

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 erkaufte. Nach Norden nehmen die Bodenwertzahlen und Flächenenerträge 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)

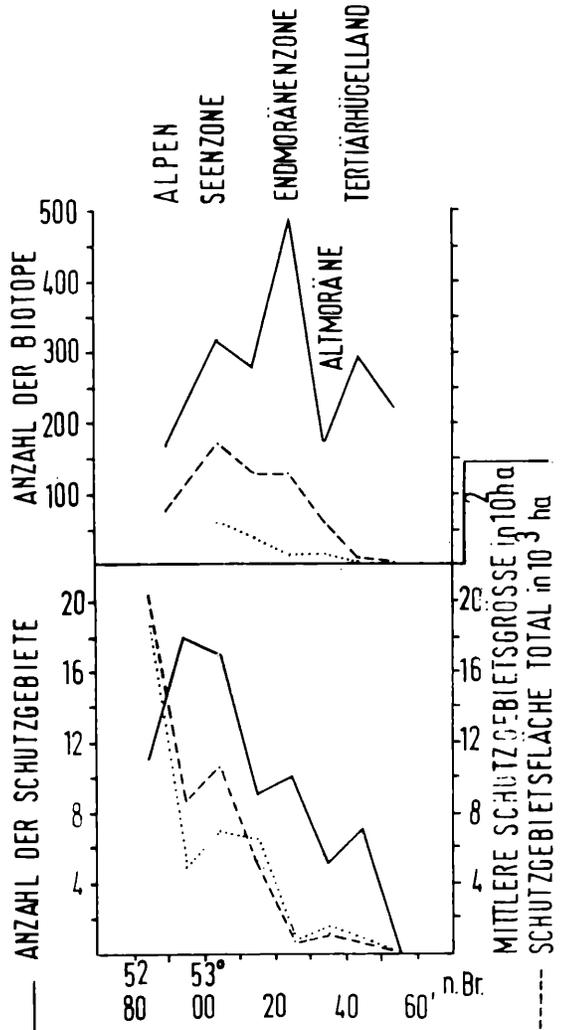


Abbildung 1: Diskrepanz zwischen Biotop- und Schutzgebietsausstattung in der Planungsregion Südostoberbayern (Region 18)

— 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«.

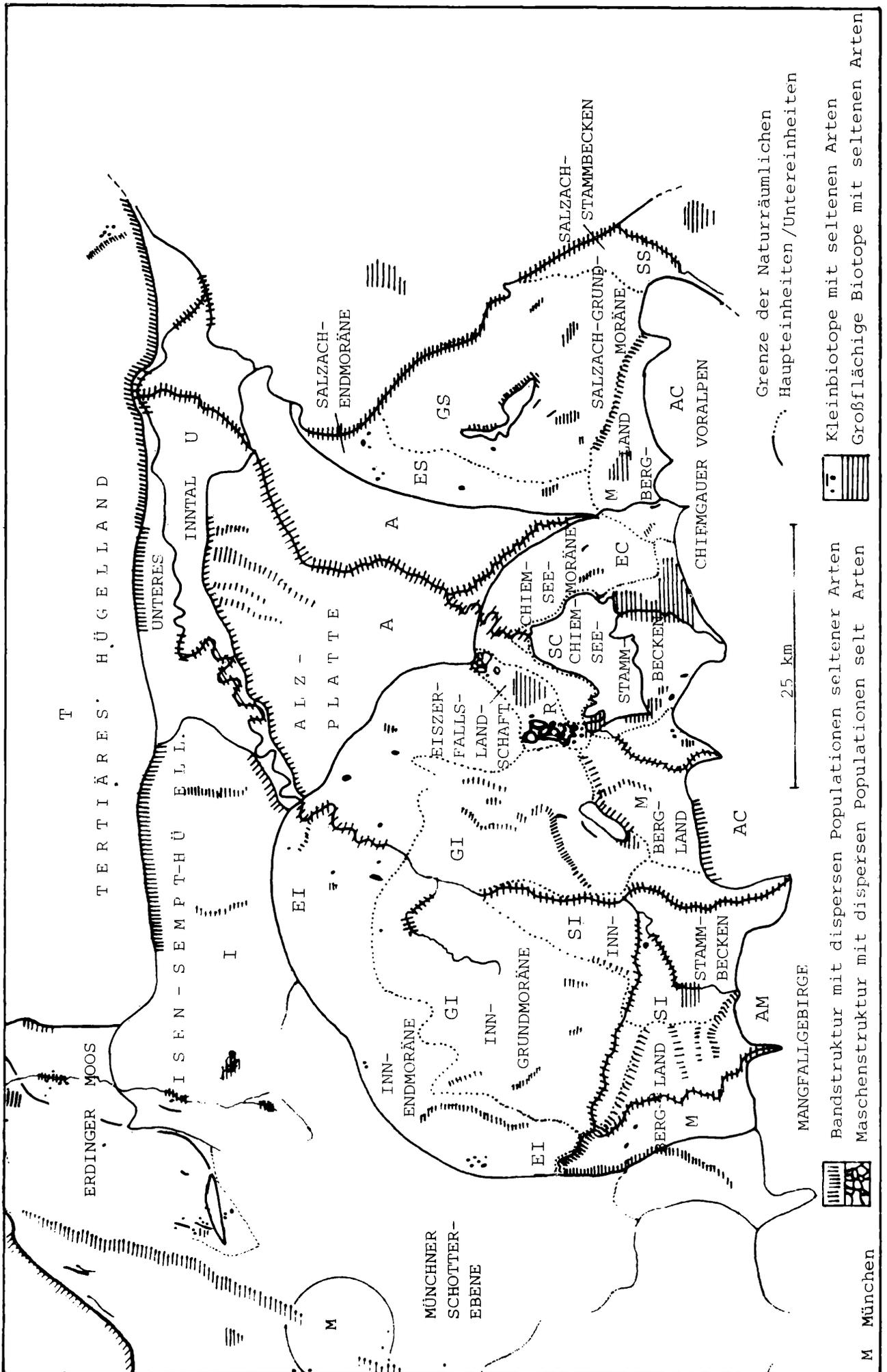


Abbildung 2: Grundnetz für seltene Gefäßpflanzenarten in Südostoberbayern

Legende zu Abbildung 2:

An kartierte Biotoptypen gebundene (= oligohemerochore) Arten mit weniger als etwa 5 Naturraumbündeln 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 Mangfalling und Surtal), entlang der Flüsse, Seen und größeren Bäche (Auen, Durchbruch- und Kerbtäler, Überschwemmungszonen und Ufermoore) sowie Maschenstrukturen in Eiszerfallandschaften 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 Ökosystemübergänge (limes divergens und limes convergens). Auch sie bestimmen die Struktur des Grundnetzes in Abb. 2, treten aber wegen des Kontakts zu großen Biotopen 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 vordringlichen 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 »Sammeltopfe« 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 die zusätzliche Arten desselben Florenelements 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 Löfelfelkraut (*Cochlearia pyrenaica*), den nordischen Sumpfbärlapp (*Lycopodiella inundata*), das Alpenfettkraut (*Pinguicula alpina*), den präalpinen Frühlingsenzian (*Gentiana verna*) und die – innerhalb Süddeutschlands überwiegend präalpine – Sumpfglabdiol (*Gladiolus paluster*) aufsuchen will, ist zu einer mindestens zweitägigen Zick-Zack-Reise zwischen Aichach und Simbach gezwungen. Im näheren 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 Zentralbiotope 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 hervorstechende 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 Reliktbiotopreste 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 Dispersions-typ).
- 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 Rib-zeit), 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 (»Formationssubiquisten«) 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 Moores 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.

