiel des Berchtesgadener Landes zu erläutern. Als wesentliche Beurteilungshilfe dient dabei die Bedachtnahme auf die Rohstoff-Energie und Organisationsstrukturen nach dem in der Arbeit vorgestellten Schema.

Literatur

Wesentliche Teile dieses Beitrages sind als Vorausveröffentlichung aus:

HERINGER, J., (1980):

Die Eigenart der Berchtesgadener Landschaft – ihre Sicherung und Pflege aus landschaftsökologischer Sicht, unter besonderer Berücksichtigung des Siedlungswesens und Fremdenverkehrs. Diss. am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan.

ARDEY, R. (1968):

Adam und sein Revier. Der Mensch im Zwang des Territoriums, Wien.

BAYERISCHES LANDESPLANUNGSGESETZ vom 6. Februar 1970 (GVBl.)

BAYERISCHES NATURSCHUTZGESETZ vom 13. Oktober 1978 (BayNatSchG).

BURGER, H. (1974):

Die liebe Heimat darf nicht teuer sein. Südd. Zeitung 14./15. August, S. 3.

BUCHWALD, K. (o. J.):

Heimat für eine Gesellschaft von heute und morgen. In: Deutscher Heimattag Lübeck. Hrsg.: Deutscher Heimatbund, Fr. Ebert-Str. 10, 52 Siegburg. 13–48.

CHARDIN, TH. DE (1964):

Das Auftreten des Menschen. Freiburg: Roven und Olten-Verlag.

CUBE, F. v. (1967):

Was ist Kybernetik? dtv Wissenschaftliche Reihe.

DÄUMEL, G. (1961):

Über die Landesverschönerung. Geisenheim: Debus.

DIGNÖS, G. (1980):

Schutz des kulturellen und historischen Erbes. In: Schöner Heimat – Erbe und Gegenwart. Bayerischer Landesverein für Heimatpflege e. V., 69. Jahrg., 1. Vierteljahr/Heft 1, 222–223.

DREIER, W., KÜMMEL, R. (1977):

Zukunft durch kontrolliertes Wachstum. Münster: Verlag Regensburg.

EIGEN, M., WINKLER, R. (1975):

Das Spiel. Naturgesetze steuern den Zufall. München: Piper.

FREYER, H. (1966):

Landschaft und Geschichte. In: Mensch und Landschaft im technischen Zeitalter. Hrsg.: Bayerische Akademie der Schönen Künste. München: Oldenbourg. 39–71.

HABER, W. (1972):

Grundzüge einer ökologischen Theorie der Landnutzung. In: Innere Kolonisation 21: 194–298.

MANN, G. (1973):

Gegenstand und Stil in der Historie. In: Information und Imagination, München: Piper.

MARGALEF, R. (1973):

Perspektiv in ecological Theory. Chicago: Uni-Press.

PORTMANN, A. (1966):

Alles fließt – Wege des Lebendigen. Freiburg: Herder.

PORTMANN, A. (1967):

Der Mensch im Bereich der Planung. In: Mensch und Landschaft im technischen Zeitalter, 9–30. Hrsg.: Bayer. Akademie der Schönen Künste. München: Oldenbourg.

REMMERT, H. (1978):

Ökologie. Berlin: Springer.

RIEDL, R. (1972):

Generelle Eigenschaften der Biosphäre. In: Belastung und Belastbarkeit von Ökosystemen. Tagungsber. d. Gesellsch. f. Ökologie Augsburg: Verl. Blasaditsch.

SCHMITHÜSEN, J. (1939):

Wesensverschiedenheiten im Bilde der Kulturlandschaft an der wallonisch-deutschen Volksgrenze. In: Archiv für Deutsche Landes- und Volkskunde, Bd. 3, o. O., 568–575.

SCHWABE, G. H. (1972):

Die Rolle des Menschen – Anmerkungen zu einer kritisch-angewandten Ökologie. In: Tagungsbericht der Ökologischen Gesellschaft (Hrsg.). Augsburg: Blasaditsch.

SCHWIND, M. (1964):

Kulturlandschaft als objektivierter Geist. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

SEDLMAYR, H. (1970):

Gefahr und Hoffnung des Technischen Zeitalters. Salzburg: Otto Müller.

TISCHLER, W. (1976):

Einführung in die Ökologie. Stuttgart: Fischer.

TOMÁSEK, W. (1976):

Über Beziehungen zwischen Landschaftsplanung und Ökologie. In: Natur und Landschaft 11, 51. Jg. 309–311.

TOMÁSEK, W., HABER, W. (1974):

Raumplanung, Umweltplanung, Ökosystemplanung. In: Innere Kolonisation 3, 67–70.

TOMÁSEK, W. (1978):

Überlegungen (n. p.).

TOYNBEE, A. (1970):

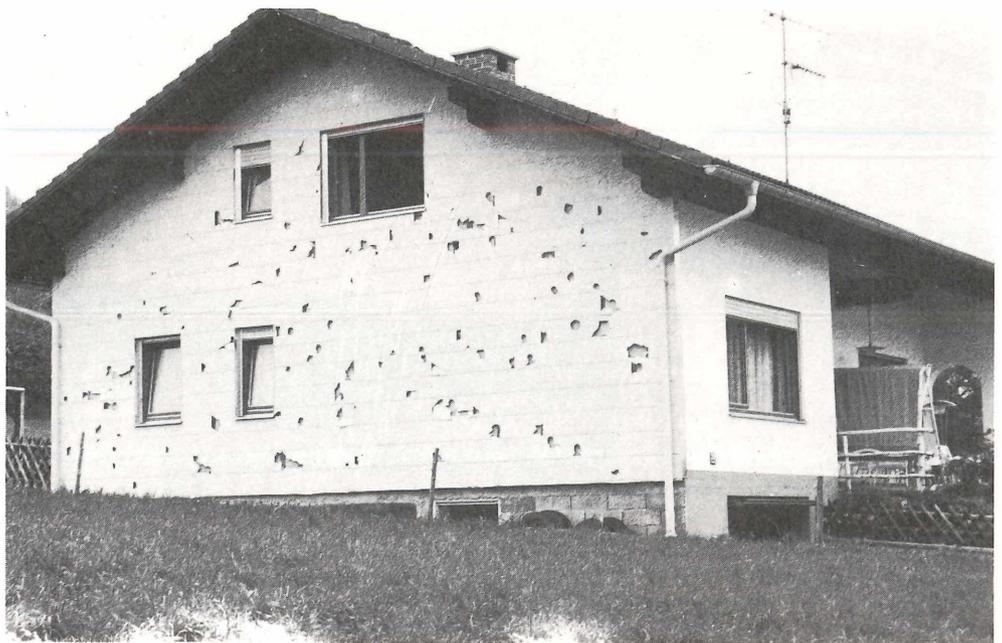
Der Gang der Weltgeschichte, Bd. 1: Aufstieg und Verfall der Kulturen. München: DTV.

WEIZSÄCKER, C. F. v. (1973):

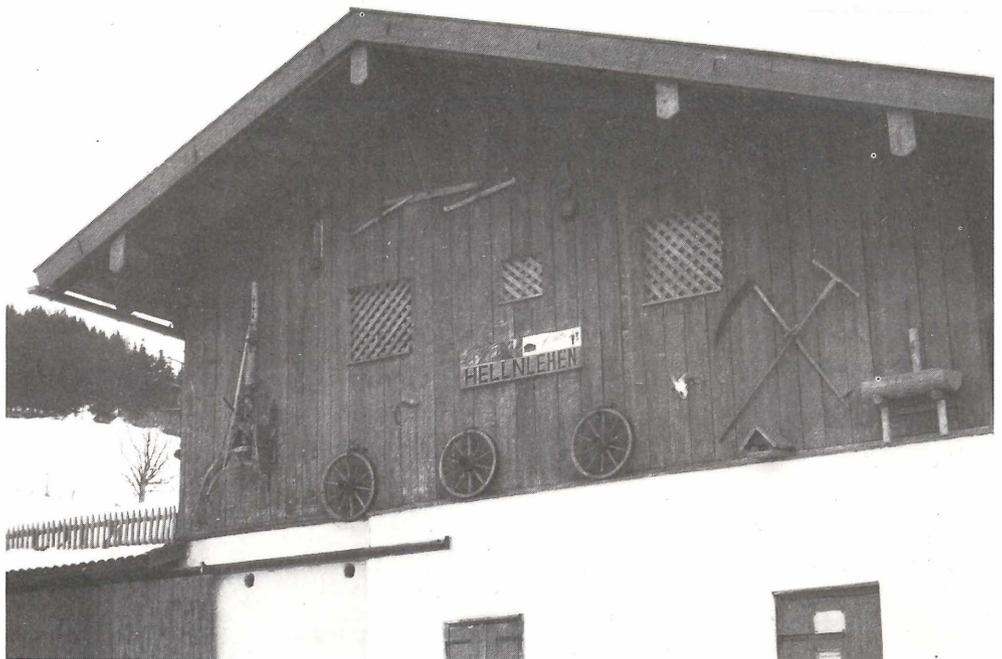
Information und Imagination. München: Piper.

HAUSVERKLEIDUNGEN

1 Das »Kleid des Hauses« wird bisweilen zum Spottgewand, wenn klimatische Extreme wie Unwetter und Hagelschlag über das Land gehen. Im nahen Chiemgau, von dem dieses Bild stammt, das aber nicht minder aus dem Berchtesgadener Land sein könnte, selektierte die Natur überdeutlich, was ihr in dumpfer Einfachheit auferlegt wurde.



2 Eigenart kann nicht nur zerstört, sondern noch leichter verfälscht werden. Dies geschieht vor allem dadurch, daß man sie »entortet« und aus dem eigentlichen Leben verbannt und lediglich als Dekoration eine marginale Rolle spielen läßt, die heile Welt vortäuscht. Die Sehnsucht nach Eigenart und Eigenwert bestätigt sich indes selbst noch in der Perversion.

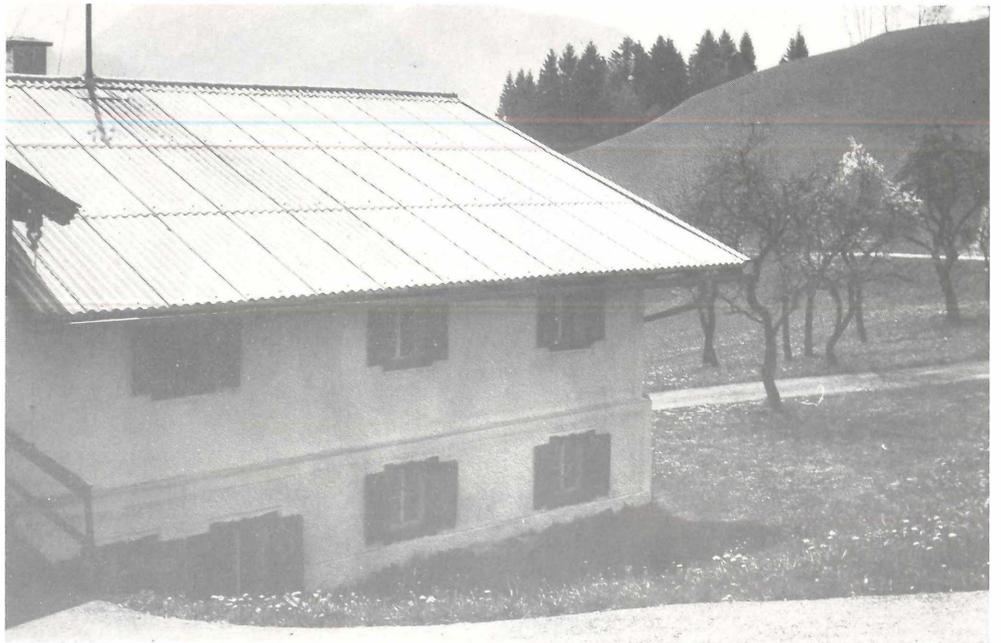


HAUSDÄCHER

3 Das Schindeldach mit Schwersteinen ist das unmittelbare Produkt des bäuerlich handwerklichen Fleißes und des Rohstoffangebotes der nächstliegenden Landschaft. Die Einbettung in eng begrenzte Material- und Energiebezüge verleihen ihm Gesicht und fügen es harmonisch in die Landschaft.

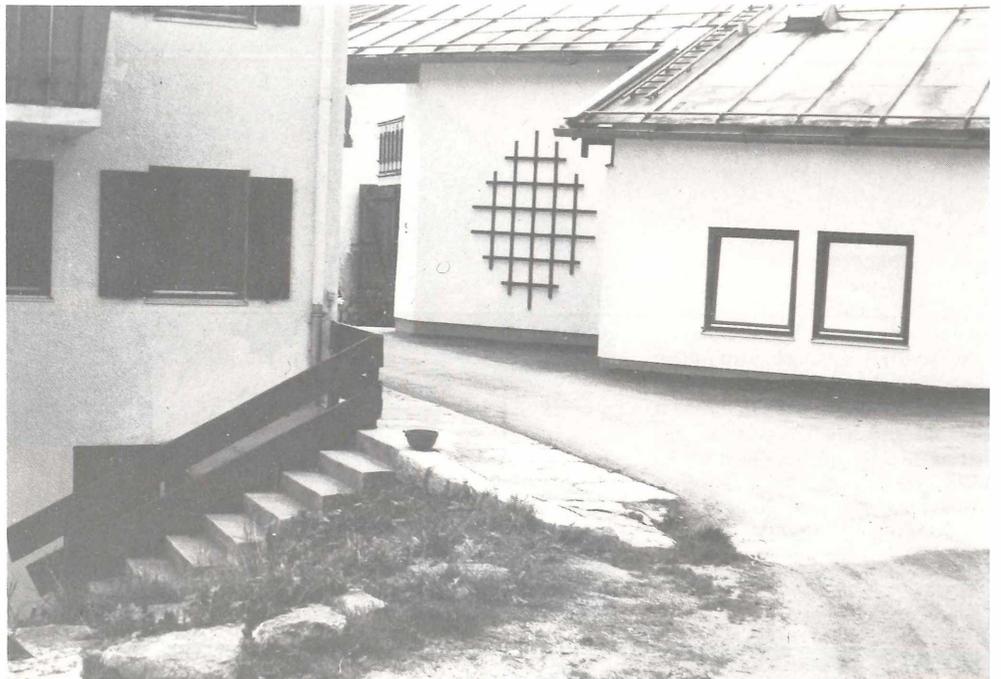


4 Der Ersatz des heimischen Dachmaterials durch Wellasbestplatten ist die Folge des Sprengens ökologisch sinnvoller Grenzen, die ehemals Eigenart bedingten. Die hohe Haltbarkeit des neuen Materials wiegt nicht die Nachteile auf, die erst nach und nach erkennbar werden. So bereitet gegenwärtig eine EG-Kommission Maßnahmen vor, die zur Verwendungsbeschränkung von Asbestprodukten wegen erwiesener gesundheitsschädlicher Nebenwirkung führen sollen.



INNERORTS ...

5 Sterilität und uniforme Leblosgkeit kennzeichnen die »modernen« Ortslagen. Wo Asphalt und Beton den Ton angeben, wird das Unverwechselbare, wird die Eigenart, mithin die Kultur verdrängt. Material- und Energieflut schaukeln die Entropie hoch; für die feinen Formen der Reife hat das Überfluß-Milieu kaum mehr Platz.



6 Das alte Dorfmilieu: Die Vegetation kann ihr Schutzkleid über Hofeinfahrten und Vorhöfe legen. Weg, Böschung sind noch Teil der Landschaft und werden von ihr und dem Menschen gemeinsam getragen.



7 Versiegelte Hofflächen führen Wasser nicht in den Untergrund, sondern in den Kanal ab. Das Grau der Städte wandert zusehends auch aufs Land und fördert das große Einerlei, das Gegenteil von Eigenart.



KLEINSTBAUTEN

8 Kleinstbauten wie dieses Wegemarterl mit dem typischen salzburgisch-berchtesgadenschen Schopfwalmdachl, dienen nicht nur der Andacht, sondern auch dem Schutz bei Unwetter. Das Spiel von Zweckfreiheit, Notwendigkeit und Zweckdienlichkeit zeitigte auch hier liebenswerte Zeichen am Wege.

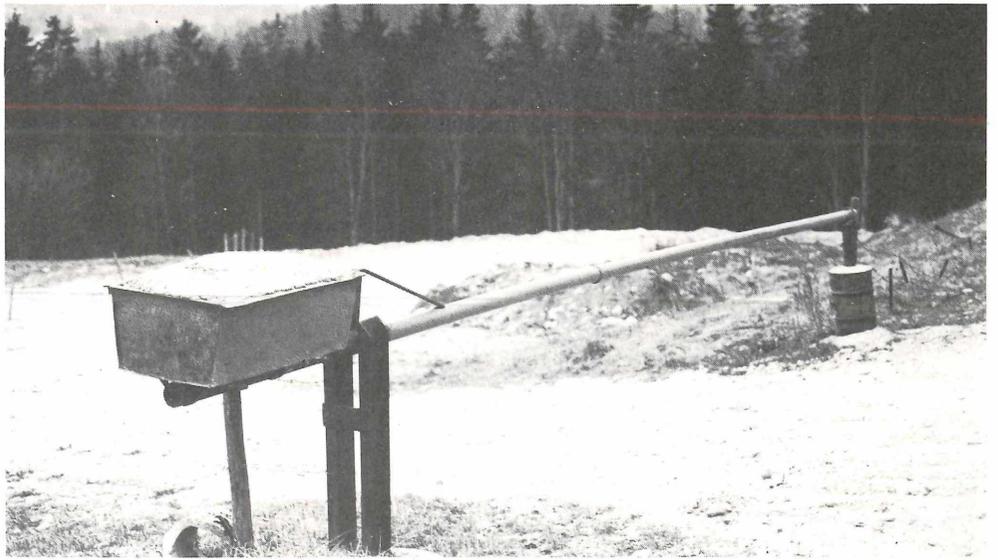


9 Aus diesem Häuschen ist jegliche Poesie verschwunden. Es steht für den blanken Nutzen: Zum Abkassieren und Kartenzwickeln der Balungsraumgeschädigten, die an den Hängen des Obersalzberges einem winzigen Rest von Spiel massenhaft nachjagen.



»SCHLAGBÄUME« – GRENZEN

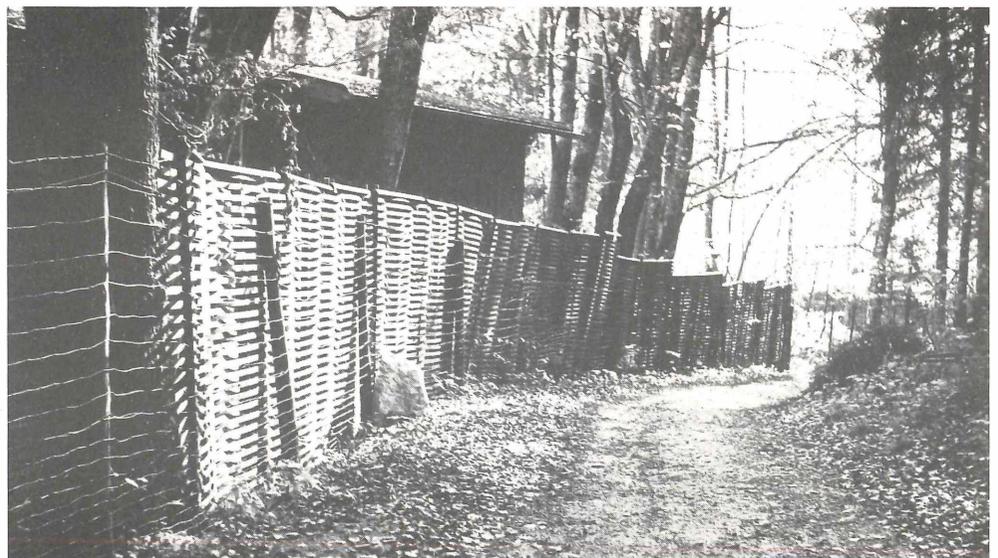
10 Die Häßlichkeit im Detail nimmt in gleichen Maße zu, wie die gefällige Eigenart und Gestaltungskraft abnimmt. Nicht nur Schlösser und Kirchen, verzeichnet in jedem Kunstführer, prägen das Bild der Landschaft, sondern auch die breite Fülle der menschlichen Artefaktenwelt, wie dieser Schlagbaum mit dem Mörteltruhengewicht.



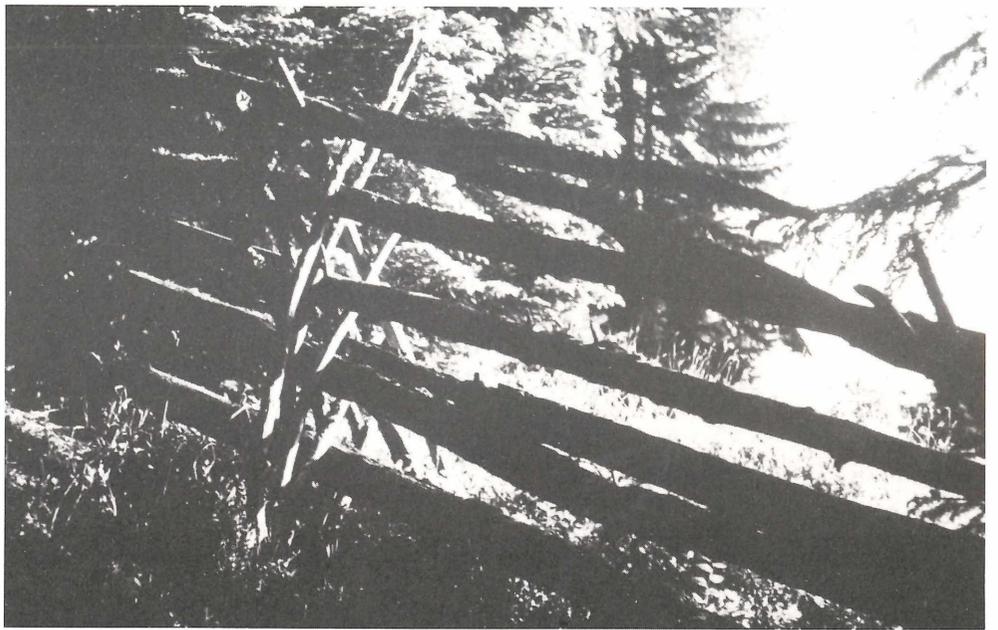
11 Formen des »multiple use«, halb Gartenzaun, halb Verkehrsleitplanke eine geniale Lösung oder im Zusammenhang mit der Scheinzypressenbepflanzung der Bachaue eine besondere Geschmacksverirrung? Fug und Unfug wird deutlich, wenn man dies und das gleißende Blechdach unter Ökosystemaspekten zu sehen geneigt ist.



12 Wenn Bauernland in schöner Lage an finanzstarke Städter übergeht, muß man sich durch hohe Sichtschutzzäune scheinbar vor Neidern schützen. Wer frägt da nach Zaunkultur und Landschaftseigenart.



**STEINWÄLLE, ZÄUNE,
HAGE**



13 Einfänge und Abgrenzungen aus Steinen, Hölzern und lebenden Pflanzenteilen waren über Jahrtausende hinweg die unverwechselbare, lineare Spur des wirtschaftenden Menschen in der Kulturlandschaft. Der Materialreichtum der Landschaft einerseits und die findige Art des Menschen, daraus mit Konstruktionslust und Werkfreude etwas Sinnvolles zu machen andererseits, führte selbst bei gleicher Baustoff- und Zweckvorgabe nur zu ähnlichen Ergebnissen, die Freiraum für Eigenart ließen.

16 Der Ackerbau überformte selbst in gut 850 m Meereshöhe, wie hier in Eddenberg, das Relief. Zweifellos ist der Bauer anonymen Landschaftsarchitekt dieser Kulturschöpfung. Sorge macht indes die Erhaltung dieses Gesamtkunstwerkes Landschaft, da die Interessen von Landschaftspflege und Landwirtschaft bisweilen stark divergieren.



17 und 18 Das Gesicht der Landschaft wird vielfach erst durch die menschliche Einflußnahme sichtbar. Die Handarbeit des Bauern legte das feine Spiel der Formen frei. Die einschürigen Buckelwiesen, die noch nie ein Pflug berührte, und die in dieser Art nur durch den Sensenschnitt erhalten werden können, steigern das Kleinrelief zu rokokohafter Verspieltheit. Doch sind gerade diese Feinstformen am bedrohtesten. Energie- und Düngerzuflüsse führen allerorts zu Planierungen und zum Flächenaufdüngen, dies wiederum verringert den höchst eigenartigen Formenschatz besorgniserregend.



BUCKELFLUR- ZERSTÖRUNG

19 Planierte und als Kiesgrube verbrauchte Buckelwiesen (Enzian, Mehlprimel, Orchideenstandort), verfüllte Bachtäler sind bestürzende Symptome einer bis dato unvermindert anhaltenden Landschafts- wie Eigenartzerstörung.



20 Maisanbau in den Alpentälern z. B. bei Winkl/Bischofswiesen, Aufdüngen von Magerwiesen (Buckelflur-Halbtrockenrasen) sollen den Flächenverlust durch Kiesabbau (im Hintergrund) ausgleichen. Die modernen Landnutzungssysteme werden immer fragwürdiger, künstlicher, störungsanfälliger, belastender und grobstrukturierter.



Sanierung bei baulichen Anlagen, die das sog. Landschaftsbild stören

Otto Jodl

1. Rechtlicher Aspekt

Der Begriff Landschaftsbild wird in verschiedenen Gesetzen und Verordnungen verwendet, z. B. Bundesbaugesetz § 1 und § 35, BNVO § 16, Wasserhaushaltsgesetz § 28, Bayerische Bauordnung Art. 8 und natürlich im Bayerischen Naturschutzgesetz Art. 5 und Art. 6 sowie im Bundesnaturschutzgesetz Art. 8. Es ist also ein Begriff, der nicht nur im Naturschutzrecht vorkommt.

Seit Erlass des BayNatSchG stehen insbesondere durch den Art. 6 ausreichend rechtliche Grundlagen zur Verfügung, um durch rechtsfähige Bescheide der Vollzugsbehörden Maßnahmen i. S. des Landschaftsbildes zu bewirken. Die Maßnahmen können nach Art. 6 auch nachträglich bis zur Vorlage von Gestaltungsplänen und deren Realisierung durchgesetzt werden. Natürlich steht den Betroffenen dann der übliche Rechtsweg offen.

Daß aber aus der neueren Zeit auch den dafür zuständigen rechtskundigen Kollegen kaum einschlägige Urteile zum Thema Landschaftsbild bekannt sind, läßt wohl darauf schließen, daß diese Materie entweder eindeutig und daher rechtlich problemlos ist, oder im Gesetzesvollzug im allgemeinen keine große Rolle spielt. In der Praxis der Naturschutzbehörden des Regierungsbezirks Mittelfranken trifft, in dieser auf das Landschaftsbild eingeeengten Sicht, das letztere zu. Es sind wenige Fälle, bei denen als einziger Beurteilungsmaßstab nur das Landschaftsbild herangezogen wird.

Offensichtlich wird dieser vieldeutige Begriff im Gesetzesvollzug von Fachleuten und Rechtskundigen nicht gern allein verwendet, sondern sogar gemieden, oder mit naturwissenschaftlichen und technischen Argumenten verknüpft.

Es gibt zum Landschaftsbild keine eindeutige Meinung und ich bin sicher, wenn wir hier als versammelte Fachleute den gleichen Fall jeder für sich zu beurteilen hätten, wir wären alle beeindruckt von den eleganten Wortschöpfungen und der ausdrucksstarken Lyrik, die wir in den jeweiligen Gutachten finden würden. Die auf diesem Gebiet aber ohnehin vorhandene große Unsicherheit würde jedoch durch so ein Exempel bestimmt nicht kleiner. Es wäre aber sicher falsch, deswegen diesen wichtigen Bereich einfach zu ignorieren. Die Frage kann nur sein, wie kann man sich an diese Materie heranwagen, ohne sich im schrankenlosen Subjektivismus zu verlieren?

2. Begriffsklärung und Arbeitsmethodik

Der Mensch nimmt etwa 4/5 seiner Eindrücke mit den Augen auf (GRZIMEK 1960). Insoweit ist das optische Erlebnis für ihn von großer Bedeutung. Es würde zu weit führen, diese Behauptung stammesgeschichtlich zu begründen. Die biologische Forschung läßt jedoch daran keinen Zweifel mehr. In diesem Zusammenhang kann ich nur auf Literatur verweisen.¹⁾

Über das Auge wird durch komplizierte Nervenreaktionen ein Bild der Welt (Weltbild) und in einschränkendem Sinn ein Bild der Landschaft (Landschaftsbild) vermittelt. Unser Denkvermögen wird davon entscheidend geprägt.

KONRAD LORENZ formuliert es so: »Leben selbst ist ein Erkenntnisprozeß.« So ist der von GERD

ALBERS geprägte Begriff »Psychotop«, unter dem er den mit den Augen erkennbaren Betrachtungsschnitt versteht, die logische Folgerung eines genau beobachteten Architekten, über die es sich nachzudenken lohnt. Wenn das Wort stimmt, daß das Bild das Brot der Seele ist, so ist das Landschaftsbild sicher ein großes lebensnotwendiges Stück davon.

Wenn es zutrifft, daß die Künstler sich mit Themen befassen, die ein wichtiges Anliegen der jeweiligen Zeit sind, so ist das Auftauchen der Landschaftsmalerei in der Neuzeit, etwa um 1500, mit Albrecht Altdorfer und Albrecht Dürer, um die beiden bekanntesten der frühen Landschaftsmaler zu nennen, kein Zufall.

Danach suchte jede Zeitepoche ihre Landschaft darzustellen. Vom Barock bis zur Romantik, oder vielleicht sogar bis zum Impressionismus, tragen die Bilder idealisierte Züge, d. h. sie sollen wohl auch ein Ausdruck für Traum- und Sehnsuchtslandschaften sein. An der Auseinandersetzung mit dem Thema Landschaft gingen auch die modernen Maler wie W. Kandinsky, P. Cézanne, P. Klee, P. Picasso und M. Chagall nicht vorbei, wenngleich sie die Landschaft natürlich mit den Augen unserer Zeit sehen. Träume und Sehnsüchte sind nun einmal ein besonderer Stoff, der von der rationalen Verstandeswelt bei oberflächlicher Betrachtung rasch zerplückt werden kann, aber umso gewaltiger an unerwarteten Stellen wieder auftaucht. Daran hat sich bis heute nichts geändert. Solange Menschen existieren, kann dieser Prozeß nicht zur Ruhe kommen. Der Mensch setzt sich seiner jeweiligen Zeitepoche entsprechend mit der seit der Neuzeit in steigendem Maße selbst geschaffenen Umwelt auseinander. Seit er das Paradies, oder um es mit dem Philosophen Jean GEBSER zu sagen, seit er die Null-Dimension der menschlichen Bewußtwerdung verlassen hat, sucht jede Zeit ihr Arkadien, ihre Traumlandschaft. Daß dabei nicht nur ein räumlicher Bereich gemeint sein kann, möchte ich zur Vermeidung von Mißverständnissen und Fehleinschätzungen betonen.

Ich glaube aber, wir haben sehr ernsthaft darüber nachzudenken, wo unsere heutige moderne Umwelt noch als Traumlandschaft, Arkadien, Heimat, moderner Lebensraum oder wie Sie es immer nennen mögen, akzeptiert werden kann. Dabei wird ein vermutlich nie voll entwirrbares Knäuel von physischen und psychischen Bedürfnissen sichtbar, die einen lebenswichtigen Teil des Menschen darstellen. Die Bemühungen um die Orts- und Landschaftsverschönerung im 19. Jahrhundert und das Aufkommen der Bürgerinitiativen unserer Zeit dürften manche gemeinsame Wurzel aufweisen, auch wenn sie zeitlich weit auseinander liegen. Es wäre überaus reizvoll, noch weiter diesen Zusammenhängen nachzugehen. Mein Thema ist jedoch auf die Anwendung bei einer Naturschutzbehörde ausgerichtet.

1) SCHATZ, O. (1974): Was wird aus dem Menschen? Der Fortschritt, Analysen und Warnungen bedeutender Denker. Graz - Wien - Köln: Styrea-Verl. - RIEDEL, R. (1980): Biologie der Erkenntnis, die stammesgeschichtlichen Grundlagen der Vernunft. Berlin - Hamburg: Parey. - CAMPBELL, B.G. (1979): Entwicklung zum Menschen. 2. Aufl. Stuttgart: Fischer. - JLLIES, J. (1978): Kulturbio-logie des Menschen. München: Pieper.

Ber. ANL | 4 | 76-80
Dez. 1980

Der Begriff Landschaft taucht erstmals in seiner frühesten überlieferten Form um 830 n. Chr. als Übersetzung für das Wort regio als »lantscaf« für das vom Menschen geschaffene Land auf. In diesem Sinne wird er bis in die Neuzeit verwendet. Im modernen naturwissenschaftlichen Sinn wird der Begriff erst von A. HUMBOLDT zu Anfang des 19. Jahrhunderts und später erst wieder um 1938 von C. TROLL im Zusammenhang mit den Anfängen der Landschaftsökologie gebraucht. Daraus läßt sich unschwer erkennen, daß Landschaft im wissenschaftlichen Sinn nur ein Gegenstand naturwissenschaftlicher Betrachtungsweise sein kann.

Der zusammengesetzte Begriff Landschaftsbild läßt sofort die Schwierigkeiten ahnen, die sich bei einer zwangsläufig ganzheitlichen Betrachtung in der Praxis einer Naturschutzbehörde einstellen müssen. Während man sich mit dem naturwissenschaftlichen Instrumentarium der Geologie, Geographie, der Bodenkunde, der Botanik, der Zoologie, der Hydrologie, der Klimatologie usw. dem ersten Begriffsteil Landschaft erkennend und differenzierend nähern kann, versagt dies bei der Betrachtung des zweiten Begriffsteiles – Bild. Tut man es trotzdem, können überzeugende Kriterien zur Beurteilung nicht gefunden werden. In der Literatur ist mir kein Beispiel bekannt, wonach Reaktionen durch Tiere oder Pflanzen auf das Landschaftsbild beobachtet oder erkannt worden sind. Danach scheidet eine sinnvolle naturwissenschaftliche Betrachtung dieses Begriffes aus.

Wenn das Landschaftsbild offensichtlich nur eine Erkenntnis des kultivierten Menschen ist, also nur von ihm wahrgenommen werden kann, so kann dieser Bereich auch nur mit Methoden angegangen werden, die aus dem Bereich des menschlichen Verhaltens stammen. Damit steht man aber bereits mitten in der Sozialpsychologie und Ästhetik. Welche Überlegungen wären dann bei dem offenbar schwierig zu fassenden Begriff anzustellen?

In einem komplizierten und vermutlich nie voll trennbaren Verschmelzungsprozeß wirken bei der Betrachtung der Landschaft genetisch festgelegte Erkennungs- und kulturhistorisch angeeignete Betrachtungsweisen zusammen. Insbesondere die letzteren sind vom jeweiligen Kulturkreis, Zugehörigkeit zu Gesellschaftsformen, z. B. Stadt-, Landbevölkerung u. a. sozialpsychologische Kriterien, z. B. vom Bildungsstand abhängig. Für den anwendungsbezogenen Naturschutz- und Landschaftspflegebereich wird es notwendig, wenigstens einige wichtige beurteilbare Kriterien zu kennen, soweit solche überhaupt schon existieren.

2.1 Genetisch festgelegte Erkennungsprogramme

Bei zunehmender Landschaftsveränderung durch den Menschen zu unnatürlichen Strukturen, deren großer Massierung oder zu raschem Tempo, werden seitens der Bevölkerung Ablehnungsreaktionen erkennbar (Bürgerinitiativen). Es sind Verfremdungseffekte mit negativen Auswirkungen auf die Orientierung, Reizverarmung – Monotonien, oder Reizübersättigung. Die Sensibilität des einzelnen ist dabei unterschiedlich und auch abhängig von der jeweiligen Tätigkeit. Die Reizschwelle bei einer stillen Erholung (Waldspaziergang) ist z. B. anders zu sehen, als in einem Freibad.

2.2 kulturhistorische Betrachtungsweise

Hier ist die individuelle Schwankungsbreite u. U. noch größer. So kann ein neues weithin leuchtendes

Sanatorium oder Hotel für einen tüchtigen Bürgermeister oder Landrat schön und für einen erholungssuchenden Fremden oder einen sensibilisierten Naturschutzreferenten etwas störendes darstellen. Natürlich ist auch der umgedrehte Fall denkbar. Dabei spielt der Gewöhnungseffekt eine große Rolle.

Eine rezeptartige Bewertung kann es daher nicht geben. Ein Ästhet oder ein sensibler Künstler setzt andere Maßstäbe, als ein durchschnittlich gebildeter Betrachter.

Es gilt hier mehr darauf zu achten, daß durch naturfremde Baumaßnahmen nicht Gefühle einer Gruppe von Menschen verletzt werden. Damit wandelt sich aber die Argumentation. Nicht die Landschaft wird im Landschaftsbild beeinträchtigt, sondern der Betrachter des Psychotops, d. h. der Mensch selbst.

Zusammenfassend kann daher nur der Schluß gezogen werden, eine absolut objektive Beurteilung ist nicht möglich, da nicht die Landschaft, sondern die subjektive Reaktion einzelner, bzw. von Gruppen beurteilt werden muß. Erkennbar sind aber gewisse Orientierungslinien. sie können z. B. in einem semantischen Differenzial (Befragung einer Gruppe von Menschen und Bewertung der Antworten nach Wortpaaren auf einer Ordinalskala) weiter objektiviert werden oder durch Expertenurteil (z. B. im Normalfall Gutachten der Fachkräfte der Naturschutzbehörden) in eine gewisse Normierung und damit in verwaltungsmäßig vollziehbare Einzelmaßnahmen gebracht werden, mit denen dieser unbestimmte Rechtsbegriff für den Einzelfall bestimmt wird.

3. Berücksichtigung der sozioökonomischen Raumsituation

Ein einheitlicher Bewertungsmaßstab ist auch dabei nicht denkbar. Der ländliche Raum mit seinem mehr traditionellen Siedlungsbild kann nicht nach dem gleichen Maßstab beurteilt werden, wie der Stadtrand einer Großstadt. Ein Gewerbe- und Industriegebiet oder eine Einzelmaßnahme in einer großräumigen Erholungslandschaft, wie z. B. in einem Naturpark oder den Alpen ist anders zu sehen, als in einem sich in rascher Erweiterung befindlichen zentralen Ort. Eine Baumaßnahme am Ufer eines Flusses innerhalb eines Siedlungsbereiches muß die Siedlungsfunktionen berücksichtigen. Ein nicht begründbar differenzierter oder pauschaler Bewertungsmaßstab, der nicht gleichzeitig die verschiedenen und für eine absehbare Zeit geplanten realen Nutzungen des Raumes berücksichtigt, führt zu weltfremden und daher unbrauchbaren Beurteilungen. In diesem Zusammenhang muß besonders auf das Landesentwicklungsprogramm mit seinen Zielvorstellungen, die Biotopkartierung und auf Landschaftsplnungen hingewiesen werden. Bevor eine entsprechende Festlegung getroffen wird, muß daher die Planung des betroffenen Raumes analysiert werden. Dabei reicht dies oft schon dadurch, daß einfache Informationen über den jeweiligen Bereich eingeholt werden. Ein störendes Einzelhaus oder eine störende Baumaßnahme kann z. B. durch die Bauleitplanung mitten in einem rechtskräftigen Bebauungsplan zu liegen kommen. Die Störung des Landschaftsbildes durch einfache optische Betrachtung ohne Berücksichtigung der sozioökonomischen Raumsituation bewerten zu wollen, kann allenfalls rein künstlerisch oder wissenschaftlich interessant sein. Für eine Vollzugsbehörde, die geltendes Recht beachten muß, ist sie falsch.

4. Möglichkeiten und Grenzen der Sanierung

Bei einer Repräsentativkartierung zur Auffindung allgemeiner Ziele für den Fachbeitrag Landschaftsrahmenplan der Region 7 wurden 4.112 negative Auswirkungen auf den Naturhaushalt oder naturhaft strukturierte Landschaftsräume erhoben. Bei der Betrachtung des Kartierungsergebnisses fällt auf, daß eine Trennung zwischen den das Landschaftsbild störenden Anlagen und den Naturhaushalt beeinträchtigenden, baulichen Maßnahmen nicht befriedigend klar vorgenommen werden kann. So entstehen bereits Definierungsschwierigkeiten, wann von einer Baumaßnahme gesprochen werden kann, wann von einer vorübergehenden Auswirkung (Baustelle) und wann von einer bleibenden.

Andererseits ergab die pragmatische Kartierung auch, daß überraschenderweise nur eine begrenzte Anzahl von optisch erkennbaren negativen Auswirkungen auf das Landschaftsbild immer wieder auftreten. Es waren nicht nur bauliche, sondern insgesamt 27 verschiedene Auswirkungsgruppen, die sowohl zur sozioökonomischen Nutzung, als auch zu den verschiedenen Landschaftsräumen in einer nachweisbaren Beziehung stehen. Folgende Definitionen wurden der Repräsentativkartierung zugrunde gelegt:

A Abfalldeponie, einfaches Abkippen von Abfällen allgemeiner Art, Erdaushub, Hausabbruch, Gartenabfälle und dgl. ohne erkennbare Ansätze einer Rekultivierung

E Allg. Entnahmestellen von Steinen, Kies, Sand, Ton usw. ohne geeignete Rekultivierung oder Zweckbestimmung, jedoch teilweise als Biotop eine Bereicherung darstellend

Ek Entnahmestelle für Gestein

Es Entnahmestelle für Sand

Et Entnahmestelle für Ton

Em Emissionsschäden, optisch erkennbar, nachteilige Veränderungen am Naturhaushalt

Er Erholungsanlagen, nachteilige Veränderungen am Naturhaushalt durch Standortwahl, massierte Standortnutzung oder Beeinträchtigung naturhaft strukturierter Landschaftsräume durch Zweckbauten für einen größeren Personenkreis, meist verbunden mit mangelhafter Eingrünung und Entsorgung von Sportanlagen oder Campingplätzen

G Nachteilige Veränderungen am Naturhaushalt durch Standortwahl, fehlende oder mangelhafte Bepflanzung oder optische Beeinträchtigung von naturhaft strukturierten Landschaftsräumen durch Gewerbe- und Industriebetriebe

Im Optisch erkennbare Immissionen wie Kamine mit Immissionswolken mit nachteiliger optischer Auswirkung auf große, naturhaft strukturierte Landschaftsräume

La Durch landwirtschaftliche Nutzung ausgeräumte Feldflur über 5 ha Feldgröße ohne Baum oder Strauch und ohne Kleinrelief bei gleichzeitiger extremer Artenverarmung

Lt Durch landwirtschaftliche Nutzung ausgeräumte Talräume über 5 ha Talgrund ohne Baum und Strauchreste des ehemaligen Auenwaldes, ohne Kleinrelief bei gleichzeitiger extremer Artenverarmung

Lw Durch Landwirtschaft verursachte wasserwirtschaftliche Veränderungen an natürlichen Gewässern bei extremen Regulierungen, Bachbegradigungen. Entfernung des Uferbewuchses auf mehr als 500 m, meist in Verbindung mit mangelnder Wiederbepflanzung bei gleichzeitiger extremer Artenverarmung

M Müllkippe, Autowrackplatz, mehr oder weniger geregelt in Deponie oder teilweiser Rekultivierung, im ganzen jedoch nicht befriedigend

N Nicht ökonomisch genutzte Fläche über 0,5 ha Größe, Brachland, ökologische Anreicherungszone

No Nicht ökonomisch genutztes Obstand, ökologische Anreicherungszone

O Nachteilige Veränderungen und nachteilige optische Auswirkungen auf große, naturhaft strukturierte Landschaftsräume durch

Og ungeordnete oder schlecht eingegrünte gartenbauliche Betriebsanlagen

Oh Hochspannungsfreileitungen

Oi Gewerbe- und Industrieanlagen, Wassertürme und Hochbehälter mit großer Fernwirkung

Ok mangelhaft eingebundene und eingegrünte Kläranlagen

Ol Fernwirkung landwirtschaftlicher Produktionsbauten bei fehlender oder mangelnder Eingrünung oder für das Landschaftsbild nachteiliger Standortwahl auf exponierten Punkten

Op Werbeträger mit großer Fernwirkung

Or aufgelöste Ortsränder und Tendenz zur Landschaftszersiedelung

Ow einzelne Wohn- und Wochenendhäuser in der freien Landschaft außerhalb geschlossener Baugebiete, verwahrloste Kleingartenanlagen

S Straßenbauten, nachteilige Veränderungen am Naturhaushalt, nachteilige Reliefumformung, mangelnde Bepflanzung oder Böschungsbildung usw., nachteilige optische Auswirkungen auf große, naturhaft strukturierte Landschaftsräume

SS Städtebaulicher Sanierungsbereich, völlig ungeordnete Wohnanlagen und dadurch nachteilige optische Auswirkungen auf große, naturhaft strukturierte Landschaftsräume

U Baustellen größeren Umfangs in der freien Landschaft, nachteilige Auswirkungen auf große, naturhaft strukturierte Landschaftsräume

V Punktuell festgestellter Vegetationsschaden, langjährige, gleichaltrige Forst-Monokulturen von über 0,5 ha Größe, die zur Senkung der natürlichen Produktions- und Regenerationskraft führen, einschl. Artenverarmung, erhöhte Schädlingsanfälligkeit

W Wohnsiedlung, nachteilige Veränderung der Landschaft durch Verbrauch von landschaftlichen Gliederungselementen und optische Fernwirkung bautechnischer Serienformen auf große, naturhaft strukturierte Landschaftsbereiche

Z Nachteilige Veränderungen am Naturhaushalt, Reliefumformung, mangelnde Bepflanzung oder Böschungsbildung usw., nachteilige optische Auswirkungen auf große, naturhaft strukturierte Landschaftsräume durch Bundesbahnanlagen

Wenn auch derartige Kartierungen nur einen begrenzten Objektivierungsgrad erreichen können, so läßt sich daraus doch ein praktisch verwertbarer Überblick gewinnen. Parallel zur Kartierung wurden auch Sanierungsmaßnahmen, die bei der späteren Landschafts- und Landschaftsrahmenplanung als Orientierungshilfen zur Zielfindung dienen, vorgeschlagen. Auch da stellte sich überraschenderweise heraus, daß nur eine begrenzte Anzahl von Sanierungsmaßnahmen in Frage kommt.

Wir haben im Laufe der Kartierung bei zwei Regionen etwa 20 verschiedene Maßnahmen gefunden, mit denen theoretisch alle Beeinträchtigungen des Naturhaushalts, also einschließlich der optisch negativen Auswirkungen, soweit dies überhaupt geht bzw.

soweit Maßnahmen sinnvoll sind, wesentlich reduziert oder beseitigt werden können. Dabei haben wir uns von dem Grundsatz leiten lassen, daß Maßnahmen, die nur zu einem blinden Aktionismus – auf bayerisch Gschafthuberei – führen, besser unterbleiben sollten. Natürlich mußten dabei Formulierungen gewählt werden, die für den Einzelfall noch Interpretationsspielraum zulassen. Aber auch da fällt auf, daß Sanierungsmaßnahmen gegen Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes mit einer Ausnahme (Abbruch bzw. Beseitigung) immer ökologisch wirksame Mehrfachfunktionen enthalten. Nachstehend werden die im Fachbeitrag Landschaftsrahmenplan aufgezeigten Einzelmaßnahmen genannt:

1 Großflächige Anpflanzung standortgerechter Gehölze zur schnelleren Wiederherstellung pflanzlicher und tierischer Schlußgesellschaften

2 Anpflanzung standortgerechter Gehölze als Sichtschutz zur Verdeckung oder Abschirmung nachteiliger optischer Strukturen bei gleichzeitiger Schaffung ökologisch wirksamer Biomasse

3 Anpflanzung von standortgerechten Feldgehölzen – in durch intensive Nutzung großflächiger, ausgearäumter Agrarproduktionsflächen – als landschaftliche Gliederungselemente und Regenerationsflächen für Tiere und Pflanzen

4 Biotopschutz – Erhaltung der bestehenden Standortgegebenheiten und der vorhandenen Tier- und Pflanzengesellschaften, falls notwendig durch geeignete Maßnahmen

5 Belassung und Förderung natürlicher Tier- und Pflanzensukzessionen ohne menschlichen Eingriff

6 Ortsplanerische und städtebauliche Planungs- und Sanierungsmaßnahmen wie Schließung aufgerissener Ortsränder durch Bebauung von Lücken, Neuausweisung geschlossener Ortsränder, Sanierung schlechter Bausubstanz usw.

7 Naturnahe wasserwirtschaftliche Sanierungsmaßnahmen an optisch oder funktionell unbefriedigenden wasserwirtschaftlichen Ausbaumaßnahmen

8 Zwischenpflanzung von standortgerechten Laubgehölzen in forstwirtschaftlichen Monokulturen zur Verminderung historischer Schäden und Anhebung der ökologischen Vielfalt

9 Beseitigung des Landschaftsschadens durch Abbruch oder Abtransport

10 Erstellung einer Landschafts- und Grünplanung sowie zusammenfassender Darstellung einer Vielzahl von ökologischen und grünplanerischen Gesichtspunkten und Festlegung der angestrebten Entwicklungsziele

11 Erhaltung der bestehenden Feld-/Waldgrenzen durch Offenhalten der unbewaldeten Flur mit geeigneten Kulturarten bzw. Nutzungsmethoden und Unterlassung von Neuaufforstungen

12 Bepflanzung von Böschungflächen mit standortgerechten Gehölzen zur schnelleren Wiederherstellung pflanzlicher und tierischer Schlußgesellschaften, zur Schaffung ökologisch wirksamer Biomasse, als landschaftliches Gliederungselement und als ökologisch vielseitigeren Biotop für Tiere und Pflanzen

13 Durchführung von Uferbegrünungsmaßnahmen an Gewässern mit standortgerechten Bäumen und Sträuchern zur schnelleren Wiederherstellung pflanzlicher und tierischer Schlußgesellschaften, als landschaftliches Gliederungselement und als natürlicher Restbiotop für Tiere und Pflanzen

14 Eingrünung von Erholungs- und Sportanlagen mit Bäumen und Sträuchern an Ortsrandlagen zur Einbindung und zur landschaftlichen Gliederung

15 Geologischer Aufschluß in der Entnahmestelle ist für wissenschaftliche Zwecke, zur Schaffung seltener Biotope oder für Erholungseinrichtungen zu erhalten

16 Freilegen von Dolomittfelsen zur Bereicherung des Landschaftsbildes, soweit nicht Gesichtspunkte des Artenschutzes (Uhuhorste) dagegenstehen

17 Talraum ist aus ökologischen und funktionellen Gründen von geschlossenem Bewuchs oder von Bebauung freizuhalten

18 Erhaltung des vorhandenen Kleinreliefs als wichtige Kleinbiotope für zahlreiche Pflanzen und Tiere und zur Bereicherung eintöniger Nutzungsstrukturen der Land- und Forstwirtschaft

19 Erhaltung des Streuobstanbaues und vermehrter Anpflanzung von standortgerechten Wildobstarten zur Biotopbereicherung von land- und forstwirtschaftlichen Monostrukturen, Verbesserung der Nahrungs- und Brutverhältnisse für zahlreiche Vogelarten und zur landschaftlichen Bereicherung während der Blüte- und Fruchtzeit

20 Erhaltung des natürlichen Flußlaufes mit Mäandrierung, Auenwaldresten, seltenen Biotopen usw.

Wie Sie aus der kurzen Betrachtung der praktisch durchführbaren Maßnahmen erkennen können, liegt m. E. der Schwierigkeitsgrad bei der Beseitigung von optischen Landschaftsschäden weniger in der praktischen Durchführung als vielmehr im Diagnostizieren und im Auffinden der realisierbaren rechtlichen Instrumente.

5. Maßstab aus rechtlicher Sicht

In den Bayer. Verwaltungsblättern Heft 22 vom 15. 11. 1978 Seite 685 hat sich Carl FLICKERT mit dem Begriff Landschaftsbild aus rechtlicher Sicht, im Zusammenhang mit Straßenbaumaßnahmen, auseinandergesetzt. Ich möchte seine Meinung wiedergeben, die ja auch auf bauliche Anlagen allgemein angewendet werden kann.

»Das Landschaftsbild kann als Zusammenspiel von Landschaftselementen, wie Baumgruppen oder -kulissen, bewachsenen Bachläufen, Gesteinsformationen oder dgl. bezeichnet werden, die zusammen einen charakteristischen, die Landschaft prägenden Eindruck vermitteln, wie Heidelandschaft, Flußauen, Hügellandschaft; Wald für sich allein muß kein Landschaftsbild in diesem Sinne sein. Der gewohnte Eindruck muß durch Veränderungen der Gestalt oder Nutzung der in Anspruch genommenen Grundflächen erheblich beeinträchtigt werden, so daß der Eingriff als Störung des vorhandenen Zustandes, als Verunstaltung empfunden wird. Oder es liegt eine nachhaltige, d. h. dauernde Beeinträchtigung des Landschaftsbildes vor, die bei einem unvoreingenommenen Betrachter Unlustgefühle erweckt.«

Weiter unten heißt es:

»Da der Begriff des Landschaftsbildes einen statischen Inhalt hat, kann die Vorschrift auf eine nicht unbedenkliche Festschreibung des Status quo hinauslaufen, d. h. es könnte künftig schwierig werden, eine Landschaft aus verkehrlichen Notwendigkeiten zu verändern, auch wenn dies in sachgerechter Form geschieht; der Charakter der Landschaft darf nicht verlorengehen. Es wird davon auszugehen sein, daß der Forderung auf Beibehaltung der landschaftlichen Besonderheit durch den Straßenbau weitestgehend Rechnung getragen werden kann. Eine erhebliche oder nachteilige Beeinträchtigung des Landschaftsbildes wird dann vorliegen, wenn vom Standpunkt

eines aufgeschlossenen Durchschnittsbetrachters der Eingriff als wesentliche Störung empfunden wird. Fraglich ist, welche räumliche Ausdehnung das Landschaftsbild zum Gegenstand hat, d. h. ob es den gesamten auch entfernteren Raum erfaßt, den der Betrachter überschauen kann, oder ob es nicht auf den kleineren Raum beschränkt bleiben muß, der ein typisches Gepräge aufweist. Diese Überlegungen zeigen, wie schwierig es sein wird, den Tatbestand der Beeinträchtigung des Landschaftsbildes auf den konkreten Einzelfall anzuwenden.«

Diese Gedanken aus der Feder eines Rechtskundigen zeigen, daß dieses Feld auch aus rechtlicher Sicht nicht einfach zu beackern ist. Als anwendungsbezogene Behörden können wir jedoch im allgemeinen nicht große Untersuchungen im Einzelfall erstellen, sondern müssen nach erkennbaren Kriterien und Regeln zügig entscheiden. Ich habe versucht, dafür einige Wege zu zeigen. Ein einfach anwendbares Rezept läßt sich m. E. nicht finden.

Wie Sie wissen, hat dann im äußersten Fall der Richter, der natürlich ein Jurist und kein Fachmann ist, das letzte Wort.

Abschließend möchte ich aus der Sicht einer Vollzugsbehörde an die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege die Bitte richten, dieses vom Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen aufgegriffene, und heute nur kurz behandelte Thema, vertiefend in einem größeren Zusammenhang darzustellen. Für den praktischen Gesetzesvollzug, der ja bei den höheren und unteren Naturschutzbehörden auch weite Teile des Bereiches Erholung umfaßt, wäre es hilfreich, wenn die mehr naturwissenschaftliche Betrachtungsweise durch wichtige Gesichtspunkte der zur Zeit sich bildenden Umweltpsychologie ergänzt werden könnte. Naturschutz und Landschaftspflege sind eben kein homogener Bereich.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.Ing. Otto Jodl, Gartenbaudirektor
Regierung von Mittelfranken
Ansbach
Promenade 27

Entwicklungstendenzen der Alm-/Alpwirtschaft in Bayern im Hinblick auf Naturhaushalt und Landschaftsbild

Alois Englmaier, Dipl.-Ing. agr., Alpeninstitut, Schieggstraße 21, 8000 München 71

Gliederung

1. Problemstellung
2. Alm-/Alpwirtschaft und Naturhaushalt/Landschaftsbild
 - 2.1 Alm-/Alpwirtschaft und Naturhaushalt
 - 2.2 Alm-/Alpwirtschaft und Landschaftsbild
3. Tendenzen der Bewirtschaftung unter Berücksichtigung ökologischer und landschaftspflegerischer Auswirkungen
 - 3.1 Viehbestand
 - 3.2 Behirtung und Betreuung
 - 3.3 Wegebau
 - 3.4 Gebäude
 - 3.5 Erholungswesen
4. Schlußfolgerungen für die Förderung
5. Zusammenfassung

1. Problemstellung

Die Almen/Alpen (»Alpen« ist der alemannische Sprachgebrauch für Almen) lassen sich definieren als periodisch bewirtschaftete, meist ausgelagerte Betriebseinheiten in den höheren Lagen der Gebirge mit ausschließlicher Grünlandnutzung.

Auf den bayerischen Alpenraum entfallen nach der Alm-/Alperhebung 1976 etwa 1250 Almen/Alpen (Oberbayern und Schwaben). Diese Almen/Alpen nehmen einen erheblichen Sonderstatus in der Landwirtschaft ein. Ihr Kennzeichen ist die besondere Ungunst der Standortverhältnisse, die sich vor allem in niedrigen Erträgen und in einer geringen Mechanisierbarkeit äußert, wodurch die Alm-/Alpwirtschaft – nach den gängigen betriebswirtschaftlichen Prinzipien – mehr und mehr zum »Sterben« verurteilt erscheint. Dieses »Almensterben« wurde auch bis vor wenigen Jahren in den düstersten Farben prophezeit, verbunden mit der Befürchtung des Untergangs der Berglandschaft. Diese Befürchtungen haben sich jedoch in den vergangenen Jahren nicht bewahrheitet. Im Gegenteil, die Almen/Alpen werden wieder zunehmend begehrt. Seit 1976 zumindest kann bei weitem nicht alles Pensionsvieh auf die Almen/Alpen genommen werden, das von den Landwirten aus dem Alpenvorland zur Sömmierung vorgesehen war. Ferner wird auch wieder zunehmend in diesem Bereich investiert, wie die verschiedentlich anlaufenden kleineren und größeren Alm-/Alpsanierungen zeigen. Mit diesem Prozeß der »Reaktivierung« (im Vergleich zum Zeitraum um 1960) der Alm-/Alpwirtschaft, in Verbindung mit den modernen Bewirtschaftungserfordernissen, sind eine Reihe von unterschiedlichen Auswirkungen auf den Naturhaushalt und das Landschaftsbild verbunden, die in diesem ökologisch hoch empfindlichen Raum ein besonderes Augenmerk erfordern. Diese Auswirkungen sollen im folgenden dargestellt werden, wobei im wesentlichen auf die Erhebungsgrundlagen zum Forschungsvorhaben »Künftige Vorrangfunktionen bayerischer Almen/Alpen im Hinblick auf Neuordnungsmaßnahmen« (Bearbeiter: ENGLMAIER, A.

RUHL, G., RINGLER, A., DANZ, W.) zurückgegriffen wird, das vom Alpeninstitut im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten bearbeitet wurde.

2. Alm-/Alpwirtschaft und Naturhaushalt/Landschaftsbild

2.1 Alm-/Alpwirtschaft und Naturhaushalt

Die Alm-/Alpwirtschaft ist auf das engste an die natürlichen Standorteigenschaften in den alpinen Hochlagen gebunden. Der wirtschaftliche Erfolg hängt damit – von der sonstigen Faktorausstattung und der Betriebsleiterqualität abgesehen – ganz entscheidend von den natürlichen Voraussetzungen ab, mehr als dies in der »normalen« Landwirtschaft i. d. R. der Fall ist. Umgekehrt wird auch das alpine Landschaftsbild und der Naturhaushalt von der Alm-/Alpwirtschaft wesentlich geprägt, was somit auch Auswirkungen auf die angrenzende Fläche und indirekt auf die Tallagen hat.

