

Jahrbuch
des Vereins zum Schutz
der Bergwelt

— vormals Verein zum Schutze der Alpenpflanzen und -Tiere —

48. Jahrgang ◦

Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt

— vormals Verein zum Schutze der Alpenpflanzen und -Tiere —

Moorgelbling (*Colias palaneo*) im Murnauer Moos



Schriftleitung:

Dr. Georg Meister, Schneizlreuth

Für den Inhalt und die Form der Beiträge sind die Verfasser verantwortlich

— Alle Rechte vorbehalten —

Gesamtherstellung: Carl Bauer'sche Druckerei GmbH, Theresienstraße 134, 8000 München 2

Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt

— vormals Verein zum Schutze der Alpenpflanzen und -Tiere —

Schriftleitung:
Dr. Georg Meister, Schneizreuth

48. Jahrgang



1983

Selbstverlag des Vereins

INHALT

Aufruf gegen das Waldsterben im Hochgebirge und gegen seine Folgen	9
Röhle, Heinz: Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf Waldökosysteme	19
Schröder, Wolfgang; von Elsner-Schack, Irmgard; Schröder, Jill: Die Gemse	33
Bezzel, Einhard; Lechner, Franz; Schöpf, Heinrich: Das Murnauer Moos und seine Vogelwelt	71
Schauer, Thomas: Zur Besiedelung und Vegetationszusammensetzung künstlich begrünter Weinbergböschungen	115
Hartmann, Hans: Pflanzengesellschaften entlang der Kashmirroute in Ladakh	131

* Zahlreiche Leser des „Jahrbuches“ haben den Wunsch geäußert, daß beim fachlich breitgestreuten Angebot an Aufsätzen jedem Aufsatz ein allgemeinverständlicher Vorspann vorangestellt wird. Die Schriftleitung ist diesem Wunsche gerne nachgekommen, möchte aber darauf hinweisen, daß jeder Vorspann den Inhalt des Gesamtaufsatzes nur in sehr groben Zügen und in seinen wichtigsten Ergebnissen wiedergeben kann.

Aufruf gegen das Waldsterben im Hochgebirge und gegen seine Folgen

Das Waldsterben nimmt in Mitteleuropa immer bedrohlichere Ausmaße an. Besonders erschreckend ist der bisher unbekannte rasche Ablauf von den ersten Anzeichen der Erkrankung bis hin zum Tod der Bäume.

Dieses Waldsterben hat im vergangenen Jahr auch den Alpenraum erreicht. Die allermeisten Gebirgswälder sind Schutzwälder gegen Lawinen, Hochwasser und Erosion. Wenn diese Schutzwälder absterben, sind die Gebirgstäler nicht mehr bewohnbar, das größte europäische Erholungsgebiet wird vernichtet.

- Der Verein zum Schutz der Bergwelt appelliert deshalb an alle Politiker, möglichst rasch die Hauptursachen dieses Waldsterbens — die Luftverunreinigungen — soweit zu reduzieren, daß diese große, fast unvorstellbare Katastrophe verhindert wird.

Die jetzt langsam anlaufenden Gegenmaßnahmen in einzelnen Ländern lassen aber erkennen, daß der Gebirgswald auf Jahrzehnte hinaus weiter geschädigt, daß er schwerkrank sein wird. Viele ältere Bäume werden vorzeitig absterben; der Schutz der Gebirgswälder für Straßen und Täler wird zuerst unmerklich, dann aber immer schneller abnehmen. Zahlreiche Katastrophen durch Steinschlag, Lawinen oder Hochwasser in 10 bis 20 Jahren lassen sich nur verhindern, wenn es in einem Wettlauf mit der Zeit gelingt, wieder naturnah aufgebaute junge Wälder hochzubringen, die einen Teil der Schutzwirkung der alten Wälder übernehmen können. Um die Folgen der Walderkrankung abzumindern, sind sofortige Maßnahmen auf verschiedenen Teilgebieten notwendig. Der Verein zum Schutz der Bergwelt fordert deshalb:

- In den Schutzwäldern keine gesund erscheinenden Bäume zu fällen und absterbende oder

abgestorbene Bäume möglichst hoch abzuschneiden, damit sie wenigstens für einige Zeit noch gegen Steinschlag und Lawinenabgang schützen.

- Die in allen älteren Schutzwäldern reichlich ankommende Naturverjüngung aller Bäume und Sträucher so rasch wie möglich hochzubringen. Dazu müssen die Schalenwildbestände — Hirsch, Reh und Gams — umgehend bis zur natürlich vorkommenden Höhe reduziert werden. Die Entwicklung aller jungen Bäume und Sträucher durch Wildverbiß darf nicht mehr wesentlich behindert werden.
- Die Fütterungskonzepte für Hirsche und die Jagdmethoden sind zu überdenken. Der Schutz der Alpentäler und der Menschen muß absoluten Vorrang vor der Produktion möglichst vieler Jagdtrophäen haben.
- Störungen der Wildtiere durch einzelne uneinsichtige Tiefschneefahrer, die zu zusätzlichen Verbißschäden führen, sind zu unterbinden.
- Die Waldweide mit Vieh in Schutzwäldern ist so rasch wie möglich zu beenden; soweit notwendig sind die gesetzlichen Voraussetzungen hierzu zu überdenken.
- Alle erosionsfördernden Baumaßnahmen in Schutzwäldern sind zu unterlassen.

Die Bedrohung von Mensch und Natur in den Bergen ist so groß, daß an alle Verantwortlichen appelliert werden muß, diese Maßnahmen sofort zu beschließen; Rücksicht auf die wenigen Uneinsichtigen ist bei der Größe der Gefahr nach unserer Ansicht nicht mehr zu verantworten.

Verein zum Schutz der Bergwelt
— Die Vorstandschaft —
München 1983

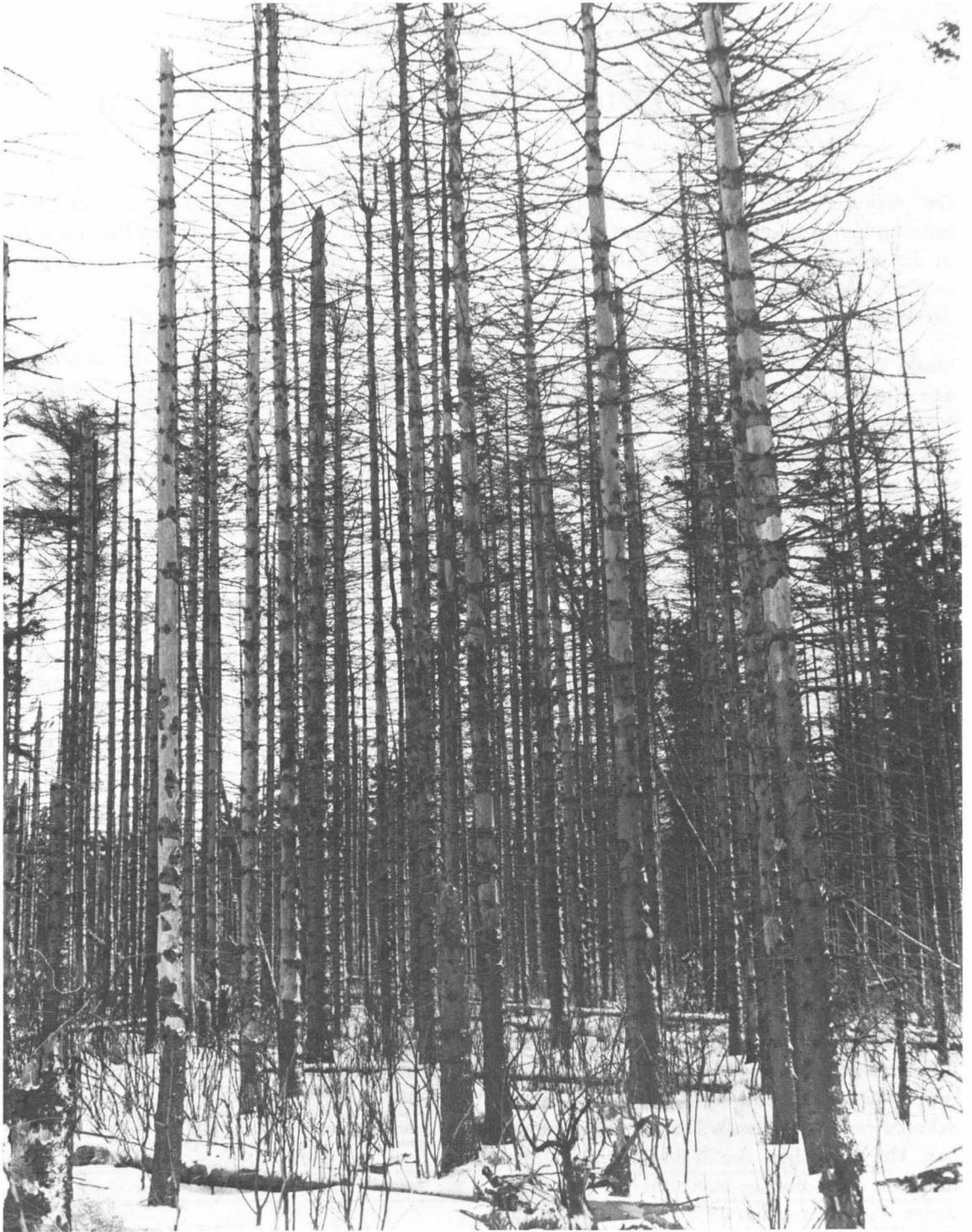


Abb. 1 Abgestorbener Wald im Erzgebirge.

Wenn die zahlreichen Schutzwälder im Hochgebirge absterben wie diese Wälder im Erzgebirge, dann sind die Gebirgstäler nicht mehr bewohnbar, das größte europäische Erholungsgebiet ist dann vernichtet.

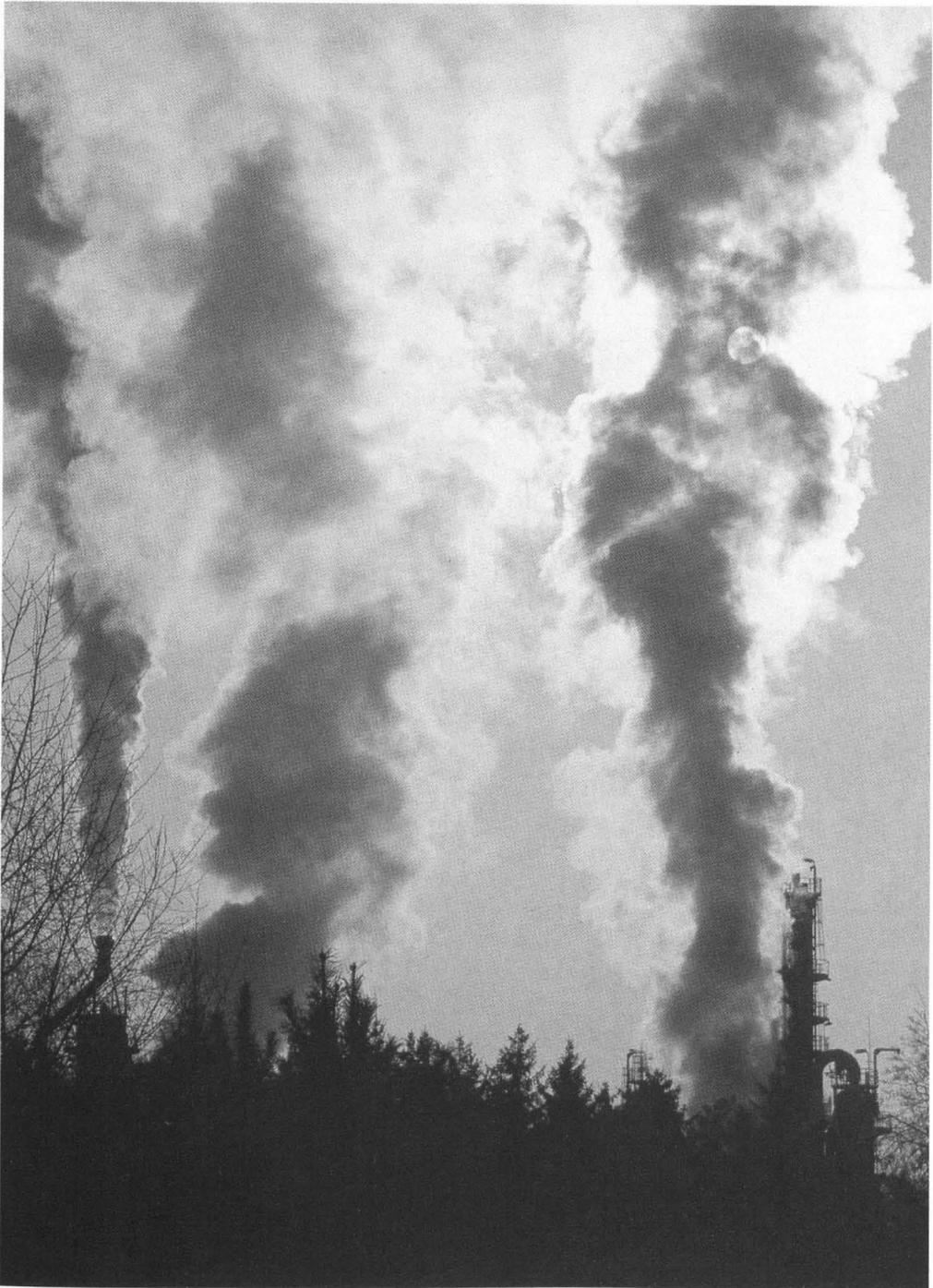


Abb. 2 Aus hohen Schornsteinen werden große Mengen unterschiedlicher chemischer Schadstoffe in die Luft geblasen.

An alle Politiker muß immer wieder appelliert werden, diese Hauptursachen des Waldsterbens soweit zu reduzieren, daß eine große — fast unvorstellbare — Katastrophe für Natur und Mensch im Hochgebirge verhindert wird.

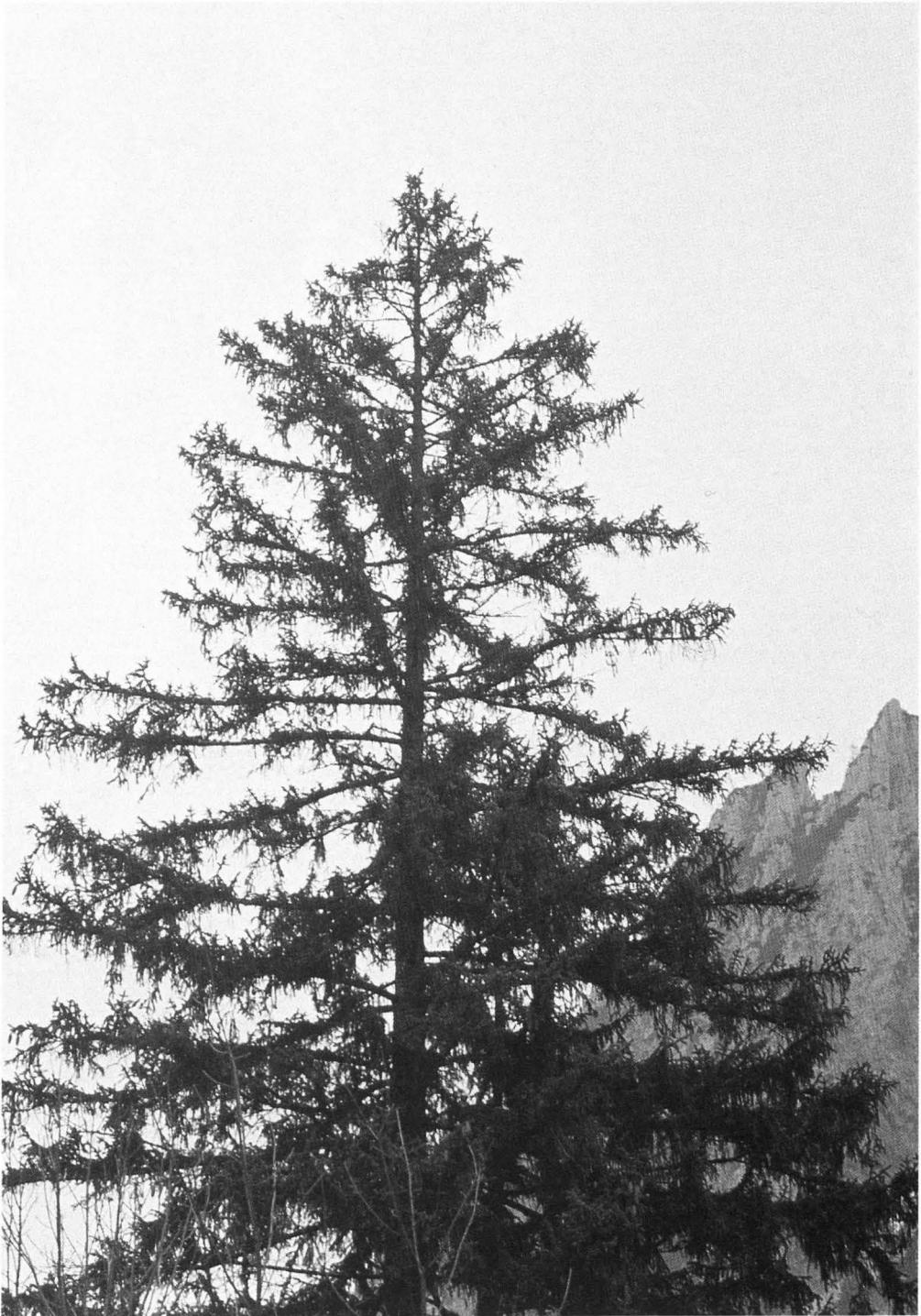


Abb. 3 Kranke Fichte im Hochgebirge.

Der Gebirgswald wird mit Sicherheit auf Jahrzehnte hinaus schwerkrank sein. Viele ältere Bäume werden vorzeitig absterben. Der Schutz der Gebirgswälder für Straßen und Täler wird zuerst langsam, dann aber immer schneller abnehmen.



Abb. 4 Im Vordergrund ein bereits etwas vermorschter, von oben herabgerutschter Wurzelstock. Dahinter links ein hoch abgeschnittener Stock. Im Hintergrund eine kranke und einige noch gesund aussehende Fichten.

Um die Folgen der schleichenden Waldauflockerung in den Schutzwäldern abzumindern sind sofort Maßnahmen auf einigen Teilgebieten notwendig. In diesen Schutzwäldern dürfen keine gesund erscheinenden Bäume mehr gefällt werden. Absterbende oder abgestorbene Bäume sind möglichst hoch abzuschneiden, damit sie wenigstens für einige Jahre noch gegen Steinschlag und Lawinen schützen.



Abb. 5 Entwicklung der Bäume und Sträucher inner- und außerhalb eines wilddichten Zaunes.

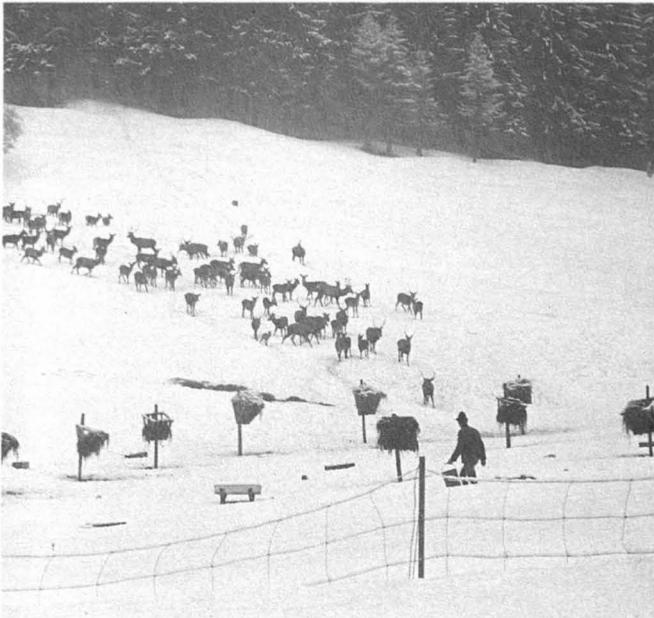


Abb. 6 Das Rotwild kann in einem Wintergatter gut versorgt werden. Auf dem allergrößten Teil der Schutzwaldfläche verbeißt und schält es im gesamten Winterhalbjahr keine jungen Bäume.

Die Bestände von Hirsch, Reh und Gams müssen umgehend bis zur natürlich vorkommenden Höhe reduziert werden. Die Entwicklung aller jungen Bäume und Sträucher darf durch den Wildverbiß nicht mehr wesentlich behindert werden.

Die bisherigen Fütterungsmethoden und auch die Jagdformen müssen dem Ziel der raschen Sicherung naturnaher junger Wälder untergeordnet werden.



Abb. 7 10 bis 20-jährige, immer wieder verbissene Bergahorne und Eschen unter gleichaltrigen, über manns-hohen Fichten.

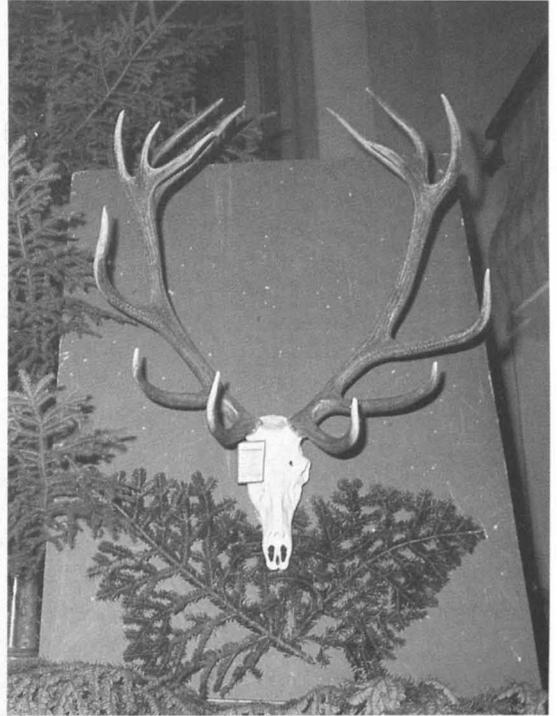


Abb. 8 Trophäe eines starken Hirsches.

Der Schutz der Alpentäler und der Menschen muß absoluten Vorrang vor der Produktion möglichst vieler Jagdtrophäen haben.



Abb. 9 Zwei Tiefschneefahrer haben einen Hirsch aus seinem Einstand verjagt und hier seine flüchtige Fährte gekreuzt.



Abb. 10 Rinder weiden in einem lückigen Schutzwald. Der Tritt dieser schweren Tiere verletzt die geschlossene Bodendecke und fördert so die Erosion.

Störungen der Wildtiere durch einzelne uneinsichtige Tiefschneefahrer, die zu zusätzlichen Wildschäden führen, sind zu unterbinden.

Die Waldweide mit Vieh in Schutzwäldern ist so rasch wie irgend möglich zu beenden.



Abb. 11 Starke Erosion nach der Rodung eines Schutzwaldes.

Alle erosionsfördernden Baumaßnahmen in Schutzwäldern sind zu unterlassen.

Die Bedrohung von Mensch und Natur in den Bergen ist so groß, daß alle Verantwortlichen sofort die erforderlichen Maßnahmen beschließen müßten.

Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf Waldökosysteme

Von *Heinz Röhle*

In der Bundesrepublik Deutschland werden seit einigen Jahren Krankheitssymptome beobachtet, die auf eine Schädigung der Waldökosysteme durch Luftverunreinigungen (saurer Regen, staubförmige Partikel, gasförmige Stoffe) hinweisen. Derartige Schäden wurden zuerst an der Tanne, dann an Fichte und Kiefer, und zuletzt auch an verschiedenen Laubbaumarten beobachtet. Das äußere Erscheinungsbild ist bei den Nadelbäumen durch verstärkten Nadelfall und eine darauf zurückzuführende Verlichtung der Krone gekennzeichnet. Bei den Laubbaumarten äußert sich die Erkrankung in einem frühzeitigen Abwurf der Blätter. Am stärksten betroffen sind in Westdeutschland die Mittelgebirgslagen. Doch auch im Flachland sowie in der Alpenregion häufen sich die Schadensfälle zunehmend. Als letzte Konsequenz ist das großflächige

Absterben ganzer Waldteile wahrscheinlich. Im Erz- wie im Riesengebirge sind als Folge des Waldsterbens ganze Bergrücken kahlgeschlagen, ab und zu ragen noch einige bizarre Baumskelette gegen den Himmel. Solche nicht gerade rosigen Perspektiven zeigen auf eindringliche Weise die Notwendigkeit, wirksame Gegenmaßnahmen zu ergreifen. Wenn auch die Wissenschaft noch nicht mit letzter Sicherheit die komplexen Wirkungssysteme in der Lebensgemeinschaft Wald durchschaut, so besteht doch in Fachkreisen kein Zweifel darüber, daß die Luftverunreinigungen Hauptursache für die Bedrohung unserer Waldbestände sind. Wirksame Abhilfe kann deswegen nur eine möglichst effektive Ausfilterung der Schadstoffe an ihrer Quelle schaffen.

Gliederung

1. Ausgangslage	21
2. Beschreibung des Krankheitsbildes	21
3. Regionale Verbreitung des Waldsterbens	22
4. Luftverunreinigungen als Schadfaktoren	22
5. Situation im Alpenraum	24
6. Das Waldsterben als Komplexkrankheit	25
7. Auswirkungen großflächiger Waldverluste	26
8. Notwendige Gegenmaßnahmen	26
9. Ausblick	27

1. Ausgangslage

Seit einiger Zeit werden in der Bundesrepublik Deutschland in Waldbeständen neuartige Krankheitsbilder beobachtet. Die diagnostizierten Symptome lassen sich weder auf Infektionen durch Forstpathogene (Viren, Bakterien, Pilze usw.) noch auf Schädlingsbefall (Borkenkäfer, Blattwespen usw.) zurückführen. Auch klimatische Einflüsse wie Frosttrocknis, Dürre, Blitz usw. scheiden als Primärfaktoren aus. Die eigentlichen Ursachen dieser Krankheitserscheinungen werden in den Luftverunreinigungen (Saurer Regen, staubförmige Partikel, Gase) gesehen.

Die ersten Hinweise darauf wurden bereits vor einem Jahrzehnt im Bayerischen Wald an der Tanne beobachtet, einer Baumart, die sehr empfindlich auf Luftverunreinigungen reagiert. Allerdings brachte damals noch niemand die Schäden mit dem Anstieg der Luftverschmutzung in Zusammenhang. Erst als die Schadbilder vor etwa drei bis vier Jahren auch an der Fichte konstatiert wurden, vermutete man im „Saurer Regen“ den auslösenden Faktor und begann mit der gezielten Erforschung der Ursachen. Mittlerweile besitzt die Wissenschaft hinreichende Vorstellungen über die Hintergründe des „Waldsterbens“, so der volkstümliche Begriff dieser Waldkrankheit, wenngleich sich die Erforschung biologischer Phänomene aufgrund ihrer Komplexität meist recht schwierig gestaltet und deswegen noch keine präzisen Angaben über die letzten Details vorliegen oder treffsichere Prognosen für die künftige Entwicklung abgegeben werden können.

2. Beschreibung des Krankheitsbildes

Bei allen heimischen Nadel- sowie bei vielen Laubbaumarten lassen sich Krankheitssymptome feststellen. Im nachfolgenden werden die auffälligsten Schadensmerkmale für unsere wichtigsten Baumarten beschrieben:

— Fichte:

Allmählich fortschreitende Verlichtung der Krone durch Nadelverluste, die meist bei den älteren Nadeljahrgängen einsetzen. Häufig ist auch eine Vergilbung der älteren Nadeljahrgänge zu beobachten.

Die Geschwindigkeit und die Art des Krankheitsablaufes kann je nach Region, Bestand und Einzelbaum unterschiedlich ausgeprägt sein. Besonders betroffen sind Altlichten, in den Höhenlagen der Mittelgebirge (ab 900 m NN) sind fast alle Altersklassen geschädigt. Die Krankheit tritt zuerst an einzelnen Stämmen, im Endstadium jedoch großflächig auf.

— Tanne

Charakteristisch ist die Verlichtung der Krone von unten nach oben und von innen nach außen. Dieser Vorgang erstreckt sich in der Regel über mehrere Jahre und geht oft mit einer Verfärbung der Nadeln von dunkelgrün zu graugrün einher. Parallel dazu vollzieht sich eine ausgeprägte Abflachung der Krone, die sogenannte „Storchennestbildung“. Sie ist daran zu erkennen, daß die oberen 100 bis 150 cm der Krone lange Zeit voll benadelt bleiben, tiefere Partien dagegen bereits teilweise oder vollständig entnadelt sind. Eine geschädigte Krone wird also nach oben hin breiter und nicht schmaler, wie dies bei gesunden Tannen der Fall ist. Kranke Tannen besitzen außerdem im Stammquerschnitt einen „pathologischen Naßkern“, der bis zur Rinde ausufern kann. Wenige Minuten nach der Fällung zeichnet sich die davon ausgehende Verfärbung an der Schnittfläche besonders deutlich ab. Die stärksten Schäden treten ebenfalls an Altbäumen auf, neuerdings wird die Erkrankung aber auch an 20- bis 30jährigen Jungtannen beobachtet.

— Kiefer:

Kennzeichen für das Schadbild ist ein von innen nach außen fortschreitender Nadelfall (Kronenverlichtung). Meist ist auch eine Verfärbung der Nadeln vom Grünen ins Graugrün zu beobachten.

— Buche:

Nach den bisherigen, jedoch noch recht unvollständigen Beobachtungen, verlieren geschädigte Buchen einen Großteil ihrer Blätter bereits im Laufe des Sommers. Außerdem sind an den Blättern Randnekrosen (Absterben der Blätter vom äußeren Rand nach innen) und Wuchsanomalien (Einrollen der Blätter vom Rand her) festzustellen.

Die
Symptome
Schad-
Symptome
fall vor
wespen
ändert.

3. Regionale Verbreitung des Waldsterbens

In der Bundesrepublik Deutschland wurden die ersten Schadensfälle aus den Mittelgebirgslagen (Bayerischer Wald, Harz, Schwarzwald) gemeldet. In der Zwischenzeit sind auch im Flachland sowie im Alpenraum Schäden festzustellen, vollkommen gesunde Bestände werden immer seltener. Allgemein gilt, daß die Erkrankung an einzelstehenden Bäumen (Solitär-bäumen) und an Bestandsrändern deutlicher in Erscheinung tritt als in geschlossenen Waldteilen. Die Schätzungen über die tatsächlich erkrankte Waldfläche gehen allerdings weit auseinander. Während in Bayern 6 bis 7 Prozent des Waldanteils nach offizieller Darstellung (Stand 1982) erkrankt sind, sprechen Naturschutzverbände von weit höheren Prozentzahlen und stufen bis zu zwei Drittel der Waldfläche als geschädigt ein. Der wahre Wert dürfte sicherlich zwischen diesen beiden Angaben liegen. Die weit voneinander abweichenden Schätzwerte verdeutlichen allerdings die Schwierigkeit bei der Diagnose erkrankter Bäume, die im Anfangsstadium auch für Fachleute nicht immer leicht zu erkennen sind. Zu einer umfassenden und exakten Beurteilung des flächigen Auftretens wäre eine intensive Schadinventur notwendig, die leider — aus welchen Gründen auch immer (Geldmangel, Nichterkennen der Problematik?) — noch nicht in Angriff genommen wurde.

Nach den bisher vorliegenden Informationen herrschen bei uns die leichten und mittleren Schadbilder noch zu etwa 75 Prozent vor. Fortgeschrittene Schäden mit schweren Beeinträchtigungen für die Bestandesgesundheit sind an etwa 20 Prozent der Schadensfläche festzustellen, die restlichen 5 Prozent entfallen auf schwerste Schädigungen im Endstadium (Stand 1982).

telt versuchen die dortigen Forstbehörden die Situation in den Griff zu bekommen. Allerdings können die bisherigen Versuche, die Brachflächen mit Laubbaumarten wie Vogelbeere und Erle oder mit weniger empfindlichen Nadelbaumarten wie Blaufichten wieder aufzuforsten, kaum befriedigen. Auf lange Sicht gesehen wird sich eine Versteppung weiter Landstriche kaum unterbinden lassen. Nach Informationen aus Fachkreisen sollen in den beiden Gebirgsgruppen mehr als 120 000 ha Wald abgestorben sein, was in etwa der Staatswaldfläche von 26 bayerischen Forstämtern entspricht.

4. Luftverunreinigungen als Schadfaktoren

Direkte Schädigungen von Waldbeständen in der Nähe größerer Industrieanlagen sind seit über einhundert Jahren bekannt. Die Wirkungen dieser sogenannten „Rauchschäden“ auf Pflanzen wurden eingehend untersucht und in ihrer Symptomatik beschrieben. Mit der Zunahme der Industrialisierung wurden immer größere Schadstoffmengen ausgestoßen, die Immissionsbelastung in den Industriegebieten stieg sprunghaft an. Dies führte zu einer generellen Erhöhung der Schornsteine, wodurch die Schadstoffe in immer größere Höhen gelangten und über weite Strecken verfrachtet wurden. Diese Maßnahme wurde zwar als vordergründiges Sanierungskonzept für die Industriezentren gepriesen und es gelang auch, den Schadstoffeintrag im Nahbereich von Industrie und Kraftwerken herabzusetzen. Letztendlich aber führte die „Hochschornsteinpolitik“ zu einem Anstieg der Immissionsbelastung in industriefernen Reinluftgebieten, in jenen Gebieten, in denen wir es heute mit einem Baumsterben von bisher unbekanntem Ausmaß zu tun haben.

Bei den für die Waldbestände bedeutenden Luftschadstoffen handelt es sich um Schwefeldioxid

(SO₂), Stickoxide (NO_x), Photooxidantien (z. B. Ozon) und Schwermetalle (z. B. Blei, Cadmium, Zink). Bei Betrachtung der Immissionsituation für die Bundesrepublik Deutschland fällt auf, daß der Anteil der Schwermetalle seit einigen Jahren zurückgeht, die Belastung durch Schwefeldioxyde auf gleichem Niveau verharret, die Stickoxide und die Photooxidantien jedoch ansteigen. Deswegen darf sich die Untersuchung der möglichen Einflußgrößen auch nicht auf einen einzigen Faktor wie z. B. das Schwefeldioxyd konzentrieren, sondern muß die ganze Palette der möglichen Luftschadstoffe, deren Kombinationswirkungen untereinander sowie die daraus entstehenden chemischen Reaktionsprodukte mit berücksichtigen.

Untersuchungen über die Verfrachtungen der Schwermetalle haben ergeben, daß diese als Feinstäube wesentlich weiter transportiert werden können als bisher angenommen wurde. So wurden beispielsweise in großen Entfernungen von Emissionsquellen relativ hohe Cadmiumimmissionen nachgewiesen. Allerdings sind die bisher gemessenen Schadstoffkonzentrationen noch nicht so hoch, daß die Schwermetalle als primäre Ursache für das Waldsterben in Betracht kommen. Es ist jedoch wahrscheinlich, daß sie zur Verstärkung der Waldschäden mit beitragen können.

Photooxidantien entstehen als Folge photochemischer Prozesse in der Atmosphäre aus Stickoxiden und reaktiven Kohlenwasserstoffen unter dem Einfluß der Sonneneinstrahlung. In nennenswerten Konzentrationen treten sie bei uns allerdings nur bei besonderen Witterungsbedingungen und auf bestimmten exponierten Standorten auf. Ungeklärt ist noch, ob Photooxidantien nur zu einer Verstärkung der Waldschäden beitragen oder ob sie neben dem Schwefeldioxyd und den Stickoxiden mit zu den Hauptfaktoren gehören.

Ebenfalls schwierig gestaltet sich die Beurteilung der Stickoxide. Etwa ein Drittel der aus Luftverunreinigungen stammenden Säurebelastung der Wälder ist auf Stickoxide zurückzuführen. Bei Betrachtung der Schädigungsgrenzen erreichen jedoch die Stickoxidkonzentrationen in den betroffenen Waldgebieten im Vergleich zum Schwefeldioxyd

relativ niedrigere Werte. Allerdings können aus Stickoxiden Reaktionsprodukte wie das hochgiftige Gas Ozon entstehen.

Die zentrale Bedeutung muß sicherlich dem Schwefeldioxyd zugemessen werden. Das Schwefeldioxyd liefert den weitaus größten Anteil an der sauren Deposition und wird auch in bedeutenden Mengen als trockene Deposition von den Nadelbäumen aus der Luft herausgefiltert. Außerdem wird der größte Anteil des emittierten Schwefeldioxydes über hohe Schornsteine in die oberen Luftschichten gebracht und über weite Entfernungen verfrachtet.

Die Schadstoffe können nun als nasse Deposition (Saurer Regen), trockene Deposition oder als Gase auf die Waldbestände wirken. Gasförmige Stoffe werden direkt durch die Spaltöffnungen der Blätter aufgenommen. Die trockene Deposition vollzieht sich durch Ablagerung auf der Pflanzenoberfläche. Dabei können sich in längeren Trockenperioden erhebliche Schadstoffmengen auf Blättern, Nadeln oder Rinde ansammeln. Beim nächsten Niederschlag gehen diese Schadstoffe in Lösung und führen zu Gewebeschäden. Am bedeutsamsten für die Belastung der Waldökosysteme ist nach allgemeiner Auffassung allerdings die nasse Deposition (Saurer Regen).

Der biologische Neutralpunkt des Regenwassers ist aufgrund des natürlichen Vorkommens von Kohlensäure in der Atmosphäre mit pH 5,6 unter dem chemischen Neutralpunkt mit pH 7 angesiedelt. Aus Schwefeldioxyd und Stickoxiden entstehen nun zusammen mit dem Wasserdampf der Luft Schwefel- und Salpetersäure, die den pH-Wert (Weiser für den Gehalt an Säuren oder Basen) des Regenwassers weiter senken. Der durchschnittliche pH-Wert des Niederschlagswassers in der Bundesrepublik Deutschland liegt deswegen bereits bei etwa 4,1—4,2. Im Bayerischen Wald wurden sogar schon pH-Werte von nur 3,3 gemessen, das ist über 100 mal saurer als normaler Regen und entspricht in etwa dem pH-Wert von Essig. Da der pH-Wert als negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration angegeben wird, bedeutet ein Absinken um eine pH-Stufe (beispielsweise von pH 5 auf pH 4), daß das Lösungsmittel um das

10fache saurer geworden ist, ein Absinken um 2 pH-Stufen (beispielsweise von pH 5 auf pH 3) demnach eine 100fache höhere Versauerung.

Da sich die Wissenschaft bei der Erforschung der Ursachen des Waldsterbens bisher hauptsächlich mit den Auswirkungen von Schwefelverbindungen auf Waldökosysteme befaßt hat und die übrigen Schadstoffe erst in neuerer Zeit in diesem Zusammenhang in ihre Untersuchungen miteinbezieht, lassen sich tiefergehende Aussagen über die Wirkungsweise der einzelnen Schadstoffe auch nur für das Schwefeldioxid und dessen Reaktionsprodukte treffen.

5. Situation im Alpenraum

Seit etwas mehr als einem Jahr sind Krankheitsbilder, wie wir sie aus den deutschen Mittelgebirgen zur Genüge kennen, nun auch in den Alpen anzutreffen. Dabei handelt es sich nicht nur um vereinzelt auftretende Schadensfälle, vielmehr dürften der gesamte bayerische Alpenraum, das Voralpengebiet wie auch weite Teile Österreichs und der übrigen Alpenländer betroffen sein. Zwar tritt die Krankheit im Alpenraum noch nicht mit derselben Heftigkeit auf wie im Fichtelgebirge oder in den Hochlagen des Bayerischen Waldes, beunruhigend ist jedoch, daß der Schadensverlauf teilweise rapide fortschreitet. Im Forstamt Garmisch-Partenkirchen verschlechterte sich z. B. der Gesundheitszustand von Fichtenbeständen während des Sommerhalbjahres 1982 mit bisher noch nicht bekannter Geschwindigkeit. Fichtenbestände mit besten Wachstumsleistungen, die noch im Frühjahr als nahezu ungeschädigt angesprochen wurden, verloren über den Sommer einen Großteil der älteren Nadeljahrgänge und haben nun verlichtete Kronen. Aus großer Entfernung besitzen solche Fichten ein „lärchenartiges“ Aussehen. Der Nadelfall fand bei Fichte und auch bei Tanne in einem Umfang statt, der weit über das als normal geltende Maß hinausgeht und weder durch besondere Standorts- oder Witterungseinflüsse erklärt werden kann.

Auf extremen Standorten im Gebirge sind Fichten und Tannen schon seit eh und je weniger vital. Dies gilt zum Beispiel für flachgründige, stark besonnte Südhänge, wo die Gefahr der Frosttrocknis

besteht oder in ungünstigen Muldenlagen mit dichten Böden und hochanstehendem Stauwasser. Auch in der Kampfzone des Waldes, im Bereich der natürlichen Baumgrenze, sorgen kränkelnde oder abgängige Bäume kaum für Beunruhigung. Umso alarmierender ist die Feststellung, daß sich die Schadsymptome im Gebirge nicht mehr auf die erwähnten extremen Standorte konzentrieren und dort für verstärkte Abgänge sorgen, sondern auch in bisher kerngesund erscheinenden Beständen und auf Böden auftreten, die schlechthin als Spitzenstandorte im Bezug auf Vitalität und Holzmassenleistung für den Bergwald gelten können. In diesen Beständen ist die Luftverschmutzung als wahrscheinliche Schadensursache dann auch leicht zu diagnostizieren, da nur außergewöhnliche Witterungsverhältnisse zusammen mit Massenvermehrungen von Forstschädlingen ähnliche Schadsymptome hervorrufen können, diese Erscheinungen in den betroffenen Waldbeständen in den letzten Jahren jedoch nicht zu beobachten waren.

Die Tatsache, daß das Baumsterben vor dem Hochgebirge nicht halt macht, hatten allerdings auch Fachleute nicht erwartet. Denn bis vor geraumer Zeit wurde angenommen, daß die Schädigung der Bäume ausschließlich über den Boden und somit über das Wurzelwerk erfolgen könne. Eine derartige Wirkungsweise setzt jedoch eine starke Versauerung voraus, die wiederum nur in schwach gepufferten Böden möglich ist. Eine hohe Pufferkapazität dagegen neutralisiert den Säureeintrag und kann so den pH-Wert des Bodens stabilisieren und die Freisetzung toxisch (giftig) wirkender Ionen weitgehend verhindern.