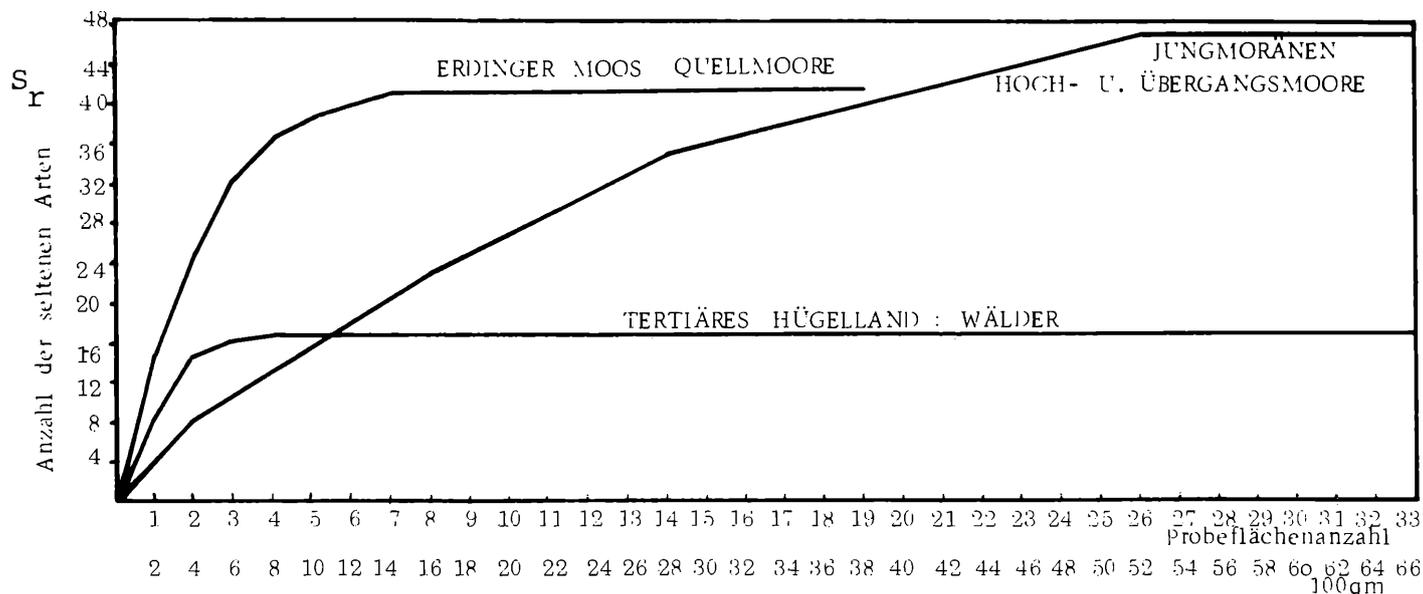
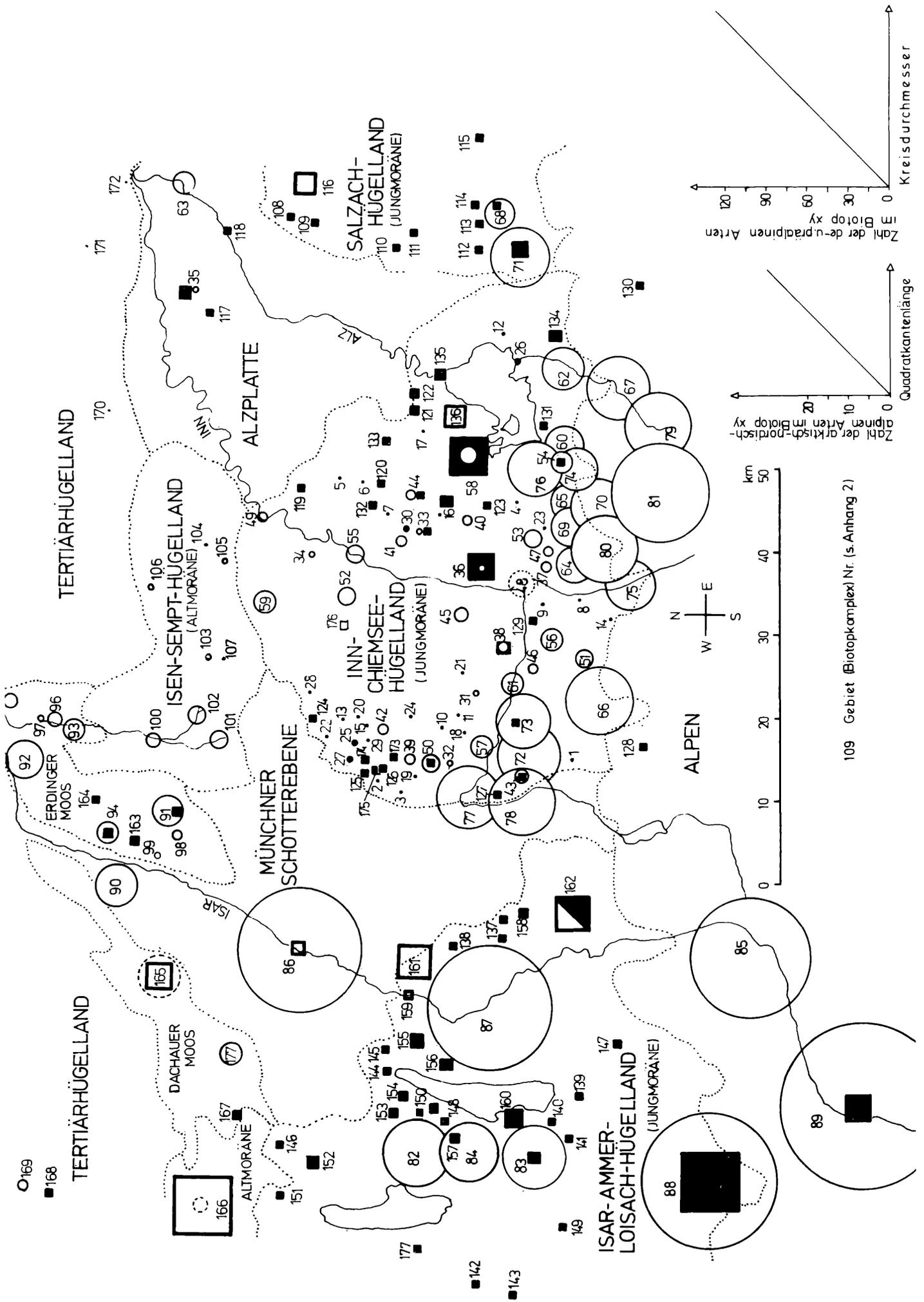


Abbildung 3: Seltene Arten-Areal-Kurven für drei oberbayerische Naturräume:

- 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.



109 Gebiet (Biotopkomplex) Nr. (s. Anhang 2)

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 Artenpotentialen, 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-Mindestbedarf 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.

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

Den botanischen (vgl. LEEUWEN 1966, WESTHOFF 1968, WITSCHEL 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 ungliedert 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.

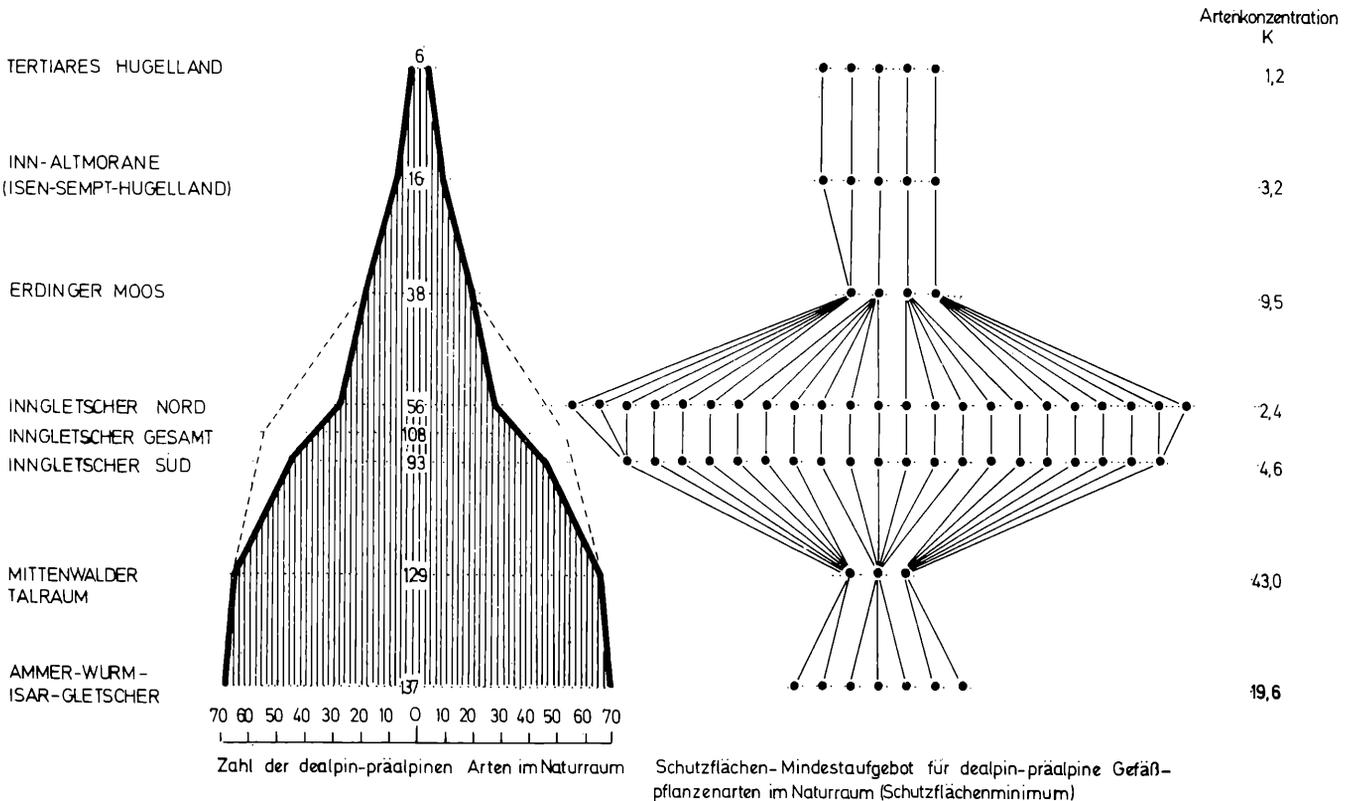


Abbildung 6: Das dealpin-präalpine Florenelement im Naturraumvergleich

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 *seltener* 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.