Das bayerische Alm-/Alpgebiet nimmt den Nordsaum des europäischen Alpenraumes ein und wird durch folgende Standortgegebenheiten gekennzeichnet: Starke Relieferung, hohe Niederschläge, hohe Schneelagen, starke Schuttlieferung und extreme Einstrahlungsunterschiede. Der potentielle Gesteins- und Bodenabtrag ist damit sehr hoch zu veranschlagen und kann nur durch eine schützende Vegetationsdecke (z. B. Bergmischwald) gebremst bzw. verhindert werden. Die Hauptweideflächen der bayerischen Almen/Alpen liegen zwischen 900 und 1600 m über NN. Nur wenige Almen/Alpen befinden sich über der natürlichen Waldgrenze, die je nach Relief, Exposition und Alpenrandentfernung zwischen 1600 und 1900 m über NN schwankt. Nach RINGLER (1978) liegt keine einzige noch bestoßene Alm-/Alpe mit ihren Hauptweideflächen oberhalb der natürlichen Krummholzzone (= alpine Rasenstufe).

Die Flächenverminderung des Bergwaldes in der mittelalterlichen Rodungsphase, die im allgemeinen primär wohl der Holznutzung und erst sekundär der Almnutzung anzulasten ist, drückte die Waldgrenze in vielen Teilräumen nach unten. Dadurch verringerte sich die Rückhalteleistung für Schnee, Wasser und Gestein bzw. Bodenschicht. Der Oberflächenabfluß wird infolge Entwaldung (einschließlich Interzeption) erhöht und bedeutet damit eine Dauergefährdung für Weide, Straßen und Siedlungen. Insbesondere werden durch den Wegfall der Bestockung die Schneeschmelze – vor allem an den Südhängen – beschleunigt und damit Schmelzhochwasserspitzen begünstigt.

Wie sich nun die Alm-/Alpwirtschaft auf den Wasserhaushalt auswirkt, darüber liegt eine Reihe sich teils widersprechender Untersuchungen und Hypothesen vor (vgl. BUNZA, LAATSCH und GROTTENTHALER, ZIELONKOWSKY u. a.). Aufgrund vergleichender Studien unter Einfluß noch laufender Untersuchungen kommt RINGLER (1978) (vgl. Strukturdaten der Alm-/Alpwirtschaft, Heft 9 der Schriftenreihe des Alpeninstituts) zu folgenden Ergebnissen:

»Das Wasseraufnahme- und Wasserrückhaltevermögen ist bei den humosen Böden des Bergmischwaldes und der Latschenfelder weitaus am größten. Mit diesem Ersatz der Bergwälder und Krummhölzer durch Almweiden haben sich die Abflußspitzen erhöht und die Retention mindestens bei kurzzeitigen Regenereignissen verringert. Die tatsächliche Rückhalteleistung dichter Bestockung bei kürzeren Regenereignissen ist relativ noch größer, da bei den Beregnungsexperimenten nicht die Interzeption in der Baumschicht berücksichtigt werden konnte.

Beim Versuch Rauhalm deuten sich interessante Unterschiede einzelner Weidegesellschaften an. Auf gleicher Unterlage (Liasfazies, Möränenschotter) zeigt der Borstgrasrasen und insbesondere der verheidende Borstgrasrasen gemäßigte Abflüsse als die Intensivweiden.

Bestätigen sich diese Ergebnisse in weiteren Versuchen, so ist die Verbrachung von Almen/Alpen bei Zwergstrauchverheidung hydrologisch günstig zu beurteilen. Eine rasche Zwergstrauchverheidung mit Heidelbeere, Alpenrose, Rauschbeere u. a. tritt auf kalkärmeren bodensauren Unterlagen (Allgäuschichten, Kieselkalk, Brisandstein, Reiselsberger Sandstein) z. B. im Allgäu sehr häufig ein.

Aufbereitete, durch Skibetrieb und Raupendruck verdichtete Pisten erweisen sich als am ungünstigsten

Hier werden außerordentlich rasch einsetzende hohe Oberflächenabflüsse von einem hohen Bodenabtrag begleitet.« (vgl. BUNZA 1978; KARL u. PORZELT 1975)

2.2 Alm-/Alpwirtschaft und Landschaftsbild

Die Gebirgslandschaft zwischen Berchtesgaden und Bodensee ist weithin keine Natur-, sondern im wesentlichen eine Kulturlandschaft. Für sie trifft noch größtenteils die Charakterisierung SOTRIFERS (1978) für einen anderen Alpenteilraum zu: »Die Bilder bezeugen das Ineinanderfließen von Natur und den ihr aufgeprägten Spuren einer Kultivation, die noch keine Vergewaltigung war. Sie bezeugen das Wirken von Menschen, die Teile dieser Natur für sich nutzbar zu machen verstanden, indem sie behutsam und respektvoll in sie eingriffen, stets mit ihr und nie gegen sie arbeitend.« Die Alm-/Alpwirtschaft hat der Landschaft ihre unübersehbaren Kennzeichen aufgeprägt, ihre Gestaltungsimpulse sind unverkennbar. Die Änderungen in der Bewirtschaftung der Almen/Alpen werden daher nicht ohne Spuren bleiben und es gilt, sie in ihren Auswirkungen unterschiedlicher Art zu untersuchen. Die Bedeutung für das Landschaftsbild ergibt sich vor allem aus der zunehmenden Funktion der Almen/Alpen als Erholungsraum für Bergwanderer, Skifahrer und Touristen. Neben der großartigen Kulissenwirkung der Alm-/Alplandschaft, die allein schon den Besucher beeindruckt, ist es vor allem die pflanzliche und tierische Vielfalt, welche die Alm-/Alpstandorte herausragen läßt. Die langsame Entwicklung und damit »Unreife« vieler alpiner Standorte gibt vielen Pflanzen- und Tierarten Lebensraum, die auf den übrigen Standorten längst verdrängt sind. So haben viele im »Flachland« fast ausgestorbenen Arten in den bayerischen Alpen ihr letztes Asyl (z. B. Steinalder, Uhu, Auerwild etc.), wofür die Alm-/Alpflächen eine wichtige Rolle im Lebenskreis dieser Tierarten als Nahrungs- und Wohnraum einnehmen. Zudem erhöht die Alm-/Alpnutzung z. T. die natürliche Artenzahl verschiedener Pflanzen (Enzian, Arnika etc.).

3. Tendenzen der Bewirtschaftung von Almen/Alpen unter Berücksichtigung ökologischer und landschaftspflegerischer Auswirkungen

3.1 Viehbestand

Der Rinderbestand auf den Almen/Alpen stieg von 1966 bis 1978 kontinuierlich an: 1966 waren es 48 116 Rinder, 1970 49 205 Rinder und im Jahr 1978 55 422 Rinder (nach Angaben der Regierungsbeauftragten für die Alm-/Alpwirtschaft). Daneben weiden derzeit noch ca. 5000 Mutterschafe, ca. 450 Pferde und etwa 50 Ziegen auf den Almen/Alpen.

Neben der Sanierung und Erweiterung der Viehbestände in den Talbetrieben nach der TBC- und Bangsanierung in den fünfziger Jahren dürften vor allem die seit 1964 fließenden Fördermittel für die Alm-/Alpwirtschaft durch den Freistaat Bayern den Aufschwung bewirkt haben. 1966 wurden die Sömmerungsprämien aus Landesmitteln ergänzt. Den vorläufigen Abschluß der »großen Schritte« in der Alm-/Alpwirtschaftsförderung bildete das EG-Bergbauernprogramm, das im Herbst 1974 mit der Zahlung der Ausgleichszulage und des Alpungszuschlages in Bayern eingeführt wurde.

Die Zunahme der Beweidung kann auf folgenden Voraussetzungen beruhen, die entweder einzeln oder zusammen auftreten:

- Intensivierung der Nutzung von Teilflächen
- Gleichmäßigere Ausnutzung der gesamten Weidefläche
- Stärkere Ausnutzung der Waldweide.

Aufgrund von Beobachtungen in den letzten Jahren ist festzustellen, daß mit der Aufstockung des Viehauftriebes die beiden erstgenannten Erscheinungen – jedoch regional unterschiedlich – einhergingen. Auf den nunmehr intensiver genutzten Almflächen verringert sich infolge stärkerer Beweidung und Düngung das floristische Artenspektrum. Vor allem die »minderwertigen« Grasarten nehmen ab, während die Leguminosen meist zunehmen. In der Regel ist mit dieser Umschichtung des Artenspektrums eine Verbesserung der Nahrungsqualität des Aufwuchses (vgl. ZIELONKOWSKI, SPATZ) verbunden und nicht eine Qualitätsminderung. Gerade die von SPATZ durchgeführten neueren Untersuchungen zeigen, daß das Futter extensiv genutzter Almweiden keineswegs wertvoller als das der intensiven Weiden ist. Der Vorgang der stärkeren Nutzung der Gesamtweide bringt z. T. Konflikte zwischen Weidewirtschaft und Bodenschutz einerseits und Weidewirtschaft und Biotop- bzw. Artenschutz andererseits. Aufgrund einer vorläufigen Flächenermittlung (durchgeführt durch RINGLER 1978), aus den »Karten der Stufen und Formen der Hanglabilität« (Hrsg: Oberforstdirektion München) auf 15 Blättern TK 1:25 000 zwischen Josefthal und Linderhof zählen immerhin 47 % der Lichtweideflächen zur Hanglabilitätsstufe 3 und 2/3 und damit zu Standorten, die nach der o. g. Kartierung eigentlich eine schutzwirksame Waldbestockung erforderlich machten.

Ebenso ist zu berücksichtigen, daß durch eine zunehmende Bestoßzahl die Wahrscheinlichkeit einer Beeinträchtigung von schutzwürdigen Lebensräumen und Arten infolge Übernutzung oder Zertrampelung des Geländes verbunden ist. Allerdings überlagern sich nach RINGLER (1978) intensivierungswürdige Weideflächen kaum mit wertvollen Biotopflächen, wie sie im Zuge der alpinen Biotopkartierung erfaßt wurden, so daß durch eine relative »Intensivierung« (d. h. intensiv im Verhältnis zur extensiven Standweide als bisheriger Hauptnutzung) keine allzugroßen Schäden auftreten dürften.

Bei der Zunahme der Bestoßzahl ist ferner zu erinnern, daß infolge zunehmender Jungviehsömmerung die Beweglichkeit der Weidetiere insgesamt zunimmt, mit der Gefahr, daß die leichteren und wendigeren Tiere in Randbereiche vordringen, die bisher weitgehend verschont blieben. Insbesondere die alpinen Moore im Oberallgäu laufen Gefahr, durch den Beweidungsdruck sukzessive zerstört zu werden. Nach RINGLER (1978) ist bereits ein Großteil der dort noch erkennbaren Moore durch das Weidevieh stark zertrampelt, teilweise auch morphologisch verändert. Natürliche Abtragsvorgänge schwemmen dann den durch Weidetrtritt vorgelockerten und bloßgelegten Torf ab.

3.2 Behirtung und Betreuung

Die Verknappung der Arbeitskräfte in den Talbetrieben des bayer. Alpenraumes während der letzten 30 Jahre führte zu einer erheblichen Umstellung der Behirtung. Während früher fast auf jeder Alm-/Alpe den Sommer über eigenes Personal vorhanden war, ist dies heute nur mehr in weniger als der Hälfte aller Almen/Alpen der Fall.

Die Behirtung der Almen/Alpen	absolut	v. H.
Eigenes Almpersonal (nur für eine Alm/Alpe zuständig)	495	39
Gemeinschaftliches Personal (für mehrere Almen/Alpen zuständig)	94	8
Mitbewirtschaftung von Talbetrieben aus	543	43
Eigenes Personal und Mitbetreuung*	94	8
Ohne Angabe	32	2
	1258	100

Quelle: Alpeninstitut, Alm-/Alpwirtschaftliche Erhebung 1976

* Betreuung durch Alm-/Alppersonal und Arbeitskräfte des Talbetriebes gemeinsam

Nach der o. g. Erhebung werden ca. 990 Almen/Alpen in regelmäßigen Abständen von der Betriebsleiterfamilie des Talbetriebes aus »besucht«. Ein Drittel davon wird täglich betreut, knapp die Hälfte wird mehrmals in der Woche und knapp 20 % der 990 Almen/Alpen werden nur einmal in der Woche aufgesucht. Dieser Vorgang der Personalverknappung wirkt sich in zweierlei Hinsicht aus:

1. Durch die geringe oder häufig fehlende Beaufsichtigung legt das Weidevieh größere Wegstrecken zurück. Damit wird die Weide stärker zertreten, die Grasnarbe findet keine ungestörten Ruhephasen wie bei einer gelenkten Beweidung und weniger schmackhafte Gräser oder Stellen werden liegen gelassen. Tendenziell erhöht sich dadurch zum einen die Gefahr der Entstehung neuer Erosionsherde, da die Tiere stärker in steile Lagen eindringen und ihre Trittsuren hinterlassen. Zum anderen führt die ungleiche Beweidung zu einer mehr oder weniger starken »Vergandung« der Flächen, die vom Landschaftsbild her im allgemeinen ungünstiger als eine gut abgeweidete Fläche zu beurteilen ist.

2. Neben einer gezielten Weideführung erfordern auch die sonstigen Pflegearbeiten einen hohen Arbeitsaufwand. Die vom Bergwanderer wahrgenommene »Unberührtheit« der Alm-/Alplandschaft erfordert in Wirklichkeit einen jährlich wiederkehrenden hohen Pflegebedarf, der durch die großen Schneemassen, die starke Verwitterung und die vielen Niederschläge verhältnismäßig umfangreicher als im »Flachland« anzusetzen ist.

Eine Befragung zu diesem Thema ergab folgendes Bild für das Jahr 1976:

Alm-/Alppflegemaßnahmen nach Auskunft der Bewirtschafter bei . . .	Almen/Alpen durchgeführt	Art der Pflegemaßnahmen	Anzahl	v. H.
Entsteinen			341	27
Schwenden			588	47
Narbenpflege			207	17
Düngung			998	79
Unkrautbekämpfung			681	54
Wegeerhaltung im Almbereich			793	63
Zaunerhaltung			1158	92
Gebäudeerhaltung			787	63

Quelle: Alpeninstitut, Alm-/Alpwirtschaftliche Erhebung 1976

Die Ausbesserung und Errichtung von Zäunen und die Düngung sind demnach die häufigsten Pflegearbeiten, während z. B. die Unkrautbekämpfung nur mehr auf jeder zweiten Alm-/Alpe und eine gezielte Narbenpflege nur bei etwa jeder sechsten Alm-/Alpe durchgeführt wird. Nach Auskunft vieler Alm-/Alpbauern und Experten ist tendenziell mit einer Abnahme solcher Pflegearbeiten zu rechnen. Die Pflege der Landschaft als Koppelprodukt dieser primär produktionsorientierten Pflegemaßnahmen dürfte daher ebenfalls zurückgehen und bedeutet im Detail sicher eine Beeinträchtigung der Alm-/Alplandschaft. Daß freilich ein Rückgang dieser Pflege nicht unbedingt eine »Verwilderung« der Berglandschaft insgesamt nach sich ziehen muß, wurde in einer Reihe von Untersuchungen bereits geklärt (vg. ZIELONKOWSKI, SPATZ etc.).

3.3 Wegebau

Einen schwerwiegenden Eingriff in die Alm-/Alplandschaft stellt der Wegebau dar. Keine Maßnahme im bayerischen Alpenraum erweckt so viele Widersprüche wie die Verbesserung der Anbindung der Almen/Alpen. Nach der Gemeindebefragung des Alpeninstituts (Erhebungsstichtag 1. Nov. 1977) beurteilen immerhin noch 31 der 92 bayerischen Gemeinden mit Almen/Alpen (Gebietsstand vor 1. Mai 1978) den Alm-/Alpwegebau als »vordringlich« und weitere 22 Gemeinden als »notwendig«. Auch nach den Wünschen der Alm-/Alpbewirtschafter errechnen sich noch erhebliche Ausbaudefizite im Hinblick auf eine »ordnungsgemäße Bewirtschaftung«. Nach der Alm-/Alperhebung 1976 weisen 275 Almen/Alpen zumindest noch eine Teilstrecke ihrer Zufahrt auf, die als Steig klassifiziert wurde und damit nur zu Fuß zurückzulegen ist.

Die Verknappung des Alm-/Alppersonals führt zu einer enger werdenden Bindung zwischen Alm-/Alpe und Talbetrieb. Die Schaffung besserer Wirtschaftswege ist hierfür Voraussetzung. Eine Befahrbarkeit mit dem Schlepper wird im allgemeinen als Mindestbedingung angesehen. Bei größeren Entfernungen beider Betriebe wird öfters auch eine Pkw-Befahrbarkeit angestrebt. Wie das Beispiel der Rotwand-Sanierung zeigt, setzen sich die Befürworter des Wegebauens der Kritik aus, sie würden eine irreversible Verunstaltung der Landschaft und die Begünstigung von Erosionserscheinungen hervorrufen. Letzteres durch eine sorgfältige Planung der Trassierung soweit wie irgend möglich zu verhindern, muß das absolute Ziel aller Beteiligten bzw. Verantwortlichen bleiben. Was die Beeinträchtigung des Landschaftsbildes betrifft, so ist zu bedenken, daß eine »künstliche« Eingrünung und das natürliche Zuwachsen der Böschungen im Laufe der Zeit viele »Landschaftswunden« zumindest innerhalb eines Jahrzehntes wieder verschwinden lassen. Daß bei der Auswahl der neu zu bauenden oder auszubauenden Alm-/Alp-

wege größte Sorgfalt an den Tag zu legen und in der Regel nur eine Mindesterschließung anzustreben ist, braucht an dieser Stelle wohl nicht mehr eigens betont zu werden. Das weitere Schicksal der Alm-/Alperschließung hängt in den nächsten Jahren in starkem Maße von der politischen Willensbildung und der damit gekoppelten Finanzierung durch die öffentliche Hand ab.

3.4 Gebäude

Auf fast allen anerkannten Almen/Alpen Bayerns stehen ein oder mehrere Gebäude, die ganz entscheidend das Landschaftsbild prägen. Aufgrund der Geländegestaltung sind sie meist von allen Seiten gut sichtbar. Nach der Alm-/Alperhebung 1976 sind über drei Viertel der Alm-/Alpgebäude als typische »Almkaser« erbaut, d. h. Wohnteil und Stall befinden sich unter einem Dach. In den übrigen Fällen handelt es sich um Gebäude mit alleinigem Wohnteil bzw. Stall. Knapp 60 % der Alm-/Alpgebäude wurden von den Bewirtschaftern bezüglich ihres baulichen Zustandes als »ausreichend« bis »gut« bezeichnet. Über ein Drittel wurde als »verbesserungsbedürftig« eingestuft und bei knapp 5 % aller Gebäude ist nach Ansicht der Alm-/Alpbauern ein Neubau erforderlich. Der Nachholbedarf für bauliche Maßnahmen ist also beträchtlich. Soweit sich eine touristische Vermietung als Skihütte und/oder die Wohnnutzung im Sommer durch den Hirten noch realisieren lassen, wird die Instandsetzung eher vorgenommen als in den Fällen der alleinigen Mitbewirtschaftung vom Anwesen des Talbetriebes aus. Eine Beeinträchtigung der baulichen Gestaltung der Almen/Alpen droht daher von zwei Seiten:

Durch die Aufgabe der sommerlichen Hirtenwohnung verlieren die Gebäude an Bedeutung und erfahren damit auch weniger Pflege, so daß ein langsamer Verfall droht.

Umgekehrt bringt die Nutzung als Freizeit- oder gar Zweitwohnsitz die Verfremdung der Alm-/Alpgebäude mit sich, die sich vor allem in unproportionierten Anbauten, industriell gefertigten Bauelementen, in unnötigen Verzierungen und »Souvenirs« an den Außenwänden und nicht zuletzt in einer nicht der Umgebung angepaßten Bepflanzung äußert (vgl. hierzu: ENGLMAIER, A. und SCHEMEL, H. J. 1978).

Man wird versuchen müssen, beide Entwicklungen wieder stärker in den Griff zu bekommen und vor allem durch entsprechend positive Anreize zu steuern. Zu warnen ist jedoch vor einer weiteren Fremdnutzung der Gebäude, da ihre Auswirkungen – Abfall, Wasser, Lärm – nicht nur zu einer Beeinträchtigung des Landschaftserlebnisses, sondern auch zur Schädigung des Naturhaushalts in Form belasteter Gewässer etc. führen können.

3.5 Erholungswesen

Neben der agrarwirtschaftlichen Funktion wächst den bayerischen Almen/Alpen zunehmend eine Erholungsfunktion zu. Bei der Gemeindebefragung 1978 wurde von 54 der 92 befragten Gemeinden die Funktion der Almen/Alpen als »Attraktion für Sommergäste« bestätigt. Für diese Nennung vergaben 5 Gemeinden den Rangplatz 1 und weitere 10 Gemeinden den Rangplatz 2. Die Erholungsfunktion der Alm-/Alpregion gliedert sich in vier Bestandteile:

- Erlebnis der Kulturlandschaft
- Wanderstützpunkt (Bewirtung)
- Übernachtungsangebot
- Dauervermietung.

Die Entwicklung bezüglich der Kulturlandschaft

wurde bereits in der vorhergehenden Abschnitten dargestellt. An dieser Stelle soll geprüft werden, welche Auswirkungen der Ausbau der Almen/Alpen für den Erholungsbetrieb auf das Landschaftsbild und den Naturhaushalt hat.

3.5.1 Bewirtung

Nach der Alm-/Alperhebung 1976 wird auf etwa jeder fünften Alm-/Alpe eine Bewirtung im Sommer angeboten. Eine ganzjährige Bewirtung erfolgt dagegen nur auf etwa 30 Almen/Alpen. Bei ca. 110 der erstgenannten Almen/Alpen werden ausschließlich Milch und Milchprodukte abgegeben, in den übrigen Fällen auch sonstige Getränke und z. T. kalte und warme Speisen (ca. 70 Almen/Alpen). Voraussichtlich ist mit einer Ausweitung des Bewirtungsangebotes auf den Almen/Alpen zu rechnen. Die Beschaffung der sog. Kleinen Konzession, die für eine Bewirtung erforderlich ist, wird von den meisten alm-/alpwirtschaftlichen Fachstellen befürwortet, um so zusätzliche finanzielle Anreize für das Alm-/Alppersonal in Form von Nebeneinnahmen zu erreichen. Einesteils sorgt diese Tendenz für die Beibehaltung der bisherigen direkten Alm-/Alpbetreuung durch eigenes Personal. Andererseits darf jedoch nicht übersehen werden, daß die zeitaufwendige Gästebetreuung vor allem zu Lasten der Pflegearbeiten auf der Alm-/Alpe geht. Zudem ist in vielen Fällen das Problem einer ausreichenden Ver- und Entsorgung noch nicht gelöst.

3.5.2 Übernachtung

In der Alm-/Alpwirtschaftlichen Erhebung wurden 85 Almen/Alpen (= 6,8 %) mit Übernachtungsmöglichkeiten mit insgesamt 1415 Gästebetten erfaßt. Schwerpunkte bilden die Landkreise Rosenheim und Oberallgäu. Die Ausstattung der meisten Alm-/Alphütten bietet nur wenige Voraussetzungen für diese Art der Nutzung. 14 Alm-/Alpwirtschaftler wollen nach der Befragung von 1976 die Bettenkapazität erhöhen. Im allgemeinen wird vom Ausbau des Übernachtungsangebotes abgeraten, da neben der Gefahr mangelnder Rentabilität vor allem die Tendenz der Vernachlässigung des eigentlichen alm-/alpwirtschaftlichen Betriebes besteht. Zudem sind mit einem Ausbau große Probleme für die Wasserversorgung, Müll- und Abfallbeseitigung und für den dann üblicherweise geforderten Verkehrsanschluß verbunden, die sowohl den Naturhaushalt als auch das Landschaftsbild beeinträchtigen können.

3.5.3 Dauervermietung

Die »Dauervermietung« der Alm-/Alphütten tritt in drei Formen auf:

- Vermietung nur im Sommer (z. B. an Private und an Vereine)
- Vermietung nur im Winter (an Skifahrer, Eigenutzung der Bewirtschafter im Sommer)
- Ganzjährige Vermietung (wegen Mitbewirtschaftung vom Talbetrieb aus wird der Wohnteil auf der Alm-/Alpe nicht mehr benötigt).

Etwa 500 Almen/Alpen – meist im Privatbesitz – werden im Winter an einen festen Personenkreis (meist Skifahrer) vermietet. Für die beiden anderen Arten liegen keine Angaben vor. Deren Zahl dürfte jeweils unter 200 liegen, wobei allerdings eine steigende Tendenz vermutet wird. Die Winterverpachtung ist für die Besitzer im allgemeinen von Vorteil, da durch die Nutzer eine laufende Verbesserung oder zumindest Instandhaltung der Hütte und eine Absicherung gegen Einbruch und Beschädigung erfolgt.

Aus landeskultureller Sicht bestehen gegen diese winterliche Nutzung erheblich weniger Einwände als gegen die Sommervermietung. Deren Folgen sind meist viel sichtbarer und störender, da im allgemeinen eine »Schrebergartenidylle« entsteht, die nicht in den Landschaftscharakter paßt und die der Bergwanderer als abweisend empfindet.

4. Schlußfolgerungen für die Förderung

Die Förderung der Alm-/Alpwirtschaft durch die öffentliche Hand ist nur dann berechtigt und zielkonform, wenn sie auch die besonderen ökologischen und landschaftspflegerischen Erfordernisse im Alpenraum berücksichtigt. Auch für die Alm-/Alpreignung trifft die Warnung SOTRIFTERS (1978) zu: »Für jedermann sichtbar, verändert sich das Gesicht unserer Umwelt sowohl in städtischen wie eben vor allem in ländlichen Bereichen in einer Geschwindigkeit, die von Jahr zu Jahr fortzuschreiten scheint. Diese Veränderung ist, was den Ersatz der unseren Kulturraum prägenden Strukturen durch neue, von modernen Industrien und Technologien bestimmte betrifft, fast nie eine positive.« Und zur »Rationalisierung der Landwirtschaft« stellt er fest: »Ihr hat man geopfert, was man ihr keineswegs immer hätte opfern müssen; durch sie ist aber nolens volens auch verschwunden, was das Landschaftsbild, wie man es in naher Zukunft nur mehr auf alten Bildern, bestenfalls Fotografien wird studieren können, zuvor bestimmt hatte, solange es die Spuren des manuell arbeitenden und sorgenden, eng im Kontakt mit einer respektierten Natur lebenden Menschen getragen hatte.« (SOTRIFTER 1978). Konkretisiert auf die derzeitigen Entwicklungstendenzen der Alm-/Alpwirtschaft bedeutet dies, daß die Förderung nur sehr behutsam lenkend eingreifen sollte. Die Fortführung der Sömmerungsprämien sollte langfristig abgesichert werden. Jedoch muß diesem Anreiz zur Ausschöpfung des Weidepotentials eine sinnvolle Abgrenzung der Flächen gegenübergestellt werden, die aus landeskulturellen Gründen von einer Beweidung freizustellen sind. Die Kartierung zum Agrarleitplan und die alpine Biotopkartierung bilden hierzu konkrete Ansatzpunkte und müssen nun in die Verwaltungspraxis umgesetzt werden. Um der Personalknappheit und damit der Tendenz zu begegnen, »Arbeit« durch »Infrastruktur« – vor allem Wegebau – zu ersetzen, sollte vom Freistaat Bayern ein Programm entwickelt werden, das sich in der finanziellen Förderung an das Voralberger Modell anlehnt (Übernahme der Sozialbeiträge für das Alppersonal). Im Wegebau sollte nach eingehender Prüfung der Notwendigkeit verstärkt auf »kleine Lösungen« zurückgegriffen werden, was jedoch z. T. eine Änderung der Normen und Vorschriften nach sich zieht. Vor Beginn jeglicher Alm-/Alpsanierungsprojekte ist eine spezielle Kartierung der schützenswerten Kleinstrukturen (Bäume, Hecken, Steinwälle etc.) angebracht, die in der Regel von Intensivierungsmaßnahmen, in manchen Fällen auch von der Beweidung auszunehmen sind. Weiterhin ist die systematische Inventarisierung erhaltenswerter Alm-/Alpegebäude zu beschleunigen, wobei allerdings nicht allzu »schematisch« vorgegangen werden darf. Aus den Mitteln für Denkmalpflege sollten vermehrt Erhaltungsmaßnahmen gefördert werden, um so die Vielzahl denkmalgeschützter Bauobjekte in Form alter Kaser zu retten und Anregung für die bauliche Gestaltung bei allen übrigen Um- und Neubauten zu geben. Zwar können die Almen/Alpen behutsam in den Erholungsbetrieb in Form einer bescheidenen Bewirtung einbezogen werden. Abzuleh-

nen sind jedoch Großprojekte, der Ausbau von Übernachtungsmöglichkeiten und die schleichende Umwandlung zu Zweitwohnungen auch den Sommer über.

5. Zusammenfassung

Aufgrund der wirksamen Förderung erlebte die Alm-/Alpwirtschaft in Bayern insgesamt im letzten Jahrzehnt einen nicht unbeachtlichen Aufschwung. Dies zeigt sich vor allem in der zunehmenden Sömmerung des Viehs und in der kontinuierlichen Verbesserung der Infrastruktur der Almen/Alpen. Dagegen verschärft sich tendenziell das Problem der Personalknappheit, weshalb immer mehr Alm-/Alpbauern zur Mitbewirtschaftung vom Talbetrieb aus übergehen. Die Auswirkungen dieser Tendenzen auf Naturhaushalt bzw. Landschaftsbild heben sich z. T. gegenseitig auf. So werden z. B. mehr Flächen als bisher offengehalten und die mit einer Verbrachung zumindest vorübergehende Gefahr der Erosionsbildung wird verhindert. Umgekehrt ist infolge zurückgehender Alm-/Alppflegemaßnahmen und abnehmender Betreuung des Viehs z. T. eine Verschlechterung von Weideflächen festzustellen. Mit der »Intensivierung« von Teilflächen ist umgekehrt eine Verringerung des Artenbestandes verbunden, wobei vor allem die alpinen Moore unter dem derzeitigen Beweidungsdruck leiden. Die Förderung der Alm-/Alpwirtschaft sollte daher zu einer stärkeren Standortdifferenzierung kommen und vor allem auch den Fragen der baulichen Entwicklung und Gestaltung große Aufmerksamkeit schenken. Die Einbeziehung der Almen/Alpen in den Erholungsbetrieb ist nur z. T. aus landeskultureller Sicht wünschenswert.

Literatur

- BUNZA, G. (1978): Vergleichende Messungen von Abfluß und Bodenabtrag auf Almflächen des Stubner Kogels im Gasteiner Tal, Veröff. d. Österr. MaB-Hochgebirgsprogramms, Wien.
- CZELL, A. (1972): Wasserhaushaltsmessungen in subalpinen Böden. Mitt. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien 98.
- ENGLMAIER, A., RUHL, G., RINGLER, A., DANZ, W. (1978): Strukturdaten der Alm-/Alpwirtschaft in Bayern. Ergebnisse der Alm-/Alperhebung 1976. Schriftenreihe des Alpeninstituts, München Heft 9.
- ENGLMAIER, A., SCHEMEL, H. J. (1978): Freizeithütten und Flächenpflege im Alpenraum – Beispiel Mittenwald. Projektbericht 2053–52 des Alpeninstituts, München.
- LAATSCH, W., GROTTENTHALER, W. (1973): Labilität und Sanierung der Hänge in der Alpenregion des Landkreises Miesbach. Hrsg. v. BStMELF.
- RINGLER, A. (1978): Landeskulturelle Begrenzungen für die Alm-/Alpwirtschaft; in: Vorrangfunktionen der bayerischen Almen/Alpen. Unveröffentlichtes Gutachten des Alpeninstituts, München.
- SOTRIFTER, C. (1978): Die verlorene Einheit – Haus und Landschaft zwischen Alpen und Adria, Verlag Gerd Hatje, Stuttgart.
- SPATZ, G., KÜHBACH, W., WEIS, G. B. (1979): Ertrags- und Qualitätssteigerung auf Almweiden. In: KALI-Briefe (Büntehof) 14.
- ZIELONKOWSKI, W. (1975): Vegetationskundliche Untersuchungen im Rotwandgebiet zum Problemkreis Erhaltung der Almen. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Heft 5.

(Aus dem Fachbereich Biologie der Philipps-Universität Marburg, Lahnberge)

Hermann Remmert – Michael Droste – Wolfgang Nentwig – Michael Vogel – Jochen Tamm

Vielleicht kein Lebensraum in Mitteleuropa hat in den letzten dreihundert Jahren derart an Fläche eingebüßt wie Feuchtgebiete. Nur kleinste Reste haben bis zum Beginn dieses Jahrhunderts überdauert. Ein präzises Bild über die Pflanzen- und Tierwelt dieser Gebiete und ihre Bedeutung für den Wasserhaushalt Mitteleuropas vermag sich niemand mehr zu machen. Vielleicht aber geben die ungeheuren Entenzahlen, die früher an Entenfängen im Binnenland und an der Küste gefangen wurden, einen Einblick (hier sollte die Arbeit eines Historikers einsetzen, der diese Entenfänge einmal genau erfaßt, die hier gefangenen Enten ermittelt und zusammenstellt!).

Inzwischen nimmt die Zahl derartiger Feuchtgebiete und ihre Größe so entscheidend ab, daß damit eine Bedrohung für die durch Mitteleuropa ziehenden Zugvögel entsteht; von der Bedrohung einheimischer Pflanzen und Tiere ganz zu schweigen. Entstehen einmal neue Feuchtgebiete, so erfolgt inzwischen vielfach die Besiedlung mit Pflanzen und Tieren erschreckend langsam: es gibt keinen Populationsdruck der Feuchtgebietbewohner (Fischadler, Schreiadler, Rohrdommel) mehr, der nun einmal zur Besiedlung notwendig ist.

Zu alledem steht der Naturschutz immer wieder vor der Frage, ob er planend in Schutzgebiete eingreifen

soll oder nicht. Feuchtgebiete, der natürlichen Sukzessionsfolge überlassen, entwickeln sich unter den Bedingungen Mitteleuropas mit ihrer starken Düngung und dem Fehlen mancher Tierarten (Biber!) sehr rasch in feuchte Waldgebiete und vielfach entfällt damit ihre Schutzwürdigkeit im Sinne von Feuchtgebieten.

Es erschien damit einmal angezeigt, anthropogene und durch rasche Verlandung gefährdete Feuchtgebiete hinsichtlich ihrer Kleintierfauna zu untersuchen: bildet doch die Kleintierfauna die Basis für das Vorkommen fast aller größeren Tiere, wie etwa das Vorkommen von Vögeln. In diesem Rahmen werden hier Untersuchungen an ganz unterschiedlichen anthropogenen oder anthropogen stark beeinflussten Feuchtgebieten vorgestellt. Unsere Frage zielt dahin, wieweit solche Areale mit ein klein wenig Hilfestellung wenigstens z. T. die Funktion alter großer Feuchtgebiete übernehmen können, wieweit hier Arten früherer großräumiger Gebiete überdauern können und einen Populationsdruck aufbauen, von dem aus neugeschaffene Feuchtgebiete wieder besiedelt werden können. Von hier aus ist dann zu fragen, wieweit solche Flächen als »Trittsteine« für die nordische Vogelwelt auf ihrem Durchzug durch Mitteleuropa dienen können.

Lebensraum Niedermoor: Zustand und geplante Entwicklung

Michael Droste – Wolfgang Nentwig – Michael Vogel

1. Einleitung

Niedermoore mit ihren fruchtbaren Böden waren von den eingangs beschriebenen negativen Entwicklungen besonders betroffen. Deshalb beschäftigten sich die Autoren nach Genehmigung der obersten Naturschutzbehörde mit einem der letzten Niedermoore Nordhessens, dem Schweinsberger Moor (DROSTE, NENTWIG, VOGEL 1980); VOGEL (1979); DROSTE (1979).

Lage und Entstehung

Das Gebiet Schweinsberger Moor wurde am 3. 3. 1977 zum Naturschutzgebiet (NSG) erklärt und bildet das 100. NSG Hessens. Es umfaßt 43 ha in der weiten Talniederung der Ohm und befindet sich südlich der Ortschaft Schweinsberg (Stadt Allendorf), 15 km östlich von Marburg im Amöneburger Becken. Dieses Becken ist geologisch als Teil des Mittelmeer-Mjöse Bruchsystems zu sehen und stellt ein altes tektonisches Senkungsgebiet dar. Es zerbrach im Tertiär in viele Einzelschollen, von denen ein Schollenstück, die heutige Schweinsberger Depression, besonders tief absank und diese Tendenz auch heute noch beibehält. Während der überwiegende Teil trockengelegt und als Agrarland genutzt wurde, gelang dies im Bereich des NSG's nicht. Der

Untergrund besteht hier aus organischem Torf mit geringen Schluff- und Tonanteilen aus den Hochwasserablagerungen der Ohm. Insgesamt erreichen diese Schichten über 3 m Mächtigkeit.

Klima

Die Umgebung des Moores weist die für die mitteleuropäischen Senkenzonen typische kontinentale Einfärbung auf:

Neben geringen Jahresniederschlägen von ungefähr 600 mm treten Jahresdurchschnittstemperaturen von mehr als 8°C auf. Großen Einfluß übt jedoch das Lokalklima aus.

In den Talsenken sammelt sich in Ausstrahlungsnächten die kalte Luft. Verstärkt wird dieser Effekt durch das Eigenklima der Moore, die Gefahr der Nachtfröste ist deshalb erheblich (PEUS 1932). Temperaturmessungen in 2 m Höhe im Schilfbestand wiesen 1978 den Juli als einzigen frostfreien Monat aus.

Wasserversorgung und Nutzung

Die Wasserversorgung erfolgt durch Niederschläge, den ständig recht hohen Grundwasserstand der Talau und durch Hangaustrittsquellen am SO-Rand des NSG's im Bereich des Grundwasserhorizontes.

Weite Moorflächen unterliegen einer periodischen bis permanenten Überflutung. Die Entwässerung erfolgt durch breite Abzugsgräben nach NW hin. Große Bedeutung für den Wasserhaushalt hat ferner die dichte Vegetation, die durch ihre hohe Verdunstungsrate den Wasserspiegel sehr rasch senken kann. Den Faktoren Luftfeuchtigkeit und Sonnenscheindauer kommt deshalb größerer Einfluß zu als den Niederschlagswerten. Der natürliche Wasserhaushalt wurde durch Torfabbau und besonders durch die Anlage von Entwässerungsgräben schwer beeinträchtigt. Die entwässerten Gebiete wurden dann weitgehend als Heuwiesen genutzt, in den letzten Jahrzehnten als ungünstige Standorte aber nach und nach aufgegeben.

2. Heutiger Zustand

2.1 Flora

2.1.1 Phragmition

Den wohl am stärksten landschaftsprägenden Teil des NSG stellt das Schilfröhricht (*Phragmites communis* Trin.) dar. Das Schweinsberger Moor ist das größte zusammenhängende Schilfgebiet Mittel- und Nordhessens. Wir finden sowohl reine *Phragmites*-Bestände als auch Übergangs- und Vermischungsgesellschaften mit *Magnocaricion* und Hochstaudengesellschaften.

Selbst in den Reinbeständen ist das Schilf dennoch stark differenziert. So schwanken die Halmzahlen zwischen 35 Halme/m² und 120 Halme/m². Die Produktionswerte, ausgedrückt in g Trockengewicht/m², schwanken zwischen 600 g und 2200 g. Die Gründe für die doch relativ uneinheitlichen Werte liegen in den ökologischen Ansprüchen des Schilfes und den tatsächlich vorhandenen Standortqualitäten. Hauptparameter für das Schilfwachstum sind Bodenfruchtbarkeit, Bestandsdichte, Wasserstände und die vorherrschenden Temperaturen. Schilf ist eine lichtliebende Art, die auf nährstoffreichen Böden mit hohem Wasserstand maximale Wachstumswerte zeigt. Wichtig ist ein hoher Anteil an organischem Schlamm, der eine Verfügbarkeit von Nährstoffen und dabei besonders von Stickstoff gewährleistet. Die Schilfdichte wirkt sich dahingehend aus, daß die Produktionsleistung größer wird, je größer die umgebende freie Fläche um eine Pflanze ist. Auf der anderen Seite erträgt Schilf ein gewisses Maß an »Übersiedlung« eines Standortes durch andere Schilfpflanzen, so daß es zu sehr dichten Beständen kommen kann. Die hauptsächlich vorherrschenden Temperaturen in der Wachstumszeit beeinflussen die Entwicklung des Schilfes auf zweierlei Weise: sowohl indirekt durch die Anpassung von Schilfrassen an das jeweilige Biotop, als auch durch die Abhängigkeit des Wachstums von der Temperatur (RODEWALD-RUEDESCU 1974).

Die Wasserverhältnisse sind in Schweinsberg für das Schilfwachstum günstig, da ganzjährig mit einem hohen Grundwasserstand zu rechnen ist. Eine Ausnahme bildet der südliche Übergangsbereich, wo eine Ausdünnung des Schilfes zu beobachten ist. Aufgrund der jetzigen Größe der Schilffläche kann sich in seiner Tiefe ein ausgeprägtes Bestandsklima bilden. So nimmt deshalb die Artenzahl der schilfspezifischen Evertebratenfauna von den Randbereichen zum Inneren hin zu, die Individuenzahl der einzelnen Arten aber ab, so daß wir eine ausgewogene Fauna von »Schilfschädlingen« und deren Räubern und Parasiten vorfinden, die zum einen eine genaue räumliche und zeitliche Verteilung der Arten erkennen lassen, zum anderen in ihrer gegenseitigen

Regulation so verzahnt sind, daß keine Massenvermehrung einer Art zu beobachten ist.

2.1.2 *Magnocaricion*

Die zweite große Vegetationseinheit des Gebietes bilden Großseggenriede, die im Gegensatz zu ihren natürlichen Vorkommen (dem schmalen Ufersaum zwischen Röhricht- und Bruchwaldzone bei verlandenden Seen) hier als Folgeerscheinung ehemaliger Grünlandnutzung und Entwässerungsmaßnahmen entstanden sind. Rasen- und horstbildende Seggenarten kommen nebeneinander vor. Allen gemeinsam ist, daß sie feuchte bis sehr feuchte Böden benötigen und Überflutungen ertragen.

Die verbreitetste Art ist die Schlangsegge (*Carex gracilis*), die sowohl Reinbestände bildet, als auch im Übergangsbereich zum Röhricht, den Staudenfluren und einem Erlenbruchwald zu finden ist. Hier wird sie dann von der schattenverträglicheren Rispensegge (*Carex paniculata*) abgelöst. Die Fuchssegge (*Carex vulpina*) und die Sonderbare Segge (*Carex appropinquata*) sind weitere häufige Arten.

Die verschiedenen ökologischen Ansprüche der Seggenarten lassen sich in der Zusammensetzung der drei großen Seggenwiesen des NSG ablesen. In der nördlichen, fast ganzjährig überfluteten Seggenwiese befinden sich die Hauptbestände von *Carex gracilis*, in die große Herden von *Carex vulpina* eingestreut sind. In der westlichen Seggenwiese, die stärkere Wasserstandsschwankungen aufweist, finden wir neben *Carex gracilis* auch *Carex nigra* und *Carex disticha*. In dieser Fläche haben sich große Bestände von *Filipendula ulmaria* gebildet. Das Auftreten dieser Art hängt mit der Beendigung der regelmäßigen Mahd zusammen, da die Art ansonsten sehr empfindlich gegen Schnitt ist. In der mittleren Seggenwiese, die eine relativ geringe Größe aufweist, ist *Carex gracilis* die einzige Seggenart. Auch hier ist ein Vordringen von *Filipendula* zu beobachten.

Ferner besitzen diese Seggenwiesen eine Anzahl von geschützten Pflanzenarten wie *Iris pseudacorus* und *Dactylorhiza majalis*. Häufig vorkommende und biotopprägende Blütenpflanzen sind außerdem: *Polygonum amphibium*, *Polygonum bistorta*, *Caltha palustris*, *Lythrum salicaria* und *Lysimachia vulgaris*.

2.3.1 Übergangsgebiete

Das NSG ist von landwirtschaftlich genutzten Flächen umgeben, so daß sich in Randbereichen des Gebietes Übergangsflächen ausbilden. Im NW-Teil liegt die einzige innerhalb des NSG noch landwirtschaftlich genutzte Fläche (0,7 ha). Auf ihr wird extensive Wiesenwirtschaft (2malige Mahd) betrieben und sie kann ihrer Artenzusammensetzung nach als »feuchteres *Arrhenatheretum*« bezeichnet werden.

Das südliche und östliche Übergangsgebiet zeigt eine sehr mannigfaltige Vegetationszusammensetzung. Röhricht und Seggenarten dünnen aus und vermischen sich mit anderen im NSG sonst nicht vorkommenden Arten, wie: Klette (*Arctium lappa*), mehrere Distelarten (*Cirsium*), Brennessel (*Urtica dioica*) und Gehölzen, wie *Salix*-Arten, *Ribes*-Arten, Schlehe und Holunder. Es handelt sich also um eine Übergangszone zwischen dem nassliebenden Schilfbestand und der landwirtschaftlich genutzten Fläche. In diesem Übergangsbereich machen sich die Entwässerungsmaßnahmen am nachhaltigsten bemerkbar. Es kommt zu einer dichteren Lagerung der Torfe, ihre physikalischen und chemischen Eigenschaften

ändern sich und die Niedermoorarten gelangen an ihre Verbreitungsgrenze (ILLNER 1977). Ein weiteres Faktum stellt die wannenförmige Oberflächenform des Gebietes dar. So finden sich von vornherein auf den natürlich trockeneren Standorten am Ostrand Gebüschformationen, hauptsächlich aus *Salix cinerea* bestehend. Hier wurde auch ein künstlicher, heute etwa 30 Jahre alter Pappelbestand angelegt. Nach W hin wird das Gebiet feuchter, so daß sich hier am Rand ein Erlenbruchwald ausbilden konnte.

2.2 Fauna

2.2.1 Die limnische Fauna

Die limnische Fauna ist in besonderem Maße von den Eigenschaften ihres Lebensmediums Wasser abhängig. Das chemisch weitgehend unbelastete Wasser erreicht einen pH-Wert von ~ 7 , bei einer guten Ca^{++} Versorgung (40–90 mg $\text{CaCO}_3/1$). Die Leitfähigkeit beträgt (20°C) 400 μS (Quellen) bis 650 μS (Abfluß im Januar) bei mittlerer Härte.

Die insofern sehr günstigen Bedingungen werden stark beeinträchtigt durch die hohen Sauerstoffdefizite von meist 60–90 %. Die dichte Vegetation der Makrophyten gibt ihren produzierten Sauerstoff an die Atmosphäre ab, der Bestandesabfall wird jedoch weitgehend im Wasser zersetzt. Der dadurch bedingte Sauerstoffmangel ermöglicht erst eine Torfbildung durch unvollständige Zersetzung. Jederzeit kann selbst in den nur sehr flachen Gewässern (max. 0,5 m tief) kurzfristig völliger Sauerstoffschwund auftreten. Vereisung im Winter hat ein oft monatelanges Fehlen von Sauerstoff zu Folge; sonst weitgehend am Substrat oder in den Pflanzen gebundene Ionen gehen dann in Lösung und lassen sich in größeren Mengen nachweisen (u. a. Eisen, Phosphat, Ammoniak).

Weitere wichtige abiotische Faktoren stellen die astatischen Bedingungen dar: günstige Lebensperioden wechseln mit stark schwankenden Temperaturverhältnissen; Austrocknung und tieferreichende Vereisung der stehenden Gewässer vernichten einen Teil der Fauna und schaffen Lebensraum für neue Arten. Diese Lebensbedingungen beeinflussen die Zusammensetzung der Fauna erheblich, nur angepaßte Arten können überleben.

Der entscheidende Faktor Sauerstoffarmut läßt sich ertragen mit der Fähigkeit zum anaeroben Stoffwechsel (Chironomiden und Tubificiden als dominierende Gruppen, Pisidien) oder durch Ausnutzung der Sauerstoffdiffusion an der Wasseroberfläche.

Als besonders vorteilhaft erweist sich in dieser nahrungsreichen Flachwasserzone bei aquatischer oder semiterrestrischer Lebensweise die Versorgung mit atmosphärischem Sauerstoff (Coleopteren, Heteropteren und besonders Dipterenlarven: Culiciden, Psychodiden, Ptychopteriden u. a.). Die Nahrung kann nun trotz des anaeroben Milieus aufgeschlossen werden. In den ausgedehnten, flachen Randbereichen stellt sich eine typische Dung- und Schlammuferfauna ein.

Austrocknung im Sommer hat unterschiedlichen Einfluß auf die Fauna: teilweise Vernichtung der Tiere steht neben verschiedenen Anpassungen, in der Larvalentwicklung bei drohender Austrocknung beschleunigt wird (Chironomiden, Culiciden). Ein großer Teil der Tierarten kann im ständig feuchten Boden übersommern (z. B. Wasserasseln, amphibische Dipterenlarven, Planarien). Bilden sich im Herbst diese Gewässer erneut, so werden sie von der wieder »auftauchenden« Fauna besiedelt. Daneben erfolgt Zuflug (Käfer) und Neubesiedlung durch

Schlüpfen aus Eigelegen (Chironomiden, Culiciden, Trichopteren), auch Einwanderung mit der Wasserfront (Wasserasseln, Käfer) erhöht die Individuendichte.

In strengen Wintern vernichtet direktes Durchfrieren einen Teil der Fauna (z. B. Psychodiden), der größte Teil jedoch überlebt im und am Boden. Ferner können nicht zufrierende Quellbereiche zur Überwinterung und als Reservoir zur Wiederbesiedlung dienen. Auch in sehr kalten Wintern bilden sie mit Temperaturen von 6°–7°C gut zugängliche, offene Wasserflächen und tragen somit wesentlich zur strukturellen Vielfalt des Moores bei.

Flachmoore gelten als sehr produktive Lebensräume. Trotz der dauernd wechselnden Bedingungen treten ziemlich regelmäßig hohe Individuenzahlen pro Flächeneinheit auf, z. T. kann dies durch zahlreiche r-Strategen mit kurzer Entwicklungszeit und hoher Nachkommenzahl erreicht werden (Psychodiden, Culiciden, Chironomiden). Die gefundene hohe Individuendichte überrascht nicht im Vergleich mit ähnlichen Biotopen.

Die Zusammensetzung der Fauna variiert jedoch aufgrund der verschiedenen Bedingungen je nach Zeit und Ort sehr stark. Neben den bisher erwähnten Gruppen erreichen z. B. in den Quellbereichen und anschließenden Grabenoberläufen Gammariden und Plecopteren (Nemouridae) Abundanzwerte von max. 2000–4000/m².

Detritophage und Filtrierer dominieren zahlenmäßig, während Räuber sehr stark zurücktreten. Lediglich räuberische Chironomidenlarven erlangen stellenweise eine nicht näher erfaßte Bedeutung. Als größere Räuber fehlen Fische und Libellenlarven (Sauerstoffmangel?) völlig. Die Bedeutung von Notonectiden, Gerriden und adulten Dytisciden kann als gering eingeschätzt werden. Wichtiger wird stellenweise der Einfluß der Hirudineen, Planarien und Dytiscidenlarven. Nach dem Saprobienstadium Liebmanns treten in der polysaprobien Zone der Fließgewässer keine Räuber auf, auch in der α -mesosaprobien Zone bleibt ihre Artenzahl gering. Neben dieser geringen Bedeutung der Räuber stimmt auch die übrige Makrofauna mit der der anthropogen stark belasteten Gewässer weitgehend überein und kann somit verallgemeinernd dem α -mesosaprobien Bereichen zugeordnet werden (AUTORENKOLLEKTIV 1975). Allerdings muß hier noch einmal erwähnt werden, daß in diesem Fall nicht der Mensch das Gewässer verschmutzt, sondern daß es sich um eine hoch saprobe, aber natürliche Belastung handelt.

2.2.2 Terrestrische Fauna

Wirbellose: Die beiden maßgeblichen Faktoren, die die Artenzusammensetzung des NSG bestimmen, sind die amphibischen Verhältnisse und die riesigen Seggen- und Schilfbestände. Für terrestrische Bodentiere dürfte die Staunässe begrenzender Faktor sein. So sind von den mindestens 26 Schneckenarten 6 Arten häufige und weitverbreitete Wasserschnecken von stehenden und kleinen Gewässern (Lymnaeidae, Planorbidae, Acroloxidae) und 7 Arten hygrophile Nacktschnecken (Arionidae, Limacidae). Die 13 Gehäuseschneckenarten sind euryöke Wiesen- und Laubstreuarten, die zumeist von außen mehr oder weniger tief in das Moor eindringen.

Die Artenzahl der Landasseln nimmt mit zunehmender Vertorfung des Untergrundes ab, die Individuendichte steigt jedoch. Im Kerngebiet des Moores lebt dann als einzige Art nur *Ligidium hypnorum*. Ähnliches gilt für die ebenfalls bodenstreu-zersetzenden Diplopoden. Die einzige, im eigentlichen Nieder-

moor lebende Art ist *Polydesmus denticulatus*, eine Auwald- und Erlenbruchart. Weitere terrestrische Detritophage sind Nematocerenlarven (Tipuliden, Ceratopogoniden, Psychodiden, Sciariden, Mycetophiliden) und Brachycerenlarven (Sphaeroceriden, Phoridae). Die wichtigsten Detritophagen sind aber Collembolen, die im Gegensatz zu den anderen Gruppen ganzjährig und in allen Bereichen des NSG eine sehr hohe Abundanz aufweisen.

Für Phytophage sind Seggen und Schilf nebst anderen Gramineen wichtigste Nahrungsgrundlage. Heuschrecken sind mit nur 2 Arten (*Conocephalus dorsalis* und *Tetrix undulata*, beide an Seggen) individuenarm vertreten, für Thysanopteren (fast nur Gramineensauger) gilt ähnliches. Die wenigen indigenen Schmetterlingsarten leben an Schilf (*Philudoria* = *Cosmotriche potatoria*, *Archanara geminipuncta*) oder *Carex*, *Iris*, *Populus* und *Salix* (mehrere Noctuidenarten). Gallen und »Schilfzargen« bilden Cecidomyiden, Chloropiden und Milben an *Phragmites communis*.

Bedeutende Pflanzensauger sind Wanzen (etwa 50 % aller Arten sind phytophag, fast alle an Gramineen) und Zikaden. Hier sind rund 2/3 der Arten auf Gramineen wie *Phragmites*, *Carex* und *Juncus* spezialisiert.

Extrem auf Schilf spezialisiert sind die Blattläuse (nur *Hyalopterus pruni*), die alljährlich im Frühsommer von den außen gelegenen Winterquartieren (Pflaumenbäume) das Gebiet besiedeln und zum Zeitpunkt der Schilfblüte eine Bevölkerungsexplosion erleben. Diese Fülle an Blattläusen ist Lebensgrundlage für viele Räuber: mehrere Wanzenarten, 3 Syrphiden-Arten (Syrphinae-Larven), 2 aphidophage Carabidenarten, der Coccinellide *Anisosticta 19-punctata* und *Chrysopa spec.*, von den beiden letzteren leben Larven und Imagines fast ausschließlich von Aphiden. Schlupfwespen sind mit mehreren Arten sehr individuenreich vertreten, z. T. sind es spezialisierte Parasiten und Hyperparasiten an Blattläusen. Daneben gibt es nur wenige polyphage Räuber wie Chilopoden, Carabiden, Staphyliniden, Dolichopodiden, Opiliones und Spinnen. Außer den Spinnen sind jedoch alle von untergeordneter Bedeutung.

Wirbeltiere: Mit 4 Arten ist die Amphibienfauna auffallend artenarm (Teichmolch, Laub- und Grasfrosch, Erdkröte). An Säugetieren wurden bisher beobachtet: Bisam, Scher- und Feldmaus, Zwergspitzmaus, Fuchs und Reh. Die sehr reichhaltige Vogel-fauna war ausschlaggebend für die Unterschutzstellung des Schweinsberger Moores und seiner Ausweisung als NSG. Regelmäßige Brutvögel sind unter anderem Bekassine, Teichhuhn, Wasserralle, Teich- und Sumpfrohrsänger, Stock- und Knäckente, Rohr- und Goldammer. Daneben kommt dem Gebiet eine überregionale Bedeutung zu als »Trittstein« für sehr viele durchziehende Vogelarten.

3. Voraussichtliche Änderung des Gebietes infolge natürlicher Sukzession

Um über Entwicklungen und Sukzessionsreihen der einzelnen Vegetationsgesellschaften Aussagen machen zu können, ist es nötig, längerfristige Beobachtungen durchzuführen. Da selbst die Faktoren, die den zeitlichen Ablauf einer Sukzession beeinflussen, kaum bekannt sind, sind Prognosen schwierig (ELLENBERG 1978).

3.1 Seggen – Schilf

An natürlichen Standorten ist im allgemeinen die Abfolge Schilf – Seggen – Bruchwald festzustellen.

In Schweinsberg sind aufgrund der ehemaligen Nutzung des Gebietes die Verhältnisse umgekehrt. Insbesondere an den feuchteren Stellen finden wir Seggenwiesen, in die sich das Schilf ausbreitet. In mäßig feuchte Seggenwiesen mit *Carex gracilis* rückt das Schilf mit einer Geschwindigkeit von ca. 4 m/Jahr lobenartig vor. Die Besiedlung erfolgt mit ca. 15 Halmen/m², ist also sehr spärlich. In die nassen, ganzjährig überfluteten Seggenbestände von *Carex gracilis* im Nordteil des Gebietes beträgt die Vorrückgeschwindigkeit z. Zt. sogar nur 2 m/Jahr. Dabei wächst das Schilf in die *Carex gracilis* Bestände hinein, während die *Carex vulpina* Bestände unwachsen werden. Gründe hierfür sind bis jetzt unbekannt.

Wie weit in den anderen Teilbereichen der Seggenwiesen des Schilf vorrücken wird, läßt sich schwer abzuschätzen. So ist im SW-, S- und SO-Teil des Gebietes kein Vorrücken des Schilfes erkennbar, da hier auch bei zunehmender Bodentrockenheit *Filipendula*-Gesellschaften und Gehölze einen weiteren Wuchs verhindern.

3.2 Gehölz

Nach Aufgabe der Mahd breiten sich neben dem Schilf auch Gehölze aus. Im eigentlichen Moor waren dies neben vereinzelt Birken zumeist Grauweiden (*Salix cinera*), die bevorzugt den östlichen, etwas höheren, d. h. trockenen Teil des NSG sowie den Grabenauswurf neben den Hauptgräben besiedelten. Eine Verteilungsanalyse der Weidenbüsche nach Luftbilddaufnahmen zeigt, daß das Weidenwachstum in den letzten 20 Jahren nicht gleichmäßig erfolgte. Nachdem die trockeneren Ostteile besiedelt waren, verzögerte sich die Besiedlungsgeschwindigkeit mit zunehmender Bodenfeuchtigkeit, so daß vermutet werden kann, daß weite Teile des NSG wohl niemals besiedelt werden. An einzelnen Stellen sind in diesem Zeitraum sogar Weidenbüsche wieder verschwunden. Es wäre wohl verfrüht, die üblicherweise angenommene Sukzessionsreihe »Seggenwiese – Schilf – Bruchwald – Wald« kritiklos auf das Schweinsberger Moor zu übertragen. Sicherlich wird in einzelnen Bereichen die Verbuschung noch etwas zunehmen, in den meisten Bereichen wird sie jedoch stagnieren oder sogar zurückgehen. Denn kurzfristig wird eine Erhöhung der Staunässe durch Pflegemaßnahmen erreicht, wodurch die Lebensbedingungen für die Grauweiden ungünstiger werden, langfristig wird eine allzu schnelle Verlandung dadurch verhindert, daß das Gebiet als noch aktives Senkungsgebiet (»Schweinsberger Depression«) mehrere mm pro Jahr absinkt.