Im Gegensatz zu den schwach gepufferten Böden der meisten Mittelgebirge verfügen die Böden der nördlichen Kalkalpen über hohe Pufferkapazitäten (bei der Verwitterung kalkhaltiger Böden bilden sich Tonminerale, die zusammen mit den Huminstoffen die wichtigsten Puffer darstellen) und bedeutende Kalzium- und Magnesiumvorräte (alle Kalkböden weisen hohe Kalzium- und Magnesiumgehalte auf, die Magnesiumvorräte hängen hauptsächlich vom Dolomitanteil ab). Durch die Abpufferung des Säureeintrags kann die in nicht kalk-

haltigen Böden nachgewiesene Nährstoffauswaschung, vor allem von Kalzium, Magnesium und Kalium, verhindert und gleichzeitig die Freisetzung toxisch wirkender Aluminiumionen unterbunden werden. Deswegen ist in kalkhaltigen Böden auch keine Zerstörung des für die Wasseraufnahme der Bäume wichtigen Feinwurzelsystems und der damit verbundenen Mycorrhizierung (Symbiose von Feinwurzeln und Pilzen zur Vergrößerung der Oberfläche für die Wasser- und Nährstoffaufnahme) zu befürchten. Außerdem sichern die hohen Kalzium- und Magnesiumvorräte kalkhaltiger Gebirgsböden die Nachlieferung der für die Waldbestände wichtigen Nährelemente, ausgeprägte Mangelsymptome dürfen aus diesem Grund eigentlich nicht auftreten. Da nun trotz der meist günstigen Bodenverhältnisse eindeutige Krankheitsbilder im Bergwald beobachtet werden, erhebt sich die Frage, ob die bisher für richtig befundene Theorie einer ausschließlichen Schädigung über den Boden nicht der Ergänzung bedarf. Neueren Erkenntnissen zufolge vollzieht sich der Angriff der Schadstoffe nicht nur auf dem Umweg über den Boden in den Baum, sondern auch direkt über die Blattorgane (bei den Nadeln von Coniferen [Nadelbäumen] spricht man ebenfalls von Blattorganen). Dadurch lassen sich auch auf nährstoffreichen Böden und bei hohen Pufferkapazitäten die Krankheitserscheinungen durch die unmittelbare Nährstoffauswaschung aus den Nadeln wie auch durch die Einwirkung gas- und staubförmiger Luftverunreinigungen erklären. Anhand experimenteller Untersuchungen in Skandinavien konnten beispielsweise direkte Nährstoffauswaschungen aus den Blattorganen von Nadelbäumen durch künstlich versauerten Regen nachgewiesen werden. Andere Forschungsergebnisse belegen wiederum die schädlichen Einflüsse gasförmiger Luftverunreinigung, wie z. B. von Ozon, die zu ähnlichen Krankheitsbildern führen können.

6. Das Waldsterben als Komplexkrankheit

In der Wissenschaft erhärtet sich die Auffassung mehr und mehr, daß die Krankheitserscheinungen, die mit dem Begriff „Waldsterben“ umschrieben werden, auf eine ganze Reihe von Einflußfaktoren

zurückzuführen sind, also eine Komplexkrankheit darstellen.

Wenngleich aufgrund der Vielzahl der Wechselwirkungen in der Lebensgemeinschaft Wald die letzten Details dieses Wirkungsgefüges noch nicht mit naturwissenschaftlichen Methoden abgeklärt werden konnten, so besteht doch weitgehend Einigkeit darin, daß die Luftverunreinigungen in ihrer Gesamtheit, also nicht nur der Saure Regen, als die Primärfaktoren für die Schädigung unserer Waldökosysteme verantwortlich sind. Zwar werden in der Diskussion um das Waldsterben öfters die Einflüsse nicht immissionsbedingter Faktoren, wie das Eindringen von Pathogenen, das Auftreten von Frost und Trocknissschäden sowie eventuelle Einflüsse des Bestandesaufbaues geltend gemacht. Dagegen spricht allerdings, daß Krankheitserscheinungen bei Waldbäumen noch nie gleichzeitig in so weit voneinander entfernten Gebieten und an den verschiedensten Baumarten aufgetreten sind. Auch sind extreme Dürreperioden als Primärfaktoren mit ziemlicher Sicherheit auszuschließen, da auf gut mit Wasser versorgten Standorten ebenfalls Schäden festgestellt wurden. Ein Einfluß der Bestandesstruktur kann auch ausgeschlossen werden, da Schädigungen in Rein- wie in Mischbeständen auftreten. Durch Luftverunreinigungen geschädigte Waldbestände sind natürlich in ihrer Widerstandskraft gegenüber zusätzlichen sekundären Streßfaktoren stark beeinträchtigt. Insofern wirken sich die genannten nicht immissionsbedingten Einflußgrößen in solchen Beständen wesentlich schwerwiegender aus als in gesunden Waldökosystemen.

Sicherlich sind auch im bayerischen Alpenraum mehrere Faktoren für die rapide nachlassende Vitalität der Waldbestände verantwortlich. Unabhängig davon, ob nun die Schadstoffeinwirkung über die Wurzel oder über die Blattorgane oder auf beiden Wegen vollzogen wird, und ob ausschließlich die feuchte oder auch die trockene Deposition sowie gasförmige Stoffe für die Beeinträchtigung der Waldbestände im Gebirge bedeutsam sind, decken sich die beobachteten Schadsymptome weitgehend mit den Krankheitsbildern, die aus stärker immissionsbelasteten Räumen bekannt sind.

7. Auswirkungen großflächiger Waldverluste

Mit dem Verlust des Waldes gehen selbstverständlich auch seine unersetzlichen Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktionen verloren. Besonders hinzuweisen ist auf die Bedeutung intakter Waldökosysteme bei der Regulierung des Wasserhaushaltes, der Reinigung des Grundwassers und der Ausfilterung von Luftverunreinigungen, eine Funktion, die unsere Wälder letztendlich umzubringen droht. Darüber hinaus wird angesichts der weltweiten Rohstoffverknappung die Bedeutung der Forstwirtschaft als Holzlieferant stetig wachsen.

Durch die zunehmende Belastung der Wälder mit Schadstoffen ist auf lange Sicht deren Existenz in Frage gestellt und somit auch die Nachhaltigkeit der Holzproduktion gefährdet. Unbestritten würde ein großflächiges Absterben des Waldes im Hochgebirge weitaus schlimmere Folgen als im Flachland nach sich ziehen. Neben den bereits genannten Aufgaben garantiert der Bergwald wirksamen Schutz vor Lawinenabgängen und Bodenerosion. Einrichtungen, wie z. B. Lawinenverbauungen, können diese besonderen Funktionen nur unzureichend und mit unvorstellbaren hohen Kosten wahrnehmen, oder, wie im Falle des Erosionsschutzes, überhaupt nicht ersetzen. Großflächige Waldverluste in steileren Hanglagen würden zum irreversiblen Abtrag des Oberbodens führen und das nackte Gestein zutage treten lassen. Die unersetzliche Funktion des Alpenraumes als Wasserspeicher und Wasserspender wäre damit für immer verloren. Die herausragende Bedeutung dieser Eigenschaft muß angesichts der angespannten Wasserversorgungssituation in Mitteleuropa nicht erläutert werden.

8. Notwendige Gegenmaßnahmen

Ohne Frage stellt die Erhaltung unseres Waldkleides das vorrangige Ziel dar. Der langfristige Schutz der Waldbestände kann jedoch nur gewährleistet werden, wenn es gelingt, alle Schadfaktoren so weit wie möglich zu beseitigen oder zu vermindern. Unstreitig ist, daß die Luftverunreinigungen sicherlich zu den größten Belastungen unserer Waldökosysteme gehören und deswegen nur eine Reduk-

tion des Schadstoffausstoßes für die Gesundheit und die Erhaltung unserer Wälder sorgen kann. Folglich müssen die Schutzmaßnahmen beim Verursacher, d. h. an der Emissionsquelle ansetzen. Die dazu notwendigen gesetzlichen Grundlagen zur wirksamen Ausfilterung von Schadstoffen sind deswegen unverzüglich zu schaffen. Allerdings sollten in den jeweiligen Verordnungen nicht zahlenmäßig fixierte höchstzulässige Grenzwerte festgeschrieben, sondern eine Reduzierung auf das technisch mögliche Mindestmaß gefordert werden. Vordringlich erscheint dabei eine drastische Absenkung der Schwefeldioxidemissionen bei Großfeuerungsanlagen und Industrie (etwa 80 Prozent des Schwefeldioxidausstoßes stammt aus diesen beiden Verursachergруппen) sowie der Einbau von Abgaskatalysatoren in Kraftfahrzeugen zur Ausfilterung der Stickoxide (etwa 50 Prozent aller freigesetzten Stickoxide entstehen in Verbrennungsmotoren).

Forstliche Maßnahmen zur Bekämpfung des Waldsterbens sind nur von untergeordneter Bedeutung. Durch eine Änderung der bisherigen waldbaulichen Grundsätze läßt sich kaum wirksame Abhilfe schaffen, da nicht nur in anfälligeren Monokulturen, sondern örtlich auch in ungleichaltrigen Mischbeständen Krankheitserscheinungen auftreten. Die Begründung von Mischwäldern sollte allerdings noch konsequenter als bisher verwirklicht werden. Auch durch Kalkung und Düngung, verschiedentlich als Notmaßnahmen gegen die Waldschäden vorgeschlagen, kann keine langfristige Sanierung der geschädigten Bestände erreicht werden. Abgesehen von den enormen Kosten einer Kompensationskalkung der betroffenen Waldbestände, die sich, da wiederholt durchzuführen, auf ein mehrfaches der Anlagekosten entsprechender Entschwefelungseinrichtungen belaufen dürfte, ist die großflächige Ausbringung von Kalk und Mineraldüngern nicht unproblematisch. Zwar können durch Kalkung und Düngung der pH-Wert des Bodens stabilisiert und Nährstoffverluste ausgeglichen werden, doch führen derartige Maßnahmen auch zur Beschleunigung der Stoffumsätze im Boden und damit zu Humus- und Nährstoffverlusten. Großräumige Düngungsvorhaben sind auch im Hinblick auf

die zu erwartende Grundwasserbelastung nicht unbedenklich und sollten deswegen nur örtlich und zeitlich begrenzt in besonders stark geschädigten Beständen durchgeführt werden.

Als wichtigste Maßnahme ist deswegen eine drastische Reduzierung des Schadstoffausstoßes unumgänglich. Wie jedoch die Entscheidungen der letzten Jahre gezeigt haben, sind wirksame Vorschriften zur Luftreinhaltung nur schwer und nicht mit der notwendigen Schnelligkeit durchzusetzen. Unsere Waldbestände werden also längere Zeit unter einer erhöhten Schadstoffbelastung leiden müssen. Denn selbst wenn ein sofortiger Stopp des Schadstoffausstoßes erreicht werden könnte — was allerdings vollkommen utopisch ist — würde es noch Jahre dauern, bis die in Boden und Pflanzen akkumulierten Gifte wieder abgebaut werden.

Aus diesem Grund sollten als flankierende Maßnahmen alle weiteren, unsere Wälder schädigenden Einflüsse ausgeschaltet werden. Dazu zählen neben den beschränkten Möglichkeiten forstlicher Natur auch bisher politisch so wenig durchsetzbare Maßnahmen wie z. B. die Reduzierung der Schalenwildbestände auf ein ökologisch vertretbares Niveau.

9. Ausblick

Wenn wir der Verantwortung, die wir unseren Nachkommen gegenüber tragen, auch nur einigermaßen gerecht werden wollen, müssen wir unsere ganze Kraft daran setzen, die langfristige Erhaltung der Waldökosysteme zu sichern. Nur eine gründliche Neubesinnung kann uns vor einer forstlichen Katastrophe bewahren. Sollte dieses Umdenken nicht gelingen, wird das Wort Chateaubriands, wonach „die Wälder dem Menschen vorangingen und ihnen die Wüsten folgten“, auch für Mitteleuropa traurige Wirklichkeit erlangen.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Heinz Röhle
Gassenfleckl 1
8000 München 45

Literatur

- Bauer, F.: Inwieweit ist Ozon am Waldsterben in der Bundesrepublik Deutschland beteiligt? AFZ 1/2, 1983, S. 16—18
- Krapfenbauer, A.: Versauerung des Bodens und/oder Ozonisierung als Ursachen des Baumsterbens? AFZ 5, 1983, S. 106—107
- Rehbock, N.: Der Stand der Luftschadstoff-Problematik in der Forstwirtschaft. AFZ 39, 1982, S. 1179 bis 1187
- Röhle, H.: Saurer Regen im Bergwald. Vortragsmanuskript, München 1982, 8 S.
- Seliger, J.: Möglichkeiten und Grenzen der Reduktion von Immissionen aus der Sicht der Emittenten. AFZ 1/2, 1983, S. 12—14
- Umwelt-Bundesaamt: Großräumige Luftverunreinigung in der Bundesrepublik Deutschland. Texte 33/1982, Berlin 1982, 87 S.



Abb. 1 Schwer erkrankter Fichtenbestand aus den Hochlagen des Bayerischen Waldes; etwa zehn Prozent der Bestandesglieder sind bereits abgestorben.



Abb. 2 Fichte aus dem Werdenfelser Land; deutlich zu erkennen ist die verlichtete Krone und die herabhängenden Triebe zweiter Ordnung (Lamettasyndrom)



Abb. 3 Voll benadelter Zweig aus der Lichtkrone einer gesunden Fichte.

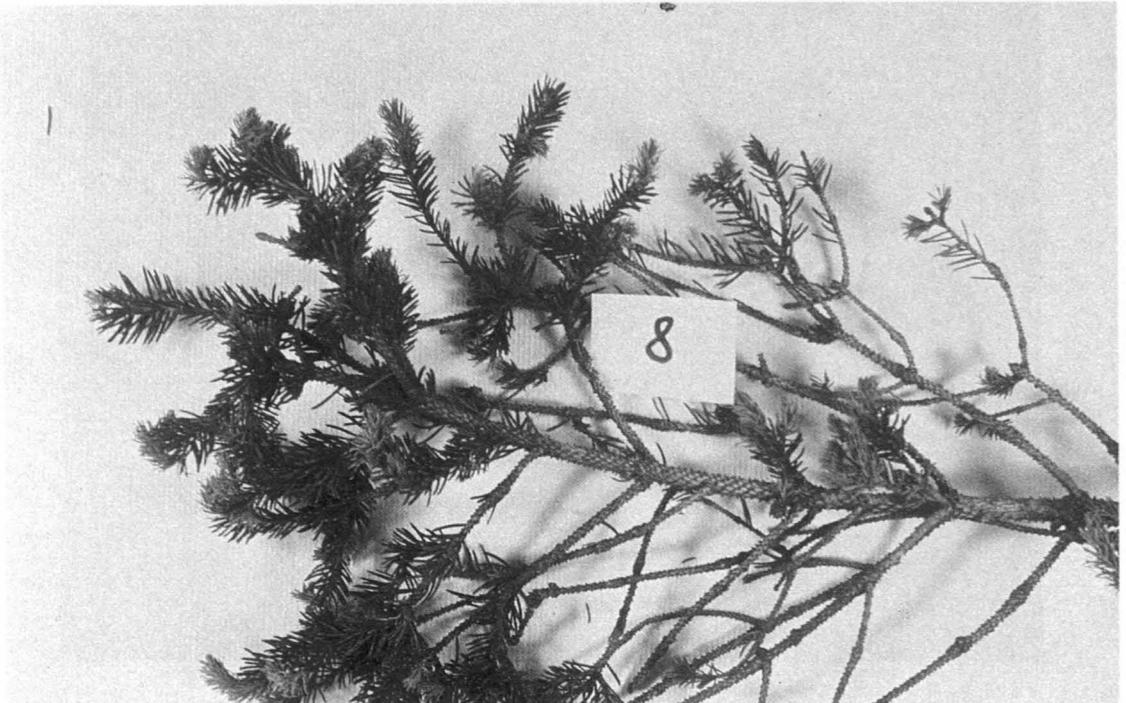


Abb. 4 Nur teilweise benadelter Zweig aus der Lichtkrone einer erkrankten Fichte



Abb. 5 Abgestorbene Fichtenbestände im Erzgebirge (CSSR).



Abb. 6 Die letzte Konsequenz: Kahlschlag der toten Bestände; nur die etwas widerstandsfähigeren Laubbäume können — wie lange noch — überleben.

Die Gemse

von Wolfgang Schröder, Irmgard von Elsner-Schack und Jill Schröder

In fast allen Hochgebirgen der Erde leben wilde Huftiere, wie Steinböcke, Wildziegen oder Wildschafe. Viele Arten sind in Bedrängnis, manche am Rande der Ausrottung, weil ihnen der Mensch direkt nachstellt oder ihnen mit seinen Haustieren den Lebensraum streitig macht. Gams bilden eine erfreuliche Ausnahme. Sie sind heute noch weit und in gesicherten Beständen verbreitet.

Wer Gams für Charaktertiere der Alpen hält, der irrt: Sie leben im Kaukasus genauso wie in den Pyrenäen. Stets aber leben sie im Gebirge oder zumindest dort, wo Felsen Schutz bieten und felsbegleitende Vegetation Nahrung. Ein Leben in Berg und Fels erfordert besondere Anpassungen, von den Hufen bis zur richtigen Standortwahl. Gams sind in nahezu vollendeter Weise angepaßt. Sie leben in verschiedenartigeren Gebirgen als irgendein anderes Bergtier. Per Schiff wurden sie sogar auf die Südhalbkugel nach Neuseeland verfrachtet, wo Gams schneller als alle anderen dort eingebürgerten Tiere die Hochgebirge eroberten.

Gemessen an den vielen Problemen mit anderen Huftieren sind Gams nicht allzu problematisch. Ihr Verbreitungsgebiet ist groß und gesichert. Sogar in dem von der Erschließung am stärksten betroffenen Gebirge, den Alpen, konnten sich diese Tiere mit der Allgegenwart des Menschen gut zu-

rechtfinden. An regelmäßigen Bergtourismus gewöhnen sich die lernfähigen Tiere gut. Voraussetzung ist allerdings, daß sich die Menschen dort bewegen, wo sie von den Gams erwartet werden, nämlich auf Wegen und Steigen. Eher störend ist ein unerwartet und abseits der Steige auftauchender Mensch im Gamsgebiet und kritisch wird es dort, wo Skibergsteiger Gams aus wichtigen Wintereinständen vertreiben.

Früher, in Gegenwart von Wolf und Luchs, waren Gams nur dort zu finden, wo Felsen ausreichend Schutz und Fluchtterrain geboten haben. Nach der Ausrottung dieser Raubtiere und mit einer zurückhaltenden Bejagung weiteten Gams ihren Lebensraum aus. Wir finden sie heute in felsarmen, ja sogar felsfreien Gebirgen, in denen sie früher keine Chance gehabt hätten.

Doch keine Freude ohne Träne: In dichtbesetzten Gamsbeständen breitet sich die Räude aus und Schäden an der Verjüngung des Bergwaldes beunruhigen manchen Forstmann, besonders dort, wo Gams gleichzeitig mit hohen Rothirschbeständen leben. Durch zielführende jagdliche Eingriffe können diese Probleme entschärft werden. Ein großer Erfahrungsschatz aus der früher traditionellen Gamsjagd verschmilzt gegenwärtig mit den Erkenntnissen einer jungen Wissenschaft zu einem fundierten Weg im richtigen Umgang mit Gams.



Herkunft und Verbreitung

Die stammesgeschichtliche Wiege der Gams liegt in Zentralasien, in den Gebirgen des Himalaja. Vor langer Zeit lebte dort ein Huftier, die Pachygazelle, die heute als Urahn aller Rupicapriden (Gemsenartigen) angesehen wird. Von Zentralasien aus wanderten die ursprünglichen Rupicapriden in

systematische Gruppe sind und weder zu den Schafen oder Ziegen, noch zu den Antilopen zu rechnen sind.

Die Verbreitung der Gams erstreckt sich heute auf Hochgebirge sowie einige Mittelgebirge Europas und Vorderasiens. Hinzu kommen die Gebirge Neuseelands. Einmal vom Menschen mit dem Schiff auf die Südhalbkugel der Erde gebracht, eroberten

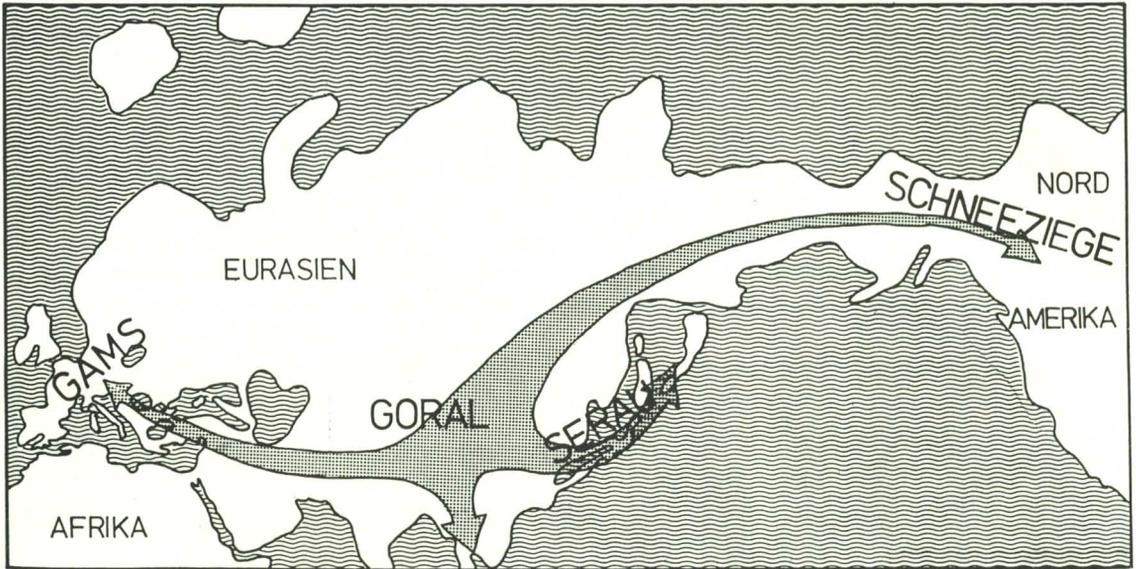


Abb. 1 Ausbreitung der ursprünglichen Rupicapriden von Zentralasien aus. Sie entwickelten sich in der alten und neuen Welt zu vier Arten: dem Serau und Goral Asiens, der Schneeziege Nordamerikas und der Gams in Eurasien (aus LOVARI und SCALA 1980).

mehrere Richtungen (Abb. 1*). Sie entwickelten sich zu mehreren Arten, die in der letzten Eiszeit schon Hochgebirge der Alten und Neuen Welt besiedelten: Der Serau (*Capricornis sumatraensis*) und Goral (*Nemorhaedus goral*) asiatische Gebirge, und die Schneeziege (*Oreamnos americanus*) die nördlichen Rocky Mountains Nordamerikas und Gams einige Gebirge Eurasiens (Abb. 2). Über die Abstammung der Rupicapriden und den Grad der Verwandtschaft der vier Arten sind heute noch einige Fragen offen. Gemeinsam ist ihnen ein paariges Duftdrüsenorgan hinter den Hörnern, sowie die Anpassung an das Leben im Hochgebirge. Es sei erwähnt, daß Rupicapriden eine eigenständige

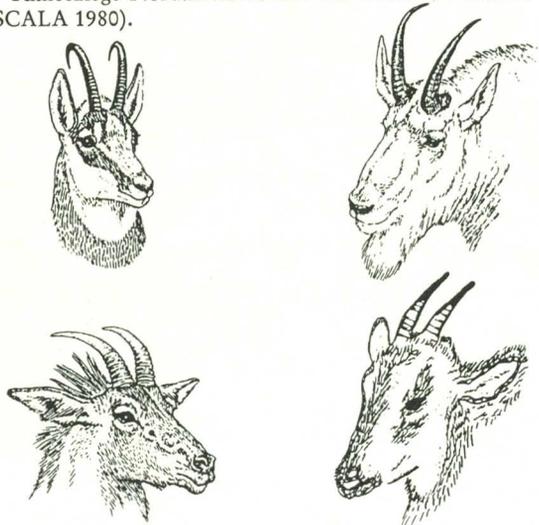


Abb. 2 Die vier Arten der Rupicapriden: Gams (links oben) und Schneeziege (rechts oben), die miteinander stammesgeschichtlich näher verwandt sind als mit ihren Vettern, dem Serau (links unten) und Goral (rechts unten).

* Die Grafiken zu dieser Arbeit, mit Ausnahme der Abb. 4, 6, 9, 10, 11, 22, 23, 24, wurden von Frau Uda Wester angefertigt.

Gams sich dort mit großem Erfolg die Hochgebirge Neuseelands. Etwa zehn Unterarten werden heute beschrieben (Abb. 3).

In der jüngsten Zeit haben die italienischen Wissenschaftler Sandro LOVARI und Claudio SCALA einen sehr interessanten Versuch unternommen, die Unterarten der Gams in einen größeren Zusammenhang zu stellen. Dazu haben sie die Schädelmaße von Gams mit modernen mathematischen Verfahren auf Ähnlichkeiten bzw. Unterschiede geprüft. Das Ergebnis war überraschend: Die Pyrenäengams und die italienische Abruzzengams zeigen Gemeinsamkeiten. Sie haben den kleinsten Schädel, die Basis der Stirnzapfen steht eng beieinander und beide charakterisiert eine deutliche Zeichnung im Winterhaar. Der gelbe Kehlfleck zieht sich weiter am Hals nach unten, und an der Schulter tragen sie eine große Aufhellung. Dieses ganz typische Kleid hat

den Abruzzengams den Unterartnamen *Rupicapra rupicapra ornata* gebracht. Die anderen Unterarten, von den Alpengams bis hin zu den Kaukasusgams scheinen einer weiteren Gruppe mit Gemeinsamkeiten anzugehören. Die beiden Forscher bieten für die beiden Untergruppen folgende Erklärung, die zwar nicht bewiesen, aber auch nicht unwahrscheinlich ist:

Schon in einem frühen Eiszeitabschnitt, der Riss-Periode, erreichten Gams die Pyrenäen und die Abruzzen. In der darauffolgenden Zwischeneiszeit blieben sie dort durch Wälder isoliert von den übrigen Gebirgen. Nach dem nächsten Eisvorstoß, der Würm-Periode, kam eine neue Welle von Gams aus dem Osten und besiedelte wiederum alle geeigneten Gebirge, nur die weit entfernten Pyrenäen und Abruzzen erreichte die zweite Einwanderungswelle der Gams nicht.

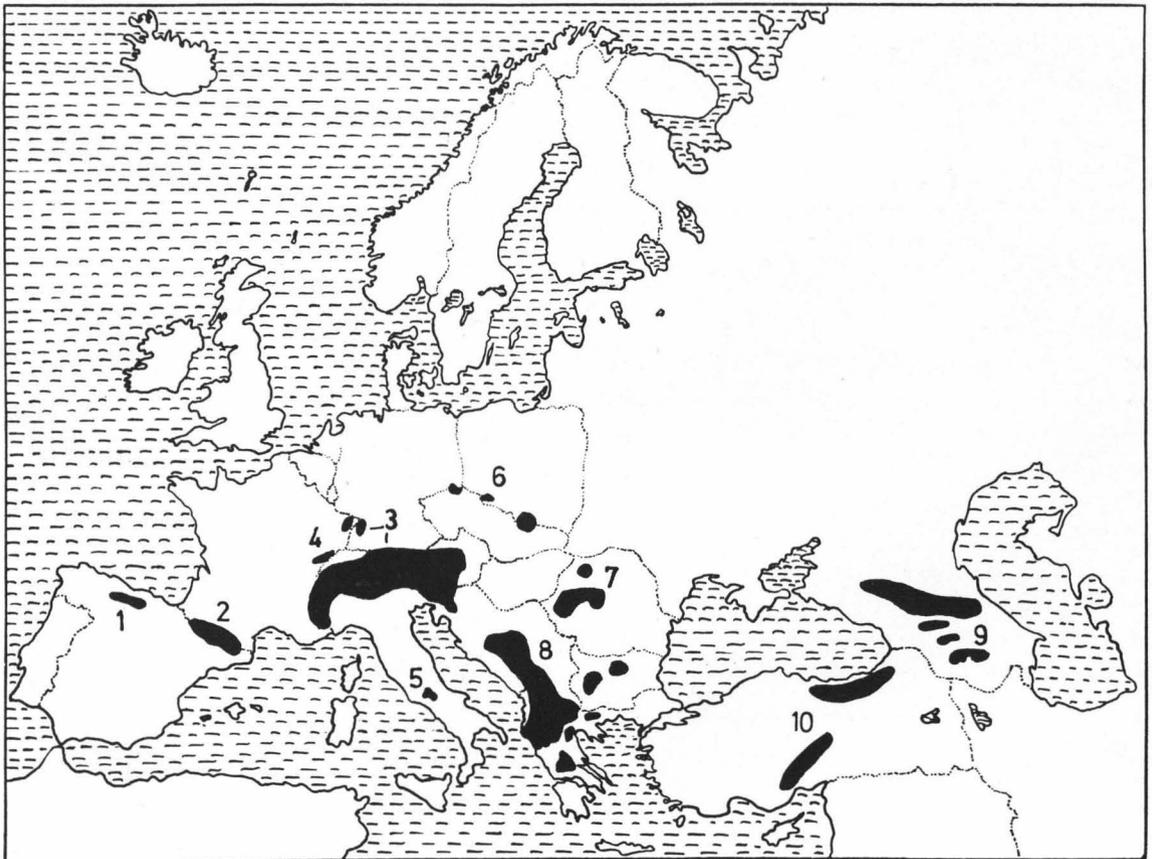


Abb. 3 Verbreitung von Gams: 1 Cantabrische Gams, 2 Pyrenäen-Gams, 3 Alpen-Gams, 4 Französische Gams, 5 Abruzzengams, 6 Tatra-Gams, 7 Karpaten-Gams, 8 Balkan-Gams, 9 Kaukasus-Gams, 10 Kleinasiatische Gams.

Noch ein Wort zu den sehr eigenartigen Abruzzengams, über deren Status und Verhalten durch die Studien von Sandro LOVARI einiges bekannt ist. Heute ist ihr Verbreitungsgebiet auf den Nationalpark der Abruzzen beschränkt. Der Bestand ist klein und zählt seit vielen Jahren nur 400—500 Köpfe. Es wäre höchst wünschenswert diese Unterart wieder in die benachbarten und gut geeigneten Gebirge auszubreiten. Dort genießen sie leider noch nicht den dafür erforderlichen Schutz.

Für Kenner der Alpengams erscheint die Abruzzengams grazil, hochbeinig, schlank mit langen Hörnern. Kein Wunder, daß sie von vielen als die schönste aller Gams bezeichnet wird (Abb. 4).

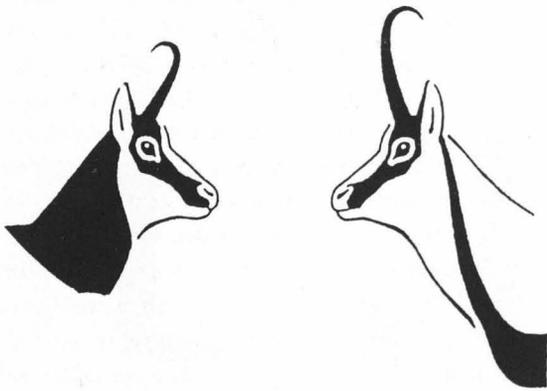


Abb. 4 Alpen-Gams, links, und Abruzzengams. Abruzzengams sind anders gefärbt als Alpen-Gams, sie sind auch kleiner und graziler, mit längeren Krucken.

Leben im Gebirge

Das Leben in großer Höhe und die Geländebeschaffenheit des Hochgebirges fördern ganz spezifische körperliche Anpassungen. Das Blut der Gams ist beispielsweise im Vergleich mit Hirsch und Reh anders zusammengesetzt, es hat mehr und kleinere rote Blutkörperchen, die es Gams ermöglichen, den geringen Sauerstoffgehalt in großen Höhen leichter zu bewältigen. Ähnliche Blutzusammensetzungen finden wir übrigens auch bei Menschen, die in großen Höhen leben, beispielsweise bei den Indios der südamerikanischen Anden oder bei den Bergvölkern des Himalaja.

Gams sind vorzüglich zum Springen und Klettern gebaut. Ihre Schalen, wie man die Klauen in der

Jägersprache nennt, bestehen aus einem harten äußeren Rand, der etwas vorsteht und ein Stehen auf kleinen Felsvorsprüngen ermöglicht. Am hinteren Ende dagegen ist jede der beiden Klauen mit einem Ballen versehen, der wie eine Gummisohle wirkt. Er verleiht gute Bodenhaftung auf glattem Fels. Gams setzen normal beide Klauen parallel nebeneinander auf. Nur wenn sie flüchten oder sich im Schnee fortbewegen, dann spreizen sie die von einem Band zusammengehaltenen Klauen weit auseinander. Im Schnee verhindern die weit gespreizten Klauen ein tiefes Einsinken; sie funktionieren ähnlich wie ein Schneereifen.

Nahrung und Verdauung

Gams sind Pflanzenfresser mit einem sehr leistungsfähigen Verdauungssystem. Als Wiederkäuer leben sie mit einer geradezu atemberaubenden Fülle von Kleinstlebewesen (Mikroorganismen) in Symbiose. Sie helfen in ihrem Pansen Pflanzenbestandteile abzubauen, die Säugetiere alleine nicht verdauen können. Zellulose, ein wesentlicher Stoff in den Zellwänden der Pflanzen, kann nur im Zusammenwirken mit den Bakterien und Einzellern im großen Vormagen (Pansen) verdaut werden, wobei Gams zweifachen Nutzen daraus ziehen: einmal bauen die Kleinstlebewesen Zellulose ab und machen dadurch sonst Unverdauliches für Gams nutzbar und zum anderen bauen die Mikroorganismen durch ihr eigenes Wachstum geringwertige pflanzliche Materie zu höherwertiger, eiweißhaltiger Substanz um. Der Wiederkäuer verdaut aber nicht nur Pflanzliches direkt, sondern er verdaut auch die hochwertigen eiweißhaltigen Mikroorganismen, die erst in seinem eigenen Verdauungssystem aus Pflanzlichem von geringerer Qualität entstanden sind.

Das Fassungsvermögen des Pansens im Verhältnis zum Körpergewicht des Tieres ergibt einen guten Vergleichswert für die Fähigkeit, schlechte Nahrung noch mit Gewinn zu verdauen. In dieser Hinsicht stehen Gams zwischen dem Reh, das mit seinem kleinen Pansen ausgesprochen hochwertige energiereiche Nahrung braucht, und dem Steinbock, der mit einem vergleichsweise größeren Pansen

deutlich schlechtere, faserreichere Nahrung verdauen kann. Gams und Rothirsch sind einander in der Verdauungsleistung ähnlich.

Was ist nun gute und was ist schlechte oder schwer verdauliche Nahrung für Gams? Das hängt von der Pflanze, dem gefressenen Pflanzenteil und seinem Aufbau ab. Ein junges Ahornblatt oder junges Gras ist für Gams leicht verdaulich, denn sie weisen viele Zellen mit leichtverdaulichem Inhalt auf, ihre Zellwände sind dünn und haben wenig Stützgewebe. Schwerverdaulich ist braunes Gras im Herbst, wenn das Stützgewebe überwiegt und viele Zellen leer und tot sind, oder Fichtentriebe mit ihrem hohen Anteil an Zellulose und Lignin (Stützsubstanzen).

Die Ernährungswissenschaftler haben Methoden entwickelt, um die Qualität der Nahrung zu messen (DRESCHER-KADEN 1981). Zwei dieser Kenngrößen sind auch für Laien interessant: Roheiweiß und Rohfaser. Diese beiden Kenngrößen verhalten sich gegenläufig: wenn viel Roheiweiß enthalten ist, dann ist der Rohfaseranteil meist gering. Roheiweiß ist ein Hinweis für den Eiweißreichtum, somit die leichte Verdaulichkeit der Pflanzen. Werfen wir einen Blick auf die Verhältnisse in einem Einstand der Gams in den Ammergauer Bergen, an der Waldgrenze am Übergang zu den alpinen Matten. Je nach Höhenlage wächst das frische Grün Ende Mai oder erst im Juni. Dann werden Roheiweißwerte von 15 bis 20 Prozent erreicht. Das ist das Maximum. Bis zur Blütezeit der Gräser sinkt der Eiweißgehalt langsam ab, aber erst im September, wenn das Gras braun wird, sinkt der Roheiweißgehalt unter 10 Prozent. Im Winter ist das Gras nicht nur schlecht, sondern auch noch zugedeckt. Gams müssen sich dann vermehrt an die rohfasereichen Zwergsträucher und Nadelbäume halten, die nicht den hohen Eiweißgehalt der sommerlichen Äsung bieten. Dabei unterschreiten Gams auch den Schwellenwert, der sie die aufgenommenen Pflanzen mit Gewinn verdauen läßt. Zum Überleben müssen sie dann ihre körperlichen Reserven abbauen.

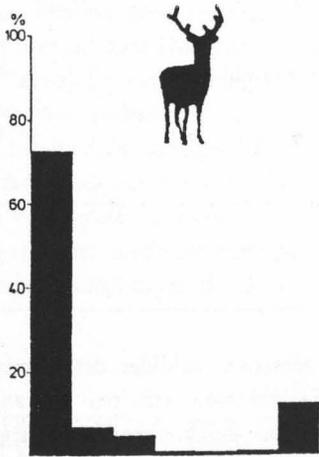
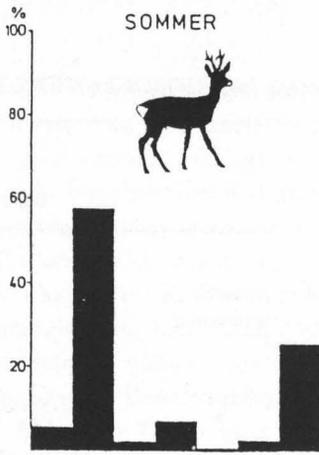
Unter dem Gesichtspunkt der Qualität ist auch die Wahl verschiedener Pflanzenarten und Pflanzengruppen zu sehen. Die Zusammensetzung der

Nahrung nach Pflanzenarten wechselt mit der Jahreszeit. Im Nationalpark Berchtesgaden hat Joannis KIROGLANIDIS, ein griechischer Forstmann, im Rahmen seiner Doktorarbeit viele Pansen auf deren Inhalt an Pflanzenteilen untersucht, eine mühevollere Kleinarbeit (Abb. 5). Dort fressen Gams im Sommer über 90 Prozent Gras und einige Sträucher. Schon im Herbst sinkt der Grasanteil an der Nahrung unter 80 Prozent und im Winter auf etwa 65 Prozent. Gleichzeitig steigt der Anteil an Sträuchern (buchsblättrige Kreuzblume, Zwergalpenrose, Almrausch, Heidelbeere und Erika) und Bäumen (Latsche, Fichte, Ahorn). Dies sind Ergebnisse aus einer Population des Hochgebirges.

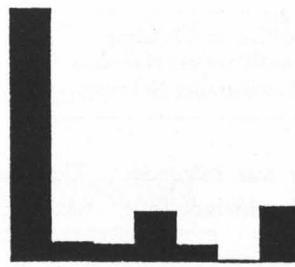
Man sieht es an diesen Resultaten, daß Gams Gras von guter Qualität fressen, sofern sie können. Man kann auch sagen, je knapper die Nahrung mit dem Ende der Vegetationszeit wird, desto weniger selektiv fressen Gams, ihre Nahrungswahl orientiert sich mehr am Erreichbaren. Den Bergwanderer interessiert natürlich auch, welche Pflanzenarten von Gams gefressen werden. Unter den Gräsern sind es eine ganze Reihe von Arten, Süßgräser natürlich lieber als Sauergräser. Bei den Kräutern werden in der Vegetationszeit andere Arten gefressen als außerhalb der Vegetationszeit, im Spätherbst und Winter. Die Tabelle 1 gibt Aufschluß darüber. Die gefressenen Arten bei den Sträuchern unterscheiden sich im Sommer nicht viel von denen des Winters. Ähnlich ist es bei den Bäumen. Bemerkenswert ist, daß auch im Sommer, bei günstigsten Ernährungsbedingungen, immer ein geringer Prozentsatz Latsche gefressen wird. Noch ist nicht ganz klar, welche Bedeutung diese eigentlich minderwertige Nadelbaum-Nahrung hat.

Gelegentlich findet man im Pansen von Gams runde feste Gebilde, die sogenannten Pansensteine oder Bezoare. Diese Pansensteine beinhalten meist schwerverdauliche und dichtverfilzte Pflanzenbestandteile und Tierhaare. Für den Gams sind diese seltenen Gebilde eher hinderlich, sie können sogar zu Verdauungsstörungen führen. Für den jagenden Menschen waren sie immer interessant. Schon im Mittelalter schrieb man buchfüllende Abhandlungen über die Heilwirkung der absonderlichen Kugeln

ANTEIL DER PFLANZENGRUPPEN AN DER NAHRUNG



HERBST



WINTER

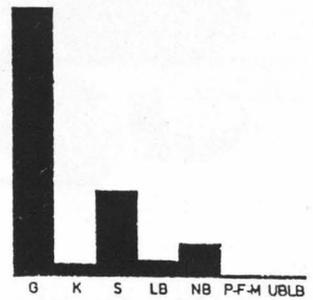
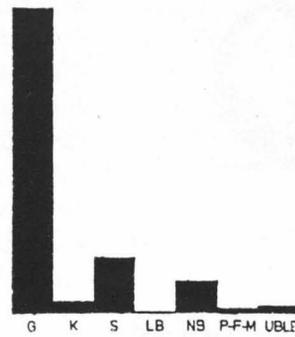
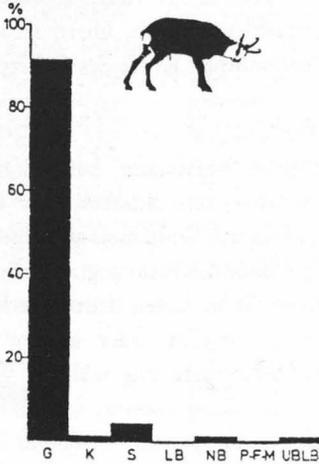
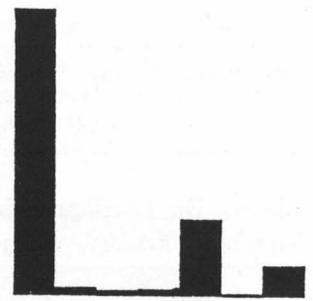


Abb. 5 Vergleich der verschiedenen Pflanzengruppen im Pansen von Gams, Rothirsch und Reh im Nationalpark Berchtesgaden. Für Rehe liegen nur Daten aus den Sommermonaten vor. Bei Rothirschen ist die Winternahrung ein Kunstprodukt, der hohe Grasanteil ist durch die Winterfütterung zu erklären. Gams und Rothirsch zeigen eine ähnliche Nahrungswahl, das Reh unterscheidet sich von beiden Arten durch den geringen Gras- und hohen Krautanteil.