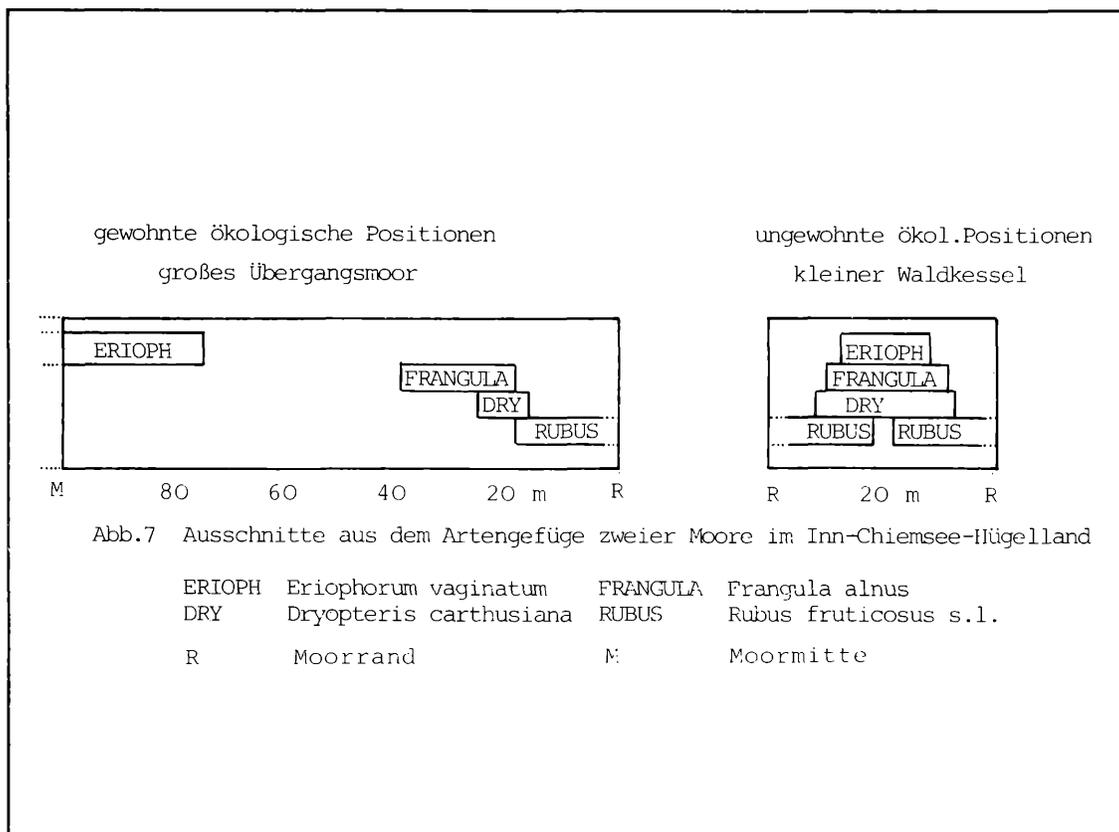
Folgerung:

– 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 Herkunftsbiotope, 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 (Münchner 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. microglochis*, *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 Kleinstmooren 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 – Verknennung 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. WHITACKER 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 »gestaucht«. 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.

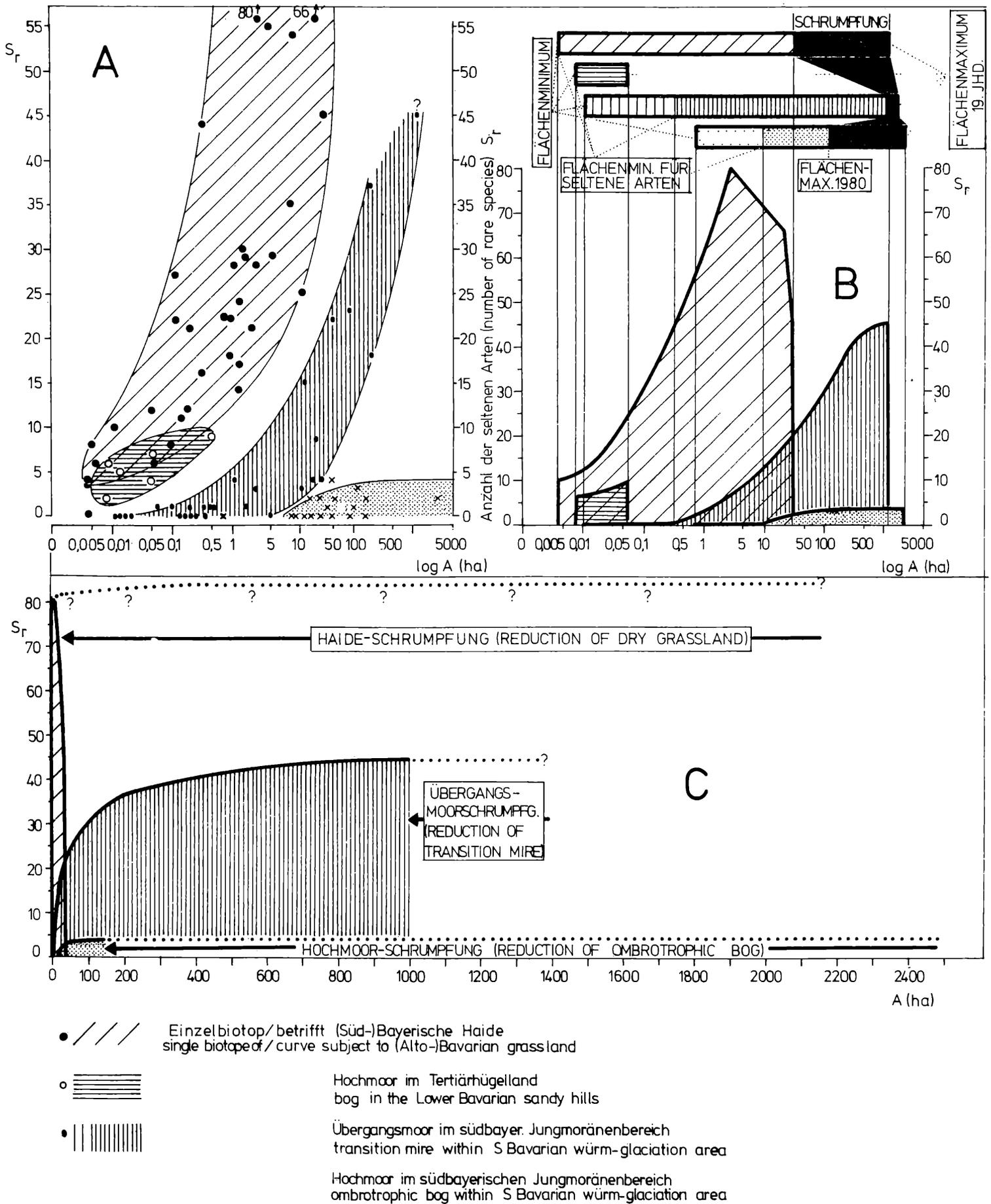
Diesen Hinweis bringen WILMANN u. DIERSEN (1979) und bestätigt SCHMEIDL (mdl.). Er sei hier nur der Vollständigkeit halber erwähnt.

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 Artengruppen 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 Stetigkeitsverringering | Agrostemma githago, Taxus baccata |
| selten geworden, aber noch verbreitet (auf vielen TK nachzuweisen) | | mäßig | mäßige Individuen- und Stetigkeitsverringering | Primula veris (SO-Bayern), Dianthus carthusianorum, D. deltoides |
| selten geworden, heute in sicheren Nischen | anthropogene Sonderstandorte | gering | Individuen- u. Stetigkeitsverringering abgeschlossen | Laserpitium pruthenicum, Potamogeton coloratus (Torfstiche bzw. Gräben im Erdinger Moos) |



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

Biotope 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 Heiden-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 besitzen

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 Punktsignatur 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 Kultivationsprojekte, 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 Abfolgen:

Moor- und Heidegebiete

Holland – Dänemark – NW-Deutschland – Voralpenraum – Finnland

Niedermoore im voralpinen Jungmoränengebiet

Schweizer Mittelland – östliches Oberbayern – Allgäu

Festucion vallesiacae (mit Anemono-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 Schutzgebichtsichten 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.

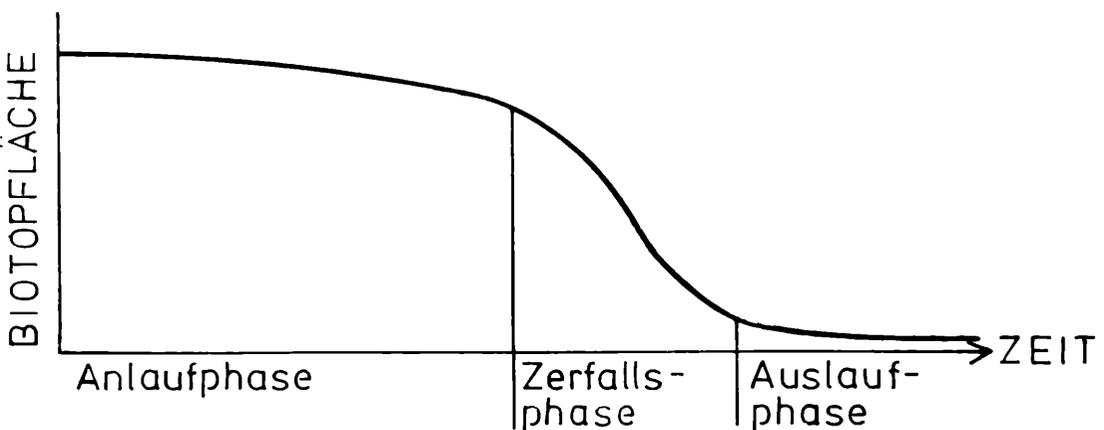


Abbildung 9: Phasen des Biotopschwundes in Mitteleuropa, bezogen auf die Biotopausstattung eines Naturraumes oder eines Biotoptyps im Naturraum (schematisch, stark vereinfacht)

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 Flurausträumung. 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. Heidewiesen 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-

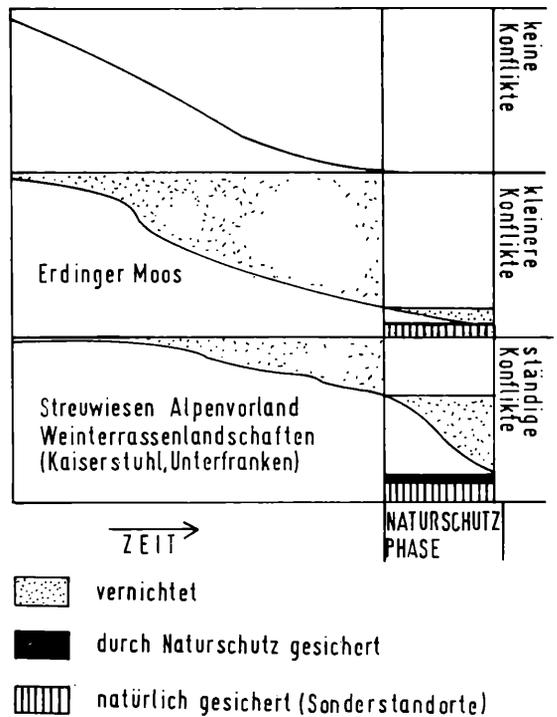


Abbildung 10: Phasenverschiebung des Biotopschwundes zwischen mitteleuropäischen Naturräumen (schematisch, stark vereinfacht)

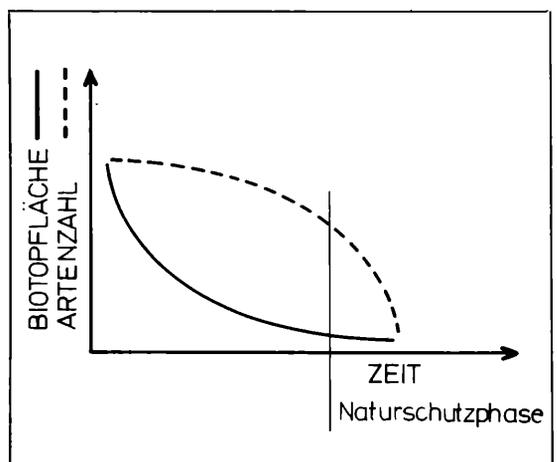


Abbildung 11: Die »Absturzphasen« der Biotopausstattung und des Artenreservoirs liegen im gleichen Naturraum zeitlich verschoben (Diagramm stark vereinfacht und schematisch).