Eine natürliche Sukzession der übrigen Gehölze (Pappelwald und Gebüschstreifen im südlichen Übergangsgebiet) wird vermutlich auf eine Erhöhung der Artenmannigfaltigkeit sowie Verjüngung und Verdichtung des Bestandes hinzielen, so daß sie als natürliche Zutrittssperre fungieren könnten. Als Endstadium ist im Bereich des heutigen Pappelwaldes ein Bruchwald mit Erle, Weide und Pappel vorstellbar.

4. Pflegemaßnahmen

Allgemeines: Durch Pflegemaßnahmen sollen starke anthropogene Störungen einer Landschaft kurz- bis mittelfristig behoben werden, um wieder zu einem naturnahen oder schutzwürdigen Biotop zu gelangen. Was nun im einzelnen unter einem »naturnahen Niedermoor« zu verstehen ist und mit welchen Maßnahmen es erreicht werden soll,

entscheiden letztlich ästhetische Gesichtspunkte. Da Sumpfwälder, Weidendickichte, Seggenwiesen und Schilfflächen gleichermaßen bedroht sind – man bedenke, daß dies das größte Schilfgebiet Mittel- und Nordhessens darstellt – ist eine Antwort auf die Frage, welchen Teil die Schutzmaßnahmen besonders erhalten soll, eher schwierig:

Jeder für sich verdiente eine Ausweitung seines Areals auf die Gesamtfläche. So ist es kein Wunder, daß daher zwischen den verschiedenen am Naturschutz interessierten Gruppen und Personen nicht ohne weiteres Einigkeit hinsichtlich des Schutzzieles zu erreichen ist.

Im vorliegenden Fall sollte man bei Pflegemaßnahmen aber darin übereinstimmen, daß relativ wenig menschliche Eingriffe in einem überschaubaren Zeitraum (10–20 Jahre) einen Zustand des Gebietes herbeiführen, von dem aus es dann frei in der natürlichen Sukzessionsfolge belassen werden sollte. Eine Abhängigkeit des Gebietes »auf ewig« von menschlichen »pflegenden« Maßnahmen, etwa um das Gebiet auf einem bestimmten Sukzessionszustand einzufrieren, sollte abgelehnt werden. So stellten es ELLENBERG, FRÄNZLE und MÜLLER (1978) im Umweltforschungsplan des Bundesinnenministeriums als zwingend heraus, Dauerflächen zur Sukzessionskontrolle auszuweisen, um so Zielvorstellungen besonders im Bereich des Arten- und Landschaftsschutzes durch exakte Daten abzusichern.

Abzulehnen sind ferner künstliche Maßnahmen, die zu sehr darauf abzielen, die Lebensbedingungen ausschließlich für einzelne Arten zu fördern: etwa Kieschüttungen, um Flußregenpfeifer anzulocken, Seggenbulte mit Baggern zu verpflanzen, um sie von anscheinend bedrohten Standorten zu retten, See- und Teichrosen einzubürgern, Einsetzversuche mit Fischen und Amphibien zu machen, »weil sie da hingehören«, bzw. alle Grauweiden zu fällen, »weil die da nicht hingehören«, stellenweise die Bodenstreu zu entfernen, um durch lokale Nährstoffverknappung Orchideen zu fördern oder gar die Anlage eines 2 m tiefen Teiches, um Tauchenten anzulocken. Das Gebiet ist trotz seiner relativen Größe im Bereich des Hessischen Berglandes viel zu klein, um all diesen möglichen Schutzbestrebungen Platz bieten zu können.

Spezielle Maßnahmen: Die wichtigste vorgesehene Maßnahme ist eine verbesserte Wasserversorgung des Feuchtgebietes in den östlichen und südlichen Teilen. Mehrere Grabenverfüllungen und Stauvorrichtungen an den Entwässerungsgräben und am zentralen Abfluß heben den Grundwasserstand, schaffen größere überflutete Vegetationszonen und bilden darüberhinaus kleinere Tümpel und größere Flächen permanenter Tiefwasserbereiche, die einen positiven Einfluß auf Vögel und Amphibien ausüben können.

Der Wasserstand der so gestauten Flächen sollte – wie auch bisher – schwanken, da es sich dabei max. um wenige dm/Jahr handelt. Die Fauna ist an astatische Bedingungen angepaßt und sogar auf sie angewiesen, wie z. B. die hohe Zahl der r-Strategen zeigt. Ein Unterbinden des natürlichen Wechsels von Überflutung und Trockenfallen führt zu einer Verarmung an Kleinlebensräumen. Wasserstandsschwankungen würden z. B. der Avifauna einerseits Nahrungsflächen entziehen, andererseits aber unzugängliche Geländeteile periodisch neu erschließen. In den meisten Landschaftsplänen gehört zu jedem Feuchtgebiet mindestens ein größeres Gewässer; ein

solches ist deshalb im Moor von Landschaftsplanern vorgesehen. Fraglich ist jedoch, ob die gesteckten Ziele der Biotopbereicherung tatsächlich erreicht werden könnten:

Ein See, eingebettet in sauerstoffzehrenden organischen Torf, könnte sich sehr leicht zu einem lebensfeindlichen Faulschlammbecken entwickeln. Die Anlage von Amphibienteichen im Bereich der Ostflanke des NSG wäre dagegen begrüßenswert. Die Gewässer sollten ungefähr 10 m im Durchmesser und eine max. Tiefe von 1 m aufweisen. Strukturierte Ufer und Besonnung sind wichtig (BLAB 1979). Mehrere Teiche (z. B. fünf) könnten eine zwischenartige Konkurrenz der Amphibienlarven verringern.

Als Maßnahme speziell zur Förderung der Avifauna ist zu fordern, das NSG ganzjährig von allen Arten der Bejagung auszuschließen. Zwar ist die Entnahme von Vögeln durch die Jagd gering, die Beunruhigung macht sich jedoch außerordentlich stark bemerkbar, wie REICHHOLF (1975) an den Innstauseen zeigen konnte. Als Trittstein für durchziehende Vogelarten kann das Schweinsberger Moor nur geeignet sein, wenn jegliche Beunruhigung unterbleibt und die Vögel hier wirklich »Rast machen können«.

Neben dem Schilfröhricht bilden die Seggenwiesen die zweitgrößte Vegetationseinheit des Gebietes. Ein Teil von ihnen sollte erhalten werden. Dies kann durch Mahd geschehen. Für einen solchen Eingriff eignet sich besonders die westliche Seggenwiese, die trockener und von Filipendula und Orchideen durchsetzt ist. Eine Mahd der nördlichen Seggenwiese erscheint unnötig. Das Vorrücken des Schilfes geht langsam und sehr differenziert vonstatten. Zum anderen knickt gegen Ende der Vegetationsperiode der Altbestand um, so daß im darauffolgenden Jahr sich die Triebe auf einer relativ freien Fläche entwickeln können.

Die Weidenbüsche sollten in den höher gelegenen Gebieten des NSG (Ostteil) sich selbst überlassen bleiben. Lediglich im Bereich der Gräben und stauwasser Gebiete sollten sie im Winter gefällt werden. Unter den gegebenen Standortbedingungen werden sie dann sicherlich rasch zersetzt werden, so daß sich ein Abtransport erübrigt. Eine mechanische Entfernung des Wurzelwerkes wird abgelehnt. Um ein erneutes Ausschlagen der Strünke zu verhindern, sollten ausnahmsweise übliche chemische Mittel eingesetzt werden. Wahrscheinlich genügt aber auch die anschließend zu erfolgende Aufstauung und partielle Zuschüttung der Gräben, um die Weiden wirksam zu kontrollieren. Langfristig wird die erhöhte Staunässe im ganzen Gebiet auf die Grauweiden stärker regulierend wirken.

Im Pappelwäldchen sollten einzelne Bäume an mehreren Stellen lichtungartig über mehrere Jahre hinweg gefällt werden. Wenn man die geschlagenen Bäume liegenläßt, evtl. eine Verjüngung sogar noch durch Anpflanzung standortgerechter Gehölze fördert, müßte mittelfristig dieses Wäldchen in eine reizvolle Bruchlandschaft verändert werden können. Einzelne noch anzulegende Amphibiengewässer sowie die bereits existierenden Quelllöcher würden diesen Charakter unterstreichen. Ferner könnten einige angepflanzte, recht kräftige Silberweiden durch Kronenkappen in Kopfweiden umgewandelt werden. Die so entstehenden Baumhöhlen könnten vermehrt Höhlenbrüter anlocken. Einzelne Pappeln sowie der jetzt schon artenreiche Waldrand des Pappelgehölzes sollte unbedingt erhalten werden. Im südlichen Übergangsbereich sind keine besonderen Pflegemaßnahmen erforderlich. Wenn hier

eine Mahd unterbleibt, ist mittelfristig das Anwachsen eines artenreichen Gehölzstreifens zu erwarten, das durch üppige Stauden- bzw. Krautvegetation einen guten Übergang (Pufferstreifen) zum Agrarland bzw. zum eigentlichen Moor darstellt. Durch künstliche Anpflanzung von standortgerechten Gehölzen könnte dieser Prozeß beschleunigt werden. Wenn sich die Möglichkeit bietet, sollten die das NSG begrenzenden, landwirtschaftlich genutzten Flächen durch Kauf oder Pacht erworben werden und im Rahmen einer extensiven Nutzung dem Gebiet als Pufferzone angegliedert werden.

5. Das Schweinsberger Moor als Naturschutzgebiet

Faunistische Analysen der Autoren (DROSTE, NENTWIG, VOGEL 1980) im Schweinsberger Moor brachten bisher aus einer Sicht wenige Argumente für eine Erhaltung des Moores als NSG: Es wurden kaum »seltene« Arten gefunden. Die Anwesenheit von »seltene« Tieren und Pflanzen wurde jedoch bis heute in der Regel als Kriterium für jedes NSG zugrundegelegt.

Dennoch ist das Gebiet nicht wertlos, denn über Verbreitung und Lebensweise der kleinen, wirbellosen Tiere, denen das Hauptinteresse galt, ist viel zu wenig bekannt. Und speziell das Artengefüge eines Flachmoores wurde fast nie untersucht, weil diese Gebiete kaum noch vorhanden sind. Es sei nur auf den überraschenden Befund hinsichtlich des vollständigen Fehlens von Libellen verwiesen. Andere Gruppen wie Heuschrecken oder Asseln sind extrem artenarm. Hier sind dringend weitere Studien notwendig, um diesen Lebensraum in seinem Faktorengefüge zu verstehen.

Somit ist schon angedeutet, daß das Wesentliche eines NSG nicht einzelne Orchideen oder Schmetterlinge sind. Die Bedeutung des Schweinsberger Moores liegt vielmehr in seiner heute selten gewordenen Kombination verschiedener Faktoren. Hier wurde ein ganzer Lebensraum »Feuchtgebiet« erhalten und geschützt. Die typische Fauna und Flora eines Niedermoors kann sich erhalten und ausbreiten, so daß das NSG nicht nur als Refugialgebiet fungieren, sondern auch überregionale Bedeutung als »Trittstein« für durchziehende Arten zeigen kann.

Literatur

AUTORENKOLLEKTIV (1975):

Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung, Bd. II, Biolog., mikrobiolog. und toxikologische Methoden, Hrsg.: Inst. für Wasserwirtschaft, Berlin, Jena.

BIOLOGISCHE STATION »Riesenfelder Münster« (1978):

Ber. Dtsch. Sekt. des Int. Rates f. Vogelschutz 18, 59–68.

BLAB, J. (1979):

Amphibienfauna und Landschaftsplanung; Natur und Landschaft 54 (1), 3–7.

DROSTE, M. (1979):

Über die tierische Besiedlung sehr kurzlebiger und sehr flacher Kleingewässer, Staatsexamensarbeit Universität Marburg.

DROSTE, M., NENTWIG, W. und VOGEL, M. (1980):

Faunistisch-ökologische Untersuchungen in einem

Niedermoor (Schweinsberger Moor), Marburger Entomologische Publikationen, 1 (3), 1–57.

DYKYJOVA, D., HRADECKA, A. (1973):

Productivity of reed belt stands in relation to the ecotype, microclimate and tropic conditions of the habitat, Pol. Arch. Hydrobiol., 20, 111–119.

DYKYJOVA, D., KVET, J. (Edts) (1978):

Pond littoral ecosystems, Ecological Studies 28, Berlin-Heidelberg.

ELLENBERG, H. (1978):

Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht, 2. Aufl., Stuttgart.

ELLENBERG, H., FRÄNZLE, O., MÜLLER, P. (1978):

Ökosystemforschung im Hinblick auf Umweltpolitik und Entwicklungsplanung Umweltforschungsplan des Bundesministeriums des Innern, Ökologie, Forschungsbericht, 78–101, Kiel.

ERZ, W. (1977/78):

Tierwelt und Gewässerschutz, Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e. V., Heft 33, 3. Aufl.

ERZ, W. (1978):

Feuchtgebiete erhalten und gestalten, Hrsg.: AID, Bonn-Bad Godesberg.

ILLNER, K. (1977):

Zur Bodenbildung in Niedermoorortfen, Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, Berlin, 21, 12, 867–872.

KAJAK, Z., KAJAK, A. (1975):

Some trophic relations in the benthos of shallow parts of Marion lake, Ecol. Pol., 23, 4, 573–586.

LEE, G. F., BENTLEY, E., AMUNDSON, R. (1975):

Effects of Marshes on water quality, in: Ecological Studies 10: Coupling of land and water systems, 105–127, Berlin-Heidelberg.

MOCHNACKA-LAWACZ, H. (1978):

Seasonal changes of *Phragmites communis* Trin., Part I: Growth, morphometrics, density and biomass, Pol. Arch. Hydrobiol. 21, 3/4, 355–368.

PEUS, F. (1932):

Die Tierwelt der Moore, in: Handbuch der Moorkunde, Hrsg.: Bülow, K. v., Berlin.

REICHHOLF, J. (1975):

Die qualitative Bedeutung der Wasservögel für das Ökosystem eines Innstausees, Verh. Ges. Ökolog. 247–254.

RODEWALD, L., RUDESCU (1974):

Das Schilfrohr, *Phragmites communis* Trinius, Stuttgart.

SZCZEPANSKA, W., SZCZEPANSKI, A. (1976):

Groth of *Phragmites communis* Trin., *Typha latifolia* and *Typha angustifolia* L. in relation to the fertility of soils. Pol. Arch. Hydrobiol. 23 (2), 391–400.

SZIJ, J., ERZ, W., PRETSCHNER, P. (1974):

Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung für Wat- und Wasservögel in der Bundesrepublik Deutschland, in: Ornithol. Mittlg. 26, (12), 239–258.

VOGEL, M. (1979):

Zur Ökologie einer natürlichen Monokultur (Studien im *Phragmites*-bereich des Schweinsberger Moores), Staatsexamensarbeit, Universität Marburg.

Die Edertalsperre – schutzwürdiger Naturraum von Menschenhand?

Jochen Tamm

I. Einleitung

Mit dem ständigen Anwachsen der Zahl von Talsperren gewinnen diese künstlich geschaffenen Gewässer zunehmend an Bedeutung im Naturhaushalt. Hiermit nimmt auch die Dringlichkeit zu, etwas über ihre Ökologie in Erfahrung zu bringen, denn es gilt, sinnvolle Nutzungskonzepte zu entwickeln, in denen ggf. auch Naturschutzaspekte Berücksichtigung finden sollten. Im folgenden sollen einige Ergebnisse einer freilandökologischen Untersuchung an der Edertalsperre dargestellt und danach versucht werden, die Möglichkeiten für den Naturschutz zu umreißen.

II. Zur Ökologie der Edertalsperre

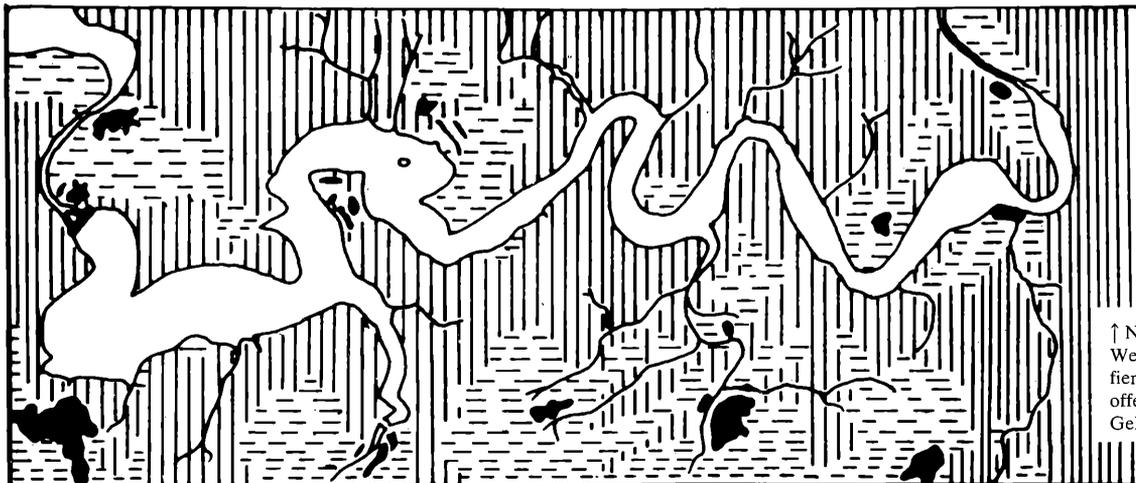
A) Allgemeines

Der Edersee« (Abb. 1) bietet sich sowohl wegen seiner naturräumlichen Besonderheiten und seiner charakteristischen Bewirtschaftungsform, als auch wegen des Vorhandenseins einer ökologischen Forschungsstation der Universität Gießen – mit der Möglichkeit zu langfristiger Inangriffnahme der Problemstellungen von verschiedenen Seiten aus – als geeignetes Untersuchungsgewässer an. Da sich die Arbeiten der Station z. Zt. jedoch schwerpunktmäßig mit den Zuflüssen der Edertalsperre beschäftigen, ist der Stausee selbst weitgehend unbearbeitet (STEIN 1975, FRICKE und TAMM 1976, TAMM 1976).

Kläranlagen an einigen Zuflüssen gehen die sonst üblichen, sommerlichen Wasserblüten (durch *Microcystis flos-aquae*, *Coelastrum microporum* u. a.) etwas zurück. Im Sommer wird eine Sprungschicht ausgebildet. Im Epilimnion treten bis zu 2,5fache Sauerstoffübersättigungen und pH-Werte bis 10,5, im Hypolimnion starke Sauerstoffzehrungen auf. Zu Zeiten solcher extrem ausgebildeter Schichtung kam es bereits verschiedentlich und stellenweise zu Fischsterben. Das Gewässer ist als β -mesosaprob (nach der Klassifizierung von KOLKWITZ und MARSSON) einzustufen und zeigt vom Zufluß der Eder bis zur Staumauer deutliche Selbstreinigung (TAMM 1976). Der Nachstau bei Auffoldern hat dementsprechend klares Wasser und wurde wegen seiner Bedeutung für durchziehende und überwinternde Wasservögel (Fischreichtum, relative Eisfreiheit) zum NSG erklärt. Der Ederfluß unterhalb des Stausees gilt als einer der saubersten deutschen Mittelgebirgsflüsse und ist reich an Salmoniden. Die unmittelbare Umgebung des Stausees zeichnet sich durch steile Berghänge aus, die überwiegend bewaldet sind. Diese Hangwälder weisen einen hohen Laubholzanteil auf und sind an vielen Stellen naturnah.

Die Talsperre hat folgende, z. T. gegensätzliche Aufgaben zu erfüllen:

1. Hochwasserauffangbecken
2. Speisung der Weser in regenarmen Sommern zur Aufrechterhaltung der Schifffahrt
3. Elektrizitätsgewinnung



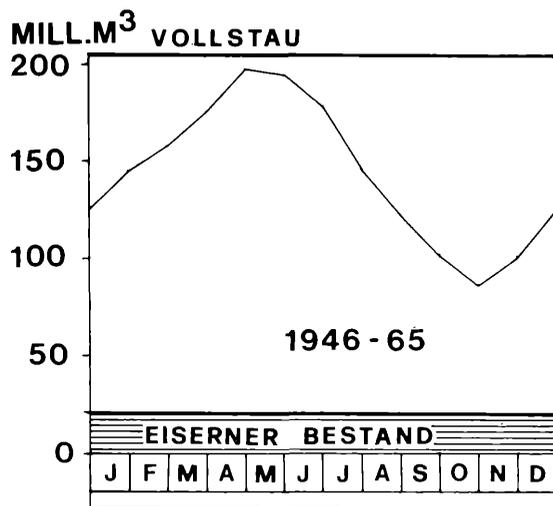
Der Edersee wurde 1914 mittels einer 48 m hohen Mauer quer durch das Edertal bei Waldeck (Talsohle hier 200 m ü. N. N.) aufgestaut. Er faßt bei Vollstau 202 Millionen m³ Wasser, ist dann ca. 27 km lang und bedeckt eine Fläche von 12 km². Damit ist er der größte Stausee der Bundesrepublik Deutschland. Seine Zuflüsse entwässern ein Gebiet von 1.432 km², welches fast ausschließlich auf karbonischen Grauwacken und Grauwackenschiefern basiert und vorwiegend land- und forstwirtschaftlich genutzt wird. Der Hauptzufluß, die Eder, führt nitrat- und phosphatreiches Wasser, scheint sonst aber nur mäßig belastet zu sein. Nach dem Bau verschiedener

4. Tourismus (Sportfischerei, Wassersport)

Dementsprechend versucht man den Stausee wie folgt zu bewirtschaften:

1. Steigender oder konstant hoher Wasserspiegel während der Hauptlaichzeit der wichtigsten »Edel«-Fischarten von März bis Juni, um deren Laichgründe nahe des Edereinlaufes überflutet zu halten
2. Möglichst lange verzögerte Abgabe an die Weserschifffahrt wegen des Sommertourismus von Juli bis Ende August
3. Ungehemmte Abgabe bis November
4. Auspendeln der Winterhochwässer

So ergab sich in der Zeit von 1946 bis 1965 folgender durchschnittlicher Seeinhaltsgang (Abb. 2).



Edersee-Wasserinhaltsgänge

Die Abweichungen vom Soll können jedoch je nach den klimatischen Besonderheiten von Jahr zu Jahr sehr stark sein. So begann sich der Pegel z. B. im Trockenjahr 1975 bereits Anfang Juni von der Vollstaumarke abwärts zu bewegen, während dies im naßkalten Sommer 79 erst Mitte Juli der Fall war. In manchen Jahren wird der Vollstaupiegel überhaupt nicht erreicht (z. B. 1964). Im strengen Winter 1978/79 lagen weite Flächen der Talsohle bis März 79 trocken, waren also voll dem Frost ausgesetzt, während die gleichen Flächen im Winter 79/80 schon seit Anfang Dezember 79 unter Wasser standen. Am Edersee vollzieht sich also auf weiten Flächen (ca. 9 km²) ein komplizierter Wechsel von aquatischen Überflutungs- und terrestrischen Trockenphasen im Jahresrhythmus, wie er an unseren Flüssen nicht vorkommt und vielleicht nie vorgekommen ist. Welche heimischen Pflanzen- und Tierarten sind nun hinreichend präadaptiert, um sich in dieses komplizierte, raum-zeitliche Wasser-Land-Verzahnungsmuster einzuklinken? Und, auf die terrestrische Phase beschränkt: Welchen Organismen gelingt eine Wiederbesiedlung z. B. der trockengefallenen Schlammflächen zu welcher Jahreszeit und mit welchem Sukzessionsverlauf? Sind dies Spezialisten, die sich auf Dauer in diesem amphibischen Lebensraum behaupten, oder wird die Besiedlung von zufällig in der Umgebung vorhandenen, wanderfreudigen Generalisten vollzogen? Bilden die Pioniergesellschaften mit wachsendem Abstand vom Vollstaupiegel eine Zonierung aus, und wie sieht diese aus?

Während der Trockenphasen 1978/79 und 79/80 wurden je eine Untersuchungsfläche in 1,5 m, 4 m, 8 m und 10 m unter Vollstauniveau angelegt. Auf diesen Flächen wurde die Vegetation kartiert, ihre Entwicklung registriert und die Produktion bestimmt. Mit Becherfallen, Bodenekklektoren, Streifnetz, Exhaustor, Fangrahmen und Kleinsäugerschlagfallen wurde in Wochenabständen die Erfassung der Tierwelt betrieben. Bodenproben wurden mit einer Berlese-Apparatur extrahiert und auf verschiedene physikalische und chemische Eigenschaften hin untersucht. Bei letzterem sollte vor allem festgestellt werden, inwieweit die Böden durch das nährsalzreiche Ederwasser gedüngt werden. Schließlich wurden die üblichen klimatologischen Daten registriert.

B) Zur Vegetation

Vegetation wurde in den beiden Untersuchungsperioden bis 15 m unter Vollstauniveau angetroffen. Mit wachsendem Abstand vom obersten Rand des Staubeckens nehmen Biomasse und Bedeckungsgrad der Pflanzendecke kontinuierlich bis zur Vegetationsgrenze ab, und die artliche Zusammensetzung verändert sich. Die sich darbietende Zonierung ist an der schütterten Vegetation der mit Schieferschotter bedeckten oder aus anstehendem Gestein bestehenden Steilufer des unteren Stauseeteiles oft schwach und untypisch ausgeprägt. Besonders deutlich dagegen tritt die Zonierung nahe dem Edereinlauf auf dem klastischen Feinsediment der ebenen Talsohle auf. Hier wurden die folgenden fünf, recht gut voneinander abgrenzbaren Vegetationszonen vorgefunden:

1. *Weidicht* (Abb. 1) 0–1,5 m unter Vollstauniveau; *Salix-Bastarde* bilden hier einen meist lockeren Bestand, der von der nächsttieferen Vegetationszone durchdrungen wird.

2. *Weiderich-Rohrgranzgras-Schlankseggen-Ried* (Abb. 1) 0–2,5 m u. Vollst. n; die Vegetation setzt sich hier mosaikartig aus Beständen des Gilbweiderichs (*Lysimachia vulgaris*), des Rohrgranzgrases (*Phalaris arundinacea*) und der Schlanksegge (*Carex gracilis*) zusammen; hierin regelmäßig eingestreut Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), Gelbe Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) u. a.

Schlankseggenried (Abb. 2) 2,5–6 m u. V hier gedeiht in fast reinem Bestand die Schlanksegge. Nur selten gelingt es einer anderen Pflanze, ans Licht vorzustößen.

4. *Schlammkraut-Sumpfruhrkraut-Zweizahn-Flur* (Abb. 3); 6–9 m u. V das Schlankseggenried reißt hier auf. Dazwischen treten mit der Tiefe zunehmend einjährige Pionierpflanzen von meist zwerghaftem Wuchs, wie (in Reihenfolge mit abnehmender Häufigkeit) Schlammkraut (*Limosella aquatica*), Sumpfruhrkraut (*Gnaphalium uliginosum*), Zwergformen von Rotem Gänsefuß (*Chenopodium rubrum*) und Großem Wegerich (*Plantago major*) sowie Dreiteiligem Zweizahn (*Bidens tripartita*) u. a.

5. *Sumpfruhrkraut-Schlammkraut-Flur* (Abb. 4) 9 m bis Vegetationsgrenze; ab 10 m u. V verschwinden die letzten, kümmerlichen *Carex gracilis*-Halme, Sumpfruhrkraut wird häufiger, als Schlammkraut. Der Bedeckungsgrad nimmt mit der Tiefe rasch ab, und auf den nackten Bodenpartien können sich die terrestrische Blasenalge *Botrydium granulatum* und Jungpflanzen des Floh-Knöterichs (*Polygonum lapatifolium*) stärker ausbreiten als in Zone 4.

Vor allem die Grenzen der beiden unteren Vegetationszonen wandern je nach der jeweiligen Überflutungsdauer und der Zeit des Trockenfallens von Jahr zu Jahr merklich. Trockenfallen vor Mitte September ermöglicht den einjährigen Zwergpflanzen eine vollständige Entwicklung bis zur Samenbildung, bei späterem Start der Vegetationsperiode unterbleibt dies.

Insgesamt 59 Samenpflanzenarten, 1 Schachtelhalm, 1 Moos, 1 terrestrische Alge und 1 Hutpilz wurden gefunden, die 13 von 44 mitteleuropäischen Vegetationsklassen (nach OBERDORFER 1970) oder deren Unterkategorien als Charakterarten zuzuordnen sind. Es entstammen dem

<i>Bidenteta tripartiti</i> (Zweizahn-Schlammflur-Gesellschaft)	11 Arten (18,6%)
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> (Grünland-Gesellschaft)	10 Arten (16,9%)
<i>Phragmitetea</i> (Röhricht und Großseggenried)	8 Arten (13,5%)
<i>Plantaginetea</i> (Tritt- und Flutrasen, Pionierrasen offener, feuchter Stellen)	6 Arten (11,8%)

Isoëto-Nanojuncetea (Zwergbinsen-Gesellschaft)	6 Arten (10,1%)
Chenopodieta (Ruderal- und Hackunkraut-Gesellschaft)	6 Arten (10,1%)
Artemisietea (ruderaler Staudenfluren d. Schutzplatz-, Ufer- und Waldränder)	3 Arten (5,0%)
Secalinetea (Getreideunkraut-Gesellschaft)	1 Art (1,7%)
Thlaspietea (Steinschutt- und Geröllfluren)	1 Art (1,7%)
Potamogetonetea (Laichkraut- und Schwimmblattpflanzengesell.)	1 Art (1,7%)
Littorelletea (Strandlings-Gesellschaft)	1 Art (1,7%)
Alnetea glutinosae (Erlenbrücher und Bruchwaldgebüsch)	1 Art (1,7%)
Quercu-Fagetea (Buchenmisch- und Sommerwälder)	1 Art (1,7%)

unbewußt 2 Arten.

Hiervon gilt der Dreimännige Tänel (*Elatine triadra*), eine sehr kleine unscheinbare Pflanze der Überschwemmungszone, nach der Roten Liste (ERZ 1978) als stark gefährdet. Diese Pflanze wurde in Nordhessen seit mehreren Jahrzehnten nicht mehr nachgewiesen. Sie wurde auch am Edersee nur zufällig in kleiner Zahl entdeckt. Das Schlammkraut (*Limosella aquatica*) zählt nach der Roten Liste ebenfalls zu den gefährdeten Pflanzenarten. Am Edersee kommt diese kleine Scrophulariacee häufig, in der Zone 4 eudominant, vor. In die Kategorie »gefährdet« ordnet die Rote Liste auch den Wiesen-Alant (*Inula britannica*) ein. Diese prächtig gelb blühende, seltene Pflanze tritt am Edersee in den Zonen 1 und 2 vereinzelt an lichten, sonnigen Stellen auf.

Die folgenden Arten sind zwar nicht unmittelbar einer Gefährdungsstufe zuzuordnen, dürften aber wegen ihrer Gebundenheit an Feuchtgebiete zumindest regional und auf langfristig bedroht sein. Es sollen hervorgehoben werden: die Gewöhnliche Sumpfbirse (*Eleocharis palustris*), die Nadelbinse (*Eleocharis acicularis*), der Rote Fuchsschwanz (*Allopecurus aequalis*), der Sumpf-Ampfer (*Rumex paluster*), der Wasserpfeffer (*Polygonum hydro-piper*), die Wassermiere (*Myosoton aquaticum*), der Ufer-Hirschsprung (*Corrigiola litoralis*), die Gelbe Wiesentraute (*Thalictrum flavum*), die Wasserkresse (*Rorippa amphibia*), der Sumpfquendel (*Peplis portula*), der Quendel-Ehrenpreis (*Veronica serpyllifolia*), 4 Zweizahn-Arten (*Bidens tripartita*, *B. frondosa*, *B. radiata*, *B. cernua*) und auf Schiefer-schotter der Gelbe Hohlzahn (*Galeopsis segetum*).

C) Zur Tierwelt

Während sich die Pflanzenwelt vorwiegend aus Arten zusammensetzt, die für Überschwemmungsfluren und Feuchtgebiete typisch sind, scheinen die meisten Tierarten aus der Umgebung zugewandert zu sein, wie viele Mücken, Fliegen, Käfer, Zikaden, Wanzen, Blattflöhe, Blattläuse, Flechtlinge, Thripse, Blatt- und Schlupfwespen, Schmetterlinge, Mäuse, Spitzmäuse, Wiesel, Hasen und Rehe. Dies gilt jedoch nur für die Artenzahl, nicht aber für die Abundanz. Am häufigsten sind nämlich vorwiegend einige, wenige Arten, die für Feuchtland, Sumpf, Uferzonen und für die ehemaligen Überschwemmungszonen der großen Flüsse charakteristisch sind, bzw. waren. Hier sind zu erwähnen die Collembolenarten *Isotoma viridis*, *Anurida tullbergi*, *Sminthurus malmgreni*, *Sminthurus nigromaculata* (früher zu *viridis*), einige Milbenarten, wie die große, rote Raubmilbe *Hoplomolgus obsoletus*, die Spinne *Mengea warburtoni* (*Linyphiidae*), eine Reihe von Käfern (z. B. *Stenus* und *Elaphrus*) und besonders viele Mücken und Fliegenarten (z. B. *Thaumatomyia trifasciata*, *Ephydriden*, *Sphaeroceriden*, *Limoniiden*).

Einige von diesen Arten scheinen ständig im Eulitoral zu leben und die Überflutung in der Eiphase (*Collembolen*, *Milben*) oder gar als *Imagines*

(*Milben*) zu überstehen (vgl. BECK 1976). Als Besonderheit sei noch das Vorkommen der bisher nur selten nachgewiesenen Schneemücke (*Chionea aranoidea*) erwähnt. Diese flügellose spinnenähnliche *Limoniide* besitzt eine Vorzugstemperatur nahe an 0°C und kann noch bis -10°C auf Schnee kriechend angetroffen werden.

Bemerkenswerte Brutvögel des Gebietes sind Haubentaucher (sporadisch), Flußuferläufer, Eisvogel und Wasseramsel. Es existieren mehrere starke Graureiherkolonien. Reiherschwärme bis zu 50 Tieren können beobachtet werden. Zur Zeit des hochsommerlichen Trockenfallens der Schlammflächen erscheinen Flußregenpfeifer, Waldwasserläufer, Grünschenkel, bisweilen sogar Austernfischer und Knutt, sowie Lach-, Sturm- und Silbermöven und Trauerseeschwalben. Das Watvogelaufkommen hält sich am Edersee jedoch in Grenzen, da die Biomasse der aquatischen Schlammbodenfauna aus Zuckmückenlarven (*Chironomiden*) und Schlammröhrenwürmern (*Tubificiden*) im Vergleich zu Schlickflächen mit nur kurzperiodischen Trockenphasen recht gering bleibt. Ab Herbst geben Strandpieper, Kraniche, Singschwäne, Kormorane, verschiedene Entenarten, Gänsesäger, Wanderfalken, Fisch- und Seeadler ein mehr oder weniger langes »Gastspiel« im Stauseebereich. Für den aus der Bundesrepublik Deutschland als Brutvogel verschwundenen Fischadler und auch für den hierzulande unmittelbar vom Aussterben bedrohten Fischotter könnte der Edersee mit seiner naturnahen Weiträumigkeit und seinem Fischreichtum sicherlich sogar geeignete Rahmenbedingungen für deren Wiederansiedlung bzw. gesicherte Weiterexistenz bieten. Beiden Arten dürfte aber eine Besiedlung des Gebietes auf natürlichem Weg kaum mehr gelingen, da ihr Populationsdruck mittlerweile hierzu viel zu schwach geworden sein dürfte. In seiner heutigen Beschaffenheit erhält jedoch der Edersee diesen hochgradig schützenswerten Arten sein Biotopangebot für künftige Zeiten.

Schließlich soll noch darauf hingewiesen werden, daß folgende terrestrische Tiergruppen nicht oder nur äußerst spärlich im untersuchten, oberen Stauseebereich vorkommen: Regenwürmer, Schnecken, Asseln, Urinsekten außer *Collembolen*, *Plecopteren*, *Orthopteren*, *Mecopteren*, Ameisen, Lurche und Kriechtiere.

III. Welche Chancen bietet der Edersee für den Naturschutz?

Unabhängig von der grundsätzlichen Frage, ob der Bau von Talsperren aus der Sicht der Ökologie als ein zerstörender oder bereichernder Eingriff in die lebendige Landschaft zu werten ist, sollen hier nur die konkreten Möglichkeiten des Naturschutzes am – nun einmal existierenden – Ederstausee diskutiert werden. Wie bereits angeklungen, erbringt der Ederstausee heute – gut 60 Jahre nach seiner Erschaffung – einige ökologisch positiv zu bewertende Leistungen für den Naturschutz:

1. im großen Wasserkörper des Edersees erfährt das zur Ruhe gekommene Ederflußwasser eine beachtliche Selbstreinigung. Dies hat zur Folge, daß die Eder unterhalb des Stausees bis zu ihrer Mündung in die Fulda als einer der saubersten deutschen Mittelgebirgsflüsse gilt und als biologisch hochwertig einzustufen ist.

2. Dank seiner Größe, seiner Abgeschlossenheit in den Wintermonaten, seiner naturnahen, waldreichen, unzugänglichen und wenig erschlossenen Umgebung und seines Fischreichtums ist dem Ederstauseebe-

reich ein besonders hoher Wert als Lebensraum für durchziehende und überwinternde, wassergebundene Vogelarten beizumessen. Mit dieser »Trittbrett«-Funktion kommt dem Gebiet nach der »Europäischen Konvention zum Schutze freilebender Tiere und Pflanzen« von Bern 1979 eine besonders hohe Bedeutung und entsprechender Schutzwert zu. Dies gilt in verstärktem Maße für den länger eisfrei bleibenden Nachstau bei Affoldern, der wegen seiner überregionalen Bedeutung für den Wasservogelzug bereits unter Naturschutz gestellt wurde.

3. Die inzwischen ökologisch untersuchte, periodisch überflutete Landzone im Staubereich der Ederstausee bietet einer Reihe von Pflanzen und Tieren aus den verlorengegangenen Überschwemmungsfluren der großen Ströme und anderer, selten gewordener Feuchtländereien einen Ersatzlebensraum. Wegen der weitgehenden Vernichtung solcher amphibischen Biotope durch die Wasserwirtschaft bietet sich dem Arten- und Biotopschutz am Ederstausee, wie auch an anderen Stauseen (Innstauseen, REICHHOLF 1973; Klingenauer Stausee, MAURER, WILLI u. EGLOFF 1980), eine echte Chance.

Derzeit ringen verschiedene neue Nutzungskonzepte mit dem bisherigen Bewirtschaftungsplan. In dieser Situation gilt es u. a., die ökologischen Auswirkungen evtl. neuartiger Bewirtschaftungsweisen abzuschätzen. Kann der derzeitige Wert des Ederstauseebereiches als Lebensraum unter den neuen Bedingungen gehalten oder gar verbessert werden oder würde das Gebiet als Naturzelle entwertet?

1. *Konzept I will den Ederstausee möglichst konstant im Vollstau belassen*, um im gesamten Gebiet das ganze Jahr über touristische Attraktion bieten zu können. Dafür sollen die sommerliche Weserschiffahrt geopfert und der Hochwasserschutz verringert werden. Die weiten Überschwemmungsgebiete würden nun auf Dauer geflutet bleiben. Stattdessen würde sich an der festliegenden Grenze von Wasser und Land eine typische Seeuferzone – ein Röhricht mit vorgelagerter Schwimmblattpflanzenzone – ausbilden können. Dieses würde sicherlich anderen, wahrscheinlich auch zahlreicheren Arten als in der Überschwemmungsflur, das Leben ermöglichen. Die Wasser- und Sumpfvögel erhielten bessere Nistmöglichkeiten, Lurche, Ringelnattern, Schnecken, Libellen u. a. würden sich in solch einem Lebensraum einstellen können. So vielversprechend dies jedoch klingt, so wenig bleibt bei näherem Hinsehen von diesem Konzept für den Naturschutz zu erwarten übrig.

Der allergrößte Teil der Ederseeufer ist steil. Ein Röhrichtgürtel würde sich hier also viel zu schmal ausbilden, um biologisch von Wert sein zu können. Außerdem ist es überhaupt fraglich, ob der gegebene Untergrund aus Schiefergestein in absehbarer Zeit in der Lage wäre, einen solchen Ufergürtel zu tragen. Aber sogar im günstigsten Falle würde eine schmale Schilfzone durch den zu erwartenden Nutzungs- und Erschließungsdruck des Angel- und Wassersporttourismus und ihn begleitender Baumaßnahmen (Campingplätze, Wochenendhäuser, Straßen, Bootstege, dauerhafte Anglertrampelpfade usw.) über viele Monate des Jahres hinweg als Lebensraum für die Uferorganismen weitgehend entwertet.

Der Nutzungsdruck in der heutigen Situation ist zwar hoch – der Edersee ist das am stärksten durch Sportfischer besuchte Binnengewässer der BRD – er beschränkt sich jedoch vorwiegend auf die wenigen Hochsommermonate und auf die unteren Seeabschnitte, die zu dieser Zeit noch am Stillwasser liegen.

Die Anglertrampelpfade sind wegen des variablen Wasserspiegels nicht ortsfest und nicht dauerhaft. Die oberen, trockengefallenen Flächen bleiben im Herbst nahezu menschenleer und sich selbst überlassen. Die wenigen menschlichen Einflüsse, z. B. durch Trampelpfade und Wagenspuren, bereichern in ihrer extensiven Form sogar noch die Lebensbedingungen. Gerade an solchen Stellen finden sich der Dreimännige Tännel, der Wiesenalant, Nadel- und Sumpfbirse, Sumpfuendel, Roter Fuchsschwanz u. a., sowie z. B. die Narben-Uferlaufkäfer (*Elaphrus spec.*) ein.

Die heutige Situation mit großflächigen, kaum gestörten Überschwemmungszonen ist also sicherlich bezüglich ihres naturschützerischen Wertes der vom Konzept I zu erwartenden vorzuziehen.

2. *Konzept II stellt einen Kompromiß zwischen dem bisherigen Plan und dem Konzept I dar*. Wenige Kilometer unterhalb des Edereinlaufes soll ein zweiter Staudamm errichtet werden, um die Gemeinde Herzhausen für den Sommertourismus attraktiv zu machen. In diesem Vorstaubecken soll der Wasserspiegel möglichst konstant gehalten, der untere Reststausee nach bisherigem Modus bewirtschaftet werden. Dieses Konzept – obwohl es auf Kosten großer Teile der wertvollsten Überschwemmungszonen geht – könnte eine Bereicherung des Lebensraumangebotes bringen. Die Voraussetzungen hierfür sind allerdings:

a) Die neue Staumauer müßte soweit flußaufwärts errichtet werden, daß noch beträchtliche Teile der Überschwemmungsflächen der ebenen Talsohle erhalten bleiben.

b) Der neue Dauerstaupegel muß so einjustiert werden, daß hinreichend große Flachwasserzonen als Voraussetzung für ein biologisch wertvolles Röhricht entstehen.

c) Das Wasser des Vorstaus darf bei Reparaturarbeiten u. a. nur selten in der frostfreien Zeit im Herbst oder Vorfrühling, sowie kurzfristig und unvollständig abgelassen werden, um die vollaquatischen Tiere, die nicht mehr in die unteren Stauseeabschnitte abwandern können und die submersen Schlammüberwinterer (Frösche usw.) nicht abzutöten.

d) Der touristische Nutzungsdruck müßte auf Teilbereiche beschränkt und in Maßen gehalten werden, vor allem zur Brutzeit der Wasservögel. Nach Erkenntnissen, die am Bodensee gewonnen wurden (ZAHNER, mdl.), dürfen max. 1/3 des Ufers und der Wasserfläche in die touristische Nutzung eines größeren Sees miteinbezogen werden, wenn die Wasser- und Lebensraumqualität (für die Wasserorganismen) nicht entscheidend leiden soll.

e) Die Sedimentfracht der Eder müßte stark reduziert werden. Das Projekt wäre sinnlos, wenn sich die Sedimentfracht, die sich jährlich auf weiten Flächen des 12 km² großen Stausees als ca. 1 cm hohe Schlammschicht abgelagert (schätzungsweise 50 000 m³ Schlamm/Jahr!) nicht reduzieren ließe. Dies ginge aber, wenn überhaupt – nur langfristig durch vollständiges Unterbinden des Ackerbaus im Überschwemmungsbereich des oberen Edersystems und durch Reduzierung der Kahlschlagwirtschaft in den Wäldern der Region; eine derzeit kaum durchsetzbare Voraussetzung.

f) Der Gehalt an Nährsalzen im Ederwasser müßte stark reduziert werden. Ansonsten wäre im kleinen Vorstau, dem keine ausreichend lange Selbstreinigungsstrecke vorgeschaltet ist, im Sommer starke Algenblüten zu erwarten. Diese würden die Entwicklung eines Röhrichtes unterbinden und den Vorstau-

teich durch Faulschlammabildung biologisch entwerfen. Abhilfe könnte nur geschaffen werden durch herabgesetzte Stickstoffdüngung in der Landwirtschaft und phosphatfreie Waschmittel. Auch dies erscheint derzeit utopisch.

Es kann daher zusammengefaßt gesagt werden, daß die zur Debatte stehenden, neuen Nutzungskonzepte für den Edersee voraussichtlich entweder eine Entwertung des Gebietes als Naturraum zur Folge hätten (Konzept I) oder nur unter solchen Voraussetzungen eine naturbereichernde Wirkung zur Entfaltung kommen ließen, die bloß in einer sowieso ökologisch »heilen Welt« gegeben wären (Konzept II). Von diesem Weltzustand sind wir jedoch sicher noch endlos weit entfernt.

Wenn man sich vor Augen führt, daß der Edersee und sein Umland unter der heutigen Bewirtschaftungsform das Ederwasser reinigt, den Wasservögeln ein Durchreise- und Winterquartier bietet und auf seinen weiten, im Herbst fast menschenleeren Überschwemmungsflächen einer bedrohten Tier- und Pflanzenwelt einen geeigneten Ersatzlebensraum stellt, sollte man als Natur- und Umweltschützer vor allzu gravierenden Änderungen der Bewirtschaftungsform zurückscheuen. Der derzeitige Zustand könnte vielleicht noch durch regionale und saisonale Beschränkung der Jagd auf Wasservögel verbessert werden (REICHHOLF 1975). Außerdem könnten möglicherweise einige selten gewordene Organismen der Flußschwemmzonen hier von Menschen angesiedelt werden, soweit sie durch eigene Ausbreitungskraft den Ersatzlebensraum nicht mehr erreichen können.

Überlegungen hierzu und Einsatz für die Erhaltung des gegenwärtig noch relativ intakten Naturraumes am Ederstausee scheinen hier die geeignetsten Maßnahmen für den Naturschutz zu sein.

Literatur

BECK, L. (1976):

Zum Massenwechsel der Makro-Arthropodenfauna des Bodensees in Überschwemmungswäldern des zentralen Amazonasgebietes; *Amazoniana* 6, S. 1–20.

CONVENTION RELATIVE A LA CONSERVATION DE LA VIE SAUVAGE ET DU MILIEU DE NATUREL DE L'EUROPE. Bern 19. 9. 1979.

ERZ, W. (1978):

Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland; Kilda-Verlag, Greven.

FRICKE, G., TAMM, J. (1976):

Belastungskriterien und Selbstreinigungskraft des Edersees; Jahresbericht der ökologischen Forschungsstation der Justus-Liebig-Universität Gießen 1975, Heft 2, S. 13–33.

MAURER, R., WILLI, P., EGLOFF, F. (1980):

Der Klingnauer Stausee; *Natur und Landschaft*, 55. Jg., Heft 2, S. 55–60.

OBERDORFER, E. (1970):

Pflanzensoziologische Exkursionsflora, 3. Auflage, Stuttgart.

REICHHOLF, J. (1973):

Wasservogelschutz auf ökologischer Grundlage; *Natur und Landschaft*, Jg. 48, S. 274–279.

REICHHOLF, J. (1975):

Der Einfluß von Erholungsbetrieb, Angelsport und Jagd auf das Wasservogelschutzgebiet am unteren Inn und die Möglichkeiten und Chancen zur Steuerung der Entwicklung; *Schriftenreihe f. Landschaftspflege und Naturschutz*, Heft 12, S. 109–116, Bonn-Bad Godesberg.

STEIN, W. (1975):

Untersuchungen über die Besiedlung des zeitweise trockenfallenden Seebodens durch Käfer; Jahresbericht der ökologischen Forschungsstation der Justus-Liebig-Universität Gießen 1974, Heft 1, S. 47–48.

TAMM, J. (1976):

Über Struktur und Funktion der heterotrophen Bakteriengesellschaften im Plankton der Edertalsperre während des Sommers und Frühherbstes 1975 mit besonderer Berücksichtigung der aktiven Glucoseaufnahme; Diplomarbeit Universität Gießen.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. Hermann Remmert

Jochen Tamm

Michael Droste

Wolfgang Nentwig

Michael Vogel

Fachbereich Biologie der Philipps-Universität

Marburg, Lahnberge

3550 Marburg/Lahn

Abb. 1: Zone 1 (Weidicht) im Hintergrund;
Zone 2 (Weiderich-Rohrglanzgras-Schlankseggen-Ried)
im Vordergrund; Herbst 1978; vorn Schlanksegge, in der
Mitte vergilbender und bereits toter Gilbweiderich,
dahinter Rohrglanzgrasinseln.



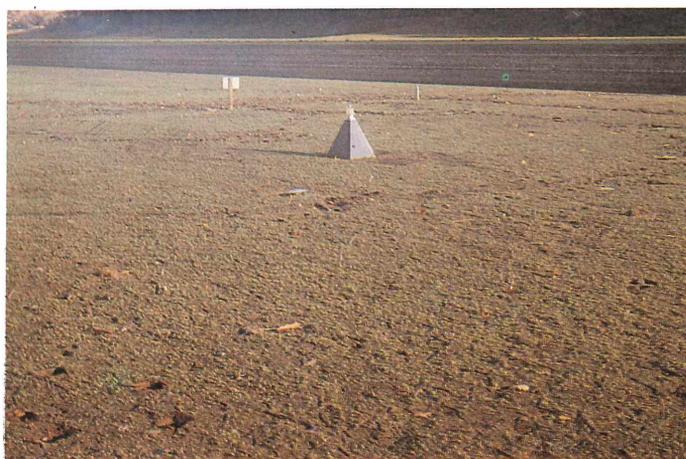
Abb. 2: Zone 3 (Schlankseggenried) im Spätherbst 1978



Abb. 3: Zone 3 (Therophytenflur mit Schlankseggeninseln)
im Spätherbst 1978.



Abb. 4: Zone 4 (Sumpfruhrkraut-Schlammkraut-Pionier-
gesellschaft) im Herbst 1978; im Hintergrund der Ederzu-
fluß.



Joachim Esser und Josef Reichholf

1. Einleitung

Der Igel gehört zu den Säugetierarten, die durch den Straßenverkehr die höchsten Verlustraten erleiden. Obwohl einige wenige Daten über die Sterblichkeitsrate, die durch den Straßenverkehr verursacht wird, vorliegen, sind die Auswirkungen auf die Bestandsdynamik weitgehend Spekulation, da die Populationsdichte der Igel in verschiedenen Typen von Biotopen nicht hinreichend bekannt ist.

Die hier vorgelegten Daten stellen einen ersten analytischen Versuch dar, Antworten auf die Fragen nach der jahreszeitlichen und vor allem nach der biotopabhängigen Verteilung der Straßenmortalität des Igels zu geben. Außerdem läßt sich daraus auf unterschiedliche Siedlungsdichte in den verschiedenen Großbiotopen schließen. Es soll dabei geprüft werden, ob die Sterblichkeitsrate auf den Straßen als Index für die Siedlungsdichte des Igels herangezogen werden kann, und ob sich aus den fünfjährigen Erhebungen Bestandstrends ableiten lassen.

2. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden entlang der Strecke von München nach Bad Füssing in Südostbayern gemacht. Sie folgt mit den angrenzenden Nebestrecken von München-Nymphenburg bis Feldkirchen und von Malching bis Aigen der Trasse der B 12. Die Gesamtstrecke ist 150 km lang und liegt zwischen 320 und 580 m NN. Sie kann zu den stark befahrenen Bundesstraßen gerechnet werden.

3. Material

Das hier ausgewertete Material basiert auf 480 Fahrten von J. Reichholf zwischen dem 1. 1. 1976 und dem 30. 9. 1980 auf der oben genannten Strecke. Insgesamt wurden 707 überfahrene Igel festgestellt. Berücksichtigt wurden nur solche Igel, von denen man mit Sicherheit sagen konnte, daß sie nach der vorhergegangenen Zählung überfahren wurden. Der zeitliche Abstand zwischen den Zählungen beträgt durchschnittlich 3 Tage.

4. Methode

Die Gesamtstrecke wurde in drei Großbiotoptypen untergliedert:

FL beidseitig der Straße am Fundort des toten Igels offene Feldflur (Äcker und Wiesen).

WA ein- oder beidseitig angrenzender Laub- oder Nadelwald von mindestens 100 m Länge.

SI ein- oder beidseitig angrenzende Siedlungen. Hier wurde weiter vermerkt, ob der Fund im Zentralbereich größerer Siedlungen von mehr als einem km Durchfahrtsstrecke oder am Rand erfolgte. Dieser wurde mit ± 100 m vom Ortsrand begrenzt. Die Definition des Ortsrandes gilt auch für kleine Siedlungen.

Die Fahrtstrecke teilte sich somit in folgende Bereiche:

FL = 91 km oder 60,7 % der Strecke

WA = 18,9 km oder 12,6 % der Strecke

SI = 40,6 km oder 26,7 % der Strecke

Im Siedlungsbereich sind 19 Orte mit weniger oder gleich 1 km Durchfahrtsstrecke = 8 km, und 13

größere Orte mit 32 km Länge, wovon 26,8 auf den Kern und 5,2 auf den Randbereich entfallen.

5. Ergebnisse

5.1 Verteilung über die Untersuchungsjahre

Die 707 Totfunde verteilen sich regelmäßig über den Untersuchungszeitraum, wobei der Wert für 1980 anhand der Zwischenergebnisse bis 30. 9. 80 kalkuliert wurde. Aus diesen Werten ist keine Tendenz zu erkennen (Tab. 1). Dies bedeutet, daß keine statistisch nachweisbaren Bestandsunterschiede im Untersuchungszeitraum vorliegen. Die Daten aus Tabelle 1 ergeben einen Mittelwert von 146 toten Igeln pro Jahr, was ziemlich genau einem Igel pro Jahr und km entspricht.

Tabelle 1:

Anzahl der überfahrenen Igel in den fünf Untersuchungsjahren 1976–1980.

Numbers of hedgehogs killed during the five study years from 1976–1980.

Jahr/year	1976	1977	1978	1979	1980	Ø
Anzahl/ number	148	170	154	101	(159)	146

5.2 Jahreszeitliche Verteilung

Als Winterschläfer zeigt der Igel einen charakteristischen, jahreszeitlich gebundenen Aktivitätsablauf, der sich deutlich in der Anzahl der überfahrenen Igel widerspiegelt. Das Maximum liegt mit 23,6 %, also fast einem Viertel, im Juni. Im Oktober wird ein zweites, jedoch weniger deutliches Maximum mit 10,1 % erreicht, das eventuell durch die gesteigerte Aktivität der Weibchen vor dem Winterschlaf erklärt werden kann (vergl. GÖRANSSON et al., 1976). Diese Befunde werden auch von KNIERER (1967) und HEINRICH (1978) zumindest teilweise bestätigt, wobei Knierer jedoch nur Daten für drei Monate angibt, die als relative Werte mit den hier dargestellten recht gut übereinstimmen. HEINRICH (1978) gibt ebenfalls zwei Maxima an, wobei jedoch das erste im Juni kleiner als das zweite im September ist, also genau umgekehrt wie bei dieser Untersuchung. Daß das zweite Maximum bereits im September auftritt, kann eventuell mit der geographischen Lage (Schleswig-Holstein) und somit den früher einsetzenden niedrigeren Temperaturen erklärt werden.

5.3 Biotopabhängige Verteilung

689 totgefahrene Igel konnten eindeutig einem der drei Großbiotope zugeordnet werden. Die tatsächliche Verteilung (B) der Totfunde sowie die erwartete Verteilung (E), die sich bei gleichmäßiger Verteilung über den gesamten Streckenabschnitt ergeben würde, sind in Tab. 2 dargestellt. Diese Daten zeigen deutlich, daß die Funde nicht gleichmäßig verteilt sind. Im Siedlungsbereich sind sie mit einer 104 %igen positiven Abweichung doppelt so hoch wie erwartet. Demgegenüber liegen sie in der freien Feldflur um fast 50 % unter dem erwarteten Wert. Diese Abweichungen sind hochsignifikant. Umgerechnet in überfahrene Igel pro Kilometer ergibt dies für Feld und Wald etwa 0,6/km/Jahr; in den Siedlungen sind

es jedoch 2/km/Jahr. Hieraus ist die Folgerung zu ziehen, daß bei etwaigen Hochrechnungen die biotopabhängige Straßenmortalität deutlich berücksichtigt werden muß.

Tabelle 2:

Verteilung der überfahrenen Igel auf Biotoptypen. B = Befund und E = Erwartungswert. SI = Siedlungsbereich/village areas; FL = Feldflur/open country; WA = Wald/woodland.

Distribution of dead hedgehogs (B) and expected values (E) according to the length of type of habitat.

	SI	FL	WA	Summe
B	376	256	57	689
E	184	418	87	689

Für 137 überfahrene Igel aus den Jahren 1979/80 ist eine weitere Aufgliederung der Todesrate innerhalb von Siedlungen möglich. Hierzu wurden die Siedlungen in zwei Typen aufgeteilt: solche mit einer Durchfahrtsstrecke bis zu einem Kilometer (19) und solche mit mehr als einem Kilometer Durchfahrtsstrecke (13). Tabelle 3 gibt die Resultate, wobei wieder zwischen tatsächlicher und erwarteter Verteilung der Totfunde unterschieden wurde (s. o.).

Tabelle 3:

Gefundene (B) und erwartete (E) Anzahl überfahrener Igel in größeren (n = 13, L = 32 km) und in kleineren (n = 19, L = 8 km) Siedlungen.

Real (B) and expected (E) values of killed hedgehogs in medium sized and small villages (more or less than one km road lengths within the village).

	Siedlung > 1 km	< 1 km
B	67	70
E	110	27

Aus dieser Zusammenstellung geht hervor, daß in kleinen Siedlungen mehr als doppelt so viele Igel überfahren werden, als nach ihrem Streckenanteil erwartet werden kann. Bei einem Vergleich aller Streckenquoten pro Kilometer wird deutlich, daß die Werte in den Kernbereichen der Siedlungen, der freien Landschaft sowie Wald mit 0,4; 0,6 und 0,64/km/Jahr am niedrigsten liegen, während sie in kleinen Siedlungen sowie den Randbereichen größerer Siedlungen mit 5,0 und 5,3/km/Jahr am höchsten sind. Tabelle 4 gibt eine Zusammenfassung aller Streckenquoten in Abhängigkeit vom Biotop.

Tabelle 4:

Abhängigkeit der Quote überfahrener Igel von der Art des Biotops.

Dependence of killed hedgehogs on the type of habitat. Values in hedgehogs/km/year (see also tab. 2).