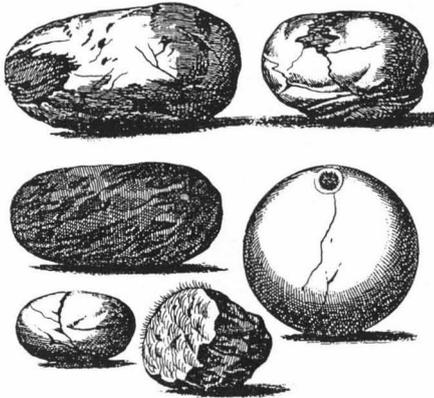
G = Gräser, K = Kräuter, S = Sträucher, LB = Laubbäume, NB = Nadelbäume, PFM = Pilze, Farne, Moose, UBLB = Unbestimmbare Laubpflanzenteile.

Tab. 1 Nahrungspflanzen von Gams im Sommer und Winter und ihre Bedeutung (aus KIOROGLANIDIS 1981)

Pflanzengruppe	Name		Bedeutung ¹⁾
	lateinischer	deutscher	
Gräser			***
Kräuter	<i>Saxifraga rotundifolia</i>	Rundblättriger Steinbrech	*
	<i>Alchemilla vulgaris</i>	Gewöhnlicher Frauenmantel	*
	<i>Homogyne alpina</i>	Alpen-Brandlattich	*
	<i>Dryas octopetala</i>	Silberwurz	*
	<i>Globularia cordifolia</i>	Herzblättrige Kugelblume	*
	<i>Carduus sp.</i>	Disteln	*
Sträucher	<i>Rhododendron hirsutum</i>	Almrausch	**
	<i>Rhodothamnus chamaecistus</i>	Zwergalpenrose	*
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Heidelbeere	*
	<i>Vaccinium vitis idea</i>	Preiselbeere	*
	<i>Polygala chamaebuxus</i>	Buchsblättrige Kreuzblume	**
Nadelbäume	<i>Pinus mugo</i>	Latsche	*
	<i>Picea abies</i>	Fichte	**
Farne			*

1) Bedeutungsschlüssel: *** hoher Anteil an der Nahrung
 ** mittlerer Anteil an der Nahrung
 * geringer Anteil an der Nahrung

(Abb. 6). Die Überlegung dahinter war folgende: Gams sind kräftige, mutige und schwindelfreie



**Von der Krafft und Tugend
 der Gamsen-Kugel/ wie auch andern Din-
 gen/ welche von den Gamsen können in der
 Medicin gebrauchet werden.**

Abb. 6 Bezoarsteine aus der Gamsbeschreibung von Adam LEBWALD (1680).

Tiere, die den härtesten Unbilden des Wetters trotzten. Diese Eigenschaften erhalten sie angeblich durch die Kraft der wohlriechenden Gebirgspflanzen, die sie mit großer Kenntnis aufsuchen und konsumieren. Wer nun immer vom Pansenstein aß, am besten in gemahlener Form, übertrug auf sich etwas von der urtümlichen Kraft des Gebirgstieres.

Schaden am Wald

Für den besorgten Forstmann, betraut mit der Pflege der Wirtschafts- und Schutzwälder im Gebirge, ist der Schaden am Wald eine wichtige Frage. Die Ausführungen über die Nahrungsansprüche und Nahrungswahl der Gams lassen deutlich erkennen, daß diese Tiere gerne Gras oder andere Nicht-Waldpflanzen als Hauptnahrung wählen. Wenn es also zu Schäden am Wald kommt, so müssen dies schon besondere Umstände sein. In einem hochgebirgigen Lebensraum, mit ausreichenden Flächen über der Waldgrenze, verursachen Gams im Sommer überhaupt keinen Forstschaden. Auch im Winter ist ihr Schaden unbedeutend oder erträglich, wenn die Tiere nicht zu häufig sind und wenn sie Wintereinstände wählen, die nicht problematisch

sind. Solche Wintereinstände sind beispielsweise Lawenbahnen, an denen sich die alpine Vegetation bis weit unter die Waldgrenze zieht oder felsige Bereiche innerhalb der Waldregion. Auf ihnen konzentrieren sich Gams gerne im Winter.

Leben Gams in Gebirgen mit nur begrenzten oder überhaupt keinen Flächen über der Waldgrenze, so sieht ihre Nahrungswahl anders aus. Sie fressen dann im Sommer weniger Gras und mehr andere Pflanzengruppen. Dieser Trend verstärkt sich im Winter. Abbildung 7 zeigt einen Vergleich der bisher durchgeführten Untersuchungen zur Nahrungswahl in verschiedenen Gebieten Österreichs und Bayerns. Ausgeprägte Hochgebirge, wie die Gebirgsstöcke Watzmann und Hochkalter im Nationalpark Berchtesgaden entsprechen dem zuerst Gesagten. Bäume haben dort auch im Winter nur einen geringen Anteil an der Nahrung. Gams aus Gebirgsstöcken von geringerer Höhe, wie die untersuchten Gebiete in den niederösterreichischen Kalkalpen, der Hochlantschstock in der Steiermark oder das

Ammergebirge mit seinem Anteil an Flyschbergen, fressen sofort höhere Anteile an Nadelhölzern, wenn die Nahrung knapp wird.

Eine pauschale Antwort ist also auf die Frage nach dem Forstschaden von Gams nicht zu geben. Aus dem Vergleich verschiedener Gebirge läßt sich heute folgendes zusammenfassen: Zum Glück ist die Schadensfrage bei Gams in einer Reihe von hochalpinen Gebirgsstöcken kein Problem. Kritischer wird es nur dort, wo die Berge zu niedrig sind und keine ausreichenden Sommereinstände über der Waldgrenze liegen. Besonders kritisch wird es dann, wenn Gams im Winter keine grasreiche Vegetation finden, in Gräben, Schluchten oder Lawenbahnen beispielsweise. Das ist auf vielen großen Waldbergen der Steiermark der Fall, in den Flyschbergen Bayerns — und zum Teil auch im Schwarzwald, wo Gams vom Menschen eingebürgert wurden. Daß dort die Schäden von Gams in den letzten Jahrzehnten zum Problem wurden, hat mit einer Zunahme und Ausbreitung der Tiere zu tun. Sie ist eine Folge des

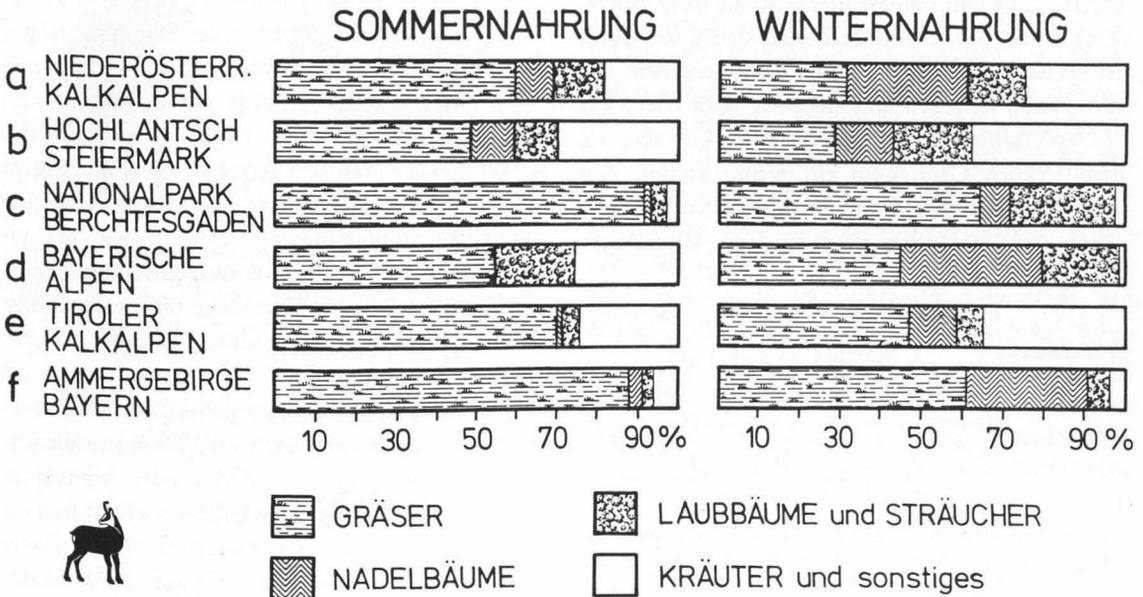


Abb. 7 Vergleich der Sommer- und Winternahrung von Gams aus sechs verschiedenen Untersuchungen.

Quellen: A = JORDAN 1975, B = KOFLER 1981, C = KIOROGLANIDIS 1981, D = DRESCHER-KADEN 1975, E = KUEN und BUBENIK 1978, F = SCHRÖDER und v. ELSNER 1982

Der Anteil der Gräser ist im Sommer und Winter im Nationalpark Berchtesgaden und im Ammergebirge am höchsten. Nennenswerte Prozentsätze an Nadelbäumen fraßen Gams im Sommer nur in den Niederösterreichischen Kalkalpen und am Hochlantsch, im Winter dagegen in allen untersuchten Gebieten (aus KIOROGLANIDIS 1981).

sehr zurückhaltenden Abschusses und war erst nach der Ausrottung von Luchs und Wolf möglich. Viele dieser Waldgebiete sind also Gams-Neuland, sie zählen nicht zum ursprünglichen Verbreitungsgebiet.

Standortwahl

Ein altes Sprichwort besagt: Die Reichen essen wo sie mögen, die Armen essen wo sie können. Im gewissen Sinne läßt sich dies auch auf Gams übertragen. Im Sommer ist ihnen der Tisch üppig gedeckt und jeder Teil des Gebirges leicht erreichbar. Die Standortwahl von Gams im Sommer ist deshalb in erster Linie durch die bevorzugte Nahrung bestimmt. Im Winter sieht dies ganz anders aus. Große Teile des Gebirges sind den Gams dann fast nicht zugänglich oder unattraktiv, die Nahrung liegt unter tiefem Schnee. Nicht nur die Qualität der Nahrung, sondern deren Erreichbarkeit wird jetzt zum standortbestimmenden Faktor.

An einem Gebirgsstock der Ammergauer Berge, in den nördlichen Kalkalpen, hat Irmgard v. ELSNER den Jahreslauf der Standortwahl von Gams kartiert. Die Quintessenz dieser Studie ist in Abbildung 8 dargestellt. Am dichtesten stehen die Gams im späten Frühjahr. Sie gehen dann gern dem frischen Grün entgegen und ziehen so nach oben, wie die Vegetationszeit ins Gebirge zieht. Oft eilen sie dem frischen Grün auch ein wenig voraus. Am allerhöchsten stehen Gams in den Spätsommern und im Herbst, dann sind die Gipfelflagen

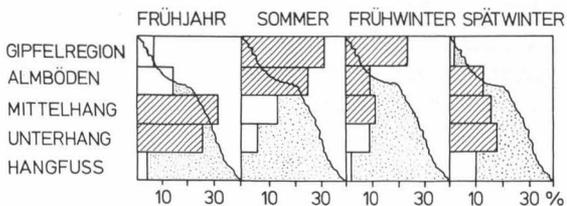


Abb. 8 Höhenverteilung der Gamsstandorte im Ammergebirge. Die Abbildung zeigt den Prozentsatz der Fläche, auf der Gams in fünf Höhenzonen, vom Hangfuß bis zur Gipfelregion, beobachtet wurden. Schraffiert sind jene Höhenzonen, in denen Gams häufiger beobachtet wurden als statistisch zu erwarten wäre. Seltener als erwartet aufgesuchte Höhenzonen sind weiß dargestellt. Die Gipfelregion ist immer bevorzugt solange kein Schnee liegt, im Sommer und Frühwinter. Im Frühjahr und Spätwinter bei Schnee, bevorzugen sie mittlere Höhenzonen (v. ELSNER 1980).

besonders attraktiv. Mit dem einsetzenden Schnee verschieben sich die Standorte der Tiere wieder nach unten. Der Hangfuß des untersuchten Gebirgsstockes hat während des ganzen Jahres weniger Gams, als es zu erwarten wäre, würden Gams nicht höhere Standorte bevorzugen. Auch der Unterhang wird von den Gams gemieden, nur im Frühjahr und Spätwinter suchen sie ihn über seinen Erwartungswert hinaus auf. Am stärksten bevorzugten Gams dort die Gipfelflagen mit ihren ausgedehnten alpinen Rasen.

Unterscheidet man noch zwischen den Geschlechtern, so sieht man gleich, daß sie sich nicht identisch verhalten. Im Mittel stehen die Böcke tiefer als die Geißen. Geißen lieben eher einförmiges und übersichtliches Gelände, was auf ihr höheres Sicherheitsbedürfnis schließen läßt.

Für jeden, der einmal einen mehrtägigen Schneesturm im Hochgebirge erlebt hat, stellt sich die Frage, wie Gams solche extremen Witterungsunbilden überhaupt überleben. Beobachten wir das Verhalten der Tiere bei einem Wetterumschwung: An schönen Tagen stehen Gams auf steilen und sonnigen Hängen, denn dort rutscht der Schnee zuerst ab. Ist er noch frisch und locker, so scharren sie ihn mit den Vorderläufen zur Seite. In solchen Lagen findet sich immer noch etwas zu fressen, wenn auch die Qualität dieser Nahrung gering ist. Setzt nun Sturm ein, so verlassen Gams diese Standorte und wählen vor allem windgeschützte tiefere Lagen, oft im Wald, in denen sie dem energiezehrenden Sturm nicht ausgesetzt sind. Dort liegt oft tiefer Schnee und die Nahrung ist unerreichbar. An solchen Tagen verzichten Gams ganz auf Nahrungsaufnahme, sie suchen nur nach den besten mikroklimatischen Verhältnissen. Man nimmt heute an, daß in stürmischen Zeiten ein Tier unter den tiefhängenden Ästen einer Fichte, um die sich der frische Schnee türmt, ein bis zwei Tage ausharren kann und somit weniger Energie verliert, als es trotz Nahrungsaufnahme bei der mühsamen Suche nach Futter aufbringen müßte. Sobald sich das Wetter bessert, ziehen Gams oft im Gänsemarsch durch den tiefen Schnee zurück an die nahrungsreicheren Standorte.

Es hat sich bewährt, Fragen der Ökologie und des Verhaltens vom Standpunkt des Energiehaus-

haltes zu betrachten. Bei Gams zeigt sich folgendes: Ihre Standortwahl in der Vegetationszeit dient überwiegend der Maximierung von Energiereserven. In dieser kurzen Zeit muß genügend Muskel und vor allem Fett gebildet und eingelagert werden, um mit diesen Reserven die schlechte Zeit des Jahres zu überleben. Im Winter hingegen leben alle Tiere mit einem negativen Energiehaushalt: Die Nahrung ist schlecht, die Körperreserven werden abgebaut. Gams versuchen in dieser Zeit die Energieverluste zu minimieren. Sie tun dies, indem sie Nahrung suchen, ohne dabei viel Energie aufwenden zu müssen. Sind die Bedingungen ganz miserabel, wie im Schneesturm, dann leben sie lieber kurzfristig nur von ihren Reserven und verzichten auf die energiezehrende Nahrungssuche. Die Ernährungsmöglichkeiten im Sommer bestimmen ganz entscheidend die Überlebenschancen im Winter. Kitze bilden in erster Linie Muskelge-

zeptieren, daß es nicht das Ziel des Menschen oder Jägers sein kann, eine Population so zu stützen, damit sie überhaupt keine Winterverluste zeigt.

Gelegentlich hört man die Ansicht, Gams seien vom Menschen zu sehr bedrängt und deshalb in das Gebirge ausgewichen. Diese Ansicht ist falsch. Wer die körperlichen Voraussetzungen hat, um mit Schnee und Fels zurechtzukommen, findet zu bestimmten Zeiten des Jahres hervorragende Lebensbedingungen im Hochgebirge, die es ermöglichen, auch die schwierigen Phasen des Jahres zu überdauern.

Bindungen und Aggressionen

Im Sozialverhalten der Gams sind positive und negative Beziehungen recht ausgeprägt. Positive Assoziationen führen zur Rudelbildung. Das Zusammenleben in Rudeln dient der erfolgreichen Feindvermeidung und es ist ebenso eine gute Möglichkeit ungleich verteilte Nahrung zu nutzen. Deshalb ist jede Population in viele soziale Verbände gegliedert: Es gibt nur wenige große Rudel, mehrere kleine Rudel und viele Tiere stehen zu zweit oder einzeln. Die Verteilung auf verschiedene Rudelgrößen unterscheidet sich im Sommer und im Winter, sie ist in den einzelnen Gebirgsstöcken eine Funktion von Geländeausformung und Gamsdichte. Es gibt nur wenige wirklich stabile Kombinationen unter den Gams. Ein stets zusammenhaltendes Gespann ist die Geiß mit ihrem Kitz (Abb. 9). Oft findet man auch noch einen Jahrling dabei, mit größerer Wahrscheinlichkeit einen weiblichen Jahrling. Bockjahrlinge sind schon eher unabhängig. Alle Rudel sind Kombinationen aus solchen Bausteinen: Mehrere Mütter mit ihren Kitzen, Geißen ohne Kitze, junge Böcke, alte Böcke. Die Rudel sind plastisch, sie sind keineswegs geschlossene soziale Einheiten, sondern zeitlichen Veränderungen unterworfen.

webe und noch wenig Fett. Sie erschöpfen im Winter daher schnell ihre Reserven und gehen als erste zugrunde.

Es sei hier erwähnt, daß eine gut konditionierte Gamspopulation viele Individuen mit ausreichenden Energiereserven aufweist. Es sei aber ebenso erwähnt, daß es eine natürliche Erscheinung ist, wenn einige Tiere den Winter nicht überleben. Bedenklich ist nur, wenn durch menschliche Einflüsse die Population insgesamt schlecht konditioniert ist und dadurch ein hoher Prozentsatz gefährdet wird. Es bedarf einiger ökologischer Einsicht um zu ak-

Bei der Beobachtung von Gams sind einige aggressive Verhaltensweisen auffällig. Die Ethologen sind diesen Aggressionen nachgegangen und haben ganze Verhaltenskataloge für Gams aufgestellt. Im nachfolgenden Abschnitt sind einige der aggressiven Verhaltensweisen beschrieben, wobei wir aber nicht

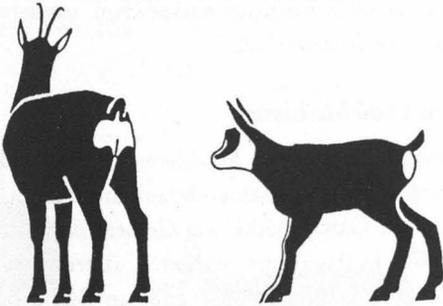


Abb. 9 Geiß mit jungem Kitz. Zwischen Mutter und Kind besteht eine ganz enge soziale Bindung. Kitze begeben sich gelegentlich in Spielgruppen unter ihresgleichen. In der Flucht ist aber jedes Kitz dicht an der Seite seiner Mutter (aus KRÄMER 1969).

bei der rein ethologischen Betrachtung stehenbleiben, sondern auch ihre ökologische Bedeutung diskutieren.

Unter aggressiven Verhaltensweisen versteht man im weitesten Sinne jene, die bei Auseinandersetzungen zwischen Tieren auftreten. Das sind Droh- und Imponiergehabe, Angriff, Verteidigung, Flucht oder auch Verfolgung. Der Verhaltensforscher zerlegt die Bestandteile einer komplexen Handlung in weitere Elemente, die im einzelnen auch bewertet werden können. Diese Einheiten sind bestimmte Körperhaltungen, Bewegungsmuster, Stimmäußerungen oder auch geruchliche Äußerungen. Im weiteren betrachten wir aggressives Verhalten nur innerhalb ein und derselben Art des Gamswildes, obwohl auch Handlungen zwischen Räuber und Beute, beispielsweise zwischen Adler und Gamsgeiß, hierher gehören. Auch zwischenartliche Konkurrenz, etwa zwischen Gams und einer weiteren Schalenwildart, kann aggressive Ausdrucksweisen zeigen. Bei näherer Betrachtung von Gamswild wird offensichtlich, daß Auseinandersetzungen zum weitaus größten Teil innerhalb des gleichen Geschlechtes, also zwischen Böcken oder zwischen Geißen auftreten.

Zu den auffälligsten aggressiven Verhaltensweisen (der Verhaltensforscher ordnet sie der genaueren Abgrenzung wegen dem agonistischen Verhalten zu) zählt man bei Gams Drohen, Hornen, Markieren, Imponierverhalten und, mit ganz deutlichen jahreszeitlichen Spitzen, den Rivalenkampf. Vieles darüber ist durch mündliche und schriftliche Überlieferung der Jäger bekannt. Nur selten haben sich bisher Zoologen mit dem Verhalten der Gams beschäftigt und dementsprechend spärlich sind auch die wissenschaftlichen Veröffentlichungen. Erste grundlegende Verhaltensbeobachtungen und -beschreibungen fertigte der Schweizer Zoologe Augustin KRÄMER. Seiner Veröffentlichung sind auch die in- struktiven schematischen Darstellungen dieses Beitrages entnommen.

Drohen

Gams benutzen beim Drohen die Krucken. Diese werden dem „bedrohten“ Tier mit tiefem Kopf

entgegengehalten, wobei mit steigender Intensität die Lauscher zurückgeklappt werden. Bei stark unterlegenen Tieren genügt einmaliges Drohen, um die gewünschte Reaktion zu erzwingen. Erfolgt sie nicht, so kann das drohende Tier noch einen Schritt auf das andere zugehen, wobei gelegentlich der Kopf auf und ab bewegt wird.

Obwohl das Drohen die Absicht zum Kampf beinhaltet, kommt es wegen der großen Rangunterschiede der beteiligten Gams selten dazu. Am häufigsten drohen Geißen gegen Kitze, an zweiter Stelle sind es ältere Geißen, die unterlegene bedrohen. Dieses Verhalten kommt aber auch bei Böcken vor; es wird gelegentlich sogar von Böcken gegen Geißen und auch umgekehrt gerichtet.

Kitze drohen schon in einem Alter, in dem sie noch keine ausgeprägten Krucken besitzen. Das Drohen und aggressive Verhaltensweisen treten allgemein schon zu Zeiten auf, zu denen sie nicht voll der eigentlichen Funktion entsprechen, sondern Teil des Spielverhaltens sind.

Hornen und Markieren

Beides, Hornen und Markieren, ist in der Beobachtung meist gut auseinanderzuhalten. Beim Hornen reiben Gams, Böcke wie Geißen, die Kruckenschläuche kraftvoll an stärkeren Ästen von Latschen, jungen Fichten oder anderen Bäumen. Auf diese Weise entsteht die allgemein als „Kruckenpech“ bezeichnete Ablagerung an der Basis der Schläuche. Entgegen der weitverbreiteten Meinung stammt dieser Pechbelag aber am wenigsten von Latschen, denn die pechigsten Krucken haben Tiere in Gebirgen, in denen die Latsche nicht oder nur kaum vorkommt, wohl aber Fichte und Lärche häufig sind. Auch am Boden hornen Gams gelegentlich, was an erdigen Krucken zu erkennen ist.

Beim Markieren wird mit schräggehaltenem Kopf das Sekret der Postcornualdrüsen (Brunftfeigen) an Pflanzen, die oft nicht stärker sind als Grashalme, angestreift. Die Bewegungen sind hierbei weniger heftig als beim Hornen, eher behutsam. Beides kann in abwechselnder Reihenfolge auftreten: Ein Gamsbock hornt minutenlang an einer armdicken Lärche. Zwischendurch markiert er die Stelle, beriecht sie,

flehmt, um dann umso erregter wieder zu hornen. Bestimmte Stellen werden von mehreren Tieren immer wieder zum Markieren und Hornen aufgesucht. Geißen und sogar Kitze zeigen auch das beschriebene Verhalten. Meistens sieht man es jedoch bei Brunftböcken. In seinem sozialen Rang gehört beides zum Komplex des Imponierverhaltens.

Imponieren

Während die Drohung zumindest die Absicht zum Angriff erkennen läßt, werden beim Imponieren nur bestimmte Körperteile in auffälliger Weise präsentiert. Am häufigsten sieht man das sogenannte Breitseits-Imponieren. Dabei stellt sich das imponierende Tier in gespannter, steifbeiniger Haltung mit der Breitseite vor den Partner. Der Kopf wird hochgereckt, die Lauscher stehen seitwärts und der Bart ist aufgestellt. Die Tiere bewegen sich in eigenartig steifer Weise. Bei intensivem Imponieren ist sogar das Weiß am oberen Rand der Augen zu erkennen (Abb. 10).

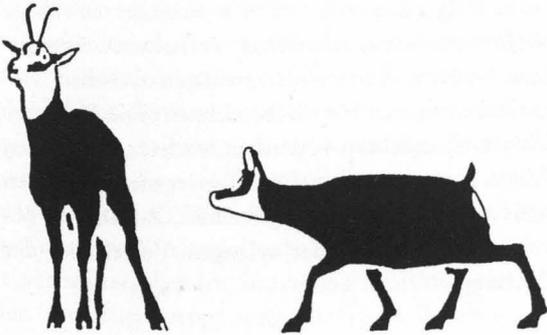


Abb. 10 Eine imponierende Geiß hält den Kopf hoch und zeigt ihre Breitseite in voller Größe. Daneben ein Jungtier in Demuthaltung, es drückt das Gegenteil der Imponierhaltung aus: Der Kopf ist vorgestreckt, die Beine geknickt (aus KRÄMER 1969).

Imponieren zwei Tiere von deutlichem Rangunterschied, so kann der unterlegene Partner sogenanntes Demutsverhalten zeigen und sich in geduckter Haltung davonschleichen. Bei etwa gleichstarken Tieren, insbesondere bei Böcken, kann das Breitseits-Imponieren oft sehr lange dauern. Die Tiere stehen dabei umgekehrt parallel, bewegen sich steifbeinig und weichen mit der Hinterhand dem kruk-

kenbewehrten Kopfende des anderen aus. Da sie sich dabei oft umeinander drehen, spricht man von einem Imponier-Karussell. Bei ebenbürtigen Partnern kann man das Umeinanderherumtreten im Imponier-Karussell oft lange Zeit beobachten und über Tage hinweg immer wieder sehen.

Hetzjagd und Kampf

Auf ein Imponierzeremoniell, auf plötzliche Annäherung oder Flucht kann eine Hetzjagd folgen. Obwohl Hetzjagden gelegentlich bei Geißen oder Jungtieren zu sehen sind, jagen sich besonders Böcke in der Paarungszeit, in der sie alle erwähnten Verhaltensweisen in höchster Intensität zeigen.

Gewöhnlich löst der am Hang Höherstehende die Verfolgungsjagd aus, indem er den anderen aus einigen Metern Entfernung attackiert. Ist der Verfolger sehr nahe, so geht die Flucht zuerst in voller Fahrt bergab. Geländeschwierigkeiten scheinen von den Böcken dabei nicht berücksichtigt zu werden. Erreicht der Verfolger den Fliehenden, so versucht er ihn hemungslos mit den Krucken zu hakeln. Ein attackierender Gamsbock ist eine Furie; es kommt ihm nicht darauf an, wo er seinen Gegner zu fassen bekommt. Ein getriebener, annähernd ebenbürtiger Bock versucht es jedoch so einzurichten, daß es ihm mit ausreichendem Abstand gelingt, bergauf zu laufen. Dann nämlich hat er die Möglichkeit sich zu stellen. Der Verfolger wirft sich schnellstmöglich herum und wird nun seinerseits zum Gejagten. Nur in Ausnahmefällen kommt es beim Rollentausch zu einem Kopf-an-Kopf-Kampf, der dann nur wenige Sekunden dauert. Hetzjagden dauern oft lange und sind sehr kraftraubend; sie spielen sich meist unter annähernd gleichstarken Tieren bei mehrfach vertauschten Rollen ab. Deutlich schwächere Böcke laufen was die Beine tragen und stellen sich nicht (Abb. 11).

Im Vergleich mit anderen Horntieren mutet das Kampfverhalten der Gams sonderbar an und soll noch etwas näher erläutert werden: Der Kampf selbst zeigt nur eine geringe Ritualisierung. Kämpfende Böcke fassen den Gegner, wenn sie können, schonungslos an den Flanken, am Bauch oder Kopf, und wenn sich der andere dreht, auch am Hinterteil. Bei den meisten anderen Horntierarten ist dies nicht

so, sondern in der Regel wird der Kampf nach einem strengen Ritual, das oft wie ein ritterliches Turnier anmutet, ausgetragen. Die Bighornwider Nordamerikas beispielsweise laufen aufeinander zu, gehen die letzten Schritte auf Hinterbeinen aufgerichtet und lassen dann die überdimensionalen Hornschnecken gegeneinander krachen. Das afrikanische Gnu kniet im Kampf vor dem gleichfalls knienden Gegner. Sie alle kämpfen, von seltenen Ausrutschern in der Hitze des Gefechtes abgesehen, Kopf an Kopf. Die Kämpfe der Tiere scheinen von vornherein so angelegt, daß sie auf das Messen der Kräfte und nicht die Verletzung der Rivalen abgestellt sind.

Im Gegensatz zum ritualisierten Turnierkampf wird die Kampfweise der Gams als „Beschädigungskampf“ bezeichnet. Entwicklungsgeschichtlich stellt dieser Hornkampf eine primitive Form dar, er wurde bei den meisten Huftieren durch höherentwickelte, aber ebenso wirkungsvolle Horn-Kommentkämpfe ersetzt. An Brutalität wird der direkte Kampf der Gams nur durch den der Schneeziege aus den Rocky Mountains übertroffen.

Sind nun die Auseinandersetzungen der Gamsböcke tatsächlich so gefährlich? Zugegeben, Gamskrucken sind eine gefährliche Waffe. Sie müssen aber den Gegner zuerst richtig fassen, um ihn ernst-

lich verletzen zu können. Gerade das ist aber höchst selten. Der so gefährlich anmutende Eindruck kämpfender Gams trägt, denn ernste Verletzungen sind selten. Dies ist so zu erklären: Vor einem Angriff imponieren und drohen Gamsböcke recht lange. Ein kampfunwilliger Partner kann sich rechtzeitig zurückziehen. Tatsächliche Angriffe gibt es normalerweise nur unter ungefähr gleichstarken Tieren. Der Attackierte reagiert dabei sofort mit einer Flucht, wobei er rennen muß, was Herz und Lunge hergeben. Er meidet die Konfrontation. Die meisten Auseinandersetzungen der Gamsböcke werden demnach nicht im seltenen unritualisierten Kruckenkampf ausgetragen, sondern zeigen hochritualisierte Elemente im Imponier- und Drohgehebe, sowie die ebenso ritualisierte Hetzjagd mit Rollentausch. Hier schon werden die Kräfte gemessen, aber nur selten im Kampf mit der Krucke. Betrachtet man das Kampfverhalten der Gams, so sehen wir, daß sie zwar auf ungewöhnliche Weise, aber ebenso wirksam, ihre Kräfte messen wie die anderen Horntiere, Verletzungen des Gegners sind dabei selten.

Im Folgenden soll nun der eingangs erwähnte ökologische Bezug aggressiver Verhaltensweisen gezeigt werden. Auseinandersetzungen zwischen Tieren haben Folgen für die Beteiligten: Die Verlierer können unterdrückt, vertrieben, verletzt, in seltenen Fällen getötet werden. Die Überlegenen gewinnen sozialen Status, Bewegungsfreiheit, Zugang zu bevorzugten Plätzen oder erlangen Vorteil bei der Paarung.

Einzeltiere und Rudel

Neben der Geländeausformung und der ungleichen Verteilung von Nahrung und Sicherheit sind es soziale Verhaltensweisen der Gams selbst, die das Verteilungsmuster der Tiere im Raum bestimmen. Diese können positiver Wirkung sein, wie beispielsweise das Anschlußbedürfnis der Tiere, das zu der bekannten Rudelbildung führt. Aggressive Verhaltensweisen haben eine umgekehrte Wirkung; sie führen zu einer möglichst gleichmäßigen Verteilung der Tiere im Raum.

Man kann sogar schlußfolgern, daß eine gleichmäßige (zum Unterschied von einer zufälligen oder



Abb. 11 Hetzjagd zweier ebenbürtiger Böcke: In diesem ritualisierten Kampfspiel wechseln die Rollen von Verfolger und Gejagtem. Nur bei ungleich starken Böcken läuft der Unterlegene davon (aus KRÄMER 1969).

geballten) Verteilung nur durch Aggressionen zwischen den Individuen erreicht und aufrecht erhalten werden kann. Die Sommerterritorien mancher Gamsböcke sind ein Beispiel dafür. Die Territorialität der Gamsböcke folgt zwar dem allgemeinen Grundmuster, doch scheint sie differenzierter als bei anderen Tierarten üblich: In guten Gamsgebieten leben in den Sommermonaten erwachsene Gamsböcke in Bockgruppen. Zur gleichen Zeit stehen aber auch Böcke in kleinen Territorien, die sie mit Vehemenz gegen Artgenossen verteidigen. So sind Gamsböcken zwei ganz verschiedene Möglichkeiten sich über den Raum zu verteilen eigen, nämlich Gruppen und Territorien. Eine eingehendere Betrachtung zeigt, daß Territorien insbesondere in gegliedertem, deckungsreichem Gelände, in tieferen Lagen und somit an den Grenzen der jeweiligen Vorkommen häufig sind.

Dieses und ähnliche Verhaltensmuster der Gams haben sich in einem langen Anpassungsprozeß an den Lebensraum des Hochgebirges herausgebildet, bewährt und gefestigt. So sind die Gruppen und Territorien der Gamsböcke zu verstehen. Sie ermöglichen eine hervorragende Ausnutzung verschiedener Umweltstrukturen und vor allem, durch die Möglichkeit des Umschaltens von Gruppentieren in territoriale, ein rasches Ausgleichen von Arealeinbußen, wie sie nach Katastrophenwintern regelmäßig auftreten. Hier wird das aggressive Verhalten, das dem Territorialverhalten zugrunde liegt, in seiner weitergehenden Bedeutung deutlich, nämlich der speziellen Anpassung an einen bestimmten Lebensraum.

Abwanderung und Neubesiedlung

Neben dieser plastischen Form der Raumnutzung verstehen es Gams auch vorzüglich, Neuland zu erobern. Man spricht vom Kolonisationsvermögen der Gams und auch dieses wurzelt tief im aggressiven Verhalten. In Neuseeland ausgesetzt, eroberten Gams die neuseeländischen Gebirge schneller als alle anderen der so zahlreich dorthin gebrachten Huftiere. Steinwild in den Alpen und Bighornschafe in den Rocky Mountains breiten sich nach der übermäßigen Dezimierung trotz menschlicher Hilfestellung heute nur zögernd wieder aus. Für Gamswild

wäre dies kein Problem. Grund für ihr außergewöhnliches Kolonisationsvermögen ist die Bereitschaft, neuen unbekanntem Lebensraum aufzusuchen und sich dort anzusiedeln. Der Anstoß, ein gewohntes Gebiet zu verlassen, wird durch Spannungen, durch Aggressionen zwischen den Tieren ausgelöst. Beide, Böcke und Geißen, sind davon betroffen. Besonders häufig stoßen Jungtiere nach dem Erlangen der Geschlechtsreife auf aggressives Verhalten der Erwachsenen.

Die gut zu beobachtende kleine Gamskolonie am Kapuzinerberg in Salzburg hatte stets nur einen erwachsenen Bock. Sämtliche männlichen Nachkommen mußten bei erwachendem Geschlechtstrieb unter den ständigen Angriffen des alten Bockes das Weite suchen. Dasselbe ist von einem kleinen, isolierten Vorkommen, nördlich der Donau, in Bayern, bekannt. Obwohl aggressive Handlungen bei Böcken dem Beobachter auffälliger erscheinen — dies ist übrigens bei Rehwild ähnlich — sind auch weibliche Jungtiere zur Abwanderung gezwungen. In einem knapp über dreißig Tiere zählenden Gamsbestand eines Bergstockes in den bayrischen Alpen zeigen die Beobachtungen, daß sich der Bestand trotz minimalen Abschusses in etwa hält. Der Grund liegt, neben nur geringen Abgängen bei älteren Tieren und einer etwas höheren Kitzsterblichkeit, in der Abwanderung der erwähnten sozialen Klassen beider Geschlechter. Die Abwanderung dient bei Gams demnach nicht nur der Neubesiedlung und Wiedergewinnung von verlorengangenen Lebensraum, sondern auch der natürlichen Populationsregulation, dem Ausgleich zwischen Gamsdichte und Fassungsvermögen des Lebensraumes.

Gamspopulationen

Alle Gams, die sich zur selben Zeit in einem Gebiet aufhalten, bezeichnet man als Gamspopulation. Oft hört man auch den Begriff Bestand, er entspricht weitgehend dem Populationsbegriff. Populationen sind in der Entwicklungsgeschichte einer Art wichtige natürliche Einheiten. Genetische Vorgänge, beispielsweise die Verschiebung in der Häufigkeit bestimmter Gene, laufen auf Populations-ebene ab. Auch viele ökologische Phänomene, wie das Verhältnis der Tiere zu ihrer Umwelt, zu ihrer

Nahrungsgrundlage, ihren Feinden und ihren Krankheiten werden nicht nur am Einzeltier, sondern in der übergeordneten Einheit, der Population, entschieden.

Population ist ein abstrakter Begriff: Ein Tier, ein Einzeltier, ist ein klar nach außen hin abgeschlossenes natürliches System. Eine Population ist nicht so leicht abgrenzbar. Um sie zu erkennen, muß man geschult sein und abstrakt denken können. Trotzdem sind Populationen wichtige natürliche Systeme. Sie sind offene Systeme, in einer Gamspopulation können Tiere zu- und abwandern. Während bei einem Gamsbock oder Gamskitz, einem Einzeltier also, die Grenzen von der Natur fein säuberlich vorgezeichnet sind, ist bei Populationen in der Abgrenzung die Mitwirkung des Betrachters möglich. Man kann von der Gamspopulation eines Gebirgszuges sprechen und meint damit alle Gams eines Bereiches, die keine Kontaktmöglichkeit zu den benachbarten Gebirgszügen besitzen. Das ist eine deutlich abgegrenzte Population. Oft ist die Grenzziehung aber nicht so einfach möglich, da die Gebirgszüge nahe aneinander liegen und zwischen den Gebirgszügen ein Austausch erfolgt. Dann müssen Zu- und Abwanderung berücksichtigt werden. Aus praktischen Gründen untersucht man Populationen gerne in überschaubaren, kleineren Gebieten. Die Abgrenzung einer Population nach unten stößt aber bald an noch sinnvolle Minimalgrenzen. Für eine Population zu klein sind beispielsweise die meisten Jagdreviere.

Populationen haben ganz bestimmte Merkmale. Einige finden wir auch am Einzeltier, wie beispielsweise das Wachstum: Einzeltiere entwickeln sich und wachsen. Aber auch Populationen tun dies. Andere Merkmale treffen nur auf Populationen zu. Dies sind vor allem statistische und genetische Merkmale. Populationen haben eine bestimmte Größe und Dichte. Letzteres errechnet sich aus der Individuenanzahl und der verfügbaren Fläche. Populationen zeigen ferner ein Geschlechterverhältnis, einen Altersklassenaufbau und eine bestimmte Häufigkeit von genetischen Merkmalen.

Warum aber machen wir uns die Mühe, Gams in solch abstrakter Einheit wie Population zu be-

trachten? Die Antwort ist folgende: Viele Fragen und Probleme lassen sich nicht am Einzeltier beantworten und lösen. So kann man fragen, was denn passiert, wenn man einige Gams in einem geeigneten Lebensraum, beispielsweise einem Gebirgszug in Neuseeland, aussetzt. Oder man kann fragen, welche Rolle denn der Winter, insbesondere strenge Winter, in der Bestandsentwicklung von Gams spielt. Auch die Rolle des Abschusses ist auf Populationsebene interessant. So läßt sich beispielsweise fragen, welche jagdliche Nutzung eine Population verträgt.

Wer Probleme auf Populationsebene betrachtet, ist ökologisch nicht mehr naiv. Er hat ein höheres ökologisches Verständnis erlernt. Die meisten Menschen, auch die meisten Jäger, denken in Einzeltieren. Das ist verständlich, denn sie sehen draußen Einzeltiere, bestenfalls ein Rudel. Niemals aber sehen sie eine ganze Population. Die Reflexionen über Wildtiere stammen deshalb bei ihnen aus dem persönlichen Erfahrungsbereich. Das nachfolgende Beispiel verdeutlicht dies. Mancher Jäger stellt diese Überlegung an: Der Gamsbock ist alt, den holt der nächste Winter, den kann ich beruhigt schießen. Oder er sagt sich: Dieses Jungtier ist schwächlich, aus dem wird nicht viel. Er stellt also Fragen, die das Einzeltier betreffen, er ist nicht gewöhnt in Populationen zu denken. Täte er dies, so würden seine Überlegungen folgendermaßen lauten: Welche Folgen hat es für die Population, wenn ich Tiere dieser Kategorie erlege, oder welche Tiere muß ich erlegen, um einen gewünschten Effekt auf die Gamspopulation zu erzielen? Wir wollen nachfolgend einige Probleme auf Populationsebene betrachten.

Gamspopulation als System

Populationen werden am besten verstanden, wenn man sie als System betrachtet. Man durchleuchtet sie systemtheoretisch: Ein System ist eine Ansammlung von Objekten, die einander beeinflussen, die voneinander abhängen und als Ganzes funktionieren. Man kann dieses Konzept auf Populationen ganz allgemein sehr gut und auch auf eine Gamspopulation im speziellen übertragen.