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 Artenzahl (im vorliegenden Fall Zahl der *seltene* Arten)
 S_n Zahl der (seltenen) Arten im Naturraum (i. d. F. Erdinger Moos)
 S_{a-f} Zahl der (seltenen) Arten in den Biotoptypen A–F des Naturraums (Erdinger Moos)

$-\Delta S_n$ Verlust an (seltenen) Arten im Naturraum in einem bestimmten Zeitraum (Sackung des Artenpotentials im Naturraum)

$-\Delta S_{a-f}$ Verlust an (seltenen) 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 (seltenen) Artenzuwachs aufgetragen. Begonnen wurde also mit der an seltenen Arten reichsten Probefläche, darauf folgte diejenige mit den meisten zusätzlichen (seltenen) 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 geschwärtzt. Am Artenverlust waren also nur die in den *schwarzen* Scherenabschnitten gelegenen Probeflächen (1–5, 17–29) beteiligt. Entsprechend treten die Sackungen $-\Delta S_{a1}$ und $-\Delta S_{a2}$ 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: $-\Delta S_{a1} = 6$
 Artenverlust der Probeflächen 17–29: $-\Delta S_{a2} = 8$
 Artenverlust des gesamten Biotoptyps: $-\Delta S_a = 14$
- (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: $-\Delta S_d = 2$ (Pyteuma nigrum, Inula hirta)

Auen

Erhebliche Verluste: $-\Delta S_e = 7$ (Daphne cneorum, Chamaecytisus ratisbonensis, Pulsatilla vulgaris, Cirisium acaulon, Carlina acaulis, Erica carnea, Lappula myostotis)

Waldsäume

Totalverlust der seltenen Arten in den Probeflächen: $-\Delta S_f = 8$ (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 (seltenen) 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 (seltenen) 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 (Veränderung) 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 ($-\Delta S_n$) 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 »hinten 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, »Sigmäten« 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)

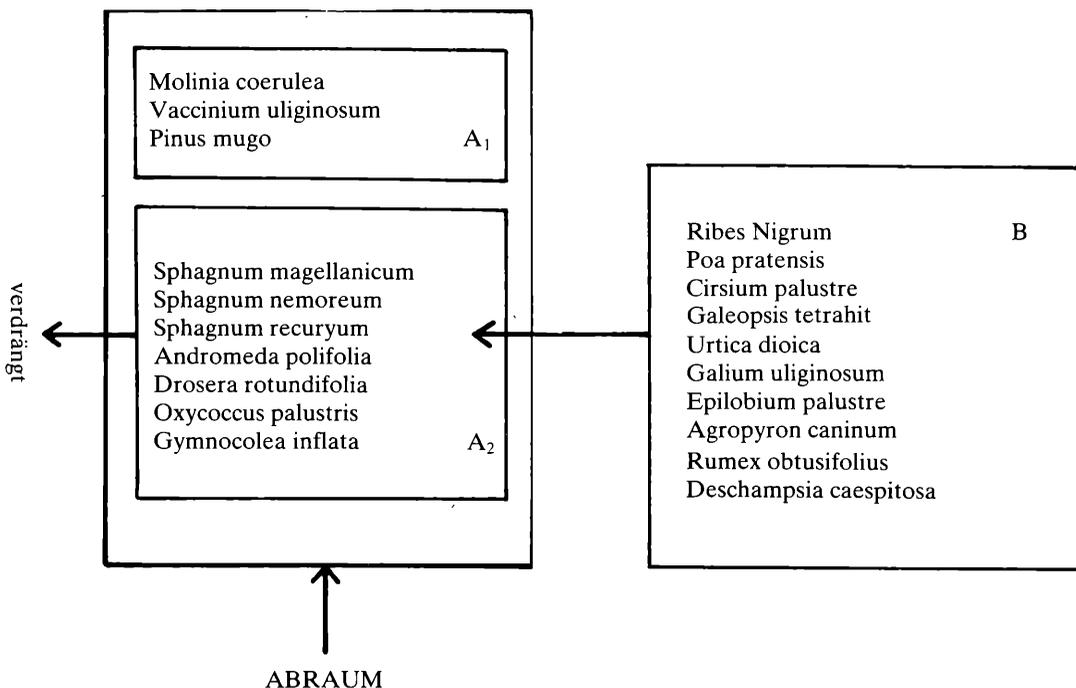


Abbildung 13: Florenverschiebung im Vorfeld einer Abraumdeponie im Hochmoor bei Oberjoch/Allgäu
 Ursprüngliche Vegetation: A₁ + A₂
 Veränderte Vegetation: A₁ + B
 A₁ Persistente, sukzessionsträge Hochmoorartengruppe
 A₂ Regressive, bei Fremdeinflüssen rasch verschwindende Hochmoorartengruppe
 B Progressive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

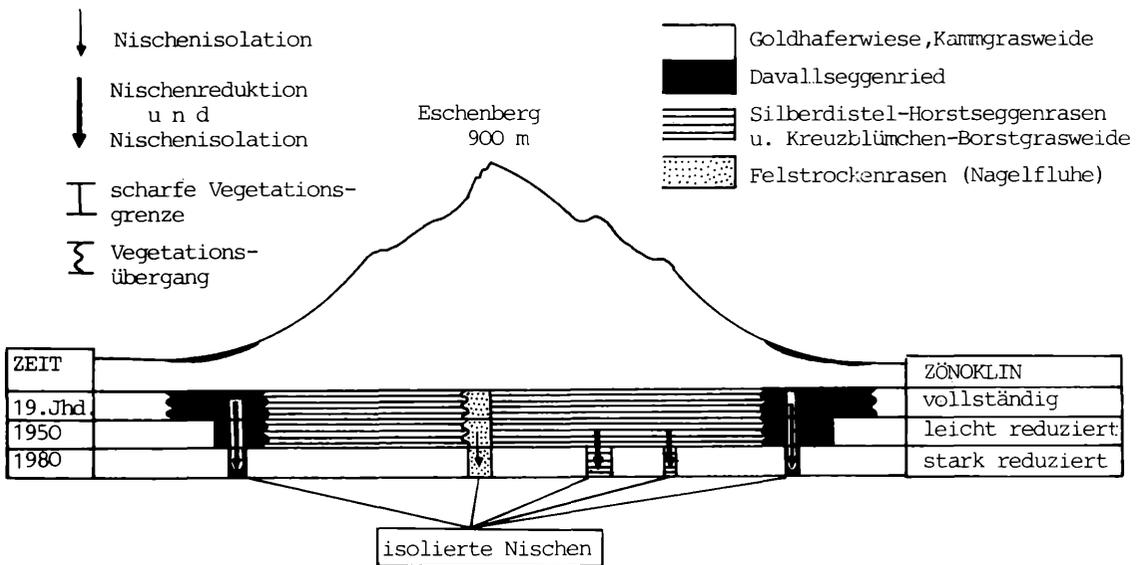


Abbildung 14: Gradientenreduktion und Nischenisolation an einem Molasserücken des Ostallgäus

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*

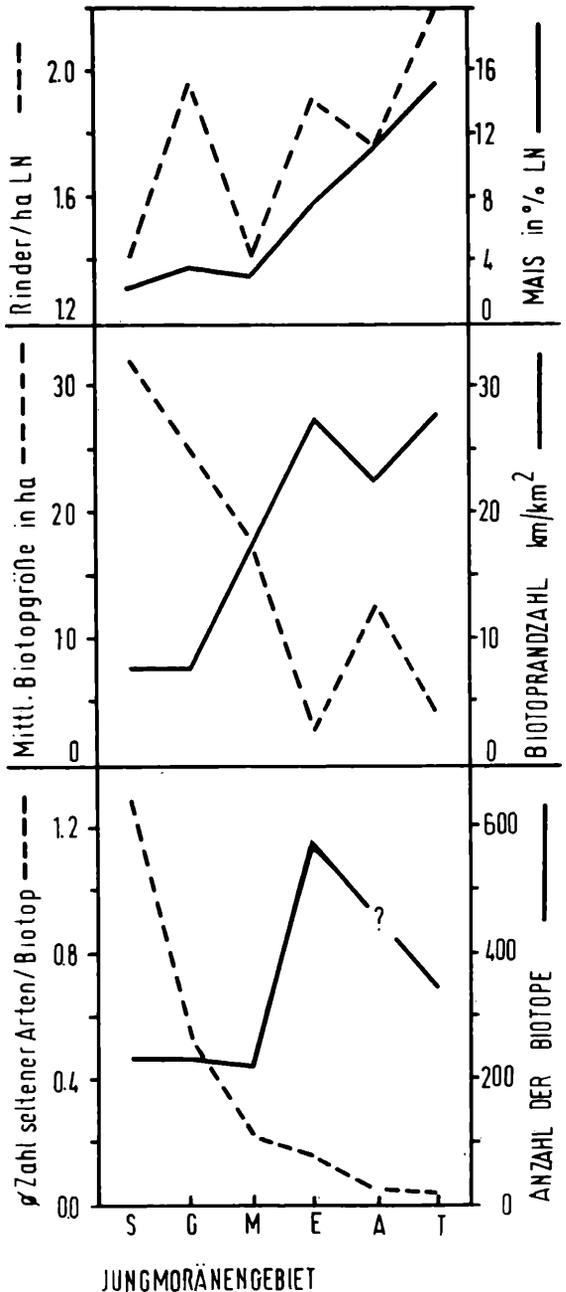


Abbildung 15: Durch Biotopanzahl, -dispersion und Nutzungsintensität vorprogrammierte Konflikte zwischen Landwirtschaft und Biotopschutz in südostoberbayerischen Naturräumen