FL = 0,6	SI-klein (small)	= 5,0
WA = 0,64	SI-groß	= 1,2
	Kernbereich (center)	= 0,4
SI = 2,0	Randbereich (margins)	= 5,3

Das auffallendste Ergebnis dieses Vergleiches ist zweifellos, daß sich auf 13,2 km, also 8,8 % der gesamten Strecke, 86 % der überfahrenen Igel konzentrieren.

6. Diskussion

Es gibt nur wenige umfassende und langfristige Untersuchungen über die Sterblichkeit von Igel auf

den Straßen. Meistens beschränken sich ähnliche Arbeiten auf die Jagdwildarten (SCHOENEMANN 1977). Igel werden dann nur am Rande erwähnt und die vermittelten Werte sind nicht immer vergleichbar, da Kilometerangaben oder andere klare Bezugspunkte fehlen oder die Kontrollstrecken zu kurz sind. So streuen die Daten von SCHOENEMANN (1977) zwischen 10,0 und 0,47 Igel/Kilometer/Jahr. HEINRICH (1978) gibt für Schleswig-Holstein einen Wert von 2,9 Igel/km/Jahr für eine Gesamtstrecke von 43,2 km an. Dieser Gesamtwert liegt erheblich über dem in dieser Arbeit angegebenen, was eventuell dadurch zu erklären ist, daß auf Grund der vielen Knicks (Hecken) auch in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten die Populationsdichte des Igels höher ist. In diesem Gebiet liegt die Todesrate in »relativ deckungsreichem« Lebensraum um etwa 15 % höher als sie auf Grund der relativen Streckenlänge sein müßte, während sie in »relativ deckungsarmem« Lebensraum um etwa 10 % unter dem erwarteten Wert liegt. Aus England gibt HODSON (1966) mit 2,3 Igel/km/Jahr aus abwechslungsreicher Feldflur einen ähnlichen Wert wie HEINRICH (1978) an. Bei beiden Arbeiten sind die Untersuchungsstrecken mit 43,2 und 3,2 km jedoch relativ kurz. Die sicherlich besten Vergleichswerte legt eine schwedische Arbeit vor (GÖRANSSON et al., 1976). Bei dieser vierjährigen Untersuchung wurden 1,7 Igel/km/Jahr für die gesamte Strecke (16,5 km) und 6,9 Igel/km/Jahr für den Siedlungsbereich ermittelt. Mit 81 % aller überfahrenen Igel ist hier die Konzentration in den Siedlungsbereichen ähnlich wie bei der hier vorgelegten Arbeit, jedoch liegt die Anzahl überfahrener Igel in der Feldflur mit 0,4 Igel/km/Jahr niedriger. Die allgemeinen Befunde stimmen jedoch recht gut überein, im Siedlungsbereich 6,9 bzw. 5,3 und in der Feldflur 0,4 bzw. 0,6.

Für die Biotopwahl des Igels sind »kurzrasige« Biotopelemente von außerordentlicher Bedeutung. Dies wird eindeutig von ersten Ergebnissen einer Studie (ESSER in Vorber.) über die Ökologie des Igels in Bayern nachgewiesen. Weiter zeigen diese Ergebnisse, daß Wald- und Biotopflächen mit überwiegend vegetationsfreier Erdoberfläche in unterschiedlicher Intensität gemieden werden. Nur auf den »kurzrasigen« Biotopelementen scheint der Igel ausreichende Nahrung wie Schnecken, Regenwürmer und Insekten zu finden. Da in unserer ausgeräumten Wald- und Feldflur dieses lebenswichtige Biotopelement weitgehend fehlt, konzentriert sich der Igel in Bereichen, die seinen Biotopansprüchen eher genügen. Dies scheinen eindeutig die Siedlungen zu sein, wo einmal durch Rasen- und Weideflächen ausreichende Nahrungsmöglichkeiten gegeben sind, und zweitens durch die Heterogenität dieser Gebiete dem Igel auch genügend Versteckmöglichkeiten für seine Quartiere für Tagesrast und Winterschlaf zur Verfügung stehen. Vor diesem Hintergrund kann man durchaus davon ausgehen, daß die Quote totgefahrener Igel als Index für Populationsdichten herangezogen werden kann. Aus dieser Schlußfolgerung ergibt sich nun die Frage, ob und in welcher Weise Igelpopulationen durch die erhöhte Verlustrate gefährdet sind. Diese Frage gilt ganz besonders für Kleinsiedlungen (< 1 km) und die Randbereiche größerer Siedlungen. Geht man von einer Gesamtmortalität von 60 % aus, wie sie von GÖRANSSON et al. (1976) festgestellt wurde, so erscheint es als nicht unberechtigt anzunehmen, daß der Igel zumindest lokal, d. h. besonders in Kleinsiedlungen stark gefährdet ist. Um dies jedoch überprüfen zu können, sind genaue Populationsanalysen in allen Biotopen notwendig.

Als praktische Konsequenz ergibt sich aus den hier dargestellten Befunden, daß sich durch einen igelsicheren Zaun in den besonders gefährdeten Bereichen die Todesquote erheblich reduzieren ließe. Der finanzielle Aufwand hierfür erscheint relativ gering, besonders im Vergleich zu anderen Wildschutzzäunen für Großwild.

Zusammenfassung

Über die relative Sterblichkeit von Igel auf den Straßen liegen kaum Untersuchungen vor. Eine fünfjährige Erhebung über die Anzahl totgefahrener Igel auf einer Strecke zwischen München und Passau (150 km) ergab keine ab- oder zunehmende Tendenz. Die Gesamt mortalität beträgt 1 Igel/km/Jahr. Die Totfunde sind jedoch deutlich abhängig von Biotop und Jahreszeit. Die Feldflur, die 60,7 % der Untersuchungsstrecke ausmacht, trägt mit 0,6 toten Igel/km/Jahr nur unbedeutend zur Gesamtsterblichkeit auf der Strecke bei, da in Kleinsiedlungen und Randzonen größerer Siedlungen Quoten von 5,0 und 5,3 Igel/km/Jahr ermittelt wurden. Dies bedeutet in relativen Zahlen ausgedrückt, daß auf 8,8 % der Gesamtstrecke (Anteil der Kleinsiedlungen und Randzonen) 86 % der insgesamt 707 Igel überfahren wurden. Durch diese extreme Konzentration der Straßensterblichkeit kann zumindest eine lokale Gefährdung des Igels nicht vorbehaltlos abgetan werden. Die Ergebnisse zeigen, daß die Totfunde als Index für Populationsdichten herangezogen werden können.

Summary

Road Mortality in Hedgehogs in Bavaria

Relative data on road mortality of hedgehogs are very scarce. A five year's study on numbers of hedgehogs killed on a roadstretch between Munich and Passau revealed no up or downward trend. However, mortality is strictly dependent on habitat and season. Overall road mortality is 1 hedgehog/km/year. Open agricultural land, representing 60,7 % of the total distance, contributes with 0,6 hedgehogs/km/year only insignificantly to the total road mortality, as small villages and margins of larger settlements gave figures of 5,0 and 5,3 hedgehogs/km/year respectively. Expressed in relative figures this indicates that on 8,8 % of the control distance 86 % of the total of 707 hedgehogs were killed. This concentration of road mortality makes it no longer justifiable to reject a priori the possibility that hedgehog populations are at least locally endangered. The results demonstrate, that road mortality can be used as an index of population density.

Literatur

- GÖRANSSON, G., J. KARLSSON und A. LINDGREN (1976):
Igelkotten och biltrafiken. Fauna och Flora 71: 1–6.
- HEINRICH, D. (1978):
Untersuchungen zur Verkehrsopferrate bei Säugetieren und Vögeln. Die Heimat (Neumünster) 85: 193–208.
- HODSON, N. L. (1966):
A survey of roadmortality in mammals. J. Zool. (London) 148: 576–579.
- KNIERER, W. (1967):
Untersuchungen über Tierverluste durch den Straßenverkehr. Z. Jagdwiss. 13: 159–164.
- SCHOENEMANN, W. (1977):
Wildunfälle im Straßenverkehr. Zool. Beitr. N. F. 23: 169–219.
- ESSER, J.:
In Vorbereitung.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Joachim Esser
Dr. Josef Reichholf
Zoologische Staatssammlung
Maria-Ward-Straße 1 b
8000 München 19

Die Situation der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in der Oberpfalz und in Niederbayern

Gerhard Bauer, Dipl.-Biologe, Universität Bayreuth – Lehrstuhl für Tierökologie, 8580 Bayreuth

1. Einleitung

Die Perlfischerei in europäischen Gewässern war im letzten Jahrhundert von durchaus ökonomischer Bedeutung. So wurden allein aus dem Fichtelgebirge in den Jahren 1895–1910 Perlen im Wert von 16 882 RM verkauft (MEISSNER 1914). Dieser Tatsache des wirtschaftlichen Nutzens ist es allein zu verdanken, daß die Vorkommen der Perlmuschel schon vor über hundert Jahren ziemlich vollkommen erfaßt und aufgezeichnet wurden (v. HESSLING 1859).

Wir sind somit in der Lage, den Rückgang einer gegen Umwelteinflüsse hochempfindlichen Molluskenart exakt darzustellen.

Im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland war uns bislang die Situation in der Lüneburger Heide bekannt, wo von ca. 50 000 Tieren (WELLMANN 1938) noch 3 000 existieren (BISCHOFF 1971). Die Vorkommen im Odenwald und im Spessart sind erloschen. Kleine Restbestände von wenigen hundert Tieren finden sich noch am Vogelsberg, in der Rhön (JUNGBLUTH 1971) und vielleicht im Schwarzwald.

Für Bayern lagen bisher nur aus dem Fichtelgebirge genaue Daten vor. Hier hat die Zahl der Perlmuscheln von 700 000 (MEISSNER 1914) auf knapp 25 000 abgenommen.

Mit der vorliegenden Arbeit, die in großzügiger Weise vom »Bayerischen Landesamt für Umweltschutz« finanziert wurde, wird die Erfassung der Perlmuschelrestbestände Bayerns abgeschlossen. Aus Schutzgründen muß auf eine Nennung der Bachnamen verzichtet werden.

2. Biologie der Flußperlmuschel

Mit einem Maximalalter von 100 Jahren erreicht die Flußperlmuschel die höchste Lebensdauer unter den Wirbellosen, neben der tropischen Mördermuschel. Die bis zu 14 cm langen Tiere leben, mit dem Vorderende in den Grund eingegraben, in sauberen Fließgewässern auf kalkarmen Gesteinen. Relativ kompliziert ist die Fortpflanzungsbiologie. Das Weibchen produziert im Sommer bis zu einer Million 0,04 mm großer Larven, sogenannte Glochidien. Diese besitzen zwei Schalenklappen, die durch einen mächtigen Schließmuskel blitzschnell zusammengeschlagen werden können. Im August oder September werden die Glochidien ins Wasser abgegeben. Für die weitere Entwicklung ist nun ein Wirtsfisch (Bachforelle, Bachsaibling, Lachs, Huchen(?)) vonnöten. Während die meisten Glochidien abgedriftet werden und nach wenigen Tagen sterben, gelangen einige passiv mit dem Atemwasser des Fisches an dessen Kiemen. Stoßen sie an eines der Kiemenfilamente, so kontrahiert sich der Schließmuskel, die beiden Schalen werden geschlossen und ein Stück Kiemenepithel wird eingeklemmt. Nach wenigen Stunden reagiert das umliegende Kiemenewebe mit der Bildung einer Cyste, das Glochidium wird vom Fischgewebe umwachsen und ernährt sich in der folgenden Zeit als Parasit, wächst um das zehnfache und entwickelt alle Organe der erwachsenen Muschel. Dann zerreißt die Jungmuschel die

Cystenhülle und läßt sich zu Boden fallen.

3. Methodik

Die im vorigen Jahrhundert als Perlbäche registrierten Gewässer (v. HESSLING 1859) wurden abgegangen und die noch besiedelten Strecken erfaßt. Zur Beschreibung des Zustands eines Perlmuschelvorkommens wurden folgende Parameter bestimmt:

1. Individuenzahl

2. *Dichte*: Normalerweise stecken die Perlmuscheln dicht nebeneinander im Flußbett, wird jedoch die Perlfischerei unsachgemäß (Perlräuberei) ausgeübt, so stehen die Tiere einzeln.

3. *Altersaufbau*: Da in einem sterbenden Perlmuschelbestand zunächst die jüngsten Altersklassen ausfallen, wurde dem Vorkommen von Jungtieren besondere Aufmerksamkeit gewidmet. Unter Jungtieren werden Muscheln verstanden, die höchstens drei Jahre alt sind. In Beständen, die keine Jungtiere mehr aufweisen, wurde nach der Methode von HENDELBERG (1961) das Alter der jüngsten Exemplare, d. h. der Zeitraum, seit dem keine Verjüngung mehr erfolgte, bestimmt.

4. *Trächtigkeitsrate*: Sie wird angegeben als Prozent trächtiger Tiere im Bestand und dient als Nachweis der Fortpflanzungsfähigkeit, wenn keine Jungtiere mehr vorhanden sind. Zur Feststellung der Trächtigkeit der Muscheln werden die Schalen einen Spalt breit geöffnet. Es läßt sich dann leicht feststellen, ob die Kiemen mit Glochidien gefüllt sind oder nicht.

5. *Infektion der Bachforellen*: Zur weiteren Überprüfung der glochidialen Entwicklung wurde die Infektionsrate, d. h. die Zahl der Glochidien pro Forelle und die Dauer der parasitären Phase bestimmt.

4. Ergebnisse

Es wurden 54 Gewässer im Untersuchungsgebiet begangen. Aus 29 Bächen war die Perlmuschel bereits vollkommen verschwunden, die besiedelten Strecken in den übrigen Bächen sind zum Teil drastisch zusammengeschmolzen.

1. *Individuenzahl*: Leider liegen aus dem letzten Jahrhundert keine Angaben über die Zahl der Tiere vor. Die Populationsgrößen liegen derzeit zwischen 200 und 10 000 Tieren. Insgesamt leben in der Oberpfalz noch knapp 7 000 Exemplare in zwei Bächen, in Niederbayern leben noch knapp 100 000 Tiere in 23 Bächen (Oberfranken: 1914, 700 000, jetzt 25 000 Perlmuscheln). Damit sind in Bayern die weitaus größten Perlmuschelbestände der BRD, wahrscheinlich sogar Mitteleuropas vorhanden.

2. *Dichte*: Während in der Oberpfalz keine Hinweise auf Perlräuberei festgestellt wurden, kommt die Perlmuschel im Bayerischen Wald in 13 Bächen (über 50 %) extrem zerstreut vor. Meist wurden in diesen Bächen auch frisch aufgeschlagene Muscheln gefunden, was auf starke Perlräuberei schließen läßt.

3. *Altersaufbau*: In der Oberpfalz fehlt der Nachwuchs seit 15–20 Jahren. Im Bayerischen Wald gibt es noch sieben Bäche, in denen Jungtiere vorkommen. In den übrigen Bächen können seit mindestens

10–15 Jahren, in einem Fall sogar seit 50 Jahren, keine Jungtiere mehr aufwachsen.

4. *Trächtigkeitrate*: Wie im Fichtelgebirge ist die Trächtigkeitrate in allen Perlmuschelvorkommen der Oberpfalz und Niederbayerns erstaunlich konstant. Sie liegt bei 30 %.

5. *Infektion der Bachforellen*: Die Infektionsrate hängt von der Zahl der Muscheln und von der Wasserführung ab, nicht jedoch von der Altersstruktur des Bestandes. So können durchaus in überalterten Beständen hohe Infektionsraten (bis zu 1000 Glochidien pro Fisch) vorkommen. Die Entwicklung der Glochidien zur Jungmuschel verläuft in allen Beständen normal. Unterschiedlich ist lediglich die Dauer der parasitären Phase. Sie dauert in der Oberpfalz von August bis Mai, in Niederbayern ist sie in einigen Bächen bis Oktober abgeschlossen, in anderen Bächen dauert sie ebensolang wie in der Oberpfalz.

5. Die Bestandsentwicklung seit Mitte des vorigen Jahrhunderts

Da wir über die Zahl der Tiere im vorigen Jahrhundert nicht unterrichtet sind, müssen wir uns auf die Beschreibung der besiedelten Bachstrecken beschränken.

Sowohl in der Oberpfalz wie in Niederbayern beträgt der Gebietsverlust seit Mitte des vorigen Jahrhunderts etwa 90 % (Abb. 1).

Unter Annahme einer mittleren Lebensdauer von 70 Jahren läßt sich eine Prognose der Perlbachstrecken für das nächste Jahrhundert aufstellen (Abb. 1). Diese ist insofern optimistisch, als hier angenommen wurde, daß alle Strecken, die derzeit noch Jungtiere aufweisen, auch in 60–70 Jahren noch existieren, d. h. es tritt keine Verschlechterung der Situation ein. Es scheint jedoch, daß in einigen dieser Bäche die Zahl der Jungmuscheln schon zu gering ist, um die Mortalitätsrate der Alttiere ausgleichen zu können. Die Verteilung der Perlmuschel auf die unterschiedlichen Bachregionen zeigt Abb. 2 (s. nächste Seite). In unbelasteten Gewässern (1859) werden lediglich quellnahe Bereiche gemieden, alle übrigen Regionen werden besiedelt, sofern die Bachforelle dort vorkommt.

Völlig anders ist die Verteilung unter den derzeitigen Bedingungen. Die Hauptvorkommen liegen jetzt in den Oberläufen, da hier aufgrund des geringen Einzugsgebietes die relativ beste Wasserqualität vorliegt.

Die größten Verluste hat die Perlmuschel in den oberen Mittelläufen (in 10–20 km Entfernung von der Quelle) erlitten, da hier meist schon viele Einleiter vorhanden sind und die Verdünnung durch die relativ kleine Wassermenge gering ist.

Im Mittel- bis Unterlauf finden sich nur noch dort Vorkommen, wo der Bach vorher Gelegenheit hatte, eine größere Strecke ohne weitere Verschmutzung zu fließen, wo also die biologische Selbstreinigung schon sehr weit fortgeschritten ist.

6. Das Problem der Überalterung

Die Restpopulationen der Flußperlmuschel in Mitteleuropa zeigen fast alle eine sehr ungünstige Altersstruktur. Fast immer fehlen Jungtiere, in manchen Fällen schon seit 50–60 Jahren. Es kommen nun theoretisch mehrere Gründe für die Überalterung in Betracht:

1. *Die Alttiere werden durch Abwassereinwirkung steril.*

2. *Die kritische Dichte des Bestandes ist unterschritten, deshalb werden die Eier in den Kiemen der Weibchen nicht mehr befruchtet.*

3. *Es gibt nicht mehr genügend Wirtsfische.*

4. *Die Jungmuschel stirbt nach Verlassen des Wirts.*

Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie der Flußperlmuschel im Fichtelgebirge (BAUER 1979) und die Ergebnisse in der Oberpfalz und in Niederbayern zeigten, daß allein Punkt 4 für das Überaltern eines Perlmuschelbestandes verantwortlich ist.

Überalterte Bestände sind also nicht irreversibel geschädigt. Altmuscheln tolerieren relativ hohe Abwasserbelastungen, ohne steril zu werden. Das empfindlichste Stadium in der Perlmuschelentwicklung ist die Jungmuschel nach Verlassen des Wirts. Nach bisherigen Kenntnissen benötigt diese ein grobkörniges, interstitialreiches Substrat, welches arm an organischer Substanz ist. Untersuchungen an Perlbächen des Fichtelgebirges (BAUER, SCHRIMPF, et. al., im Druck) lassen vermuten, daß durch Eutrophierung (v. a. PO_4 und Ca Eintrag) bedingte Veränderungen im oder auf dem Substrat (Verschlackung der Interstitialräume, Algenwachstum) das Aufwachsen der Jungmuscheln verhindern.

7. Gefährdungsfaktoren und Schutzmaßnahmen

Schädliche Einflüsse lassen sich in zwei Gruppen einteilen

1. *Faktoren, die zum sofortigen Tod der Tiere führen*

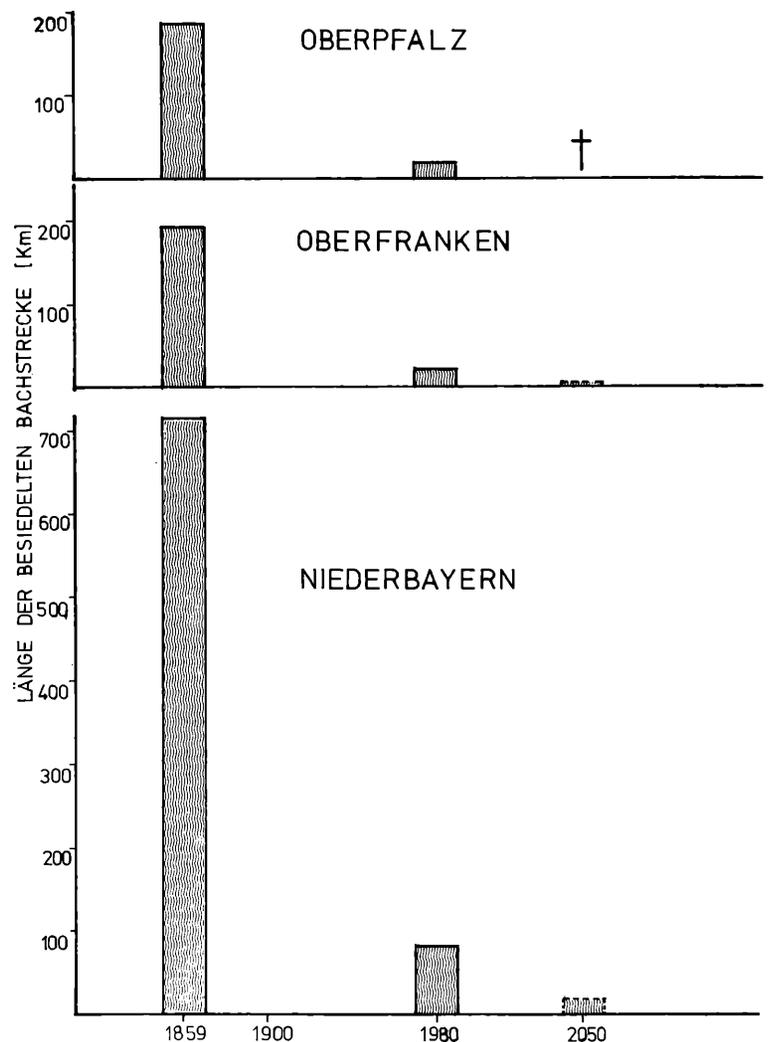


Abb. 1: Die Länge der von Perlmuscheln besiedelten Bachstrecken; Mitte des vergangenen Jahrhunderts, in der Gegenwart und Mitte des nächsten Jahrhunderts

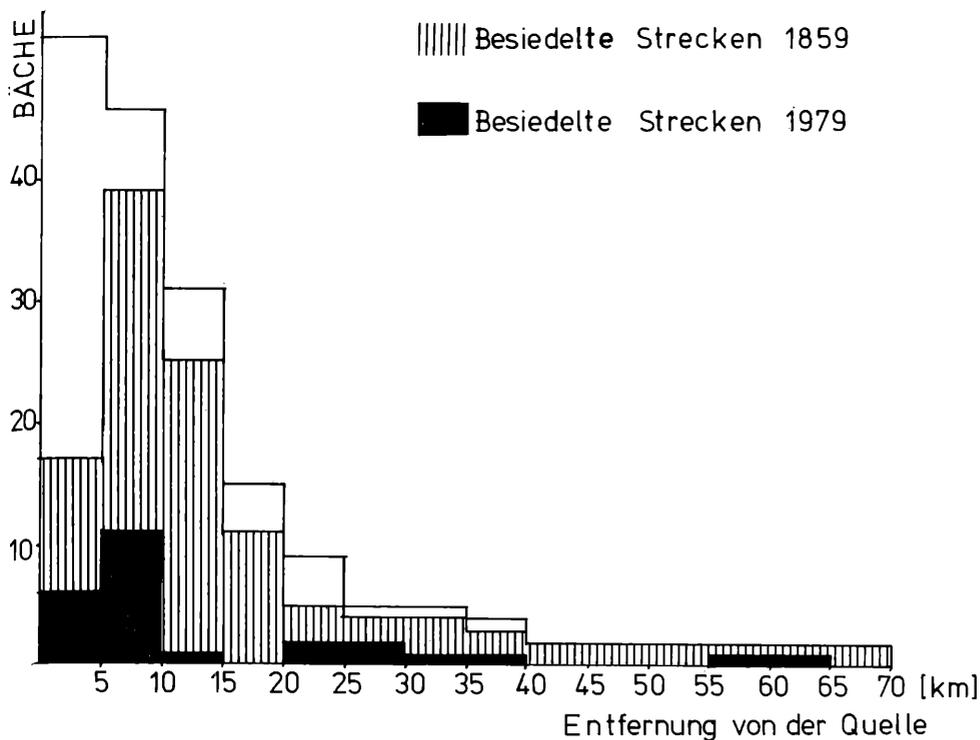


Abb. 2: Die von Perlmuscheln besiedelten Bachregionen. Die obere Begrenzung des Histogramms stellt die Längenklassenverteilung aller untersuchten Bäche dar.

- Einleitung von Giften oder großen Abwassermengen.
- Perlräuberei: Als Perlräuber treten sowohl Einheimische wie Touristen auf. An einem Bach im Bayerischen Wald wurde 1976 eine Gruppe Jugendlicher beobachtet, welche die Muscheln massenhaft aufschlug.
- Wasserbauliche Maßnahmen: Begradigung, Räumung des Flußbettes, Stauseen: Bei Waldmünchen wurde durch den Bau eines Stausees ein großer Muschelbestand vernichtet, ein weiteres Vorkommen in der Oberpfalz ist durch einen geplanten Stausee bedroht.

2. Faktoren, die ein Aufwachsen der Jungmuscheln verhindern, ohne die Alttiere stark zu beeinträchtigen. Hierzu gehören alle Maßnahmen, die zur Eutrophierung beitragen.

- Häusliche und industrielle Abwässer
- Landwirtschaftliche Abwässer (Oberflächeneinschwemmung von Dünger, Drainagen, Stallabwasser)
- Teichwirtschaft: Hier entstehen Beeinträchtigungen für den Vorfluter durch Wasserentnahme, Kalkung und Fütterung.

Während der Katastrophentod ganzer Perlmuschelbestände durch Einleitung von Giften oder großen Abwassermengen heute wohl nicht mehr vorkommt, zu Beginn der Industrialisierung jedoch gar nicht so selten war, ist durch Eutrophierung in geringerem Maß die Existenz aller Bestände bedroht.

Hier wäre an erster Stelle der Bau von guten Kläranlagen, bzw. bei Streusiedlungen die Anlage von Sammlern, die das Abwasser unterhalb der Muschelvorkommen einleiten, zu fordern.

In vielen Fällen scheint auch die Anlage eines 5–10 m breiten Uferstreifens, der dicht mit Schwarzerlen aufzuforsten wäre, Aussicht auf Erfolg zu haben. Ein solcher Uferstreifen würde durch Beschattung die organische Produktion (Algenwachstum) im Bach und die Oberflächeneinschwemmung von Dünger

verringern. Auf jeden Fall sollte im Einzugsgebiet von Perlbächen Grünlandnutzung der Vorzug vor Ackerbau gegeben werden.

Die Neuanlage von Teichen an Perlbächen sollte unterbleiben. Bei bereits bestehenden Teichanlagen könnte durch Nachschaltung von Klärteichen, Kontrolle der Wasserentnahme, Verbot der Düngung und Kalkung eine Verbesserung erreicht werden.

Inwieweit man der Perlräuberei durch öffentliche Aufklärung begegnen könnte, sollte geprüft werden. Erfolgversprechend scheint uns die Anwerbung eines Anliegers als Überwachungsperson zu sein. Touristen könnte man durch Zelt- und Badeverbot, außerdem durch einen dicht bepflanzten Uferstreifen vom Bach fernhalten. Um die Produktion von Jungmuscheln nicht zu mindern, sollten die Schonzeiten für Bachforellen in Perlbächen so gelegt werden, daß sie auf jeden Fall die Entwicklungszeiten für die Glochidien am Fisch einschließen (August bis Oktober, in einigen Fällen bis Mai), daß also niemals infizierte Forellen gefangen werden können.

Zusammenfassung

- Bei Anhalten des gegenwärtigen Trends wird in 50–60 Jahren Bayern das einzige Bundesland sein, welches noch Flußperlmuscheln beherbergt.
- Die von Perlmuscheln besiedelte Bachstrecke hat in der Oberpfalz wie in Niederbayern seit 1859 um 90 % abgenommen.
- In der Oberpfalz erfolgt keine Verjüngung mehr, im Bayerischen Wald gibt es noch sieben Bäche mit Jungtieren (= 2 % der ursprünglich besiedelten Bachstrecke).
- Obwohl die Bestände meist überaltert sind, werden noch Larven produziert, die sich an den Wirtsfischen normal entwickeln.
- Im Bayerischen Wald tritt neben der Eutrophierung Perlräuberei als starker Gefährdungsfaktor auf.
- Da bislang die Perlmuschelbestände nicht irreversibel geschädigt wurden, ist es für Schutzmaßnahmen noch nicht zu spät.

Literatur

- BAUER, G. (1976): Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie der Flußperlmuschel im Fichtelgebirge. – Arch. Hydrobiol. 85: 152–165.
- BAUER, G., SCHRIMPF, THOMAS, HERRMANN: Zusammenhänge zwischen dem Bestandsrückgang der Flußperlmuschel im Fichtelgebirge und der Gewässerbelastung. – Arch. Hydrobiol. im Druck.
- BISCHOFF, W. D. (1971): Die Flußperlmuschel in der Lüneburger Heide – Ein Versuch ihrer Erhaltung. – Mitt. dt. malak. Ges. 2: 303–305.
- HENDELBERG, J. (1961): The Freshwater pearl mussel. – Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm. 41: 149–171.
- HESSLING, TH. v. (1859): Die Perlmuschel und ihre Perlen. – Leipzig.
- JUNGBLUTH, J. H. (1971): Die Flußperlmuschelbestände im Vogelsberg und in der westlichen Rhön – Möglichkeiten zu ihrer Erhaltung. – Beitr. Naturk. Osthessen 4: 19–26.
- MEISSNER, (1914): Die Perlmuschel in Oberfranken. – Naturwissenschaftliche Gesellschaft Bayreuth.
- WELLMANN, G. (1938): Untersuchungen über die Flußperlmuschel und ihren Lebensraum in Bächen der Lüneburger Heide. – Z. Fischerei 36: 489–603.

Die Siedlung als klimatisch differenzierter Lebensraum

Gerhard Enders

1. Einleitung

Die durchschnittlichen Zustände einschließlich des regelmäßigen Ablaufs der Gesamtheit aller meteorologischen Einzelvorgänge an einem gegebenen Ort bilden dessen Klima. Hierbei hat man neben einer zeitlichen Bezugsbasis, die sich auf Jahr, Monat, Vegetationsperiode o. ä. erstrecken kann, auch im räumlichen Scale zu unterscheiden, der vom Makrobereich eines Landes bis zum Mikrobereich kleinster geographischer und morphologischer Strukturen reicht.

Das Mikroklima der bodennahen Luftschicht, in dem sich das Leben von Mensch, Tier und Pflanze abspielt, und das daher für jede ökologisch ausgerichtete Disziplin von besonderem Interesse sein muß, wird im wesentlichen von der Grenzfläche Erde/Atmosphäre geprägt. An dieser Grenzfläche finden große Energie- und Wasserumsätze statt, die Windgeschwindigkeit und damit die Durchmischung der Luft sind durch die Reibung reduziert, so daß der Aufbau größerer vertikaler klimatischer Unterschiede als in der freien Atmosphäre begünstigt wird. Gleiches gilt auch für die horizontalen Gradienten, die durch Inhomogenitäten in Art und Zustand der Bodenoberfläche und der in Art und Höhe variierenden Pflanzendecke hervorgerufen werden. Dichter Bewuchs kann die Grenzfläche anheben.

Die Energie- und Wasserumsätze an solchen Grenzflächen werden durch drei fundamentale Gleichungen beschrieben:

a) Die *Strahlungsbilanz* gibt an, wie groß die verfügbare Nettostrahlung Q als Summe aller zu- und abfließenden Strahlungsströme ist (GI = Globalstrahlung, G = Gegenstrahlung, A = langwellige Ausstrahlung, R_k bzw. R_l = kurz- bzw. langwellige Reflexstrahlung).

$$Q = GI - R_k + G - A - R_l$$

b) Die *Energiebilanz* beschreibt die weitere Energietransformation von Q in den Bodenwärmestrom B und in die Ströme fühlbarer und latenter Wärme L und V

$$Q + B + L + V = 0$$

c) Die *Wasserbilanz* beschreibt die weiteren Umsätze des Niederschlages P in Abfluß D , Evapotranspiration E und Speicherung S

$$P = D + E + S$$

Für die Größe vieler Terme ist die Beschaffenheit der Umsatzfläche von entscheidender Bedeutung, wie der Vergleich der Wasserbilanzen eines künstlichen, ausbetonierten Sees ($E + S = P$) und einer gewölbten Asphaltstraße ($D = P$) exemplarisch zeigt.

Infolge der Vielfalt seiner topographischen Strukturen mit Unterschieden in deren Wasserversorgung und Strahlungseigenschaften bildet der Siedlungsbereich, vom Dorf bis zur Großstadt, keineswegs ein einheitliches, homogenes Mikroklima aus, sondern ist als Mosaik verschiedener einzelner Mikroklimata aufzufassen.

Deshalb sollen zunächst die Grundzüge einiger natürlicher Mikroklimata dargelegt werden, die man in ähnlicher Form im Siedlungsbereich wiederfindet. Anschließend wird zu untersuchen sein, inwieweit trotz dieser Differenzierung durch Überwiegen einzelner Komponenten ein typisches *Siedlungsklima* entstehen kann.

2. Mikroklimatische Verhältnisse über natürlichen Oberflächen

2.1 Unbewachsener Boden

Bei gleichem Strahlungsinput ist die Nettostrahlung Q verschiedener Oberflächen vor allem von deren kurzwelligem Reflexionsvermögen, der Albedo a , abhängig ($a = R_k/GI$). Unbewachsene, schneefreie Böden besitzen unter allen natürlichen Flächen, mit Ausnahme einiger Felsarten, die größte Albedo. Ihre Nettostrahlung ist daher verhältnismäßig gering. Sie wird bei Trockenheit, wenn sich die Oberfläche aufhellt und wegen des Fehlens von Verdunstung stark erwärmt und deshalb verstärkt im langwelligen Bereich Strahlung abgibt, noch weiter verkleinert.

Der schwache Luftaustausch in Bodennähe führt zur Ausbildung großer Lufttemperaturgradienten in den untersten Zentimetern, die um Größenordnungen über denen der freien Atmosphäre ($\sim 0.5 \text{ K}/100 \text{ m}$) liegen können.

Aufgrund der molekularen Wärmeleitung wird Wärme auch in tiefere Bodenschichten transportiert. Die Eindringtiefe z_d der Tagesschwankung der Oberflächentemperatur T_o kann näherungsweise in Abhängigkeit von der Temperaturleitfähigkeit l des Bodens bestimmt werden (z_d in cm, l in $\text{cm}^2 \text{ sec}^{-1}$)

$$z_d = 764 \sqrt{l},$$

für die Eindringtiefe z_a der Jahresschwankung von T_o gilt

$$z_a = 19.1 z_d$$

So gilt z. B. für trockenen bzw. nassen Sandboden $z_d = 0.25$ bzw. 0.75 m , $z_a = 4.5$ bzw. 14.5 m .

Die Temperaturwelle im Boden ist gegen die an der Oberfläche in der Phase verzögert: Trockener Sandboden, Tagesmaximum an der Oberfläche um 12.30 Uhr, in 8 cm Tiefe um 17.30 Uhr. Beobachtungen der Jahresamplitude in einem schwach kiesigen Sandboden haben gezeigt, daß dort in 12 m Tiefe die »wärmste« Jahreszeit war, wenn die Winterkälte etwa 1 m eingedrungen war (HAUSMANN, 1950).

2.2 Wiesen, Rasenflächen

Steht eine Wiese 50 cm hoch, so liegt ihre äußere tätige Oberfläche, an der der Großteil der Energieumsätze stattfindet, in etwa 30 cm Höhe. Die Nettostrahlung dort ist größer als beim nackten Boden, was auf kleinere Albedo und infolge von Verdunstungskühlung verringerte langwellige Ausstrahlung zurückzuführen ist.

Da aber ein relativ großer Anteil von Q für die Verdunstung V aufgewendet wird, sind für Luft- und »Boden«wärmestrom L und B im Gras nur mehr verhältnismäßig geringe Energiemengen verfügbar. Das bedeutet für die Fauna in der bodennächsten Grasschicht, wo auch die abgestorbenen Gräser beigemischt sind, zusätzlich zum Strahlungsschutz durch Abschattung auch einen guten Wärmeschutz: Hier ist der in Bodennähe ohnehin geringe Luftaustausch noch weiter behindert, für molekulare Wärmetransporte aber ist Luft ein schlechter Leiter. Wegen der Wasserdampfanreicherung in Luftruhe liegt die relative Feuchte nahe der Sättigungsgrenze von 100 % (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Temperatur- und Feuchteverhältnisse in einer 50 cm hohen Wiese an Juninachmittagen (nach WATERHOUSE, 1950).

Schicht cm	Lufttemperatur °C	Rel. Feuchte %
50 – 25	24 – 25	46 – 47
25 – 10	26 – 26	47 – 55
10 – 0	17 – 18	90 – 100

Das winterliche Temperaturverhalten in jeweils 2.5 cm Meßhöhe zweier verschieden hoher Wiesen gibt Tabelle 2 wieder:

Tab. 2: Relativer winterlicher Temperaturverlauf in verschieden hohen Wiesen (nach NORMAN et al., 1957).

	Wiese, 2–3 cm	30–45 cm
mittl. Minimum	niedriger	höher
mittl. Maximum	höher	niedriger
mittl. Tagesmittel	niedriger	höher
Anzahl Frostnächte	62	36

Die oberen Blattorgane der hohen Wiese verminderten also durch Abschattung tagsüber die Einstrahlung in 2.5 cm, kompensierten aber mit ihrer »Gegenstrahlung« nachts einen Teil der langwelligen Ausstrahlung. Die kurze Wiese bot diesen nächtlichen Wärmeschutz des Bodens nicht, die Anzahl der dort gemessenen Frostnächte ($T_{\min} < 0^{\circ}\text{C}$) lag um 70 % höher.

Je kürzer der Rasen, desto geringer sind die Schutzeffekte; die Verhältnisse nähern sich denjenigen des unbewachsenen Bodens. So sind in der Luftschicht 2.5 bis 30 cm über kurzem Rasen zweijährige Junimittel (12–14 Uhr) des Temperaturgradienten von umgerechnet $-682\text{ K}/100\text{ m}$ gemessen worden, mehr als das 1300-fache des Gradienten der freien Atmosphäre (BEST, 1935).

2.3 Gartenbeet, Getreidefeld

Eine Sonderstellung nehmen Kulturen mit ausgesprochenem Periodenwachstum wie Gartenbeet und Getreidefeld ein. Im Laufe ihrer verhältnismäßig kurzen Wachstumsperiode wird ihre äußere tätige Oberfläche zunächst rasch angehoben, um nach der Ernte wieder mit dem Boden deckungsgleich zu sein.

Die folgenden Abbildungen zeigen exemplarisch den Temperaturverlauf in einem Löwenmaulbeet und in einem Winterroggenfeld, zunächst die Verhältnisse am Mittag (Abb. 1):

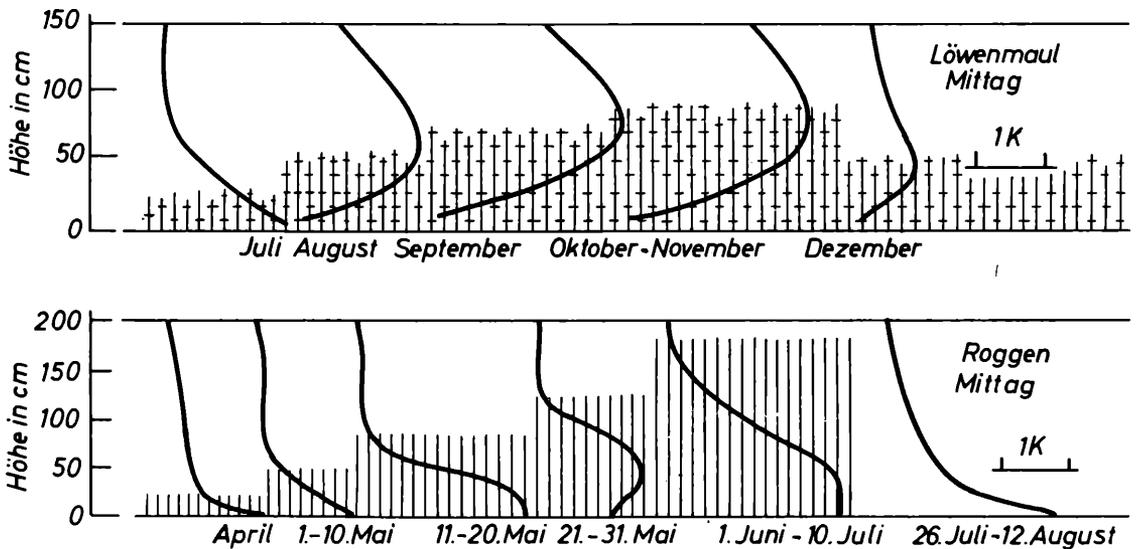


Abb. 1: Mittägliche Temperaturverhältnisse in heranwachsendem Löwenmaulbeet und Winterroggenfeld (aus GEIGER, 1961)

Löwenmaul: Im Juli sind die Pflanzen noch klein und stehen locker, das Temperaturprofil ist noch dem des nackten Bodens ähnlich. Mit zunehmendem Pflanzenschluß und Höhenwachstum wird die äußere tätige Oberfläche und mit ihr die Lage des Temperatur-

maximums bis knapp unterhalb der Bestandsoberfläche angehoben.

Winterroggen: Auch beim Roggen beobachtet man zunächst das Hochwandern der Zone größter Erwärmung. Da aber in diesen stark vertikal struk-

turierten Pflanzenverband Sonnenstrahlung und Wind (Austausch!) leicht eindringen können, bleibt diese Zone deutlich unterhalb der Bestandsoberfläche. Mit Reif- und Lichterwerden des Getreides ab

Juni sinkt das Maximum sogar wieder ab.

Auch die nächtlichen Temperaturverhältnisse zeigen Unterschiede (Abb. 2):

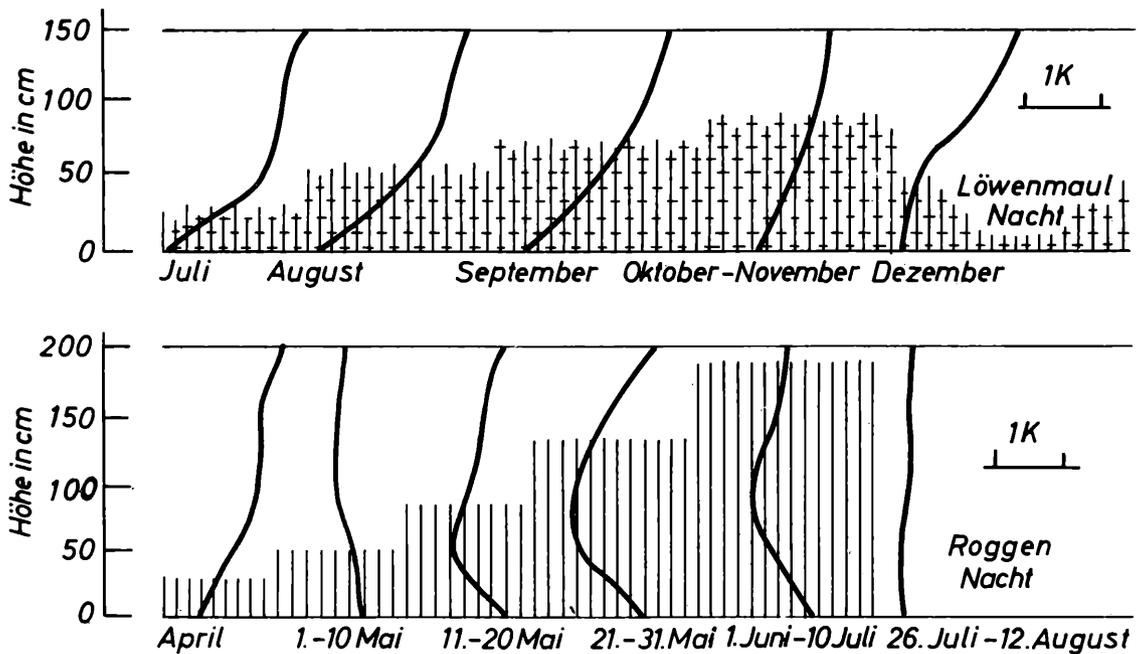


Abb. 2: Nächtliche Temperaturverhältnisse in heranwachsendem Löwenmaulbeet und Winterroggenfeld (aus GEIGER, 1961)

Löwenmaul: Nachts, wenn die Bestandsoberfläche infolge von Ausstrahlung abkühlt, kann die erkaltete Luft leicht an den nicht sehr eng stehenden Stielen bodenwärts abgleiten: Das nächtliche Temperaturminimum liegt stets an der Bodenoberfläche.

Getreide: Auch hier sinkt die an der Oberfläche des Bestandes produzierte Kaltluft ab. Die in Bodennähe aber dichter werdenden Halme verzögern aber dieses Abgleiten viel stärker als beim Löwenmaul, kurz vor dem Schnitt liegt das Minimum etwa 1 m über dem Boden.

Beide Pflanzengesellschaften bieten also der Tierwelt sowohl tagsüber als auch nachts sehr verschiedene thermische Bedingungen.

2.4 Wald

Am höchsten liegt die äußere tätige Oberfläche beim Wald, in geschlossenen Beständen ist sie im oberen Kronenraum anzusiedeln. Mit etwa 10–15 % hat Wald die geringste Albedo unter allen Vegetationsdecken (Satellitenaufnahmen zeigen Wald dunkel wie Meere). Hinzu kommt eine hohe Verdunstung im Kronenraum und damit entsprechende Kühlung der Oberfläche, so daß der Wald auch die höchste Nettostrahlung Q besitzt.

Etwa 70–80 % von Q werden für die Verdunstung aufgewendet, rund 10 % für Bodenwärmestrom (vom Kronenraum abwärts) und Erwärmung der Pflanzenmasse, die in diesem Fall als neues Glied in der Energiebilanz zu berücksichtigen ist.

Der vertikale Aufbau bedingt starke Änderungen der einzelnen meteorologischen Parameter innerhalb des Bestandes (Abb. 3, s. nächste Seite), woraus sich eine Fülle unterschiedlicher klimatischer Bedingungen in den verschiedenen Niveaus ergibt.

Im Vergleich zum Freiland sind Tages- und Jahreschwankung von Luft-, Boden- und Holztemperatur gedämpft, die relative Feuchte liegt bis zu 10 %

höher. Die bei Mensch und Tier zum Lungenraum gelangende Luft ist rascher gesättigt, die Atemwärmung dementsprechend klein.

2.5 Lachen, Tümpel, Weiher

Im Wasser gibt es im Unterschied zum festen Boden den um den Faktor 10^4 bis 10^5 gegenüber Wärmeleitung wirksameren Wärmetransport durch Massenaustausch. Auch gegenüber der kurzwelligen Strahlung verhält sich Wasser anders: Die Albedo ist gering, die Strahlung kann tief eindringen. Bei tiefstehender Sonne erlangt die dann auftretende *spiegelnde* Reflexion praktische Bedeutung als zusätzliche Strahlung für den ufernahen Bereich.

Je tiefer ein Gewässer ist, desto geringer wird die tägliche Schwankung seiner Oberflächentemperatur T_0 , da die vertikale Mächtigkeit der am täglichen Wärmeumsatz beteiligten Schichten größer wird. Dies gilt auch für die Jahresschwankung. Für die Kleingewässer mit Tiefen bis zu einigen Metern ist die Abnahme der täglichen Schwankung etwa umgekehrt proportional der 4. Wurzel aus der Tiefe.

Der Austausch im Wasser kann aber zeitweise auch ganz fehlen (bei Isothermie) oder durch den Besatz mit Pflanzen behindert werden.

Wasserpflanzen absorbieren auch die restliche kurzwellige Strahlung im Wasser und erwärmen sich daher über Wassertemperatur. Diese Übertemperaturen sind in der Regel nicht sehr groß (1–2 K), da die überschüssige Wärme rasch vom Wasser abtransportiert wird: Verlandende Zonen haben daher stets höhere Wassertemperaturen als der vegetationsfreie Bereich.

Dieses Temperaturverhalten der Kleingewässer, besonders ihrer Oberfläche, prägt auch die Charakteristik der darüberliegenden Luftschichten mit gedämpften Temperaturamplituden. Bei kleinen Gewässern sind aber die advektiven Einflüsse aus der

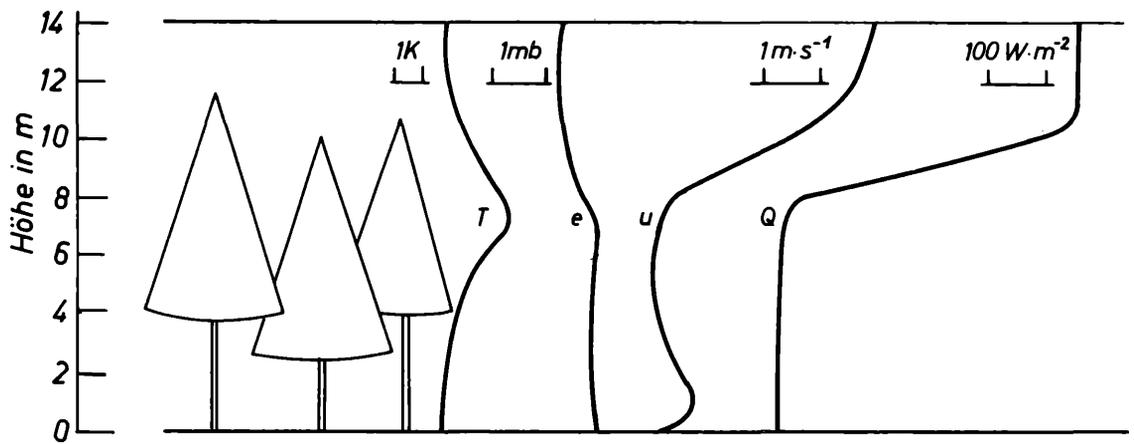


Abb. 3: Mittlere Vertikalprofile (heiterer Julitag, 1200 bis 1300 GMT) der Lufttemperatur T, des Dampfdrucks e, der Windgeschwindigkeit u und der Nettostrahlung Q in einem Fichten-Bestand (nach JARVIS et al., 1976)

Tab. 3: Mittlere jährliche Albedo, jährliche Nettostrahlung (nach BAUMGARTNER, 1965) sowie mittägliche Überwärmung gegen Lufttemperatur an einem sommerlichen Strahlungstag (nach LORENZ, 1967; 1973) für verschiedene Oberflächen.

	Albedo %	Nettostrahlung $W m^{-2}$	Überwärmung K
Wasser	6–20		3
Fichtenwald	15	80	5
Wiesen	25	60	8–11
Getreide			8–10
Ackerland	30	70	
umgepflühtes Feld			12–15
Naßstelle darin			7
unbewachsener Boden	35	45	22
Asphaltstraße			23
Flachdach (?)			25

Umgebung nicht zu vernachlässigen. Umgekehrt ist auch die Reichweite des Mikroklimas über Kleingewässern in die Umgebung gering: Die Steigerung der Luftfeuchte über dem angrenzenden Boden ist nicht auf die Verdunstung der Wasseroberfläche zurückzuführen – diese ist mittags sogar infolge niedrigerer Oberflächentemperaturen geringer als über dem umgebenden Land –, sondern auf die reichliche Wasserversorgung und starke Verdunstung der ufernahen Vegetation (GEIGER, 1961).

Schon die bisher kurz dargestellten Mikroklimata haben, ohne vollständig aufgeführt werden zu können, gezeigt, wie vielfältig unter natürlichen Verhältnissen die klimatischen Bedingungen sind (vgl. Übersicht von Strahlungseigenschaften und Temperaturverhalten in Tab. 3). Das Tier ist dabei bestrebt und aufgrund seiner Beweglichkeit meist auch in der Lage, das jeweils spezifisch günstigste Mikroklima aufzusuchen und sein Verhalten dessen Ablauf anzupassen.

Tab. 4: Einige Konstanten für den Wärme- und Strahlungshaushalt verschiedener Stoffe

(aus GRIGULL, 1963; van STRAATEN, 1967).

	Volumwärme $cal/cm^3 \cdot grd$	Wärmeleitfähigkeit $kcal/cm \cdot s \cdot grd$	Albedo %
Kiesbeton	0,46	3,1	35
Beton (dunkel gefärbt)			10
Asbestzement	0,32	1,6	25–40
Sandstein	0,37	4,0	
Ziegelstein	0,33	2,0	30
Asphalt	0,47	1,7	10
Dachziegel	0,42	2,0	23–30
Schiefer	0,53	4,5	10
Wasser (unbewegt)	1,0	1,4	6–20
Sandboden (trocken)	0,3	1,0	40
Sandboden (naß)	0,6	4,0	34
Lehmboden (15 % Wasser)	0,6	2,2	
Humus	0,5	3,0	

3. Mikroklimatische Verhältnisse über künstlichen Oberflächen

Die Spannweite der Albedowerte künstlicher Oberflächen, wie Ziegel, Beton, Stein, Asphalt u. ä. reicht mit 10 bis 40 % etwa soweit wie die natürlicher Oberflächen (vgl. Tabellen 3 und 4). Unter denselben Einstrahlungsbedingungen werden sie jedoch mangels Verdunstungskühlung wesentlich wärmer als pflanzenbedeckte Oberflächen. Ist ihre Wärmeleitfähigkeit hoch, so wird die Wärme von der Außenhaut des Baumaterials schnell ins Innere transportiert. Je kleiner die Volumwärme, desto weniger Wärme muß man dem Stoff zuführen, um seine Innentemperatur zu erhöhen, die nachts, nach Beendigung der Energiezufuhr, wieder freigesetzt werden kann.

Das bedeutet, daß bebaute Flächen in der Regel bei Tag und Nacht gegenüber der Umgebung Wärmequellen darstellen: Tagsüber durch den hohen Anteil der Nettostrahlung, der in fühlbare Wärme umgesetzt wird, nachts durch die langwellige Ausstrahlung der tagsüber aufgeheizten Materialien.

Die relative Feuchte $f = e/E$ über diesen Flächen müßte demnach niedriger als über Vegetationsdecken sein: Da das Niederschlagswasser rasch ab-

läuft und somit weniger verdunsten kann, ist der Partialdruck des Wasserdampfes e geringer, während der Sättigungsdampfdruck E als Funktion der Lufttemperatur höher liegt.

4. Mikroklimatische Verhältnisse im Siedlungsbereich

Wenn auf einem bestimmten Raum künstliche Flächen überwiegen, sollte auch deren Mikroklima dominieren. Städte bestehen in ihren statischen Elementen größtenteils aus künstlichen Oberflächen. Die Baustruktur ermöglicht das Eindringen der Zu- strahlung bis in die Höhe der Straßen. Man hat also mehrere Ebenen der äußeren tätigen Oberflächen, die der Straßen und Plätze und die »springende« Ebene der Dächer und Wände. Am Strahlungsumsatz sind also, in unterschiedlichem Ausmaß, alle

Oberflächen der Stadt beteiligt.

Gleichzeitig aber wird über Städten durch anthropogene Einflüsse, wie Industrie, Verkehr, Heizung u. ä. der Aerosolgehalt und damit die Trübung der Luft heraufgesetzt, die kurzwellige Einstrahlung also geschwächt, die langwellige Gegenstrahlung G verstärkt. Trotz der wegen der warmen Oberflächen ebenfalls erhöhten langwelligen Ausstrahlung A wird die effektive Ausstrahlung $A-G$ insgesamt verringert (vgl. Abb. 4). Durch die größere Trübung der Atmosphäre über einer Stadt werden die täglichen potentiellen Maxima der Lufttemperatur daher etwas reduziert. Die Minima dagegen liegen als Folge anthropogener Wärmezufuhr und wegen des nachts großen Bodenwärmestroms aus der Baumasse zu deren Oberfläche wesentlich höher als über dem Freiland (vgl. Abb. 5), die Temperaturschwankung in Städten ist also geringer.

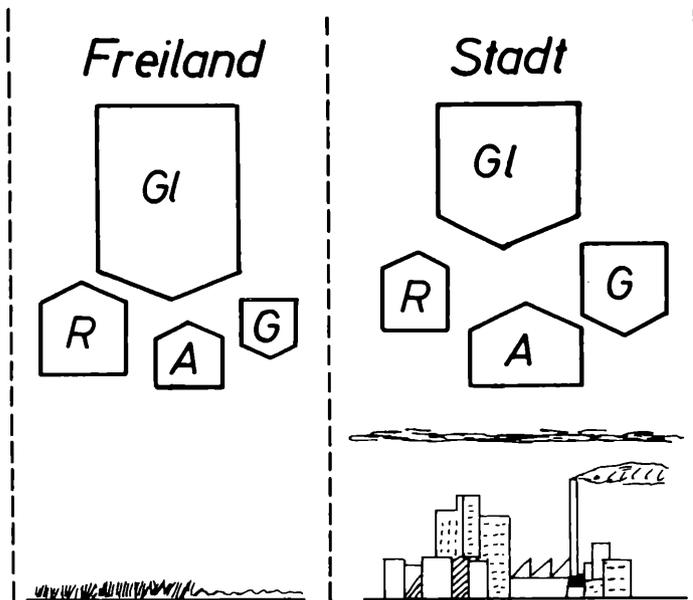


Abb. 4: Relative Größe der Glieder der Strahlungsbilanz über Freiland und Stadt (aus DERING, 1974)

Die aerodynamische Rauigkeit der Bebauung führt zu einer Windbremsung, so daß sich vor allem in Strahlungsnächten, wenn die Temperaturgegensätze zwischen Stadtzentrum und Umgebung groß sind, eine

eigene Zirkulation ausbilden kann (Abb. 5, s. S. 88). Die durchschnittlichen durch Urbanisation bedingten klimatischen Veränderungen aus Untersuchungen mehrerer Großstädte zeigt Tabelle 5.

Tab. 5: Durch Urbanisation bedingte durchschnittliche Änderungen verschiedener Klimaelemente im Vergleich zur ländlichen Umgebung (nach LANDSBERG, 1970).