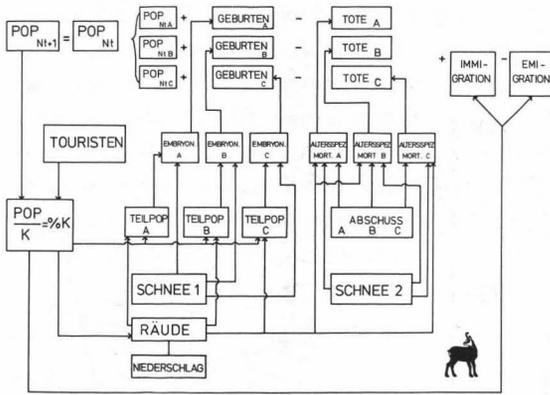


Abb. 12 Die wichtigsten Zusammenhänge in einer Gamspopulation zeigt dieses Schema:

Die Population im nächsten Jahr (POP_{Nt+1}) ergibt sich aus der Population davor (POP_{Nt}) und den Geburten, die von der Dichte in Relation zum Fassungsvermögen des Lebensraumes ($\frac{POP}{K} = \%K$), dem Frühjahrsschnee (Schnee 1), der Räude und dem Niederschlag beeinflusst werden. Davon abgezogen werden die Toten, sie ergeben sich aus Abschluß, Winterstrenge (Schnee 2) und Räude. Hinzu kommt noch die Differenz aus Zu- und Abwanderung. Da der Lebensraum nicht überall gleichgut ist, werden drei Teilpopulationen für unterschiedliche Habitatqualitäten berechnet. Einmal programmiert kann die Dynamik von Gamspopulationen im Computer unter

Manche Systeme verändern sich nicht. Man spricht dann von statischen Systemen. Die ägyptischen Pyramiden sind beispielsweise statische Systeme, in denen durchaus Kräfte wirken. Belebte Systeme verändern sich dagegen über die Zeit. Man bezeichnet sie als dynamische Systeme. Auch Gamspopulationen sind dynamische Systeme. Während die Zeit vergeht, verändern sich einzelne Komponenten ihres Populationssystemes.

Zu einem bestimmten Zeitpunkt befindet sich ein dynamisches System in einem ganz speziellen Zustand. Der Zustand kann unter Verwendung der Merkmale wie Geschlechterverhältnis und Altersaufbau beschrieben werden. Das Ganze ist mit einem Kinofilm vergleichbar. Der Film in Aktion ist ein außerordentlich dynamisches System, wie eine Gamspopulation, die man über einige Jahrzehnte betrachtet. Hält man den Film an und betrachtet ein Einzelbild, so sieht man entsprechend den Zustand des Systems zu nur einem einzigen

Zeitpunkt. Ähnlich ist es, wenn jemand den Zustand einer Gamspopulation im Frühjahr 1983 beschreibt. Welche Beziehungen in einer Gamspopulation herrschen, zeigt eine schematische Darstellung (Abb. 12), sie wurde für die Population von Gams im Nationalpark Berchtesgaden entwickelt.

Dynamik von Gamspopulationen

Für praktische Zwecke interessiert in erster Linie die zahlenmäßige Dynamik einer Gamspopulation über die Zeit. Gamspopulationen verändern sich deshalb über die Zeit, weil alljährlich zu einem bestimmten Bestand aus Böcken und Geißen neue Kitze geboren werden und im Laufe des Jahres eine Zahl von Tieren durch Tod ausscheidet (Abb. 13). Man kann diese Vorgänge auch in einer ganz einfachen Populationsgleichung darstellen:

$$POP_{Nt+1} = POP_{Nt} + G - T + I - E$$

Sie besagt, daß sich die Population im folgenden Jahr (POP_{Nt+1}) aus der Population des Vorjahres (POP_{Nt}) plus den Geburten (G), abzüglich der Toten (T), plus der zugewanderten (I) und abzüglich der ausgewanderten Tiere (E) zusammensetzt. (In unseren weiteren Überlegungen lassen wir Zu- und Abwanderung weg. Wir gehen davon aus, daß unser Gebiet groß und günstig genug gewählt wurde, um diese beiden Einflußgrößen zu vernachlässigen.)

Überwiegen nun die Geborenen gegenüber den Toten, so nimmt die Population über die Jahre hinweg zu. Ein Beispiel dafür ist die Gamspopulation des Schwarzwaldes. Dort wurden Mitte der dreißiger Jahre 22 Gams ausgewetzt. In den Jahren danach ist diese kleine Startpopulation auf mehrere hundert Stück angewachsen. Abbildung 14 zeigt das exponentielle Wachstum dieser Population über die Zeit. Die jährliche Zunahme der Population liegt bei 23 Prozent. Das dürfte die höchste Zuwachsrate sein, die eine Gamspopulation erreichen kann.

Die Punkte in der Darstellung der Schwarzwald-Population entsprechen jeweils der Populationsgröße am Ende des Winters, kurz bevor die neuen Kitze geboren werden. Im jagdlichen Sprachge-

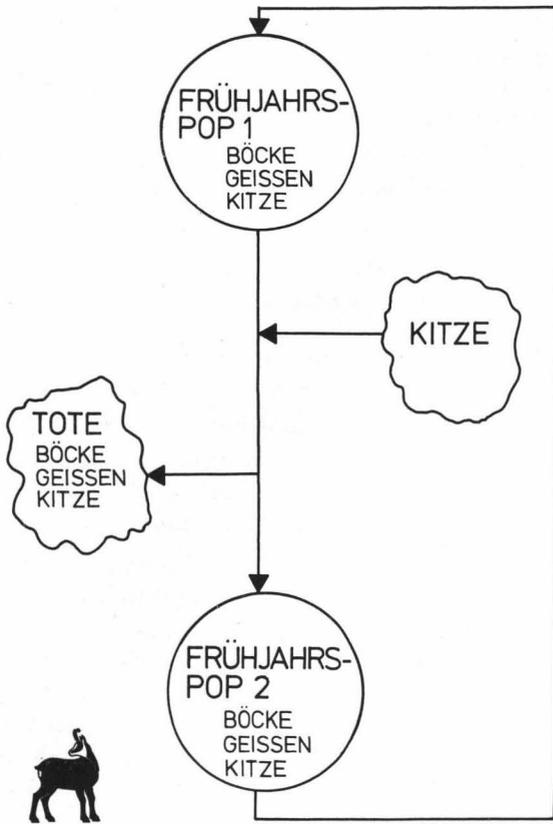


Abb. 13 Jahreszyklus einer Gamspopulation. Durch Zu- und Abgänge gesteuert entwickelt sich die Population über die Jahre hinweg.

brauch bezeichnet man diesen Bestand als Grundbestand. Allein an diesem einzigen Populationsmerkmal, der Populationsgröße bei Winteranfang, ist die Dynamik der Population schon ganz gut zu charakterisieren. Die Punkte entsprechen dem frühgewählten Vergleich eines Einzelbildes, welches bei angehaltenem Film betrachtet wird. Natürlich gehen in einer Population viele andere Veränderungen vor sich, die in dieser Darstellung nicht zum Ausdruck kommen. Man könnte sie über weitere Merkmale darstellen.

Die in Abbildung 14 gezeigte Schwarzwald-Population wächst für den gezeigten Zeitraum ungehindert jedes Jahr um den gleichen Prozentsatz. Das ist nur möglich, wenn sie durch das Fassungsvermögen der Umwelt noch nicht begrenzt wird. Die meisten Populationen stoßen aber bald an die Grenzen der Tragfähigkeit ihres Lebensraumes und

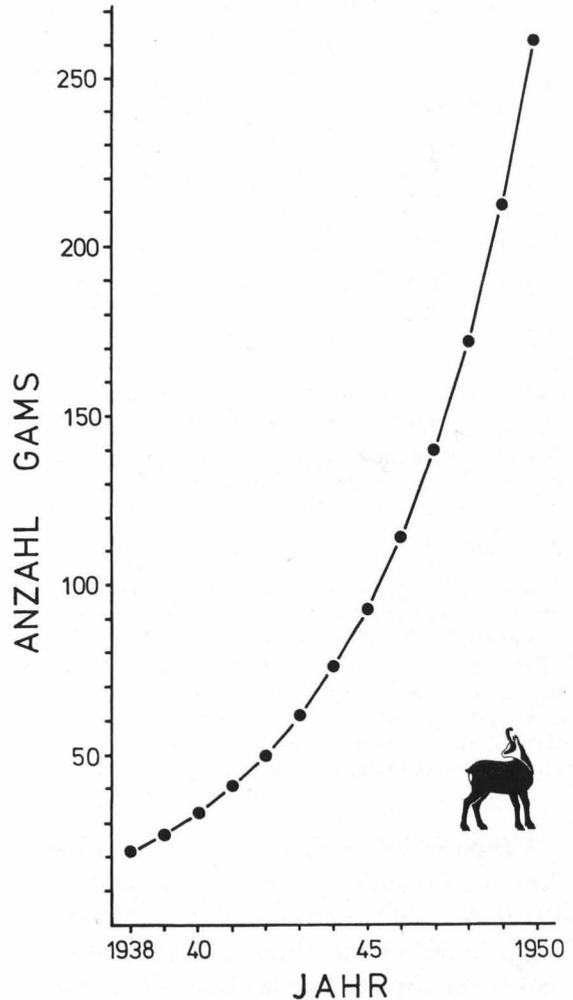


Abb. 14 Wahrscheinliche Entwicklung der Schwarzwaldpopulation nach dem Aussetzen. Anfangs wuchs der Bestand um jährlich rund 23 Prozent. Die Umwelt wirkte noch nicht begrenzend.

zeigen dann einige Veränderungen ihrer Dynamik, die wir an den Geburten näher betrachten. In jeder Gamspopulation wird im Frühjahr eine bestimmte Zahl von Kitzen geboren. Wieviele das sind, hängt von der Anzahl, Altersverteilung und Kondition der Muttertiere ab. Bei bester körperlicher Verfassung (Kondition) können sogar einige zweijährige Geißen schon Kitze setzen. Diese Geißen werden als Jahrlinge beschlagen. Viele Jäger begegnen dieser Aussage mit ungläubigem Kopfschütteln, weil sie dies nicht aus ihrem Erfahrungsbereich bestätigen

können. Es wurde aber inzwischen in mehreren Populationen nachgewiesen, daß bei guter Kondition Jahrlinge beschlagen werden können. Geißen im Alter von vier bis elf Jahren zeigen die höchste Vermehrungsleistung. Sind sie gut konditioniert, so setzen sie jedes Jahr ein Kitz. Geißen über zwölf Jahre sind in ihrer Vermehrungsleistung mit dreijährigen vergleichbar. Man kann annehmen, daß sie

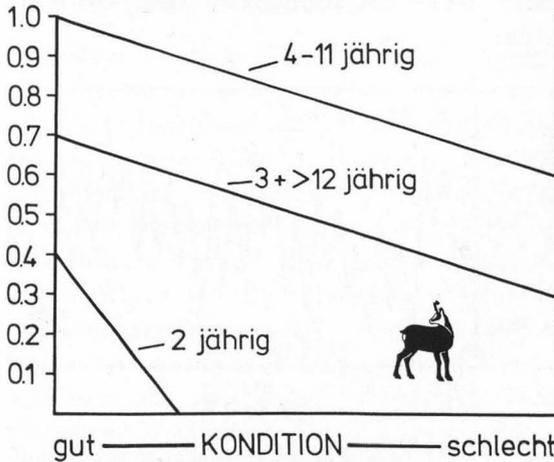


Abb. 15 Zusammenhang zwischen Vermehrungsleistung und Kondition der Gamsgeißen. Bei bester Kondition werden Jahrlingsgeißen geschlechtsreif und bringen im nächsten Jahr ein Kitz. Die höchste Vermehrungsleistung haben mittelalte Geißen.

bei guter körperlicher Verfassung zu 70 Prozent ein Kitz bringen. Für alle Gamsmütter ist nur eines sicher: Bei abnehmender Kondition sinkt ihre Vermehrungsleistung, werden weniger Kitze geboren.

Abbildung 15 zeigt ein Schema des Zusammenhangs zwischen Geburten und Kondition. Wächst eine Population, so fressen immer mehr Tiere von der verfügbaren Nahrung. Die Ernährungssituation der Einzeltiere wird dabei immer ungünstiger. Die Kondition der Tiere sinkt und damit nehmen die Geburten ab. Der Vorgang läßt sich auch umkehren: Nimmt die Population ab, so fressen immer weniger Gams von der Nahrung. Das Verhältnis zur Nahrung wird günstiger und die Kondition der Gams steigt. Es werden wieder mehr Kitze geboren.

Kontrolle durch negative Rückkoppelung

Vergleichbare Erscheinungen sind in vielen dynamischen Systemen zu beobachten. Fast alle ökolo-

gischen Systeme weisen solche Phänomene auf. Man bezeichnet sie als Kontrolle durch Rückkoppelung. Das dynamische System beeinflusst dabei sein eigenes Verhalten. Die Kontrolle über negative Rückkoppelung spielt in dem, was landläufig als natürliches Gleichgewicht betrachtet wird, eine wichtige Rolle. Hier, bei Gams, erklärt es, warum eine Gamspopulation nicht in den Himmel wächst und andererseits auch nicht so leicht ausstirbt. Wir haben das Phänomen der Kontrolle durch Rückkoppelung nur am Beispiel der Geburten beleuchtet. Unser Populationssystem der Gams kennt noch weitere wichtige Rückkoppelungen. Beispielsweise ließe sich auch der Zusammenhang zwischen Kondition und Sterblichkeit als Rückkoppelungsmechanismus darstellen.

Betrachtet man die meisten Gamspopulationen über längere Zeiträume, so sieht man, daß sie einen gewissen Dichtebereich nach oben und unten nicht überschreiten. Die Vorgänge, die eine Population in relativ engen Grenzen halten, bezeichnet man als Populationsregulation. Populationsregulation ergibt sich aus mehreren negativen Rückkoppelungen. Auch die Jagd wirkt meist wie eine negative Rückkoppelung: bei hoher Populationsdichte werden viele Tiere geschossen; sind es wenig Tiere, werden meistens auch weniger geschossen. Bei Hochgebirgstieren spielt das Winterwetter eine wichtige Rolle. Bei Gams ist die Schneehöhe von großem Einfluß, denn sie schränkt den Lebensraum mehr oder weniger ein. Jedem Jäger mit Gamserfahrung ist dieser Zusammenhang hinlänglich bekannt, nicht zuletzt deshalb, weil er nach jedem strengen Winter viel Fallwild findet. Die Forschung gibt sich mit so groben Beobachtungen noch nicht zufrieden. Sie möchte dieses Geschehen besser verständlich und durchsichtiger machen. Im noch jungen Nationalpark Berchtesgaden sind Studien über die Populationsdynamik von Gams angelaufen. Das nachfolgende Beispiel erlaubt uns die Rolle des Schnees in der Populationsregulation von Gams besser zu verstehen und gibt uns gleichzeitig Einblick in einen Forschungsansatz der Wildbiologie.

Nachdem Studien zur Populationsdynamik bei langlebigen Tieren wie Gams immer schrecklich viel Zeit und Geld kosten, bedient man sich heute der

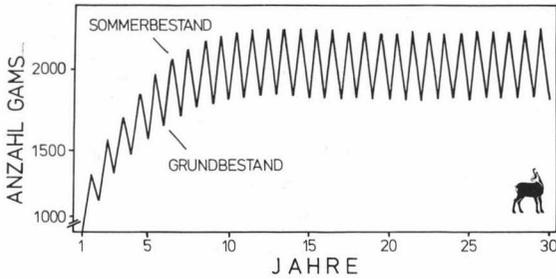


Abb. 16 Die Dynamik einer Gamspopulation wird im Computer simuliert: der Bestand wächst und spielt sich gut ein, da eine gleichbleibende Winterstrenge angenommen wird. Die Regulation erfolgt durch Geburt und Tod. Die Population wird nicht bejagt.

Computersimulation, um diesen Einschränkungen ein bißchen abzuwehren. Man versucht, die wesentlichen Merkmale einer Gamspopulation computergerecht zu formulieren und berechnet dann ihre Dynamik über die Jahre. Dabei können die einzelnen Einflußgrößen leicht variiert und in ihren Auswirkungen beobachtet werden. Angenommen, eine Gamspopulation entwickelt sich im Nationalpark Berchtesgaden. Die Umwelt, in dem Fall die Schneehöhe, bleibt für unsere Berechnung von Jahr zu Jahr gleich. Im Rechenbeispiel wurde eine Schneehöhe benutzt, die sich als Mittel aus zwanzigjährigen Aufzeichnungen ergibt. Unter diesen gleichbleibenden Bedingungen spielt sich die Gamspopulation bei einer Bestandsgröße ein und verbleibt dann in diesem Bereich. Durch die Einflüsse von Geburt und Tod entsteht ein gleichbleibendes Sägezahnmuster (Abb. 16). Man kann nun eine weitere Frage stellen. Was passiert, wenn der Winter im Durchschnitt etwas strenger ist als im ersten Beispiel? Die Überprüfung über einen Simulationslauf im Computer zeigt, daß sich die Population bei geringerer Größe einspielt.

Bisher waren dies ziemlich unrealistische Fragen und Computerspiele, wenngleich sie trotzdem sehr aufschlußreich sind. Folgende Frage ist viel realistischer: Wie verläuft die Populationsdynamik mit den in Berchtesgaden tatsächlich gemessenen Schneewerten, die von Jahr zu Jahr beträchtlich schwanken? Zur Überprüfung wird die gut eingespielte

Population der Abbildung 16 als Ausgang genommen und in den nächsten zwanzig Jahren wirken auf diese Gamspopulation jene Schneehöhe ein, die von 1960 bis 1980 gemessen wurden. Das Ergebnis ist eine beträchtliche Unregelmäßigkeit in den jährlichen Bestandsbewegungen (Abb. 17). Man erkennt beispielsweise, daß besonders strenge Winter die Population stark zehnten und es einige Jahre dauert, bis sie ihre ursprüngliche Höhe wieder erreicht.

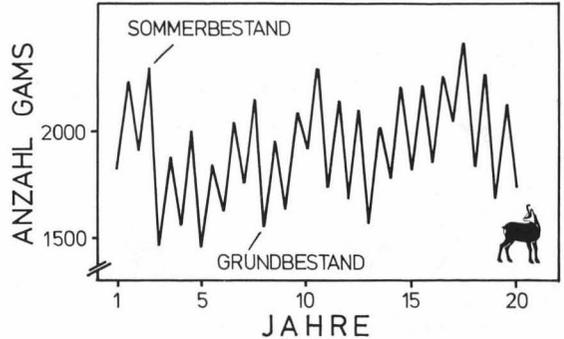


Abb. 17 Auf die Gleichgewichtspopulation von Abb. 16 wirken unterschiedlich strenge Winter ein. Die Populationsdynamik wurde mit jenen Schneedaten simuliert, die in Berchtesgaden zwischen 1960 u. 1980 gemessen wurden.

Solche Studien eröffnen uns neue und tiefe Einblicke in das Verhalten von Populationen. Der schwierigste Teil dabei ist nicht, wie man vielleicht annehmen könnte, die Computerarbeit, sondern die mühsame Geländearbeit an der Population selbst, wo die Daten über Geburten, Abgänge, Wanderungen oder Kondition zusammengetragen werden müssen. Erst dann, wenn solche Computersimulationen ausreichend auf verlässlichen Daten aufbauen und nicht nur auf Annahmen, die man aus den Fingern saugen kann, können die Ergebnisse Glaubwürdigkeit erreichen.

Management von Gamspopulationen

Sofort stellt sich die Frage, was denn dieses angelsächsische Wort „Management“ mit Gams zu tun haben könnte. Es stammt nämlich aus dem amerikanischen bzw. englischen „Wildlife Management“ und findet in seiner Übersetzung „Wildtier-Management“ mehr und mehr Eingang in die deutsche

Sprache. Zugegeben, es wäre besser ein treffendes deutsches Wort dafür zu verwenden. Das Problem ist lediglich: wir haben keines. Jagdliche Aufgaben sind dabei nur ein Teil des übergeordneten und umfassenderen Begriffes Wildtiermanagement. Man versteht darunter: Wildtier-orientierte Ziele zu definieren und diese durch Maßnahmen an den Wildtieren und deren Lebensraum, sowie durch die Lenkung von Menschen anzusteuern.

Wildtier-orientierte Ziele fallen in drei Kategorien, den Schutz, die Nutzung und die Kontrolle von Wildtierpopulationen. Auf Gams bezogen, wären entsprechende Beispiele: Schutz und zahlenmäßige Vermehrung von kleinen, gefährdeten Gamsbeständen; die jagdliche Nutzung von Gams und schließlich die Kontrolle von Gamsbeständen dort, wo sie Schaden an ihrem Lebensraum anrichten. In diesem sehr breit angelegten Artikel über Gams greifen wir nachfolgend einige Beispiele heraus, und zwar aus verschiedenen Vorkommen unter weitgehend verschiedenen Voraussetzungen. Damit soll auch einem Leser, der mit Gamswild eigene, in der Regel lokal begrenzte, Erfahrung hat, das Spektrum der möglichen Probleme angedeutet werden.

Schutz von Gamspopulationen

Wer als Bergsteiger in den Alpen unterwegs ist, kennt auch Gams und meist kennt er auch Gebiete mit größeren Gamsrudeln. Das ist ein erfreulicher Zustand, denn diese Bergtierart ist in großen Bereichen ihres Vorkommens nicht bedroht. Der Lebensraum von Gams, das Hochgebirge, ist im Gegensatz zu vielen tieferen Lagen nicht so sehr durch Menschenhand verändert worden, als daß Gams dadurch die Lebensgrundlagen zerstört worden wären. Allerdings ist die Bejagung von Gams nur bis zu einem gewissen Grad möglich, danach verschwinden die Tiere bis auf geringe Reste oder sterben örtlich ganz aus. In den italienischen Alpen gibt es heute noch einige Gebiete, in denen durch zu großen Jagddruck nur ganz wenige Tiere leben. Meist ist dies ein Problem der jagdlichen Traditionen und der jagdrechtlichen Bestimmungen. Die Hoffnung ist berechtigt, daß einige dieser Gebirgszüge in Zu-

kunft wieder mehreren Gams Lebensraum bieten werden als heute.

Die in ihrer Erscheinung ganz außergewöhnlichen Abruzzengams sind derzeit mit etwa 400 Tieren auf den Nationalpark der Abruzzen begrenzt. Eine freizügige und wenig aufgeklärte Jagd mit brackenähnlichen Hunden sorgt dafür, daß die großen Kalkhochgebirge außerhalb des Nationalparks gamsleer bleiben. Mancher Bergsteiger hat auf einer Italienreise das Massiv der Majella besucht. Es liegt in Sichtweite der Berge des Nationalparks, ist ausgezeichnete Gamslebensraum, jedoch frei von Gams.

Der Schutz gefährdeter Populationen ist, wie so oft, nicht ein ökologisches, sondern ein menschliches Problem. Viel Aufklärungsarbeit muß noch geleistet werden, um Jäger und auch Wilderer davon zu überzeugen, daß es auf lange Sicht besser ist, die einzeln auftauchenden Gams nicht sofort abzuschießen, sondern sie als Begründer einer bejagbaren Population leben zu lassen.

Das dinarische Gebirge in Jugoslawien türmt sich weit unten, in Montenegro, noch einmal zu einem beeindruckenden Bergstock, dem Durmitor-Massiv auf. Vor einigen Jahrzehnten lebten dort noch viele Gams. Durch lokalpolitische Veränderungen mit dem Bestreben, einer zentralistischen Lenkung zu entgehen, schnellte die Wilderei empor. Ähnliche Erscheinungen als Ausdruck menschlichen Freiheitswillens kennen wir auch aus unserer eigenen Geschichte. Die Folge war eine nahezu völlige Ausrottung der Gams. Heute leben in dem 1979 gegründeten Nationalpark Durmitor möglicherweise noch 150 Gams. Einer der Autoren, von der UNESCO als Berater dorthin entsandt, sah bei einwöchiger Suche nicht mehr als 10 Gams. Dabei lag, es war Oktober, leichter Spurnschnee, man hätte zumindest die Fährten gesehen. Auffallend war, daß die Tiere auf eine Entfernung von eineinhalb bis zwei Kilometern bereits kopflos über Felsbänder und Felsrücken, über Geröllfelder und Grate flüchteten. Sie waren schier nicht zu beruhigen. Solche Reaktionen sind die Folge langjähriger, wilder Jagd.

Durch den Nationalpark und eine wirksame Nationalparkaufsicht wird es gelingen, Wilderei so gut

wie auszuschalten und die Jagd soll auf absehbare Zeit eingestellt werden. Wie schnell kann sich dieser Gamsbestand erholen? Da man das Wachstumspotential einer Gamspopulation heute ganz gut kennt, ist es möglich, die Grenzen einer Entwicklung für die nächsten zehn Jahre grob abzuschätzen. Wir gehen dabei von folgenden Überlegungen aus:

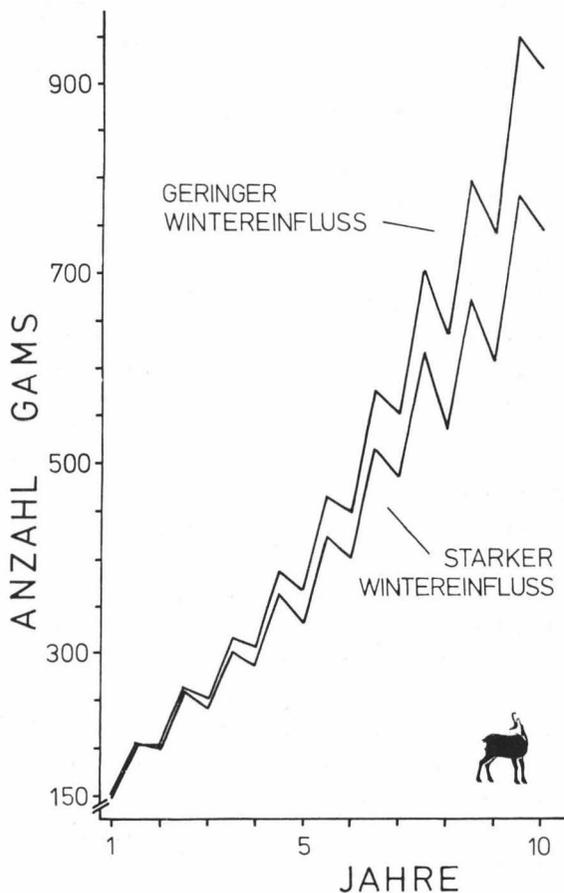


Abb. 18 Mögliche Entwicklung der Gams im Nationalpark Durmitor nach Abstellung der Wilderei. Innerhalb von zehn Jahren erreicht die Population nur einen Bruchteil des Fassungsvermögens. Die Simulationsläufe zeigen Varianten bei mildem und strengem Winterwetter. So kann man die wahrscheinlichen Grenzen der Entwicklung abschätzen.

Das Fassungsvermögen des Durmitor-Massivs für Gams ist rund 2000 Tiere. Die verbliebene Restpopulation von 150 Tieren wächst zehn Jahre unbejagt und ohne Wilderei. Die Vermehrung der

Tiere ist anfangs recht groß, da Nahrungskonkurrenz noch minimal ist. Über das Gebiet liegen einige klimatologische Angaben vor, doch ist es noch nicht gut möglich, den Einfluß des Durmitor-Winters auf die Gams vorauszusagen. In einer Computersimulation werden deshalb zwei Varianten gerechnet, die sich lediglich in der Wirksamkeit des Winterwetters unterscheiden (Abb. 18). Bei nur geringer Wirksamkeit des Schnees gibt es nach zehn Jahren etwa 900 Gams. Spielt der Winter eine große Rolle, insbesondere beim Überleben der Kitze, so gibt es nach zehn Jahren nur rund 750 Gams. Damit sind die ungefähren Grenzen für die Entwicklung dieser Gamspopulation aufgezeigt, wirksamer Schutz vorausgesetzt.

Nutzung von Gamspopulationen

Bei Gams versteht man unter Nutzung im allgemeinen Jagd. Nicht unbedingt für jeden Gamsjäger, wohl aber für jeden, der sich mit Fragen der jagdlichen Planung bei Gams befaßt, ist eine Grundkenntnis über den Zusammenhang zwischen jagdlicher Entnahme und Populationsdynamik wichtig. Die Vorstellungen, mit denen man in Ländern oder einzelnen Revieren an die Gamsjagd herangeht, sind so unterschiedlich, daß hier ein Überblick gar nicht erst versucht werden soll; zur Illustration sind nur einige Extreme herausgegriffen: Da gibt es konservative, sorgsam gehütete Gamsjagden am Alpennordrand, im Allgäu oder im Karwendel, in denen nur gelegentlich eine Geiß geschossen wird. Die Jagd beschränkt sich absichtlich nur auf Böcke, von denen am liebsten jeder zehnten Jahre oder älter sein soll. Demgegenüber stehen der Kanton Graubünden, ein Kanton, in dem die Gamsjagd — wie es dort heißt — nicht nur eine lange Tradition kennt, sondern der Anteil der Bevölkerung an der herbstlichen Hochjagd weitaus größer ist als in Bayern oder Österreich. Die Rolle dieser nur vierzehn Tage dauernden Hochjagd im Denken und Leben der Bündner Bevölkerung ist ungleich größer als in den meisten anderen Teilen der Alpen, in denen nur ein sehr kleiner Prozentsatz der Gesamtbevölkerung an der Jagd teil hat. Die Zahl der Jäger wirkt sich zwangsläufig auf die Strecke aus. Dreimal so viele Böcke werden erlegt als Geißen. Sehr bezeichnend

ist die Altersverteilung der Böcke (Abb. 19a). Die meisten Tiere fallen schon im zweiten Lebensjahr. Über 90 Prozent der gestreckten Böcke sind unter fünf Jahre alt. Eine Altersverteilung für in Bayern erlegte Böcke zeigt Abbildung 19b. Der sehr hohe Anteil von alten Böcken — ein Großteil der erlegten Böcke ist älter als fünf Jahre — schlägt sich

Tiere anfallen soll. Gewünscht wird dies nämlich auch dort, wo die meisten Tiere schon in zu jungen Jahren geschossen werden.

Dem Wunsch nach älteren Tieren kann mit einem bestimmten Altersaufbau in der Population entsprochen werden. Ein Altersaufbau einer Gamspopulation mit Tieren beiderlei Geschlechts bis in hohe Altersklassen hat auch weitere Vorteile. Er entspricht nämlich weitgehend den sozialen Bedürfnissen der Tiere in einer Population und ist jenem Bild nahe, das in natürlichen Populationen vorgefunden wird, in denen der Mensch nicht eingreift. Man könnte den Abschluß in Graubünden umstellen auf eine nachhaltige Strecke von älteren Böcken, zum Wohle der Gams und zum Nutzen der Jäger. Das erfordert aber eine mehrjährige Übergangsphase mit jagdlicher Zurückhaltung, in der ein genügender Anteil der Population in ältere Altersklassen wächst. Danach kann der Abschluß wieder angehoben werden. Solche Änderungen herbeizuführen sind aber nicht Sache eines Einzelnen, sondern vielmehr das Produkt demokratischer Entscheidungen und langwieriger Lernprozesse, so daß die Durchführung trotz des Willens und der Einsicht Einiger so schnell nicht zu bewerkstelligen ist.

Ebenso kann keine Faustzahl für die nachhaltige jagdliche Nutzung einer Gamspopulation gegeben werden. Die einen vertragen mehr, die anderen weniger. Anders als bei dem wintergefütterten Rotwild, bei dem der Mensch natürliche Winterverluste so gut wie ausgeschaltet hat, sind Winterverluste bei Gams die Regel. Die Winterverluste bei Gams können gar nicht vermieden werden und sie sollen im übrigen auch nicht völlig ausgeschaltet werden. Bei entsprechender Bejagung kann zwar längerfristig gesehen, ein Teil der Winterverluste vorweggenommen oder verhindert werden, ein gewisser Rest aber nicht. In gewissem Umfang addieren sich deshalb jagdliche Eingriffe und Winterverluste in der Populationsregulation. Aus diesen Gründen ist die nachhaltig mögliche Nutzungsrate einer Population relativ gering, wiederum im Vergleich zum Rothirsch.

Die Folgen jagdlicher Nutzung in Populationen, die sich lediglich im Wirkungsgrad des Winterwetters unterscheiden, ist nachfolgend an einem Beispiel

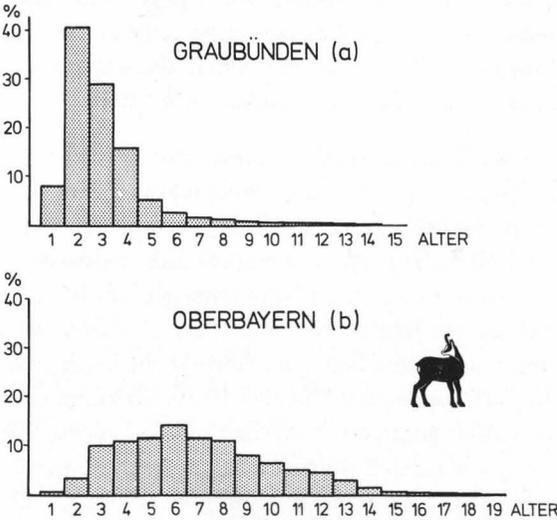


Abb. 19 a + b Altersverteilung der Bockstrecke in Graubünden (a) und Oberbayern (b). In Graubünden ist der Jagddruck viel höher.

zwangsläufig im Altersaufbau der Population nieder. Während in Graubünden durch den sehr hohen Abschluß in den jungen Altersklassen die älteren Böcke praktisch ausgerottet werden, hegt man sie in Bayern ganz bewußt, um sie erst dann zu strecken, wenn sie voll ausgewachsen sind.

Was nun richtig ist, wie man sich in der jagdlichen Planung am besten verhält, ist eine oft gehörte und berechtigte Frage. Zuerst einmal: Es gibt kein Patentrezept, es gibt keine überall gültige Antwort. In erster Linie ist es eine Frage der Zielsetzung, und die sieht anders aus in großen Privatrevieren, in kleinen Gemeindejagden, in Staatsforstrevieren oder gar einem Patentjagdkanton. Als zentralen Kern einer Zielsetzung vermag man wohl eines zu erkennen, alle wollen nämlich einen vitalen und produktiven Gamsbestand, der jagdlich genutzt werden kann, wobei eine nachhaltige Strecke älterer

zeigt. Jene Population, die sich in Abbildung 16 ohne Bejagung bei knapp über 1800 Tieren eingestellt hat, wird in einem Simulationslauf einer Nutzung von jährlich 180 Stück ausgesetzt. In der Folge nimmt die Population ab und pendelt sich bei einer Gleichgewichtsdichte von etwas über 1600 Individuen ein (Abb. 20a). Daraus ersehen wir zweierlei: Eine jagdliche Nutzung stellt eine Population auf eine Größe ein, die unter jener liegt, die ohne jagdliche Nutzung möglich wäre. Als zweites erkennt man, daß ein Abschluß in dieser Größenordnung von der Population verkraftet werden kann und demnach nachhaltig möglich ist.

Nächstes Computer-Experiment: Bei gleichen Ausgangsbedingungen, gleicher Populationsgröße und gleicher jagdlicher Nutzung wird nur der Wir-

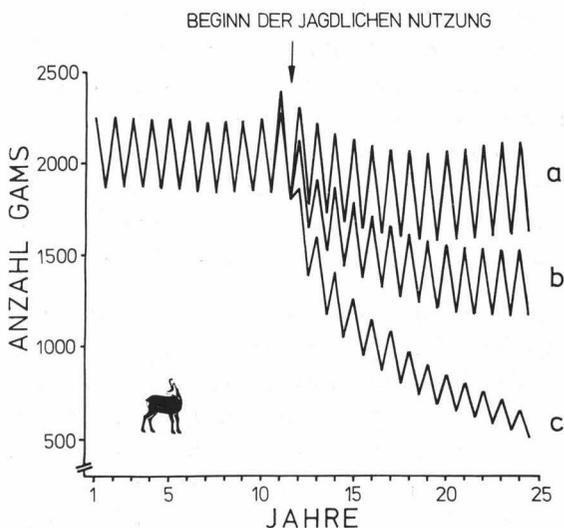


Abb. 20 a+b+c Gamsjagd im Computer: Eine unbejagte Gamspopulation (aus Abb. 16) wird in einem Abschluß von jährlich 180 Stück ausgesetzt. Böcke und Geißen werden zu gleichen Anteilen geschossen. Die Population findet bei einem Grundbestand von rund 1600 eine neue Gleichgewichtsdichte (a).

Im nächsten Lauf wird nur die Schneehöhe etwas erhöht; wiederum werden jährlich 180 Tiere geschossen. Die Population sinkt auf eine Gleichgewichtsdichte von etwas über 1100 Tieren (b).

Im dritten Simulationslauf wird der Schnee nochmals erhöht. Nun verkraftet die Population dieselbe Nutzung von 180 Tieren nicht mehr; sie stirbt aus (c).

(Bei Varianten mit mildem Wetter steigt der Zuwachs und deshalb kann der Sommerbestand anfangs über den der Ausgangspopulation gehen.)

kungsgrad des Schnees verändert. Die Wintersterblichkeit der Tiere ist etwas höher, dadurch wird die Kondition der Gams gedrückt. Das Beispiel zeigt eine kontinuierliche Abnahme der Population von rund 1800 Tieren auf 1170 innerhalb von 15 Jahren (Abb. 20 b). Hier pendelt sie sich zu einem neuen Gleichgewicht ein. Im dritten Schritt wird die Schneehöhe noch weiter erhöht. Nun verkraftet die Population einen Abschluß von jährlich 180 Stück nicht mehr, sie würde aussterben, zumindest im Computer, ließe man das Simulationsexperiment noch einige Jahre weiterlaufen (Abb. 20 b).

Die Simulationsläufe führen uns deutlich vor Augen, warum es keine Patentantwort auf die Frage der Höhe einer möglichen Nutzung gibt. Sehr vitale Populationen in klimatisch nicht zu strengen Bereichen, in denen die Schwankungen des Winterwetters von Jahr zu Jahr nicht allzu groß sind, vertragen die größte Nutzung. Schneereiche Lagen, wie die Gebirgszüge am Alpennordrand, vertragen eine wesentlich geringere Nutzungsrate. So gesehen hat die geschilderte Bejagungsweise im sehr schneereichen Allgäu schon seinen sachlichen Hintergrund, wenn dort kaum Geißen geschossen werden.

Ein besonderes Problem stellt der bewußte Verzicht auf jagdliche Nutzung dar, wie es beispielsweise in Nationalparks (Nationalpark Abruzzen, Schweizerischer Nationalpark) der Fall ist. Der Zielsetzung von Nationalparks zufolge sollen natürliche Prozesse erhalten und möglichst nicht durch menschliche Eingriffe gestört werden. Darin liegt ein Grund für die große Bedeutung von Nationalparks. Verständlicherweise geht dies nicht immer glatt. Einmal sind Nationalparke Inseln in der sonst nach allen möglichen Gesichtspunkten ausgebeuteten Landschaft und zum anderen werden sie gelegentlich dort errichtet, wo zuvor ganz andere Zielsetzungen verfolgt wurden. So war das Gebiet des Nationalparkes Berchtesgaden über lange Jahre sorgsam gehegtes Hofjagdrevier des bayerischen Herrscherhauses und später Repräsentationsjagd des bayerischen Staatsforstes, es wurde schließlich zum Nationalpark erklärt. Daß die Bevölkerung dabei den ihr aufoktroierten Richtungswechsel nicht immer rasch akzeptiert, war zu erwarten.

VERBREITUNG von GAMS in BAYERN

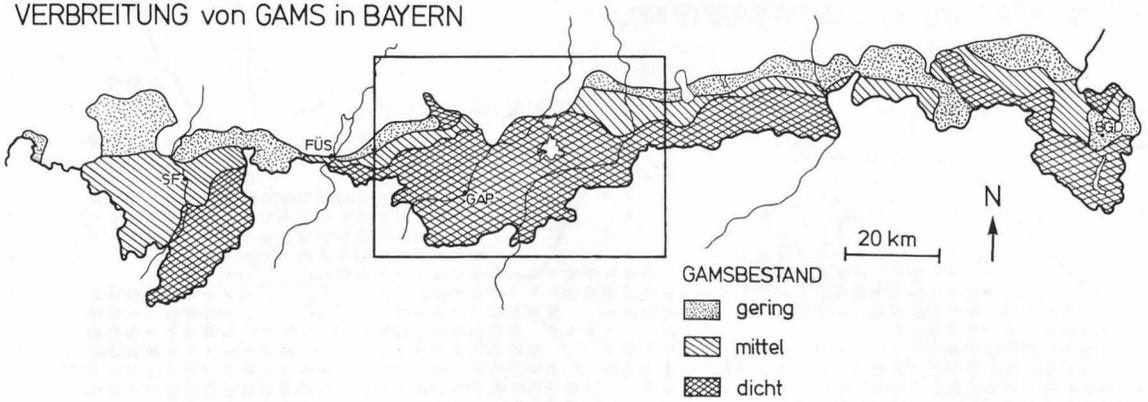


Abb. 21 Verbreitung von Gams in den bayerischen Alpen. Die drei Dichtestufen wurden aus den langjährigen Abschüssen der Reviere berechnet (GEYER 1982)

Kontrolle von Gamspopulationen

Zu diesem Punkt ist glücklicherweise nicht allzu viel zu sagen, da Gams in weiten Teilen ihres Vorkommens eine wenig problematische Schalenwildart sind. Die Kontrolle von Gams aus Schadensgründen ist in einigen felsarmen oder gar felsfreien Waldgebirgen eine Aufgabe wegen der forstlichen Schäden. In solchen Gebirgen sind in mehreren Bereichen der Alpen in den letzten Jahrzehnten beachtliche Bestände von sogenannten Waldgams herangewachsen. Möglich war dies durch die schon länger zurückliegende Ausrottung von Wolf und Luchs, durch eine forstliche Nutzung dieser einstmals dunklen Wälder und schließlich durch eine zurückhaltende Bejagung und restriktive jagdliche Gesetzgebung. Manche dieser Waldgebiete, in denen Gams heute Problemtiere sind, gehören höchstwahrscheinlich nicht zum natürlichen Verbreitungsgebiet. In Gegenwart von Raubtieren hätten die in ihrem Fluchtverhalten auf Felsen angewiesene Gams dort keine Überlebenschance. Für das Ammergebirge in Bayern wurden modellhaft Vorschläge zur Lösung dieses Problems ausgearbeitet (SCHRÖDER und v. ELSNER 1982). Einer dieser Vorschläge war die Festlegung eines geeigneten Lebensraums für Gams auf der Basis des Felsvorkommens. Nur dort, wo auch ein minimaler Felsanteil gegeben ist, der in seiner Ausdehnung zumindest einer Teilpopulation von Tieren als Fluchtterrain dienen kann und durch die Vegetation und die Felsen für die Ernährung

der Tiere auch von Bedeutung ist, soll Gamslebensraum sein. Waldgebiete, die weiter als 1000 Meter von ausreichenden Felspartien liegen, sollen nach Möglichkeit nicht als Gamsgebiet betrachtet werden. Dieses Ausscheiden eines geeigneten Gamsgebietes beschränkt diese Wildart ungefähr auf das so gut wie vollständig erhaltene natürliche Verbreitungsgebiet. Eine Notwendigkeit zur Haltung von Gams außerhalb dieses Gebietes besteht nicht. Am Beispiel der Gamsverbreitung in Bayern (Abb. 21) und den Felsvorkommen in einem Ausschnitt (Abb. 22) ist dies näher erläutert.