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 ungefährdeten 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

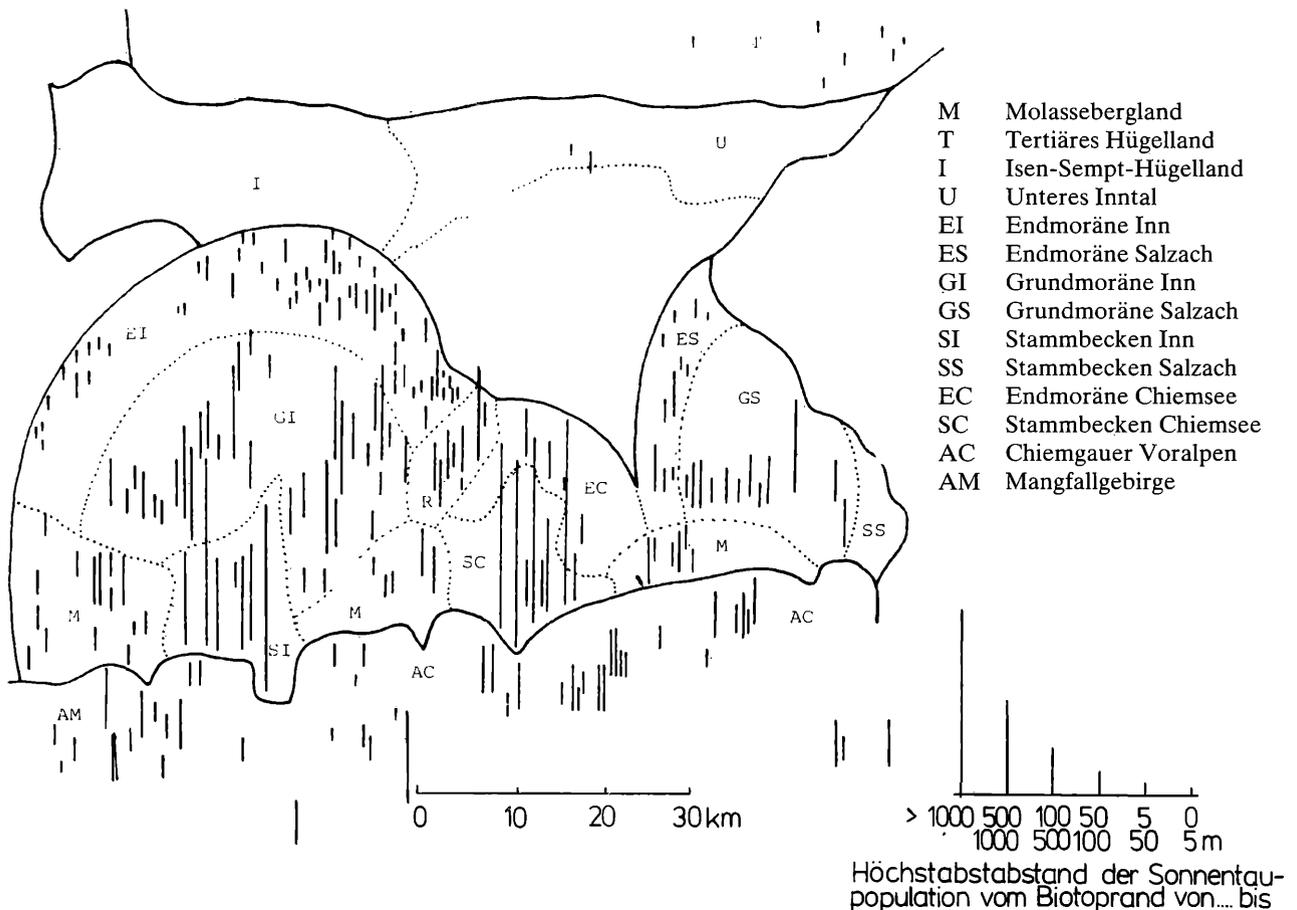


Abbildung 16: Rundblättriger Sonnentau (*Drosera rotundifolia*): Verbreitung und Arealgröße der Einzelpopulationen in einigen Naturräumen Südostbayerns

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 Sonnentau-pflanze. 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. Landschaftspf. 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 Kleinsäugern 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. Landschaftspf. 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: WILLMANNS, 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.
- WILMANNS, O. (1978):
Erforschung der Natur als Voraussetzung für die Erhaltung der Natur. – *Freiburger Universitätsblätter H.* 61: 13–24. Freiburg: Rombach.
- WILMANNS, 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

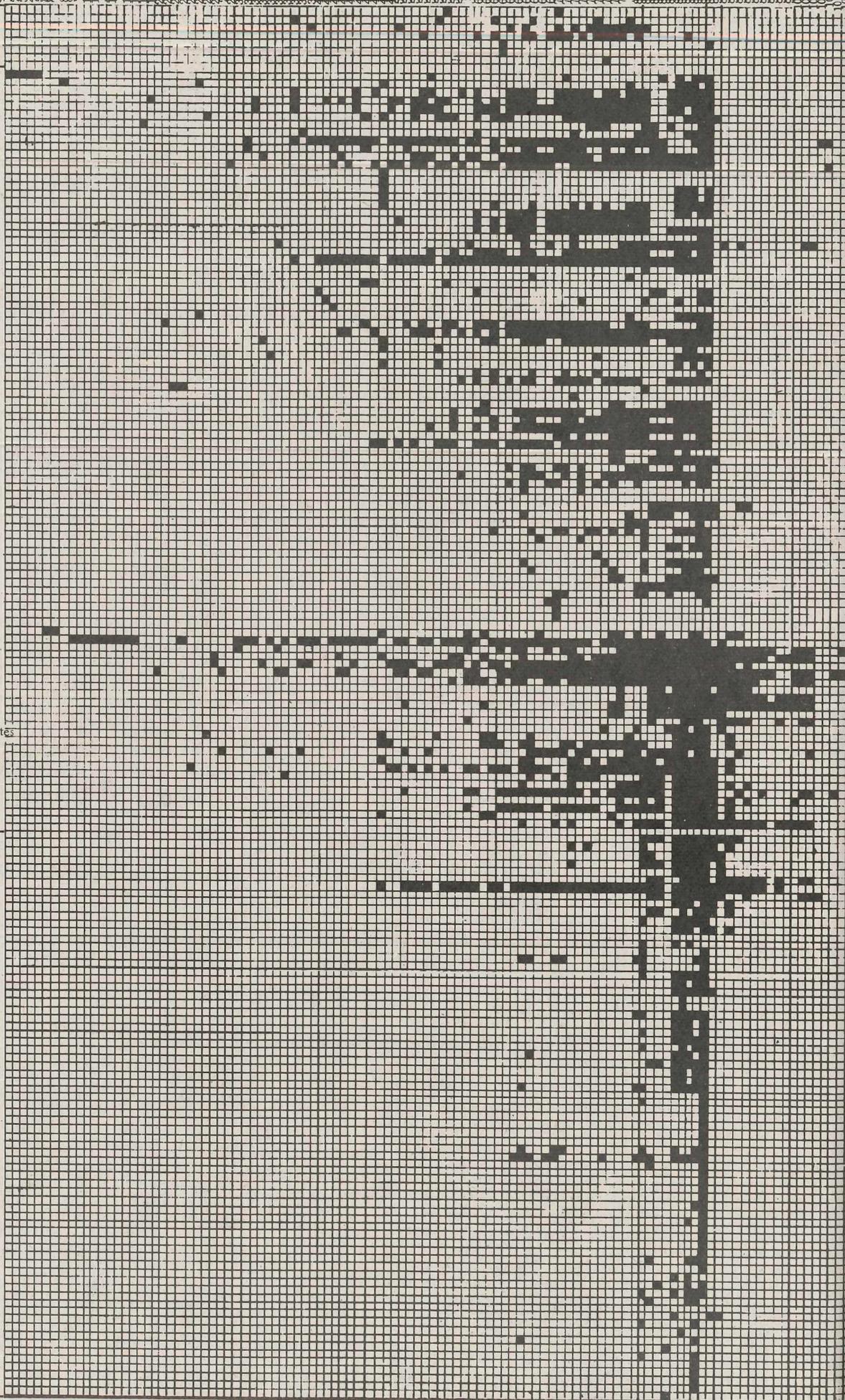
INN-
ALTMOOS

NR TRENN-
ARTEN INN-
HÜGELLAND

GEBIET NR.