Element	im Vergleich zur ländlichen Umgebung	Element	im Vergleich zur ländlichen Umgebung
Kondensationskerne	10 mal mehr	Strahlung	
Bewölkung		Globalstrahlung	15 bis 20 % weniger
Bedeckung	5 bis 10 % mehr	UV-Strahlung, Winter	30 % weniger
Nebel, Winter	100 % mehr	UV-Strahlung, Sommer	5 % weniger
Nebel, Sommer	30 % mehr	Sonnenscheindauer	5 bis 15 % weniger
Niederschlag		Lufttemperatur	
Summe	5 bis 10 % mehr	Jahresmittel	0,5 bis 1,0 °C mehr
Tage mit weniger als 5 mm	10 % mehr	mittl. Minimum, Winter	1 bis 2 °C mehr
Schneefall	5 % weniger	Windgeschwindigkeit	
Relative Feuchte		Jahresmittel	20 bis 30 % mehr
Winter	2 % weniger	Böigkeit	10 bis 20 % mehr
Sommer	8 % weniger	Windstille	5 bis 20 % weniger

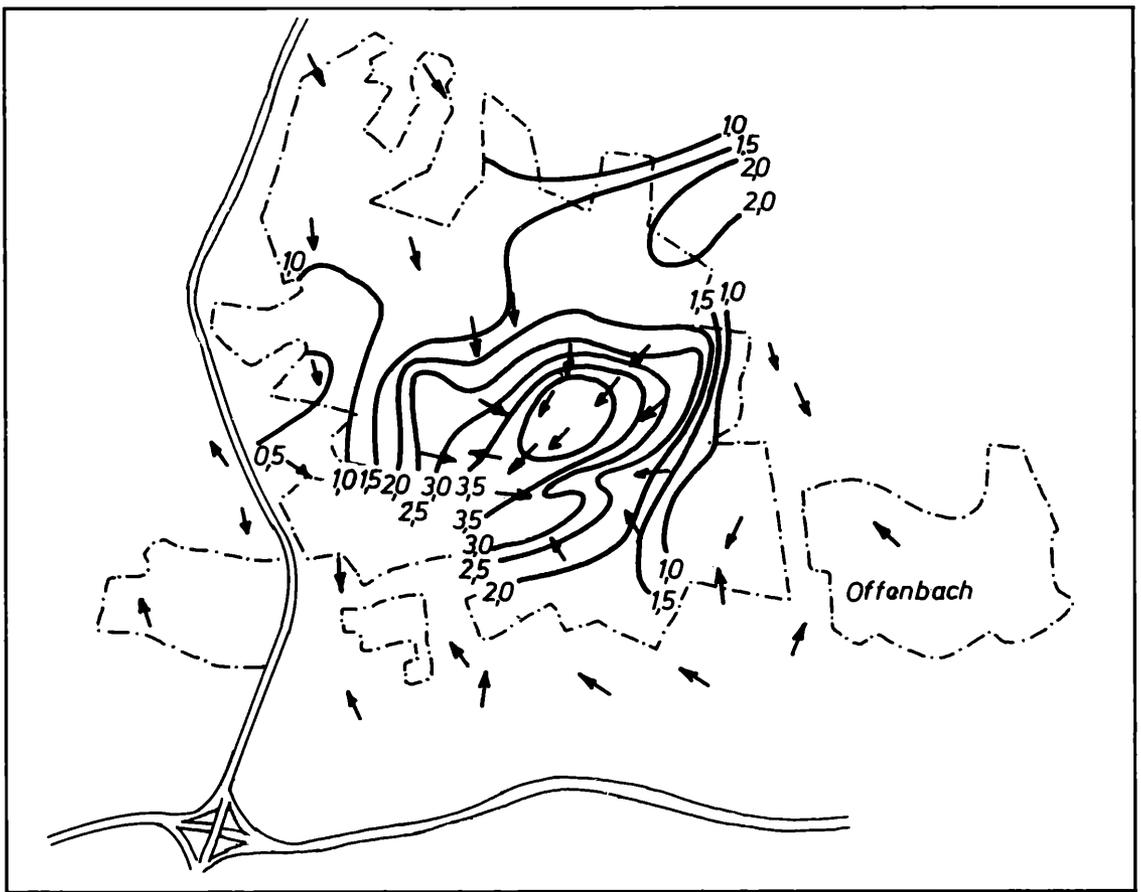


Abb. 5: Temperatur- und Windverteilung während einer klaren Nacht in Frankfurt (nach GEORGII, 1970)

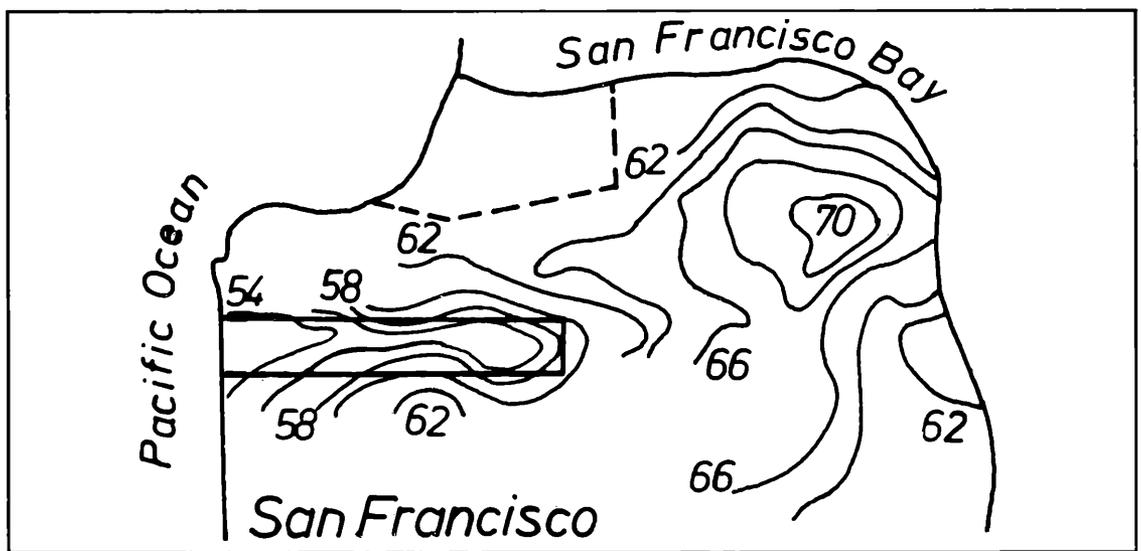


Abb. 6: Lufttemperaturen (in °Fahrenheit) in San Francisco, 26. März 1952, 11 Uhr (aus DUCKWORTH und SANDBERG, 1954); das eingezeichnete Rechteck stellt den Golden Gate Park dar.

Bisher waren mit »Siedlungsbereich« immer größere Städte angesprochen. Je kleiner die Bebauungsflächen sind, desto geringer werden die Unterschiede Siedlung – Freiland und desto schwieriger wird ihre meßtechnische Erfassung. In den Grundzügen aber wird der klimatische Einfluß auch kleinerer Städte ähnlich sein.

Nun besteht der Siedlungsbereich aber nicht gänzlich aus versiegelten künstlichen Flächen. Trotzdem

bildet sich ein mit zunehmender Größe und Einwohnerzahl der Siedlung deutlicher erkennbares Stadtklima aus. Das bedeutet aber nicht, daß die Gärten, Wiesen, Parks, Gewässern u. ä. zugeordneten Mikroklimata völlig verschwinden, sie sind vielmehr auf inselartige Vorkommen beschränkt. Dabei ist deren Einfluß auf die weitere Umgebung gering, wie das Beispiel des Golden Gate Park in San Franzisko zeigt (Abb. 6, s. nächste Seite).

Literatur

BAUMGARTNER, A. (1965):
Energetic bases for differential vaporization from forest and agricultural stands. In: Int. Symp. Forest Hydrol., Pergamon Press.

BEST, A. C. (1935):
Transfer of heat and momentum in the lowest layers of the atmosphere. Geophys. Mem. 65.

BRÜNDL, W. (1980):
Das Klima von München. Dipl.-Arbeit Univ. München.

DERING, CHR. (1974):
Vergleich von Stadt-, Freiland- und Waldklima anhand ausgesuchter Tage. Dipl.-Arbeit Univ. München.

DUCKWORTH, F. S., SANDBERG, S. (1954):
The effect of cities upon horizontal and vertical temperature gradients. AMS Bull. 35, 198–207.

GEIGER, R. (1961):
Das Klima der bodennahen Luftschicht. Fr. Vieweg u. Sohn, Braunschweig.

GEORGII, H. W. (1970):
The effects of air pollution on urban climates. WMO T. N. 108, 214–237.

GRIGULL, U. (1963):
Die Grundgesetze der Wärmeübertragung. Springer Verlag.

HAUSMANN, G. (1950):
Unperiodische Schwankungen der Erdbodentemperaturen in 1 bis 12 m Tiefe. Ztschr. f. Met. 4, 363–372.

JARVIS, P. G. et al. (1976):
Coniferous Forest. In: Monteith, J. L. (Ed.), 1976: Vegetation and Atmosphere, Vol. 2, Acad. Press.

LANDSBERG, H. E. (1970):
Climates and urban planning. WMO T. N. 108, 364–374.

LORENZ, D. (1967):
Mikrometeorologische Temperaturmessungen von Luftfahrzeugen aus. Ann. Met. NF 3.

LORENZ D. (1973):
Die radiometrische Messung der Boden- und Wasseroberflächentemperatur und ihre Anwendung insbesondere auf dem Gebiet der Meteorologie. Ztschr. f. Geophys. 39, 627–701.

NORMAN, J. T. et al. (1957):
Winter temperature in long and short grass. Met. Mag. 86, 148–152.

van STRAATEN, J. F. (1967):
Thermal Performance of Buildings. Elsevier Verlag.

WATERHOUSE, F. L. (1950):
Humidity and temperature in grass microclimates with reference to insolation. Nature London 166, 232–233.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Gerhard Enders
Lehrstuhl für Bioklimatologie und
Angewandte Meteorologie der Universität München
Amalienstraße 52
8000 München 40

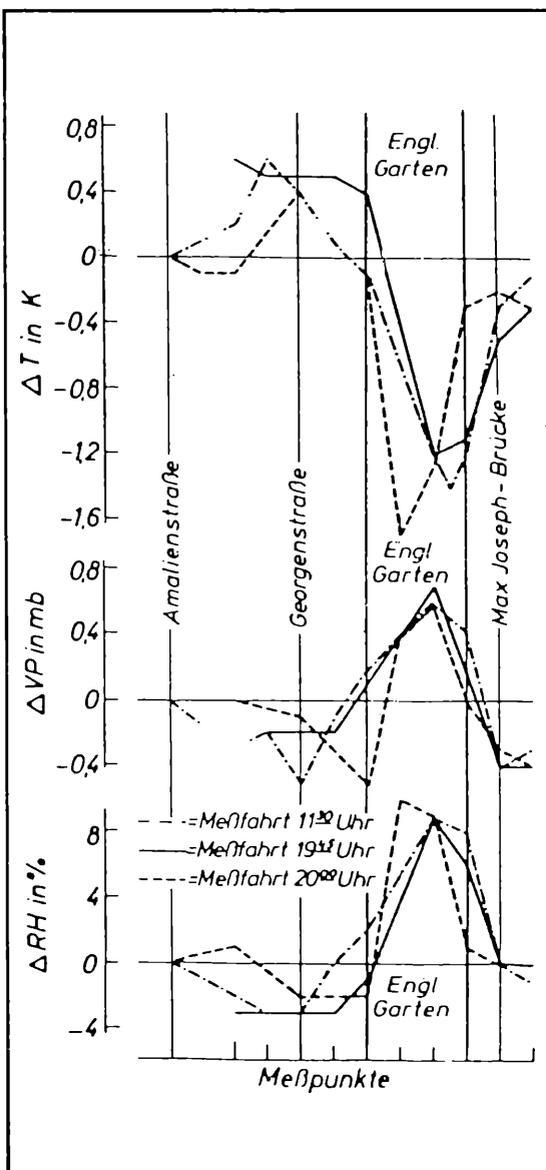


Abb. 7: Horizontalprofile von rel. Feuchte RH, Dampfdruck VP und Lufttemperatur T während verschiedener Meßfahrten durch München (aus BRÜNDL, 1980).

Dies zeigen auch Horizontalprofile von Lufttemperatur, rel. Feuchte und Dampfdruck durch die größte innerstädtische Grünzone Münchens, den Englischen Garten (Abb. 7, s. nächste Seite). Umgekehrt ist ihnen aber auch zu entnehmen, daß das Stadtklima als solches die einzelnen Mikroklimata nicht völlig überdeckt.

Dies ist auch mit ein Grund für die sogar in Großstädten zu beobachtende Artenvielfalt von Fauna und Flora; in großräumig ungünstigen Klimagebieten können Tiere und Pflanzen an mikroklimatisch begünstigten Stellen noch überleben.

Der Saatkrähenbestand in Bayern in den Jahren 1950–1979

Die Untersuchung wurde im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz durchgeführt

Christian Magerl

1. Einleitung

Die Saatkrähe (*Corvus frugilegus*) gehört zu der rund 100 Arten umfassenden Familie der Rabenvögel (*Corvidae*). In Bayern brüten neben der Saatkrähe noch sieben Arten aus dieser Familie (WÜST 1962).

Die der Saatkrähe am nächsten stehende Art ist in Bayern die Rabenkrähe (*Corvus corone corone*), mit der sie von Laien oft verwechselt wird. Diese Verwechslung führt nicht selten dazu, daß Schäden, die von der Rabenkrähe verursacht werden, der Saatkrähe angelastet werden. Die wesentlichen Unterschiede zwischen beiden Arten hat WÜST (1951) zusammengestellt.

Die Saatkrähe ist die einzige unserer einheimischen Krähen, die fast ausschließlich Koloniebrüter ist. Nur ausnahmsweise brüdet sie einzeln. Die Kolonien umfassen oft mehrere hundert Brutpaare. Die Nester werden zumeist in hohen Bäumen angelegt. Regional verschieden werden unterschiedliche Baumarten bevorzugt. Bei der Habitatwahl ist die Saatkrähe nicht allzu wählerisch. Sie brüdet nach VOOUS (1962) bevorzugt in weiten, grasbestandenen Flußtäälern mit Wiesen und Auenwäldern aus hohen

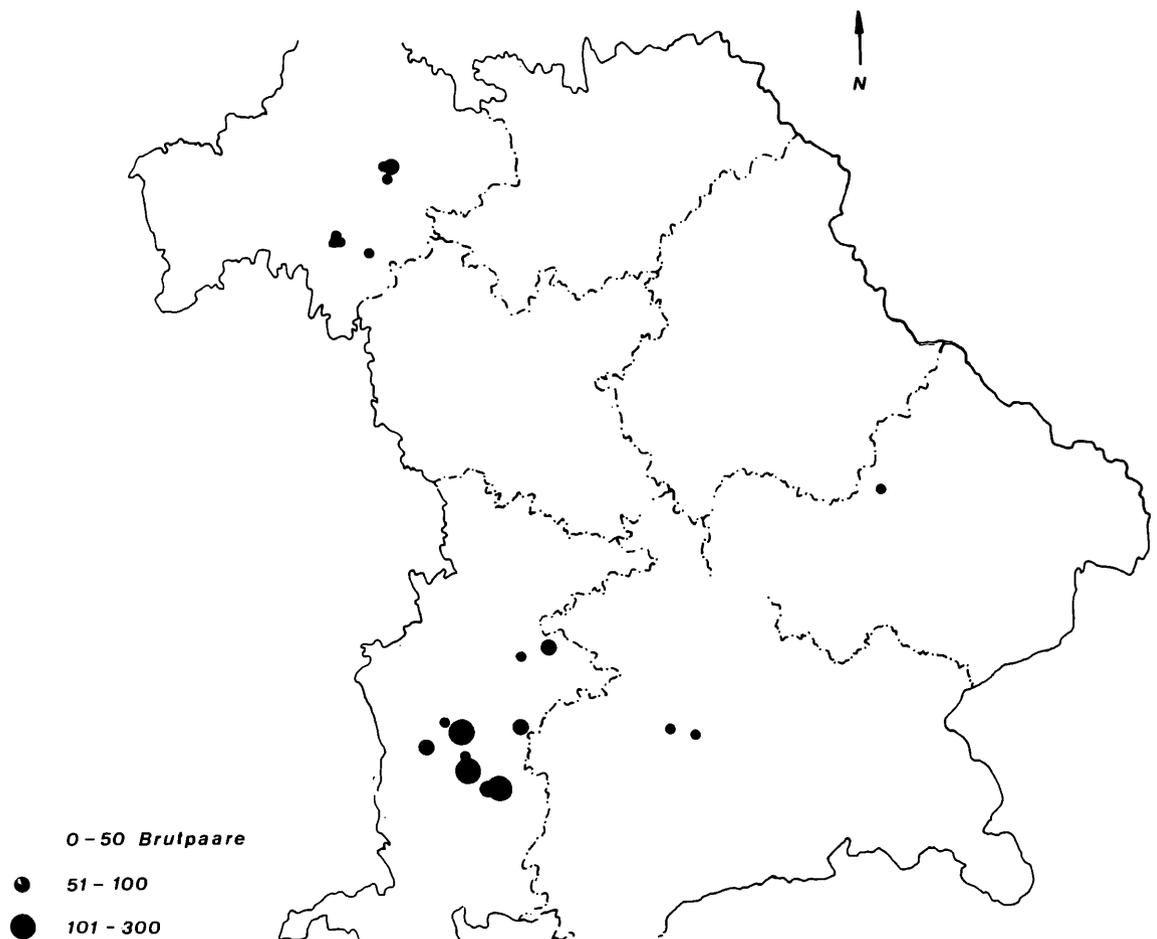
Pappeln und Weiden. Aber auch Waldränder, Waldsteppen, kleinere Gehölze, Parklandschaften und Feldgehölze in vollständig kultiviertem Land werden besiedelt. Selbst in größeren Städten brüdet die Saatkrähe seit einigen Jahren regelmäßig (WÜST 1950). Zwischen den Nist- und den Nahrungsplätzen bestehen z. T. erhebliche Entfernungen.

Die Saatkrähe, die in großen Teilen Europas und Asiens brüdet (detaillierte Angaben bei COOMBS 1978, DEMENT'EV 1954, VOOUS 1962) ist ein Teilzieher. Die asiatischen Saatkrähen überwintern zum großen Teil in Deutschland, Frankreich und England in Scharen von vielen tausend Exemplaren. Auch in Bayern überwintern alljährlich in günstigen Gegenden zehntausende von Saatkrähen. So befindet sich in der Nähe von Freising ein Schlafplatz, an dem im Winter immer zwischen 10 000–20 000 Saatkrähen nächtigen, die sich tagsüber in den nahegelegenen Moosgebieten zur Nahrungssuche aufhalten. (MAGERL unpubl.).

Die natürlichen Feinde wie Wanderfalke (*Falco peregrinus*) und Habicht (*Accipiter gentilis*) spielen heute kaum noch eine Rolle. Der einzige wichtige Predator der Saatkrähe ist heute der Mensch (Abschuß und Vergiftungsaktionen). Derartige Nachstellungen haben in weiten Teilen des Brutareals zu

Abb. 1: Verbreitungskarte. Maßstab 1:1 500 000

Verteilung der Saatkrähenkolonien in Bayern 1975



drastischen Abnahmen der Populationen geführt. Mit der Bestandsentwicklung der Saatkrähe in Deutschland oder in den einzelnen Bundesländern haben sich schon verschiedene Autoren auseinandergesetzt (RÖRIG 1900a, PFEIFER & KEIL 1956 für Deutschland bzw. Bundesrepublik Deutschland; EBER 1966 für Nordrhein-Westfalen; MEUNIER 1963 für Schleswig-Holstein; HÖLZINGER 1975 für Baden-Württemberg).

Verschiedentlich ist auch schon auf den z. T. drastischen Rückgang der Saatkrähe hingewiesen worden (EBER 1966; HÖLZINGER 1975). Vergleicht man die für ganz Deutschland in den damaligen Grenzen durchgeführte Bestandsaufnahme von RÖRIG aus dem Jahre 1898 (RÖRIG 1900 a) mit der von PFEIFER & KEIL in den Jahren 1952 – 1955 durchgeführten Erhebungen (PFEIFER & KEIL 1956) für die Bundesrepublik Deutschland und der Zählung von 1960 für die DDR (MANSFELD 1965), so ergibt sich ein Rückgang von ca. 80 %.

Für Bayern wurden 1898 (RÖRIG 1900) noch 10425 besetzte Horste ermittelt. Für 1955 werden von WÜST in PFEIFER & KEIL (1956) nur noch 600 Brutpaare angegeben (Rückgang um 94,2 %!)

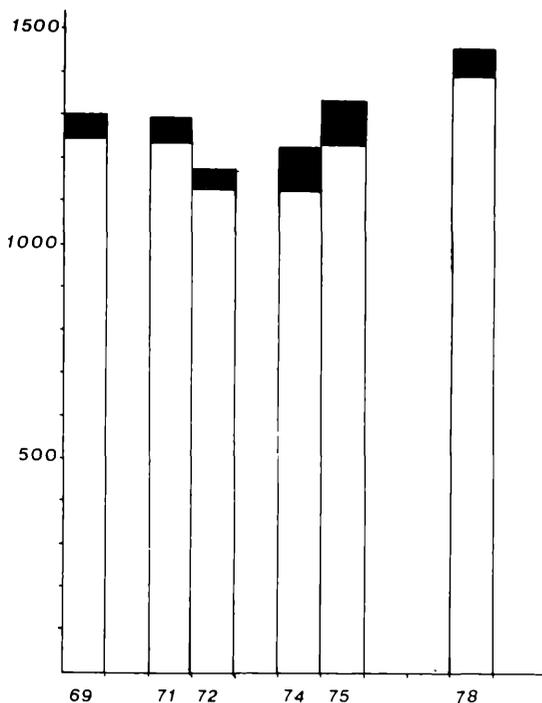


Abb. 2: Bestandsentwicklung der Saatkrähe (*Corvus frugilegus*) in Bayern in den Jahren 1969–1978. Unterkante des schwarzen Feldes: Mindestbestand – Oberkante: Maximalbestand.

2. Die Bestandsentwicklung in Bayern in den Jahren 1950–1979

2.1 Material und Methoden

Die im folgenden dargestellten Daten stammen im wesentlichen aus der Literatur. Soweit möglich wurden auch unpublizierte Daten herangezogen. Folgenden Ornithologen möchte ich an dieser Stelle für die Überlassung von Material Dank sagen: H. Bandorf, H. Farkaschovsky, F. Heiser, E. Götz, M. Jalowitschar, F. Melchior, Dr. H. Reichholf-Riehm, C. Sandler, W. Schubert, Dr. J. Strehlow, Dr. W. Wüst. Den Herren Dr. E. Bezzel, G. Nitsche und Dr. J. Reichholf danke ich für die Hilfe bei der Literaturbeschaffung und für Literaturhinweise.

Sämtliches Material war außerordentlich heterogen, fast keine Kolonie ist während des gesamten Zeitraumes durchgehend bearbeitet worden. Die über

einen längeren Zeitraum bearbeiteten Kolonien zeigen teilweise große Bestandsschwankungen in beide Richtungen. Die Beispiele von Tabelle 1 mögen dies verdeutlichen.

Tab. 1: Bestandsentwicklung einiger bayerischer Saatkrähenkolonien (Daten von SCHUBERT und STEINBACHER)

Jahr	Brutpaare pro Kolonie	
	Mörzen/ Kirchheim	Frundsbergburg/ Mindelheim
1963	30	100
1966	50–60	80–90
1968	126	182
1971	50	286
1972	48	264
1974	–	243

Der Hauptgrund für diese Bestandsschwankungen dürfte der unterschiedliche Jagddruck bei den einzelnen Kolonien sein. Wird eine Kolonie stark bejagt, so wandern Paare ab, die Kolonie nimmt ab oder erlischt ganz. Die abgewanderten Paare gründen dann unter Umständen neue Kolonien oder verstärken bestehende. Aus diesen Gründen war es nicht möglich, einen genauen Überblick zu gewinnen.

2.2 Daten aus den einzelnen Regierungsbezirken Bayerns

In den Regierungsbezirken Mittel- und Oberfranken sowie der Oberpfalz wurden im Untersuchungszeitraum keine brütenden Saatkrähen gemeldet.

2.2.1 Regierungsbezirk Unterfranken

Brutkolonien befinden sich in Würzburg, Schweinfurt und in Kitzingen (bis 1978).

Tab. 2: Bestandsentwicklung der Saatkrähenkolonien in Unterfranken

Jahr	Anzahl der Brutpaare und genaue Lage
1949	11 Nester in den Ringanlagen/Hauptbahnhof 6 Nester in den Ringanlagen/Neue Universität, Würzburg
1951	Erfolgreiche Vertreibung der Saatkrähe,
1952	wegen angeblicher Belästigung der Anwohner
1953	Ca. 75 Brutpaare auf der Maininsel/Löwenbrücke, Würzburg 2 Brutpaare in der Jahnstraße/Ringpark
1954	15 Paare in der Jahnstraße, die Ende April entfernt wurden, Würzburg
1957	2 Einzelnester an der Sanderglacisstraße/Ringpark, Würzburg
1967	Schweinfurt: 1 Kolonie mit 7 und eine mit 11 BP
1968	Schweinfurt: 3 Kolonien mit 15, 5 und 1 BP
1969	Schweinfurt: 3 Kolonien mit 19, 14 und 9 BP
1970	Schweinfurt: 3 Kolonien mit 24, 33 und ? BP
1971	Schweinfurt: 3 Kolonien mit 34, 22 und ? BP
1972	Schweinfurt: 3 Kolonien mit 49, ? und 7 BP
1973	Schweinfurt: 3 Kolonien mit 68, 19 und 15 BP
1974	Schweinfurt: 3 Kolonien mit 93, 18 und 19 BP
1975	Schweinfurt: 3 Kolonien mit 89, 22 und ? BP
1976	Schweinfurt: 4 Kolonien mit 79, 13, 17 u. 5 BP
1977	Schweinfurt: 4 Kolonien mit 63, 32, 29 u. 5 BP
1978	Schweinfurt: 3 Kolonien mit 62, 48 und 19 BP Kitzingen: 1 Kolonie mit 8 BP
1979	Schweinfurt: 3 Kolonien mit 41, 56 und 11 BP Würzburg: 4 Kolonien mit 20, 12, 10 und 8 BP

In Würzburg brüteten nach Angaben von GÖTZ (schriftl.) auch in den vorangegangenen Jahren

ständig 40–50 Paare. 1954 haben Saatkrähen in Wülfershausen an der Saale gebrütet. Die Zahl der Brutpaare wird in der Literatur nicht erwähnt. Die Daten von 1949–1957 stammen von BRUNS (1953; 1959) und ROSENBERGER (1954; 1959). die neueren Würzburger Daten stammen von GÖTZ (schriftl.), die Schweinfurter und Kitzinger Daten von BANDORF (schriftl.).

2.2.2 Regierungsbezirk Niederbayern

Die momentane Situation wurde von MELCHIOR (1979) ausführlich geschildert.

Tab. 3: Bestandsentwicklung der Saatkrähenkolonien in Niederbayern

Jahr	Anzahl der Brutpaare und genaue Lage der Kolonien
1969	50 Horste in der Isarmündung (SCHUBERT 1970). Gegenwärtig befindet sich im Isarmündungsgebiet keine Kolonie mehr (OERTEL in MELCHIOR 1979).
1975	7 Paare in Straubing/Stadtgraben
1976	11 Paare in Straubing/Stadtgraben 5 Paare in Straubing/Obere Bachstraße
1977	12 Paare in Straubing/Stadtgraben 20 Paare in Straubing/Obere Bachstraße 6 Paare in Straubing/Redlbacher Keller 4 Paare in Straubing/Heerstraße 2 Paare in Straubing/Neumeier Keller
1978	4 Paare in Straubing/Schildhauerstraße 3 Paare in Straubing/Ehrenmal 2 Paare in Straubing/JVA 11 Paare in Straubing/Vogelau
1979	2 Paare in Straubing/JVA 20–25 Paare in Straubing/Vogelau

Der Rückgang von 44 Brutpaaren im Stadtgebiet von Straubing im Jahre 1977 auf nur noch 2 Paare im Jahre 1979 ist auf eine große Vertreibungsaktion durch das Amt für Öffentliche Ordnung zurückzuführen. Die Saatkrähen wurden durch Schreckschüsse vertrieben, ihre Nester durch die Feuerwehr entfernt. Zu der Aktion war es gekommen, weil sich Anwohner durch den Lärm und den Dreck der Saatkrähenkolonien belästigt fühlten. Alle Straubinger Daten bei MELCHIOR (1975; 1979). Weitere Kolonien konnten nicht ermittelt werden.

2.2.3 Regierungsbezirk Oberbayern

Kolonien wurden nur aus München und der näheren Umgebung von München bekannt.

Tab. 4: Bestandsentwicklung der Saatkrähenkolonien in Oberbayern

Jahr	Anzahl der Brutpaare u. genaue Lage der Kolonien
1949	15 Paare München Tierpark Hellabrunn (LAUBMANN 1951).
1963	100 Paare bei Puchheim (STEINBACHER 1964)
1965	10 Paare München-Solln (WÜST, mündl.)

Tab. 4: Fortsetzung

Jahr	Anzahl der Brutpaare u. genaue Lage der Kolonien
1966	15 Paare München-Solln (WÜST, mündl.)
1967	42 Paare München-Hasenberg (SCHUBERT 1970) 17 Paare Gilching-Argelsried (SCHUBERT, schriftl.)
1968	68 Paare München-Hasenberg (SCHUBERT 1970)
1969	105 Paare München-Hasenberg (SCHUBERT 1970)
1972	30–50 Paare seit mindestens 1972 am Bahnhof
1979	München-Neubiberg (JALOWITSCHAR, mündl.)
1979	10 Paare München-Solln (WÜST, mündl.) Ca. 80–100 Paare Gilching-Argelsried (Aussage von Anwohnern)

Es existieren also in Oberbayern 2 relativ konstante Kolonien: München-Solln und München-Neubiberg.

2.2.4 Regierungsbezirk Schwaben

Über die Saatkrähen Schwabens hat STEINBACHER mehrfach ausführlich über die Bestände und deren Entwicklung publiziert (1964 a und b; 1966; 1973; 1974; 1975; 1977). Die Bestandsentwicklung der einzelnen Kolonien ist in Tabelle 5 dargestellt.

Demnach zeichnet sich für Schwaben folgendes Bild ab:

Tab. 5: Bestandsentwicklung der Saatkrähenpopulation von Schwaben

Jahr	Anzahl der Kolonien	Gesamtbrutstand in Schwaben
1963	17	711–760 Paare. Zusätzlich sollen nach Angaben unsicherer Gewährsleute noch weitere 500–600 Paare gebrütet haben. Nach vorsichtiger Schätzung STEINBACHERS (1964 a) haben 1963 ca. 1000 Paare gebrütet.
1964	11	550 Paare, die nach STEINBACHER (1964 b) allerdings nur einen Teil des schwäbischen Gesamtbestandes darstellen.
1966	17	691–756 Paare (STEINBACHER 1966).
1969	9	1003–1043 Paare (STEINBACHER 1970)
1971	13	1136–1166 Paare (STEINBACHER 1973)
1972	13	995–1025 Paare (STEINBACHER 1973)
1974	13	938–1000 Paare (STEINBACHER 1974)
1975	10	1043–1098 Paare (STEINBACHER 1975)
1978	?	Ca. 1070–1100 Paare (STEINBACHER in MELCHIOR 1979)

Obwohl hier ziemlich genaue Untersuchungen vorliegen, war der Erfassungsgrad in den einzelnen Jahren recht unterschiedlich. Leider werden in der Literatur keine Angaben über den Grad der Erfassung der einzelnen Jahre gemacht.

Die Daten in den Tabellen 5 und 6 stammen mit Ausnahme derjenigen von 1967 und 1968 (SCHUBERT 1969) und 1979 (FARKASCHOVSKY schriftl.) sowie der Kolonie Klosterbeuren-Babenhäuser (SANDLER mündl.) alle von STEINBACHER.

Ein Trend zu Ab- oder Zunahme war nicht zu erkennen. Der schwäbische Bestand scheint in den letzten Jahren konstant geblieben zu sein.

Tab. 6: Bestandsentwicklung der Saatkrähenkolonien in Schwaben

Kolonie	1951	1953	1954	1955	1956	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1966	1967	1968
Allesrain (1)														
Anwalting (2)														
Augsburg (3)	30			35	30-40	3-4				11		9		
Betzgau (4)														
Binswangen (5)												80-90		
Bronnenlohe (6)										40				
Buchloe (7)						40				30-35		30-35		
Bühl/Ries (8)											25-30			100
Dillingen (9)										20-25				
Donauwörth (10)	50		15	60			35			10				
Epfenhausen (11)									20	30-35		30-35		
Frundsbergburg (12)			100							100		80-90	104	182
Gablingen (13)														
Heissesheim (14)							12	12						
Illerbeuren (15)									30	10		10		
Inningen (16)								35	30	35-40	30-40	40-50		
Ketterschwang (17)														
Klosterbeuren-Babenhausen (18)														
Königsbrunn (19)				100	100					150				
Krugzell (20)														
Lager Lechfeld (21)												100		
Lauingen (22)							20-30	20-30						
Legau (23)									250	80		30	150	
Lohof (24)														
Maria Steinbach (25)												15		
Marktoffingen (26)														
Mindelzell (27)														
Mörgen (28)							30		40	30		50-60		126
Mühlhausen (29)										35	90	110		
Nassenbeuren (30)														
Marienhöhe/Nördlingen (31)	12-15	12-15												
Pfaffenhausen (32)						40	40							
Schlingen/Stausee (33)														
Schwabstadel (34)														
Spöck (35)												25		
Tiefenried (36)									40	50-60		30-40		30-40
Türkheim (37)						40				30				
Ungerhausen (38)														
Wehringen (39)										50-60		40-50		
Wertach-Auwald (40)									55					
Wörleschwang (41)							30							
Summe der Kolonien	3	1	2	3	2	4	6	3	7	16	3	16	2	4
Summe der Brutpaare	92-95	12-15	115	195	130-140	123-124	167-177	67-77	465	711-760	145-160	691-756	254	438-448

Weitere Kolonien wurden im Untersuchungszeitraum nicht bekannt.

Anmerkung: Für 1964 gibt STEINBACHER (1964 b) nur bei 3 Kolonien genaue Angaben über die Bestandsgröße. Deshalb sind in Tabelle 6 auch nur diese 3 Kolonien mit 145-160 Brutpaaren angegeben. STEINBACHER (l. c.) gibt in seiner Arbeit als Gesamtbestand (geschätzt) ca. 550 Paare in 11 Kolonien an.

2.3 Gesamtsituation in Bayern

An Hand des vorliegenden Materials läßt sich die Bestandsentwicklung der Saatkrähe nur unvollständig aufzeigen. Die Daten vor 1960 sind für den Regierungsbezirk Schwaben leider zu unvollständig, für die anderen Regierungsbezirke liegen nur sehr wenige aktuelle Daten vor.

Der Bestand war während der letzten 10 Jahre offensichtlich stabil. Die Schwankungen sind erklärbar durch den unterschiedlichen Erfassungsgrad in den einzelnen Jahren und durch normale Bestandschwankungen, wie sie bei jeder Art auftreten (bedingt durch unterschiedliche Wetterbedingungen in

Tab. 7: Bestandsentwicklung der Saatkrähe in Bayern

Jahr	Anzahl der Brutpaare
1969	1250-1300
1971	1242-1282
1972	1131-1171
1974	1148-1240
1975	1250-1335
1978	1407-1467

den einzelnen Jahren, unterschiedliches Nahrungsangebot etc.).

1969	1971	1972	1974	1975	1977	1978	1979
	15 75	26 45	75	80	90 1		
	15						
100	70	70					
249	286	264	243 12	235 30-35			
70-80	30 250	30 250	200-210	250-260			
70-100	70-100	70-100	70-100	70-100	70-100	70-100	70-100
100	65	30	40	78-83	60		20
	45	34	30-35	45-50			
141 100	50	48		50			
	40						
	40	52 20	60-70 12	65			
71 102	85	56	80-85 10 10-12 30	140			
9	14	13	13	10	4	?	2
1003- 1043	1136- 1166	995- 1025	938- 1000	1043- 1098	221- 251	1070- 1100	90- 120

Bemerkenswert ist, daß nur ein kleiner Prozentsatz der Kolonien länger als 10 Jahre existiert. Dies dürfte zum großen Teil auf Störungen durch den Menschen zurückzuführen sein.

3. Diskussion

Der Bestand der Saatkrähe war in Bayern in den letzten Jahren offensichtlich stabil. Diese Feststellung muß allerdings vorsichtig interpretiert werden, da zum einen der Erfassungsgrad in verschiedenen Jahren sehr unterschiedlich war. Zum anderen ist die Beobachterdichte in den letzten Jahren ständig gewachsen. Diese Zunahme an Ornithologen und entsprechenden Arbeitsgemeinschaften hat selbstverständlich eine Verbesserung des Erfassungsgrades

bei ornithologischen Bestandsaufnahmen gebracht. Dies sollte normalerweise eine Bestandszunahme erbringen.

Obwohl der Bestand in den letzten 10 Jahren wahrscheinlich konstant war, gehört die Saatkrähe zu den gefährdeten Tierarten Bayerns. Sie ist deshalb auch in der »Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern« (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1976) in der Kategorie gefährdet 2 a aufgeführt. Als Kriterium für die Einstufung als gefährdet 2 a wird angeführt: Bestandsentwicklung in den letzten 20 Jahren rückläufig; Bestandsgröße jedoch nicht kritisch; regional bereits verschwunden. Die Einstufung ist insbesondere wegen des letzten Punktes zu recht erfolgt und besitzt auch heute noch volle Gültigkeit. Trotzdem wird die Saatkrähe im Gesetz zum Schutz der wildwachsenden Pflanzen und der nichtjagdbaren wildlebenden Tiere (Naturschutz-Ergänzungsgesetz) vom 29. Juni 1962 im Artikel 10 aufgeführt. Das bedeutet, daß der Saatkrähe ganzjährig nachgestellt werden darf. Nicht einmal während der Brutzeit genießt die Saatkrähe Schutz: Es dürfen ihre Eier gesammelt werden, ja selbst Abschluß sowohl der Alt- als auch Jungvögel von den Nestern ist erlaubt und wurde und wird von Jägern praktiziert. In Absatz 4 des gleichen Artikels heißt es: Die oberste Naturschutzbehörde kann durch Rechtsverordnung die in Abs. 1 genannten Vogelarten dem vollen Schutz des Art. 9 unterstellen, wenn das zu deren Erhaltung notwendig ist. Diese Rechtsverordnung zum vollkommenen Schutz der Saatkrähe sollte baldmöglichst erlassen werden.

4. Einige Bemerkungen zur landwirtschaftlichen Bedeutung der Saatkrähe

Der Rückgang der Saatkrähe auf den heutigen geringen Bestand ist das Resultat einer übermäßigen Verfolgung durch den Menschen. Diese Verfolgung wurde und wird im wesentlichen mit der Behauptung begründet, die Saatkrähe sei ein landwirtschaftlicher Schädling. Da die Bestandsentwicklung der Saatkrähe sehr eng mit den Folgen dieser Behauptung verknüpft ist, soll an dieser Stelle überprüft werden, ob die Behauptung stimmt oder nicht. Auch der Erlaß einer Rechtsverordnung zum vollkommenen Schutz der Saatkrähe dürfte davon abhängen, ob die Saatkrähe ein Schädling ist oder nicht.

4.1 Ergebnisse

Die Saatkrähe ist eine typische omnivore Vogelart, d. h. sie ernährt sich sowohl von tierischem als auch pflanzlichem Material. Eine große Übersicht über die Ernährung der Saatkrähe liefert RÖRIG (1900 b). Im Zeitraum vom 19. 11. 1896 - 12. 11. 1899 wurden die Mägen von 1523 Saatkrähen aus allen Teilen des damaligen Deutschlands untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind auch teilweise heute noch von Bedeutung. Sie sind in den Tabellen 7 und 8 dargestellt. Anzumerken ist, daß die Landwirtschaft heute andere Produkte anbaut als damals. So erscheint der Mais in keiner der Tabellen RÖRIGS. Roggen wird heute fast kaum noch angebaut. Andere Untersuchungen (VERTSE 1943 in Ungarn) haben allerdings ähnliche Ergebnisse gebracht.

RÖRIG (1900 b) errechnete aus diesen Ergebnissen den Schaden, der der Landwirtschaft durch gefressenes Getreide entstand und stellte diesem den Nutzen gegenüber, der durch die Vertilgung von schädlichen Insekten und Mäusen entstand. Das Ergebnis war, daß die Saatkrähe als nützlicher Vogel einzustufen ist. Zu ähnlichen Befunden kommt auch VERTSE (1943) für Ungarn.

Tab. 8: Nahrungsspektrum der Saatkrähe (nach RÖRIG 1900 b)

Art der Nahrung	g	%	Zahl der Krähen	Prozent aller Krähen
Gesamtgewicht der Nahrung von 1523 Saatkrähen	12706,0	100,0	—	—
Steine	3507,5	27,6	1165	76,5
Pflanzenteile	5963,5	46,9	—	—
Weizen - gekeimt	200,5	1,6	40	2,6
Weizen - ungekeimt	503,5	4,0	110	7,2
Roggen - gekeimt	81,5	0,6	18	1,2
Roggen - ungekeimt	132,0	1,0	35	2,3
Hafer	1099,5	8,6	250	16,4
Gerste	801	6,3	214	14,1
Grünes	472,5	3,7	—	—
Ähren	46,0	0,4	18	1,2
Diverses	1131,0	8,9	—	—
Pferdemist	1255,5	9,9	—	—
Tierische Stoffe	3235,0	25,5	—	—
Mäuse	135,5	1,1	35	2,3
Insekten	2801,5	22,0	832	54,6
Fleisch	226,5	1,8	46	3,0
Diverses	71,5	0,6	—	—

Tab. 9: Abhängigkeit der Ernährung der Saatkrähe von der Jahreszeit

Zeitraum	13. 11. – 2. 3.	3. 3. – 1. 7.	2. 7. – 29. 8.	29. 8. – 12. 11.
Zahl der Krähen	145	1204	59	115
Gesamtgewicht der Nahrung pro Periode (g)	1907,5	9011,0	503,0	1284,5
(Alle weiteren Angaben in % des Gesamtgew.)				
Pflanzenteile	54,4	45,0	44,0	56,8
Weizen - gekeimt	1,0	0,2	1,2	12,6
Weizen - ungekeimt	9,3	1,0	7,4	15,8
Roggen - gekeimt	—	—	9,8	2,6
Roggen - ungekeimt	0,8	1,1	—	1,6
Hafer	3,3	11,0	3,5	2,0
Gerste	3,3	7,2	6,2	4,7
andere Sämereien	1,2	2,3	1,5	0,2
Grünes	0,7	4,6	6,5	0,4
Ähren	0,7	0,2	1,6	0,3
Diverses	9,7	8,2	6,3	13,9
Pferdemist	20,4	9,2	29,1	2,7
Tierreste	11,3	30,2	29,1	11,4
Mäuse	1,8	0,6	3,6	2,2
Insekten	6,4	27,2	21,6	9,2
Fleisch	3,0	1,8	1,3	—
Diverses	0,1	0,6	2,6	—
Steine	38,3	24,8	26,9	31,8

Kritik an diesen Untersuchungen übt MEUNIER (1963). Er schreibt: »Die Magenuntersuchungen stellen gewöhnlich den Anteil nützlicher, schädlicher und indifferenter Bestandteile fest, um aus dieser scheinbar exakten Gegenüberstellung ein Urteil über das Nutzen/Schadenverhältnis in der Nahrungszusammensetzung des Vogels zu gewinnen. Das Verfahren ist aber nichts weniger als exakt. Vielmehr lassen sich folgende Einwände vorbringen:

- Die Bestimmung der Mageninhalte ist zu einem beträchtlichen Teil unmöglich. Die Bestimmung speziell der Insekten ist oft nicht mit genügender Genauigkeit möglich. Dieser Mangel entwertet z. B. die RÖRIG'schen Untersuchungen weitgehend.
- Die prozentuale Abwägung der Bestandteile stößt auf nahezu unüberwindliche Schwierigkeiten. Sie ist

möglich nach Gewicht, nach Stückzahlen (Insekten, Körner), nach Anzahl der Vorkommensfälle. Keine dieser Methoden aber vermag durch simple Gegenüberstellung der erhaltenen Ziffern ein Bild des wirtschaftlichen Wertes der Nahrungszusammensetzung vermitteln. Wieviel vernichtete oder beschädigte Kulturpflanzen eine bestimmte Menge eines Schadinsekts aufzuwiegen vermag, ist nur in besonderen Fällen einigermaßen berechenbar und außerdem nach zeit- und ortsbedingten wirtschaftlichen Umständen verschieden. Die jeweils errechnete Relation zwischen vertilgten Nutzpflanzen und Schädlingen entspricht daher in keinem Falle dem Nutzen/Schadenverhältnis. Eine Kompensation oder Überkompensation der Schäden durch Nutzwirkung ist außerdem oft deshalb problematisch, weil Nutzen und Schaden über verschiedene Betriebe verteilt sind.

– Das Nutzen/Schadenverhältnis kann niemals generell angegeben werden, sondern ist abhängig von der Betriebsform. In Grünlandwirtschaften kann kaum Schaden entstehen. Schäden bei Hackfrüchten können sehr empfindlich sein spielen aber dennoch keine Rolle. Das wirtschaftliche Urteil über die Saatkrähe steht und fällt mit der Beurteilung der Getreideschäden. In Roggenanbaugebieten wird auch beim Vorhandensein stärkerer Krähenkolonien wenig über Krähenschäden geklagt, während der Weizenanbau oft sehr stark unter Krähen zu leiden hat (noch mehr der Mais, der aber in Schleswig-Holstein keine Rolle spielt)

– Die vorliegenden Untersuchungen beziehen ihre Ergebnisse durchwegs auf (gegenüber den jetzigen Anforderungen) extensive Wirtschaftsform. VERTSE hebt ausdrücklich hervor, daß extensive Wirtschaft das Nutzen/Schadenverhältnis nach der Nutzenseite verschiebt. Die Ergebnisse können darum nicht ohne weiteres auf eine hochintensive und in steigender Intensivierung begriffene Landwirtschaft übertragen werden. Die Gründe dafür dürften folgende sein:

- Es stehen weniger Arbeitskräfte zur Verfügung (Rationalisierung). Dadurch werden Abwehrmaßnahmen erschwert oder unmöglich gemacht.
- Die Intensivierung wird begleitet von größeren Möglichkeiten der technischen Schädlingsbekämpfung. . . Für die wirtschaftliche Beurteilung der Saatkrähe hat das Konsequenzen, die MEUNIER an einem Beispiel klarlegt: Es steht fest, daß dort, wo Schadgebiete der Wiesenschnake (*Tipula paludosa*) im Flugbereich von Krähenkolonien liegen, im Frühjahr wahrhaft ungeheuerliche Mengen von Tipulidenlarven von den Krähen vertilgt werden. Der Höhepunkt der Vertilgung liegt um die Zeit des Ausfliegens der Jungen; die Krähen führen die Jungvögel direkt auf die Befallsflächen, um sie dort zu füttern. Die Einwirkung der Saatkrähe vermag zwar dennoch bei starkem Befall den Schädling nicht einzudämmen, die betroffenen Weideflächen sind dann durch Absterben der Grashalme jeweils für ein Jahr verloren. Aber bei schwächerem Befall vermag sie im Verein mit anderen Vogelarten (FALLET 1962) doch den Schaden, zu mindern. Extensive Wirtschaft ohne technische Bekämpfungsmöglichkeiten kann in diesem Fall einen entscheidenden Nutzen durch die Krähen verbuchen. Die heutige Wirtschaft vermag aber den Tipulidenschaden durch Spritzen der Flächen mit E 605 überhaupt auszuschalten; Damit ist die an sich vorhandene Nutzwirkung der Krähen völlig entwertet und als Kompensation zu den Schäden ausgefallen. Die Überflutung der Landwirtschaft mit chemischen Schädlingsbekämpfungsmitt-

teln hat noch die weitere Konsequenz, daß ganz allgemein der Saatkrähe, wie manchen anderen Vögeln auch, ein Teil der Ernährungsgrundlage entzogen wird, was sich in unserem Falle nicht anders auswirken kann als durch vermehrten Rückgriff der Krähen auf das Nahrungsangebot an landwirtschaftlichen Produkten – insoweit ein *circulus vitiosus*.

Im Ganzen ergibt sich daraus unzweifelhaft, daß sich das Nutzen/Schadenverhältnis in der Ernährung der Saatkrähe bei Intensivierung der Landwirtschaft nach der Schadenseite verschiebt.

– Das Nutzen/Schadenverhältnis ist bei der Saatkrähe abhängig von der absoluten Höhe des Krähenbestandes und verschiebt sich mit zunehmendem Bestand nach der Schadenseite. Seit Jahren haben wir den Eindruck gehabt, daß die landwirtschaftlichen Schäden in Gebieten mit geringerem Saatkrähenbestand nicht im gleichen Prozentsatz, sondern überproportional niedriger waren. Kleinere Kolonien, bzw. ein kleiner Bestand überhaupt, können aber eher mit einem für seine Zahl noch ausreichendem Angebot von stärker mit Insekten besetzten Kleinflächen rechnen. Die gemeinschaftliche Nahrungssuche großer Kolonien erfordert aber unweigerlich ein entsprechendes Massenangebot an Nahrung, und solche Kolonien werden daher immer in stärkerem Maß auf das Getreideangebot zurückgreifen.

Unsere Ansicht wurde bestärkt durch die Tatsache, daß in Schleswig-Holstein der Rückgang der Saatkrähe in den letzten Jahren die landwirtschaftlichen Klagen über Schäden nicht proportional hat zurückgehen lassen, sondern weit stärker. Gebietsweise sind sie vollkommen verstummt. «

Diesem letzten Punkt wird von MEUNIER entscheidende Bedeutung für das Gesamturteil über die landwirtschaftliche Bewertung der Saatkrähe zugemessen. MEUNIER hält für Schleswig-Holstein einen Bestand um die 10 000 Paare für tragbar. Bei dieser Bestandsgröße ist das Nutzen/Schadenverhältnis soweit zur Nutzenseite verschoben, daß nicht mehr mit einem Schadenüberhang zu rechnen ist.

Die Ergebnisse einer Umfrage der BIOLOGISCHEN BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1978) differenzieren zwischen brütenden und überwinterten Saatkrähen. Die Beteiligung der Brutpopulation an den Schäden ist von wenigen Ausnahmen abgesehen äußerst gering zu veranschlagen, da die Bestände insgesamt nur sehr klein sind und die wenigen noch vorhandenen Kolonien oft in Grünlandgebieten oder in deren Nähe liegen, da sie in den intensiver genutzten Ackerbaugebieten nicht geduldet werden. Die weiteren Angaben bringen nicht viel Neues. Die Schäden als solche werden nicht allzu hoch eingestuft. Bemerkenswert ist noch folgende Feststellung: »Die der Saatkrähe angelasteten Schäden an Mais (sie wurden 15 mal für Saatgut und 17 mal für Keimlinge gemeldet) dürften zum großen Teil der Rabenkrähe zuzuschreiben sein, denn wenn der Mais gesät wird, sind die überwinterten Saatkrähen längst abgezogen. Nur wo es Saatkrähenkolonien gibt – und diese sind in Maisanbaugebieten sehr selten –, könnte der Mais durch diese Art geschädigt worden sein.«

4.2 Diskussion

Das ausgewertete Material bezog sich zum großen Teil auf nichtbayerische Gebiete. Es ist allerdings bedingt durchaus auf Bayern übertragbar. Die geringe Anzahl der in Bayern brütenden Saatkrähen dürfte kaum allzu großen Schaden anrichten. Im Gegenteil, nach MEUNIER (1963) dürfte sie bei dieser Bestandsgröße sogar als Nützling eingestuft werden.

Überwinternde und durchziehende Saatkrähen können gelegentlich als Schädlinge auftreten. Die Höhe der Schäden hält sich allerdings in Grenzen; sie ist auch in den seltensten Fällen exakt abzuschätzen. Auf die häufig auftretenden Verwechslungen mit der Rabenkrähe ist schon hingewiesen worden. Die Zuordnung der Schäden ist also immer mit Vorsicht zu genießen.

In den Zeiten, als RÖRIG (1900 b) und VERTSE (1943) ihre Untersuchungen durchgeführt haben, war die Saatkrähe sicherlich als Nützling einzustufen. Erst nachdem die Landwirtschaft der Saatkrähe die Nahrungsgrundlage durch Intensivierung und insbesondere durch Vergiftung eines großen Teils der Insekten entzogen hatte, wurde das Schaden/Nutzenverhältnis zur Schadenseite verschoben. Diese Schäden hat die Landwirtschaft im wesentlichen sich selbst zuzuschreiben. Die Reaktion darauf war allerdings – wie üblich – die Forderung nach Dezimierung des Saatkrähenbestandes. Welche Folgen eine Ausrottung der Saatkrähe oder eine noch weitergehende Dezimierung nach sich ziehen würde, kann hier nicht beantwortet werden. MEUNIER (1963) bringt die Bestandsabnahme der Saatkrähe in Schleswig-Holstein mit einer Zunahme der Bestände der Rabenkrähe in Verbindung. Sollte das stimmen, würde man dann – wie üblich – einer Dezimierung der Rabenkrähe das Wort reden.

Nach heutigen modernen ökologischen Begriffen ist eine Einteilung der Tiere in schädlich und nützlich ohnehin abzulehnen. Innerhalb eines Ökosystems hat jedes Tier seine eigene ökologische Nische und trägt so zum Funktionieren des Ökosystems bei. So betrachtet, ist jedes Tier also nützlich zu bezeichnen, da jede Art – auch der Mensch – auf funktionierende Ökosysteme angewiesen ist.

Zusammenfassung

Die Bestände der Saatkrähe (*Corvus frugilegus*) haben in den letzten achtzig Jahren in Deutschland (BRD + DDR) um ca. 80 % abgenommen. In Bayern wurden 1898 noch 10 425 Brutpaare gezählt, 1978 nur noch 1407–1467 (Rückgang ca. 86 %). Während der Jahre 1969–1978 schwankte der Bestand zwischen 1131 Brutpaaren (1972) und 1467 Brutpaaren (1978). Eine Tendenz zu weiterer Abnahme oder Zunahme war nicht zu erkennen. Dennoch bleibt die Saatkrähe eine gefährdete Vogelart, die vollständigen gesetzlichen Schutz benötigt.

Bei der momentanen Bestandshöhe ist die Saatkrähe als für die Landwirtschaft nützlich zu bezeichnen.

Literatur

ANONYMUS (1978):

Erhebung über die von Säugetieren und Vögeln in der Bundesrepublik Deutschland an Kulturpflanzen verursachten Schäden. Mitt. a. d. Biol. Bundesanst. f. Land- und Forstwirtschaft - Berlin.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1976):

Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern (Wirbeltiere und Insekten) Schriftenreihe für Naturschutz und Landschaftspflege.

BEZZEL, E. u. W. WÜST (1965):

Faunistische Kurzmitteilungen aus Bayern (4). Anz. orn. Ges. Bayern, 7, 495–506.

- BEZZEL, E u. W. WÜST (1966):
Faunistische Kurzmitteilungen aus Bayern (6). Anz. orn. Ges. Bayern 7, 872–879.
- BRUNS, H. (1953):
Von den Saatkrähenkolonien Würzburgs. Orn. Mitt. 5, 133.
- BRUNS, H. (1959):
Beiträge zur Avifauna Unterfrankens. Anz. orn. Ges. Bayern 5, 181–196.
- COOMBS, C. J. F. (1978):
The Crows – A Study of the Corvids of Europe. London.
- DEMENT'EV, G. P. u. N. A. GLADKOV (1954):
The Birds of the Soviet Union, Vol. 5, Jerusalem.
- EBER, G. (1966):
Der Saatkrähenbestand in Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1956–1965. Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster, 28, H. 2, 3–32.
- FALLET, M. (1962):
Über Bodenvögel und ihre terricolen Beutetiere. Technik der Nahrungssuche – Populationsdynamik. Zool. Anz. 168.
- FEIJEN, H. R. (1976): Over hat voedsdal, het voorkomen en de achteruitgang van de Roek C. frugilegus in Nederland. Limosa 49, 28–66.
- GERBER, R. (1956):
Die Saatkrähe. Neue Brehm Bücherei, H. 181.
- HÖLZINGER, J. (1975):
Die Saatkrähe – eine gefährdete Brutvogelart in Baden-Württemberg. Beihefte zu den Veröff. f. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württemberg 7, 111–114.
- LAUBMANN, A. (1951):
Über Saatkrähen-Kolonien im engeren Randgebiet von München. Anz. orn. Ges. Bayern 4, 29–30.
- MANSFELD, K. (1965):
Saatkrähen-Zählung 1960 in der Deutschen Demokratischen Republik. Der Falke 12, Heft 1, 4–9.
- MELCHIOR, F. (1975):
Eine Saatkrähen-Kolonie mitten in Straubing. Jahr. Ber. O. A. G. Ostbayern 1975, 45.
- MELCHIOR, F. (1979):
Zur Situation der Saatkrähe (Corvus frugilegus) in Straubing. Jahr. Ber. O. A. G. Ostbayern 1979, 101–108.
- MEUNIER, K. (1963):
Das Saatkrähenproblem in Schleswig-Holstein. Ber. int. Rat Vogelschutz, Dtsch. Sekt. 3, 47–56.
- PFEIFER, S. u. W. KEIL (1956):
Die Brutpaardichte der Saatkrähe (Corvus frugilegus) in Westdeutschland. Nachr.-Blatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes 8, 129–131.
- RATCLIFFE, D. A. (1965):
Organo-chlorine Residues in Some Raptor and Corvid Eggs from Northern Britain. Brit. Birds 58, 65–81.
- RÖRIG, G. (1900 a):
Die Verbreitung der Saatkrähe in Deutschland. Arbeiten aus der Biologischen Abteilung für Land- und Forstwirtschaft am Kaiserl. Gesundheitsamte 1, 271–284.
- RÖRIG, G. (1900 b):
Die Krähen Deutschlands in ihrer Bedeutung für Land- und Forstwirtschaft. dto. 295–400.
- ROSENBERGER, W. (1954):
Die Würzburger Saatkrähen. Anz. orn. Ges. Bayern 4, 188–189.
- ROSENBERGER, W. (1959):
Bemerkenswerte ornithologische Beobachtungen aus Würzburg (Ein Beitrag zur Ornithologie Würzburg und seiner nächsten Umgebung). Anz. orn. Ges. Bayern 5, 197–203.
- SCHUBERT, W. (1969):
Brutkolonien der Saatkrähe Corvus frugilegus im südwestlichen Bayern. Ber. d. Nat. wiss. Ver. f. Schwaben 73, Heft 1, 27.
- SCHUBERT, W. (1970):
Zur Brutvogelwelt der unteren Isar. Anz. orn. Ges. Bayern 9, 134–149.
- SCHUBERT, W. (1973):
Zur Verbreitung einiger Brutvogelarten im bayerischen Allgäu. Ber. d. Nat. wiss. Ver. f. Schwaben 77, H. 1/2, 14.
- STEINBACHER, G. (1964):
Zum Brutvorkommen der Saatkrähe (Corvus frugilegus) im bayerischen Regierungsbezirk Schwaben. Anz. orn. Ges. Bayern 7, 80–89.
- (1964 b):
Zur Verbreitung der Saatkrähe (Corvus frugilegus) im bayerischen Regierungsbezirk Schwaben (ein Nachtrag). dto. 7, 188–189.
- (1966):
Die Saatkrähe in Schwaben. Ber. d. Nat. wiss. Ver. f. Schwaben 70, H. 3, 63–66.
- (1970):
Vogelkundliche Beobachtungen aus dem bayerischen Schwaben. dto. 74, Heft 1, 18.
- (1973):
Brutvorkommen der Saatkrähe im bayerischen Schwaben. dto. 77, Heft 3/4, 50–52.
- (1974):
Die Kolonien der Saatkrähe Corvus frugilegus im bayerischen Regierungsbezirk Schwaben, dt. 78, H. 1/2, 30–31.
- (1975):
dto. 79, S. 73.
- (1977):
dto. 81, S. 22.
- VERTSE, A. (1943):
Verbreitung und Ernährungsweise der Saatkrähe sowie deren landwirtschaftliche Bedeutung in Ungarn. Aquila 50, 142–208.
- VOOUS, K. H. (1962):
Die Vogelwelt Europas – Ein Atlas. Hamburg Berlin.
- WÜST, W. (1950):
Saatkrähen besiedeln die bayerischen Großstädte. Columba 2, 12–13.
- WÜST, W. (1951):
Stellungnahme zum Thema: »Saatkrähe«. Ber. d. Nat. wiss. Ver. f. Schwaben 7, 20–24.
- WÜST, W. (1962):
Prodromus einer »Avifauna« Bayerns. Anz. orn. Ges. Bayern 6, 305–358.