Parasiten und Gams

Wie alle anderen Wildtiere auch, sind Gams Wirte für eine Vielzahl von Parasiten. Die meisten Parasiten im Magen- und Darmbereich sind wenig auffällig, auffälliger schon die Veränderungen, wie sie von Lungenwürmern verursacht werden. Einem Parasiten wird wegen seines großen Einflusses auf Gams besonderes Augenmerk gewidmet. Es ist dies eine kleine Milbe, die Sarkoptes-Milbe, die jene Erscheinungen hervorzurufen imstande ist, die landläufig als Gamsräude bezeichnet werden. Sarkoptes-Milben verstehen es, in der Haut von Gams zu einem größeren Maß zu parasitieren als beispielsweise Läuse, denn sie dringen aktiv in die obersten Schichten der Haut ein. Weibliche Milben graben einen Gang in einer Geschwindigkeit von etwa

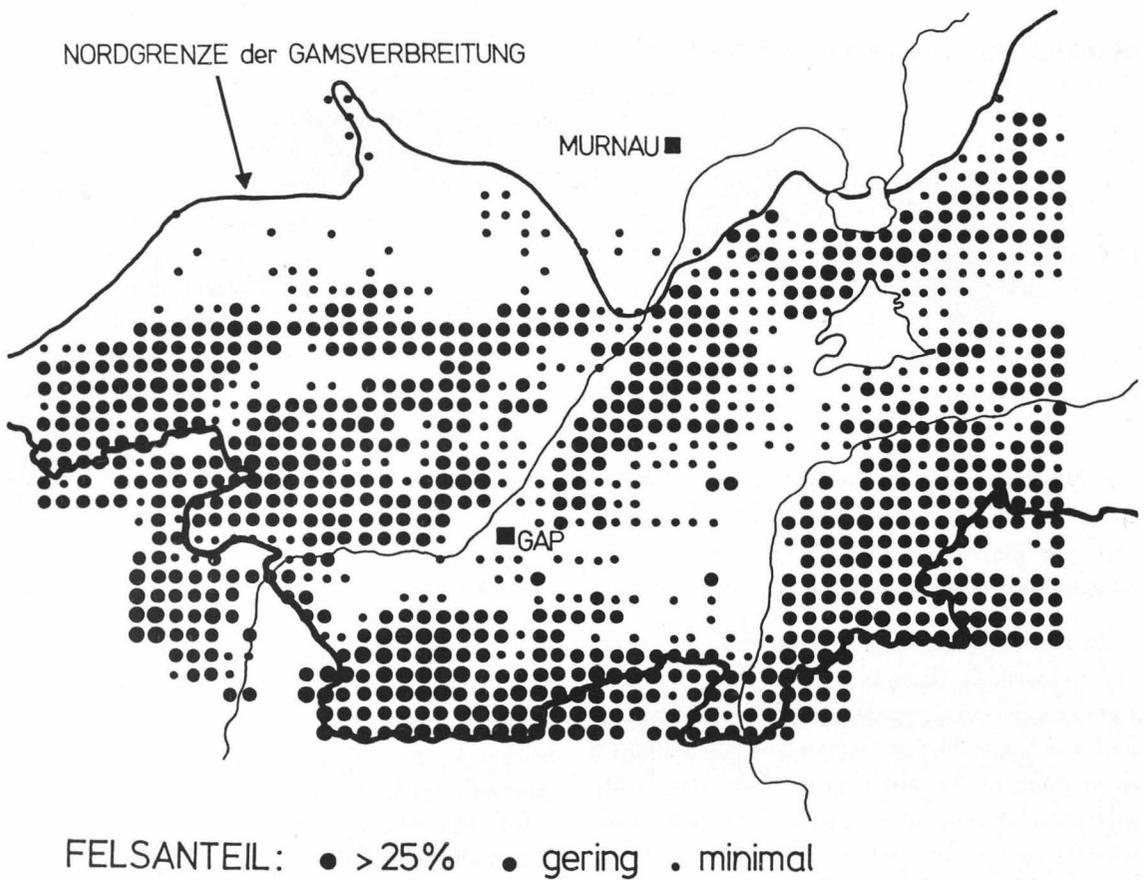


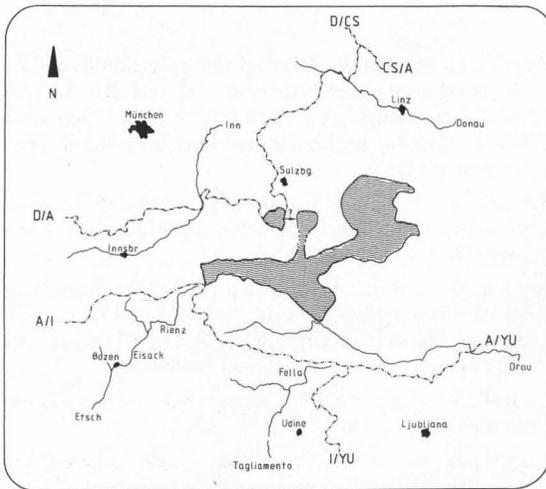
Abb. 22 Felsverteilung in einem Ausschnitt Oberbayerns. Die Nordgrenze der Gamsverbreitung hat sich in den letzten Jahrzehnten in das Vorgebirge verschoben. Felsfreie und felsarme Reviere haben heute Gams. Dort können Gams empfindlichen Schaden am Wald anrichten.

2 mm pro Tag und deponieren darin ihre Eier, etwa 1—25, bevor sie selbst in den Gängen sterben. Bei entsprechender Erkrankungsbereitschaft des Wirtes führt dies zu heftigem Juckreiz, Hautentzündungen und schließlich zu den typischen großflächigen veräudeten Stellen der Haut. Aufzeichnungen über diese Parasitose finden wir schon in sehr alten Gamsbüchern. Bemerkenswert ist lediglich, daß sich die Gamsräude in den letzten Jahrzehnten weit verbreitet hat.

In einer Forschungsarbeit zu diesem Thema hat Christine MILLER die Räudeverbreitung für 1917 anhand von Aufzeichnungen rekonstruiert (Abb. 23). Eine neuere Räudekarte zeigt den Stand zu Beginn der 80er Jahre (Abb. 24). Die Seuche dehnte sich von den alten Räudegebieten in viele neue Gebirgszüge aus. In Bayern stieß sie nach

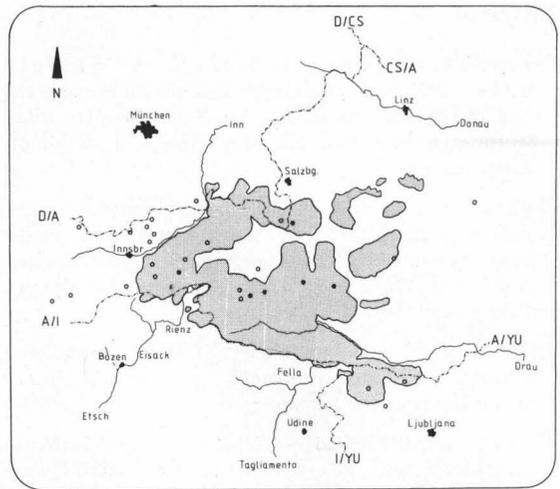
Westen bis zum Inn vor. In den letzten Jahren eroberte sie die bisher räudefreien Gebiete in Slowenien und Südtirol. Die herkömmlichen Vorbeugungsmaßnahmen, der Abschluß von Tieren mit sichtbaren Erkrankungen, erwies sich als wirkungslos und wird von der jüngsten Forschung auch als nicht zielführend erkannt.

Neuere ökologische Betrachtungsweisen lassen die Gamsräude als ein Zusammenspiel der Populationsdynamik von Wirtstieren einerseits und der Populationsdynamik der Parasiten andererseits verstehen. Kennzeichnend für dieses System aus zwei verschiedenen Arten ist die Möglichkeit eines multiplen Gleichgewichtes. Grundsätzlich gibt es die Möglichkeit einer Koexistenz bei hoher Wirtsdichte und nur geringer Parasitendichte. Unter bestimmten Umständen, deren Bedingungen die Forschung der-



VERBREITUNG DER GAMSRAUDE IM ALPENRAUM STAND 1917
 M 20 40 60km ——— Landesgrenze ——— Fluß ■ Räudegebiet

Abb. 23 Verbreitung der Gamsräude um 1917. Um 1870 nahm sie ihren Ausgang in den Grenzbergen zwischen Steiermark und Kärnten. Sengsengebirge, Rottenmann-Tauern und vermutlich auch Berchtesgaden sind altes Räudegebiet (aus: MILLER 1983).



VERBREITUNG DER GAMSRAUDE IM ALPENRAUM STAND 1981/82
 M 20 40 60km ——— Landesgrenze ——— Fluß ■ Räudegebiet

Abb. 24 Verbreitung der Gamsräude 1982. Die Seuche hat sich ausgebreitet und neue Gebirge in neuen Ländern befallen: Slowenien, Südtirol. Auch einige Steinbockkolonien sind von der Gamsräude befallen: ○ Steinbockkolonie, ● Steinbockkolonie mit Gamsräude (aus: MILLER 1983).

zeit bemüht ist aufzuklären, verlagert sich dieses Gleichgewicht sprunghaft zu einem von hoher Parasitendichte und geringer Wirtsdichte. Dann bricht — so sagen die Jäger — die Räude aus.

Sarokoptes-Milben vernichten zwar eine Gamspopulation nicht, aber sie führen zu ganz unerwünschten Verlusten. Es ist naheliegend, daß die Ausbreitung der Seuche mit der sorgfältigen Hege und dem damit gekoppelten Ansteigen vieler Gamsbestände in Beziehung steht. Es ist zu hoffen, daß in den nächsten Jahren ein wirkungsvolles Vorgehen gegen diese Krankheit gefunden wird, denn sie bedroht manchen Gamsbestand.

Dieser Beitrag über Gams entspricht in seinem Stil unserem wissenschaftsgläubigen Zeitalter. Die Betrachtung der Gams ist hier im wesentlichen nüchtern und naturwissenschaftlich. Das ist sicher nur eine Möglichkeit Gams zu sehen oder über sie zu schreiben.

Eine ganz andere ist jene Betrachtungsweise, die Gams und ihre Umwelt nicht „sehend“, sondern

„schauend“ wahrnimmt, ist jene, die nicht jede Lebensäußerung des Tieres hinterfragt und auf analytische Weise Tiere reduziert und sie in Systeme und andere gedankenstützende Schemata paßt. Diese weniger nüchterne Art Gams zu schauen ist mindestens so wertvoll und — darüber besteht bei uns gar kein Zweifel — sie ist auch schöner. Wir möchten die Tage und Wochen mit Gams draußen am Berg, oft im Schnee mit einem kleinen Bergzelt als Stützpunkt, nicht missen. Erst diese Beziehung zu Gams ist von großer Erlebnistiefe.

Literatur

- Drescher-Kaden, U. und E. A. Seifelnasr, 1975: Untersuchungen über die Nahrungswahl und mikrobielle Besiedlung des Panseninhaltes wildlebender Ruminantia. XII. Int. Kongr. d. Wildbiol. Lissabon.
- Drescher-Kaden, U., 1981: Vergleichende Untersuchungen zur Nahrungswahl von Gams und Rotwild unter besonderer Berücksichtigung der mikrobiellen Besiedlung und der Verdauungsvorgänge im Pansen. Paul Parey, Hamburg, 724 S.
- Elsner v. der Malsburg, I., 1980: Zur Raumnutzung von Gams (*Rupicapra rupicapra* L.). Dissertation Universität Heidelberg.
- Geyer, E., 1982: Gamswildverbreitung und Habitatcharakterisierung im bayerischen Alpenraum. Dipl.-Arb. Universität München.
- Jordan, H., 1975: Die botanische Zusammensetzung des Panseninhaltes beim Rot-, Reh-, Gams- und Muffelwild. Diss. Universität Wien.
- Kioroglaniadis, J., 1981: Nahrungswahl und Überlegungen zur Nahrungsnische bei Reh (*Capreolus capreolus*), Rothirsch (*Cervus elaphus*) und Gemse (*Rupicapra rupicapra* L.) im Nationalpark Berchtesgaden. Diss. Universität München.
- Knaus, W. und W. Schröder, 1975: Das Gamswild. Verlag Paul Parey.
- Kofler, H., 1981: Ökologisch-vegetationskundliche Untersuchungen zur Nahrungswahl und Konkurrenz von Gams (*Rupicapra rupicapra* L.) und Steinbock (*Capra ibex* L.) im Hochlantschstock/Steiermark. Diss. Universität Graz.
- Krämer, A., 1969: Soziale Organisation und Sozialverhalten einer Gamspopulation der Alpen. Z. f. Tierpsych. 26 (26) 889—964.
- Kuen H. und B. A. Bubenik, 1978: Botanische Pansenanalysen bei Rotwild, Rehwild und Gamswild. Beitr. z. Umweltgestaltg. Bd. A 67, Teil VI, Ergebnisse des Forschungsberichtes Achenkirch 43—60.
- Lebwald, A., 1680: Demographia oder Gamsenbeschreibung.
- Lovari, S. und C. Scala, 1980: Revision of *rupicapra* genus I. A statistical re-evaluation of Courtyer's data on the morphometry of six chamois subspecies. Bull. Zool. (47): 113—124.
- Miller, C., 1983: Gamsräude in Bayern. Dipl.-Arb. Universität München.
- Schröder, W. und G. Redlich, 1977: Untersuchungen an bayerischen Gams: I. Körpermaße und Gewichte. 2. Int. Gamssymp. Bled. S. 99—111.
- Schröder, W. und I. v. Elsner, 1982: Gams (*Rupicapra rupicapra* L.) und Gebirgswald: Vorschläge zur Jagd auf Gams in den Ammergauer Bergen. Forstwiss. Centralblatt (101 (2): 80—92.

Anschriften der Verfasser:

Prof. Dr. Wolfgang Schröder
Dr. Irmgard v. Elsner-Schack

Wildbiologie und Jagdkunde
Universität München
Amalienstraße 52
8000 München 40

Jill Schröder, M. Sc.

Biometrie und ökologische Systemanalyse
Rottstraße 32
8103 Oberammergau



Abb. 1 Ein AbruZZen-Gams mit der typischen Hell-Färbung an Hals und Schulter. Die Kruken sind länger als bei Alpen-Gams.

(Foto: S. Lovari)



Abb. 2 Gams im Winterkleid. Mit den spreizbaren Hufen sinken die Tiere im Schnee nicht weit ein. Im Schnee können sie sich besser fortbewegen als andere Huftiere. (Foto: H. Eisl)



Abb. 3 Geißen nach dem Haarwechsel im Frühsommer mit wenige Wochen alten Kitzen. Den Geißen sind die Strapazen des letzten Winters noch deutlich anzusehen. Nun zehrt auch die Ernährung der Kitze an ihren Körperreserven. (Foto: B. Georgii)



Abb. 4 Gams im Wintereinstand. Steile, südliche, felsdurchsetzte Lagen bieten auch im Winter etwas Nahrung.
(Foto: H. Eisl)



Abb. 5 Wenn Bodenvegetation nur schwer erreichbar ist, fressen Gams Nadeln, Knospen und Triebe. Im Sommer ziehen sie grasreiche Nahrung vor.

(Foto: Archiv Wildforschung)



Abb. 6 Ein Gamsbock nähert sich einer Geiß in der Brunft. Mit tiefem Kopf und kleinen Schritten versucht er ihren Individualabstand zu unterschreiten.

(Foto: Blahout)



Abb. 7 Flieden im Schnee ist besonders energiezehrend. Im Winter können Energieverluste nicht ausgeglichen werden. Skibergsteiger sollen Gams deshalb möglichst wenig stören. (Foto: R. Maier)



Abb. 8 Dieser felsfreie Gebirgszug bei Unterammergau (Bayern) ist heute von Gams besiedelt. Früher lebten hier keine Gams, das ist erst seit der Ausrottung von Wolf und Luchs möglich. (Foto: Archiv Wildforschung)



Abb. 9 Steinadler schlagen gelegentlich Kitze, seltener schon Jährlinge. Meist suchen sie nach toten Gams.
(Foto: J. Rietz)



Abb. 10 Dieses fast einjährige Gamskitz ist dem Winter zum Opfer gefallen. Ein Adler hat das tote Kitz entdeckt und seinen Brustraum geöffnet.
(Foto: Archiv Wildforschung)

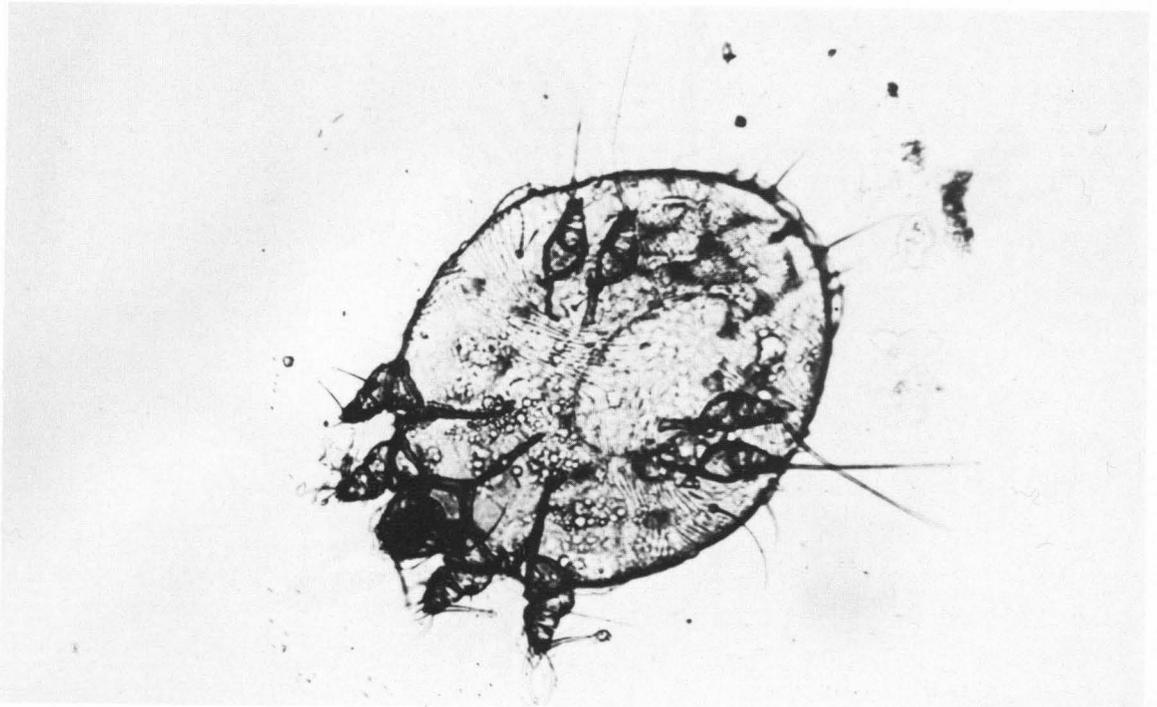


Abb. 11 Weibliche Räudemilbe, 100 mal vergrößert.

(Foto: J. Boch)



Abb. 12 Dieser junge Gamsbock ist an der Gamsräude gestorben. Am Hals und am Rücken sind die völlig ver-räudeten Hautpartien zu erkennen.

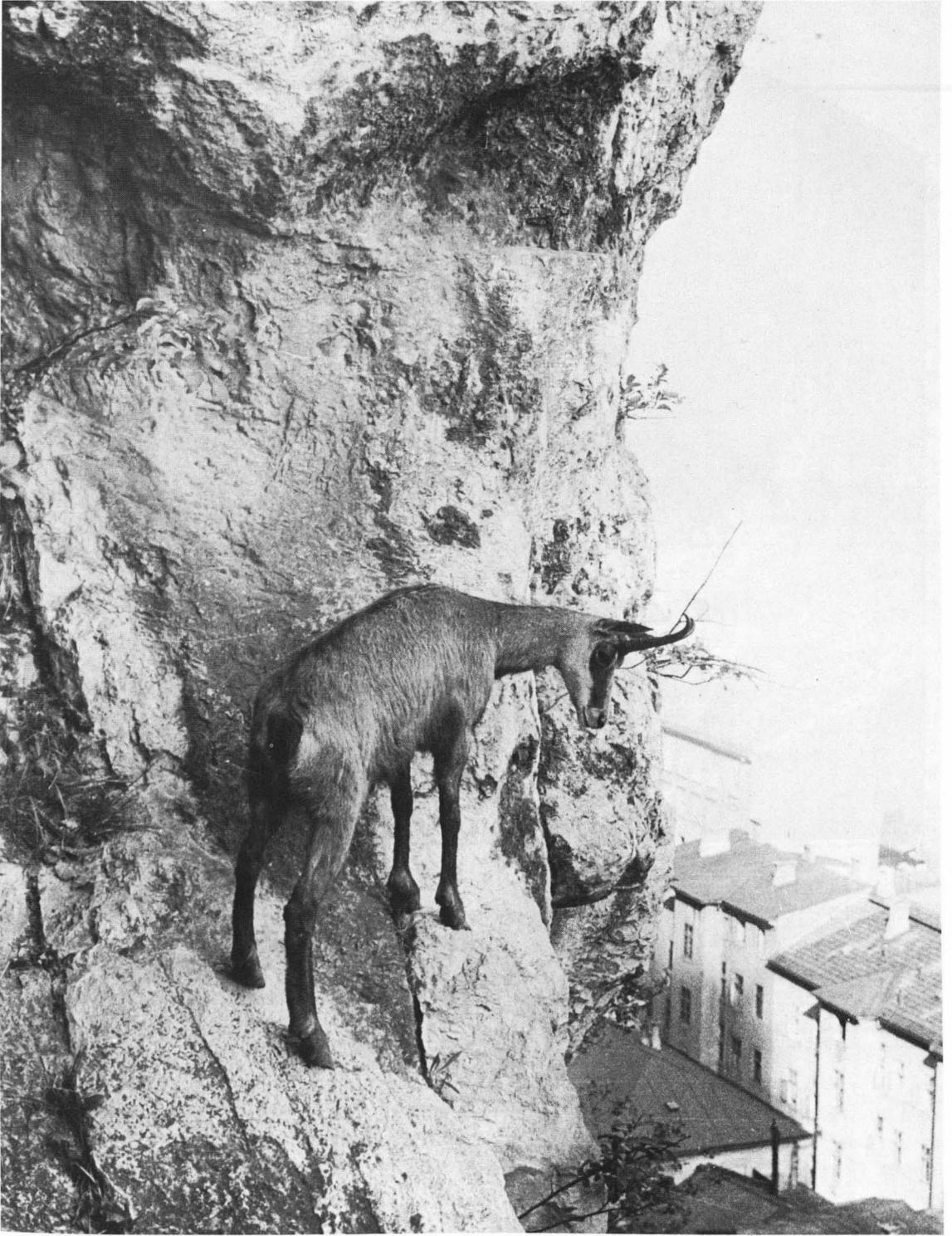
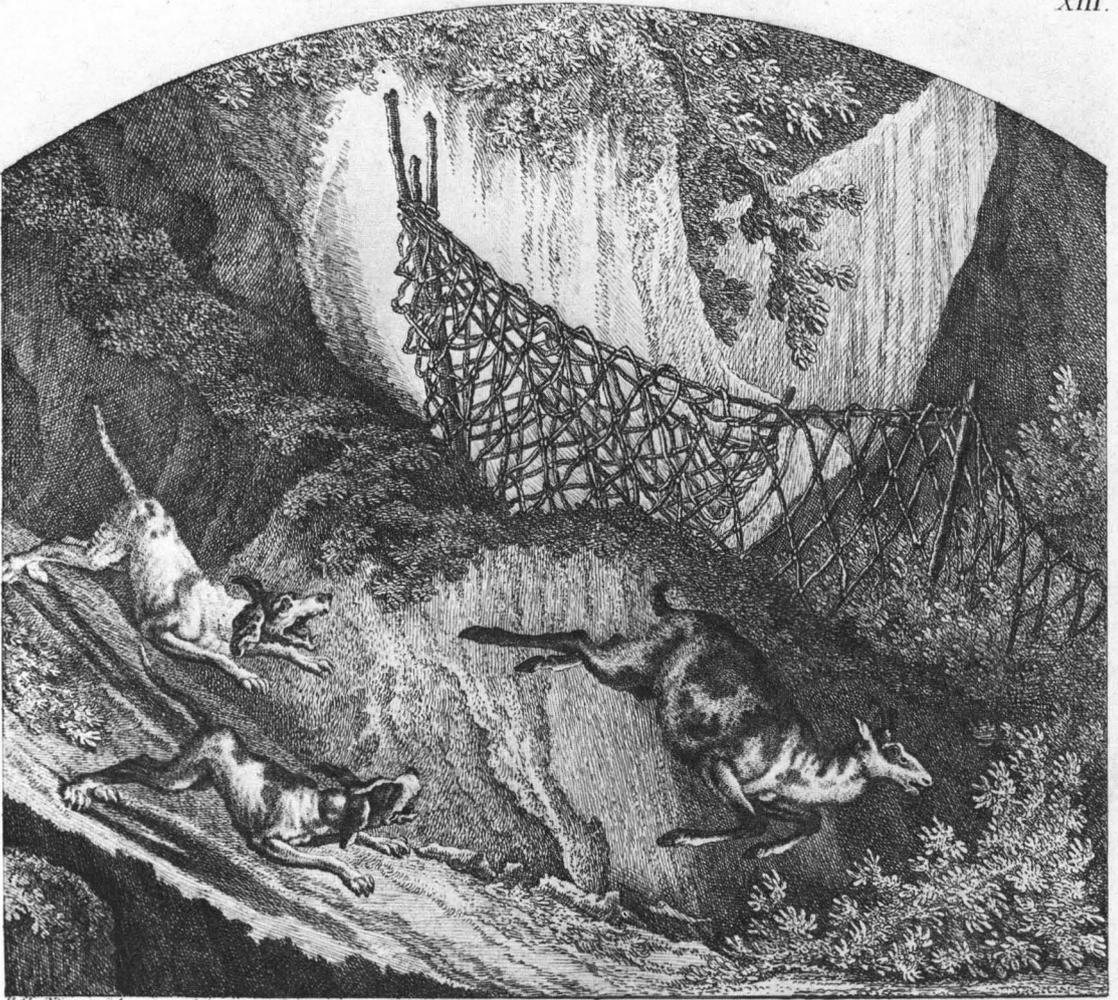


Abb. 13 Gams am Rande der Großstadt, am Kapuzinerberg in Salzburg.

(Foto: Archiv Wildforschung)



Die Gemse

Auf denen hohen Gebürgen Deutschlands, im Tyrol, in der Schweiz, im Allgäu, Kärnten, Steyrmarch halten sich diese Thiere am meisten auf, sie gehen nur selten in die ebene herab zu denen vor sie eingeschlagene Salzlecken und frischen gras, sie begeben sich aber bald wieder in die Höhe wo ihr eigentlicher aufenthalt ist, es wird von denen Jägern und Schützen mit gezogenen röhren big ihren gängen und wechseln auf sie anze = ständen zuweilen auch beschlichen und gepürschet, macht man eine ganze Jagd auf sie so ziehen die Bürg-Jäger in die Höhe hinter ihnen hin = auf und suchen sie herab zu treiben da daß die garne ihnen voryerichtet werden, das sie nirgends durchbrechen können sondern in den auf einer große ohne gerichteten Bocks-stall einlaufen müssen, hierzu werden sie sowohl durch die Treib-Leute als auch die Jagd-Hunde forciert, da sie dann oft aus dem Jagd-Schirm von der Hirschaft auf dem Lauff geschossen werden, das treiben muß durch eine menge der Leute gesehen welche von den Bürg-Jägern regiert werden, das sie sich sehr wohl schließen damit die Gemsen nicht zurücke kehren und durchbrechen, es muß auch das treiben sehr vorröchtig und ja nicht überhütet werden, dahero auch mit den Hunden nicht zu forciren ist als hiß sie schon an die Garne gebracht worden, welche auf den Bocks-stall gestellet sind da sie mit denen Jagd-Hunden völlig hinein forciert werden, außer diesem ist mit den Hunden hier nicht auszurichten als daß sie auf dem Lauff von ihnen gefangen und gewürjet werden.

U. F. C. R.

Abb. 14 Früher wurden Gams mit Hunden (Bracken) gejagt. Dadurch waren die Tiere sehr scheu und örtlich sogar ausgerottet. Diese Art der Jagd ist heute vorbei.

Das Murnauer Moos und seine Vogelwelt

Von Einhard Bezzel, Franz Lechner und Heinrich Schöpf*)

Die Landschaft des größten lebenden Moores Süddeutschlands, aber auch die leidvolle Geschichte jahrzehntelanger Bemühungen um seinen Schutz, waren schon wiederholt das Thema von Veröffentlichungen in den Jahrbüchern des Vereins zum Schutz der Bergwelt. Bereits 1925 wurde auf dem ersten Naturschutztag in München von dem bekannten unterfränkischen Ornithologen und Naturschützer Dr. Hans Stadler Antrag auf Schutz des Murnauer Moores gestellt. Am 15. März 1980, also 55 Jahre später, trat die Naturschutzverordnung für 2355 Hektar in Kraft, also nur für gut die Hälfte des Gebietes mit seinen Randlandschaften. Inzwischen haben Autobahn, umfassende Trockenlegungen von Wiesen, Freizeiteinrichtungen, Abbau von Gestein und Torf, Wege- und Straßenbau usw. ein Stück nach dem anderen einer urwüchsigen Landschaft und eines international bedeutsamen Lebensraumes für Pflanzen und Tiere abgeschnitten. Die Naturschutzverordnung stellt aber keineswegs das glückliche Ende der Geschichte dar, denn heute, 3 Jahre nach dem Inkrafttreten der Verordnung, sind die Grenzen des Schutzgebietes immer noch nicht durch entsprechende Schilder gekennzeichnet, findet Torfabbau unter Einsatz von Baggern statt, werden private Entwässerungsgräben ausgehoben, Verstöße gegen die Naturschutzverordnung nicht entsprechend geahndet, laufen Fäkalien in das Schutzgebiet, werden Pflanzen geraubt, fahren Motorfahrzeuge im Gebiet spazieren. So steht bis jetzt die Verordnung nur auf geduldigem Papier. Für den Teil der Land-

schaft außerhalb der heutigen Schutzgebietsgrenzen scheint das Ende eingeläutet: Die Nutzung wird intensiviert und ist bis unmittelbar an die Grenzen des Schutzgebiets herangetrieben. Gräben bis an die NSG-Grenze holen auch das Wasser aus den geschützten Moorflächen. Der Kampf um die Erhaltung des Murnauer Moores geht weiter. Wenn es der Einsicht nicht gelingt, kurzfristige Nutzungsinteressen zu stoppen, ist die hier vorgelegte Arbeit das erste Kapitel eines traurigen Nachrufes.

Das Institut für Vogelkunde in Garmisch-Partenkirchen hat seit 1966 planmäßig die Vogelwelt des Murnauer Moores untersucht. 1977 und 1980 wurden umfangreiche Bestandsaufnahmen und Kartierungen der Brutvögel durchgeführt, die allein rund 20 000 Einzeldaten ergeben. Die wichtigsten Ergebnisse werden hier zusammengestellt. 172 Vogelarten wurden im Murnauer Moos bis jetzt beobachtet, mindestens 106 von ihnen haben wenigstens gelegentlich hier gebrütet. 94 Arten können derzeit als regelmäßige Brutvögel gelten. In diesem Jahrhundert sind Rohrdommel, Gänseäger, Birkhuhn, Rotschenkel und Eisvogel als regelmäßige Brutvögel ausgestorben. Weitere Arten, wie z. B. Drosselrohrsänger, sind sehr gefährdet. Eine eingehende Analyse der Häufigkeit und Verbreitung der Vogelarten sowie ihre Bindung an bestimmte Biotope wird hier vorgelegt. Sie könnte der Anfang zu ökologisch fundierten und gezielten Schutzmaßnahmen sein.

*) Aus dem Institut für Vogelkunde der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau.

1. Der Lebensraum

Der hier untersuchte Landschaftsausschnitt ist näherungsweise ein Dreieck von fast 42 km², das etwa von den Gemeinden Eschenlohe im Süden, Ohlstadt im Osten, Hechendorf im Nordosten und Aschau im Westen begrenzt wird. Man könnte ihn als Murnauer Moos mit Randlandschaften bezeichnen. Im Osten durchfließt die heute weitgehend begradigte Loisach das Gebiet; daneben bestimmen hier vielbefahrene Verkehrswege das Gesicht der Landschaft, nämlich die B 2 und die Autobahn München—Garmisch, die in neuester Zeit nennenswerte Flächen beanspruchte.

Über die Landschaft des Murnauer Moooses, seine Pflanzen und Ausschnitte seiner Tierwelt liegt ein umfassendes Schrifttum vor (z. B. DINGLER 1943 und 1960, KRAEMER 1965, VOLLMAR 1947, MICHELER 1964, BEZZEL & LECHNER 1976). Immer noch zählt es zu den größten zusammenhängenden Moorgebieten Mitteleuropas mit zahlreichen ursprünglichen oder wenigstens extensiv genutzten Biotopen. Eine Vielfalt von Moortypen des Alpenrandes ist hier vertreten: Verlandungs-

moore, Streuwiesen, Quellmoore, Übergangsmoore, Schwingrasen, Hochmoore mit vollständiger Zonation. Umrahmt wird das Moorgebiet von landwirtschaftlich genutzten Grünflächen, deren Ausdehnung neuerdings zugenommen hat, aber auch von bewaldeten Bergen. Für die Vielfalt an Landschaftsstrukturen sorgen auch die bewaldeten Köchel, bis 125 m hohe Hügel aus helvetischen Kalken und Flyschsandstein (Abb. 1). Ein Moränenhügel ist der Heuemoosberg. Im Norden wird das Moor von einem Molasserücken abgeschlossen.

Hier sollen nur ganz knapp einige der für die Vogelwelt wichtigsten Elemente herausgegriffen werden. Die Abgrenzung und auch die quantitative Bestimmung der Flächenanteile einzelner Landschaftstypen ist sehr grob; Kleinstflächen, die für Vogelpopulationen jedenfalls im größeren Rahmen bedeutungslos sind, haben wir nicht berücksichtigt. Im übrigen stimmt die unter vogelkundlichen Gesichtspunkten vorgenommene Einteilung nicht unbedingt immer mit pflanzensoziologischen Gliederungen überein. Für Vögel ist die pflanzensoziologische Zusammensetzung weniger bedeutsam als



Abb. 1 Blick auf den Steinköchel. (Foto: H. Schöpf)

vielmehr die Struktur der Vegetation. Auch die Feuchtigkeit ist für viele Arten nicht so entscheidend wie man meinen möchte. Sie wirkt vielmehr in erster Linie über ihren Einfluß auf die Struktur der Vegetation. Nur relativ wenige Arten sind unmittelbar von der Feuchtigkeit des Bodens bei der Nahrungssuche abhängig, wie z. B. Bekassine, Brachvogel und Kiebitz. Sie benötigen als Nestflüchter solche Flächen, in denen die Vegetation

langsamer wächst als auf intensiv gedüngten Wiesen. Rohrsänger und Rallen sind vom Schilf abhängig, das wiederum als Struktur von hoher Bodenfeuchtigkeit bestimmt wird. Die im nachfolgenden und auf Abb. 2 dargestellten Flächenanteile der einzelnen Landschaftselemente beziehen sich auf Erhebungen im Jahre 1977. Sie haben sich in einigen Punkten unter dem Druck der Flächennutzung bis heute wieder verändert.

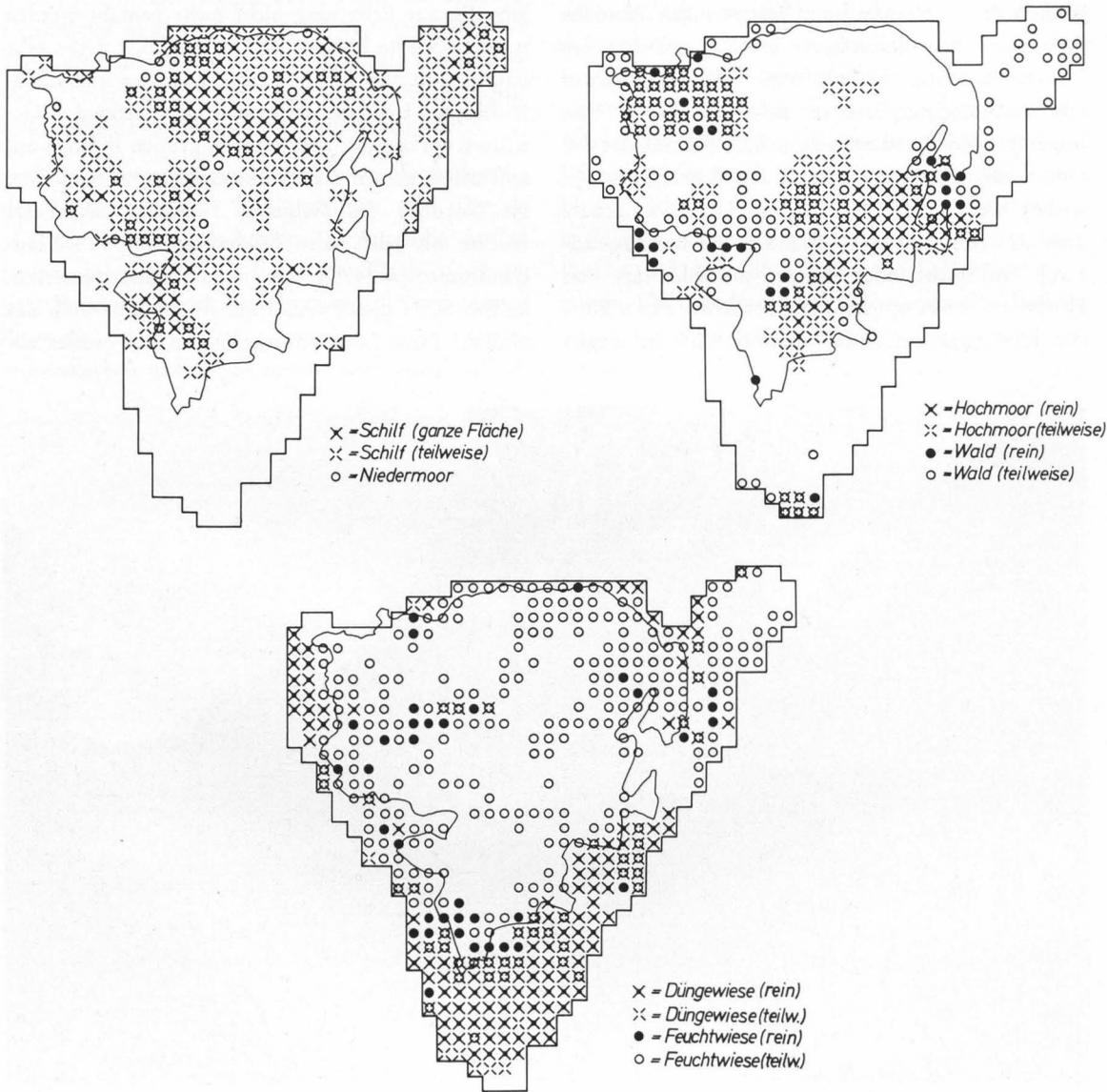


Abb. 2 Grobe Verteilung wichtiger Lebensräume im Murnauer Moos und in seinen Randgebieten. Jede Signatur entspricht einem Quadrat von 6,25 ha. Linie innerhalb des Rasterkartenausschnittes = Grenze des Naturschutzgebietes.

Hochmoore sind in verschiedenen Gesellschaften vertreten und fast immer mit der kümmerlichen Form der einstämmigen Bergkiefer (*Spirke*) *Pinus mugo* durchsetzt. Sie stellen mit die feuchtesten Teile des Gebietes dar; offene Schlenken sind meist mit weniger als 10% der Flächen vertreten. Etwas trockener sind die typischen Spirkenfilze mit wuchskräftigen und dichteren Bergkieferbeständen, in deren Schutz vor allem *Vaccinium*-Arten (Rauschbeere, Heidelbeere, Preiselbeere, Moosbeere) in großen Beständen wachsen. Von wenigen Ausnahmen abgesehen dominieren Hochmoorflächen im Nordwesten und im mittleren Teil des Gebietes mit einem kleinen Rest im äußersten Süden. Von insgesamt 669 Quadraten zu je 6,25 Hektar des der Untersuchung zugrunde liegenden Rastergitters (s. unten) weisen 162 (= 24,2%) Hochmooranteile auf; 32 von ihnen (19,8% der Hochmoorquadrate) sind mehr oder minder ausschließlich von Hochmoor bzw. Spirkenfilzen bedeckt. Etwa 90% der Rasterquadrate mit Hochmooranteilen liegen

innerhalb der Grenzen des Schutzgebietes (vgl. Abb. 2).