- Galanthus nivalis
- Mateuccia struthiopteris
- Allium aristatum
- Centaria pentaphylla
- Pyrola rotundifolia
- Euphorbia amygdaloides
- Geranium phaeum
- Pinus rotundata
- Myrica germanica
- Polytrichum lobatum
- A. rufius ciliatus
- Centaria montana
- Carduus personata
- Allium puberulum
- Ransteinera globosa
- Leucopodium verum
- Veratrum album
- Bellidistrum michelii
- Centaria enneaphylla
- Polytrichum dodonaei
- Polytrichum fleischeri
- Aethionema saxatile
- Linaria alpina
- Arabis alpina
- Taxus 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 acris
- Polygonatum verticillatum
- Petasites paradoxus
- Typha minima
- Hesmerium monorchis
- Hippophae rhamnoides
- Sedum album
- Salix appendiculata
- Typha shuttleworthii
- Cardamina trifolia
- Colostephus tomentosus
- Corpus alba
- Leucospermum austriacum
- Asperidium latifolium
- Lomogyne alpina
- Veronica latifolia
- Thesium bavaricum
- Thesium pyrenaicum
- Polytrichum lonchitis
- Rosa pendulina
- Aspidium viride
- Hobaria lucens
- Gentiana campestris
- Rhinanthus aristatus
- Polygonum viviparum
- Atragene alpina
- Saxifraga rotundifolia
- Arabis bellidifolia
- Rhododendron hirsutum
- Junca saxifraga
- Saxifraga aizoides
- Utricularia scolopendrium
- Coronilla vaginalis
- Gymnadenia odoratissima
- Viola biflora
- Crocus albiflorus
- Poldanella alpina
- Helictes viridis
- Equisetum variegatum
- Gentiana asclepiadea
- Gentiana clusii
- Rhynchospora salicifolia
- Galium aparine
- Gentiana verna
- Sesleria varia
- Gentiana utriculosa
- Prunella grandiflora
- Lotus siliculosus
- Scorodolium lincanum
- Thesium rostratum
- Primula auricula
- Galium aparine pseudophragmites
- Salix elegans
- Arnica montana
- Erica carnea
- Agrostis atrata
- Gentiana ciliata
- Polygala chamaebuxus
- Ranunculus montanus
- Leucium montanum
- Carlina acaulis
- Selaginella helvetica
- 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 triperis
- Conopsea chondrilloides
- Leptis alpestris
- Hieracium bipleuronoides
- Hieracium glaucum
- Campanula cochlearifolia
- Castium alpinum
- Chrysosplenium quadridentata
- Moehringia ciliata
- Veronica fruticans
- Rumex scutellatus
- Sedum atratum
- Larix decidua
- Moehringia muscosa
- Rubus saxatilis
- Anemone narcissiflora
- Anemone alpina
- Campanula scheuchzeri
- Globularia nudicaulis
- Hieracium hoppeanum
- Pedicularis foliosa
- Polygala alpestris
- Utricularia vernalis
- Corpus chamaemespilus
- Carex mucronata
- Scabiosa lucida
- Helianthemum alpestre
- Lonicera coerulescens
- Euphrasia picta
- Leontopodium alpinum
- Galium helveticum
- Galium anisophyllum
- Linum viscosum
- Asplenium bavaricum
- Rhinanthus ssp. subalpinus
- Malaxis monophylla
- Carex capillaris
- Poa chaixii
- Allium victorale
- Lunaria rediviva
- Aconitum paniculatum
- Aconitum variegatum
- Cephaloglossum viride
- Galium sibiricum
- Ranunculus oreophilus

NATURRAUMTRENNARTEN ISAR-AMMER- LOISACH- HÜGELLAND



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

Die Kurvenpunkte ERDINGER MOOS (Quellmoorreste) 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 Artenschutzfordernissen.
- 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*.

Anhang 2 (zu Abb. 4 - 6)

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.

Dealpín - präalpín Florenelement

| | | | |
|----|---|-----|--|
| 1 | Moorwald NE Sinnetsbichl E Miesbach | 65 | Hangquellmoor bei Unterwildenried/Samerberg |
| 2 | Toteiskessel im Egmatinger Forst | 66 | Quellfluren und Schluchtwälder bei Unter- |
| 3 | Hochmoor N Göggenhofen | | kretznach E Niklasreuth |
| 4 | Spirkenbestand bei Edenkling E Wasserburg | 67 | Streuwiesen und Hangwälder bei Raiten |
| 5 | Hochmoor bei Anisag NE Söllhuben | 68 | Surtal bei Surberg-Oberteisendorf (Hang- |
| 6 | Streuwiese bei Streit E Wasserburg | | wälder und Quellmoore) |
| 7 | Hangquellmoor W Schonstett | 69 | Quellmoor bei Wiedholz/Samerberg mit angrenz- |
| 8 | Innauen bei Redenfelden (ZÄHLHEIMER) | | enden Moränenkuppen |
| 9 | Streuwiesenrest zwischen Happing und Aising | 70 | Schluchtwald und Bachsaum E Grainbach |
| 10 | Quellmoor mit Hangwald bei Jakobsbairn | 71 | Hochberg, Pechschnait und Traunauen N |
| 11 | Streuwiese im Glonntal bei Oberholzham | | N Siegsdorf |
| 12 | Streuwiesental SE Oberhochstätt/Chiemsee | 72 | Leitzachtal bei Parsberg |
| 13 | Brünnlwiesen nahe Moosach/Lkr.Ebersberg) | 73 | Nordabstürze des Irschenberges |
| 14 | Hochmoor-Randlagg zwischen Brannenburg und | 74 | Prienauen und -leiten bei Frasdorf |
| | Großholzhausen | 75 | Innauen bei Nußdorf mit angrenzenden Trocken- |
| 15 | Quellhang nahe Schlipfhausen bei Bruck (KADNER) | | hängen und Schluchtwäldern (Überfilzen) |
| 16 | Urschlachquellgebiet bei Mühldorf SW Halfing | 76 | Mittleres Priental bei Wildenwart |
| 17 | Streuwiesental E Kornberg E Höslwang | 77 | Mangfallknie bei Grub mit Quellmoor bei |
| 18 | Walddal SW Kleinhöhenrain | | Westerham (z.T. ZÄHLHEIMER) |
| 19 | Elendsgraben SE Neumünster/ Lkr. Ebersberg | 78 | Mangfalltal zwischen Valley und Autobahn |
| 20 | alte Kiesgrube nahe Taglaching bei Ebersberg | 79 | Moor-Auen-Hangwald-Komplex bei Mettenham |
| | (KADNER) | 80 | Quellmoor bei Gritschen/Samerberg und an- |
| 21 | Glonntalwiesen NW Bad Aibling (ZÄHLHEIMER) | | grenzender Hangwald mit Steinbachschlucht |
| 22 | Fürmoosen nahe Kirchseeon (BBG-Exk., HEPP 1954) | 81 | Inneralpines Priental bei Innerwald/Sachrang |
| 23 | Tinninger See SE Rosenheim (HEPP 1954) | 82 | NSG Mesnerbichl SE Erling |
| 24 | Waldhang nahe Berganger (KADNER) | 83 | Hardtwiesen S Hardtkapelle E Weilheim |
| 25 | Kiesgrube S Moosach/Lkr. Ebersberg | 84 | Hirschberg mit Pähler Schlucht |
| 26 | Delta der Tiroler Ache am Chiemsee | 85 | Isar-Alluvionen zwischen Sylvenstein und |
| 27 | Walddal zwischen Altenburg und Buch | | Lenggries (SCHRETZENMAYR 1950) |
| 28 | Aselkofener Berg bei Ebersberg (KADNER) | 86 | Isartal zwischen München und Schäftlarn |
| 29 | Toteiskessel SE Moosach/Lkr.Ebersberg | | (W.TROLL 1926, BRESINSKY 1965, FISCHER o.J.) |
| 30 | Streuwiese bei Aicht SW Schonstett | 87 | Pupplinger/Ascholdinginger Au mit Hangwäldern |
| 31 | Benediktenfilz N Weihenlinden | | (SEIBERT 1958, HEPP 1954) |
| 32 | Kupferbachtal S Unterlaus | 88 | Murnauer Moos (VOLLMAR 1947, HEPP 1954) |
| 33 | Quellmoor bei Lungham E Vogtareuth | 89 | Mittenwalder Talraum (VOLLMANN 1911, PAUL u. |
| 34 | Kesselsee-Gebiet NW Wasserburg/Inn (PRANTL) | | LUTZ 1947, SCHAUER 1977, H.u.R.LOTTO 1975) |
| 35 | Bucher Moos SW Altötting | 90 | Garching Haide (HEPP u. POELT 1957) |
| 36 | Burger Moos NE Rosenheim mit Randwald | 91 | NSG Gfällachursprung im Erdinger Moos |
| 37 | Röthenbach N Niedermoosen SE Rosenheim | 92 | Trockenauen zwischen Gaden und Hirschau |
| 38 | Flachmoore bei Elmoosen (ZÄHLHEIMER) | 93 | Semptwiesen bei Eichenkofen N Erding |
| 39 | Kupferbachtal N Frauenreuth | 94 | Quellmoorrest bei der Grünbacherschwaige |
| 40 | Streuwiesental NE Schwabering E Rosenheim | | N Eichenried |
| 41 | Murntalwälder im Bereich der Einmündung | 95 | Semptwiesen bei Glaslern N Erding |
| | der Söchtenauer Ache (Huperzia: ZÄHLHEIMER) | 96 | Moorrest bei der Rosenau S Moosburg |
| 42 | Quellwälder bei Eichling am W-Rand des | 97 | Magerrasenrest zwischen Eitting und Berglern |
| | Brucker Zweigbeckens | 98 | Quellmoorreste beim Goldachhof NE Ismaning |
| 43 | Seehamer See mit umliegenden Mischwäldern | 99 | Raine und Magerwiesenreste bei der Brenner- |
| | und Streuwiesen | | mühle N Ismaning |
| 44 | Quellhangmoor bei Thalhamermühle SW Amerang | 100 | Tuffhügel beim Moosmax S Erding |
| 45 | Rott-begleitende Mischwälder N Großkarolinen- | 101 | Quellmoorrest bei der Semptquelle SE |
| | feld (ZÄHLHEIMER) | | Markt Schwaben |
| 46 | Feuchtwälder und Streuwiesen bei Pullach SE | 102 | Flachmoorparzellen bei den Schwillachquellen |
| | Bad Aibling | | NE Markt Schwaben |
| 47 | Tal der Sechtl S Riedering | 102 | Loipfinger Bach mit anschließenden Quellhängen |
| 48 | Innauen bei Rosenheim | | W Isen |
| 49 | Inn-Durchbruch zwischen Rieden und Gars | 104 | Obere Quellläste des Ornaubaches N Haag |
| 50 | Kupferbachtal N Unterlaus (Evonymus latifolia: | 105 | Hangquellmoor N Kirchdorf bei Haag |
| | ZÄHLHEIMER) | 106 | Flachmoorrest im Isental bei Dorfen |
| 51 | Auer Weidmoos mit Bleichbachgebiet bei Au | 107 | Hangquellmoorrest nahe Schnauppung |
| 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 Trocken- |
| | hängen (HAFFNER 1941, PAUL u. RUOFF 1927) |
| 169 | Silberbründl bei Aichach (HIEMEYER 1978): <i>Sesleria var.</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</i> |
| | <i>montanum</i> , <i>Calamagrostis varia</i> , <i>Bupthalmum salicifolium</i> |
| | <i>Rhinanthus aristatus</i> , <i>Gentiana clusii</i> , <i>G. verna</i> , |
| | <i>Biscutella laevigata</i> , <i>Carduus defloratus</i> , <i>Teucrium</i> |
| | <i>montanum</i> , <i>Prunella grandiflora</i> |