Anschrift des Verfassers:

Christian Magerl
Wendelinstraße 2
8050 Freising

Beobachtungen zur Nutzung von Kleinstrukturen durch Vögel

(Aus dem Institut für Vogelkunde der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau)

Dr. Einhard Bezzel, Gsteigstr. 43, 81 Garmisch-Partenkirchen

Kleinstrukturen (oder »Mikrohabitate«) stellen mitunter eine wichtige Voraussetzung dar, daß eine Vogelart ein Gebiet überhaupt bzw. in einer bestimmten Abundanz besiedelt. Vögel wählen »ihre Habitate weitgehend nach Kriterien der Vegetationsphysiognomie, d. h. nach Strukturmerkmalen« aus (UTSCHICK 1978). Dies kann soweit gehen, daß eine Einzelstruktur für die Ansiedlung einer bestimmten Vogelart wichtiger ist als die pflanzensoziologische Zusammensetzung der Umgebung. Die Anwesenheit bestimmter Kleinstrukturen vermag aber auch die Koexistenz von Arten zu erklären, vor allem, wenn sie selbst Requisiten anbieten bzw. die Nutzung von Requisiten in unterschiedlicher Weise zugänglich machen. Somit können Untersuchungen an Kleinstrukturen Beiträge zum Verständnis der ökologischen Ansprüche der einen Biotop bewohnenden Arten bieten in Ergänzung zu eingehenden monografischen Untersuchungen einer Art bzw. Artengruppe. Auf diese Weise können sie auch zum Verständnis der Zusammenhänge zwischen Struktur und Reichhaltigkeit der an einem Platz anzutreffenden Vogelwelt beitragen (z. B. BLANA 1978).

Darüberhinaus ergeben sich aber auch praktische Ansätze zum Artenschutz. Die Kartierung und Bewertung von Kleinstrukturen in der Kulturlandschaft, wie sie z. B. in Bayern im Rahmen von Flurbereinigung, Planungen oder raumbeanspruchenden Maßnahmen umfassend durchgeführt wird (z. B. AUWECK 1978), ist eine nicht zu unterschätzende Grundlage für Artenschutz- bzw. Artenhilfsmaßnahmen und ein Beitrag zur Reichhaltigkeit der Vogelwelt in der Landschaft. Vielfach wird die Beseitigung oder die Veränderung von Kleinstrukturen in ihren Folgen gar nicht richtig erkannt. Daher sind die Auswirkungen der im BUNDESNATURSCHUTZGESETZ vom 20. 12. 1976 in § 11 vorgeschriebenen »Pflegepflicht im Siedlungsbereich«, die sich z. T. in sehr weitgehenden Einzelvorschriften niederschlägt, sehr kritisch zu beobachten. »Deutsche Ordnungsliebe erweist sich als Hauptfeind unserer Vogelwelt« klagt ein Ornithologe nach eingehenden Untersuchungen der Vogelwelt im Siedlungsbereich (MULSOW 1978).

Die folgende Untersuchung soll einen Beitrag zur richtigen Einordnung der Bedeutung von Kleinstrukturen bieten. Sie ist als einfach angelegte Pilotstudie zu werten, die hoffentlich zu weiteren intensiven Untersuchungen anregt.

Methodik

Will man Kleinstrukturen unmittelbar miteinander vergleichen, müssen ihre Umgebung und die Beobachtungsbedingungen möglichst gleich sein. Dies ist oft nur mit Einschränkungen zu erreichen. Im vorliegenden Fall ergaben sich ideale Voraussetzungen: Die untersuchten Bäume und Wiesenstücke liegen auf einer Fläche von nur etwa 40 x 50 m und waren von einem breiten Balkon aus alle gleichzeitig aus nächster Nähe unter Kontrolle zu halten, ohne daß die Vögel dadurch gestört wurden. Besonders

günstig erwies sich, die untersuchten Bäume in etwa Kronenhöhe unmittelbar vom Beobachtungsstand aus einsehen zu können.

Das Untersuchungsgebiet liegt in 810 m NN am Nordabfall des Estergebirges und bildet den Nordostrand des Ortes Garmisch-Partenkirchen/Oberbayern. Die Umgebung besteht aus dem Unterrand des montanen Waldes (Nadelwald), einigen Schonungen, kurzrasigen Grasflächen und parkartigen Gärten mit Einzelhäusern.

Der Besuch der Vögel wurde in Minuten-Protokollen festgehalten. Demnach bedeutet ein Individuum bzw. ein Besuch jeweils 1 Individuum/min, auch wenn das betreffende Individuum kürzer verweilte. Beobachtet wurde grundsätzlich zu allen Tageszeiten. Im einzelnen mußten die Beobachtungen den tageszeitlich bedingten Störungen angepaßt werden. Jeweils wurde höchstens nur 5 Minuten unmittelbar hintereinander beobachtet und dann erst wieder in größerem Abstand (ca. 30–60 min). Nicht registriert wurde an Tagen mit extrem ungünstiger Witterung. Die Diversität wurde berechnet nach der Formel von Shannon-Weaver als $H' = -\sum p_i \ln p_i$; die Evenness als $J' = \frac{H'}{\ln n}$ (n = Artenzahl; p_i = relative Häufigkeit der Art (vgl. Lehrbücher der Ökologie).

Beobachtungsreihe I:

5 Jahre (1974–1978) wurden zwei unmittelbar nebeneinanderliegende Quadrate 10 x 10 m einer feuchten Wiese untersucht. Teilfläche 1 war mehrere Jahre nicht gemäht worden (s. unten), Teilfläche 2 wurde mit einem Rasenmäher nach Art eines englischen Rasens kurz gehalten.

Beobachtungsreihe II:

Vom 6. 7. – 30. 8. 1979 wurden zusätzlich noch zu den beiden Wiesenquadraten 2 weitere gleicher Größe kontrolliert: Teilfläche 3 und 4 waren 2 Jahre nicht gemäht worden, Teilfläche 4 wurde jedoch am 23. 7. gemäht. Durch die unterschiedliche Behandlung entstanden folgende Vegetationsstrukturen:

– Teilfläche 1: Dichtgedrängte bis ca. 1 m hohe Hochstaudenflur mit *Urtica dioica*, *Solidago canadensis*, *Filipendula ulmaria*, *Stachys officinalis*, *Centaurea jacea*, *Cirsium vulgare*, *Mentha »longifolia«*, *Galeopsis tetrahit*, *Hypericum maculatum*.

– Teilfläche 2: kurzer Rasen

– Teilfläche 3: Wiese mit einzelnen Grasbüscheln und ungleichmäßiger Bodenbedeckung, ca. 20–30 cm hoch. Dazwischen einzeln *Centaurea jacea*, *Stachys officinalis*, *Cirsium oleracea* und *Lythrum salicaria* (bis ca. 1 m).

– Teilfläche 4: Bis 23. 7. wie Teilfläche 3; danach unregelmäßiges Kleinrelief mit bultenartigen Grasbüscheln und unbewachsenen bzw. mit Altgras bedeckten Stellen.

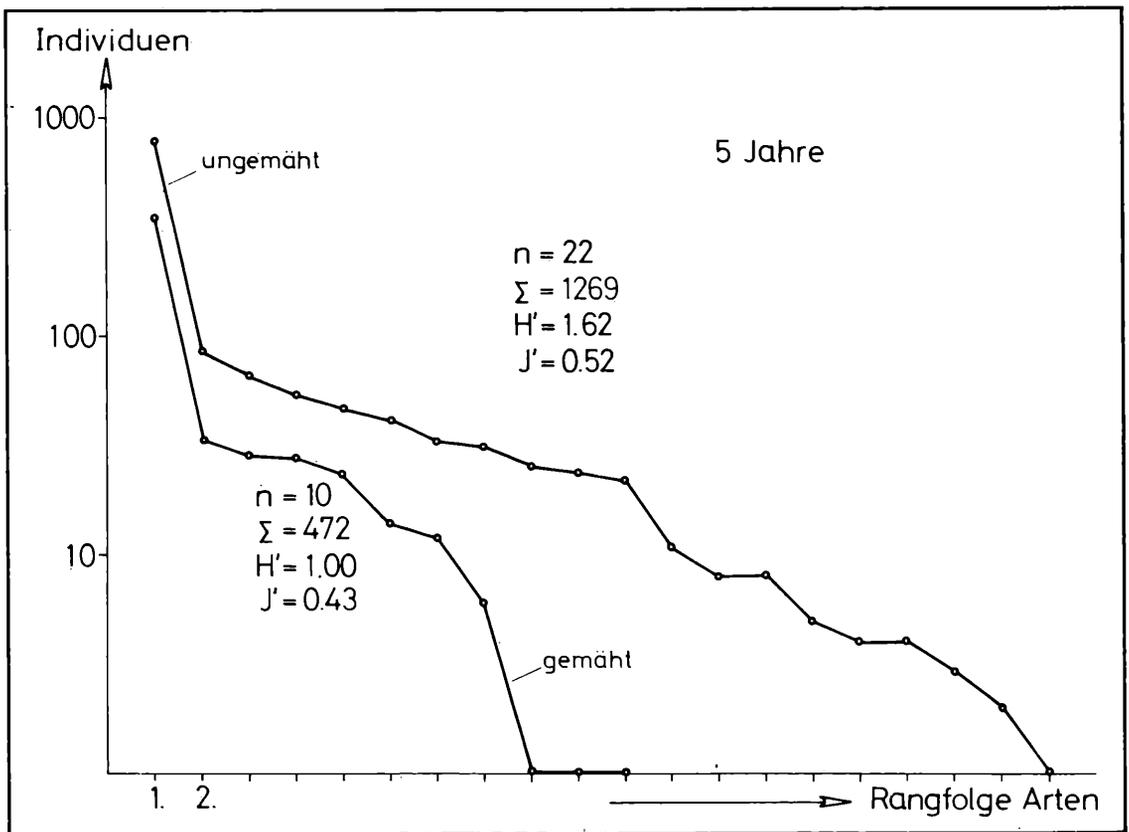


Abb. 1: Verteilung nahrungssuchender Individuen auf die Arten eines ungemähten bzw. dauernd gemähten Wiesenquadrats 10 x 10 m. n = Artenzahl; Σ = Individuensumme; H' = Diversität; J' = Evenness

Beobachtungsreihe III:

2 Jahre (1974, 1975) wurden von den Rasenstücken Teilfläche 1 und 2 gleichzeitig mit 5 in einer Reihe stehenden Bäumen, alle etwa 20–25 Jahre alt, kontrolliert. Bei den Bäumen handelt es sich der Reihe nach um eine Kiefer *Pinus silvestris*, eine Kirsche *Prunus cerasifera*, zwei Bergahornbäume *Acer platanoides* und eine Moorbirke *Betula pubescens*. Die beiden Ahornbäume standen dicht beieinander und hatten daher bis etwa 4 m Stammhöhe kaum Äste, die übrigen Abstände betragen etwa 3–5 m. Alle Bäume waren im Norden bzw. Nordosten von Gebäuden abgeschirmt (Abstand zum Haus etwa 5 m); ihre Höhe lag bei etwa 8–12 m. Notiert wurden alle Besuche, auch solche, die nicht der Nahrungsaufnahme dienten.

Ergebnisse

Beobachtungsreihe I:

Auf der ungemähten Fläche (Teilfläche 1) ist die Artenzahl um den Faktor 2,2 und die Individuensumme um den Faktor 2,7 größer als auf der gemähten (Teilfläche 2). Diversität und Evenness liegen auf 1 deutlich höher als auf 2 (Abbildung 1). Faßt man beide Flächen zusammen, erhöht sich die Diversität im Vergleich zur Fläche 1 als Folge des Anstieges der Artenzahl von 22 auf 25 nur unwesentlich ($H'_{1/2} = 0.52$). Somit bringt die gemähte Fläche übers Jahr gesehen keine Zunahme der »Reichhaltigkeit«. Doch ergeben sich beim Vergleich der Monate bemerkenswerte Unterschiede in der Verteilung von Arten- und Individuenzahl (Abb. 2). Die gemähte Fläche erreicht im Frühsommer ein Maximum der Nutzung, die ungemähte

im Spätsommer und Herbst. Im April erreicht allerdings die ungemähte Fläche ein Maximum der Artenzahl und auch die in diesem Monat nahrungssuchenden Individuenmengen sind deutlich höher als in den beiden Folgemonaten. Die Unterschiede in der jahreszeitlichen Nutzungsintensität erklären sich aus den Anteilen der in Frage kommenden Arten (Abb. 3). Auf der gemähten Fläche nimmt die Amsel mit 75 %, auf der ungemähten der Stieglitz mit 62 % der gezählten Individuen den größten Anteil ein.

Tab. 1: Verteilung der Arten (n) und Biomasse auf ökologische Gilden (Definition n. WARTMANN und FURRER 1978).

1 = carnivore Bodenvögel; 2 = carnivore Baumvögel; 3 = Ansitzjäger auf Insekten; 4 = herbivore Bodenvögel; 5 = herbivore Baumvögel. Einige Arten (z. B. Haussperling) sind nach den Einzelbeobachtungen der Nahrungsaufnahme auf 2 Gilden aufgeteilt

Gilde	gemäht		ungemäht	
	n	Biomasse kg	n	Biomasse kg
1	5	43,0	6	10,4
2	4	0,6	6	2,2
3	1	0,3	2	0,2
4	–	–	8	15,3
5	–	–	2	1,1
carnivor	10	43,9	14	12,8
herbivor	–	–	10	16,4
Bodenvögel	5	43,0	14	27,0
Baumvögel	5	0,9	11	2,2

Setzt man statt Individuensummen Biomassewerte ein, so ergibt sich ein ganz anderes Bild: Obwohl auf Teilfläche 2 nur 27 % der insgesamt nahrungssuchenden Vogelindividuen registriert waren, ist hier die Gesamtbiomasse mit rund 43,9 kg etwa um den Faktor 1,5 größer als jene auf Fläche 1 (29,1 kg). An dieser Verschiebung ist vor allem der hohe Anteil der Amsel auf Fläche 2 entscheidend beteiligt. Die Aufschlüsselung der Anteile auf ökologische Gilden (Tab. 1) zeigt, daß auf der ungemähten Fläche trotz großer Individuenzahl überwiegend herbivorer Arten (vgl. Abb. 3) der Biomasseanteil carnivorer Arten beachtlich hoch ist, während herbivore Arten auf Teilfläche 1 aus naheliegenden Gründen fehlen. Die gegenüber der gemähten Fläche relativ reiche Vertikalstruktur der ungemähten Fläche bewirkt offenbar, daß die Biomasse der »Baumvögel« auf letzterer immerhin um den Faktor 2,4 größer ist (bei einer relativen Größe der Biomasse der Bodenvögel von nur 0,6).

Diskussion: Die Ergebnisse auf den sehr kleinen Flächen können und sollen nur Tendenzen aufzeigen. Eine weitreichende statistische Analyse wird daher nicht vorgenommen. Höhere Strukturdiversität und pflanzliche Biomasse, aber auch größerer Artenreichtum der Produzenten auf der ungemähten Fläche führen zu größerer Artenzahl, Diversität und Evenness der nahrungssuchenden Vögel. Eine einzelne Vogelart dominiert nicht so stark wie auf der ungemähten Fläche. Ferner steht die ungemähte Fläche eine längere Zeit im Jahr als Nahrungsquelle für Vögel zur Verfügung bzw. ihre Nutzung durch Vögel verteilt sich gleichmäßiger über die Monate. Dieses Ergebnis ist jedoch auch unter dem Blickwinkel von Sukzessionen zu sehen. Im Beobachtungszeitraum von 5 Jahren konnten auf Teilfläche 1 zumindest Ausschnitte von Sukzessionen ablaufen, auf Teilfläche 2 wurden alle Entwicklungen unterbunden. Dies gilt selbstverständlich auch für den Jahreszyklus. Die ungemähte Teilfläche steht nach der Schneeschmelze mit ihrem fest an den Boden gedrückten Pflanzenmaterial auch carnivoren Bodenvögeln offen und bietet in ihrer vielfältigen Zusammensetzung aus abgestorbenem und frischem Pflanzenmaterial, den ausgeworfenen Sämereien und

Tab. 2: Nutzung der Samen einzelner Pflanzen auf Teilfläche 1 (100 m²) durch Finkenvögel. Zahlen = Ind./min

	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.
Cirsium vulgare						
Stieglitz	55	145	32	101	1	
Zeisig	2					
Urtica dioica						
Gimpel				1		
Zeisig					6	
Solidago canadensis						
Girlitz					54	9
Zeisig					5	
Buchfink					1	
Gimpel					1	
Filipendula ulmaria:						
Gimpel				5		
Zeisig					2	
Rumex acetosella:						
Zeisig					8	
Girlitz	3					
Cirsium oleraceum:						
Zeisig			2			

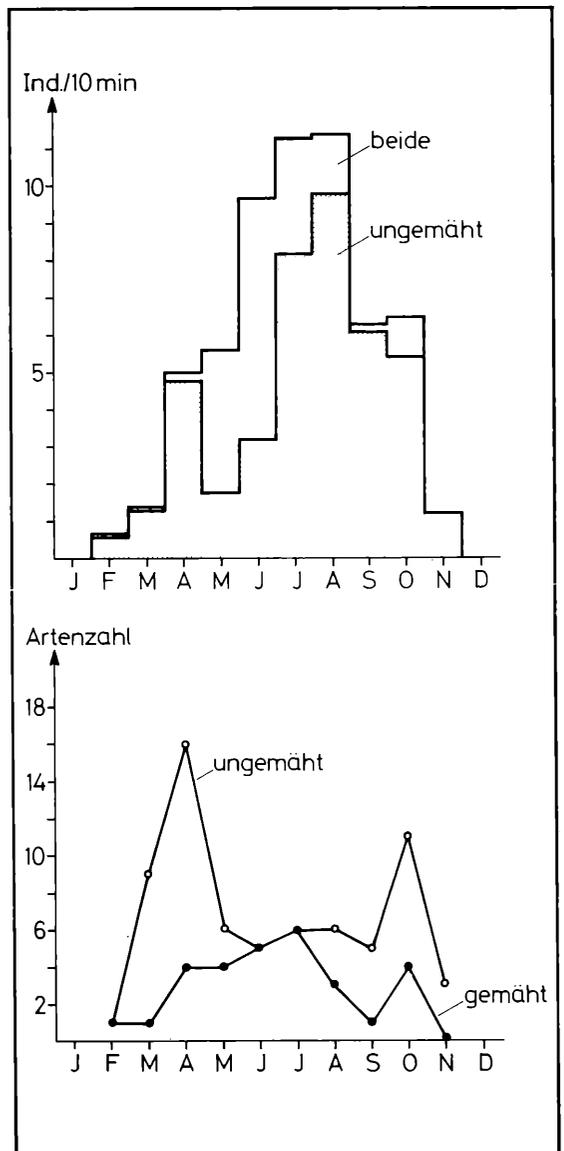


Abb. 2: Jahreszeitliche Verteilung der Individuen und Arten auf den beiden Wiesenstücken der Abb. 1

dem relativ reichen Kleintierleben vorübergehend ein reichhaltiges Nahrungsangebot. Die größte Artenvielfalt der nahrungssuchenden Vögel wird daher im April auf Teilfläche 1 beobachtet. Das durch Zug bzw. Winterflucht aus höheren Lagen (vgl. BEZZEL und LECHNER 1978) bedingte größere Artenangebot potentieller Nutzer unter den Vögeln spiegelt sich dagegen auf Teilfläche 2 nicht wider. Die wachsenden Pflanzen verringern im Frühsommer die Nutzung durch Vögel, da sie carnivoren Bodenvögeln den Zugang zu den obersten Bodenschichten versperren, andererseits noch kein Angebot an reifen Samen aufweisen. Auf der gemähten Fläche steht dagegen den Nutzern bodenbewohnender Arthropoden und Regenwürmer ein erreichbares Angebot offen, das vor allem von der Amsel zur Fütterung der Jungen intensiv ausgebeutet wird.

Im zunehmenden Sommer sind zwei Vorgänge für den Rückgang der nahrungssuchenden Vögel auf der gemähten Fläche verantwortlich. Die Austrocknung der obersten Bodenschichten dürfte durch Abwandern der Regenwürmer in tiefere Schichten die Nahrungssuche nicht mehr lohnen; gleichzeitig stellen sich Amseln, die Hauptnutzer der Fläche, auf Beeren und reife Kirschen um. Nach dem Ausfliegen der zweiten Brut reduziert sich die Zahl der Amseln auf der Kontrollfläche durch Abwanderung. Erst im Frühherbst halten sich fremde Amseln im

Gebiet auf. Auffallenderweise ist übrigens die Singdrossel, obwohl sie regelmäßig auf der Untersuchungsfläche brütet, nur ganz gelegentlich unter den Nutzern der Teilfläche 2 vertreten (28 Individuen gegenüber 353 der Amsel). Im Hochsommer beginnt mit der Samenreife der Zustrom an nahrungssuchenden Finkenvögeln auf Teilfläche 1. Hier lassen sich je nach Reifestand der Staudenpflanzen regelrechte Wellen beobachten; doch ist das Material für quantitative Auswertungen noch zu klein. Über die Verteilung der Pflanzen für einzelne Arten s. Tab. 2.

Beobachtungsreihe II:

Die vorstehenden Ergebnisse werden durch Beobachtungen auf 4 unterschiedlich behandelten Teilflächen vom 6. 7. – 30. 9. 1979 bestätigt. Nach Tab. 3 weist die frühherbstliche Staudenflur auf Teilfläche 1 eine hohe Arten- und Individuenzahl auf; entsprechend den Spätsommer-/Herbstaspekten wird der Rasen (Teilfläche 2) nur wenig genutzt (von den insgesamt 16 Individuen betreffen 6 Amseln, die unmittelbar nach einer Mahd Nahrung suchten) (Tab. 3). Ähnlich arm ist die Vogelwelt zu dieser Zeit auf einer seit 2 Jahren nicht gemähten Fläche (Teilfläche 3), auf der zur Kontrollzeit die samentragende Staudenflur nur sehr gering entwickelt war. Teilfläche 4, die bis zum 23. 7. Teilfläche 3 glich, wurde nach dem Mähen plötzlich sehr attraktiv; etwa 12–15 Tage hielt der starke Besuch an (Abb. 4). Die Masse der Besucher bestand aus Bodenvögeln, die das nun erreichbare Angebot nutzten, allen voran Amseln und die sonst auf den offenen Wiesenparzellen nur selten registrierten Singdrosseln. Letztere nutzten vor allem die zwischen den Grasbüscheln freigelegten kleinen Gehäuseschnecken.

Tab. 3: Arten- und Individuenzahl auf 4 Grünflächen 10 x 10 m vom 6. 7. – 30. 8. 1979 (319 Beobachtungsminuten)

- 1 = seit 4 Jahren nicht gemäht
- 2 = dauernd gemäht (Rasen)
- 3 = seit 2 Jahren nicht gemäht (ohne Staudenflur)
- 4 = seit 2 Jahren nicht gemäht, doch Mahd am 23. 7.

	1	2	3	4
Artenzahl	7	3	3	9
Individuenzahl	145	16	22	120
Dominante Art	Stieglitz	Amsel	Zeisig	Amsel
Anteil in %	46	88	72	47

Beobachtungsreihe III:

Die gleichzeitige Kontrolle der Einzelbäume ergibt für jeden ein besonderes Muster der Häufigkeit und Verteilung der Besuche (Abb. 5). Am beliebtesten als Nahrungsquelle waren Birke und Kiefer, und zwar nicht nur im Vergleich der absoluten Zahl der Besuche nahrungssuchender Vögel, sondern auch im Verhältnis der Besuche mit Nahrungssuche zu solchen, bei denen ein Vogel sich nur auf einen Zweig setzte (Abb. 5). Dieses Verhältnis ist bei Birke und Kiefer 1,8 bzw. 1,9, bei Ahorn und Kirsche jedoch 0,6 bzw. 0,4. Am beliebtesten als reiner Sitzplatz war der Kirschbaum, am unbeliebtesten die dicht daneben stehende Kiefer (Abb. 5). Die Verteilung der Besuche auf die einzelnen Arten zeigt bei einigen eine starke Bevorzugung bestimmter Bäume bzw. Strukturen, wobei die jahreszeitliche Trennung nicht berücksichtigt ist (Abb. 6).

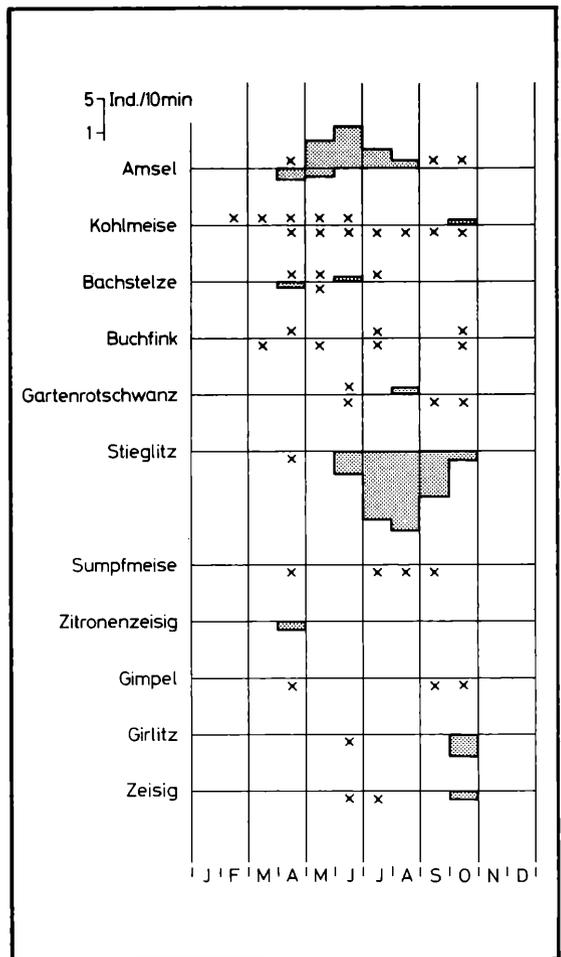


Abb. 3: Jahreszeitliche Verteilung der Besuche einzelner Arten auf den Wiesenstücken der Abb. 1: x = 1 Ind./10 min Monat; jeweils oben gemäht, unten ungemäht.

Birke und Kiefer liefern mit ihren Samen zu bestimmten Zeiten ein beliebtes Nahrungsangebot (Tab. 4). So erklärt sich ihre Beliebtheit als Nahrungsquelle. Bei der Kirsche wurden im Frühjahr Knospen vor allem durch Gimpel und im Sommer die reifenden Früchte durch Amseln genutzt. Auffallend ist, daß die dicht benachbarte Kiefer mit ihren das ganze Jahr über benadelten Zweigen als Sitzplatz recht unbeliebt ist; die nicht der Nahrungssuche dienenden Anflüge betragen bei ihr nur etwa 35 % jener der Kirsche. Die einseitige Bevorzugung bestimmter Strukturen durch Stieglitz und Zeisig (Abb. 6) erklären sich unschwer aus dem Nahrungsangebot. Am vielseitigsten unter den überwiegend herbivoren Arten erwies sich der Gimpel, der als einziger in größerem Umfang auch das Knospenangebot nutzte, allerdings nur bei der Kirsche. Unter den Meisen suchte die Sumpfmeise am häufigsten die Staudenflur auf dem ungemähten Wiesenstück auf. Die starken Anteile der Besuche des Ahorns durch Blaumeisen erklärt sich durch das Angebot an Blattläusen, die von den Blaumeisen an der Unterseite der Blätter abgelesen wurden. Kohl-, Sumpf- und Tannenmeise wurden nicht oder nur ausnahmsweise bei diesem Nahrungserwerb beobachtet. Die insgesamt rund 30 Besuche der Tannenmeise konzentrierten sich fast ganz auf die Kiefer.

Kleine Insektenfresser – nur beim Zilpzalp konnte eine ausreichend große Zahl von Besuchen registriert werden – bevorzugten eindeutig das fein strukturierte Astwerk der Birke. Die hohe Artenzahl der Besucher (Abb. 5) erklärt sich durch diese Feinstruktur, denn u. a. konnte Haus- und Gartenrotschwanz, Fitis, Sommergoldhähnchen als Nahrungsgäste beob-

Tab. 4: Nutzung von Samen und Knospen der kontrollierten Einzelbäume durch Singvögel. Zahl der Besuche in 2 Jahren.

	Febr.	März	April	Mai	Juni
Kiefernsemen					
Kohlmeise			13		
Sumpfmeise	5	2			
Tannenmeise	2	6			
Blaumeise	1				
Gimpel	2				
Grünling		5			
Stieglitz	1	11	20		
Zeisig	1				
Buchfink	1	6	1		
Fichtenkreuzschn.				11	3
Kirschknospen					
Gimpel	3	7	23	1	
Grünling				2	
Hausperling				3	
Birkenkätzchen					
	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.
Zeisig	2	6	8	10	34
Gimpel				11	8

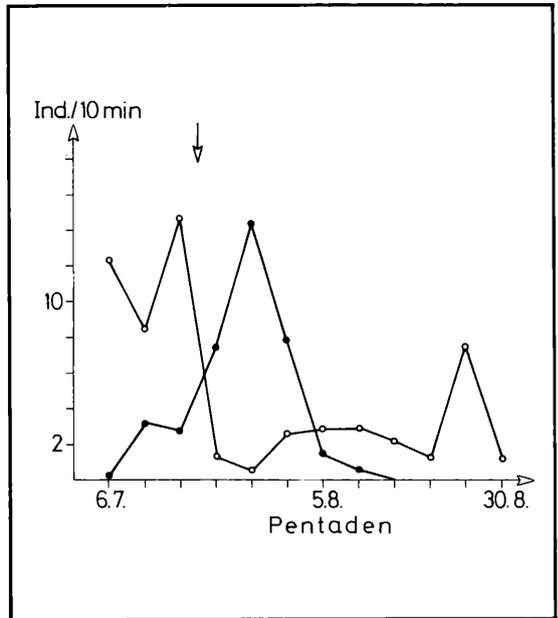


Abb. 4: Verteilung der Individuen auf einem ungemähten Wiesenstück 10 x 10 m und einem gleichgroßen, das am 23. 7. gemäht wurde (Pfeil). Vg. Tab. 3. o = ungemäht

achtet werden. Auch Blaumeisen als die kleinsten der Laubbäume bevorzugenden Meisen waren hier relativ oft zu beobachten (Abb. 6), ebenfalls bei der Aufnahme von Blattläusen. Teilweise bezogen sich die Besuche der Bäume ohne Nahrungssuche auch auf Männchen, die einen Ast vorübergehend als Singwarte benutzten. Im Unterschied zu den Bäumen wurden die kontrollierten Wiesenstücke so gut wie nur zur Nahrungssuche angefliegen.

Diskussion:

Im allgemeinen bestätigen die Beobachtungen die positive Korrelation zwischen Strukturreichtum und Arten- bzw. Individuenzahl der Vogelwelt (z. B. BLANA 1978, ERDELEN 1978). Die eingehenden Kontrollen an einzelnen Strukturen können die Nutzung in den meisten Fällen recht gut erklären, wenn Qualität des genutzten Angebots und seine Erreichbarkeit ermittelt wird. Die gefundenen Ergebnisse sind ganz grob unter drei Aspekten zu interpretieren:

1. Das Angebot der potentiellen Nutzer liefern Artenspektrum und Abundanzen der einzelnen Arten der näheren und weiteren Umgebung.
2. Die Kleinstrukturen bieten Requisiten an (hier vor allem Nahrungsbestandteile) in unterschiedlicher Qualität und Quantität und in sehr unterschiedlicher jahreszeitlicher Verteilung.
3. Die strukturelle Gliederung der jeweiligen Kleinstruktur beeinflusst die Erreichbarkeit und damit die die Nutzungsmöglichkeit des Angebots.

Im untersuchten Beispiel interessieren unter den Requisiten vor allem Nahrung, ferner Sitz- und Ruheplatz bzw. Singwarte. Weder eine einzelne Kleinstruktur, noch die Gesamtheit der untersuchten Bäume und Wiesenstücke reichen aus, um den Bedarf einzelner Individuen einer Art voll zu decken. Bei einigen Arten, z. B. Amsel im Frühsommer oder vor allem Stieglitz im Spätsommer (vgl. Abb. 3),

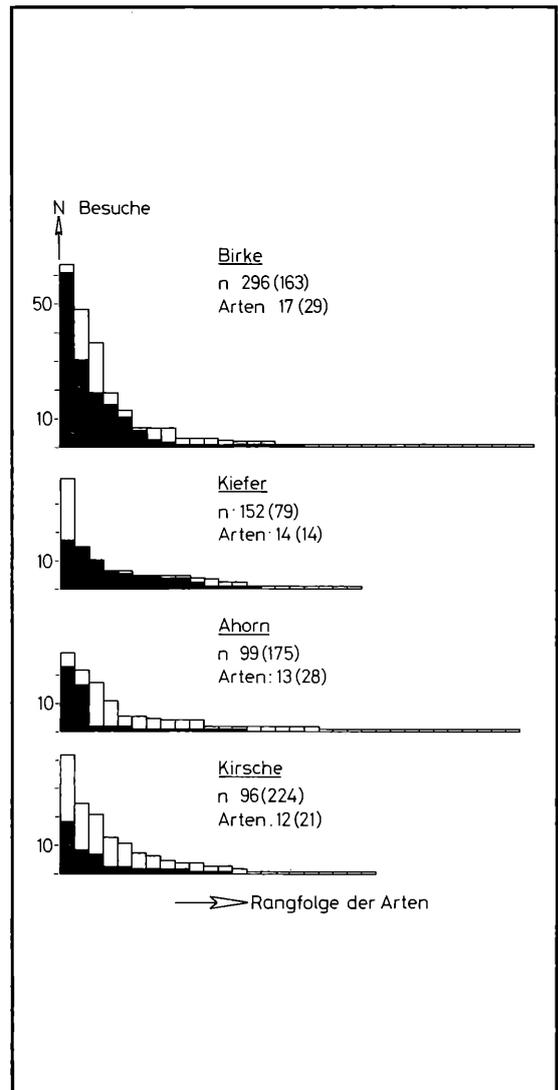


Abb. 5: Verteilung der Individuen auf die Arten bei Einzelbäumen in zwei Jahren. Weiß = Besuch/min ohne Nahrungssuche; schwarz = Nahrungssuche; n = Summe der Besuche/min; in () Besuche/min ohne Nahrungssuche

lassen die Beobachtungen den Schluß zu, daß einzelne Individuen vorübergehend fast ausschließlich oder zumindest überwiegend von den kleinen Wiesenstücken leben. Doch kann generell gelten, daß auch die regelmäßigen oder häufigen Besucher der untersuchten Kleinstrukturen während ihrer Anwesenheit auf der Kontrollfläche ihren Nahrungsbedarf nicht nur an weiteren ähnlichen, sondern auch an anderen Kleinstrukturen deckten. Von rund 55 Arten, die als Nutzer der engeren Umgebung für den fraglichen Zeitraum in Betracht kommen (einmalige oder sehr kurz verweilende Gäste wurden weggelassen), können 19 als regelmäßige Besucher der untersuchten Kleinstrukturen gelten und 19 als sehr gelegentliche. 17 Arten (= 31 %) wurden überhaupt nicht an den Kleinstrukturen festgestellt.

Diese grobe und durchaus etwas willkürliche Einteilung führt aber gleichwohl zur Frage, ob die untersuchten Kleinstrukturen überhaupt einen nennenswerten Beitrag zum Artenspektrum des Ortes geleistet oder sonstwie den Vogelbestand beeinflußt haben. Dies ist schwer zu beantworten, auch wenn man als nähere Umgebung nur eine Fläche von etwa 2 ha in Betracht zieht. Als sicher kann gelten, daß die Stauden auf der ungemähten Wiese Zahl und Verweildauer von Stieglitz und Girlitz entschieden erhöhten und wahrscheinlich bei diesen beiden Arten für das Vorkommen auf der Fläche im Spätsommer und Herbst überhaupt verantwortlich waren. Samen tragende Staudenfluren fehlen in der weiteren Umgebung; die entsprechenden Kleinflächen sind also eine qualitative Bereicherung im Requisitenangebot. Für andere Samennutzer, wie Fichtenkreuzschnabel, Buch- und Bergfink bieten die untersuchten Strukturen zumindest über kürzere Zeit eine wichtige Attraktion. Einzelne Kleinstrukturen können auch für rastende Zugvögel von entscheidender Bedeutung sein. So wurde z. B. beim Zilpzalp, der von Ende März bis Ende November regelmäßig auf der Kontrollfläche anzutreffen ist, von 181 dem Insektenfang dienenden Besuchen allein 122 auf der Birke und zwar hier wiederum 12 im August, 35 im September und 75 im Oktober gezählt.

Die gefundenen Unterschiede in Artenspektrum und Abundanz der Nutzer sowie ihrer jahreszeitlichen Verteilung, die hier wegen des relativ geringen Materials noch nicht vollständig ausgewertet wurde, ergeben sich einmal aus dem jeweiligen Nahrungsangebot. Dies wird vor allem bei den herbivoren Vogelarten deutlich (vgl. Abb. 6). Beispiele: Gimpel wurden nur beim Verzehr von Knospen auf der Kirsche beobachtet, nicht auf Ahorn oder Birke; Zeisige nutzten fast nur die Birkenkätzchen, Stieglitze dagegen die Samen von *Cirsium vulgare*; Girlitze wurden nur an Samenständen von *Solidago canadensis* beobachtet usw. Diese Befunde können im Sinne einer »Nischentrennung« interpretiert werden; doch müssen hierzu noch längere Untersuchungen stattfinden, die vor allem mehrere Beobachtungsreihen umfassen. In diesem Zusammenhang ist jedoch interessant, daß sich bei nah verwandten Arten, wie z. B. den Meisen (vgl. Abb. 6), deutliche Unterschiede in der Bevorzugung der Nutzung einzelner Requisiten ergeben, wie sie auch aus anderen sehr detaillierten Studien längst bekannt sind (Zusammenfassung z. B. LACK 1971). Einzelne Requisiten können jedoch auch nebeneinander von einer erstaunlichen Vielzahl von Arten genutzt werden. Als besonders vielseitig begehrt erwiesen sich die Kiefernzapfen von Frühjahr bis Frühsommer (Tab. 4). Leider konnten nur wenige typische Insektenjäger untersucht werden, da die Besuche der meisten Arten

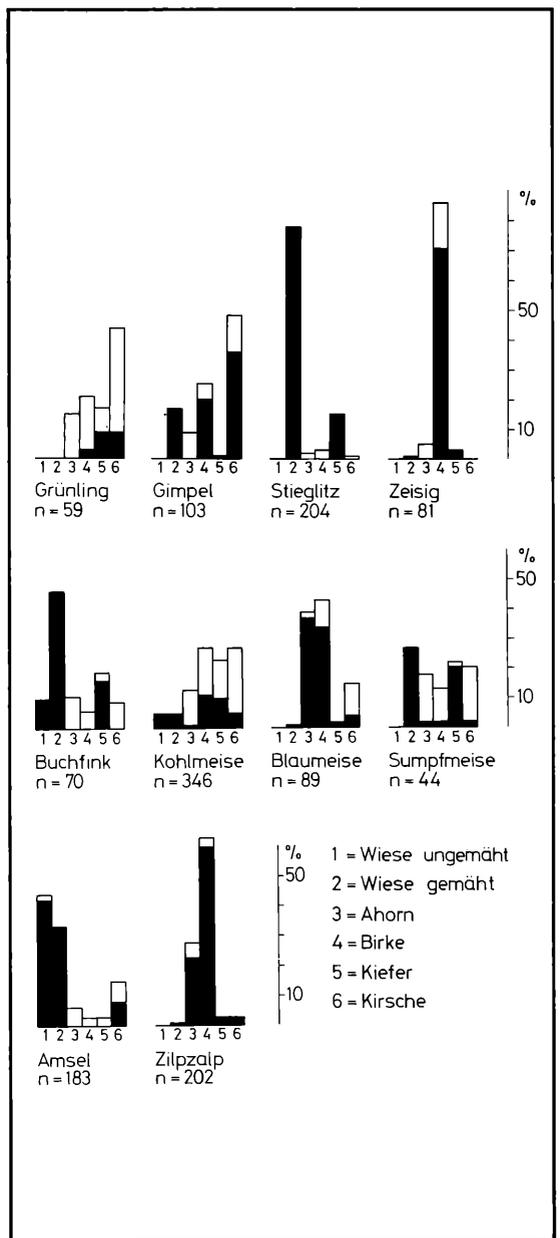


Abb. 6: Relative Verteilung des Besuchs einzelner Arten auf die untersuchten Kleinstrukturen in 2 Jahren (schwarz = Besuch mit Nahrungssuche).

auf den kontrollierten Kleinstrukturen zu wenig zahlreich waren. Die Befunde beim Zilpzalp deuten jedoch an, daß in der Verteilung der Besuche möglicherweise in erster Linie Strukturmerkmale der verglichenen Bäume entscheidend sind. Dies ist selbstverständlich auch bei der Amsel als Nutzer von Bodentieren der Fall: Sobald die nicht gemähte Wiese höher wächst, ist der Zugang zu den Bodentieren verschlossen.

Für die Praxis dokumentieren die hier vorgelegten Untersuchungen überzeugend die Bedeutung einer Vielfalt von Kleinstrukturen in der Landschaft für die Erhaltung einer artenreichen Vogelwelt. Sie zeigen aber auch gleichzeitig, daß Kleinstrukturen nicht isoliert betrachtet werden dürfen, und vor allem Vogelschutz sich keineswegs auf die Ausstattung eines Raumes mit Kleinstrukturen allein beschränken darf. Einzelne Bäume, Baumgruppen oder Rasenstücke halten selbst für einzelne Vogelindividuen kein vollständiges Requisitenangebot bereit, geschweige denn für größere Kollektive oder gar Populationen. Damit ergeben Untersuchungen an

der Vogelwelt besonders wichtige Beiträge zur Bewertung von Kleinstrukturen unter ökologischen Aspekten. Ihre Bedeutung ergibt sich hier nicht nur aus der Fauna des Objektes (AUWECK 1978), sondern auch aus der Avizönose der Umgebung. In diesem Zusammenhang spielt, wie AUWECK (1978) zu Recht betont, natürlich auch die Häufigkeit der betreffenden Kleinstruktur in einer Landschaft eine entscheidende Rolle. Die hier vorgelegten Untersuchungen zeigen aber, daß die ökologische bzw. naturschützerische Bewertung von Kleinstrukturen keinesfalls als Momentaufnahme erfolgen kann, sondern ganz entscheidend den saisonalen Aspekt berücksichtigen muß. Dies ist natürlich in der Praxis schwer zu realisieren, doch könnten vergleichende Reihenuntersuchungen möglicherweise zu groben Standardbewertungen führen, welche Strukturen zu welcher Jahreszeit für Vögel als Nist-, Nahrungs- oder Rastplatz von Bedeutung sind.

Bei entsprechend sorgfältiger Durchführung können ferner solche Untersuchungen, die alle Arten einschließen und so einen mehr synökologischen Ansatz darstellen, auch weitere wertvolle Details über Koexistenz und Konkurrenz liefern. Es ist ja davon auszugehen, daß nicht nur die Qualität der Kleinstruktur und ihrer Umgebung, sondern auch das Vorkommen potentieller Konkurrenten Artenspektrum und Abundanz der Nutzer beeinflussen. Damit dürften derart detaillierte und mit recht hoher Genauigkeit mögliche quantitative Untersuchungen eine gute Ergänzung zu großflächigen Bestandsaufnahmen bzw. Kartierungen bilden.

Zusammenfassung

1. In verschiedenen mehrjährigen Beobachtungsreihen wurde die Nutzung von Kleinstrukturen durch Vögel registriert. Die Kontrollfläche (810 m NN) liegt in einem größeren Gartengrundstück; die Kleinstrukturen waren jeweils nur wenige m voneinander entfernt. Untersucht wurden vier unterschiedlich behandelte Wiesenstücke von etwa 10 x 10 m sowie dicht nebeneinanderstehende Einzelbäume (Kiefer, Kirsche, Bergahorn, Moorbirke).

2. Obwohl die Kleinstrukturen unmittelbar nebeneinander lagen, ergaben sich sehr unterschiedliche Muster ihrer Nutzung durch Vögel. Die Artenzahl war auf einem mehrere Jahre ungemähten Wiesenstück (Hochstaudenflur) und auf der Birke am größten. Das dauernd gemähte Wiesenstück war vor allem für die Nutzer von Bodentieren von Bedeutung (Abb. 1–3).

3. Für einzelne Arten ergeben sich deutliche Präferenzen für bestimmte Kleinstrukturen (Abb. 6).

4. Bei der ökologischen Bewertung von Kleinstrukturen sind unbedingt jahreszeitliche Aspekte zu berücksichtigen, da die Nutzungsrate im Laufe des Jahres sehr unterschiedlich sein kann und auch bei einzelnen Arten die Präferenzen wechseln.

5. Die beobachteten Nutzungsmuster und Präferenzen können mit dem Requisitenangebot der einzelnen Kleinstrukturen bzw. mit der durch die Strukturen bedingten Erreichbarkeit der Nahrung erklärt werden.

6. Die Studien und Anregungen geben Anhaltspunkte für umfassendere quantitative Untersuchungen der Bedeutung von Kleinstrukturen unter synökologischen Aspekten. Gegenwärtig werden unter dem Motto der Pflegepflicht vor allem im Siedlungsbereich wichtige Kleinstrukturen zerstört.

Summary

Observations on birds using small structures

1. During several years visits of birds on small plots of meadow and single trees were carefully registered. The study area was a part of a large garden in 810 m above sea level (Garmisch-Partenkirchen, Bavaria). The structures studied were close together in an area of about 40 x 50 m. Four meadow plots of 10 x 10 m were treated in different ways (regularly cut, never cut, cut after two years etc.). Five single trees, birch, acorn, pine and cherry were regularly checked.

2. Although the »microhabitats« studied were close together different patterns of abundance and species-richness of birds could be watched. The number of species was highest in a meadow-plot never cut and on the birch-tree. A meadow-plot constantly cut was important for birds feeding on soil invertebrates (e. g. blackbird; fig. 1–3).

3. Single species show quite different preferences of the different structures (fig. 6).

4. Seasonal aspects have to be considered in evaluation of ecological importance of a microhabitat. The number of visits and feeding units varies considerably during the year and the preferences of single species change in different seasons as well.

5. The patterns of visits and the preferences could be explained by the quality and amount of food offered by the different structures as well as by its availability.

6. The study is considered as a pilot study to encourage the quantitative investigation of single structures within a habitat under synecological aspects. Especially in towns and villages many important microhabitats are destroyed to have »clean« gardens and parks.

Literatur

- AUWECK, F. A. (1978):
Kartierung von Kleinstrukturen in der Kulturlandschaft. Natur u. Landschaft 53, 84–89.
- BEZZEL, E. u. F. LECHNER (1978):
Die Vögel des Werdenfelser Landes. Greven: Kildaverglag.
- BLANA, H. (1978):
Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt. Beitr. Avifauna Rheinland 12, 1–225.
- ERDELEN, M. (1978):
Quantitative Beziehungen zwischen Avifauna und Vegetationsstruktur. Dissertation, Univ. Köln.
- LACK, D. (1971):
Ecological Isolation in Birds. Exford-Edinburgh: Blackwell.
- MULSOW, R. (1978):
Zur Struktur und Jahresdynamik der Parkvogelgemeinschaft in Hamburg. Beitr. Avifauna Rheinland 11, 44–55.
- SCHWERDTFEGGER, F. (1978):
Lehrbuch der Tierökologie. Hamburg-Berlin: Parey.
- UTSCHICK, H. (1978):
Zur ökologischen Einnischung von 4 Laubsängerarten (Phylloscopus) im Murnauer Moos, Oberbayern. Anz. orn. Ges. Bayern 17, 209–224.
- WARTMANN, B. u. R. K. FURRER (1978):
Zur Struktur der Avifauna eines Alpenteales entlang des Höhengradienten. II. Ökologische Gilden. Orn. Beob. 75, 1–9.

Veranstaltungsspiegel der ANL im Berichtszeitraum und Ergebnisse der Seminare

20. September 1979 – Freilichtmuseum des Bezirks Oberbayern Großweil/Glentleiten Kreut-alm

Fachseminar, eintägig »Chance für den Artenschutz in Freilichtmuseen« für Wissenschaftler und Fachleute.

Seminarergebnis

Das Aufgabenfeld von Naturschutz und Landschaftspflege ist in ständiger Ausweitung begriffen. Waren es ursprünglich nur wildlebende Arten, etwa Orchideen, Enzian und Edelweiß, die zu klassischen Schutzgütern wurden, so sind es neuerdings auch kulturbegleitende Arten, die gemeinhin als Unkräuter bezeichnet werden, um die sich zeitgemäßer Naturschutz zu kümmern hat. Hinzu kommen schließlich alte Kulturarten und -sorten, die meist von starker lokaler Angepaßtheit dem Menschen über Jahrtausende hinweg lebensnotwendig waren. Jene, die den Schutz solcher Pflanzenarten fordern, tagten im Freilichtmuseum des Regierungsbezirks Oberbayern auf der Glentleiten bei Großweil/Murnau, einem Ort, der sich hervorragend für Themenstellungen wie »Freilichtmuseen – Chance für den Artenschutz« eignet. Der Einladung der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege als der Veranstalterin dieses wissenschaftlichen Seminars waren eine große Zahl von Botanikern, Naturschutzreferenten und Heimatpflegern, Vertretern der botanischen Gärten, Leitern von Freilichtmuseen, Fachberater für Gartenbau und Landschaftspflege aus der ganzen Bundesrepublik gefolgt. Oberbayerns Bezirkstagspräsident Klimm, Regierungspräsident Eberle und Akademiedirektor Dr. Zielonkowski eröffneten die Tagung.

Gemäß der vom Verband europäischer Freilichtmuseen aufgestellten Definition haben Freilichtmuseen die Aufgabe, bestimmte Siedlungs-, Bau-, Wohn- und Wirtschaftsformen im freien Gelände in ihrer Ganzheitlichkeit darzustellen. Während sich Historiker, Kunstgeschichtler und Volkskundler mehr für die baulichen und handwerklichen Aspekte der Freilichtmuseen zuständig fühlen, ist die Umgriffsgestaltung und Einbindung in die Landschaft ein Aufgabenbereich dessen, der sich wissenschaftlich mit der Pflanze befaßt. Wenn es nach dem Willen der versammelten Denkmal- und Naturschützer von Glentleiten geht, dann werden in Zukunft weit stärker noch als bisher Freilichtmuseen auch Stätten der lebendigen Begegnung mit alten Kulturarten in Garten und Feld und seltenen Wildarten im erweiterten Umfeld. Die wichtigsten Seminarergebnisse lassen sich in folgenden Feststellungen, Anregungen und Forderungen zusammenfassen:

– Gemäß der 4. Generalkonferenz des »International Council of Museums« (ICOM 1957) werden »unter Freilichtmuseen wissenschaftlich geführte oder unter wissenschaftlicher Aufsicht stehende Sammlungen ganzheitlich dargestellter Siedlungs-, Bau-, Wohn- und Wirtschafts-

formen im freien Gelände« verstanden. Diese Verpflichtung zur Ganzheitlichkeit unterscheidet diesen Museumstyp von jedem anderen und prädestiniert ihn geradezu für die Ausweitung seines Aufgabenbereiches in Richtung altartiger Gartenbau- und Landwirtschaftsweisen mit den dazugehörigen Kultur- und Begleitarten.

– In Frankreich existiert seit 1971 der Typ des »ökologischen Freilandmuseums«, sozusagen als Krönung der Ganzheitlichkeit von Freilichtmuseen. Im Rahmen eines Naturparks von 206.000 ha Fläche sollen die »natur- und kulturräumlichen Aspekte« seines Einzugsgebietes Aquitanien dargestellt werden. Während eine Museumsabteilung die Evolution von Natur und Kultur in Ausstellungsräumen darstellen soll, wird in der Freilichtabteilung auf 130 ha Fläche das Neben- und Nacheinander der vielschichtigen bäuerlichen Kultur demonstriert.

– Das Bemühen der meisten Freilichtmuseen sich so natürlich wie möglich in die Natur- und Kulturlandschaft einzufügen, keine tote Ansammlung von alten Häusern und Gerätschaften zu sein, kommt den Bestrebungen des Artenschutzes entgegen, dort im Rahmen traditioneller bäuerlicher Wirtschaftsweisen spezielle Garten- und Landschaftsgestaltungs- und -pflegeprogramme zu realisieren. Das Freilichtmuseum auf der Glentleiten böte hierzu hervorragende Voraussetzungen.

– Laut ICOM-Deklaration gehört auch Brauchtumpflege zum Aufgabengebiet eines Freilichtmuseums. Es wäre deshalb denkbar, daß in Zukunft neben der Pflege der Volksmusik auch die des Gartens und der Landschaft hinzukommt. Jahrhunderte war z. B. Obstbaumveredelung und Obstkultur für den Bauern und der Zier- und Nutzgarten für die Bäuerin beliebte Beschäftigung. Neuerdings drängt auch der moderne Mensch wieder stark zum Garten, zur Kultur im eigentlichen Sinn.

– Wünschenswert wäre ein Netz regionaler Reservate für Pflanzen der Feldflora und der Ruderalflora auf unterschiedlichen Standorten. Geeignete Flächen für solche Reservate könnten in Verbindung mit bauhistorischen Freilichtmuseen entstehen, sofern diese nicht über den Rahmen einer bestimmten Großlandschaft hinausgreifen. Ein planmäßiger Erfahrungsaustausch und eine ständige Verbindung mit den Botanischen Gärten sollte angestrebt werden.

– Aufgabe von Botanischen Gärten ist es nicht, lediglich eine Art von Bewahrungsanstalt von Pflanzenmaterial zu sein, das für akademische Forschung und Lehre benötigt wird. Infolge der zunehmenden Biotopvernichtung stehen sie vor der Aufgabe, zumindest vorübergehend zur Arterhaltung beizutragen. Dies kann sowohl durch Anlagen nach exakt pflanzensoziologischen Konzepten, wie durch die Neugründung von Bauerngärten mit altartigen Zier- und Nutzpflanzen geschehen. Der Botanische Garten Tübingen hat beides auf vorbildliche Weise verwirklicht.

– Den Ökologen ist kein dauerhafter Erfolg beschieden, wenn bei Erhaltungspflanzungen die fachkundige Hand des botanischen Gärtners fehlt. Neben den ökologischen Bezügen sind die modernen Kenntnisse der Vermehrung, Düngung und Substratwahl für den Erfolg von Erhaltungspflanzen bedrohter Arten von entscheidender Bedeutung. Bei der gärtnerischen Berufsausbildung sollte diesen Aspekten mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden.

– Das sogenannte »Ansalben«, d. h. Aus- und Umsiedeln von gefährdeten Wildpflanzen ist zweifellos ein heikles Unterfangen, das aus ökologischen und genetischen Gründen von Fachleuten meist abgelehnt wird. Zweifello ist an dieser Haltung richtig, daß erst alles getan werden muß, um die artensprechenden Lebensräume und Lebensbedingungen zu erhalten. Andererseits spricht nichts dagegen, warum nicht im Notfall fachlich gut vorbereitete Pflanzenrettungsaktionen auch probate Schutzarbeit sein sollte. Maßnahmen dieser Art bedürfen aber auf jeden Fall der fachlichen wie rechtlichen Absicherung und können nur Behelf sein.

– Nicht selten ist man bei der Kultur erhaltenswerter Pflanzen auf eine »Lebensgemeinschaft« mit Tieren angewiesen. Die botanische Kostbarkeit, die Herbst-Wendelorchis (*Spiranthes spiralis*), kann nur in Zusammenhang mit Schafbeweidung erhalten werden. Schafhaltung selbst kann als Artsicherung von alten Haustierrassen, z. B. Steinschafen, betrieben werden und leicht als Aufgabe an ein Freilichtmuseum angehängt werden.

– Auf dem Erholungsgelände Beutenlay der Stadt Münsingen wird auf kleiner Fläche beispielhaft eine Dreifelderwirtschaft mit dem Ziel der Erhaltung von alten Ackerfrüchten und den sie begleitenden Ackerwildkräutern betrieben. Dinkel, Esparsette, Linsen, Emmer, Buchweizen, Einkorn, Pferdebohnen und Flachs sind hier mit ihren charakteristischen Begleitern u. a. der Kornrade, dem Frauenspiegel, dem Klatschmohn und der Kornblume zu sehen. Ähnliche Erhaltungskulturen, die sich seitens der Besucher größten Interesses erfreuen, könnten mit variiert Zielsetzung auch anderorts in Verbindung mit bäuerlichen Freilichtmuseen angelegt werden.

– Erhaltungskulturen sind kein Ersatz für natürliche Ökosysteme, sondern nur Notlösungen zur Vermeidung des Schlimmsten, nämlich der völligen Ausrottung bestimmter Pflanzenarten. Insofern kommt den Botanischen Gärten oder Freilichtmuseen, an die spezifische Außenstationen solcher Institutionen angehängt sind, eine erweiterte Aufgabe zu.

– Pflanzen, die der Mensch im Laufe der Kulturgeschichte aus der Vielfalt des Pflanzenreiches zur besonderen Nutzung auswählte, haben sich inzwischen z. T. so stark verändert, daß sie nur noch unter der Obhut des Menschen gedeihen können. Sowohl aus kulturhistorischen als auch aus

züchterischen Gründen sind solche Pflanzen, deren aktuelle Bedeutung als Nutzpflanzen geschwunden sind, erhaltenswert. Freilichtmuseen könnten das, was sie auf kunsthandwerklichem Sektor herstellen und anbieten, auch auf gärtnerischem tun: Interesse für alte Zimmer- und Balkonpflanzen, Gewürz- und Heilkräuter, Schmuckstauden, alte Obstsorten wie Speierling und Mispel usw. wecken und für geeignete Verbreitung in entsprechendem Milieu sorgen.

– Das Land Bayern ist mit 2032 Farn- und Blütenpflanzen das artenreichste Land der Bundesrepublik Deutschland. 35,9 % dieser einheimischen oder eingebürgerten Pflanzen sind jedoch akut gefährdet. Eine konzentrierte Aktion von passiver und aktiver Naturschutzarbeit ist dringend notwendig. Freilichtmuseen sollten sich deshalb nicht nur um die Erhaltung des baulichen, sondern auch des pflanzlichen Erbes unserer Kultur kümmern.

– Etwa 150 der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen können nicht in Schutzgebieten nach Maßgabe der Bundes- und Landesnaturschutzgesetze erhalten werden. Diesen Arten ist gemeinsam, daß sie auf vom Menschen stark beeinflussten Standorten wachsen (Ackerwildkräuter, kurzlebige Ruderalpflanzen, nitrophile Stauden und Pionierpflanzen des unbewachsenen Bodens). Feldflorareservate und bäuerliche Freilandmuseen werden für diese Pflanzen wohl die sichersten Zufluchtsstätten sein.

– Die Botanischen Gärten sollten stärker als bisher an die Realisierung der Resolution von Kew (England) 1976 gehen, die empfiehlt, daß Institute, die Pflanzensammlungen (einschl. Samensammlungen) unterhalten, sich in erster Linie um die Erhaltung der lokalen Flora ihres Gebietes bemühen sollten. Auf diese Weise kann man sich den unnötigen Aufwand für die Simulation fremder Klima- und Biotopbedingungen sparen und die volle Kraft dem Schutz der Pflanzenwelt »vor der eigenen Haustür« widmen. Dies macht jedoch eine Abstimmung der Arbeitsschwerpunkte nicht überflüssig.