Streuwiesen, Verlandungsmoore sowie Übergangsmoore von wechselndem Feuchtigkeitsgrad sind für viele charakteristische Brutvögel besonders wichtige Lebensräume. Die Übergänge sind im einzelnen hier fließend. Je nach Struktur und Feuchtigkeitsgrad haben wir diese Flächen als „Niedermoores“ ausgeschieden, und zwar vor allem Groß- und Kleinsegengesellschaften und sehr nasse Wiesen, die zur Erhaltung nicht mehr gemäht werden müssen. Solche Flächen sind, wie Abb. 2 zeigt, sehr häufig auch mit Schilf bedeckt, das entweder kleinflächig am Ufer der stehenden und fließenden Gewässer vorkommt, aber auch in großen Flächen auf sehr alten, nassen Streuwiesenbrachen, insbesondere im Nordteil des Gebietes. Insgesamt ist dieser feuchte bis sehr nasse Flächentyp auf 313 Planquadraten (= 47% der Gesamtzahl) vertreten; knapp 80% dieser Quadrate liegen innerhalb der Grenze dieses Naturschutzgebietes. Ein großer zu-



Abb. 3 Ramsach im Nordteil des Murnauer Moores. In den das heute größtenteils begradigte Ufer begleitenden Weiden und Erlen brüten Fitis und Wacholderdrossel. Im Hintergrund bis zum Molasserücken lockerer Schilfbestand mit Teichrohrsänger, Rohrammer und Feldschwirl. (Foto: R. Siebrasse)

sammenhängender Komplex sehr feuchter Flächen mit Anteilen an Verlandungszonen liegt im Nordosten des Gebietes außerhalb des Naturschutzgebietes, aber innerhalb der Grenzen des vorläufig noch bis 1984 bestehenden Landschaftsschutzgebietes.

Unter Feuchtwiesen haben wir Flächen zusammengefaßt, die heute als Streuwiesen einmal im Jahr gemäht werden und verschiedenen Pflanzengesellschaften zuzuordnen sind (z. B. *Carex-elata*-Streuwiesen). Zur Abgrenzung vom vorstehenden Flächentyp ist geringere Feuchtigkeit und extensive Nutzung maßgebend. 298 Planquadrate weisen diesen Flächentyp auf (= 44,5% der Gesamtzahl); etwa 66% davon liegen im Naturschutzgebiet.

Die trockensten Grünflächen, heute als mehrmahlige Wiese oder/und Weide genutzt, sind hier als „Düngewiesen“ ausgeschieden. Ihr Anteil hat in den letzten Jahrzehnten als Folge von Flurbereinigung und Dränagen stark zugenommen. 159 Planquadrate (= 23,7% der Gesamtzahl) weisen Düngewiesenflächen auf, viele davon sind ausschließlich

diesem Typ zuzuordnen. Weniger als 5% von ihnen liegen im Naturschutzgebiet. Wie Abb. 2 zeigt, konzentrieren sich die wichtigsten heute intensiver genutzten Grünländereien im Süden und Nordwesten des Gebietes.

Ein sehr wichtiger Lebensraum für viele Vogelarten sind Baumbestände. Bruchwaldtypen finden wir an den Übergangs- und Hochmoorrändern besonders im Bereich der Köchel. Auf den Randhängen der Hochmoore dominiert die Fichte in natürlichen Fichtenmoorwaldgesellschaften. Fichtenforste dagegen kommen auf einigen Köcheln und an den Randbergen vor. Spirkenbestände bedecken vor allem die trockeneren Hochmoorflächen (s. oben). Naturnahe Laub- und Laubmischwälder sind als Buchenwälder (z. B. Steinköchel), Linden-Stangenhölzer (Schmatzer Köchel), artenreiche Laubmischwälder (Weghaus-Köchel) vorhanden. An den Bachläufen sind z. T. noch Reste von Erlensäumen erhalten. 170 Quadrate (= 25%) weisen Waldanteile auf; etwa 65% von ihnen liegen im Naturschutzgebiet.



Abb. 4 Feucht- und Streuwiesen, die nur einmal im Jahr gemäht werden, sind wertvolle Brutplätze und Heimat vieler Sumpfpflanzen. Wiesenpieper, Feldschwirl, Brachvogel und Bekassine brüten auf solchen Flächen.

(Foto: R. Siebrasse)

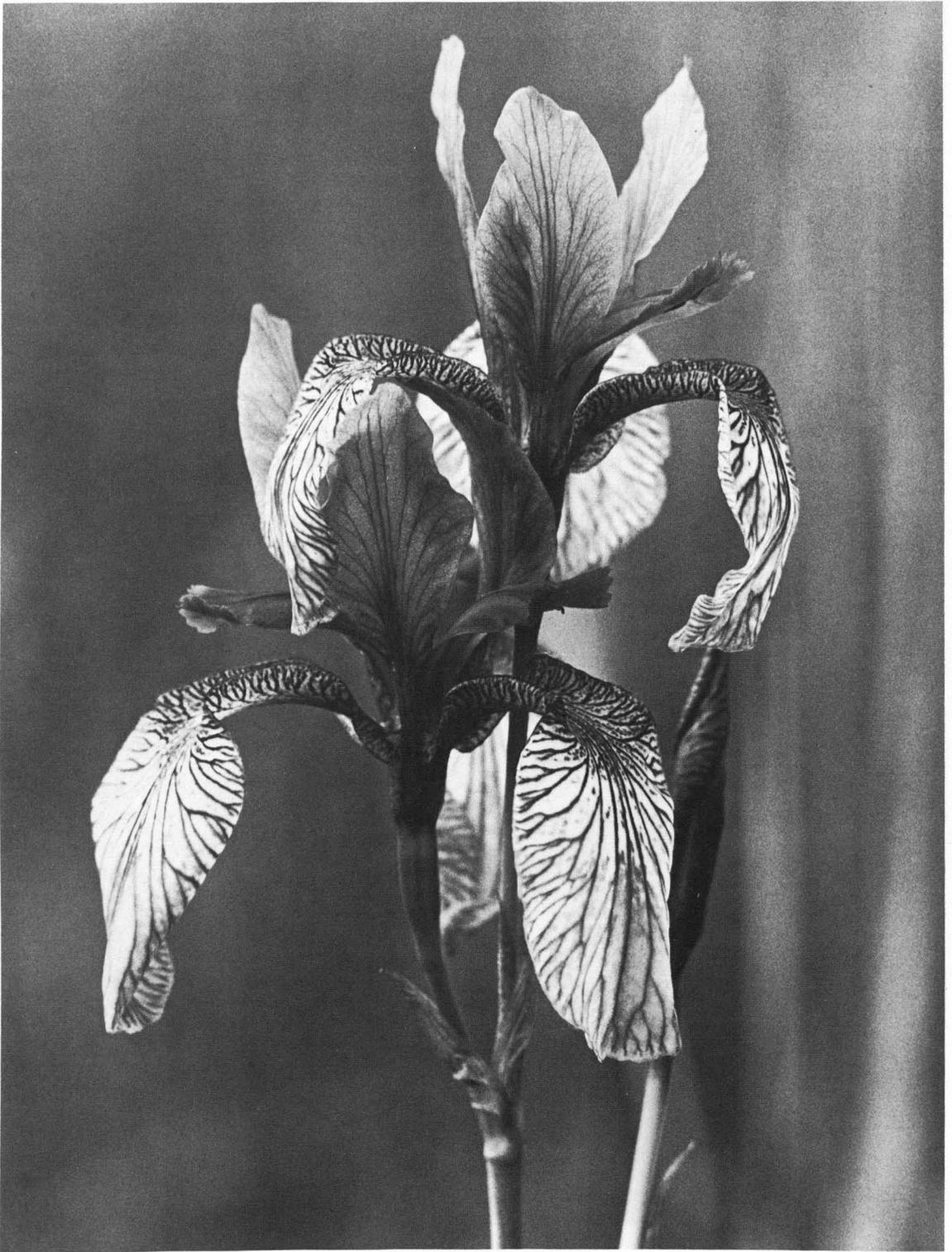


Abb. 5 Eine der schönsten Blumen der Feuchtwiesen und Niedermoorflächen: Die sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*). (Foto: R. Siebrasse)

Größere Gewässer fehlen im Gebiet, so daß wir auch nicht mit größeren Wasservogelansammlungen rechnen können. Als Brutplätze sind jedoch einige Fließgewässer und kleine stehende Gewässer von Bedeutung, sofern sie nicht zu sehr durch Angler und Erholungssuchende gestört werden. Auf solchen Kleinflächen machen sich natürlich Störungen besonders stark bemerkbar. Von Bedeutung sind Fügsee, Krebssee, Schwarzsee, Moosbergsee, Haarsee, die meist dystroph oder oligotroph, allerdings in einigen Fällen offenbar einer zunehmenden Eutrophierung ausgesetzt sind. Unter den Fließgewässern sind vor allem Ramsach, Rechtach, Lindenschbach und Wöhrbach mit zahlreichen Nebenadern zu nennen. Wie bereits erwähnt, ist die Loisach, die das Gebiet im Osten durchfließt, im wesentlichen begradigt, doch sind einige auwaldähnliche Pflanzengesellschaften an ihren Ufern sowie Überschwemmungsflächen und künstliche Kiesaufschüttungen (Flußregenpfeifer!) von gewisser Bedeutung. Einige typische kulturfolgende Vogelarten sind in erster Linie auf das Vorhandensein ländlicher Siedlungen und ähnlicher Strukturen angewiesen. Insgesamt macht die Siedlungsfläche jedoch nur einen sehr geringen Teil des hier behandelten Gebietes aus. In neuester Zeit hat der Flächenbedarf für Straßen, Autobahn, Bauhöfe, Parkplätze und kleinere Industrielager verhältnismäßig stark zugenommen.

Zum Verständnis der Lebensbedingungen für Vögel sind auch einige Klimadaten erforderlich (Quelle: Klima-Atlas von Bayern; Deutscher Wetterdienst 1952). Mit 1000 bis 1200 mm ist der Jahresniederschlag hoch. Die Hälfte davon fällt im Mai/Juni. Frühjahrs- und Frühsommerhochwässer sind daher die Regel. 100—120 Tage ist mit einer geschlossenen Schneedecke von mindestens 1 cm zu rechnen. In den langen Wintern beträgt die Zahl der Schneefalltage 50—60; 40 Eistage, an denen die Temperatur nicht über 0° C steigt, und 120 Frosttage, an denen wenigstens einmal innerhalb von 24 Stunden das Thermometer unter 0° C sinkt, sind weitere Kennzeichen harter und langer Winter. Das Frühjahr tritt daher relativ spät ein, auch im Vergleich zu höheren, aber geschützten Tallagen.

2. Naturschutz und Naturzerstörung

Die Schutzwürdigkeit des Murnauer Moores wurde sehr früh von Naturwissenschaftlern und auch örtlichen Naturfreunden erkannt und seither ständig vertreten. Entscheidend dafür waren neben den optisch-ästhetischen Reizen der Landschaft die besonderen Formen des geologischen Aufbaues wie auch die Reliktvorkommen bestimmter seltener Pflanzenarten. Alles überragend beeinflusste die große Anzahl von Tierarten verschiedenster Taxa die Bemühungen um eine Unterschutzstellung. DINGLER (1943) schätzte die Artenzahl in den vierziger Jahren auf 2000—3000; eine Bestandsaufnahme durch die Zoologische Staatssammlung in den Jahren 1977—1979, die nicht alle Tiergruppen erfaßte, erbrachte insgesamt 2181 wirbellose Tierarten, davon 755 aquatisch lebende (s. Bericht d. Generaldirektion der Staatl. Naturw. Sammlung Bayern 1981). Die Zahl der Wirbeltierarten dürfte 250 überschreiten.

Anstoß zu konkreten Forderungen einer Unterschutzstellung war 1925 die Freigabe des Moosberges zum Abbau von Glaukoquarzit. Innerhalb weniger Jahre war dieser bewaldete Köchel mit einem auf ihm errichteten Römerkastell dem Erdboden gleichgemacht; heute ist dort der Abbau weit in die Tiefe vorgedrungen. 1927 wurde dann das Murnauer Moos zum ersten Mal von der Regierung in ein Verzeichnis der Schongebiete Bayerns aufgenommen. Diese erste amtliche Maßnahme war aber lediglich eine formelle Eintragung ohne jegliche Rechtswirkung.

Nachdem drei Jahre später auch am Langen Köchel ein Hartsteinwerk eröffnet wurde, ordnete die Regierung 1936 den „vorläufigen“ Schutz der übrigen Köchel an. Der Gesteinsabbau am Langen Köchel nahm sehr schnell solche Formen an, daß der damalige Regierungspräsident am 2. 8. 1940 eine vorläufige Sicherstellung im Hinblick auf die Ausweisung eines Naturschutzgebietes erließ. Von diesem Zeitpunkt an begann das zähe Ringen um eine Naturschutzgebiets-Verordnung. Der erste bescheidene Erfolg dieser Bemühungen wurde schließlich im Jahr 1949 durch die vorläufige Sicherstellung des Langen Köchels besiegelt. In einem mit der Werksführung geschlossenen Vertrag wurden da-

mals die Abbaugrenzen am Langen Köchel festgelegt.

In der Zwischenzeit blieb aber der größte Teil des Moooses weiterhin ohne rechtlichen Schutz. Nach 1940 begann man dann auch mit der Regulierung der Ramsach und des Lindenbaches. Parallel zu den Bachlaufregulierungen drangen Entwässerungsmaßnahmen von den Randgebieten her stetig in den Kern des Murnauer Moooses vor. Aus dieser Zeit wurden auch Latschen- und Spirkendiebstähle im großen Stil bekannt. Dieser Raubbau — damals wurde das „Schmuckreisig“ lastwagenweise nach München abgefahren — kann auch heute noch etwas weniger umfangreich im Zentrum des NSG beobachtet werden.

Das Tauziehen um die Unterschutzstellung ging in der Zwischenzeit weiter, bis 1955 eine erste Zusammenkunft aller Interessenvertreter und beteiligten Ämter einberufen wurde. Ohne Ergebnis und ohne Fortschritte in den kommenden Jahren beschloß die Regierung 1963 das begonnene Ausweisungsverfahren für ein NSG in eine Verordnung

für ein Landschaftsschutzgebiet münden zu lassen. Am 24. März 1964 wurde vom Bezirk Oberbayern die Verordnung zum Schutze des Murnauer Moooses als Landschaftsschutzgebiet erlassen. Das zähe Ringen um die Ausweisung eines Naturschutzgebietes ging parallel mit dem Fortschritt der Zerstörung des Gebietes von den Randlagen her weiter.

Die Intensivierung der Landwirtschaft, Maßnahmen zur Verbesserung der Infrastruktur und Einrichtungen aus dem Programm Freizeit und Erholung nagten stetig an der Substanz der größten zusammenhängenden Moorfläche Mitteleuropas. 1973 zog der erste Spurschlitten Langlaufloipen in das Gebiet, 1974 wurde der Segelflugplatz, der der damals noch geplanten und heute fertiggestellten Autobahn im Weg lag, weiter in das Moos hineinverlegt.

Am 15. März 1980 — 40 Jahre nach der „Grundsteinlegung“ — trat dann die Verordnung über das Naturschutzgebiet Murnauer Moos in Kraft. Sie umfaßt eine Fläche von 2355 ha, also nur gut die Hälfte des Gebietes (Abb. 6).



Abb. 6 Wertvolle Naßwiesen und Verlandungszonen, so vor allem im Nordosten des Kartenausschnittes (vgl. Abb. 2), sind nicht in das Naturschutzgebiet einbezogen worden. Blick auf Brutplätze von Wiesenpieper, Wachtelkönig und Wasserralle östlich der Loisach. Ein Teil dieser Flächen konnte durch den Landesbund für Vogelschutz durch Ankauf sichergestellt werden. (Foto: E. Bezzel)

Heute, 3 Jahre nach der Unterschutzstellung, präsentiert sich das NSG Murnauer Moos in einem Zustand, den einige Stichpunkte charakterisieren sollen:

1. Das NSG ist bisher an keiner Stelle durch entsprechende Beschilderung gekennzeichnet. Die LSG-Beschilderung besteht zwar noch, jedoch sind die Grenzen nicht immer identisch mit denen des NSG. Außerdem ist das NSG an mehreren Stellen über öffentliche Straßen zugänglich, die bisher überhaupt nicht beschildert sind. Im Rahmen des Autobahnausbaues und des Ausbaues der Wasserleitung nach München wurden einige öffentliche Feld- und Waldwege außerhalb, aber auch innerhalb des NSG aufgeschottert. Die Wege sind dadurch gut befahrbar geworden und erleichtern den Zugang in das NSG. Diese Wege müßten größtenteils amtlich gesperrt werden.
2. An einigen Stellen, insbesondere im Bereich des Fügesees und seiner Zu- und Abflüsse, wurden in den letzten zwei Jahren Gräben im NSG ausgebaggert und natürliche Wasserläufe begradigt.
3. Das Sickerwasser des Schuttplatzes bei Grafen-schau läuft völlig unkontrolliert in einen Schilfbestand im NSG, bei Hochwasser sogar direkt in die Lindach.
4. Im Langen Filz wird im NSG mit Baggern Torf abgebaut; gleichzeitig werden dort zur Befestigung der Abbaugrube mehrere Wege aufgeschottert (Abb. 7).
5. Beim Rollischsee ist der Ablaufgraben des Sees ausgebaggert worden; ob damit die Absenkung des Wasserspiegels im See zusammenhängt, kann nur vermutet werden.
6. Die Kläranlage von Murnau-Westried — im LSG errichtet — arbeitet nicht ausreichend. Ein Teil des Abwassers läuft direkt in einen Graben im NSG.
7. Innerhalb der Grenzen des NSG befinden sich Hütten, die nicht ausschließlich der Forst-, Land- oder Fischereiwirtschaft dienen.
8. Die Grenzziehung des NSG ist teilweise so un- deutlich, daß es kaum möglich ist festzustellen, ob man sich innerhalb oder außerhalb des NSG befindet.



Abb. 7 Torfabbau im Naturschutzgebiet 1982! (Foto: H. Schöpf)

9. Die Halde am Hartsteinwerk Moosberg wurde bis direkt an die Schutzgebietsgrenze aufgeschüttet und dient derzeit als wilde Müllkippe sowohl für Industrie- als auch Hausmüll. Der Müll wird dort über die Halde direkt in das NSG gekippt.
10. Im Bereich des Schwarzseefilzes wird offensichtlich jedes Jahr intensiv Latschenstreu genutzt. Auf großer Fläche (mehrere ha) ist kaum eine Spirke zu finden, der nicht der Gipfel und mehrere Seitenäste fehlen (Abb. 8).
11. Kleinflächig wird auch im NSG intensiv gedüngt.
12. Manche Köchel werden von Motorsportfreunden im NSG zu Geländefahrten benutzt.



Abb. 8 Spirkenbestände (*Pinus mugo*) werden auch heute noch illegal „genutzt“: Der Christbaumraub macht auch vor den Grenzen des Naturschutzgebietes nicht halt und degradiert die Spirken zu Baumkrüppeln. (Foto: H. Schöpf)

Neben den direkt auf das NSG einwirkenden Maßnahmen fällt auf, daß die Landnutzung der das NSG umgebenden Fläche in den letzten Jahren stark intensiviert wurde. Die Maßnahmen reichen dabei vom verstärkten Ausbau der Feldwege, Verbesserung der Drainagen, Intensivierung der Düngung bis hin zur Lagerung von Baumaterialien, wilden Aufschüttungen und Einleitung von Odelgrubenschlamm. All diese Maßnahmen wirken mehr

oder weniger stark auf das Gefüge des NSG ein. So wurde z. B. zur Kulturlandgewinnung als Ausgleich für Flächenverluste beim Autobahnbau ein bis zu 3—4 m tiefer und 6—8 m breiter Drainage-



Abb. 9 Entwässerungsgräben reichen bis dicht an die Grenze des Naturschutzgebietes und ziehen das Wasser aus den geschützten Moorteilen. (Foto: J. Fünfstück)

graben genau an die NSG-Grenze im Bereich eines Hoch- bzw. Übergangsmoores gegraben (Abb. 9). Die bekannte Tatsache, daß man in einen Graben immer von zwei Seiten fallen kann, bleibt dem Bodenwasser im NSG bei derartigen Maßnahmen leider nicht erspart.

Richtlinien für die Zukunft:

Nachdem die Verordnung über das Landschaftsschutzgebiet Murnauer Moos am 4. 5. 1984 ausläuft, sind unter dem Aspekt der zahlreichen Eingriffe, die bis an die Grenzen des NSG führen und auf diese einwirken, dringend Überlegungen über die Fortschreibung bzw. die Neufassung der LSG-Verordnung anzustellen. Entscheidend für eine Neuausweisung der LSG-Grenzen ist eine klare, unkomplizierte Abgrenzung, die alle diejenigen „noch wertvollen“ Landschaftsteile erfaßt, die in unmittelbarem Zusammenhang mit dem bestehenden NSG liegen. Eine LSG-Verordnung soll in diesem Gebiet keineswegs die bestehende Form der Landnutzung erschweren oder einschränken, son-

dern dazu dienen, alle landschaftsverändernden Maßnahmen abzublocken. Ein neu auszuweisendes LSG muß als Pufferzone zwischen dem NSG und den intensiv genutzten Flächen des Umlandes dienen und kann damit den gesetzlichen Schutzzweck des NSG besser sicherstellen.

Der Nordostteil des Moores entlang der Loisach, der derzeit noch Landschaftsschutzgebiet ist, sollte nach Ablauf der LSG-Verordnung dringend den Status eines NSG erhalten.

Gleichzeitig ist der Vollzug der bestehenden NSG-Verordnung umgehend zu beschleunigen. Allen notwendigen Maßnahmen voran muß baldmöglichst mit der Ausschilderung der Schutzgebietsgrenzen bzw. der Sperrung der Zufahrtsstraßen begonnen werden, um so der Schaffung von Präzedenzfällen vorzubeugen. Landesbund für Vogelschutz in Bayern und Bund Naturschutz in Bayern haben je mehrere Hektar Fläche durch Ankauf sichergestellt. Jene des Landesbundes liegen im Nordosten außerhalb der Grenzen des Schutzgebietes und sind daher von besonderem Wert für die Erweiterung der Schutzbemühungen.



Abb. 10 Teil des Rundwanderweges durch feuchtes Hochmoor im Norden des Murnauer Moores. Der Eisenrost schützt den empfindlichen Moorboden vor den Tritten der Wanderer. Auch wenn der Ästhet Einwände haben mag: Hier wird Natur geschützt. (Foto: H. Schöpf)

3. Zur ornithologischen Erforschung — Arbeitsmethoden

Das Murnauer Moos hat von jeher viele Naturfreunde angezogen, doch systematische ornithologische Untersuchungen sind in früheren Jahrzehnten leider nicht erfolgt. Nach der Jahrhundertwende finden sich einige Eintragungen in den „Materialien zur Bayerischen Ornithologie“, die von der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern zusammengestellt und publiziert wurden. Offenbar haben gelegentlich Münchner Ornithologen das Gebiet in den Sommermonaten aufgesucht. Max DINGLER konnte in seinem grundlegenden Buch (1943) nur einige pauschale Angaben über die Vogelwelt des Gebietes machen; vor allem ist über Kleinvögel damals noch wenig bekannt gewesen.

Etwa in der Zeit von 1930—1965 kamen gelegentlich Münchner Ornithologen ins Murnauer Moos (z. B. A. BERNECKER, W. WÜST), die dem Institut für Vogelkunde nachträglich dankenswerter Weise ihre Tagebuchaufzeichnungen zur Verfügung stellten. Von ortsansässigen Beobachtern sind aus dieser Zeit zu erwähnen F. BOLLE aus Murnau und G. KLAMMET aus Ohlstadt, der vom Murnauer Moos einige Fotoberichte publiziert, und vor allem R. LOTTO, dem wir viele interessante Beobachtungen verdanken.

Seit 1966 wird vor allem zur Brutzeit das Murnauer Moos von Mitarbeitern des Instituts für Vogelkunde aufgesucht. Eine planmäßige Rasterkartierung der Brutvögel erfolgte 1977. Hierzu wurde das 41,8 km² große Gebiet in 696 Planquadrate von je 6,25 ha eingeteilt. Für jedes dieser Planquadrate wurde im Laufe der Brutzeit der Brutbestand zumindest qualitativ ermittelt, für eine Reihe von Arten aber auch grob quantitativ (Einzelheiten siehe z. B. UTSCHICK 1978). Diese umfangreiche Bestandsaufnahme wurde 1980 unter gleichen Bedingungen wiederholt. Damit war es zum ersten Mal möglich, für die meisten Arten nicht nur die genaue Verbreitung im Murnauer Moos und seinen Randlandschaften kartographisch festzuhalten, sondern auch ungefähre Bestandsgrößen zu ermitteln. Die Ergebnisse dieser beiden Kartierungen sind im einzelnen zusammen mit allen bisher bekanntge-

wordenen Daten im Anhang zusammengestellt. Allein aus den beiden Brutperioden 1977 und 1980 sind rund 20 000 Einzeldaten gesammelt worden. Die Auswertung des riesigen Materials ist noch nicht ganz abgeschlossen. Einige wichtige allgemeine Aspekte liegen den nachfolgenden Abschnitten zugrunde. Das von den Institutsmitarbeitern systematisch gesammelte Material wurde ergänzt durch zahlreiche Exkursionsberichte und Einzelbeobachtungen von Vogelkundlern aus dem Werdenfelser Land sowie aus vielen Teilen Mitteleuropas, die gelegentlich das Gebiet besuchten.

Wir sind jetzt in der Lage, nicht nur die augenblickliche Zusammensetzung der Vogelwelt des Murnauer Moooses im Detail beschreiben zu können, sondern auch die Entwicklungen der letzten 15 Jahre zu verfolgen. Mit der neuen Naturschutzverordnung wurde ein wichtiger neuer Abschnitt für das Murnauer Moos eingeleitet. Die ornithologische Freilandarbeit muß weiter fortgesetzt werden, einmal als Kontrollinstrument für die Entwicklung des Gebietes aus der Sicht des Naturschutzes, zum anderen aber auch als Beitrag zur Erforschung der Situation der Vogelwelt unserer Kulturlandschaft. Gegenwärtig vollziehen sich Änderungen in atemberaubendem Tempo. Die fachliche Betreuung von Schutzgebieten und das rechtzeitige Erkennen von unheilvollen Entwicklungen für den Artenbestand ist daher eine der wichtigsten Forderungen an die faunistische Arbeit. Wie bisher ist das Institut für Vogelkunde auch weiterhin dankbar für die Angabe von Beobachtungen vogelkundlicher Besucher in der Vergangenheit und in der Zukunft. Die Lücken unserer Erkenntnisse auch aus vergangenen Jahren und Jahrzehnten können sicher noch geschlossen werden durch Informationen, die derzeit noch in Archiven privater Vogelbeobachter schlummern.

Einige im folgenden verwendete Ausdrücke bedürfen noch der kurzen Erklärung bzw. Definition. Unter Rasterfrequenz wird der Prozentsatz der von einer Vogelart besetzten Rastereinheiten verstanden. Jede Rasterfläche umfaßt 6,25 ha. Die Evenness (Gleichverteilung), die in Abb. 16 erwähnt ist, errechnet sich aus der Diversität D nach Shannon-Weaver gemäß $E = D/D_{\max}$. Die maximale Diversität ist unmittelbar von der Zahl der untersuchten Einheiten (hier Lebensräume) abhängig (Näheres s. Bezzel & Reichholf 1974 sowie Lehrbücher der Ökologie).

4. Die Vogelwelt

4.1 Die Vogelwelt im Überblick

Die genaue Übersicht der bisher nachgewiesenen Vogelarten fügen wir im Anhang bei. Aus ihr sind alle wissenswerten Details zu entnehmen. Insgesamt wurden bis jetzt 172 Vogelarten im Murnauer Moos und in seiner unmittelbaren Umgebung nachgewiesen. Davon haben 106 wenigstens gelegentlich gebrütet; bei weiteren 7 Arten ist dies wahrscheinlich (Tab. 1). Da die bisherigen intensiven Unter-

Tab. 1 Übersicht über die Vogelwelt des Murnauer Moooses bzw. des Kartenausschnittes von 41,8 km². Stand 31. 7. 1982. (Regelmäßig: seit 1966 in mind. 5 Jahren beobachtet; unregelmäßig: seit 1966 höchstens in 5 Jahren beobachtet; bei Gästen: selten: seit 1950 höchstens 3 Beobachtungen)

Brutvögel	Artenzahl
1965—1982 regelmäßig	94
1965—1982 unregelmäßig	5
1965—1982 möglicherweise gelegentlich brütend	7
1965—1982 ausgestorben	3
Vor 1965 ausgestorben	4 = 113
<i>Gäste</i>	
1965—1982 regelmäßig	14
1965—1982 unregelmäßig	10
selten	30
nur vor 1950 festgestellt	4 = 58
Aussetzung versucht	1
nachgewiesene Arten	172

suchungen vor allem in das Sommerhalbjahr fielen und die Ermittlung der Brutvögel im Vordergrund stand, ist die Liste der Brutvögel ohne Zweifel recht vollständig. Vor allem die regelmäßig brütenden Arten dürften alle erfaßt sein. Unter den Gästen sind dagegen noch manche Arten zu erwarten, vor allem solche, die nur unregelmäßig vorkommen und/oder eine kurze Gastrolle spielen. Im Landkreis Garmisch-Partenkirchen und einigen angrenzenden Gebieten sind auf 1400 km² bis jetzt (31. 7. 1982) 264 Arten nachgewiesen. Die meisten von ihnen könnten auch einmal im Murnauer Moos und seiner Umgebung vorkommen. Doch dies hängt z. T. stark vom Zufall ab und viele dieser Arten spielen in den Lebensgemeinschaften der einzelnen Biotope des hier untersuchten Landschaftsausschnittes keine Rolle. Gleichwohl ist die Feststellung seltener Gäste nicht nur das „Salz in der Suppe“ für



Abb. 11 Ein Neu-Einwanderer im Murnauer Moos ist der Karmingimpel. Unser Bild zeigt ein Männchen an seinem Singplatz an der Ramsach. (Foto: R. Siebrasse)

den begeisterten Vogelbeobachter. Wie das Beispiel des Karmingimpels zeigt, kann das Auftreten von Seltenheiten und neuen Arten durchaus den Beginn einer Neuentwicklung bedeuten. (Abb. 11). Wir können davon ausgehen, daß rund 150 Vogelarten in den Lebensgemeinschaften des Murnauer Moores und seiner Randlandschaften eine Rolle spielen.

Nur 29 Arten, also etwas über 30% der regelmäßigen Brutvögel und etwa 25% der regelmäßig vorkommenden Vogelarten überhaupt, kommen mit einer gewissen Regelmäßigkeit in allen Monaten vor, freilich meist in sehr unterschiedlicher Häufigkeit. Im Mittwinter sind meist nur wenige Arten anwesend; das Moos wirkt manchmal fast vogelleer. Wie aus Abb. 12 ersichtlich, können als Wintermonate im Moos November bis Februar gelten. In dieser Zeit sind nur 40—45 Arten pro Monat bisher registriert worden, also weniger als die Hälfte der Arten, die im Spätfrühling und Frühsommer (Mai/Juni) pro Monat beobachtet werden. Erst im März ist die Anzahl wesentlich höher als in den Wintermonaten und bereits im Spätsommer scheinen viele Arten das Moos schon wieder zu verlassen. Allerdings sind die Zahlen für die Monate August bis Oktober in unserer Statistik wohl etwas zu niedrig, denn die bisherige ornithologische Untersuchung konzentrierte sich, wie bereits betont, vor allem auf die Frühjahrs- und Sommermonate. Außerdem sind nach der Brutzeit viele Singvögel sehr ruhig und daher schwer zu entdecken. Zu erwarten ist, daß vor allem auf dem Wegzug im September und Oktober noch einige Arten mehr als bisher erkannt zumindest kurzfristig im Moos zur Rast einfallen. Immerhin ist aber aus Abb. 12 abzulesen, daß die Winter im Moos hart und lang sind und daher deutlich weniger Vogelarten als z. B. in einem ausgedehnten Großstadtpark oder in einem Wald des Tieflandes vorkommen. Man darf dabei auch nicht vergessen, daß viele Vögel, die das Gebiet auch im Winter gelegentlich aufsuchen, zu dieser Jahreszeit recht selten sind und sich bei weitem weniger Individuen blicken lassen als im Herbst und Frühjahr. Zudem konzentrieren sich manche Arten auch noch im Bereich der menschlichen Siedlungen am Rande des Moores. Ausgesprochene Wintergäste spielen im Moor eine sehr geringe Rolle.

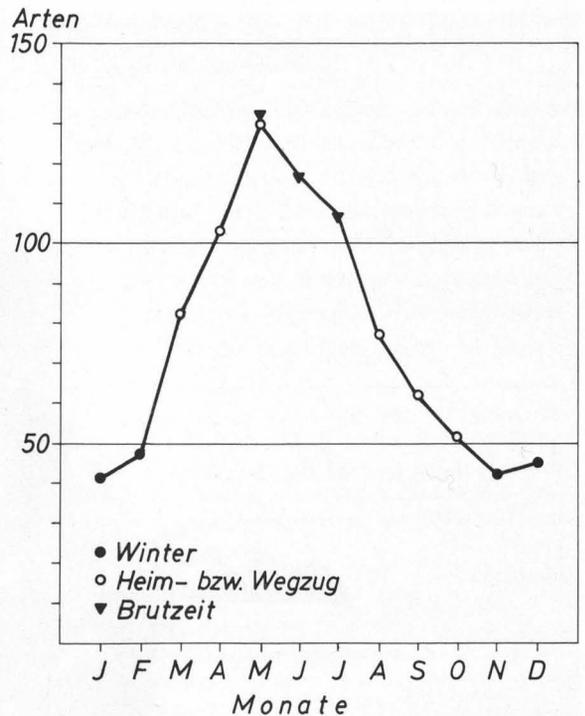


Abb. 12 Die Vogelwelt des Murnauer Moores im Jahreslauf. Im Winter sind nicht halb soviel Vogelarten zu beobachten wie in den Sommermonaten.

Der Grund für diese Artenarmut im Winter ist sicher nicht die Kälte allein, sondern das geringe Nahrungsangebot bzw. die durch Eis und Schnee stark reduzierte Erreichbarkeit der Nahrung.

Status (Gast- oder Brutvogel) sowie Regelmäßigkeit des Vorkommens der Vögel ist aus Tab. 1 im groben Überblick zu ersehen, Details zu diesen Fragen aus der Übersicht im Anhang. In den schon erwähnten ausführlichen Bestandsaufnahmen der Jahre 1977 und 1980 wurde versucht, die Häufigkeit (Abundanz) der 94 regelmäßigen Brutvögel zu ermitteln. Für viele Arten ist dies in einem so großen und vor allem vielgestaltigen Gebiet wie dem Murnauer Moos und seinen Randlandschaften nur innerhalb gewisser Größenordnungen (Zahl der Brutpaare bzw. besetzter Reviere) möglich. Je nach Lebensweise und Verteilung sind die Ermittlungsfelder bei den einzelnen Arten unterschiedlich groß. Nachdem die Brutbestände von Jahr zu Jahr stark schwanken können, sind ganz exakte Zahlen für einzelne Jahre ohnehin von sehr begrenztem Wert.



Abb. 13 Einer der häufigsten Schilfbewohner des Murnauer Moores ist die Rohrammer. Unser Bild zeigt ein Weibchen. (Foto: R. Siebrasse)



Abb. 14 Mit 45—50 Brutparen ist der Bestand der Bekassine im Murnauer Moos einer der größten in Süddeutschland. (Foto: F. Pölking)

Wichtig ist, zu erkennen, ob über längere Zeiträume sich die Größenordnungen von Vogelbeständen ändern, also ob im groben Maßstab Zu- bzw. Abnahmen erfolgt sind. Dies gilt vor allem für die häufigen Arten. Bei sehr seltenen sind dagegen möglichst genaue Bestandsaufnahmen wichtig, da hier oft schon Zu- bzw. Abnahmen in der Größenordnung von wenigen Paaren für das Überleben der Art bedeutungsvoll sein können. Zu erwarten ist ferner, daß wegen unterschiedlicher Lebensdauer bzw. Vermehrungsgeschwindigkeit sowie verschie-

Tab. 2 Häufigkeitsklassen der 94 regelmäßigen Brutvögel des Murnauer Mooses und seiner Randlandschaften nach Bestandsaufnahmen von 1977 und 1980.

	Artenzahl	davon Singvögel
bis 3 Paare	16	7
bis 9 Paare	22	9
bis 27 Paare	22	18
bis 81 Paare	14	11
bis 243 Paare	15	15
bis 729 Paare	5	5
Summen	94	65

denen Platzansprüchen die Brutbestände bei einzelnen Vogelgruppen nur sehr bedingt miteinander vergleichbar sind. Singvögel weisen in der Regel sehr viel höhere lokale Brutdichten auf als z. B. Greifvögel, Eulen, Spechte oder Wasser- und Sumpfvögel. Tab. 2 zeigt die ermittelten und geschätzten Bestände, wie in heutigen Avifaunen vielfach üblich, in logarithmischen Größenklassen. Singvögel machen demnach also mehr als zwei Drittel der regelmäßigen Brutvögel aus. Das ist für eine Einzellandschaft durchaus normal, auch wenn in der Liste der Brutvögel Bayerns Singvögel nur mit etwas mehr als der Hälfte der Arten vertreten sind. Nichtsingvögel sind meistens größer als Singvögel und benötigen mehr Platz (näheres s. z. B. BEZZEL 1982). Dies ist auch einer der wesentlichen Gründe dafür, daß in Tab. 2 die sehr häufigen Arten mit über hundert Brutpaaren pro Jahr ausschließlich von den Singvögeln gestellt werden. Hinzu kommt, daß eine Reihe von Singvogelarten mit den Bedingungen der Kulturlandschaft viel besser fertig wird als viele Nichtsingvögel (vgl. auch 4.3). Mindestens 300 Paare erreichen nach unseren Erhebungen Baumpieper, Wacholderdrossel, Fitis und Buchfink;

mit über 200 Paaren pro Jahr kann man bei Feldlerche, Zilpzalp, Braunkehlchen und Wiesenpieper derzeit rechnen und über 100 Paare erreichen sicher auch Zaunkönig, Amsel, Feldschwirl, Teichrohrsänger, Sumpfrohrsänger, Mönchsgrasmücke, Kohlmeise, Rohrammer (Abb. 13). Neben überall im Kulturland verbreiteten Arten (z. B. Amsel, Buchfink, Kohlmeise, Feldlerche) sind darunter bereits einige, die nur in naturnahen Rückzugsgebieten noch in großen Beständen anzutreffen sind oder rar gewordene Feuchtgebiete benötigen (z. B. die beiden Rohrsängerarten, Rohrammer, Feldschwirl, Braunkehlchen, Wiesenpieper). Der häufigste Nichtsingvögel ist zweifellos der Kuckuck, von dem 1977 weit über 50 rufende Männchen ermittelt werden konnten. Die Zahl der Weibchen dieses Brutparasiten dürfte allerdings sehr viel geringer sein. Über 50 Paare erreichen in günstigen Jahren Stockente und erfreulicherweise auch Bekassine (Abb. 14). Alle übrigen Nichtsingvögel liegen in ihrem Bestand meist weit darunter. Etwa 40% der Brutvögel des Murnauer Mooses erreichen nicht einmal 10 Paare, sind also als selten bzw. sehr selten einzustufen. In diese Gruppe fallen über 65% der Nichtsingvögel und 25% der Singvögel. Der Vergleich zwischen beiden Gruppen fällt noch etwas ungünstiger aus für die Nichtsingvögel, wenn man bedenkt, daß von den Singvogelarten, die in dem hier behandelten Landschaftsausschnitt nur in rela-

Tab. 3 Rasterfrequenz (= Prozentsatz besiedelter Rasterquadrate von 6,25 ha) regelmäßiger Brutvögel (ausgenommen Greifvögel und Schwalben) im Murnauer Moos. 1977 und 1980 besetzte Raster addiert; in () prozentualer Anteil der Rasterflächen des Jahres mit der größten Rasterfrequenz.

Baumpieper	49,9 (75,6)
Buchfink	49,0 (68,6)
Fitis	45,9 (73,2)
Zilpzalp	40,4 (66,5)
Amsel	39,6 (71,9)
Wiesenpieper	38,0 (73,2)
Braunkehlchen	35,4 (76,2)
Feldlerche	31,5 (84,4)
Wacholderdrossel	31,2 (80,1)
Mönchsgrasmücke	29,7 (64,3)
Kohlmeise	28,3 (73,5)
Rohrammer	27,8 (70,9)
Sumpfrohrsänger	23,0 (58,2)
Zaunkönig	22,7 (69,2)

Singdrossel	22,4 (64,7)
Feldschwirl	21,2 (58,4)
Star	20,8 (68,3)
Rotkehlchen	19,1 (58,6)
Kuckuck	18,8 (69,6)
Tannenmeise	17,9 (78,8)
Bekassine	17,3 (76,3)
Teichrohrsänger	16,9 (67,4)
Gartengrasmücke	16,6 (61,4)
Grünling	15,9 (74,2)
Stockente	15,1 (67,5)
Bachstelze	15,1 (60,2)
Stieglitz	14,3 (59,4)
Brachvogel	13,7 (86,1)
Sommergoldhähnchen	13,6 (62,5)
Blaumeise	13,4 (65,7)
Heckenbraunelle	12,6 (57,1)
Wintergoldhähnchen	10,3 (70,8)
Weidenmeise	10,3 (52,4)
Kiebitz	10,2 (80,4)
Rabenkrähe	9,7 (72,2)
Klappergrasmücke	7,8 (65,4)
Misteldrossel	7,2 (55,5)
Neuntöter	6,4 (71,9)
Haubenmeise	6,0 (71,6)
Ringeltaube	5,5 (65,4)
Goldammer	5,4 (55,5)
Hausrotschwanz	5,4 (61,1)
Krickente	5,4 (55,5)
Eichelhäher	5,2 (59,6)

- < 5: Kleiber, Wachtelkönig, Gimpel, Sumpfmeise, Hänfling
 < 4: Fichtenkreuzschnabel, Haussperling, Waldlaubsänger
 < 3: Reiherente, Buntspecht, Birkenzeisig
 < 2: Höckerschwan, Blässhuhn, Grünspecht, Grauspecht, Elster, Wendehals, Schwanzmeise, Zeisig
 < 1: Wachtel, Wasserralle, Tüpfelsumpfhuhn, Teichhuhn, Waldkauz, Waldohreule, Gartenbaumläufer, Kolkkrabe

tiv wenigen Paaren vorkommen, eine Reihe zu typischen Kulturfolgern zählt, die in den Randlandschaften noch günstigere Lebensbedingungen finden als im Moor. Bei den Nichtsingvögeln gilt dies für alle Naß- und Feuchtgebetsbewohner mit Sicherheit nicht. Für einige Baumbrüter sind die vor allem im Westen angrenzenden Wälder wichtige Brutgebiete (z. B. Greifvögel).