Anhang 2 (zu Abb.4 - 6) Folgeblatt

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

| | | Cochlearia officinalis | Carex chordorrhiza | Betula nana X pubescens | Betula nana | Carex heleonastes | 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 microglochin | 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 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ISAR-AMMER-LOISACH-HÜGELLAND | 134 Sossauer Filz - Bergener Moos | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | 135 Grabener Moor bei Seebruck (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) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | 137 - 146 Moore E Dietramszell 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 Mörnbacher Moor (PAUL u. LUTZ 1941, Ringler) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 156 Moor bei Gelting S Wolftratshausen (SCHAUER) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 157 Gorbeltmoos bei Machtlfing (BBG-Exk.1938) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 158 Leonhardsfilz N Dietramszell (HEPP 1954) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 159 Isartal b. Icking | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 160 Bemrieder 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-Klosterlschwaige 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 Dietramszell (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) | |

Anhang 3 (zu Abb.5: Flächenabhängigkeit seltener Pflanzenarten in bayerischen Mooren und Trockenrasen)

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 Biotopunkte 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. ratib. 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. salib. 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. alyss. 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. ratib. Daphne cneor. Erica carn. Gent. clus. G. asclep. G. cil. G. utric. Gladiol. pal. Globul. cordif. Gl. elong. Gymnad. odor. Gypsophila rep. Hier. hopp. Inula hirta, Laserpit. siler. Leont. inc. Lin. visc. Tunica sax. 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. ratib. 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. cord. Bisc. laev. Euph. verr. Daphne cneor. 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. salib. Carl. ac. Aster amell. A. linosyris, 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. KAMLE, B., 1979, WLEDMANN 1954; C. hum. C. semp. 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.

Ferr. Erica carn. Inula hirta, Clematis recta, Thalictr. galioi. Asper. glauca, Asp. tinct. Lin. visc. Holost. imbell. Lin. tenuif. Sax. tridact. Gypsoph. rep. Danthonia alp. Chamaeyt. ratib. 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. fastig. 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. salib. Glob. cordif. Glob. elong. Ophrys fucifl. Orchis corioph. Crep. alp. Anacampt. pyr. Gymn. odorat. Ajuga chamaep. Trif. mont. Stipa joann. Ast. amell. Ast. lonosyr. 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. ratib. Prun. grand. Lin. visc. Viola coll. Daphne cneor. Veron. spic. Ast. amell. Ast. linosyris. 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. Feste. 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. spheg. 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. Bupleur. falc. Erysim. hieracif. Frag. vr. Pot. aren. Pot. parvifl. Astrag. danic. Lotus siliqu. Onobrych. viciaef. Lin. per. Lin. tenuif. Euphorb. sequier. 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. glauca, Ast. linos. 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. alyss. Anther. ramos. Astrag. dan. Ast. linos. Bupl. falc. Cirs. ac. C. eriph. Eryng. camp. Euph. sequier. 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. ratib. 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. alyss.**

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**

Anhang 3 Folgeblatt (zu Abb.5)

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 Liedering 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, Calliargon 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. xciner. Isoplepis seta. 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. Rhynchospora 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, Rhynchospora fusca, Lonic. coer. Erica tetralix, Potamoget. 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 naturnah; 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