– Für die meisten der in der Roten Liste aufgeführten Arten existieren noch keine oder zumindest keine veröffentlichten Kulturerfahrungen. Quantifizierende Analysen ihres Standortes gibt es kaum. Experimentelle Untersuchungen am natürlichen Standort und unter definierten Bedingungen im Labor, Gewächshaus oder Freiland sind dringend erforderlich, um durch bessere Kenntnis der Autökologie die Kulturerfolge dieser gefährdeten Arten zu verbessern.

– Erhaltungskulturen sind Gen-Ressourcen, die auch für züchterische Zwecke sehr wichtig sein können. Da aber in kontrollierten Erhaltungskulturen die Gefahr der Bastardierung und unnatürlichen Selektion mitunter groß ist, sollte pflanzen genetisches Material unserer Wild-, Nutz- und Kulturpflanzen in verstärktem Maß auch in Samenbanken gesichert werden (siehe Bei-

spiel Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft in Braunschweig-Völkenrode).

Josef Heringer

28.–30. September 1979 Pleystein

Fortbildungslehrgang A 1
Wochenendveranstaltung – »Rechtliche und ökologische Grundlagen des Naturschutzes« für Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Bayerisches Naturschutzgesetz, Bundesnaturschutzgesetz, weitere einschlägige Gesetze und Verordnungen, Organisation und Aufgaben der Naturschutzbehörden; landschaftskundliche Grundlagen; ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile: Wald, Hecken, Wildgrasfluren, Streuwiesen, Moore, Gewässer und Gewässerränder.

1.–5. Oktober Laufen

Ausbildungslehrgang
»Aufgaben der Naturschutzwacht«, Bewerber für die Tätigkeit in der Naturschutzwacht.

Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege sowie für die Tätigkeit der Naturschutzwacht; Organisation und Aufgaben der Naturschutzbehörden; Aufgaben, Tätigkeit und Praxis der Naturschutzwacht;

Landschaftskundliche Grundlagen; ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile; Tierwelt in der Wirtschaftslandschaft; Naturschutz und Landschaftspflege im ländlichen Bereich; geschützte und gefährdete Pflanzen und ihre Biotope; Schutz der Landschaft: Formen, Gebiete, Maßnahmen, Exkursion.

6. Oktober 1979 Umgebung Laufen

Fortbildungsseminar
eintägig – Naturschutz und Landschaftspflege in der Praxis. Lehrfahrt für im Naturschutz tätige Verbände – in Ergänzung der Wochenendlehrgänge A 1 und A 2.

8.–12. Oktober 1979 Dießen

Fortbildungslehrgang A
»Rechtliche und ökologische Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der Landwirtschaftsverwaltung, Angehörige der landwirtschaftlichen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Landwirtschaft und Naturschutz, Bayerisches Naturschutzgesetz, Bundesnaturschutzgesetz, Bayerisches Waldgesetz, Bundeswaldgesetz, Forstrechtgesetz, Organisation und Aufgaben der Naturschutzbehörden; ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile: Wald, Hecken, Wild-

grasfluren, Streuwiesen, Moore, Gewässer und Gewässerränder; die ökologische Bedeutung der Tierwelt in der Wirtschaftslandschaft; Almwirtschaft und Naturschutz; Landwirtschaft – Naturschutz – Zielkonflikt; Neuschaffung von Biotopen im Rahmen der Flurbereinigung.

10.–12. Oktober 1979 Mittenwald

Fachseminar

»Ist Pflege der Landschaft erforderlich?« für Wissenschaftler und Fachleute.

Seminarergebnis

Der viel strapazierte Begriff der »Landschaftspflege«, welcher bereits zum Inhalt und Ausbildungsziel fachlicher Studiengänge geworden ist und auch in der Bezeichnung der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege verwendet wird, war das zentrale Thema des Fachseminars, zu dem sich rund 50 Wissenschaftler und Fachleute in Mittenwald trafen.

Vertreter waren sowohl die Fachbereiche, welche sich in irgendeiner Form für die »pflegliche Behandlung bzw. Nutzung der Landschaft« verantwortlich fühlten, wie z. B. Land- und Forstwirtschaft, die Wasserwirtschaft und die Jagd, aber auch die wissenschaftlichen Disziplinen der Biologie und Landschaftsökologie sowie Vertreter von Ministerien, Fachbehörden, Forschungsanstalten, Hochschulen und Verbänden aus Bayern und anderen Bundesländern.

Referate über grundsätzliche Fragen zur Problematik von Landschaftspflegemaßnahmen, über das Verhältnis der Land- und Forstwirtschaft und der Jagd zur Landschaftspflege oder die fremdenverkehrliche Nutzung bestimmter Landschaftsräume sowie die Probleme des Naturschutzes wurden durch eine halbtägige Exkursion in die Buckelfluren bei Mittenwald abgerundet. Die verschiedenen Gesichtspunkte und Meinungen der Referenten und Teilnehmer lassen sich in folgende Punkte zusammenfassen:

– Landschaftspflege ist kein Begriff, welcher sich als »Pflegearbeit« in die jeweiligen landschaftlichen Teilbereiche einordnen läßt, ebenso wenig wie der Begriff Landschaft nicht auseinanderdividiert werden kann in Äcker, Wiesen oder Waldflächen.

Landschaft als Ganzes ist vergleichbar mit den Ansprüchen eines intakten Ökosystems, wo eben alles mit allem zusammenhängt und wodurch sich letztlich die Stabilität solcher Systeme begründet.

Die Gestaltung, Nutzung und Pflege dieser Landschaft ist eine Symbiose von Landschaft, Pflanzen, Tier und Mensch, es ist also unmöglich, zu einzelnen Teilaspekten ja zu sagen, jedoch bestimmte pflanzliche oder tierische Individuen oder gar die Menschen dieser Landschaft abzulehnen.

– Landschaftspflege darf nicht als bloße Landschaftskosmetik verstanden werden. Für den Landwirt ist die Landschaft nicht Erholungsraum, sondern an erster Stelle nach arbeitstechnischen Gesichtspunkten

geprägte Produktionsfläche. Jedoch wurden auch hier bereits im 19. Jahrhundert Prinzipien der Landwirtschaft aufgestellt, die heute noch für die Behandlung unserer gesamten Kulturlandschaft gelten sollten.

- a) das Erwerbsprinzip
- b) das ästhetische Prinzip
- c) das ethische Prinzip.

Unter Berücksichtigung dieser Ziele und unter dem Zwang der Einordnung in natürliche Energiekreisläufe und deren natürlichen Energieumsatz wurden große Teile unseres heutigen Landschaftsbildes geprägt. Die relativ kleinräumige Wirtschaftsweise (Dimension des »Tag«werks) hat zur Erhaltung sogenannter halbnatürlicher Ökosysteme geführt, welche heute durch entsprechende Maßstäbe der Wirtschaftlichkeit zunehmend in ihrem Bestand gefährdet sind, so daß u. U. irreversible Schäden im Naturhaushalt auftreten.

– Eine Reduzierung der Gesamtheitsansprüche an einen Landschaftsraum auf wenige Teilbereiche wie Produktionssteigerung und Wirtschaftlichkeit, bringt eine weitgehende Gefährdung des Gesamtkomplexes Landschaft mit sich.

Die von Natur aus vorgegebenen Landschaftsräume stellen in dieser Beziehung ärmere oder reichere Gebiete dar, deren Unterschiede auch nicht durch politische Programme hinweggeplant werden können.

Als gravierendes Beispiel wurde in diesem Zusammenhang die derzeit zu beobachtende weltweite Reduzierung des zur menschlichen Ernährung notwendigen Pflanzenangebotes auf rund 12 Hauptkulturarten aus einer Fülle von nahezu 100 000 verschiedenen Pflanzenarten angeführt.

– Landschaftspflege darf nicht nur eine Melioration von wirtschaftlich minderwertigen Grundstücken darstellen. Ein wesentliches Ziel muß auch die Erhaltung von extensiven oder nicht genutzten Bereichen wie z. B. Feldgehölze, Raine, Hecken, Heiden usw. in den einzelnen Landschaftsteilräumen sein, um allen den in diesem Landschaftsraum heimischen Tier- und Pflanzenarten entsprechende Lebensräume bieten zu können.

Viele Konflikte der Jagd mit Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege unterstreichen diese Forderungen.

Ehemals jagdbare, aber heute gefährdete und geschützte Tierarten sind häufig an solche halbnatürliche Lebensräume gebunden.

– Typische Fremdenverkehrsschwerpunkte entstehen häufig in solchen traditionellen Kulturlandschaften, denn auch die Ästhetik einer Landschaft stellt letztlich etwas Gewachsenes dar und kann nicht einfach konstruiert werden, wie es u. a. an der Stadtumlandproblematik großer Verdichtungsräume sichtbar wird.

– Auch im forstlichen Bereich sollte künftig diesem Prinzip stärker Rechnung getragen werden. Insbesondere in Wäldern mit einer sogenannten »Erholungsfunktion« werden häufig aus fehlgeleiteten Sauberkeits-Ordnungs- und Pflegegrundsät-

zen z. B. abgestorbene Baumstämme oder sonstiges Totholz als störend empfunden, obwohl auch hier viele pflanzliche und tierische Individuen auf eben diese »Unordnung« als Lebensraum angewiesen sind. – Einer an natürlichen Strukturen, Vorgängen und Räumen orientierten Landschaftspflege wird oft entgegengehalten, daß wir nicht in einer Natur-, sondern in einer Kulturlandschaft leben, die eine Wirtschaftsgrundlage darstellt.

Professor Dr. Haber, Lehrstuhl für Landschaftsökologie Weihenstephan, formulierte hierzu grundsätzliche Gedanken:

»Kultur wird hier leichtfertig identifiziert mit Nutzung und Ökonomie. Kultur heißt aber weit mehr: Abgesehen davon, daß darin das lateinische Wort colere (pflegen, bebauen) steckt, ist Kultur gerade auch das nicht durch Nutzen, durch meß- und zählbare Kriterien Bestimmte oder Bestimmbare, der geistige Gehalt menschlicher Leistungen – auch in der Landschaft, weil sie eine Kulturlandschaft ist und sein soll. Buckelwiesen, Triftrasen, Heiden, Raine, Hecken sind demnach auch Zeugnisse und Leistungen menschlicher Kultur in einer Landschaft, deren natürliche Gegebenheiten lange Zeit nur diese Art von Kultur als Pflege erlaubten.«

Bei der Exkursion wurde den Teilnehmern als besonderes Anliegen im Landkreis Garmisch-Partenkirchen das Problem der Buckelwiesen vor Augen geführt. Die künftige Erhaltung dieser seltenen, traditionellen alpinen Trockenrasen, von denen seit Kriegsende von ehemals 2000 Hektar ein Rest von 750 Hektar verblieben ist, löste lebhaft Diskussion aus.

Einigkeit bestand darin, daß die wertvollsten Flächen, auch unter finanziellem Ausgleich, in der herkömmlichen landwirtschaftlichen Nutzung verbleiben müssen.

Bei der unübersehbaren Tendenz zur Ausweitung und Intensivierung der Produktions-Landschaften wurde allgemein die Entwicklung eines vorausschauenden Konzeptes zur Pflege der Landschaft von den zuständigen Fachstellen in Bayern gefordert.

Als Ansatz zu neuem Denken formulierte Dr. W. Zielonkowski, Direktor der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, in seinem Schlußwort, besser sei weniger ästhetische Kosmetik und dafür ein Mehr an »Verwilderung«, damit die Landschaft ihre Seele nicht verliert.

Heinrich Krauss

15.–19. Oktober 1979 Hohenbrunn

Fortbildungslehrgang B

»Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der Fachbehörden, Landschaftsplaner und Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Folgende Themen wurden eingehend behandelt und diskutiert:

Neuschaffung und Gestaltung von Biotopen im Siedlungsbereich, Neuschaffung von Biotopen im Zuge von Abbaumaßnahmen,

Verkehrsanlagen und Landschaft,
Landschaftspflege im Zuge von Straßen-
baumaßnahmen,
Wasserwirtschaft – Naturschutz und Land-
schaftspflege,
Landschaftspflege im Zuge wasserwirt-
schaftlicher Maßnahmen,
Landschaftspflege und Naturschutz in der
Landwirtschaft,
Landschaftspflege und Naturschutz in der
Forstwirtschaft,
Naturschutz und Erholung,
zur Beurteilung und Behandlung von
Brachflächen,
Maßnahmen zum Schutz und zur Erhaltung
von Naturschutzgebieten und wertvollen
Landschaftsbestandteilen,
Programm und Verfahren zur Ausweisung
von Naturschutzgebieten, Landschafts-
schutzgebieten und Naturdenkmälern.

22.–24. Oktober 1979 Hohenbrunn

Fortbildungslehrgang D

»Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und
der Landschaftspflege« für Angehörige der
bayer. Öffentl. Verwaltung, Naturschutz-
beiräte, Angehörige der im Naturschutz
tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den
Themen:

Einführung in die Geschichte des Natur-
schutzes;

Bayerisches Naturschutzgesetz;

Verwaltung, Organisation, Zuständigkei-
ten;

Bundesnaturschutzgesetz;

Bayerisches Waldgesetz, Bundeswaldge-
setz und Forstrechtgesetz;

Bundesbaugesetz und einschlägige Gesetze;
Flurbereinigungsgesetz, Wasserhaushalts-
gesetz u. a.;

Landesplanungsgesetz;

weitere Verordnungen und Bestimmungen.

24.–26. Oktober 1979 Bad Windsheim

Fachseminar

»Weinberg-Flurbereinigung und Natur-
schutz« für Wissenschaftler und Fachleute
auf gesonderte Einladung.

Seminarergebnis

Weinberg-Flurbereinigung und Natur-
schutz erfüllen mit ihrer Tätigkeit gesetz-
liche Aufträge. Es kann sicher nicht in der
Absicht des Gesetzgebers liegen, daß sich
staatliche Institutionen bei der Wahrneh-
mung ihrer Pflichten unangemessen konkurrieren oder gar ausschalten.

Diese Einsicht war Anlaß für die Akademie
für Naturschutz und Landschaftspflege,
alle mit der Neuordnung der Weinberge
verantwortlich befaßten Fachkreise im
fränkischen Bad Windsheim an einem
Tisch ins Gespräch zu bringen. Wissen-
schaftler und Fachleute aus dem In- und
Ausland ergänzten den Kreis der Experten
aus Ministerien, Regierungen und Fachbe-
hörden.

Als Seminarort war bewußt eine Tagungs-
stätte »vor Ort« gewählt worden. Bad
Windsheim in naher Distanz zu den Pro-
blemgebieten des Weinbaues erwies sich

denn auch als für diesen Zweck vorzüglich
geeignet. Die Atmosphäre von Heilquellen,
Mineralwasserbädern war zugleich anre-
gend und beruhigend und förderte die
sachliche Behandlung eines ansonst so
hitzigen Themas. Im einzelnen wurden
folgende Feststellungen, Anregungen und
Forderungen als Seminarergebnis formu-
liert:

– Der Kampf gegen die Erosion ist so alt
wie der Weinbau selbst. Besonders in der
Schweiz wird diesen Belangen höchste
Aufmerksamkeit zuteil. Bei Rebflächen-
umlegung wird dort bei Neigungen über 40
% vielfach die Quertrassierung der Verti-
kalauslegung vorgezogen. Da stabile alte
Stützmauern mit in die Neuordnung
einbezogen werden können, lassen sich die
sonst so hohen Baukosten enorm senken.
Die im Schnitt 10–15 % geringeren
Flächenerträge werden durch die Vorteile
eines vollen Erosionsschutzes, besserer
Düngerausnutzung, höherer Ertragssicher-
heit und verminderten Pflanzenschutzmit-
teleinsatzes in aller Regel kompensiert.

– Auf die rund 4000 ha fränkische
Weinbaufläche treffen pro Jahr etwa 350 t
Pflanzenbehandlungsmittel. Davon sind
etwa 90 % Fungizide, 5 % Insektizide und
1,5 % Herbizide. Mithin entfallen auf 1 m²
fränkische Rebfläche 10 g reiner Wirkstoff.
Dies hat für die Insekten- und Vogelwelt
verheerende Folgen. Segelfalter, Schmet-
terlingshafte, bestimmte Heuschrecken,
die besonderen Indikatorwert besitzen,
werden entsprechend selten und brauchen
dringend Biotope in Weinbergteilen, die
von Bereinigungs- und Pflanzenschutz-
maßnahmen ausgespart werden. Vor allem
bestehen erhebliche Einwände gegen das
unkontrollierte Versprühen von Pflanzen-
schutzmitteln bei Hubschraubereinsätzen.

– Weinberge können hervorragende kul-
turlandschaftliche Denkmäler sein. In
besonderen Einzelschöpfungen verdienen
sie mehr Beachtung und vor allem
Sicherung. Die Kostbarkeiten vor der
eigenen Haustüre werden vielfach über-
sehen – präcolumbianische Terrassenan-
lagen der Indios in Südamerika indes
bestaunt und zum Ziel sich mehrender
Bildungstouren gemacht.

– Am Beispiel der Weinberge von Ziegel-
anger bei Zeil, mit ihrem einzigartigen
»Fischgrät-Stützmauersystem«, sollen erst-
mals und beispielhaft Möglichkeiten zur
befriedigenden Lösung sowohl aus der
Sicht des Naturschutzes als auch der Wein-
bergsflurbereinigung aufgezeigt werden.
Hier soll beispielhaft in Bayern versucht
werden, ob durch die Quertrassierungs-
methode traditionelle Weinbergstrukturen
erhalten werden können, ohne die Wirt-
schaftlichkeit in Frage zu stellen.

– Eine zeitgemäße Flurbereinigung muß
nicht zwangsläufig zum Verschwinden des
klassischen altfränkischen Landschaftsbil-
des führen. Ihr gesetzlicher Auftrag bezieht
sich nicht nur auf die Sicherung der Reb-
fläche und des Weinanbaues, sondern nicht
weniger auf die Erhaltung der Kulturland-
schaft – auf die Kultur in der Landschaft.

Schließlich wird sie in der Regel zu 75 %
der Kosten vom Staat getragen, was öffent-
liches Mitspracherecht begründeter macht.

– Frankens Weinbau wäre gut beraten,
wenn er in Versuch und Praxis sich die
Quertrassierungserfahrungen der Eidge-
nössischen Forschungsanstalt für Weinbau
in Wädenswil/Zürich und der Versuchs-
anstalt für Wein- und Gartenbau in Oppen-
heim (Deutschland) zunutze machen wür-
de.

– Versuche der Bayer. Landesanstalt für
Bodenkultur und Pflanzenbau haben ein-
deutig die erosionshemmende Wirkung
von Stroheindeckung und Grünansaat be-
legt. Es soll deshalb von der Praxis noch
stärker als bisher von den beiden Möglich-
keiten einer wirksamen Bodenabtragshin-
derung Gebrauch gemacht werden. Als
Grünansaat hat sich in der Schweiz be-
sonders die Gerste bewährt, die in der
Milchreife gemäht wird.

– Eine mäßige natürliche Verunkrautung
verstärkt den Erosionsschutz ebenfalls. sie
kommt überdies gewissen Interessen des
Naturschutzes nach Erhalt seltener Wein-
bergs-Wildkräuter zustatten.

– Humusanreicherung mittels Müllkom-
post hat sich in den von Natur aus starken
Humuszehrlagen der fränkischen Wein-
berge gut bewährt. Laufende Kontrollen
müssen jedoch die bodenchemische Güte
des verwendeten Wiederverwertungssub-
strates überwachen, Schwermetallemit-
ten müssen im Vorfeld ermittelt und aus-
geschieden werden.

– Von Torf als Humusspender sollte im
Interesse der Erhaltung unserer Moore ab-
gesehen werden. Er wird überdies leicht
vom Wind verweht und vom Regen abge-
schwemmt.

– Das bisherige System der Wertermitt-
lung von Rebumlegungsflächen führt dazu,
daß konsequent die Rebhänge in der Fall-
linie aufgeteilt werden. Dies hat jedoch zur
Folge, daß Quertrassierung in den meisten
Fällen unmöglich wird und vertikale
Grundstücksformen vertikale Bearbeitung
mit entsprechender Erosion begünstigen.
Modelle zu alternativen Flächenbewertun-
gen und -verteilungen sollten entwickelt
werden.

– Lesesteinwälle, Hecken und Stützma-
uern in Weinbergen sind keine pflanzlich-
tierischen »Terroristenschlupfwinkel«, die
es auszumerzen gilt. Ihre ökologische
Leistung als natürlicher Unterschlupf für
nützliche Laufkäfer, Florfliegen, Schlupf-
wespen, Raubmilben (letztere z. B. gegen
die Rote Spinne) übersteigt das Maß
möglicher Schadwirkung bei weitem. Ein
bestimmter Mindestbesatz dieser wertvol-
len Landschaftsbestandteile sollte bei Flur-
bereinigungsverfahren auf jeden Fall er-
halten bleiben. Kostspielige Ersatzpflan-
zungen erreichen meist nicht mehr den
Wert über Jahrhunderte gereifter und be-
siedelter Biotope.

Josef Heringer

26.–28. Oktober 1979 Pleystein

Fortbildungslehrgang A 2
Wochenendveranstaltung – »Rechtliche und ökologische Grundlagen des Naturschutzes« für Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Die Tierwelt in der Wirtschaftslandschaft, geschützte und gefährdete Tiere und ihre Biotope,
geschützte und gefährdete Pflanzen und ihre Biotope;
Landschaftspflege im ländlichen Raum;
Erholung und Naturschutz;
Schutz der Landschaft: Formen, Gebiete, Maßnahmen.

27. Oktober 1979 Berchtesgaden

Fachseminar
eintägig – »Naturschutz und Nationalparkidee« In Zusammenarbeit mit der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden für politische Mandatsträger, Journalisten und Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Folgende Referate wurden gehalten und diskutiert:

Naturschutz und Gesellschaft;
Naturschutz als zeitgemäße Aufgabe;
Der Nationalpark Berchtesgaden – Zielsetzung und Aufgaben.

12.–14. November 1979 St. Englmar

Jahrestagung Bayerischer Naturschutzreferenten

»Neuere Entwicklung im Naturschutz und in der Landschaftspflege.« In Zusammenarbeit mit dem Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen für Naturschutzreferenten der Landkreise und Städte sowie Mitarbeiter der höheren Naturschutzbehörden.

12.–16. November 1979 Hohenbrunn

Fortbildungslehrgang B
»Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der Fachbehörden, der im Naturschutz tätigen Verbände, Landschaftsplaner.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Neuschaffung und Gestaltung von Biotopen im Siedlungsbereich,
Neuschaffung von Biotopen im Zuge von Abbaumaßnahmen,
Verkehrsanlagen und Landschaft,
Landschaftspflege im Zuge von Straßenbaumaßnahmen,
Wasserwirtschaft – Naturschutz und Landschaftspflege,
Landschaftspflege im Zuge wasserwirtschaftlicher Maßnahmen,
Landschaftspflege und Naturschutz in der Landwirtschaft,
Landschaftspflege und Naturschutz in der Forstwirtschaft,
Naturschutz und Erholung,
Zur Beurteilung und Behandlung von Brachflächen,
Maßnahmen zum Schutz und zur Erhaltung von Naturschutzgebieten und wertvollen Landschaftsbestandteilen,

Programm und Verfahren zur Ausweisung von Naturschutzgebieten, Landschaftsschutzgebieten und Naturdenkmälern.

12.–16. November 1979 Bad Windsheim

Fortbildungslehrgang A
Rechtliche und ökologische Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige des gehobenen Dienstes in der Forstverwaltung.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege, neuere Entwicklung im Naturschutzrecht,
Schutzgebietsausweisung, Durchführung, rechtliche und fachliche Voraussetzung,
Rechtsgrundlagen des Naturschutzes in der Praxis des Forstdienstes,
Naturschutz und Landschaftspflege im ländlichen Raum, Ziele und Inhalt der Landschaftsplanung, Erfahrungen im Vollzug;
Naturnaher Waldbau mit Blick auf den Biotopschutz;
Naturnahe Waldbestände;
Methodik, Ziele und Stand der Biotopkartierung in Bayern;
Die ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile: Hecken und Gebüsche, Streuwiesen und Moore, Gewässer und Gewässerränder,
geschützte und gefährdete Pflanzen und ihre Biotope,
spezielle zoologische Probleme im Naturschutz,
Ganztagesexkursion zur Thematik.

26. November 1979 Bogenberg

Fachseminar, eintägig
»Wildtierhaltung in Gehegen« für Wissenschaftler und Fachleute.

Seminarergebnis

In der Landwirtschaft ist es unrentabel geworden, Grenzertragsböden in der herkömmlichen Weise zu bewirtschaften. Deshalb probiert man neue, arbeitsexensive Methoden der Tierhaltung aus. In steigendem Maße wird die Wildtierhaltung in Gehegen als fortschrittlicher, gewinnbringender Weg der landwirtschaftlichen Nutzung propagiert. Die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege versuchte deshalb mit Angehörigen der Fachbereiche Biologie, Land- und Forstwirtschaft, Jagd, Landschaftspflege und Ökologie, vertreten durch Fachbehörden, Forschungsinstitutionen, Hochschulen und Ministerien, dieses Problem aus den verschiedensten Blickwinkeln zu erörtern und zu diskutieren. Vertreten war auch der Bayerische Landesverband für die Nutztierartige Haltung von Wildtieren e. V. Derzeit existieren in Bayern rund 150 derartige Gehege, mit einem relativ geringen Flächenanteil. Den Naturschutzbehörden liegt jedoch eine Flut von Anträgen zur Genehmigung von weiteren Wildgehegen, in erster Linie zur Damwildhaltung, vor. Ministerialdirigent Dr. Engelhardt vom Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen

versuchte zu verdeutlichen, daß die rechtlichen Grundlagen hierfür äußerst vielschichtig sind und viele Interpretationsmöglichkeiten eindeutige Aussagen sehr erschweren. Das Bayer. Naturschutzgesetz befaßt sich mit der artgemäßen und verhaltensgerechten Unterbringung sowie der fachgerechten Betreuung. Ferner werden so bedeutsame Fragen wie die Beeinträchtigung des Naturhaushaltes und des Landschaftsbildes oder die Einschränkung des Zugangs zur freien Natur ebenfalls in diesem Gesetz behandelt.

Die Gehegeanlage selbst stellt nach dem Bauordnungs- und Bauplanungsrecht eine bauliche Anlage dar, die genehmigungspflichtig ist.

Der Status von in Gehegen gehaltenen Wildtieren gilt als umstritten, da die Tiere gefüttert, umhegt und planmäßig genutzt werden, so daß eine eindeutige Zuordnung als Wildtier oder Haustier nicht möglich erscheint. Die Frage ob Wild- oder Haustier ist insofern von Bedeutung, da beide Tiergruppen unterschiedlichen Gesetzen unterliegen, was in Bezug auf Tötung, Fleischbeschau, Viehseuchenrecht, Zivilrecht und anderen seinen Niederschlag findet. Aus der Sicht der Verbraucher sind folgende Fragen bedeutsam: Kaufen sie Wild oder Fleisch von Haustieren? Können mit Industriefutter ernährte, planmäßig gezüchtete und prophylaktisch gegen Parasiten behandelte Tiere noch als Wild gelten?

Auch nach dem Tierschutzgesetz müssen Haltung, Pflege und Unterbringung des Gehegewildes, soweit dies zum Schutz der Tiere erforderlich ist, geregelt sein.

Das Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen ist bestrebt, eine einheitliche Regelung zu treffen und den Naturschutzbehörden praktikable Entscheidungshilfen an die Hand zu geben. Wegen der Vielzahl der tangierenden Gesetze und einer Reihe noch nicht ausgeräumter Bedenken, aus der Sicht des Naturschutzes und der Landschaftspflege, ist mit einer Klärung der Sachverhalte in allernächster Zeit nicht zu rechnen.

Der Vertreter des Landesverbandes für die Nutztierartige Haltung von Wildtieren e. V. Dr. Osterholzer, beklagte den verhältnismäßig großen Anteil von landwirtschaftlich benachteiligten Gebieten in Bayern, sowie die schlechte Situation der Landwirtschaft im Besonderen. Allein für den Bayerischen Wald bezeichnete er ca. 50 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche als Grenzertragsböden.

Die bisher praktizierten Versuche, brachgefallene, ehemals landwirtschaftlich genutzte Flächen offen zu halten, zu pflegen und vor »Verwahrlosung« zu bewahren, seien nicht sehr ermutigend gewesen. Pensionsviehweide, Aktualisierung der Schafhaltung sowie die verschiedenen mechanischen und chemischen Verfahren seien nur auf kleinsten Flächen durchführbar, die Kulturlandschaft sei damit jedoch nicht zu erhalten.

Dr. Osterholzer propagierte deshalb die Haltung von Wildtieren wie Rotwild, Mufflons und besonders von Damwild als erfolgversprechende Möglichkeit, die Landwirtschaft in benachteiligten Gebieten und gleichzeitig auch die Kulturlandschaft zu erhalten. Entsprechend den Wünschen der Verbraucher, diätisch wertvolles tierisches Eiweiß zu verzehren, wie z. B. die ständige Nachfrage nach Putenfleisch zeigt, besteht in der Haltung von Wildtieren eine große Chance, diese Marktlücke zu decken. Allein 90 % der neuseeländischen Damwildproduktion wird in die Bundesrepublik exportiert. Das Interesse, Damwild zu halten, ist demzufolge vor allem in Bayern recht groß, wengleich hier vor allem von Seiten des Naturschutzes große Schwierigkeiten gemacht werden. Die Durchschnittsgröße der Damwildgehege betrug 1978 2,52 ha bei insgesamt 350 ha Gehegefläche in Bayern. Dagegen würden die bestehenden Jagdgehege Bayerns, die rein jagdlichen Zwecken bzw. der Touristenattraktion dienen, mehrere Tausend Hektar ausmachen, ein Jagdgehege mit immerhin 3189 ha Fläche hob er besonders hervor.

Dr. Osterholzer kritisierte die nach seiner Meinung unhaltbaren Begründungen der unteren Naturschutzbehörden, die Anträge auf Gehegeerrichtung ablehnen würden. Er sprach sich für baldige Richtlinien von den zuständigen Ministerien aus, um weiterer Willkür gegen die Damwildhaltung Einhalt zu gebieten.

Schließlich unterstrich er noch die landschaftspflegerische Komponente der Wildtierhaltung und hob hervor, daß die Gehege mit ihren Tieren außerdem eine für den Fremdenverkehr bedeutsame Bereicherung des Landschaftsbildes darstellten.

Prof. Dr. H. Bogner, Leiter der Bayerischen Landesanstalt für Tierzucht in Grub, präziserte in seinen Ausführungen die Angaben über die nutztierartige Haltung von Wild. Im Versuchsgut Romenthal der Bayerischen Landesanstalt werden seit mehreren Jahren Damwild und Schafe vergleichend in Bezug auf Nutzung ihrer gebotenen Nahrung, Haltbarkeit und wirtschaftlichen Gewinn untersucht. Demzufolge wirkt die extensive Haltung von Wildtieren langfristig gesehen keinen Gewinn ab. Vielmehr ist ein ziemlicher Aufwand nötig, um diese Haltung wirtschaftlich zu betreiben. Alleine die Zäune, die Fangvorrichtungen, die vielen Unterteilungsmöglichkeiten bei der Koppelhaltung, die Futterstellen und -silos bedeuten beträchtliche Investitionen. Ferner ist ein derartiger Farmbetrieb auch arbeitsintensiv, im Familienbetrieb ist die hier anfallende Arbeit normalerweise nicht zu bewältigen. In diesem Zusammenhang war es auch aufschlußreich zu erfahren, daß eine nach modernen Prinzipien ausgerichtete Schafhaltung durchaus mit der Damwildhaltung konkurrieren kann. Eine Reihe von Dias sowie ein Film verdeutlichten die Ausführungen Bogners, aus denen klar hervorging, daß nur eine intensive Haltung wirtschaftlich

ist, diese aber keineswegs auf Grenzertragsböden unter den Gesichtspunkten der Landschaftspflege praktikabel wäre. Im Gegenteil, nur produktive Standorte, die regelmäßig gedüngt werden, können im Sommerhalbjahr das Grundfutter liefern, trotzdem sind entlang der Zäune feste Bodenmaterialien nötig, da hier die Vegetationsdecke durch die Hufe der Tiere zwangsläufig zerstört wird. Ebenso wird jeglicher Gehölzbewuchs, wenn er nicht durch Abzäunungen geschützt ist, in Kürze verbissen und total geschält.

Dr. M. Förster ging in seinem Referat auf die Beeinflussung von Vegetationsstrukturen des Waldes durch Wild ein. Er konnte in mehrjähriger Tätigkeit im 1900 ha großen Saupark bei Springe diesem Problem nachgehen. Bereits die relativ geringe Wilddichte in freier Wildbahn führt zu erheblichen Beeinträchtigungen der Vegetation. Die für ein Gebiet angegebene Wilddichte stellt nur einen Mittelwert dar, da aber nicht alle Biotopstrukturen gleichermaßen geeignet sind, bzw. viele Flächen für eine Nutzung durch Wildtiere ausfallen, kommt es in den geeigneten Einständen des Wildes zu starken Übernutzungen. Der vom Gesetzgeber geforderte, gesunde, artenreiche und den landschaftlichen Verhältnissen angepaßte Wildbestand kann deshalb nur auf Grund vegetationskundlicher und wildbiologischer Kriterien ermittelt werden. Förster unterschied zwischen direkten und indirekten Einflüssen des Wildes auf die Baumvegetation. Sich über Jahre hinziehende Krankheitsprozesse, wie langsames Absterben der Bäume, sind oft schwer erkennbar, da nicht alle Bäume gleich reagieren. Starke Wurzelschädigung, die durch erhöhte Trittbelastung verursacht wird, führt zu mangelhafter Belaubung und durch die damit herabgesetzte Assimilationsrate zu Holzzuwachsverlusten. Fichten und Buchen vertragen die fortgesetzte Wurzelfreilegung nicht und gehen ein, während die Stieleichen solche Belastungen im allgemeinen ohne weiteres aushalten. Vor allem bei Lehm- und Tonböden kommt es zur Bodenverdichtung, was eine Störung des Wasserhaushaltes sowie der Bodenbelüftung nach sich zieht. Außerdem sind Wildpässe an Hängen die Ansatzpunkte für künftige Erosionserscheinungen.

An direkten Einwirkungen des Wildes auf den Gehölzbestand sind in erster Linie Verbiß und das Schälen zu nennen. Vor allem die Straucharten werden sehr stark geschädigt, Hasel, Heckenkirsche und Pfaffenhütchen sind in vielen Bereichen fast völlig verschwunden, lediglich dornen- und stachelbewehrte Straucharten können sich behaupten. Gleichermaßen selektiv werden die Baumarten verbissen; sind deren Früchte wie z. B. Eicheln und Bucheckern auch noch begehrtes Futter, und kommen noch Schälschäden mit der nachfolgenden Stammfäule hinzu, so können sich große Waldbestände in relativ kurzer

Zeit stark verändern.

In relativ ungestörten Kalk-Buchenwäldern beträgt die Bodendeckung der Vegetation normalerweise 40–100 %, im Saupark nur 5–10 %. Der Artenschwund im Saupark beträgt stellenweise bis zu 83 % (= 55 Pflanzenarten). Der Referent vermutet, daß isolierte Waldgebiete mit geringer Flächenausdehnung, mangels vorhandener Artreserven ihren vollen Artenbestand nie mehr ganz erlangen. Er stellt deshalb die Forderung auf, daß schützenswerte Landschaftsteile von vorne herein für die Anlage von Gehegen und Tierparks ausscheiden müßten.

Zwei Referate behandelten den Einfluß der Gehegehaltung auf die Wildtiere. Dr. W. Schröder sprach über »Tiergehege aus der Sicht des Wildtierschutzes« und Dr. W. Scherzinger machte sehr präzise Angaben über die »Wildtierhaltung im Dienste der Arterhaltung«.

Die Gefangenschaftshaltung wildlebender Tiere hat eine Jahrtausende alte Tradition. Wirtschaftliche Aspekte waren immer der Hauptgrund, in den letzten hundert Jahren kamen zunehmend Gründe des Naturschutzes und der Arterhaltung hinzu. Gehege bieten Wildtieren, die den Gefährdungen und Veränderungen ihrer Umwelt im Freiland nicht mehr gewachsen sind, mitunter die Möglichkeit, besser zu überleben. Die Wildtierhaltung kann ferner von diesen Tieren wertvolle Erkenntnisse über Verhalten, Fortpflanzungs- und Ernährungsbiologie gewinnen.

Jedes Wildtier ist das Produkt eines ununterbrochenen Dialoges mit seiner Umwelt, eine langfristige Gefangenschaftshaltung mit ihren anthropogenen Manipulationseffekten wie Hege, Fütterung, Zuchtwahl sowie artfremder Sozialstruktur, Siedlungsdichte etc. stellt eine Unterbrechung des notwendigen Kontinuums und somit eine Gefährdung der Artcharakteristika dar. Letztlich sind auch unsere verschiedenen Haustiere das Ergebnis einer ständigen Zuchtwahl des Menschen, dem es gelang, diese durch Unterbrechung des natürlichen Evolutionsprozesses so zu verändern, daß die Verwandtschaft mit der natürlichen Stammart nur noch schwer erkennbar ist. Die Wildtierhaltung ist deshalb nicht in der Lage, den Wildtiercharakter dauerhaft zu erhalten, sie kann lediglich als Transitstation im Dienste der Arterhaltung fungieren. Ihre Leistung und Berechtigung steht somit in enger Abhängigkeit zur Wiederherstellung geeigneter Biotope oder der Einrichtung geeigneter Reservate, wo das Wildtier durch Kontakt mit seiner natürlichen Umwelt wieder in den biozönotischen Evolutionsprozeß eingegliedert werden kann.

Dieses Seminar zeigte die Vielschichtigkeit der Probleme und Auffassungen, es kann nur als erster Dialog zwischen Naturschutz und Wildtierhalten verstanden werden. aus der Sicht des Naturschutzes verdienen jedoch folgende Punkte festgehalten zu werden:

1. Eine wirtschaftliche Gatterhaltung von

Wildtieren auf landwirtschaftlichen Extensivflächen kann weder dem Naturschutz noch der Landschaftspflege dienen, da jede natürliche Pflanzendecke weitgehend zerstört wird.

2. Wildtiere längere Zeit in Gefangenschaft zu halten gelingt nicht, zwangsläufig verliert sich hier der arttypische Wildtiercharakter.

Dr. Walter Bock

10.–14. Dezember 1979 Hohenbrunn

Fortbildungslehrgang C

»Planungen im Bereich des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der Fachbehörden, der im Naturschutz tätigen Verbände, Landschaftsplaner, Städteplaner.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Einführung in die Landes- und Regionalplanung;

Landschaftsrahmenplanung, Bauleitplanung;

insbesondere Flächennutzungsplanung,

Landschaftsplanung, Bbauungs- und Grünordnungsplanung;

Gestaltungsplanung;

Fachplanung der Forst- und Landwirtschaft; Erholungsplanung, Planung und Einrichtung von Naturparks und Erholungsgebieten;

Planungen zur Sicherung und Erhaltung schützenswerter Landschaften, Landschaftsbestandteile und Biotope.

7. Januar 1980 Hohenbrunn

Fachseminar – eintägig

»Tierökologische Aspekte im Siedlungsbereich« für Angehörige der Planungs- und Gartenämter, der im Naturschutz tätigen Verbände, Landschaftsplaner, Kommunalpolitiker.

Seminarergebnis

Ziel dieser Veranstaltung war es, den menschlichen Siedlungsraum auf seine Eignung als Lebensraum für Tiere zu untersuchen. Ferner galt es Lösungen und Vorschläge zu erarbeiten, um im Siedlungsbereich neue Tierbiotope einzurichten und damit eine lebenswertere Umwelt für den Menschen zu schaffen.

Voraussetzung für die Beurteilung des Tierlebens ist eine Analyse des abiotischen Lebensraumes, wie Boden und Klima. Durch die Verwendung anorganischer Baumaterialien wie Stein und Beton sowie die vielfältigen Lebensäußerungen des Menschen (Raumheizung, Salzen der Straßen, CO₂-Belastung der Luft etc.) wurden in den Städten völlig geänderte Lebensvoraussetzungen geschaffen. Neben nacktem Fels und blankem Boden haben Haus und Straßen die höchste Reflexion von Sonnenstrahlen, ferner heizen sie sich sehr stark auf und kühlen relativ schnell wieder ab. Von den Organismen wird hier eine sehr hohe Anpassungsfähigkeit an das wechselnde Mikroklima verlangt. Zwar weichen die Klimata der einzelnen Städte auf Grund ihrer geographischen Lage (z. B. Kessel-

lage) voneinander ab, doch lassen sich einige allgemeingültige Werte hierzu angeben.

So sind über größeren Siedlungen Bewölkung und Niederschlag um 5–10 % erhöht, der Schneefall hingegen ist um ca. 5 % geringer. Die mittlere Sonnenscheindauer ist durch die Lufttrübung um 5–15 % verringert, ebenso ist die UV-Strahlung in der eingestrahlten Sonnenenergie bis zu 15 % weniger. Die Temperatur weist im Jahresmittel um 0,5–1°C höhere Werte als die Umgebung auf. Über großen Städten entwickelt sich ferner durch Windbremsung und aufsteigende Wärme ein eigenes Windsystem. Allgemein bedauert wurde, daß klimatologische Untersuchungen bisher nur aus einigen Großstädten vorliegen. Kleinstädte und Dörfer hingegen sind bisher kaum untersucht, ihr typisches Klima sowie ihr Kleinklima ist noch weitgehend unbekannt. Auch die zoologisch-ökologischen Grundlagen im Siedlungsbereich sind kaum untersucht. Forscher und Geldgeber fanden den naturnahen Lebensraum meist interessanter, erst relativ spät wurde dieser spezielle Problemkreis bearbeitet.

Für viele Tierarten stellen die Stadtbiotope Restflächen dar. Sind diese Biotope noch dazu klein, so sind spezialisierte Tierarten zum Aussterben verurteilt. Ebenso kommen größere Tierarten hier kaum noch vor, weil für mehrere Individuen weder Platz noch die Nahrung ausreichend vorhanden ist. Diese grünen Restflächen sind aus ökologischer Sicht wie Inseln zu behandeln, da sie durch Straßenzüge und Häuserzeilen von anderen Flächen völlig isoliert sind. Auf kleinen Inseln herrscht ein dynamisches Artengleichgewicht, welches nur eine beschränkte Artenzahl zuläßt. Die Zuwanderung in diese kleinen Flächen ist gering und ihre Biozöosen sind sehr stör anfällig. Die hier fast ausschließlich vorhandenen anthropogenen Randzonen (d. h. scharfe Grenzen: Wald – Asphalt) weisen im Gegensatz zu natürlichen Randzonen eine stark verarmte Tierwelt auf. Immissionen und mechanische Einwirkungen stören das Artengefüge bis zu 40 m in einen Gehölzbestand hinein. Städtische Inselbiotope sind vorwiegend von migrationsfreudigen Tierarten, häufig Kulturfolgern besiedelt, damit wird Laien oft eine heile Welt vorgegaukelt. Mitunter stellt auf diesen Inseln eine Tierart über 50 % der vorhandenen Individuen, die wenigen weiteren Arten sind unterrepräsentiert, viele Arten fehlen ganz.

Von wesentlicher Bedeutung ist die strukturelle Gliederung der städtischen Biotope. Vom Gehölz bis zum Feuchtbiotop und Ödland soll möglichst die ganze Palette der Landschaftselemente vorhanden sein.

Gewässern aller Art kommt auch im städtischen Bereich eine außerordentliche Bedeutung zu. So sind Fließgewässer unbedeutend von unmittelbarer Bebauung freizuhalten, da sie als wichtige Verbindungsstraßen aus dem ländlichen Raum über den Siedlungsbereich wieder in die freie Natur

führen. Über diese Zugstraßen kann die Tierwelt aus dem freien Land in die Stadtbiotope einwandern. Aber auch größere Teiche und wenige m² große Tümpel erfüllen wesentliche Funktionen im Naturhaushalt. An größeren Gewässern mit natürlichem Bewuchs sind auch aus städtischen Biotopen hohe Artenzahlen bekannt, hier besteht die Möglichkeit, aus nächster Nähe Natur und Tiere zu erleben. Der Wert eines solchen Gewässers hängt jedoch vielfach von einer geschickten Lenkung des Besucher- und Erholungsverkehrs ab. Nicht zu unterschätzen ist die ökologische Wertigkeit von Kleinstgewässern; Wasserinsekten, Libellen und Amphibien nehmen diese ökologischen Zellen gerne an. Auch kleinste naturnah angelegte Tümpel und Sümpfe in privaten Hausgärten sind eine wesentliche Hilfe für kleine Wassertiere. Die üblichen Einheitsrasenflächen wurden, als ökologisch wertlose und sogar als umweltfeindliche, verlorene Flächen dargestellt.

Diese sterilen Rasen müssen bis zu 20-mal im Jahr gemäht werden, außerdem ist zum gleichmäßigen Rasenwachstum eine Düngung unumgänglich. Ebenso werden selektiv wirkende Herbizide als »chemische Sense« gegen sogenannte Unkräuter eingesetzt. Ungedüngte Mähwiesen, die sicher das Bild der Städte bereichern würden, stellen neben ihrer Blumenpracht auch wertvolle Lebensräume für viele Insekten, die wiederum Nahrung für eine Reihe seltener Vögel bedeuten.

Die städtischen Gehölze leiden ebenfalls stark unter dem Sauberkeitsbedürfnis der Bevölkerung, so ist aus zoologischer Sicht ein durch die Baumchirurgie sanierter Baum nur noch halb so wertvoll, da morsches Holz und Höhlungen vielen Tieren Wohnraum und Nahrung bedeuten. Natürlich sollen von Bäumen an vielbegangenen Wegen oder Straßen morsche Äste entfernt werden, um keine Spaziergänger oder Autos zu gefährden, jedoch sollten hierbei Augenmaß und Zivilcourage nicht ins Hintertreffen geraten.

Der Verlust von alten Bauten und Scheunen sowie die hermetische Abriegelung der Kirchtürme führt zu einem vielerorts totalen Verlust von Wohnraum für Schleiereulen, Turmfalken und Fledermäusen. Den Fledermäusen, vor allem deren Wochenstuben, wird chemisch behandeltes Gebälk oft zum Verhängnis, vorwiegend die hier abgehängten Jungtiere gehen ein.

Aus der stadtgärtnerischen Praxis wurde berichtet, daß Blumenwiesen anstatt Rasenflächen bereits an mehreren Stellen, so z. B. in Augsburg, praktiziert würden und diese von der aufgeschlossenen Bevölkerung sehr begrüßt wurden. Ebenfalls in Augsburg wird eine Stadtbiotopkartierung durchgeführt und bereits verrohrte Bäche werden wieder in lebende Gewässer umgewandelt.

Im Verlauf des Seminars zeigte sich, daß der Begriff »Siedlungsbereich« für exakte wissenschaftliche Arbeiten nicht eindeutig

genug formuliert ist. Eine genaue Definition dieses Begriffes ist für künftige Veranstaltungen unumgänglich.

Um Städte wieder naturnaher und damit lebenswerter zu gestalten, wurde ein Katalog von Planungsmaßnahmen vorge-schlagen.

1. Ein Schutzgebietssystem mit großflächigen Kernzonen entwickeln.

2. Die weitere Zerschneidung naturnaher Elemente unterbinden und benachbarte naturnahe Einheiten wieder verbinden.

3. Bei der Anlage von Grünzonen: Anthropogen bedingte Randflächen verringern, Bepflanzungen nur mit einheimischen standortgemäßen Pflanzen.

4. Wo möglich, sterile Rasenflächen in Blumenwiesen umwandeln, auch in Privatgärten. Hier auch ökonomische Gesichtspunkte anführen.

5. In Gehölzpflanzungen verschiedene Bereiche völlig unbegebar zuwachsen lassen, Sanierung alter Bäume nur dort, wo Menschen unmittelbar gefährdet sind, auch morsche Stümpfe stehen lassen, große Schichtung des Gehölzbestandes anstreben.

6. Fließgewässer im Gemeineigentum belassen, auf jeden Fall offenlassen und von jeglicher Bebauung freihalten.

7. Stehende Gewässer: Kleine Tümpelbiotope auch in Hausgärten anlegen und fördern. Geschickte Lenkung des Besucherstromes an größeren Gewässern, hier ausreichend große Regenerationszonen belassen. Intensivnutzungen vermeiden.

8. Bei der Sanierung alter Gebäude und Kirchen nicht alle Luken und Dächer hermetisch abschließen. Brutnischen für Vögel schaffen.

9. Eine umfassende Aufklärung der Bevölkerung über diese Maßnahmen ist erforderlich. Die Planungen sollten für Bürger verständlicher gemacht werden, dann würden sie mehr Resonanz finden.

Dr. Walter Bock

25.–27. Januar 1980 Dießen

Fortbildungslehrgang B 1

Wochenendveranstaltung – »Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der bayer. öffentl. Verwaltung, der im Naturschutz tätigen Verbände, Landschaftsplaner.

Folgende Themen wurden eingehend behandelt und diskutiert:

Erhaltung und Neuschaffung von Biotopen; Sanierung, Rekultivierung und Gestaltung von Landschaftsteilen in den Fachbereichen Land- und Forstwirtschaft, Wasser- und Straßenbau, Flurbereinigung, Städtebau usw.

28. Januar – 1. Februar 1980 Hohenbrunn

Fortbildungslehrgang A

»Rechtliche und ökologische Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der bayerischen öffentlichen Verwaltung.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Bayerisches Naturschutzgesetz,

Bundesnaturschutzgesetz, Bundesbaugesetz u. a. einschlägige Gesetze und Verordnungen, Organisation und Aufgaben der Naturschutzbehörden, Schutzgebietsausweisung, Durchführung, rechtliche und fachliche Voraussetzung; Bayerisches Waldgesetz, Bundeswaldgesetz, Forstrechtgesetz und Naturschutz; Begriffe und Definitionen aus dem Bereich Naturschutz und Landschaftspflege; ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile: Wald, Hecken, Wildgrasfluren, Streuwiesen, Moore, Gewässer und Gewässerränder; die Tiere in der Wirtschaftslandschaft, geschützte und gefährdete Pflanzen und ihre Biotope, Naturschutz und Landschaftspflege im ländlichen Raum; Ziele und Inhalt der Landschaftsplanung; staatliche Förderungsmaßnahmen auf dem Gebiet des Naturschutzes und der Landschaftspflege.

7. Februar 1980 Freising

Fachseminar

für Referenten der ANL auf Einladung, eintägig

Inhalt: Koordination und Diskussion von Lehrgangsinhalten, Schwerpunkte zukünftiger Arbeit.

9. Februar 1980 Füssen

Fachseminar

für politische Mandatsträger und Journalisten – eintägig

Naturschutz heute: Inhalte und Ziele eines zeitgemäßen Naturschutzes.

22.–24. Februar 1980 Dießen

Fortbildungslehrgang B 2

Wochenendveranstaltung – »Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der bayer. öffentl. Verwaltung, Landschaftsplaner, Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Folgende Themen wurden eingehend behandelt und diskutiert:

Naturschutz und Erholung; Beurteilung und Behandlung von Brachflächen; Maßnahmen zum Schutz wertvoller Landschaftsbestandteile; Programme und Verfahren, Schutzgebietskonzepte.

Der Fortbildungslehrgang B wird auch in zwei getrennten Wochenendveranstaltungen B 1 und B 2 angeboten, jedoch ohne Exkursion.

14.–16. März 1980 Landvolkshochschule Feuerstein Ebermannstadt/Ofr.

Fortbildungslehrgang A 1

Wochenendlehrgang – »Rechtliche und ökologische Grundlagen des Naturschutzes« für Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

siehe Veranstaltung 28.–30. September 1979.

17.–21. März 1980 Hohenbrunn

Der Fortbildungslehrgang A

»Rechtliche und ökologische Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Lehrer an Gymnasien in Zusammenarbeit mit der Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen war eine Gemeinschaftsveranstaltung mit der Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen.

Folgende Themen wurden eingehend behandelt und diskutiert:

die augenblickliche Situation der Hochschulgeographie und des Erdkundeunterrichts,

Lehrplan – Beispiele im Unterricht, Naturschutz und Landschaftspflege im Lehrplan,

rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege,

naturnahe Landschaftsbestandteile; Wald, Hecken, Wildgrasfluren – ihre ökologische Bedeutung,

Bearbeitung von Karten zur Vorbereitung der Exkursion durch Arbeitsgruppen,

naturnahe Landschaftsbestandteile: Streuwiesen, Moore und Gewässer, Maß-

nahmen der Landschaftspflege, Landschaftsplanung.

24.–26. März 1980 Landvolkshochschule Feuerstein, Ebermannstadt/Ofr.

Fortbildungslehrgang D

»Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der bayer. öffentl. Verwaltung, der im Naturschutz tätigen Verbände, Naturschutzbeiräte.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Einführung in die Geschichte des Naturschutzes;

Bayerisches Naturschutzgesetz; Verwaltung, Organisation, Zuständigkeiten;

Bundesnaturschutzgesetz;

Bayerisches Waldgesetz, Bundeswaldgesetz und Forstrechtgesetz;

Bundesbaugesetz und einschlägige Gesetze;

Flurbereinigungsgesetz, Wasserhaushaltsgesetz u. a.;

Landesplanungsgesetz;

weitere Verordnungen und Bestimmungen.

14.–17. April 1980 Erlangen

Internationales wissenschaftliches Seminar »Landschaftsplanung in der Stadtentwicklung am Beispiel Erlangen/Nürnberg«.

Seminarergebnis

Die internationale Föderation der Landschaftsarchitekten (IFLA) als Vereinigung von über 8.000 Landschaftsarchitekten in 30 Ländern der Welt hat sich in einem wissenschaftlichen Seminar mit den Problemen der Landschaftsentwicklung in der Stadt beschäftigt.

In 3 Arbeitskreisen haben Vertreter aus 16 Ländern Empfehlungen zu den 3 Hauptaufgaben der Landschaftsarchitekten in der Stadtplanung erarbeitet:

1. Natur in der Stadt

2. Erholungsräume in der Stadt

3. Freiräume der Innenstadt

Die Tagung wurde von der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege getragen.

Die folgenden Erlanger Empfehlungen werden allen 30 Verbänden der internationalen Vereinigung zugeleitet.

Erlanger Empfehlungen der internationalen Föderation der Landschaftsarchitekten (IFLA)

I. Natur in der Stadt

1. Jeder Teil der Landschaft ist ein durch Topographie, Geologie, Boden und Wasserhaushalt unterschiedlich geprägter Lebensraum für eine vielgestaltige Tier- und Pflanzenwelt. Diese Qualität ist an den Standort gebunden, sie kann nicht beliebig verlagert werden. Daher ist die Sicherung wertvoller naturnaher Standorte (Biotope) eine vorrangige Aufgabe jeder Stadtentwicklung.

2. Trotz stagnierender Bevölkerungszahlen muß zunächst noch mit steigenden Ansprüchen der Menschen an Wohn- und Freizeitraum und daher mit einer Ausdehnung der Städte gerechnet werden. So müssen alle Möglichkeiten genutzt werden, durch die Mehrfachnutzung von Flächen – etwa im Verkehr, bei der Gestaltung von Erholungsräumen – den steigenden Flächenbedarf einzuschränken.

Notwendig ist aber auch ein Umdenken jedes einzelnen. Jeder Bürger muß mit dieser Einschränkung bei sich selbst beginnen. So sind die Teilnehmer der Erlanger Tagung überwiegend mit öffentlichen Verkehrsmitteln nach Erlangen angereist und haben ihre Exkursionen in der Stadt ausschließlich mit dem Fahrrad und dem Omnibus durchgeführt.

3. Pflanzen und Tiere brauchen auch in der Stadt zusammenhängende, ungestörte Räume in einer abgestuften Nutzung und Pflege. Mit der Sicherung und Neuschaffung geschlossener Freiflächensysteme aus dem Kernbereich der Stadt in die freie Landschaft werden zugleich für den Menschen grüne, ungestörte Verbindungen in die Natur angeboten. Sie sind verstärkt durch Fuß- und Radwege zu erschließen.

Diese Freiräume sind in der Stadt am meisten gefährdet. Planungen zur Sicherung von Freiflächen sind daher zu verstärken. Diese Flächen müssen rechtlich verbindlich abgesichert werden, um die wichtigen Funktionen naturnaher Räume für die Lebensqualität der Stadt zu erhalten.

4. Die vielseitige naturnahe Landschaft entspricht in stärkerem Maße den Wünschen der Menschen nach individueller Gestaltung ihrer Lebensräume für Freizeit und Erholung, als der Einheitsrasen vieler Freiflächen mit dem Zwang zu normierten Verhaltensweisen. Mit zunehmender Denaturierung des Lebens steigt das elementare Bedürfnis der Menschen nach einer

unverfälschten Natur. Der internationale Verband appelliert daher besonders an die Grünflächenämter der Städte, aufwendige Pflegemaßnahmen in den Grünflächen zu reduzieren, um die Entwicklung naturnaher Standorte zu fördern. Die Vielgestaltigkeit der Natur wird durch ständiges Behandeln von Vegetationsflächen geschmälert oder gar vernichtet.

Besonders schützenswerte Bereiche der Landschaft müssen aber mehr als bisher vor einem beliebigen Betreten geschützt werden. Hierzu ist eine stärkere Information der Öffentlichkeit notwendig.

5. Die Landschaftsarchitekten kritisieren, daß weltweit bei der Behandlung von Natur eine sterile Perfektion geübt wird. Sie ist durch eine einseitige Werbung, durch das Streben nach übertriebener Ordnung aber leider auch durch das Leitbild gärtnerischer Ausstellungen geprägt. Das gilt für private wie für öffentliche Freiräume.

6. Die Landschaftsarchitekten sehen es als eine große Fehlentwicklung an, daß die Erhaltung einfacher Strukturen in einem durch Normen und oft durch übertriebene Sicherheitsbestimmungen zunehmend geprägten Umfeld nur noch schwer möglich ist. Die in der Technik notwendige Perfektion kann in der Natur nicht ebenso als Maßstab gelten.

Beispielhaft für dieses übertriebene Sicherheitsdenken ist die im Bundesgesundheitsministerium vorbereitete Giftpflanzenliste, die einen großen Teil unserer heimischen Sträucher zukünftig verbietet und damit die Artenvielfalt in der Landschaft erheblich einschränkt.

7. Der weltweit zunehmende Ersatz menschlicher Arbeitskräfte durch die Maschine ist nicht weiter zu verantworten. Er zerstört ebenso die menschlichen Beziehungen wie die Vielgestaltigkeit der Natur. Dieses Problem hat über die Landschaft hinaus einen hohen sozialpolitischen Stellenwert.

II. Erholungsräume in der Stadt

1. Durch den Ausbau zusammenhängender, verkehrsfreier Platzräume und Freiflächen in der Stadt erhalten alle Bewohner vielseitig nutzbare Freizeit- und Begegnungsräume in hoher Qualität. Damit wird die Stadt als Wohnbereich gestärkt, die Stadtfucht eingeschränkt und ein wesentlicher Beitrag zu der weiter anhaltenden Zersiedlung der Landschaft gegeben.

2. Das in Erlangen vorbildlich ausgebaute Radwegesystem schafft für die durch den Verkehr besonders gefährdeten Randgruppen, die Alten wie die Jungen, ungefährdete Bewegungsräume. Durch den Ausbau dieser Wege beginnt die Erholung vor der Haustür und nicht erst hinter einem weit entfernt gelegenen Parkplatz in der Landschaft.

Der starke Rückgang der Verkehrsunfälle in Erlangen bei Kindern zeigt die hohe Bedeutung des Radwegeausbaus.