Neben der Ermittlung der Abundanz bietet die 1977 und 1980 durchgeführte Kartierung der Brutvögel in einem feinen Rastergitter die Möglichkeit, die Größe des von einer Art besiedelten Gebietes recht genau zu erfassen und vor allem auch das Verteilungsmuster zu dokumentieren. Die in Tab. 3 angegebenen Prozentsätze der von einer Art zur

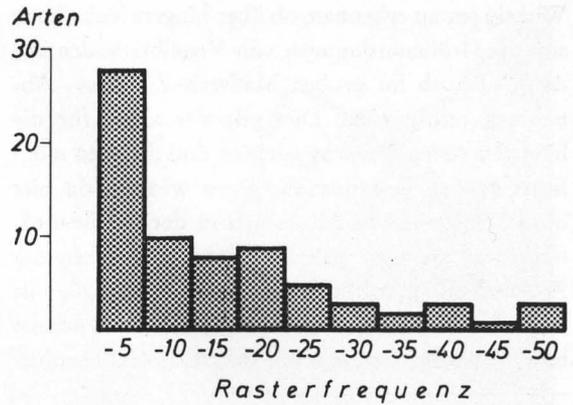


Abb. 15 Verteilung der regelmäßigen Brutvögel (Greifvögel und Schwalben nicht berücksichtigt) über die Rasterfrequenzen (= Prozentsatz besiedelter Quadrate von je 6,25 ha). Die meisten Arten sind nur auf wenigen Planquadraten der Rasterkartierung (vgl. z. B. Abb. 2) anzutreffen.

Brutzeit besiedelten Rasterquadrate von 6,25 ha (= Rasterfrequenz) bei einer Gesamtzahl von 669 untersuchten Quadraten zeigt, daß bei dem gewählten Gitter die verbreitetsten Arten (Baumpieper, Buchfink) kaum die Hälfte der Fläche besiedeln und nur 12 weitere Arten wenigstens ein Viertel. Das sind insgesamt weniger als 15% der regelmäßigen Brutvögel. Zu beachten ist allerdings, daß die in der Tab. 3 nicht aufgeführten Greifvögel (etwa 5 Arten) sowie die beiden Schwalbenarten ein Gebiet, das weit über den Nistplatz hinausreicht, als Jagdgebiet beanspruchen, und damit z. T. auch noch in die Kategorien höherer Rasterfrequenzen zu zählen sind. Die Verteilung der Rasterfrequenzen über die Arten ist ausgesprochen linkssteil (Abb. 15): Die am wenigsten verbreiteten Brutvögel stellen die meisten Arten. Das bedeutet, daß in der reich gegliederten Mosaiklandschaft des Murnauer Moores viele Arten sich nur auf ganz bestimmten Teilflächen ansiedeln oder die für sie nötigen Biotope zwar über das ganze Gebiet verteilt sind, jedoch insgesamt nur eine kleine Fläche einnehmen. Näheres wird in Abschnitt 4.2 diskutiert.

Ein Blick auf Tab. 3 zeigt, daß bei allen Arten die größte pro Jahr ermittelte Anzahl von besiedelten Quadraten kleiner war als die Summe aller 1977 und 1980 wenigstens in einem der beiden Jahre einmal besetzten Rasterflächen. Der maximale

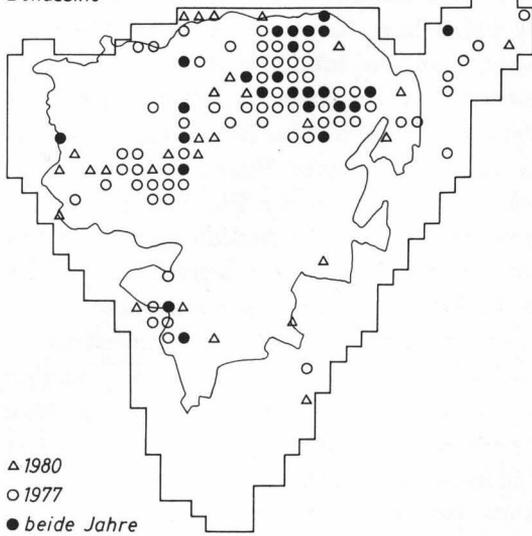
Anteil für ein Jahr (1977 oder 1980) an der für beide Jahre ermittelten Rasterfrequenz liegt bei den einzelnen Arten zwischen 55% und fast 85%. Das bedeutet, daß innerhalb einer Art die Verteilungsmuster in den einzelnen Jahren verschieden und viele Rasterquadrate nur in einem Jahr besetzt waren. Die Kartenbeispiele in Abschnitt 4.2 zeigen Details. Hier sollen nur einige allgemeine Gesichtspunkte kurz diskutiert werden. Der Anteil der maximalen Rasterfrequenz eines Jahres am Wert für beide Jahre scheint mit zunehmender Rasterfrequenz zuzunehmen. Dies bedeutet, daß Arten mit geringen Rasterfrequenzen, die also nur kleine Anteile der Gesamtfläche besiedeln, stärkere Neigung zeigen, von Jahr zu Jahr an unterschiedlichen Plätzen zu brüten. Infolge großer Streuung der Einzelwerte aus Tab. 3 ist diese Beziehung aber statistisch nicht zu sichern. Dies wiederum bedeutet, daß es von der allgemeinen Regel viele Ausnahmen gibt.

Wie sind diese Unterschiede in den Rasterfrequenzen einzelner Jahre zu interpretieren? Sicher spielen Ermittlungsfehler eine gewisse Rolle, und zwar einmal, daß alle Arten nicht in jedem Jahr gleich genau erfaßt werden konnten, und zum anderen, daß sich bei den ermittelten Paaren Ungenauigkeiten bei der Zuordnung zu den Rasterquadraten ergeben. Die Grenzen des Rastergitters verlaufen ja ohne Rücksicht über die Landschaft und schneiden mit Sicherheit viele Vogelreviere entzwei, so daß ein einzelnes Brutpaar einmal für das eine, das andere Mal für das andere Quadrat registriert werden kann. Ermittlungsfehler sind sicher für einzelne Arten unterschiedlich groß, erklären aber nicht die Differenzen in Tab. 3. Sie sind vielmehr auch auf Veränderungen im Gebiet zwischen 1977 oder 1980 zurückzuführen, seien es ungerichtete Schwankungen in den Umweltbedingungen (z. B. Hochwasser, Entwicklung der Vegetation), Unterschiede in der Bewirtschaftung (landwirtschaftliche Nutzung vor allem in den Randgebieten) oder zwischenzeitlich eingetretene irreversible Veränderungen (z. B. Fortsetzung des Autobahnausbaus im Südtteil, der Trockenlegungen usw.). Aber auch Vogelpopulationen schwanken oft ohne erkennbare lokale Ursache, so daß sich Unterschiede im Verteilungsbild ergeben. Unabhängig von diesen Erscheinungen

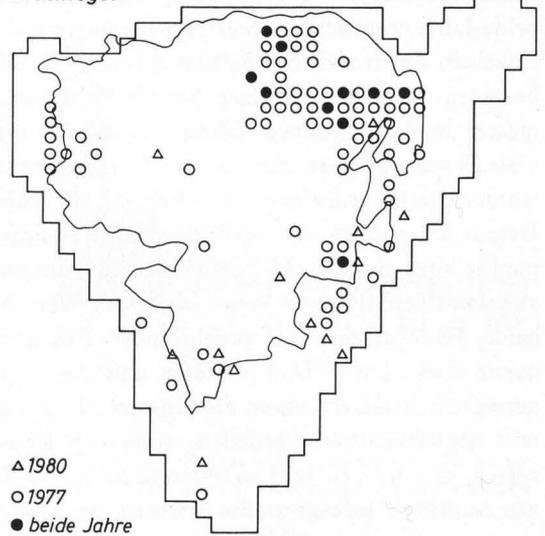
aber dürften einzelne Arten unterschiedliche Neigung haben bzw. in unterschiedlichem Maße gezwungen sein, ihr lokales Verbreitungsmuster in Anpassung an eingetretene Entwicklungen oder Schwankungen zu ändern. Dies wird, wie bereits angedeutet, bei seltenen Vogelarten viel stärker sichtbar, denn die einzelnen Planquadrate sind im Gegensatz zu optimaler Besiedlung oft nur mit einem oder wenigen Paaren besetzt und vielfach sind die Brutplätze zudem noch mehr oder minder isoliert. Arten, die in hoher Dichte zusammenhängend Flächen besiedeln, zeigen natürlich wesentlich konstantere Rasterfrequenzen. Erst einschneidende Umweltänderungen schlagen sich hier dann in einer Veränderung des Verteilungsmusters nieder. Abgesehen von diesen Überlegungen ergab sich im Vergleich der Jahre 1977 und 1980 für einzelne Vogelgruppen unterschiedliche Neigung, die Größe und Lage des Siedlungsgebietes zu verändern. Werte von über 80% erreichen Feldlerche, Wacholderdrossel, Brachvogel und Kiebitz; mind. 75% erreichte das Siedlungsgebiet in einem der beiden Jahre bei Baumpieper, Braunkehlchen, Tannenmeise, Bekassine im Vergleich zur Summe aller Quadrate. Diese konstant siedelnden Arten sind mit Ausnahme des Koloniebrüters Wacholderdrossel und des Höhlenbrüters Tannenmeise alles Bodenbrüter. Werte mit höchstens 55% erreichten Weidenmeise und Kleiber, also Höhlenbrüter mit sehr großen Revieren. Die Weidenmeise ist zudem auf das Angebot einzelner abgestorbener Weichhölzer angewiesen. Bis höchstens 60%, also ebenfalls recht niedrige Werte, erreichen (nach abnehmender Häufigkeit geordnet) Feldschwirl, Rotkehlchen, Eichelhäher, Wachtelkönig, Sumpfmeise, Waldbaumläufer, Fichtenkreuzschnabel. Hierunter befinden sich auffallend viele vom Gebüsch abhängige Arten (7), ferner wiederum einige Höhlenbrüter und einige Sonderfälle bzw. Arten mit großem Revier- oder Aktionsbereich (z. B. Krickente, Kuckuck, Fichtenkreuzschnabel, Wachtelkönig). Es scheint also so, als ob sich im Vergleich der Zahlen in Tab. 3 bereits unterschiedliche Anpassungstypen an kleine Umweltveränderungen abzeichnen.

Aus den vorstehenden Bemerkungen geht hervor, daß auch kurzfristig gesehen, die Vogelwelt eines

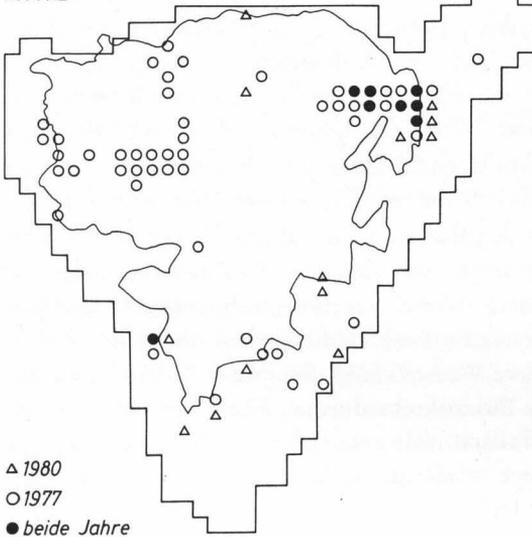
Bekassine



Brachvogel



Kiebitz



Wachtelkönig

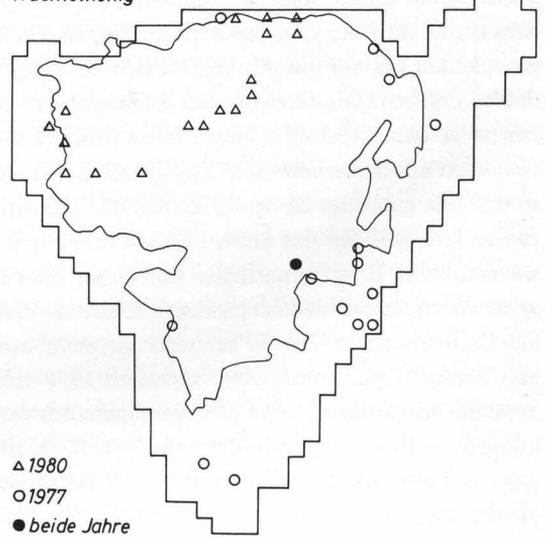
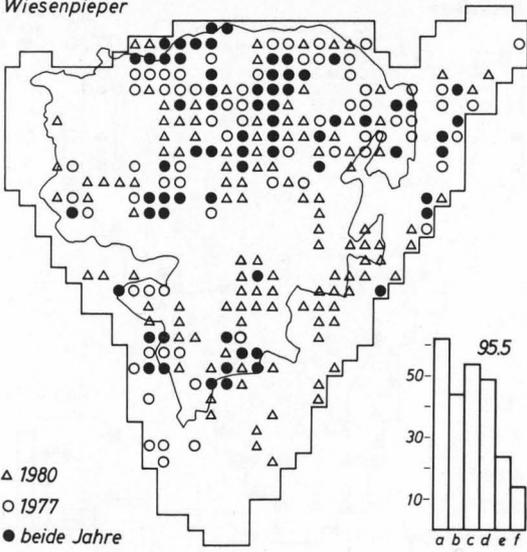


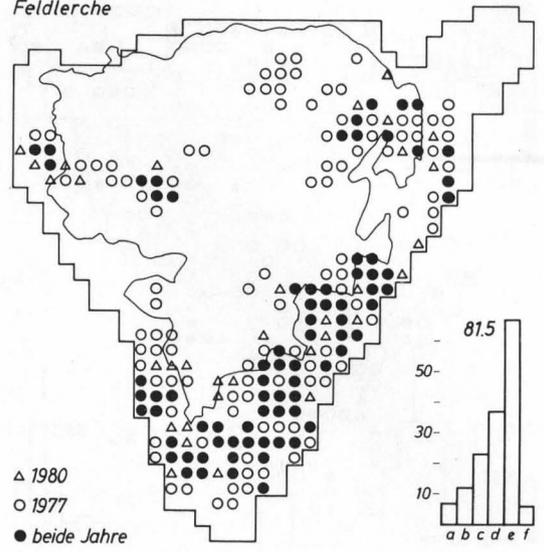
Abb. 16 Verbreitung einiger Brutvögel des Murnauer Moores nach Kartierung 1977 und 1980. Jede Signatur entspricht einem Quadrat von 6,25 ha. Linie im Kartenausschnitt = Grenze des NSG.

Säulendiagramme zeigen Biotoppräferenzen. Skala links = Rasterfrequenzen für einzelne Biotope, wenn sie mindestens 50% der Fläche von 6,25 ha einnehmen. a = Niedermoor; b = Hochmoor; c = Schilf; d = Feuchtwiese; e = Düngewiese; f = Wald. Die Zahl rechts oben bedeutet Gleichverteilung (Evenness): Je höher der Wert, desto gleichmäßiger ist die Art über die einzelnen Biotope verteilt (näheres s. Text).

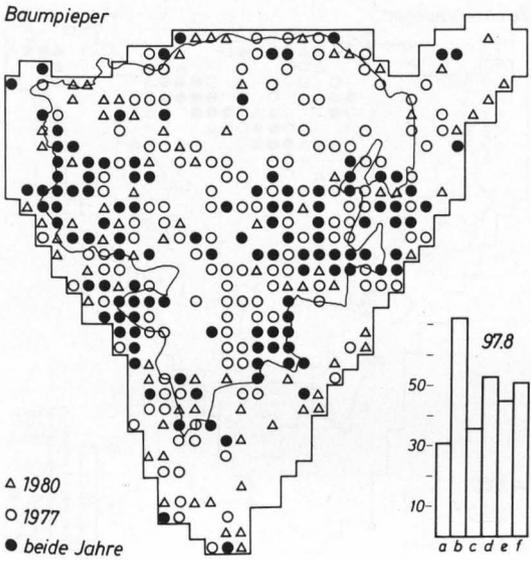
Wiesenpieper



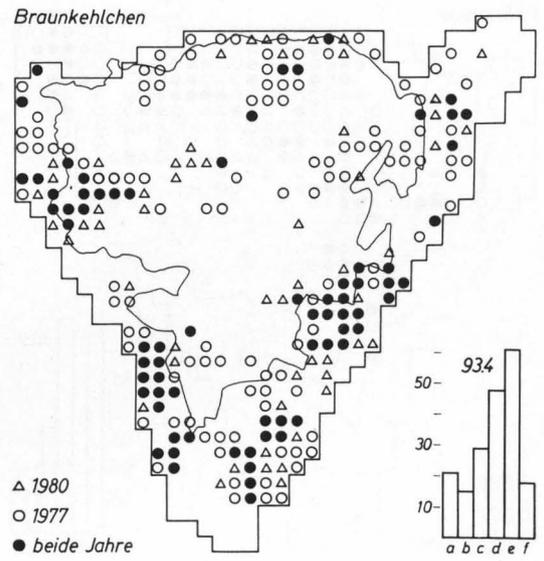
Feldlerche

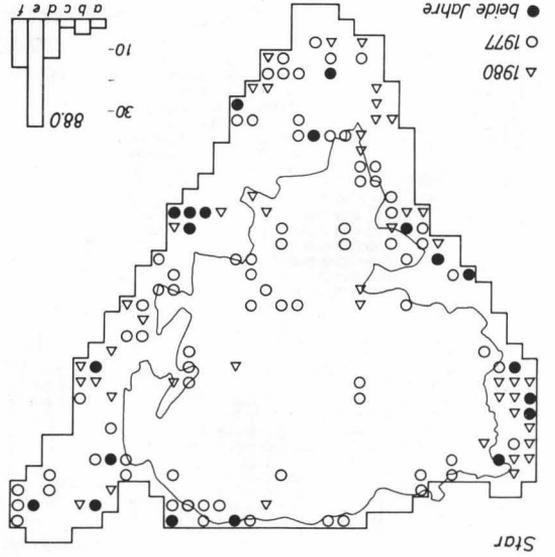
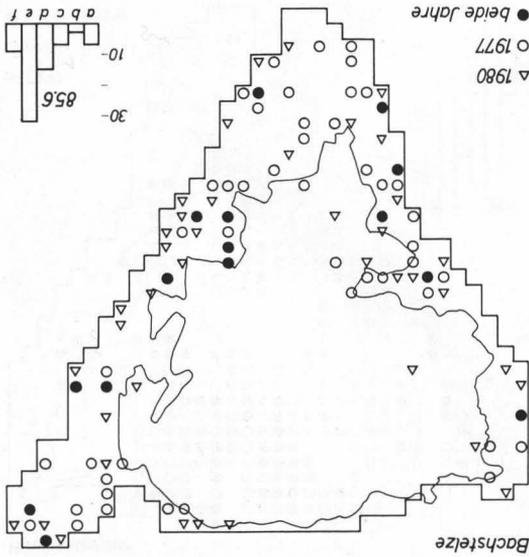
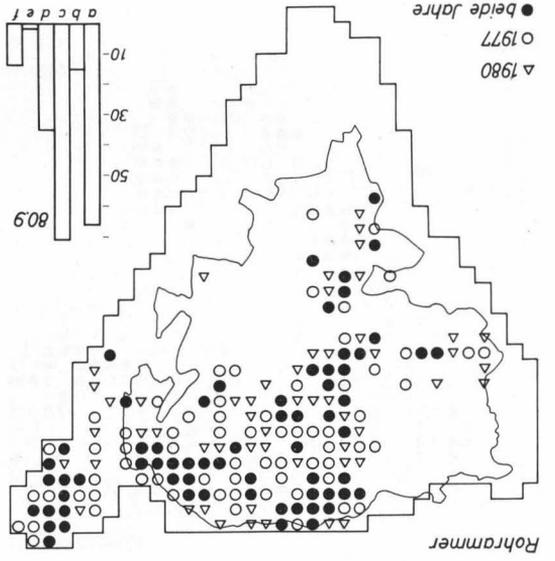
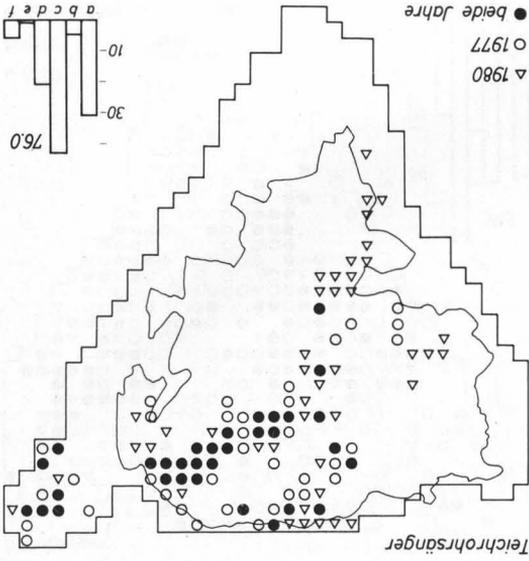


Baumpieper

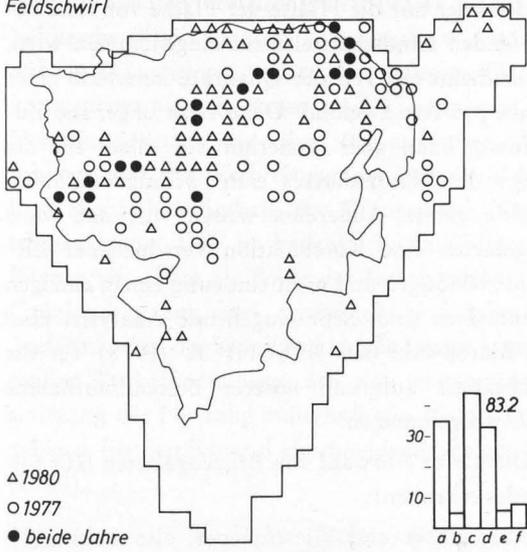


Braunkehlchen

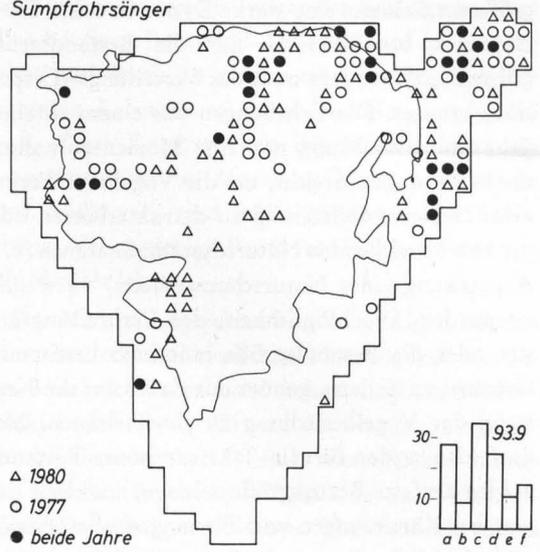




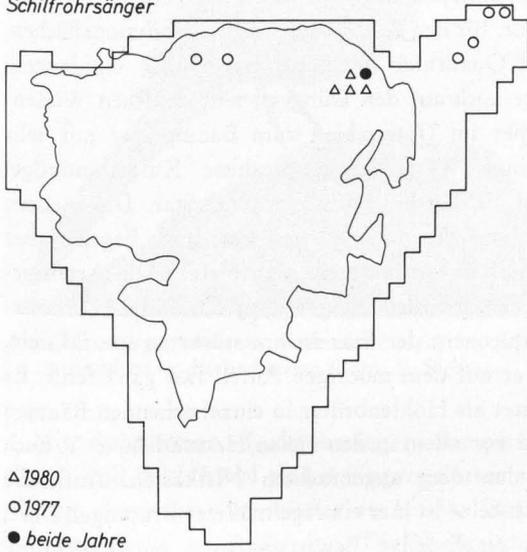
Feldschwirl



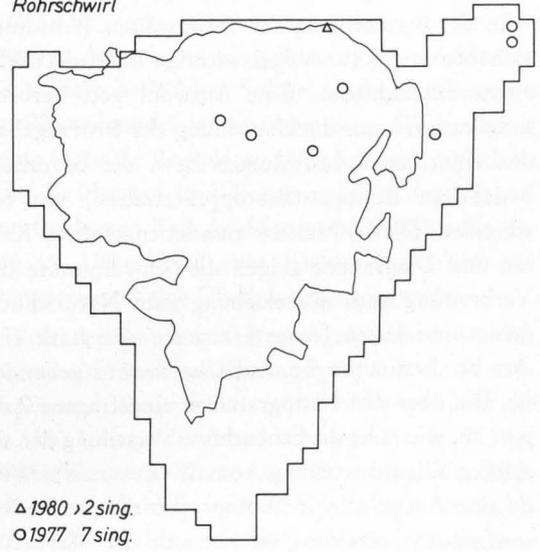
Sumpfrohrsänger



Schilfrohrsänger



Rohrschwirl



größeren Gebietes eine starke Dynamik zeigt. Diese Dynamik betrifft nicht nur die Bestandsgröße (Abundanz), sondern auch das Verteilungs-(Dispersions-)muster. Die Erhebungen aus einem einzigen Jahr sind also häufig nur eine Momentaufnahme, die keineswegs ausreicht, um die Vogelbevölkerung eines Gebietes vollständig zu charakterisieren oder gar zu weitreichenden Naturschutzmaßnahmen (z. B. Abgrenzung eines Naturschutzgebietes) verwendet zu werden. Die Möglichkeit, das Verbreitungsmuster oder die Bestandsgröße innerhalb bestimmter Grenzen zu ändern, gehört mit dazu, um die Konstanz der Vogelbesiedlung zu gewährleisten. Man darf also weder für ein Jahr ermittelte Bestandszahlen als feste Bezugsgröße nehmen, noch läßt sich, was bei Kartierungen und Planungen aller Art (so auch Biotopkartierung in Bayern!) viel zu wenig beachtet wird, der Standort eines Vogelpaares auf den Punkt genau festlegen. Allzu kleinliche Abgrenzungen können sich gerade für den Schutz von Tierpopulationen als verhängnisvoll erweisen!

4.2 Die Brutvögel und ihre Biotope

In der Beschreibung der Lebensräume (Abschnitt 1) haben wir 6 für Vögel wichtige Landschaftselemente unterschieden. Eine Auswahl von Verbreitungskarten kann die Zuordnung der Brutvögel zu den einzelnen Lebensräumen bzw. die bevorzugt besiedelten Biotope (Biotoppräferenzen) gut beschreiben. Die in Abb. 16 zusammengefaßten Karten und Diagramme zeigen die Schwerpunkte der Verbreitung auch in Beziehung zum Naturschutzgebiet und lassen ferner erkennen, wie stark eine Art an bestimmte Landschaftselemente gebunden ist. Die über den Histogrammen eingetragene Zahl gibt an, wie nahe die beobachtete Verteilung der absoluten Gleichverteilung kommt (Evenness). Würde eine Art in allen 6 Biototypen die gleiche Rasterfrequenz erreichen, ergäbe sich der Wert 100. Je kleiner die gefundene Zahl ist, desto ungleichmäßiger ist die Art verteilt, d. h. desto stärker ist sie an einen oder wenige Biototypen gebunden. Niedere Werte deuten also auf „Spezialisten“ hin. Allerdings ist die hier vorgenommene grobe Trennung nicht sehr scharf, weil die meisten Quadrate nicht ausschließlich ein bestimmtes Landschaftselement enthalten und hier auch Quadrate gewertet

sind, in der nur die Hälfte der Fläche von dem betreffenden Landschaftselement eingenommen wird. So erscheint ein Teil der Quadrate innerhalb einer Skala pro Art zweimal. Diese recht ungenaue Zuordnung kann aber immerhin vor allem für die Frage des Naturschutzes erste wichtige Anhaltspunkte geben. Außerdem wissen wir, daß viele Vogelarten eine Kombination verschiedener Elemente benötigen und nicht eindeutig einem einzigen zuzuordnen sind. Sehr eingehende Analysen über die Biotopwahl hat UTSCHICK (1978) für die Laubsänger aufgrund unserer Bestandsaufnahme 1977 vorgenommen.

Die kleine Auswahl von Brutvogelarten läßt folgendes erkennen:

Baumpieper und Wiesenpieper, also zwei weitverbreitete Vogelarten, sind sowohl innerhalb als auch außerhalb des Naturschutzgebietes verbreitet und in allen hier ausgeschiedenen 6 Landschaftselementen als Brutvögel vorhanden (Wiesenpieper fehlt selbstverständlich im reinen Hochwald). Beim Wiesenpieper liegt der höchste Wert im Niedermoor, für den Baumpieper in den Hochmoorflächen. Auf Quadraten mit mind. zur Hälfte Waldanteil, aber auch auf den Düngewiesen, erreichen Wiesenpieper im Unterschied zum Baumpieper nur sehr geringe Werte. Ausgesprochene Kulturlandvögel sind Feldlerche, Bachstelze und Star. Die meisten der von ihnen besiedelten Quadrate liegen daher außerhalb des Naturschutzgebietes. Alle Arten erreichen auf den Düngewiesen die höchsten Rasterfrequenzen; der Star ist am stärksten spezialisiert, da er auf dem moorigen Anteil fast ganz fehlt. Er brütet als Höhlenbrüter in einzelstehenden Bäumen und vor allem in den vielen Heustadeln, z. T. auch in den dort angebrachten Nistkästen. Auch die Bachstelze ist hier ein regelmäßiger Brutvogel. Dort, wo regelmäßige Bewirtschaftung mit Errichtung von Holzbauten nicht mehr anzutreffen ist, fehlt die Art völlig und damit so gut wie im ganzen Naturschutzgebiet. Neben der Feldlerche ist auch das Braunkehlchen auf den Düngewiesen häufig anzutreffen. Im Unterschied zur Feldlerche erreicht es aber auch in Feuchtwiesen noch einen sehr hohen Wert und ist auch auf Hoch- und Niedermoorflächen noch stärker verbreitet. Somit weist es einen

deutlich höheren Verteilungswert (93,4) auf als die Feldlerche (81,5). Letztere ist auch sehr viel stärker auf die Düngewiesen und trocken gelegten Flächen konzentriert als z. B. Baum- und Wiesenpieper, die Verteilungswerte von über 95 aufweisen. Der Schwerpunkt der Verbreitung des Braunkehlchens liegt ebenfalls außerhalb der Grenzen des Naturschutzgebietes. Dies ist bedenklich, da es in ganz Bayern vor allem als Folge der Intensivierung der Grünlandnutzung stark zurückgeht und daher als „gefährdet“ in die Rote Liste aufgenommen werden mußte. Zu befürchten ist, daß eine weitere Intensivierung der Nutzung außerhalb des Naturschutzgebietes für den Bestand einschneidende Folgen hat (s. 4.3).



Abb. 17 Ausgesprochener Kulturlandvogel im Murnauer Moos ist die Bachstelze (Foto: R. Siebrasse)

Mit Rohrammer, Teichrohrsänger, Sumpfrohrsänger und Feldschwirl sind 4 Singvogelarten verglichen, die mehr oder minder an feuchte Flächen bzw. an Schilf gebunden sind. Die Verbreitungskarte der beiden typischen Schilfvögel Rohrammer und Teichrohrsänger gleicht sich weitgehend, ebenso die Verteilung der Rasterfrequenzen in den Histogrammen. Rohrammern sind allerdings viel weiter verbreitet und häufiger. Am wenigsten deutliche Biotoppräferenzen zeigt der Sumpfrohrsänger, der mit 93,9 mit Abstand den größten Verteilungswert aufweist. Der stärkste „Spezialist“ ist der Teich-

rohrsänger, der mit 76,0 sogar den niedrigsten Wert aller häufigen Brutvögel des Murnauer Moores erreicht und damit als die am stärksten an einen bestimmten Lebensraum gebundene Vogelart gelten muß. Zwei Kostbarkeiten des Schilfes bzw. des Seggenbestandes im Murnauer Moor wie auch in ganz Südbayern sind Schilfrohrsänger und Rohrschwirl, deren wenige Paare im Gebiet der anderen Schilfbrüter leben.

Das Verbreitungsgebiet von 4 wichtigen Feuchtwiesenbrütern und typischen Moorvögeln, von denen 3 auf der Roten Liste stehen, liegt im Schwerpunkt innerhalb der Grenze des Naturschutzgebietes. Niedermoor- und Feuchtwiesenflächen bilden für Kiebitz, Brachvogel, Bekassine und Wachtelkönig die wichtigsten Biotope. Man muß allerdings befürchten, daß die von den Arten besiedelten Quadrate außerhalb der Grenze des Naturschutzgebietes sich nicht werden halten können, wenn es nicht gelingt, auch dort gewisse Schutzmaßnahmen wirken zu lassen. Der Wachtelkönig ist eine besondere und für den Naturschutz problematische Art: Unsere Karte zeigt, daß in beiden Jahren die Art von wenigen Ausnahmen abgesehen, völlig verschiedene Teilgebiete besiedelte. Solche Unregelmäßigkeiten des Verteilungsbildes scheinen beim Wachtelkönig heute für viele Brutplätze Mitteleuropas typisch zu sein. Brachvogel und Bekassine sind deutlich auf den feuchteren Teil des Moores beschränkt. Sie haben im Unterschied zum Kiebitz heute auf den Düngewiesen keine Überlebenschancen mehr.

Von den häufigsten Brutvögeln des Murnauer Moores sind Buchfink, Baumpieper, Amsel, Wiesenpieper und Blaumeise am gleichmäßigsten über die in Abb. 2 ausgeschiedenen Biotope verteilt. Sie erreichen Evenness-Werte über 95. Auch Fitis, Zilpzalp, Braunkehlchen, Wacholderdrossel, Mönchsgrasmücke, Kohlmeise, Sumpfrohrsänger, Gartengrasmücke, Stieglitz und Sommergoldhähnchen erreichen noch Werte von über 90. Weniger als 80 erreichen Haubenmeise, Teichrohrsänger, Star und Misteldrossel; sie sind also am stärksten auf bestimmte Landschaftselemente angewiesen. Relativ starke Spezialisierung in der Verteilung über das Moos erreichen mit Werten von 80 bis höchstens 85 Feldschwirl, Rohrammer, Feldlerche, Tannenmeise,

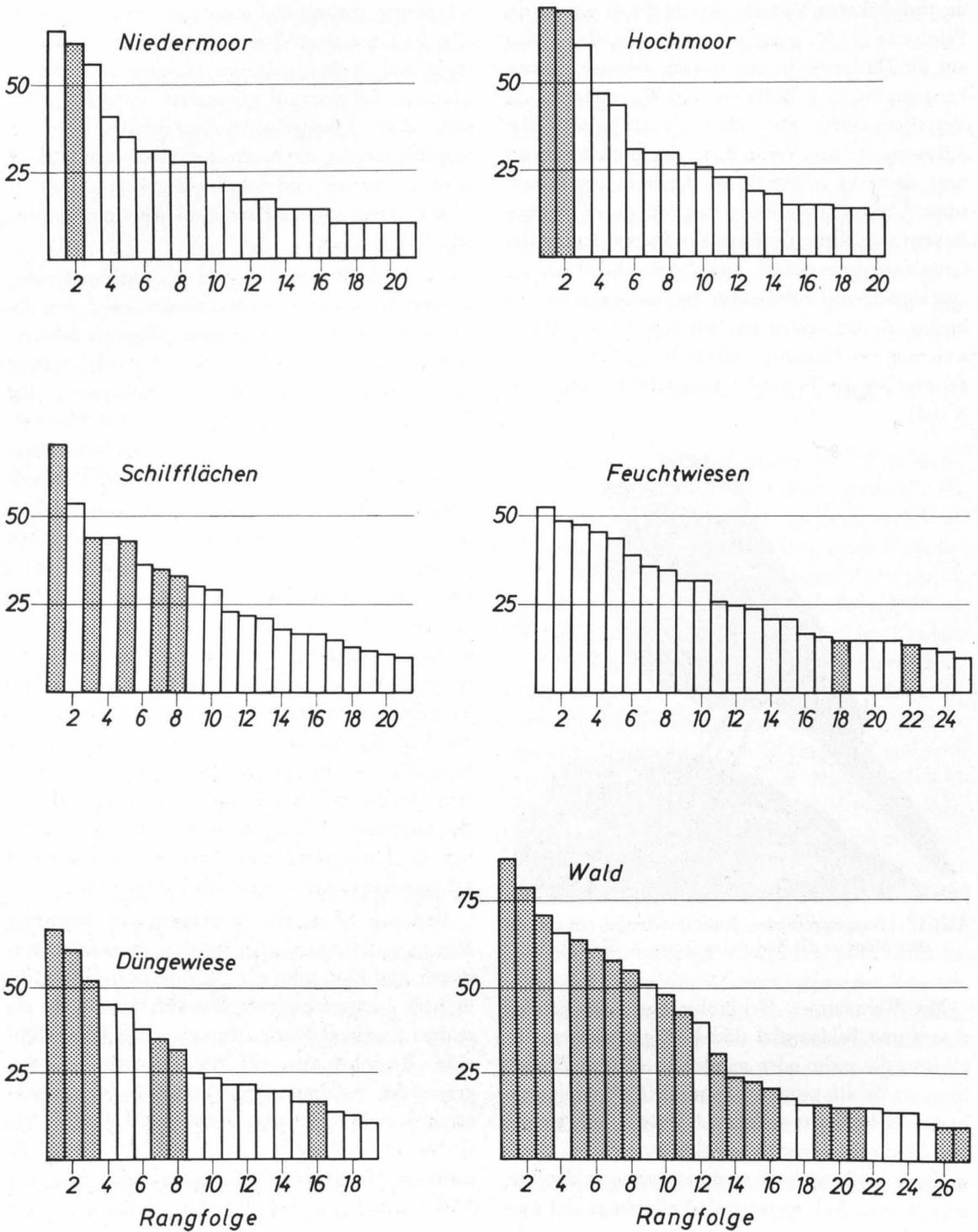


Abb. 18 Rasterfrequenzen (= Prozentsatz besetzter Quadrate zu je 6,25 ha) aller Brutvögel, die in den wichtigsten Biotopen mindestens den Wert 10 erreichen. Anordnung der Arten nach der Rangfolge. Gerasterte Säulen markieren diejenigen Arten, die in dem betreffenden Biotop ihr Maximum erreichen (näheres s. Text).

Bekassine, Wintergoldhähnchen und Brachvogel. Wir treffen unter all diesen Gruppen Bodenbrüter, Gebüschbrüter und Baumbrüter.

Natürlich gelten diese Verhältnisse nur für die Lebensbedingungen im Murnauer Moos und können nicht ohne weiteres verallgemeinert werden. Eine andere Betrachtungsweise geht von den Biotopen aus. Auch hier halten wir uns an die groben Zusammenfassungen der Abb. 2 und 16, in der pro Planquadrat nur 6 Elemente erfaßt werden und ein und dasselbe Planquadrat in zwei Biotopgruppen erscheinen kann. Abb. 18 stellt die Rasterfrequenzen all jener Landvogelarten zusammen, die mind. in einem der genannten Biotoptypen mind. 10% der Quadrate besiedelt (Rasterfrequenz = 10). Auch hier werden wiederum nur solche Quadrate gewertet, in denen der aufgeführte Biotoptyp wenigstens die Hälfte der Fläche ausmacht. Unter den genannten Bedingungen weisen Wald und Feuchtwiese mit 25 die meisten Arten auf, die Düngewiese mit 19 die wenigsten. Der Wald fällt erwartungsgemäß im Vergleich mit den übrigen Biotoptypen (die keineswegs baumlos sind, s. unten!) heraus. Hier erreichen die häufigsten Arten die größten Rasterfrequenzen, liegen mit Abstand die meisten Arten über der Rasterfrequenz 50 und erreichen auch die meisten Arten, nämlich 18, ihr Maximum. Unter den 5 offenen Biotopen hat die Feuchtwiese den flachsten Kurvenverlauf; die Unterschiede der Rasterfrequenzen zwischen der 10%-Marke und den verbreitetsten Arten sind hier am geringsten (vgl. dagegen z. B. Düngewiese). Im Gegensatz zu Hochmoor, Schilf und Düngewiese treten unter den häufigsten Arten hier keine auf, die in diesem Biotoptyp ihr Maximum erreichen. Im einzelnen ist zur Verteilung der Arten in den Biotopen kurz festzuhalten (Zahlen hinter den Artnamen bedeuten Rangnummer im jeweiligen Histogramm der Abb. 18):

Niedermoor: 21 Arten, von denen 3, nämlich Rohrammer, Wiesenpieper und Fitis, über 50% erreichen, also zwei Bodenbrüter der Schilf- und Seggenbestände bzw. der offenen Wiesen sowie ein Gebüschvogel, der aber ebenfalls auf oder nahe dem Boden nistet. Mit jeweils über 25% folgt eine recht bunte Auswahl, nämlich Buchfink (4), Feldschwirl (5), Mönchsgrasmücke und Teichrohrsänger (beide

6) sowie Zilpzalp und Bekassine (beide 8). Baum-, Gebüsch-, Schilf- und Bodenbrüter liegen dicht nebeneinander. Dies deutet an, daß die hier zusammengefaßten Flächen recht vielseitig strukturiert sind und von den eigentlichen Waldvögeln sich der Buchfink auch in kleinen Baumgruppen und Waldrändern ansiedeln kann. Auch in der weiteren Folge wechseln sich Vögel verschiedener Ansprüche ab. Nur der Wiesenpieper (2) erreicht in diesem Biotop das Maximum seiner Rasterfrequenz.