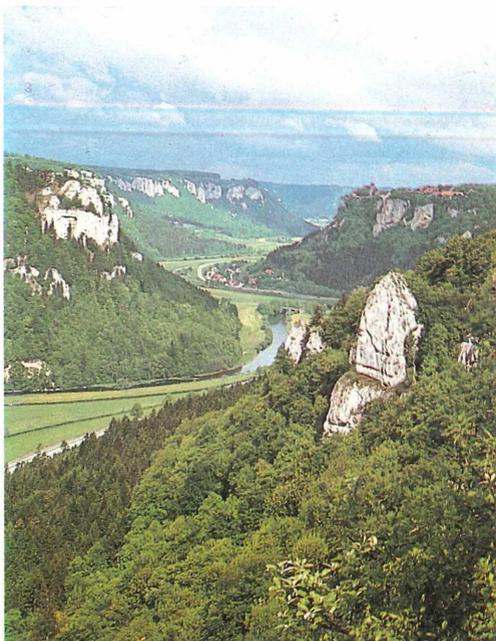
1 Quellnische, 1 Quellnische, 1 römische Sandgrube, 1 Sandgrube jüngerer Datums bei Hauptmannsberg S Emmersdorf; 0,01-0,02-0,06-0,008 ha; eig. Beob.; Lepidotis inundata, Sphagnum tecurvum, Sph. magellanicum, Erioph. angust., Carex fusca, Drosera rotund. Erio. vag
1 kleine Sandgrube bei Asenham W Griesbach; 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) | <i>Gentiana utriculosa</i> , <i>Betula humilis</i> , <i>Primula auricula</i> , <i>Pinguicula alpina</i> , <i>Gentiana clusii</i> , <i>G. asclepiadea</i> , <i>G. pneumonanthe</i> , <i>Sesleria varia</i> , <i>Carex sempervirens</i> , <i>Cladium mariscus</i> , <i>Juncus subnodulosus</i> , <i>Selaginella selaginoides</i> , <i>Schoenus nigricans</i> , <i>Trichophorum caespitosum</i> , <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Bartsia alpina</i> , <i>Orchis morio</i> | 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) | <i>Carex ericetorum</i> , <i>Pinguicula vulgaris</i> , <i>Teucrium montanum</i> , <i>Carex humilis</i> , <i>Ophrys insectifera</i> , <i>Orchis militaris</i> , <i>O. ustulata</i> , <i>Peucedanum oreoselinum</i> , <i>Gentiana verna</i> , <i>Epipactis palustris</i> | - |
| 3 | Sempt-begleitende Flachmoore 1 km N Eichenkoben (M. RINGLER 1965) | <i>Teucrium scordium</i> , <i>Lysimachia thyrsiflora</i> , <i>Acorus callamus</i> , <i>Menyanthes trifoliata</i> , <i>Utricularia intermedia</i> , <i>U. minor</i> , <i>Scorzonera humilis</i> , <i>Equisetum variegatum</i> , <i>Eriophorum angustifolium</i> , <i>Scorpidium scorpioides</i> (Moos) | allgem. Grundwasserabsenkung; Bachräumung mit Uferverfüllung; Aufhören der Streumahd; Pappelaufforstung |
| 4 | Flachmoorreste Schwillachquellen bei Zeilern (RINGLER, M., 1965) | <i>Eriophorum vaginatum</i> , <i>Sphagnum magellanicum</i> (letzteres Torfmoos in Abb. 12 nicht berücksichtigt), <i>Sph. cyrtobifolium</i> , <i>Sagina nodosa</i> , <i>Drosera anglica</i> , <i>Polemonium coeruleum</i> | Melioration von Teilflächen; Fichtenaufforstung; Quellausbaggerung; Aufhören der Streumahd |
| 5 | Schafnahrung an der Sempt bei Mooslern mit Waldstück (M. RINGLER 1965) | <i>Cirsium acaulon</i> , <i>Dactylorhiza incarnata</i> , <i>Mnemes uniflora</i> , <i>Carex pulicaris</i> , <i>Ranunculus montanus</i> , <i>Carex davalliana</i> | 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 | <i>Iris sibirica</i> , <i>Carex pseudocyperus</i> , <i>Sonchus paluster</i> (letztere in Abb. 12 unberücksichtigt), <i>Thalictrum galioides</i> | Kiesbaggerung in NSG-benachbarten Iris-Beständen |
| 7 | Moosgraben beim Großsender (EINHELLINGER 1972, KUTSCHER & KOHLER 1976, HASE mdl.) | <i>Potamogeton coloratus</i> , <i>Apium repens</i> (letztere in Abb. 12 nicht berücksichtigt) | Ernterückstandsabgabe, Mottocross |
| 9 | Flachmoorrest Rosenau S Moosburg | keine zusätzlichen seltenen Arten; die seltenen Arten von 1 - 8 kommen z. f. aber auch hier vor | Kiesbaggerung und Erholungssee |
| 10 | Semptquellen S Markt Schwaben (M. RINGLER 1965) | | Kiesbaggerung und Erholungsbetrieb |
| 11 | Goldahuber beim Goldachhof | | Anlage eines Wildackers im Magerrassen |
| 12 | Gfällach bei Eichenried | | - |
| 13 | Wolfschölzl beim Goldachhof | | - |
| 14 | Flachmoorrest b. Großsender | | - |
| 15 | Moorgehölz Dorfen b. Moosinning | | - |
| 16 | Bunkergründe Brennermühle | | - |
| 17 | LSG "Altach" W Notzing (M. RINGLER 1965) | <i>Dactylorhiza ochroleuca</i> | Entwässerung u. Eutrophierung vom Umfeld aus, Müll u. Abraum |
| 18 | Buschfleck S Glaslern | <i>Tetragonolobus siliquosus</i> | Großfl. Müll aus Eierfarm abgelagert |
| 19 | Flachmoorrest Oberschwilling NW Eitting | <i>Drosera rotundifolia</i> , <i>Trichophorum alpinum</i> (letztere Art in Abb. 12 unberücksichtigt) | Großflächige Müllablagerung, Eutrophierung vom landw. Umfeld aus |
| 20 | "Tümpel" NW Eitting | <i>Ranunculus lingua</i> | Abraum, Müll, Heranackern |
| 21 | Heidefleck Manhartsdorf | <i>Inula salicina</i> | Melioration |
| 22 | Zustorfer Heidefleck | <i>Inularia elongata</i> | Ackerumbruch |
| 23 | Magerrassen am Semptflutkanal E Gaden | <i>Chamaecytisus ratisbonensis</i> | Straßenbau, Aufdüngung |
| 24 | Magerrassen Brennermühle | <i>Helianthemum nummularium</i> | Aufdüngung |
| 26 | Semptwasser b. Goldachhof | <i>Glaucolobus paluster</i> | Magerrassen als Wildacker |
| 28 | Semptwasser b. 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 | <i>Carex vulpina</i> , <i>C. disticna</i> , <i>C. lasiocarpa</i> | - |
| 31 | Viehlasmoos bei Gaden | <i>Eleocharis mamillata</i> , <i>Thalictrum flavum</i> , <i>Allium schoenoprasum</i> | - |
| 32 | Viehlasmoos bei Gaden | <i>Gentiana germanica</i> , <i>Utricularia vulgaris</i> | - |
| 33 | LSG "Klösterlschwaige" | <i>Comarum palustre</i> | - |
| 34 | LSG "Klösterlschwaige" | <i>Laserpitium pruthenicum</i> | - |
| 35 | Birkengehölz Goldachhof | <i>Cirsium heterophyllum</i> (HASE mdl.) | - |
| 36 | LSG Wörther Moos (Sempttal) | <i>Polemonium coeruleum</i> | - |
| 37 | Alte Torfstiche Eichenkoben | <i>Senecio helenites</i> | - |
| 38 | Schwabener Moos | <i>Sphagnum squarrosum</i> | - |
| 39 | LSG Schwillachtal bei Poigenberg | <i>Dianthus superbus</i> | - |
| 40 | Zengermoos W Eichenried | <i>Pinus sylvestris</i> | - |
| 41 | Tainger Moos/Schwillachtal | | - |
| 42 | hinteres Finsinger Moos | | - |
| 43 | Notzinger Moos | Einige der unter 1 - 40 genannten Arten kommen auch hier vor | - |
| 44 | Torstiche Eittingermoos | | - |
| 45 | Schwaiger Moos W Oberding | | - |
| 46 | Mitt. Isar-Kanal bei Neufinsing | <i>Verbascum blattaria</i> , <i>Saponaria officinalis</i> | - |
| 47 | Isardamm bei Gaden | <i>Selaginella helvetica</i> | - |
| 48 | Ismaninger Speichersee | <i>Ophrys nolosericca</i> , <i>Ophrys botryoides</i> , <i>Butomus umbellatus</i> | - |
| 49 | LSG "Kempfinger Lohe" (M. RINGLER 1965) | <i>Phyteuma nigrum</i> , <i>Asperula odorata</i> , <i>Polygonatum officinale</i> , <i>Cynanchum vincetoxicum</i> , <i>Ranunculus auricomus</i> , <i>Malus communis</i> , <i>Convallaria majalis</i> , <i>Tilia cordata</i> , <i>Galium sylvaticum</i> | - |
| 50 | Schwaiger Lohe (M. RINGLER 1965) | <i>Adoxa moschatellina</i> , <i>Arum maculatum</i> , <i>Gagea lutea</i> , <i>Anemone ranunculoides</i> | - |
| 51 | Lohe bei Birkeneck | keine weiteren seltenen Arten | - |
| 52 | Freisinger Buckel und Isar-Auwald NW Gaden (RINGLER, M., 1965) | <i>Daphne cneorum</i> , <i>Erica carnea</i> , <i>Rhamnus saxatilis</i> , <i>Pulsatilla vulgaris</i> , <i>Dorycnium pentaphyllum</i> , <i>Chamaecytisus ratisbonensis</i> , <i>Globularia cordifolia</i> , <i>Lappula echinata</i> , <i>Lonicera periclymenum</i> , <i>Asperula cynanchica</i> , <i>Biscutella laevigata</i> , <i>Veronica spicata</i> , <i>Allium fallax</i> | Dichte Kiefernauaufforstungen |
| 53 | Trockenau bei Heinrichsruh E Gaden | <i>Carlina acaulis</i> , <i>Festuca amethystina</i> , <i>Anthriscum ramosum</i> , <i>Cypripedium calceolus</i> , <i>Platanthera chlorantha</i> , <i>Thesium rostratum</i> , <i>Gentiana ciliata</i> , <i>LitospERMUM officinale</i> | Umbruch der offenen Heidestellen und dichte Koniferen-Aufforstung |
| 54 | Waldrand bei Mooslern | <i>Arnica montana</i> , <i>Genista tinctoria</i> , <i>Antennaria carpathica</i> , <i>Potentilla alba</i> | Rodung, Maisumbruch |
| 55 | Waldsaum Kempfinger Loh | <i>Chrysanthemum corymbosum</i> , <i>Inula hirta</i> | Eutrophierung vom landw. Umfeld aus |
| 56 | Auensaum b. Gut Hirschau | <i>Potentilla sterilis</i> | 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.

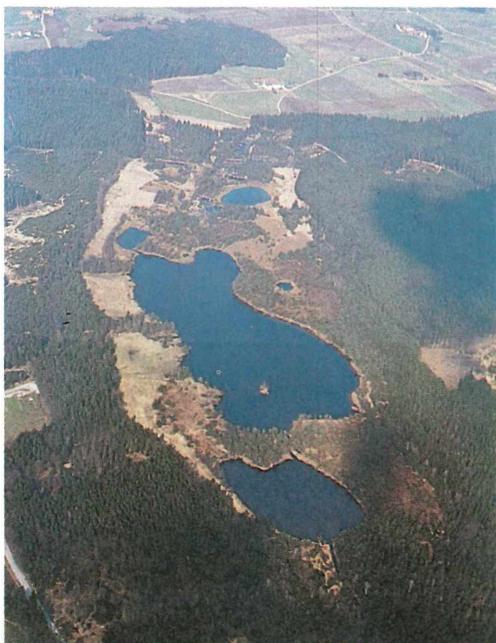
Da einige Arten übersehen worden waren, liegt das tatsächliche Artenniveau 1964 noch geringfügig höher als in Abb. 12.



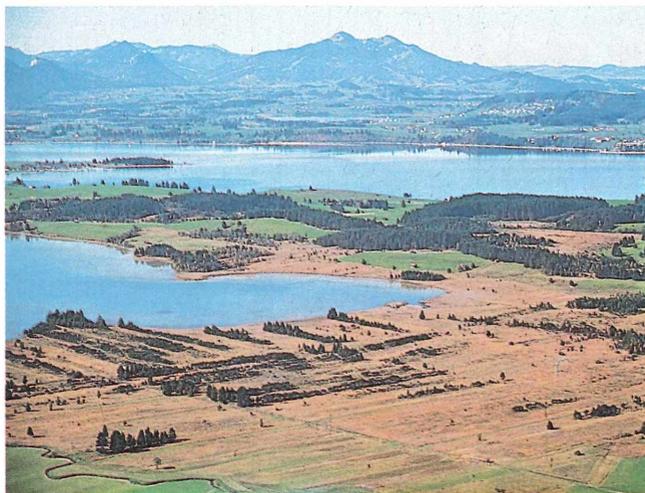
1



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 Florelemente 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

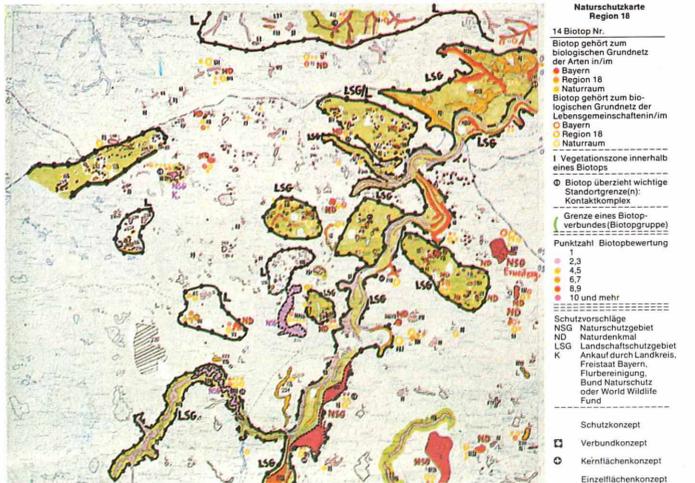
6 Nur winzige Sonderstandorte (z. B. Magerrasen auf Molasse-rippen bei Trauchgau) sind von den bis in die 50er Jahre hinein ausgedehnten Kultur- und Düngegradienten übriggeblieben.

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

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 1980

Band/Volume: [4_1980](#)

Autor(en)/Author(s): Ringler Alfred

Artikel/Article: [Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen
Streiflichter aus oberbayerischen Naturräumen 24-59](#)