3. Die Erholungsanlagen in und am Rande der Stadt Erlangen sind ausgezeichnet durch eine besondere Berücksichtigung der natürlichen Elemente: Wasser, Boden, Relief, natürliche Gehölzbestände. Dadurch erhalten diese Bereiche eine starke Vielfalt, spontane Veränderungen – Voraussetzung jeden Spiels – sind leicht möglich. Alle Planer und Auftraggeber werden aufgerufen, bei der Anlage von Spielbereichen natürliche Gegebenheiten noch stärker zu nutzen.

Das Modellvorhaben Naherholungsgebiet Dechsendorfer Weiher des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen zeigt, daß bei guter Planung ein Nebeneinander von Naturschutz und Erholung möglich ist.

4. Die festzustellende Übermöblierung einiger Spielbereiche sollte auf stadtnahe Standorte mit intensiver Nutzung beschränkt werden. Die Verwendung von Holz beim Ausbau von Spielflächen entspricht dem Anspruch der Kinder und Jugendlichen nach Umgang mit natürlichen Werkstoffen.

5. Die Tagungsteilnehmer begrüßen die Offenheit der Verwaltung gegenüber den Wünschen und Anregungen von Bürgern und Betroffenen bei der Anlage von Freiräumen.

Dadurch kann der Mensch seine eigene Umwelt mitgestalten. Diese Mitarbeit der Bürger, vor allem von Kindern und Jugendgruppen, stärkt die persönliche Verantwortung jedes einzelnen für die Erholungsanlagen. Der in vielen Städten anwachsende Vandalismus wird erheblich eingeschränkt.

6. Die von einer Bürgerinitiative geschaffene Jugendfarm ist ein besonders wertvoller Beitrag, der zunehmende Entfremdung von Kindern in der Stadt im Umgang mit Tieren und Pflanzen entgegenzuwirken. Solche beispielhaften Anlagen sollten auch in anderen Städten entstehen.

7. Durch die Zusammenarbeit der Städte mit der Forstverwaltung, die gemeinsame Entwicklung des Naherholungsraumes mit allen Gemeinden im Umland in einem 10 Jahre bestehenden Erholungsverein sind im Raum Nürnberg/Erlangen vielseitig nutzbare, stadtnahe Erholungsräume geschaffen. Dadurch wird der Erholungsdruck auf die Landschaft gemindert und der Autoverkehr mit seiner besonderen Belastung der Erholungsräume erheblich reduziert.

III. Freiräume in der Innenstadt

In den geschlossen bebauten Gebieten der Innenstadt, wo die Bürger ihre Stadt am intensivsten erleben, ist der Bedarf an Freiflächen und Grünelementen am höchsten. Bei den hohen Grundstückspreisen in diesen Zonen liegen auch hier die größten Probleme in der Sicherung und Schaffung neuer Freiflächen.

Alle Städte sollten ihre Bemühungen verstärken

– zur Vergrößerung von Privatgärten und

grünen Höfen, z. T. durch Herausnahme ehemals gewerblich genutzter Nebengebäude und Parkflächen,

– zur Freimachung innerstädtischer Straßen von Kfz-Verkehr mit der Anlage bepflanzter Wohnstraßen und Fußgängerzonen,

– zur Verbindung bisher isolierter kleinerer Grünflächen durch Fußgängerbereiche zu durchgehenden Freiraumsystemen,

– zum Ausbau von Geh- und Radwegen aus den Innenstadtbereichen in natürliche Landschaftsräume.

1. Es ist eine wichtige Aufgabe der Städte, durch eine verstärkte Öffentlichkeitsarbeit mit Modellbeispielen und Informationen die Möglichkeit zur Verbesserung privater und öffentlicher Freiräume aufzuzeigen und so die Eigeninitiativen anzuregen.

2. Die Anwohner von Hinterhöfen und verkehrsberuhigten Straßenräumen sollten nicht nur in der Planungsphase sondern auch am Ausbau und der späteren Pflege beteiligt werden. Nur so kann eine volle Identifizierung der Anwohner mit ihrer Straße erreicht werden.

Dies setzt voraus, Wohnstraßen nicht in einem Zug fertigzustellen, sondern zunächst eine Grundstruktur vorzugeben, die Entwicklungs- und Veränderungsmöglichkeiten durch Eigeninitiativen zuläßt.

3. In historischen Innenstädten ist die Pflanzung von Bäumen in Straßen und Plätzen stärker auf den jeweiligen Charakter der Stadt abzustimmen. Diese Aufgabe kann aber nicht nur vor dem historischen Hintergrund gesehen werden: Alte Stadtkerne sind zu einer Zeit entstanden, als sowohl in der Stadt, als auch vor den Toren der Stadt ausreichende Freiräume für den Bürger zur Verfügung standen. Die Bedeutung des Grüns für die Ökologie der Stadt muß heute stärker einbezogen werden.

4. Die notwendige Verbesserung der Begrünung verkehrsberuhigter Straßenräume wird leider noch von manchem Bürger abgelehnt, weil die damit verbesserte Wohnqualität zu einer Konzentration von Kinderspiel, d. h. zu mehr Lärm vor der eigenen Haustür führt.

Parkende Autos werden leider eher ertragen als spielende Kinder. Dieses Bürgerverhalten zeigt, daß Verkehrsberuhigungsmaßnahmen sich nicht auf einzelne ausgewählte Straßenabschnitte beschränken dürfen, sondern in einem größeren Zusammenhang durchgeführt werden müssen.

5. Die Sicherung von Natur darf sich in der Stadt nicht auf die nur noch in geringem Umfange verbliebenen Freiräume beschränken. Es müssen alle Möglichkeiten genutzt werden, mehr natürliche Elemente in die bebauten und befestigten Flächen der Stadt einzubringen:

Begrünung von Wänden, Dächern und Hinterhöfen; Bäume auf Straßen und Plätzen, Bepflanzung von Lärmschutzwällen und Parkflächen.

6. Aus übertriebenen Haftungsansprüchen wird in den Städten die Pflanzung von Bäumen oft unmöglich gemacht: Der Honigtau der Linden, das Fallen von Blättern, das Abbrechen morscher Äste läßt manche Städte vom Pflanzen von Bäumen leider völlig zurückschrecken.

Um die hohe Qualität alter Bäume zu erhalten und die Neupflanzung von Bäumen zu ermöglichen, sollten die Städte umfassende Haftpflichtversicherungen abschließen. Durch Rechtsgutachten in Zusammenarbeit von Juristen, Verwaltungsleuten und Landschaftsarchitekten sollten diese Probleme in allen Städten gelöst werden.

Erlangen – ein Beispiel

Die internationalen Landschaftsarchitekten haben in ihrem Tagungsort Erlangen eine Stadt erlebt, in der mit einem hohen Bewußtsein und einer starken Verantwortung und vor allem in einer breiten Bürgerschaft Natur in der Stadt erhalten und neu geschaffen wird.

Die Vereinigung wird daher auch in Zukunft in dieser Stadt internationale Gesprächskreise mit Politikern, Bürgern und Planern durchführen, um dieses positive Beispiel weiter wirken zu lassen.

Die Vorbereitung der Stadt zur GRÜNSCHAU 82 werden als ein entscheidender Beitrag zur notwendigen Humanisierung der Stadt gesehen.

Mit der Zusammenfassung der Aktivitäten und Freiräume in geschlossenen Achsen und Erlebnisbereichen als Dauereinrichtungen werden neue Wege im Ausstellungsbereich begangen. Vielfältige Anregungen zur Stadtentwicklung können damit an die Städte und ihre Planer, aber auch an private Gartenbesitzer gegeben werden.

Mit der Größe und Belastung einer Stadt wächst weltweit der Protest der Bürger gegen jede Zerstörung von Natur und Umwelt. Die Sicherung der natürlichen Umwelt muß im politischen Raum einen höheren Stellenwert erhalten, wenn die notwendige Qualität der Stadt als Lebensraum auch in Zukunft gesichert werden soll.

Die sich verschärfenden Probleme des Umwelt- und Naturschutzes sind primär in der Stadt zu lösen, hier wird Natur heute noch am stärksten zerstört.

Arbeitsgruppe IFLA
ANL

14.–18. April 1980 Bad Windsheim

Fortbildungslehrgang B

»Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der Fachbehörden, der im Naturschutz tätigen Verbände, Landschaftsplaner.

Referate und Diskussionen zu den Themen: siehe Veranstaltung vom 15.–19. Oktober 1979.

15.–17. April 1980 Würzburg

Internationales wissenschaftliches Seminar – in Zusammenarbeit mit dem Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e. V für Wissenschaftler und Fachleute auf gesonderte Einladung.

19. April 1980 Landvolkshochschule Feuerstein Ebermannstadt/Ofr.

Fachseminar

für politische Mandatsträger und Journalisten, eintägig »Naturschutz heute« – Inhalte und Ziele eines zeitgemäßen Naturschutzes.

21.–25. April 1980 Hohenbrunn

Fortbildungslehrgang A

»Rechtliche und ökologische Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige des höheren Dienstes in der Forstverwaltung.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

siehe Veranstaltung vom 12.–16. November 1979.

25.–27. April 1980 Landvolkshochschule Feuerstein Ebermannstadt/Ofr.

Fortbildungslehrgang A 2 – Wochenendveranstaltung – »Rechtliche und ökologische Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

siehe Veranstaltung vom 26.–28. Oktober 1979.

26. April 1980 München

Informationsfahrt – für politische Mandatsträger und Journalisten – eintägig – »Naturschutz heute« Beispiele und Ziele eines zeitgemäßen Naturschutzes im südlichen Einzugsbereich Münchens.

28.–30. April 1980 Schwanberg

Wissenschaftliches Seminar zur Landschaftskunde Bayerns – »Die Region Bayerischer Untermain – Region 1« – »Die Region Würzburg – Region 2« für Wissenschaftler und Fachleute auf gesonderte Einladung.

Seminarergebnis

Zum vierten Seminar zur Landschaftskunde Bayerns, welches sich mit ausgewählten Fragen der Landschaftsräume Unterfrankens beschäftigte, hatte die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege rund 45 Vertreter aus Wissenschaft und Forschung sowie von verschiedenen Fachbehörden und Kommunen eingeladen.

Diskutiert wurden, aufbauend auf den landschaftskundlichen Grundlagen wie Geologie, Boden, Gewässer, Vegetation und Tierwelt die Probleme der Land- und Forstwirtschaft, der Siedlungsentwicklung, des Fremdenverkehrs und der Erholung sowie des Naturschutzes.

Landrat E. AMANN als Vorsitzender des regionalen Planungsverbandes der Region Würzburg und Regierungsdirektor H. LÖSER von der Regierung von Mittelfranken als Vertreter von Landrat R. ELLER für die Region Bayerischer Untermain gaben eine *Einführung in die infrastrukturellen und wirtschaftlichen Verhältnisse und Probleme* der beiden Regionen.

Mit dem Oberzentrum Würzburg besitzt die Planungsregion 2 den geistigen, wirtschaftlichen und kulturellen Mittelpunkt des gesamten mainfränkischen Raumes, wogegen die Region 1 als die kleinste der bayerischen Planungsregionen mit dem Zentrum Aschaffenburg stark unter dem Druck des benachbarten Ballungsraumes, des Rhein-Main-Gebietes, steht.

Dr. J. SCHWARZMEIER vom Bayerischen Geologischen Landesamt München gab in seinem Referat einen Überblick über die erdgeschichtliche Entwicklung in den beiden Regionen. Als älteste geologische Einheit Unterfrankens wurde das kristalline Grundgebirge des Vorspessarts vorgestellt und dessen Genese genau erläutert. Die triadischen sedimentären Gesteinskomplexe des Germanischen Beckens bilden flächenmäßig den größten Teil des geologischen Untergrundes der beiden Regionen. Eine abschließende Übersicht über die geologische Entwicklung im Känozoikum, einschließlich der quartären Maintalentwicklung, rundete die Ausführungen zur Erdgeschichte ab.

Über die *Bodenverhältnisse in Unterfranken* berichtete Dr. O. WITTMANN (Geologisches Landesamt München). Nach einer kurzen Vorstellung der Bodengenese und der unterschiedlichen Ausgangssubstrate wurden die Hauptbodentypen der Regionen 1 und 2 vorgestellt. Die Palette der Böden reicht von Lithosolen, Rendzinen über Parabraunerden aus Löß, Braunerden aus Buntsandstein, Podsolen bis hin zu hydromorphen Bodenbildungen, wie z. B. Stauwasserböden und Gleyen. In diesem Zusammenhang wurde auch ein Ausschnitt der von ihm entwickelten »standortkundlichen Landschaftsgliederung Bayerns« vorgestellt, bei der Klimadaten, bestimmendes geologisches Ausgangsgestein, Höhe der Löß- oder Lößlehmeteiligung, vorherrschende Bodentypen und Bodenarten als Basisdaten berücksichtigt sind.

Über die *Gewässer und den Gewässerhaushalt* in den Regionen 1 und 2 referierte Prof. Dr. K. GIESSNER vom Geographischen Institut der Universität Würzburg. Der Main als *das* landschaftsprägende Element Unterfrankens, ist Lebensader und sozioökonomische Entwicklungsachse gleichermaßen. Bei dieser augenscheinlich sehr günstigen Situation darf jedoch nicht übersehen werden, daß Meinfranken – betrachtet man die Wasserhaushaltsbilanz – ein Wassermangelgebiet darstellt, in dem es in »Trockenjahren« (wie z. B. 1976) zu ernsthaften Wasserversorgungsproblemen kommen kann. Es steht hier nur rund $\frac{1}{3}$ der Wassermenge je Einwohner dem Wasserangebot des Donautales gegenüber. Ne-

ben das quantitative Wasserproblem tritt in diesem Raum noch das qualitative hinzu, vor allem dort, wo durch Stauregulierungen geringe Fließgeschwindigkeiten auftreten und der Sauerstoffeintrag gering ist.

Zur Sicherung des Grundwasserdargebotes wurde gefordert, die potentiellen Grundwassererschließungsgebiete in den Maintalauen nicht durch weitere Auskiesung und Überbauung zu belasten, sondern diese als Landschaftsschutz- und Wasserschutzgebiete auszuweisen.

Frau Dr. I. ULLMANN (Lehrstuhl für Botanik II an der Universität Würzburg) stellte die *vegetationskundlichen Grundlagen* der beiden Planungsregionen vor. Die unterschiedlichen klimatischen Bedingungen sowie der teilweise kleinräumige Wechsel des geologischen Untergrundes spiegeln sich in der Vielfalt der Vegetationseinheiten deutlich wider. Im W-O-Gefälle zwischen Spessart und Steigerwald wird der Übergang vom subatlantischen zum subkontinental getönten Klimatyp leicht aus der Verbreitung subatlantischer und subkontinentaler bzw. kontinentaler Florenelemente ersichtlich.

Obwohl die Vegetation der Regionen seit der Steinzeit durch den Menschen stark überformt ist, werden die standörtlichen Unterschiede in den unterscheidbaren Ausprägungen sowohl der Reste naturnaher Bestände, als auch der anthropogenen Pflanzengemeinschaften deutlich. Als Beispiel können hier die Wälder angeführt werden: Unter Ausklammerung der Monokulturen herrschen auf den nährstoffarmen Sandsteinböden des Spessarts artenarme Eichen- und Buchenmischwälder vor. Im waldarmen südlichen und östlichen Mairdreieck tritt der Typ des buchenfreien Eichen-Hainbuchenwaldes mit Linde auf, auf Flugsandflächen auch ein Eichen-Kiefern-Wald. Der Anteil an thermophilen Arten ist besonders in den krautreichen Mittelwäldern der Region 2 sehr hoch. Entsprechende Ausbildungsreihen lassen sich auch für die Ersatzgesellschaften (Wiesen, Wildkrautgesellschaften der Feldflächen) aufstellen.

Die klimatische Sonderstellung des Maintals und in geringerem Maße der Täler von Wern und Fränkischer Saale dokumentiert sich im Weinbau seit dem Mittelalter. Auf unbebauten, flachgründigen und teilweise noch unbefestigten Talhängen siedeln seminaturliche und semistabile thermophile Rasen, Stauden- und Gebüschgemeinschaften. Die steilen Abbrüche der Schaumkalkbänke und ihre Schuttflächen gehören zu den wenigen natürlichen waldfreien Standorten der Regionen. Die Ausbreitung der thermophilen Pflanzengemeinschaften, der wertvollsten Vegetationstypen des Gebietes, auch auf die Flächen der Fränkischen Platte, wurde ehemals durch die Mittel- bis Niederwaldwirtschaft, die extensive Nutzung der Schaftriften und die Duldung von »Ödland« gefördert. Heute sind die Flächen solcher Phytozönosen stark im Rückgang begriffen.

Prof. Dr. G. KNEITZ (Lehrstuhl für Zoologie der Universität Bonn) ging auf die *Probleme der Tierwelt* in den beiden Planungsregionen ein. Infolge der zunehmenden Intensivierung der Landnutzung sind solche ehemals heimische Tierarten wie z. B. der Weißstorch aus der Landschaft verschwunden. Abschluß, Verdrängung, Rückgang der Feuchtgebiete als Futterplätze und Nistplatzmöglichkeiten tragen das ihre dazu bei.

Von den rund 350 Vogelarten Bayerns sind ca. 135 als Brutvögel in den Planungsregionen anzutreffen, wobei jedoch fast 50 Arten aufgrund des ständigen Rückgangs geeigneter Lebensräume in ihrem Bestand gefährdet oder äußerst selten geworden sind. In erster Linie sind dies Arten, welche an der Spitze von Nahrungsketten stehen und als empfindliche Indikatoren auf die Gefährdung der jeweiligen Landschaftsräume hinweisen.

Auch der einst vorkommende Fischotter ist in den Regionen heute nicht mehr anzutreffen.

Die starke Belastung des Mains wird am drastischen Rückgang der Fischarten deutlich, die ehemals rund 800 hauptberuflichen Flußfischern ein ausreichendes Einkommen sicherten.

Zahlreiche Untersuchungen, vor allem auch im Bereich der Insekten, die sich ebenfalls gut als Indikatoren eignen, zeigen deutlich, daß im wirtschaftlichen Sinn nutz- oder wertlose Landschaftsbereiche die letzten wichtigen Stabilisatoren für den Naturhaushalt darstellen und eine weitere Bereingung von Feuchtgebieten, Waldbiotopen (hierzu zählen auch Feldgehölze), Trockengebieten oder extensiv genutzten Streuobstkulturen unterbleiben sollte. Es herrschte Übereinstimmung, daß im Sinne eines intakten Naturhaushaltes der Vielzahl von Negativnutzungen eine Vielfalt von Positivveränderungen gegenübergestellt werden muß, um langfristig einen weiteren Rückgang an Lebensräumen zu verhindern.

Zur *Situation der Forstwirtschaft* referierte lt. Forstdirektor J. HIRSCHMANN von der Oberforstdirektion Würzburg.

Von der Gesamtfläche der Regionen mit rund 454 000 ha sind ca. 190 000 ha = 42 % bewaldet. Der Waldreichtum nimmt jedoch von Nordwest nach Südost stark ab. Während die Spessartlandschaft ein Bewaldungsprozent von 80 aufweist, ist der Ochsenfurter Gau nicht einmal zu 10 % bewaldet.

Nach der Forstlichen Regionalgliederung haben die beiden Regionen Anteil an folgenden Wuchsgebieten bzw. Wuchsbezirken: Bayer. Odenwald, Untermainebene, Grundgebirgsspessart, Buntsandstein-Spessart mit Hochspessart, Südliche Fränkische Platte, Steigerwald.

Die Waldbesitzstruktur weicht erheblich vom bayerischen Durchschnitt ab: Staatswald = 29 % (34 %), Körperschaftswald = 45 % (13 %), Privatwald = 26 % (53 %). Das Gleiche gilt für die Anteile der Baumarten an der Waldbestockung. In den bei-

den Regionen ist das Laubholz mit 56 % (22 %) und das Nadelholz mit 44 % (78 %) an der Waldfläche beteiligt. Nachhaltig werden in den beiden Regionen jährlich rd. 700 000 fm Holz genutzt, das sind je ha 3,7 fm, die Vergleichszahl für Bayern beträgt 3,0 fm.

Die forstwirtschaftlichen Verhältnisse sind in den beiden Regionen ungleich differenzierter, als es die Durchschnittswerte erwarten lassen. Die Regionen 1 und 2 zusammen könnte man die »Spessart-Region« nennen, denn fast $\frac{1}{4}$ ihrer Fläche ist Spessartwald und gut die Hälfte ihrer Wälder sind Spessartwälder (480 000 fm/Jahr). Die Nutzungen aus den bis zu 400 Jahre alten Eichenbeständen des Hochspessarts sind für die Staatsforstverwaltung eine bedeutende Einnahmequelle. Im Nordspessart soll der Anteil der reinen Nadelbaumbestände zugunsten von Nadel-Laub-Mischbeständen abgebaut werden. Gleichzeitig wird die schneebruchgefährdete Kiefer teilweise durch Lärche und die raschwüchsige Douglasie ersetzt.

Der Grundgebirgsspessart ist ein Gebirgsstock aus Urgestein, der sich bogenförmig von der Landesgrenze im Norden südwärts bis Aschaffenburg zieht. Auf ihm stocken Laubwälder, die sich im Eigentum von Untermain-Gemeinden befinden. Die Wälder der Untermainebene stocken auf Sand und Kies und sind von daher, aber auch durch die Ausweitungstendenzen der Gemeinden, sehr gefährdet. An dem Wuchsbezirk »Südliche Fränkische Platte« hat nur die Region 2 Anteil. Mit Ausnahme der beiden größeren Waldkomplexe nördlich und südlich von Würzburg bietet sich das Bild eines bunten Wechsels von Feld- und Waldlandschaft, von Eichen-Mittelnwald-Beständen auf gründigen Kalkverwitterungslehmen und von anfangs dieses Jahrhunderts begründeten Schwarzkiefernbeständen auf ehemaligen trockenen Schafweiden. Das Bewaldungsprozent und damit die forstwirtschaftliche Bedeutung nimmt von Nordwesten nach Südosten ab, bis der Wuchsbezirk ostwärts von Kitzingen an den Steigerwaldrand stößt. Im Südosten der Region, in der Gäulandschaft sind nur noch Waldrelikte zu finden, denen mehr ökologische als ökonomische Bedeutung zukommt. Im Mairdreieck, aber auch zwischen Karlstadt und Arnstein überwiegt der Körperschaftswald, in dem häufig noch der Mittelwaldbetrieb anzutreffen ist.

Diese für den Raum charakteristischen Mittelwaldgebiete sollten aus forst-ökonomischer Sicht in Hochwälder überführt werden (hauptsächlich durch Eichennaturverjüngung, weniger durch Pflanzen von Kiefern und Douglasien), sie sind jedoch im Interesse der Erhaltung ihrer charakteristischen Flora und Fauna möglichst im derzeitigen Nutzungszustand zu belassen. Der Steigerwaldrand gehört bereits dem Keuper an, seine natürliche Bestockung ist der Laubwald, die aber da und dort vom Nadelholz verdrängt wurde.

Der Holztertrag der beiden Regionen wird im wesentlichen von der ortsansässigen

holzbe- und -verarbeitenden Industrie bzw. vom Handwerk aufgenommen. Neben der ökonomischen Funktion erfüllen die Wälder der Regionen 1 und 2 vielfältige Schutz- und Erholungsfunktionen, deren Optimierung verbindliches Ziel vor allem für die staatlichen, aber auch für die kommunalen Forstbetriebe ist.

Zur *Situation der Landwirtschaft* referierte Landwirtschaftsoberrat V. MICHEL (Amt für Landwirtschaft und Bodenkultur Würzburg).

Die lange zurückreichende Besiedlung und Kultivierung ließ eine Landschaft entstehen, die in ihrem heutigen Erscheinungsbild bezüglich der Feld-Waldverteilung im wesentlichen bereits im 14. Jahrhundert »fertig« war. Die Landwirtschaft hat ihre führende Rolle bis zum Zeitalter der Industrialisierung behalten. Erst mit dem Angebot eines besseren außerlandwirtschaftlichen Einkommens haben sich einschneidende Veränderungen ergeben, die bis heute, wenn auch abgeschwächt, anhalten. Dies trifft vor allem für die Region 1, der Nahtstelle nach Norden, zu. Beide Regionen, besonders der Bayerische Untermain (Region 1), zeigen in der überwiegenden Kleinstruktur vom übrigen Bayern abweichende Verhältnisse. Während hier der Stellenwert der Landwirtschaft geringer ist, hat sich in den vom Standort begünstigten Gaulagen der Region Würzburg (Region 2) die Landwirtschaft behauptet. Der Schwerpunkt liegt im intensiven Ackerbau, der überdurchschnittlich entwickelt ist. Auch der Weinbau spielt, insbesondere in der Region Würzburg, eine führende Rolle.

Die weitere Entwicklung hängt vor allem an dem in der Landwirtschaft zu erzielenden Einkommen ab. Um auch in den von Natur aus benachteiligten Lagen eine Landbewirtschaftung aufrecht zu erhalten, sind Ausgleichsmaßnahmen erforderlich. So wurden zur Verbesserung der Agrarstruktur im Zeitraum 1977 bis 1980 Mittel in Höhe von 265 Millionen DM für beide Regionen zusammen vorgesehen.

Mit Hilfe der Flurbereinigung werden wirtschaftliche Hauptübel der Region 1, Besitzersplitterung und unzureichende Erschließung, nachhaltig beseitigt. Sogenannte »wertlose« Hanglagen oder enge Wiesentäler können großflächigen extensiven Nutzungen zugeführt werden, die vorher wegen der zahllosen Grundbesitzer nur erschwert oder nicht möglich waren. Eine Wiederaufnahme der Nutzung in diesen Problemgebieten trägt dazu bei, das Bild der Kulturlandschaft zu erhalten.

In der Region 2 laufen in den Gaulagen die Zweibertreibungen an, wobei ein Hauptaugenmerk des Naturschutzes auf die Flächenbereitstellung für Biotop gerichtet ist. Forderungen nach maschinengerechten Gewinnen und optimalen Bewirtschaftungseinheiten lassen keine »Hindernisse« innerhalb dieser zu. Vorhandene naturnahe Bestände werden beseitigt, Ersatzmaßnahmen sollen diese Verluste mindern. Ein besonderes Augenmerk dient dem

Weinbau, der vor allem durch die Weinbergflurbereinigung unterstützt wird. Ohne diese Maßnahme wäre der Frankenwein heute wohl in Vergessenheit geraten. Bei aller Würdigung der Bemühungen der Flurbereinigung um die Förderung des Weinbaues darf jedoch nicht verkannt werden, daß noch nicht bereinigte Weinberglagen letzte Rückzugsbereiche für zahlreiche gefährdete Tier- und Pflanzenarten darstellen und deshalb besonderen Schutz verdienen. Für die ausgeräumten, intensiv landwirtschaftlich genutzten Mainfränkischen Platten ist aus ökologischer Sicht ebenfalls die Wiedereinbringung natürlicher Landschaftselemente wie Hecken und Feldgehölze zu fordern, auch im Hinblick auf die Stabilisierung erosionsgefährdeter Lagen. Hier steht an Stelle des ehemals genutzten Lößbodens heute teilweise bereits Keuper an. Langfristig geht dies zu Lasten der Bodenfruchtbarkeit, so daß sich auch hier der Zwang zur Technisierung und Intensivierung belastend für den Naturhaushalt auswirkt. Während das Hauptgewicht in den Ackerlagen der Region 2 auf der Verbesserung der Produktionsbedingungen liegt, steht in der Region 1 die Erhaltung und Pflege der Kulturlandschaft im Vordergrund.

Sorge bereitet die zunehmende Beanspruchung landwirtschaftlicher Nutzflächen durch Infrastruktureinrichtungen, Bautätigkeit, Gewinnung von Bodenschätzen, militärischen Einrichtungen usw..

Dipl. Ing. J. PRAUTZSCH (Regierung von Unterfranken) ging in seinen Ausführungen auf die speziellen regionsbezogenen *Probleme des Naturschutzes und der Landschaftspflege* ein.

Für beide Regionen im Bereich des mittleren und unteren Mains, im Bereich von Spessart und Odenwald, aber auch der mainfränkischen Platten ergibt sich aufgrund vergleichbarer Wirtschafts- und Verwaltungsgrundlagen auch eine Reihe gemeinsamer Probleme für Naturschutz und Landschaftspflege.

Probleme der Flurbereinigung sind nach wie vor die Beseitigung von Feldgehölzen, Hecken, die zu üppige Ausstattung der Flur mit Erschließungswegen und – auf der anderen Seite – die zu geringe Ausstattung der Verfahren mit Ablösungen für die Erhaltung von Biotopen oder biotopähnlichen Flächen. Auch die Tendenz, sich zunehmend landwirtschaftlichen Grenzbeichen zuzuwenden, hat aufgrund der oft aufwendigen Erschließungs- und Meliorationskosten vielfach nachteilige Auswirkungen auf den dortigen Naturhaushalt. Dies trifft auch auf die kleinflächigeren Weinbaubereinigungsgebiete und auf die Erhaltung der herkömmlichen Obstanbaugebiete zu, wo erst in den letzten Jahren ökologische Argumente stärker gegenüber Intensivierungskriterien berücksichtigt werden konnten.

Auch der Straßenbau spielt in beiden Planungsregionen eine dominierende Rolle und führt insbesondere im Maintal durch Hanganschnitte, Flußverlegungen und der-

gleichen zu erheblichen Konflikten mit Naturhaushalt und Landschaftsbild. Die Bundesbahnneubauplanung zwischen Gemeinden und Würzburg wirft zahlreiche Probleme bezüglich Hanganschnitte und kleiner Seitentalbeeinträchtigungen auf, bis hin zur geplanten Maintalquerung nordwestlich von Würzburg, wo alternativ bereits eine Untertunnelung gefordert wurde. Auch die Einrichtung weiterer militärischer Übungsplätze in schutzwürdigen Landschaftsbereichen (z. B. Pionier-Wasserübungsplatz in der Volkacher Mainerschleife) ist aus Naturschutzgründen negativ zu beurteilen.

Die Pläne der Trinkwassersicherung mit dem Bau eines Trinkwasserspeichers im Hafental bringen weitere Veränderungen am Naturhaushalt landschaftstypischer Talabschnitte.

Die Siedlungsentwicklung in den Landschaftsschutzgebieten der Naturparke nimmt ständig zu und führt besonders in den Gebieten des Odenwaldes und des Spessarts zu erheblichen Konflikten.

In der Region 1 schreitet das Zusammenwachsen der Ortschaften entlang der Entwicklungsachse des Maintals erschreckend schnell voran.

Die Ausdehnung der Kies- und Steinindustrie innerhalb der Aueflächen sowie die geplante Mainfahrrinnenvertiefung mit zahlreichen Uferkorrekturen bedrohen die dortigen pflanzlichen und tierischen Lebensräume.

Zahlreiche großmaßstäbliche Fremdenverkehrsobjekte und der zunehmende Freizeitdruck auf Main-, Saale- und andere Kleintäler stellen weitere Probleme in den Planungsregionen dar.

Mit Hilfe der Landschaftsrahmenplanung hofft man auch hier auf eine bessere Durchsetzbarkeit umweltrelevanter Forderungen, vor allem jedoch auch durch die Ausarbeitung von Landschaftsplänen im Zuge der Bauleitplanung der Gemeinden. Die teilweise übermächtige Raumbearbeitung durch den Menschen setzt sich auch heute noch in massiver Weise über die natürlichen Grundlagen hinweg und sieht die Landschaft noch immer als den unerschöpflichen Flächenspender. Langfristig müßten auch im politischen und verwaltungstechnischen Abwägungssektor die landschaftstypischen Grundlagen stärker berücksichtigt werden, um auf Dauer ein Nebeneinander und Miteinander von Leben und Wirtschaften sicherstellen zu können.

Oberregierungsrat J. WÄLDE nahm in seinen Ausführungen Stellung zu den *raumplanerischen Problemen*. Als eine wesentliche Aufgabe der gesamten Regionalplanung ist die Umsetzung der Planungstheorie in die Praxis anzusehen. Insbesondere wurden die *Bereiche der Siedlungswirtschaft sowie die Fremdenverkehrs- und Erholungsproblematik* behandelt.

Im Bereich der »Mainfränkischen Platten« stellen sich planerisch oder technisch keine größeren Siedlungsprobleme, darüber hinaus regt der geringe landschaftliche Reiz auch wenig zum Siedeln an. Hier stellt sich

jedoch zunehmend das Problem sich entleerer Ortskerne bei gleichzeitig wachsenden Neubaugebieten am Ortsrand.

Völlig anders ist die Situation in den landschaftlich attraktiveren Mittelgebirgsgebieten des Odenwaldes und des Spessarts. Zunehmender Siedlungs- und Naherholungsdruck, vor allem auch aus dem benachbarten Ballungsraum, stellen die Raumplanung vor regionalplanerische Ordnungsaufgaben, die in der Regel leicht formulierbare, in der Praxis jedoch schwer umsetzbare Ziele darstellen.

Auch die Siedlungsentwicklung im Verdichtungsraum Würzburg, die durch eine starke Bevölkerungszunahme bei einem gleichzeitigen Bevölkerungsrückgang in den ländlichen Räumen dieser Region gekennzeichnet ist, schafft regionalplanerische Schwierigkeiten.

Dies hat teilweise im attraktiven Landschaftsraum des Maintals und seiner Nebentäler bereits zu kilometerlangen durchgehenden Bebauungen mit all deren Nachteilen geführt.

Hier bemüht sich die Landes- und Regionalplanung um Vorschläge für eine klare Siedlungskonzeption, um eine sowohl der notwendigen Infrastruktur als auch den landschaftlichen Gegebenheiten entgegenkommende Lösung zu finden. Dies gilt auch für die Anlage weiterer Industrie- und Gewerbegebiete, welche in den empfindlichen Maintalbereichen nicht weiter angesiedelt werden sollten.

Die Fremdenverkehrsentwicklung zeigt in beiden Regionen einen deutlichen Anstieg innerhalb der letzten 10 Jahre. Da die unterfränkischen Ferien- und Erholungsgebiete jedoch nicht mit den klassischen Fremdenverkehrsgebieten (z. B. Oberbayern) in Konkurrenz treten können, wird die Forderung nach Maßnahmen zur Saisonverlängerung und zur infrastrukturellen Verbesserung notwendig. Das bisherige Fehlen von Massentourismusstätten sollte nicht als Mangel, sondern eher als Vorteil für dieses Gebiet angesehen werden. Das Hauptgewicht ist daher auf das Herausarbeiten der landschaftscharakteristischen und kulturellen Besonderheiten der attraktiven Landschaftsräume des Spessart, Odenwald oder Steigerwaldes bzw. des Maintals zu legen. Die für die Naturparke des Steigerwaldes und des Spessarts auszuarbeitenden Einrichtungspläne sollten sich hauptsächlich mit Fragen der anstehenden Landschaftspflegemaßnahmen und nicht mit der Planung weiterer Freizeiteinrichtungen auseinandersetzen, um die Gefahr einer Übererschließung zu vermeiden.

Abschließend kann festgehalten werden, daß die Erarbeitung und Verbreitung fundierter ökologischer Erkenntnisse intensiviert werden muß.

Eine bessere Durchsetzbarkeit der ökologisch notwendigen Belange in allen Wirtschaftsbereichen und auf dem politischen Sektor kann nur durch die Kenntnis und Berücksichtigung der natürlichen Grundlagen, Stoffkreisläufe und deren Verflech-

tung untereinander erreicht werden.

Heinrich Krauss
Dr. Reinhold Schumacher

2.–4. Mai 1980 Laufen

Fortbildungslehrgang A 1
Wochenendveranstaltung – »Rechtliche und ökologische Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen: siehe Veranstaltung vom 28.–30. September 1979.

5.–9. Mai 1980 Laufen

Fortbildungslehrgang E
»Ökologie« für Angehörige der Fachbehörden, der im Naturschutz tätigen Verbände, Landschaftsplaner.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Boden – Grundlage des Lebens;
Ökoenergetische Untersuchungen an Tierpopulationen in Wald-Ökosystemen;
Tierökologie am Beispiel Hecke;
Rückstände an Umweltchemikalien in Nahrungsketten;
Ökosystem Wald;
Ökosystem südamerikanischer Regenwald;
– ganztägige Exkursion: Salzachhügelland;
Ökosystem See;
Ökosystem Innstausee;
Alpine Ökosysteme;
Pflanzliche und tierische Bioindikatoren;
Bedeutung von Huftieren in Waldlebensgemeinschaften;
Evolution und Ökologie.

19.–23. Mai 1980 Herrsching

Fortbildungslehrgang C
»Planungen im Bereich des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der Fachbehörden, der im Naturschutz tätigen Verbände, Landschaftsplaner, Städteplaner.

Referate und Diskussionen zu den Themen: siehe Veranstaltung vom 10.–14. Dezember 1979.

6.–8. Juni 1980 Laufen

Fortbildungslehrgang A 2
Wochenendveranstaltung – »Rechtliche und ökologische Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen: siehe Veranstaltung vom 26.–28. Oktober 1979.

6.–8. Juni 1980 Kloster Zangberg bei Mühldorf

Fortbildungslehrgang B 1
Wochenendveranstaltung – »Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Landschaftsplaner, Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen: siehe Veranstaltung vom 25.–27. Januar 1980.

9.–13. Juni 1980 Laufen

Einführungspraktikum zur Artenkenntnis

für Angehörige der Fachbehörden, der im Naturschutz tätigen Verbände, Naturschutzreferenten, Landschaftsplaner.

Exkursionen, Referate und Diskussionen zu den Themen:

Botanische Systematik am Beispiel ausgewählter Arten;

Zoologische Systematik am Beispiel ausgewählter Arten;

Exkursion: Haarmoos, Schönramer Filz, Salzachau;

Ökologische Charakterisierung der Exkursionsziele im Blick auf Arten und Biotopschutz, einschließlich Bestimmung;

Ganztagesexkursion: Wimbachtal und Saalachtal;

Exkursion: Salzhügelland (ausgewählte Biotope);

Bestimmung des gesammelten Materials, ökologische Charakterisierung;

Bestimmung, Nachbereitung, Literaturhinweise, Hinweise auf Institute, Organisationen, Vereine.

7.–11. Juli 1980 Hohenbrunn

Fortbildungslehrgang A

»Rechtliche und ökologische Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige des höheren Dienstes in der Landwirtschaftsverwaltung.

Referate und Diskussionen zu den Themen: siehe Veranstaltung vom 8.–12. Oktober 1979.

23.–27. Juni 1980 Weltenburg

Einführungslehrgang

»Vegetationskundliches Praktikum – zur Vegetation Bayerns bezogen auf den Raum Mittleres Donautal« für Absolventen der Studiengänge Landschaftspflege und Forstwirtschaft in der bayerischen Verwaltung.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Methodik der Pflanzensoziologie;

Technik der Vegetationsaufnahme;

Übung vegetationskundlicher Aufnahmen von Wald- und Waldrandgesellschaften im Gelände, einschl. ökologischer Beurteilung;

Übung vegetationskundlicher Aufnahmen von Trocken- und Halbtrockenrasen im Gelände, einschl. ökologischer Beurteilung;

Technik der Auswertung von Vegetationsaufnahmen (Tabellenarbeit in Gruppen);

Interpretation von Vegetationstabellen zur Beurteilung schutzwürdiger Biotope und Gebiete;

Übersicht südbayerischer Vegetationseinheiten und deren ökologische Bedeutung;

Einsatzmöglichkeiten der Pflanzensoziologie im Naturschutz.

27.–29. Juni 1980 Kloster Zangberg bei Mühlendorf

Fortbildungslehrgang B 2

Wochenendveranstaltung – »Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Landschaftsplaner, Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen: siehe Veranstaltung vom 22.–24. Februar 1980.

Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltern

14. Juli 1979
»Führung durch das Schönramer Filz«
Bund Naturschutz Burghausen
(ZIELONKOWSKI)
21. Juli 1979
»Trockenrasen südwestlich Regensburg«
TU Weihenstephan, Vegetationskundliches Praktikum
(B. RUTHSATZ, ZIELONKOWSKI)
24. Juli 1979
»Naturschutz und Landschaftspflege im Landkreis Berchtesgadener Land«
Gymnasium Laufen
(ZIELONKOWSKI)
20. September 1979
»Landwirtschaft – Naturschutz«
Diskussionsrunde – CSU Kreisverband Altötting
(KRAUSS)
25. September 1979
»Naturschutz eine zeitgemäße Aufgabe«
Kath. Kreisbildungswerk Traunstein
(ZIELONKOWSKI)
27. September 1979
»Naturschutz im Berchtesgadener Land«
Kath. Kreisbildungswerk Teisendorf
(ZIELONKOWSKI)
- 28.–29. September 1979
(Wochenendtagung)
»Ökologie im Alltag«
Kreisbildungswerk Miesbach, in Amerang
(HERINGER)
29. September 1979
»Naturkundliche Führung«
Kreisbildungswerk Rosenheim, in Aibling
(HERINGER)
7. Oktober 1979
»Lehrwanderung durch das Ainringer Filz«
Kreisbildungswerk Berchtesgadener Land, in Ainring
(HERINGER)
10. Oktober 1979
»Naturschutz – Hindernis – Verpflichtung?«
Kolpingfamilie Bad Reichenhall
(HERINGER)
11. Oktober 1979
»Tiere in der Wirtschaftslandschaft«
Kath. Bildungswerk Traunstein
(BOCK)
17. Oktober 1979
»Landschaft und Vegetation im Berchtesgadener Land«
Volkshochschule Bad Reichenhall
(ZIELONKOWSKI)
17. Oktober 1979
»Ist das Gaymoos zu retten?«
Bund Naturschutz Mühldorf, in Gumattkirchen
(HERINGER)
18. Oktober 1979
»Landschaft und Vegetation in Südostoberbayern«
Kath. Kreisbildungswerk Traunstein
(ZIELONKOWSKI)
24. Oktober 1979
»Naturschutz und Biotopschutz«
Fortbildungsinstitut der bayerischen Polizei in Ainring
(HAXEL, KRAUSS)
24. Oktober 1979
»Landschaftspflege im ländlichen Raum«
Volkshochschule Bad Reichenhall
(KRAUSS)
29. Oktober 1979
»Salzachtal – Wert und Gefährdung«
Volkshochschule Laufen
(HERINGER)
2. November 1979
»Ökologische Bedeutung von Kleingärten«
Hanns-Seidel-Stiftung Cham
(ZIELONKOWSKI)
7. November 1979
»Der Wald im Haushalt der Natur«
Volkshochschule Bad Reichenhall
(RALL)
10. November 1979
»Alte Haustierrassen als Landschaftspfleger im Gebirge«
Jahrestagung des Deutschen Alpenvereins in Würzburg
(BOCK)
10. November 1979
»Ökologische Bedeutung von Feuchtgebieten im Alpenbereich«
Landestagung des Deutschen Alpenvereins in Würzburg
(HERINGER)
14. November 1979
»Ökologie – eine Weltuntergangslehre?«
Volkshochschule Bad Reichenhall
(HERINGER)
16. November 1979
»Grenzen des Wachstums«
Pfarrgemeinderat Fridolfing
(KRAUSS)
19. November 1979
»Landschaftsschlußverkauf«
Kreisbildungswerk Rosenheim, Riedering
(HERINGER)
22. November 1979
»Unsere Kulturlandschaft – Landschaftsschlußverkauf«
Kreisbildungswerk Wasserburg, in Edling
(KRAUSS)
23. November 1979
»Ökologie – eine Weltuntergangslehre?«
Kreisbildungswerk Traunstein, in Fridolfing
(HERINGER)
1. Dezember 1979
»Situation der Rohrweihe in Schleswig-Holstein«
Intern. Wissenschaftliches Seminar zum Thema: Greifvögel und Pestizide
Universität Saarbrücken, Fachbereich Biogeographie
(BOCK)
13. Dezember 1979
»Landwirtschaft und Naturschutz«
Bauernverband Teisendorf
(ZIELONKOWSKI)
14. Januar 1980
»Pflanzenökologische Aspekte von Hecken«
Regierung von Niederbayern
(ZIELONKOWSKI)
16. Januar 1980
»Naturschutz und Landwirtschaft«
Verband ehemaliger Landwirtschaft Studierender CA Cham
(ZIELONKOWSKI)
19. Januar 1980
»Künftige Landnutzung unter Berücksichtigung von Naturschutz und Landschaftspflege«
Landvolkshochschule Wies bei Steingaden
(HERINGER)
24. Januar 1980
»Landschaftsschlußverkauf«
Kreisbildungswerk Rosenheim, in Schwabering
(HERINGER)
29. Januar 1980
»Landschaftsschlußverkauf«
Kath. Kreisbildungswerk Garching a. d. Alz
(KRAUSS)
13. Februar 1980
»Naturschutz und Biotopschutz«
Fortbildungsinstitut der bayerischen Polizei in Ainring
(BOCK, HAXEL)
13. Februar 1980
»Naturschutz und Landschaftspflege«
Fortbildung von Bundeswehrangehörigen in der Leopold-Kaserne in Amberg
(KRAUSS)
14. Februar 1980
»Naturschutz und Landschaftspflege«
Landvolkshochschule Feuerstein
(KRAUSS)

20. Februar 1980
»Naturschutz und Biotopschutz«
Fortbildungsinstitut der bayerischen
Polizei in Ainring
(BOCK, HAXEL)
21. Februar 1980
»Landschaftspflege im ländlichen Raum«
Kreisbildungswerk Traunstein, in Garching
(HERINGER)
22. Februar 1980
»Naturschutz – Hindernis oder Verpflichtung?«
Kreisbildungswerk Rosenheim, in Rimsting
(HERINGER)
29. Februar 1980
»Ökologische Bedeutung von Kleingärten«
Hans-Seidel-Stiftung Mindelheim
(ZIELONKOWSKI)
4. März 1980
»Der Wald im Haushalt der Natur«
Kreisbildungswerk Traunstein,
in Rettenbach
(RALL)
8. März 1980
»Kultur in der Landschaft«
Tröstau-Verein für Gartenbau und Land-
schaftspflege in Wunsiedel
(HERINGER)
8. März 1980
»Natur- und Umweltschutz als gesell-
schaftspolitische Verpflichtung«
Hans-Seidel-Stiftung Kreuth
(ZIELONKOWSKI)
9. März 1980
»Arten- und Biotopschutz – zentrale Auf-
gaben des Naturschutzes«
Hans-Seidel-Stiftung Kreuth
(ZIELONKOWSKI)
8. März 1980
»Aufgaben von Hecken und Feldgehölzen
und sonstigen ökologischen Ausgleichs-
flächen«
Seminar des Landschaftspflegevereins in
Wunsiedel
(KRAUSS)
13. März 1980
»Die Nutzung unserer Wälder – Gefahr
oder Notwendigkeit«
Grüner Kreis Neuötting
(RALL)
18. März 1980
»Naturschutz und Landschaftspflege im
dörflichen Bereich«
Christliches Bildungswerk Altfrauenhofen
(HERINGER)
20. März 1980
»Mitwirkung und Belange des Naturschut-
zes im Rahmen von Fachplanungen«
Führungsakademie des Staatsministeriums
für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
(KRAUSS)
25. März 1980
»Probleme des Wachstums aus ökologi-
scher Sicht«
Kreisbildungswerk Berchtesgadener Land,
in Freilassing
(HERINGER)
26. März 1980
»Naturschutz und Landwirtschaft«
Grüner Kreis Traunstein, in Freutsmoos
(HERINGER)
28. März 1980
»Über die Grenzen des Wachstums«
Volkshochschule Traunstein
(HERINGER)
24. April 1980
»Mitwirkung und Belange des Naturschut-
zes im Rahmen von Fachplanungen«
Führungsakademie des Staatsministeriums
für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
(KRAUSS)
6. Mai 1980
»Naturschutz und Landwirtschaft«
Bauernverband Herrsching
(ZIELONKOWSKI)
7. Mai 1980
»Naturschutz als zeitgemäße Aufgabe«
Volkshochschule Laufen
(ZIELONKOWSKI)
9. Mai 1980
»Naturschutz und Landschaftspflege«
Kath. Kreisbildungswerk Kolbermoor
(KRAUSS)
21. Mai 1980
»Naturschutz und Biotopschutz«
Fortbildungsinstitut der bayerischen
Polizei in Ainring
(BOCK, HAXEL)
22. Mai 1980
»Bergheil – Bergunheil«
Deutscher Alpenverein München
(HERINGER)
27. Mai 1980
»Künftige Landnutzung unter Berücksich-
tigung von Naturschutz und Landschafts-
pflege«
Landvolkshochschule Wies bei Steingaden
(HERINGER)
2. Juni 1980
»Naturschutz und Landschaftspflege«
Landvolkshochschule Wies bei Steingaden
(KRAUSS)
3. Juni 1980
»Der Wald im Haushalt der Natur«
Kreisbildungswerk Mühldorf,
in Altmühldorf
(RALL)
10. Juni 1980
»Unsere Kulturlandschaft – Naturschutz
und Landschaftspflege im ländlichen Raum«
Kath. Kreisbildungswerk Gars/Inn,
in Mittergars
(KRAUSS)
18. Juni 1980
»Naturschutz im Siedlungsbereich«
Ministerium für Raumordnung und Um-
weltfragen Saarbrücken
(ZIELONKOWSKI)
26. Juni 1980
»Ökologie – Was ist das?«
Volkshochschule Mühldorf
(HERINGER)
28. Juni 1980
»Naturkundliche Wanderung Haarmoos/
Abtsee«
Gränzvolkshochschule Laufen
(SCHARL, SCHUMACHER)
3. Juli 1980
»Exkursion zur Problematik von Natur-
schutz und Landschaftspflege im Salzach-
Hügelland«
Deutsch-französische Partnerschaft, in
Laufen
(HERINGER)
17. Juli 1980
»Führung durch das Schönramer Filz«
Gymnasium Bad Reichenhall
(KRAUSS)
22. Juli 1980
»Prozesse, Formen und Produkte der Ver-
witterung am NE-Rand des Jaz-Murian-
Beckens/SE-Iran«
Geographisches Institut der Universität
Erlangen-Nürnberg, in Erlangen
(SCHUMACHER)
26. Juli 1980
»Naturkundliche Lehrwanderung ins
Schönramer Moos«
Gränzvolkshochschule Laufen,
in Leobendorf
(HERINGER)
23. August 1980
»Exkursion Abtsee-Haarmoos«
Gränzvolkshochschule Laufen
(BOCK, RALL)

Mitglieder des Präsidiums und ihre Stellvertreter

Vorsitzender:
Staatsminister Alfred Dick
Rosenkavalierplatz 2
8000 München 81

Landrat Dr. Joachim Gilllesen
Landratsamt München
Mariahilf-Platz 17 a
8000 München 90

Dipl.-Forstwirt Hubert Weinzierl
Parkstraße 6
8070 Ingolstadt

Prof. Dr. Wolfgang Haber
Brandlstraße 37
8050 Freising

Prof. Dipl.-Ing. Reinhard Grebe
Landschaftsarchitekt
Lange Zeile 8
8500 Nürnberg

Erwin Seitz, MdL
Westendorfer Str. 1
8951 Germaringen

Stellvertreter:

Staatssekretär Dr. Max Fischer
Rosenkavalierplatz 2
8000 München 81

1. Bürgermeister Heribert Thallmair
Rathaus
8130 Starnberg

Gymnasialprofessor Fritz Lense
Maria-Eich-Straße 47
8032 Gräfelfing

Prof. Dr. Ernst-Detlev Schulze
Universität Bayreuth
Am Birkengut
8580 Bayreuth

Hans Hintermeier
Am Mösel 25
8011 Murnau

Dieter von Reininghaus
8081 Mauern/ü. Fürstenfeldbruck

Mitglieder des Kuratoriums

Prof. Dr. Andreas Bresinsky
Universität Regensburg
Postfach
8400 Regensburg

Prof. Dr. Wolfgang Haber
Brandlstraße 37
8050 Freising

Prof. Dr. Otto Ludwig Lange
Schneewittchenweg 10
8700 Würzburg

Prof. Kurt Martini
Fachhochschule Weihenstephan
8050 Freising-Weihenstephan

Prof. Dr. Richard Plochmann
Universität München
Amalienstraße 54
8000 München 40

Prof. Dr. Hermann Remmert
Am Weinberg 27
3551 Niederweimar

Prof. Dr. Karl Ruppert
Wirtschaftsgeographisches Institut
der Universität München
Ludwigstraße 28
8000 München 22

Prof. Dr. Ernst-Detlev Schulze
Universität Bayreuth
Am Birkengut
8580 Bayreuth

Prof. Dr. Rupprecht Zapf
Technische Universität München
8050 Freising-Weihenstephan

Josef Ottmar Zöller
Rundfunkplatz 2
8000 München 2

Ministerialdirigent H. Eisel
Oberste Baubehörde im
Bayer. Staatsministerium d. Innern
Karl-Scharnagl-Ring 60
8000 München 22

Prof. Dipl.-Ing. Reinhard Grebe
Landschaftsarchitekt
Lange Zeile 8
8500 Nürnberg

Hans-Jürgen Weichert
Ortlindestraße 6
8000 München 81

Ltd. Regierungsdirektor
Karl-Georg Meyr
Bayer. Verwaltung der
Staatlichen Schlösser,
Gärten und Seen
Schloß Nymphenburg
8000 München 19

Hans Hintermeier
Am Mösel 25
8011 Murnau

Erwin Seitz, MdL
Westendorfer Str. 1
8951 Germaringen

Personal der Akademie für Naturschutz- und Landschaftspflege am 1. November 1980:

Direktor:

Dr. Zielonkowski Wolfgang
Diplom-Biologe

Dr. Bock Walter, Zoologe, wA
Brandner Willi, VA
Haxel Helga, Dipl.-Forstwirt, wAe
Heringer Josef, Dipl.-Gärtner, Reg.-Rat.
Herzog Reinhard, Ing. grad.
Landespflege, GOI
Hogger Sigrun, VAe
Krauss Heinrich, Dipl.-Ing.
Landespflege, Reg.-Rat
Kroiß Annemarie, VAe
Kroiß Martin, Reg.-Insp. z. A.
Mühlfeldner Elisabeth, VAe
Pollmann Ute, Reg.-Ass.
Dr. Rall Heinrich, Dipl.-Forstwirt,
Forstrat
Scharl Gottfried, Ing. grad.,
Landespflege, GtA
Dr. Schumacher Reinhold,
Dipl.-Geograph, wA
Urban Irmgard, LE
Wolfgruber Rita, VAe

Verwaltung:

Zehnter Gerwald, Reg.-Amtsrat
Verw. Dipl. Inh.

Hinweise für künftige Einsendungen von Manuskripten

1. Themenbereiche

In den Berichten der ANL können Originalarbeiten, wissenschaftliche Kurzmitteilungen und Bekanntmachungen zu zentralen Naturschutzproblemen und damit in Zusammenhang stehenden Fachgebieten veröffentlicht werden.

2. Einsendungen von Manuskripten

Manuskripte sind an die Schriftleitung der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Postfach 61, 8229 Laufen, zu senden.

Es wird um Beachtung der folgenden Manuskript-Richtlinien gebeten. Die Schriftleitung behält sich vor, zugeschickte Manuskripte dem Kuratorium zur Beurteilung vorzulegen.

3. Richtlinien für die Manuskripte

Es wird um Manuskripte gebeten, die nach Inhalt und Form für die Drucklegung zu verwenden sind. Am Kopf des Manuskriptes ist der Name des Verfassers, ggf. auch die offizielle Bezeichnung der Forschungsstätte, Institution o. ä., in der die Arbeit entstanden ist, zu schreiben.

Wünschenswert ist eine Zusammenfassung in deutscher Sprache, die dem jeweiligen Beitrag vorangestellt wird.

Am Schluß des Manuskriptes ist die genaue Anschrift des Verfassers anzuführen.

Die Manuskripte sind mit Schreibmaschine auf DIN-A-4-Bogen einseitig in 2-zeiligem Abstand mit einem linken Heftrand von 4 cm Breite zu schreiben; durch entsprechende Hinweise können Petit zu druckende Absätze am Rand gekennzeichnet werden.

Die Verwendung von Abkürzungen ist nur dann zulässig, wenn diese normiert sind oder im Text erläutert werden.

Autorennamen im Zusammenhang mit Literaturangaben sind im Text mit Großbuchstaben zu schreiben und im Anschluß daran ist die entsprechende Jahreszahl der Veröffentlichung zu setzen. Den fachlichen Ausführungen sollte ein Literaturverzeichnis über die im Text zitierten und verwendeten Veröffentlichungen folgen. Sie sind in alphabetischer Folge nach Verfasser chronologisch aufzuführen.

Mehrere Arbeiten eines Verfassers aus einem Erscheinungsjahr sind mit Kleinbuchstaben (a, b, c, etc.) hinter der Jahreszahl zu kennzeichnen.

Die Quellenangabe enthält jeweils die Namen sowie den oder die abgekürzten Vornamen des Verfassers, das Erscheinungsjahr sowie den vollständigen Titel der Arbeit:

a) bei Büchern: ferner den Erscheinungsort, den Verlag, die Seitenzahlen der zitierten Beiträge und ggf. die Auflage.

Beispiel:

OBERDORFER, E., 1970: Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Süddeutschland und die angrenzenden Gebiete. 3. Aufl.

Stuttgart: Ulmer, 987 S.

b) bei Zeitschriften: den abgekürzten Zeitschriftentitel, die Nummer des Bandes bzw. Heftes und die Seitenzahl.

Beispiel:

SCHERZINGER, W., 1976: Wirtschaftswald aus der Vogelperspektive. Nationalpark 1, 28–31.

Abbildungen

Es ist wünschenswert, die Abbildungen nach Anzahl und Größe auf ein Mindestmaß zu beschränken, wobei als Vorlage nur scharfe und kontrastreiche reproduktionsfähige Vorlagen Verwendung finden können. Halbtonwerte sind als Strichzeichnungen einzulegen oder bei einer Graufäche auf einem Decker (Transparentpapier) zu kennzeichnen. Über den Reproduktionsmaßstab entscheidet die Druckerei unter weitgehender Berücksichtigung der Vorschläge des Verfassers. Auf der Rückseite der Abbildungen ist die Anschrift des Verfassers anzugeben, bei Diapositiven auf einer Anlage festzuhalten.

Jede Abbildung ist mit einer Abbildungsunterschrift zu versehen. Bildunterschriften sowie dazugehörige Legenden sind auf einem gesonderten Blatt zu vermerken.

Bei Verwendung von Abbildungen aus anderen Veröffentlichungen ist die genaue Quellenangabe erforderlich.

Tabellen

Bei der Verwendung von Tabellen gilt ebenfalls eine Beschränkung auf ein Mindestmaß nach Anzahl und Größe. Erwünscht ist eine durchgehende Numerierung, die Erstellung einer Tabellenübersicht sowie die genaue Quellenangabe bei Tabellen aus anderen Veröffentlichungen. Von der Darstellung des gleichen Sachverhalts in Text und Abbildungen bzw. Tabellen ist abzusehen.

Korrekturhinweise

Die Autoren erhalten die Korrekturfahnen ihrer Arbeit zugesandt, mit der Bitte, sie auf Setzfehler durchzusehen und dann der Schriftleitung zurückzusenden. Die Korrektur durch den Autor in diesem Stadium der Drucklegung sollte sich lediglich auf Rechtschreibfehler beziehen. Weiterführende Berichtigungen, die nicht innerhalb einer Druckzeile durchzuführen sind, können nicht mehr vorgenommen werden.

Sollte der Verfasser nach Ablauf der Korrekturfrist die Druckfahnen nicht zurückgesandt haben, gilt dies als Einverständnis zur Veröffentlichung.

Sonderdrucke

Die ANL stellt jedem Autor 30 Sonderdrucke zur Verfügung.

Erscheinungsweise

Die »Berichte der ANL« erscheinen jährlich und beinhalten neben den Fachbeiträgen einen Rückblick mit Ergebniszusammenfassungen der Seminarveranstaltungen und die Tätigkeitsübersicht der Akademie.