Hochmoor: Artenzahl und Verteilung der Rasterfrequenzen über die Arten ist sehr ähnlich dem Niedermoor. Die Skala führen Baumpieper (1) und Fitis (2) an, die beide hier ihr Maximum erreichen. Ihnen kommen die aufgelockerten und andererseits oft auch recht dichten buschigen Bestände der Spirke auf den Hochmoorflächen entgegen; beide Arten sind im Zentrum der Hochmoore oft die einzigen regelmäßigen Brutvögel. Der Buchfink (3) kann auch hier in Baumbeständen verbreitet Fuß fassen. Deutlich seltener als der Fitis ist der Zilpzalp (4). Erst an 5. Stelle folgt mit dem Wiesenpieper ein Bodenbrüter des offenen Landes; weitere Arten dieser ökologischen Gruppe sind Braunkehlchen und Rohrammer (je 15) und Feldlerche (20). Über 25% erreichen 4 Gebüschbrüter (Mönchsgrasmücke, Zaunkönig, Amsel, Rotkehlchen), aber mit der Tannenmeise (10) ist auch gerade noch ein Baumhöhlenbrüter dabei; die Kohlmeise (13) ist weniger weit verbreitet.

Schilfflächen: Artenzahl und Verteilung der Rasterfrequenzen wieder ähnlich den vorigen Biotopen. Schilfflächen bilden für Rohrammer (1), Feldschwirl (3), Teichrohrsänger (5) und Sumpfrohrsänger (7) Ansiedlungsschwerpunkte. Da die Schilfbestände z. T. sehr locker stehen, kann sich auf dem feuchten Untergelände auch die Bekassine (8) ansiedeln und erreicht hier ihr Maximum. Mit Bodenbrütern des mehr oder weniger offenen Landes sind Wiesenpieper (2) und Baumpieper (6) noch im vorderen Teil der Rangfolge. Der weitverbreitete Fitis (4) hält sich hier an Weidenbüsche. Braunkehlchen (10) erreicht noch über 25%; Feldlerche (14) dagegen weniger als 20%. Der häufigste Baumbrüter ist auch hier der Buchfink.

Feuchtwiesen: 12 Arten erreichen hier noch mind. 25%, also mehr als in allen anderen offenen Biotopen. Keine der hier häufigen Arten erreicht jedoch in diesem Biotop das Maximum seiner Rasterfrequenz; als bevorzugte Feuchtwiesenbrüter können weit hinten in der Rangfolge nur Brachvogel (18) und Kiebitz (22) gelten. Die häufigsten Arten sind der Reihenfolge nach Baumpieper, Wiesenpieper, Braunkehlchen, Feldlerche, also Bodenbrüter. Als häufigster Baumvogel erreicht der Buchfink 43,5%, gefolgt vom Gebüschbrüter Amsel mit 38,6%. Über 25% erreichen ferner Wacholderdrossel, Rohrammer, Feldschwirl, Zilpzalp und Kohlmeise.

Düngewiese: Mit 19 Arten der artenärmste Biotop. Folgende Arten erreichen hier ihr Maximum: Feldlerche (1), Braunkehlchen (2), Wacholderdrossel (3), Star (7), Bachstelze (8), Stieglitz (16), also mit Ausnahme des Braunkehlchens in erster Linie Arten, die auch sonst für die Agrarlandschaft charakteristisch sind. Über 25% erreichen Baumpieper (4), Buchfink (5), Amsel (6).

Wald: Die reiche Vegetationsstruktur dieses Biotops nimmt eine Sonderstellung ein, was sich deut-

lich auch in der Verteilung der Rasterfrequenzen ausdrückt. Viele Baum- und Gebüschbrüter erreichen hier das Maximum oder den Schwerpunkt ihrer Verbreitung im Moor, nämlich Buchfink (1), Zilpzalp (2), Mönchsgrasmücke (3), Amsel (5), Zaunkönig (6), Rotkehlchen (7), Kohlmeise (8), Tannenmeise (9), Singdrossel (11), Sommergoldhähnchen (13), Grünling (14), Wintergoldhähnchen (15), Blaumeise (16), Weidenmeise (18), Sumpfmeise (20), Haubenmeise (21), Kleiber, Waldlaubsänger (beide 26). Nicht alle Baumbewohner sind also im Waldgebiet häufig; viele von ihnen erreichen nicht einmal die 10%-Marke. Nur 3 Arten, die im Wald mind. 25% erreichen, haben das Maximum ihrer Rasterfrequenz in anderen Biotopen, nämlich Fitis (4), Baumpieper (9), Wacholderdrossel (12) also Arten, die Waldränder und Kleingehölze bzw. lichte Buschformationen vorziehen.

4.3 Veränderungen in der Brutvogelfauna — Versuch einer Bilanz

Auch im Murnauer Moos ist das gegenwärtige Bild der Vogelwelt das Ergebnis einer Entwicklung, die sich jedoch mangels vergleichbarer Unterlagen



Abb. 19 Ein Brutvogel der Hochwälder ist die Misteldrossel. (Foto: R. Siebrasse)

im Detail nicht sehr weit zurückverfolgen läßt. Manches kann man nur mit einiger Wahrscheinlichkeit aus der allgemeinen Kenntnis der Geschichte der Vogelwelt in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft schließen. Tab. 1 deutet bereits an, daß mind. 7 Brutvogelarten ausgestorben sind. Eine genauere Bilanz, in der auch die sicheren und mutmaßlichen Neuansiedler enthalten sind, ergibt:

1. Ausgestorben sind als regelmäßige Brutvögel Rohrdommel (mind. seit 1972; heute unregelmäßiger Gast), Gänseäger (wohl vor 1920; sicher ehemals Brutvogel an der heute begradigten Loisach; heute unregelmäßiger Gast), Birkhuhn (letzte Beobachtung 1979), Kranich (letzte Brut 1897), Rotschenkel (letzte Brut 1951; heute seltener Gast), Eisvogel (vor 1960; heute unregelmäßiger Gast), Drosselrohrsänger (nach 1971; seither keine Beobachtungen mehr). Von diesen 7 Arten ist der Kranich in ganz Bayern ausgestorben; Birkhuhn, Eisvogel, Gänseäger und Rohrdommel sind in der Roten Liste (1982) der bedrohten Tiere Bayerns als stark gefährdet eingestuft. Der Drosselrohrsänger gilt als gefährdet. Damit sind diese Verluste also für ganz Bayern bedeutsam. Die Gründe des Verschwindens sind nicht immer sicher anzugeben. Kraniche sind als Brutvögel schon im vorigen Jahrhundert in ganz Süddeutschland verschwunden. Beim Rotschenkel ist ähnliches im Laufe des 20. Jh. festzustellen, wenn auch die neueste Entwicklung deutlich macht, daß sich bei Angebot an geeignetem Lebensraum nicht nur Restbestände halten können, sondern sogar Neuansiedlungen vorkommen (WÜST 1981; DORNBERGER & RANFTL 1981; H. RANFTL mdl. Mitt.). Ob Biotopschwund den Rotschenkel vertrieben hat, kann nachträglich nicht geklärt werden. Sicher ist dies aber bei Gänseäger und Eisvogel (z. B. Begradigung der Loisach) der Fall. Gleiches gilt für einen extremen Standvogel wie das Birkwild. Die von SCHROEDER, DIETZEN & GLANZER (1981) zusammengestellten Faktoren der Änderung des Lebensraums und des Umfanges der Störungen gelten teilweise im vollen Umfang auch für das Murnauer Moos. Der Drosselrohrsänger ist Langstreckenzieher. Damit sind für den Rückgang verantwortliche Faktoren auch außerhalb der Brutplätze zu suchen. Allerdings scheint

diese Art durch Rückgang an geeigneten Schilfbeständen in vielen Teilen Mitteleuropas abzunehmen, ähnliches gilt auch für die Rohrdommel. Inwieweit Veränderungen im Murnauer Moos zu ihrem Verschwinden beigetragen haben, bleibt unklar. Doch viele der in Abschnitt 2 genannten Entwicklungen haben eindeutig negativen Einfluß, bei der Rohrdommel sicher auch der Umfang der Störungen.

2. Auf der positiven Seite der Bilanz stehen einige Neuansiedlungen und Einwanderer, nämlich Höckerschwan (etwa ab 1970), Reiherente (ab 1975), Wachtel (möglicherweise nach 1945, vorher offenbar fehlend), Schwarzkehlchen (nach 1965), Rohrschwirl (nach 1950), Kolkrabe (nach 1960), Birkenzeisig (nach 1973). Diese 7 Arten können im Augenblick als regelmäßige Brutvögel des Gebiets gelten. Abzuwarten bleibt, ob dies auch für die kommenden Jahre der Fall sein wird. Fast alle von ihnen konnten nämlich bisher nur in wenigen Paaren Fuß fassen (Ausnahme: Birkenzeisig). Zwei weitere Arten sind neuerdings ins Moos eingewandert, ohne daß bis jetzt schon feststeht, ob sie zu regelmäßigen Brutvögeln werden, nämlich Girlitz und Karmingimpel. Beim Karmingimpel handelt es sich um einen Vogel, der derzeit in weiten Teilen Mitteleuropas und damit auch in vielen Teilen Bayerns neu aufgetaucht ist und vielleicht zu einem festen Glied unserer Brutvogelwelt wird. Auch bei den meisten der übrigen Neuansiedler sind die Einwanderungen ins Moos nicht auf unmittelbare Biotopänderungen zurückzuführen, sondern in größerem Zusammenhang zu sehen. Höckerschwäne haben sich heute über ganz Mitteleuropa ausgebreitet als Nachkommen von Gefangenschaftsvögeln. Großräumig ist in Mittel- und Westeuropa die Reiherente und der Rohrschwirl eingewandert. Beim Birkenzeisig ist in vielen Gebieten Mitteleuropas eine Arealausweitung festzustellen. In Ostbayern und am bayerischen Alpenrand hat er sich als ursprünglicher Brutvogel der Waldgrenze im Hochgebirge mittlerweile in Gärten und Parks als Brutvogel angesiedelt. Als solcher ist er seit einigen Jahren z. B. in Garmisch-Partenkirchen und in Mittenwald anzutreffen. Auch der Bestand des Kolkraben hat schon seit geraumer Zeit eine gewisse Erholung und schwache Ausbreitungstendenz ins Alpenvorland



Abb. 20 Das seltene Blaukehlchen wurde neuerdings im Murnauer Moos festgestellt. Noch ist fraglich, ob es sich auf Dauer dort halten kann. (Foto: R. Siebrasse)

gezeigt. Freilich bleibt fraglich, ob nun nach Verschlechterung der Nahrungssituation im Winter (Schließung aller offenen Müllkippen) sich der Bestand halten kann. Keine Erklärung können wir für die Ansiedlung des Schwarzkehlchens im Augenblick finden. Die Art brütet (wenn überhaupt regelmäßig) nur an ganz wenigen Stellen in Südbayern (BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980). Die mutmaßliche Einwanderung der Wachtel ist möglicherweise eine Folge der landwirtschaftlichen Erschließung des Gebietes insbesondere der Trockenlegung einer Reihe von Wiesen. Von den Neuzugängen sind Schwarzkehlchen und Rohrschwirl in der Roten Liste als stark gefährdet eingestuft, die Wachtel als gefährdet. Erfreulich ist auch die Neufeststellung des Blaukehlchens 1980. Doch muß hier noch offen bleiben, ob sich weitere Hinweise auf Brut ergeben.

3. Mit Sicherheit hat sich in den letzten 20 Jahren eine ganze Reihe von Brutvögeln in ihrem Bestand stark geändert. Bei vielen Arten haben wir leider keine exakten Anhaltspunkte, weil aus frü-

heren Jahren genaue Bestandsaufnahmen fehlen. Nach vorsichtiger Interpretation der uns vorliegenden Daten läßt sich eine sichere Bestandsabnahme für Brachvogel, Waldohreule, Gartenrotschwanz, Dorngrasmücke, Neuntöter und Raubwürger feststellen; zu vermuten ist eine Abnahme des Brutbestandes bei Wespenbussard, Mäusebussard, Baumfalke und Kiebitz. Einige dieser sicheren und vermuteten Abnahmen entsprechen gleichsinnigen Bestandsentwicklungen in vielen Teilen Mitteleuropas, so für Brachvogel, Gartenrotschwanz, Dorngrasmücke, Neuntöter und Raubwürger. Sie sind also nicht nur aus lokalen Biotopveränderungen zu erklären. Immerhin stehen 7 von 10 sicher oder mutmaßlich in ihrem Bestand abgenommenen Brutvogelarten als gefährdet auf der Roten Liste für Bayern. Der größte Teil dieser Abnahmen ist erst in den allerletzten Jahren erfolgt. Die Zahl der Brutvogelarten, die zugenommen haben, ist sehr viel geringer. Nur bei Wachtelkönig und Hänfling lassen sich mit Sicherheit Zunahmen nachweisen, bei Wiesenpieper und Sumpfrohrsänger sind sie zu ver-



Abb. 21 Der Baumfalke zählt leider zu den Brutvögeln des Moores, die vermutlich abgenommen haben.
(Foto: F. Pölking)

muten. Wachtelkönig und Wiesenpieper gelten als gefährdet. Bei der Beurteilung von kurzfristigen Bestandstrends muß man allerdings vorsichtig sein, da sehr häufig Vogelarten im Zeitraum von mehreren Jahren Bestandseinbußen wieder ausgleichen oder Zunahmen wieder reduziert werden. Wie die festgestellten Trends wirklich zu werten sind, müssen also die nächsten Jahre zeigen.

Im Einklang mit der allgemeinen Entwicklung der Vogelwelt in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft dominieren auf der negativen Seite der Bilanz die Nichtsingvögel, auf der positiven die Singvögel. Wenn wir alle vorstehend diskutierten Daten zusammenfassen, haben 12 Nichtsingvögel und 5 Singvögel abgenommen oder sind ganz verschwunden. Dagegen sind sicher oder möglicherweise eingewandert bzw. haben zugenommen 4 Nichtsingvögel und 10 Singvögel.

5. Vogelwelt und Naturschutz — eine Analyse

Die kurzen Hinweise im vorigen Abschnitt machen deutlich, daß die leidvolle Geschichte der Bemühungen um die Erhaltung des Murnauer Moooses an der Vogelwelt nicht spurlos vorübergegangen ist. Zwei Dinge müssen wir dabei unterscheiden, nämlich einmal Verluste, die auf Zerstörung und Beunruhigung von Lebensräumen im Gebiet zurückzuführen sind, zum anderen die Auswirkungen von Erscheinungen, die sicher nicht in erster Linie auf Eingriffe und Veränderungen im Gebiet selbst zurückgehen, sondern Folgen überregionaler Entwicklungen in unserer Kulturlandschaft sind. Beide Aspekte wirken manchmal zusammen und sind daher nicht immer voneinander zu trennen, wie z. B. bei Dorngrasmücke oder Drosselrohrsänger. Diese beiden Arten sind bezeichnenderweise Langstreckenzieher und können daher auch auf dem Zug oder im Winterquartier negativen Einflüssen ausgesetzt sein. Nicht alles ist also den bedrohlichen Entwicklungen und dem Unverständnis um die Erhaltung des Murnauer Moooses anzulasten. Doch bleibt die peinliche Tatsache, daß ein Wahrzeichen des Moores, das Birkhuhn, das jahrzehntelange Tauziehen um einen wirksamen Flächenschutz nicht mehr überlebt hat und die dringend notwendige Schutzverordnung für dieses Kleinod unserer Heimatfauna

5 Minuten nach 12 erlassen wurde. Dabei zeichnete sich schon vor fast 50 Jahren ab, was Ende der 70er Jahre Wirklichkeit wurde.

Trotz schwerer Verluste ist das Murnauer Moos auch heute noch zum Zeitpunkt, an dem endlich eine Schutzverordnung Teile des Gebietes absichert, ein wertvoller Lebensraum von europäischer Bedeutung. In mancher Hinsicht ist sein Wert als Rückzugsgebiet seltener Lebensgemeinschaften und bedrohter Arten sogar noch gestiegen, da die Verhältnisse im Umland sich rapide verschlechtert haben. Der Staffelsee mit seinen Mooren am W-Ufer ist durch Freizeitbelastung bereits weitgehend zerstört; für die Loisach-Kochelsee-Moore kommt hoffentlich die Schutzverordnung nicht zu spät. Auch hier ist allerdings für das Birkhuhn schon jede Hoffnung verloren.

Zu einer Bewertung des Gebietes aus der Sicht des Naturschutzes stehen uns verschiedene Möglichkeiten zur Verfügung. Ein wichtiger Gradmesser ist der Artenreichtum, ferner das Vorkommen von Arten der Roten Liste der gefährdeten Brutvögel, wobei wir uns in dieser Betrachtung auf die neueste Fassung für Bayern (Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Juni 1982) stützen. Ein Versuch, die Bewertung aller Brutvögel Bayerns im Hinblick auf ihren Schutz mit einfachen Zahlen durchzuführen, legte BEZZEL (1980) vor. Danach erhalten entsprechend ihrer Verbreitung und Häufigkeit sowie des geschätzten Bestandstrends die einzelnen Arten Werte, die die Situation auf den kürzesten Nenner bringen. Den höchsten Wert erreichen aussterbende, sehr seltene und/oder auf wenige Brutplätze beschränkte Arten (möglicher Höchstwert 36). Häufige, überall verbreitete und zunehmende Arten sind nur mit niedrigen Zahlen in dieser Liste bewertet (z. B. Amsel 5, Türkentaube 4 usw.). Dies ist nur ein vorläufiger Versuch, der noch zu standardisieren wäre (näheres s. BEZZEL 1980).

5.1 Allgemeine Situation

Die Vogelwelt des Murnauer Moooses kann auch heute noch als sehr artenreich gelten. Für eine Fläche von 41,8 km² sind nach den von REICHHOLF (1980) aufgestellten Beziehungen rund 72 Brutvögel als Normwert zu erwarten. Nach Tab. 1 wurden

jedoch 94 regelmäßige Brutvogelarten ermittelt; somit errechnet sich ein Quotient von rund 1,3 (unter Einbeziehung der unregelmäßigen Brutvögel ein Wert von etwa 1,37). Das bedeutet, daß etwa $\frac{1}{3}$ mehr Arten im Moos und seinen Randlandschaften brüten, als auf einer gleich großen Fläche zu erwarten wäre.

Die Bedeutung der Arten im Hinblick auf den Naturschutz ergeben sich aus Vergleichen mit der Roten Liste. Abzüglich einiger in Bayern sehr unregelmäßiger in Einzelpaaren brütenden Brutgäste sind auf der Roten Liste der Brutvögel Bayerns 87 Arten als stark gefährdet bzw. gefährdet zusammengefaßt. Davon fehlen 15 aus tiergeographischen Gründen in der weiteren Umgebung des Gebietes als Brutvögel völlig (teilweise sogar in Bayern südlich der Donau), 13 weitere sind aus ökologischen Gründen nicht als Brutvögel zu erwarten (z. B. Brutvögel der Alpinstufe). Von den verbleibenden 59 brüten 21 (= 35,5%) regelmäßig in dem hier behandelten Gebietsausschnitt, 12 weitere brüten in letzter Zeit unregelmäßig oder sind vor kurzem ausgestorben, so daß mit gelegentlichen Wiederansiedlungen gerechnet werden kann. Damit hat das Murnauer Moos und seine Randlandschaften für über 55% der gefährdeten Arten eine Bedeutung als regelmäßiger oder möglicher Brutplatz. Für einige weitere Arten stellt das Gebiet einen wichtigen Nahrungsraum dar. 19 regelmäßige Brutvögel des Gebietes stehen auch auf der Roten Liste der Brutvögel der Bundesrepublik Deutschland.

107 Arten erreichen in der Liste der Brutvögel Bayerns (BEZZEL 1980) Werte von mind. 10. Davon können 37 aus geographischen oder ökologischen Gründen in dem Gebiet grundsätzlich nicht erwartet werden. Von den verbleibenden 70 brüten 29 (= 41%) regelmäßig im Murnauer Moos, 9 weitere sind entweder unregelmäßige Brutvögel oder haben zumindest in letzter Zeit noch gebrütet. Auch aus diesem Vergleich geht der hohe Wert des Gebietes als Rückzugsraum seltener und/oder gefährdeter Vogelarten hervor. Allerdings ist anzumerken, daß viele der hochbewerteten, also selteneren Arten, auch im Murnauer Moos nur in wenigen Paaren vertreten sind. Die durchschnittliche Bewertung pro Art nimmt mit zunehmender Häufigkeit ab. Für die

Häufigkeitsklassen der Tab. 2 ergibt sich z. B.: Bis 3 Paare Mittelwert 13,5; bis 9 Paare Mittelwert 10,1; bis 27 Paare Mittelwert 9,0; bis 81 Paare Mittelwert 7,1; bis 243 Paare Mittelwert 6,9; über 243 Paare Mittelwert 5,8. Dies ist keine bloße Zahlenspielerei. Aus den Werten geht vielmehr hervor, daß ein einzelnes Gebiet, auch wenn es für unsere Maßstäbe beachtliche Größe hat, für die Erhaltung seltener oder bedrohter Arten vielfach nur sehr begrenzte Bedeutung hat, da eben nur wenige Paare solcher Arten hier brüten. Um überlebensfähige Populationen aufbauen und erhalten zu können, bedarf es eines Systems solcher Gebiete. Da ist z. B. Schutzbestrebung für die benachbarten Loisach-Kochelsee-Moore oder Sicherung von Flächen in der weiteren Umgebung des Moores (z. B. Ankauf von Flächen durch den Verein zum Schutze der Bergwelt westlich des Staffelsees; BRAUNHOFER 1981) wichtige Voraussetzung für eine Überlebenshilfe bedrohter Arten.

Die hier angestellten Überlegungen beschränken sich natürlich nicht nur auf Vögel, die gewissermaßen nur Stellvertreter für die Lebensgemeinschaften sind. Grundsätzlich gilt das auch für andere Organismengruppen, wobei im einzelnen vielleicht die Schwerpunkte geringfügig verschoben sind.

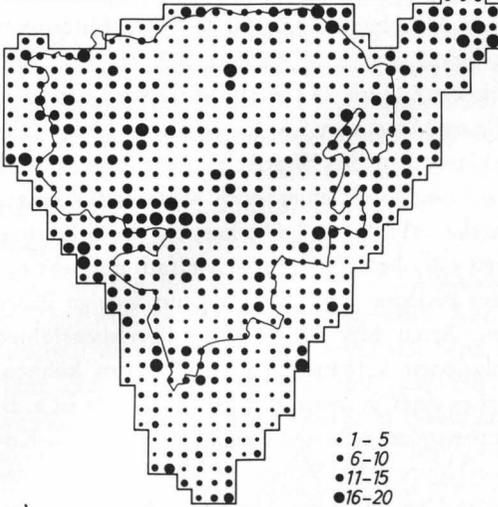
5.2 Zur Bewertung von Teilflächen

Abb. 22 stellt die Verteilung einiger wichtiger Kenngrößen im Rastergitter dar. Im einzelnen ergeben sich:

a) Von den 20 artenreichsten Quadraten (über 20 Arten) liegen 13 ganz oder z. T. außerhalb des Naturschutzgebietes, von den 81 Quadraten mit mind. 16 Arten immerhin 41. Somit ist ein großer Teil der Flächen, auf denen sich viele Arten auf engem Raum nebeneinander halten können, nicht vom Naturschutzgebiet erfaßt. Vor allem in der NE-Ecke des Gebietsausschnittes liegt ein wichtiges artenreiches Zentrum außerhalb des Naturschutzgebietes. Artenreichtum ist allerdings kein allein entscheidendes Kriterium für die Beurteilung des Wertes von Flächenschutzmaßnahmen.

b) Ein fast noch unbefriedigenderes Bild aber ergibt sich, wenn wir die Verteilung der Brutvögel betrachten, die auf der Roten Liste stehen. Zwar

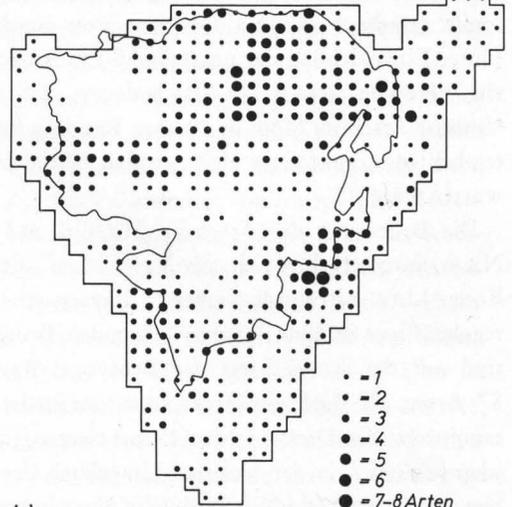
Artenzahlen



a)

- 1-5
- 6-10
- 11-15
- 16-20
- über 20 Arten

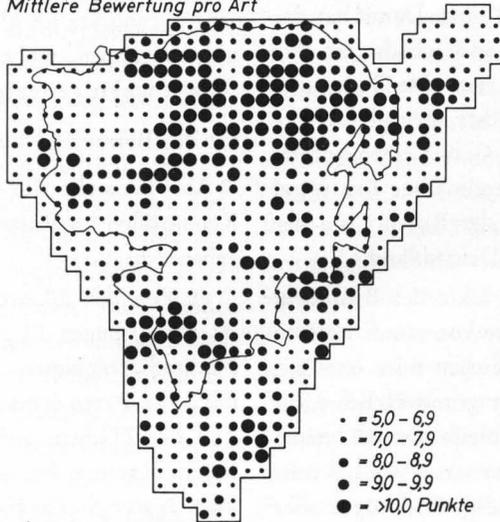
Arten Rote Liste



b)

- = 1
- = 2
- = 3
- = 4
- = 5
- = 6
- = 7-8 Arten

Mittlere Bewertung pro Art



c)

- = 5,0 - 6,9
- = 7,0 - 7,9
- = 8,0 - 8,9
- = 9,0 - 9,9
- = >10,0 Punkte

Abb. 22 3 Versuche, die Bedeutung von Teilflächen für den Naturschutz kartographisch zu erfassen (Grundlage: Quadrate zu je 6,25 ha).

a) Zahl der Brutvogelarten pro Quadrat; b) Zahl der Brutvogelarten der Roten Liste pro Quadrat; c) durchschnittlicher Wert pro Brutvogelart nach Bezzel (1980). Aus b) und c) geht hervor, daß wertvolle Lebensräume auch außerhalb der Grenzen des NSG liegen!

ist im NE-Teil des Naturschutzgebietes ein wichtiges Zentrum fast ganz erfaßt, doch andererseits sind Flächen in das Naturschutzgebiet einbezogen, die überhaupt keine derzeit gefährdeten Arten (z. B. Fichtenwälder im NW und W des Naturschutzgebietes) aufweisen. Die Grenzen des Naturschutzgebietes spiegeln unter diesem Aspekt deutlich wider, daß der Naturschutz hier wieder einmal den Weg des geringsten Widerstandes ging bzw. zu gehen offenbar gezwungen wurde. Am Südostrand des jetzigen Naturschutzgebietes verläuft die Grenze mehrfach in scharfen Knicks nach innen und spart damit mind. 5 Quadrate mit hohen bis sehr hohen Werten für bedrohte Arten aus (Abb. 22b). Dieser Grenzverlauf im Norden des Eschenloher Moores bzw. im Südteil des Ohlstädter Filzes ist vermutlich auf Druck der Landwirtschaft und der Segelflieger usw. zustande gekommen. Da hier die ausgesparten wichtigen Flächen im Bereich von Düngewiesen mit Feuchtwiesencharakter liegen, ist auch zu vermuten, daß möglicherweise rein Pflanzensoziologische Abgrenzungen den Ausschlag gaben. Das Beispiel zeigt, wie unbefriedigend gerade die in der „Biotop“-Kartierung Bayerns verwendeten pflanzensoziologischen Kriterien die Abgrenzung von potentiellen Schutzgebieten für ganze Lebensgemeinschaften und Tierpopulationen bestimmen.

c) Noch deutlicher als Artenzahl bzw. Verteilung der Arten der Roten Liste zeigt die Bewertung aller Arten nach dem Schema von BEZZEL (1980) die Schwerpunkte des Murnauer Moores als Rückzugsraum in der Kulturlandschaft auf. Während in den beiden vorstehenden Bewertungsversuchen lediglich die Zahl der Arten eine Rolle spielte, wird hier eine „Qualität“ der Arten gemessen. Dabei ergibt sich auf der Karte Abb. 22 c der besondere Wert der nicht eben artenreichen Hoch- und Niedermoorflächen vor allem im Nordteil des Schutzgebietes, aber auch in Übereinstimmung mit der Verteilung der Arten der Roten Liste, daß manche in das Schutzgebiet einbezogene Waldgesellschaften nur überall häufige Arten enthalten. Vor allem die Fichtenbestände im Nordwesten und Westen fallen nach unten aus der Wertung heraus. Viele Flächen außerhalb des Naturschutzgebietes sind als sehr wertvoll einzustufen, vor allem im Osten und im

Süden. Es handelt sich hierbei meist um relativ extensiv genutztes Grünland. „Wiesenvögel“ sind als Folge der Revolution in der Grünlandwirtschaft nicht nur heute in ganz Bayern besonders gefährdet, sondern geradezu Indikatoren für wertvolle Biotope geworden. Abb. 22 zeigt eindeutig, daß das gegenwärtige Naturschutzgebiet nicht ausreicht, den Bestand schutzbedürftiger Lebensgemeinschaften zu erhalten.

Zu einem ähnlichen Schluß muß man auch kommen, wenn man die Verbreitung der einzelnen Arten im Hinblick auf die Grenzen des Schutzgebietes kritisch überprüft. Im nachfolgenden ist der Anteil der von einer Art besiedelten Quadrate gewertet, der ins Schutzgebiet fällt. Aufgeführt sind nur die Namen der Arten der Roten Liste bzw. jener, die in der Skala von BEZZEL (1980) über 15 Punkte erreichen.

- Über 90%: 8 Arten, davon Schwarzkehlchen, Tüpfelsumpfhuhn, Krickente, Hohлтаube der Roten Liste sowie Kolkrabe.
- 80—89%: 8 Arten, davon Bekassine und Wachtel der Roten Liste.
- 70—79%: 10 Arten, davon Brachvogel und Wiesenpieper der Roten Liste.
- 60—69%: 16 Arten, davon Schilfrohrsänger der Roten Liste.
- 50—59%: 15 Arten, davon Rohrschwirl, Raubwürger, Baumfalke, Wasserralle, Wachtelkönig, Wendehals und Dorngrasmücke der Roten Liste.
- 40—49%: 7 Arten.
- 30—39%: 10 Arten, davon Neuntöter und Braunkehlchen der Roten Liste.
- 20—29%: 6 Arten.
- 10—19%: 2 Arten.
- 0— 9%: 6 Arten, davon Wasseramsel der Roten Liste.

Nicht berücksichtigt in dieser Zusammenstellung Wespenbussard und Mäusebussard.

Geht man davon aus, daß ein guter Flächenschutz etwa 70—75%, also drei Viertel, des Siedlungsgebietes einer Art absichern sollte, dann würde nur für knapp 30% der Brutvögel das neue Naturschutzgebiet einen sicheren Schutz gewährleisten.

Bei knapp 65% ist nach dem derzeitigen Stand wenigstens die Hälfte der Siedlungsfläche rechtlich geschützt. Für mehr als ein Drittel der die Landschaft des Murnauer Mooses besiedelnden Arten ist also die Lage und Größe des Schutzgebietes nicht ausreichend! Unter diesen ungenügend geschützten Arten befinden sich auf der Roten Liste Neuntöter, Braunkehlchen, Wasseramsel. Festzuhalten ist auch, daß für Rohrschwirl, Raubwürger, Baumfalke, Wasserralle, Wachtelkönig und andere gefährdete Arten gerade die Hälfte der Siedlungsfläche durch das Naturschutzgebiet erfaßt wird.

5.3 Ausblick

Aus den verschiedenen Bewertungen geht eindeutig hervor, daß das jetzt eingerichtete Naturschutzgebiet nicht ausreicht, um den übriggebliebenen Artenbestand im Murnauer Moos zu erhalten. Die Grenzen des Schutzgebietes schließen Flächen ein, die als Lebensraum für Tier und Pflanze geringe Bedeutung haben (z. B. Fichtenbestände), lassen andererseits wertvolle Flächen, die z. T. landwirtschaftlich als Grünland genutzt werden, außerhalb. Wenn der sich jetzt abzeichnende Druck der

Erschließung und Nutzung bis an die Grenzen des Naturschutzgebietes anhält, werden von den 21 Arten der Roten Liste, die derzeit noch regelmäßig im Murnauer Moos brüten, mindestens 10 verschwinden oder sehr starke Bestandseinbußen erleiden. Daher ist aus Gründen der Erhaltung von Lebensgemeinschaften unbedingt zu fordern, daß die Grenzen des Landschaftsschutzgebietes, die teilweise über jene des Naturschutzgebietes hinausreichen, erhalten und sogar noch erweitert werden (vor allem im Nordostteil), um so eine Pufferzone für das eigentliche Schutzgebiet zu bilden. Besteht jedoch im Umgriff zum Schutzgebiet keine Möglichkeit, weitere Erschließung, insbesondere technischer Art, zu bremsen, dann dürfte das vorhandene Schutzgebiet trotz seiner für heutige Verhältnisse beachtlichen Größe kaum in der Lage sein, auch nur die wichtigsten Restbestände der Vogelpopulationen zu erhalten, die ihrerseits ohne Zweifel einen großen Anteil der Biomasse der gesamten Wirbeltierpopulationen des Gebietes einnehmen.

Anschriften der Verfasser: Institut für Vogelkunde; D-8000 Garmisch-Partenkirchen, Gsteigstraße 43

Literatur

- Albrecht, P. (1977): Schlangenadler (*Circaetus gallicus*) zur Brutzeit im Murnauer Moos in Bayern. Anz. orn. Ges. Bayern 16: 90
- Bayer. Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen (1982): Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern. München
- Bezzel, E. (1980): Die Brutvögel Bayerns und ihre Biotope: Versuch der Bewertung ihrer Situation als Grundlage für Planungs- und Schutzmaßnahmen. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 133—169
- Bezzel, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Ulmer-Verlag, Stuttgart
- Bezzel, E. & J. Reichholf (1974): Die Diversität als Kriterium der Reichhaltigkeit von Wasservogel-Lebensräumen. J. Orn. 115: 50—61
- Bezzel, E. & F. Lechner (1976): Die Vogelwelt des Murnauer Mooses. Vogelbiotope Bayerns Nr. 7, 24. S.
- Bezzel, E. & F. Lechner (1978): Die Vögel des Werdenfeler Landes. Vogelkdl. Bibliothek Nr. 8, Verlag, Greven
- Bezzel, E. & F. Lechner (1981): Zur Vogelwelt des Werdenfeler Landes: Jahresbericht 1980. Garmischer vogelkdl. Ber. 9: 41—54
- Bezzel, E., F. Lechner & H. Ranftl (1980): Arbeitsatlas der Brutvögel Bayerns. Themen der Zeit, Nr. 4; Kilda-Verlag, Greven
- Bezzel, E. & H. Lembergt (1981): Das Murnauer Moos. Naturmagazin Draußen Nr. 15: 44—49
- Bolle, F. (1954): Schlangenadler, *Circaetus gallicus*, bei Murnau (Oberbayern). J. Orn. 95: 184—185
- Bolle, F. (1957): Schlangenadler in Oberbayern. Vogelwelt 78: 99—100
- Braunhofer, H. (1981): Wertvolle Feuchtgebiete am Staffelsee. Jb. Ver. Schutz d. Bergwelt 46: 81—88
- Dingler, M. (1943): Das Murnauer Moos. 2. Aufl. München
- Dingler, M. (1960): Das Murnauer Moos — gestern, heute, morgen. Jb. Ver. z. Schutz der Alpenpflanzen und -tiere 25: 28—38
- Dornberger, W. & H. Ranftl (1981): Brutbestand und Verbreitung von Rotschenkel (*Tringa to-*

- tanus*) und Uferschnepfe (*Limosa limosa*) 1980 in Bayern. Garmischer vogelkdl. Ber. 9: 1—10
- Frank, E. (1981): Weißrückenspecht *Dendrocopos leucotos* und Buntspecht *Dendrocopos major* im selben Brutbaum. Anz. orn. Ges. Bayern 20: 86—87
- Generaldirektion der Staatlichen Naturw. Sammlungen Bayerns (1982): Jahresbericht 1981. München
- Klammet, G. (1932): Beobachtungen am Kiebitz-nest. Bayerland 43: 575—576
- Klammet, G. (1935): Ein Frühling im Moor. Bayerland 46: 126—128
- Klammet, G. (1939): Im Kampf ums Dasein. Naturschutz 20: 68—69
- Klammet, G. (1949a): Die Mooskuh und der Kolk. Hochlandbote 5, Nr. 37: 3
- Klammet, G. (1949b): Brutgemeinschaft. Columba 1: 6
- Klammet, G. (1950): Freundschaft mit einem Brachvogel. Columba 2: 4—6
- Kraemer, O. (1965): Das Murnauer Moos. Jb. Ver. z. Schutz d. Alpenpflanzen und -tiere 30: 68—95
- Materialien zur Bayerischen Ornithologie
III. Beobachtungsbericht aus den Jahren 1901 und 1902. Jber. orn. Ver. München 1903: 139—184
- IV. Beobachtungsbericht aus den Jahren 1903 und 1904. Verh. orn. Ges. Bayern 1905: 77—435
- Micheler, A. (1964): Das Murnauer Moos. Jb. Ver. z. Schutz der Alpenpflanzen und -tiere 29: 75—88
- Reichholf, J. (1980): Die Arten-Arealkurve bei Vögeln in Mitteleuropa. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 13—26
- Schröder, W., W. Dietzen & U. Glänzer (1981): Das Birkhuhn in Bayern. Schr.-Reihe Naturschutz u. Landschaftspflege, Bayer. Landesamt Umweltschutz Nr. 13
- Stresemann, E. & V. (1966): Die Mauser der Vögel. J. Orn., Sonderband
- Utschick, H. (1978): Zur ökologischen Einnischung von 4 Laubsängerarten (*Phylloscopus*) im Murnauer Moos, Oberbayern. Anz. orn. Ges. Bayern 17: 209 bis 224
- Vollmar, F. (1947): Die Pflanzengesellschaften des Murnauer Moores. Ber. bayer. bot. Ges. München 27
- Wüst, W. (1976): Habichtsadler (*Hieraaetus fasciatus*) im Murnauer Moos, Obb. Anz. orn. Ges. Bayern 15: 216—217
- Wüst, W. (Hrsg. 1981): Avifauna Bavariae. Bd. 1. München

Die Vogelwelt des Murnauer Moores und seiner Randlandschaften (Stand 31. 7. 1982)

Nachstehende Liste enthält eine Auswertung aller dem Institut für Vogelkunde bekanntgewordenen Beobachtungen im Gebiet des Kartenausschnittes Abb. 2

Abkürzungen:

r = regelmäßig; ur = unregelmäßig; s = selten (Definition s. Tab. 1).

B = Brutvogel; BP = Brutpaar; G = Gastvogel; ad. = adultus (Altvogel); pulli = noch nicht selbständiger Jungvogel; juv. = Jungvogel; immat. = noch nicht geschlechtsreifer Vogel; ♂ = Männchen; ♀ = Weibchen.

Prachtaucher (*Gavia arctica*): 12. 12. 1967 1 Ex. lebend gegriffen beim Hartsteinwerk.

Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*): wohl r B; als B schon von Dingler erwähnt (1943); Hinweise auf je 1 BP von 1975, 1980 und 1981. r G Nov.—Juni, max. 6 Ex.

Rothalstaucher (*Podiceps grisegena*): s G; 18. 8. 1981 1 ad. mit 1 erwachsenen juv. auf dem Krebssee.

Rohrdommel (*Botaurus stellaris*): früher r B, jetzt als solcher verschwunden. Dingler erwähnt (1943) 2—3 r

brütende „Paare“; nach Wüst (1981) 1932 und 1933 sicher B, 1947 und 1948 von F. Bolle gehört; 23./24. 5. 1952 1 rufendes ♂. Im selben Jahr auch ein ♂ am 17./18. 5.; ferner je 1 ruf. ♂ an verschiedenen Stellen. 13. 5. 1956, 9.—28. 5. 1967, 26. 5.—19. 6. 1968, 7. 5. 1970, 21. 4. 1972. Je eine Sichtbeobachtung am 28. 7. und 19. 9. 1978. Seit 1972 jedoch kein Hinweis auf Brut.

Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*): Von Dingler (1943) als G erwähnt. Keine weiteren Beobachtungen.

Nachtreier (*Nycticorax nycticorax*): s G 17. 5. 1967 und 7. 7. 1971 je 1 immat., 21. 3. 1977 2 Ex.

Graureiher (*Ardea cinerea*): nur B am Rand; 1974 3 BP am Ostrand, 1975 war dieser Brutplatz verwaist; weiter östlich außerhalb des Gebietes 1981 3 und 1982 5 BP. r G Jan.—Juli, Okt., Nov. bis max. 11 Ex.; nach Dingler (1943) G das ganze Jahr über.

Weißstorch (*Ciconia ciconia*): nur G; Dingler (1943) schreibt: „Erscheinen alljährlich in einigen Stücken, verschwinden aber bald wieder, ohne sich zum Nisten entschließen zu können...“ Neue Daten: 16./17. 6. 1957 10, 19. 5. 1967 1, 9. 5. 1971 10 Ex.

Höckerschwan (*Cygnus olor*): Nicht ganz r B seit mind. 1970 in 1—2 BP. Offenbar werden einzelne Nester von Fischern zerstört, so z. B. 1977. 1980 kein Hinweis auf Brut; 1979 ein ♂♀ im März an der Ramsach bei Murnau; 1982 im Mai Paar mit 4 einwöchigen pulli an neu ausgebagerten Weiher an der Loisach bei Hechendorf. Bisher von März—Juni in max. 8 Ex. beobachtet.

- Saatgans (*Anser fabalis*): Am 4. 2. 1979 überfliegen 13 bis 15 Ex. das Eschenloher Moos. Dingler (1943) spricht von „Wildgänsen“ als Wintergästen. Dies ist in dieser Form sicher unwahrscheinlich, da die harten klimatischen Verhältnisse für rastende Wildgänse sehr ungünstig sind.
- Krickente (*Anas crecca*): r B, schon seit der Jahrhundertwende bekannt (Wüst 1981); bisher Gelegefunde im Mai und Junge führende ♀ im Juni, Juli; Beobachtungen von Jan.—Juli. 1977 und 1980 wurde der Brutbestand mit je 10—15 Paaren ermittelt; Brutnachweise auch 1979 und 1982.
- Stockente (*A. platyrhynchos*): r B, Bestand offenbar je nach Witterung und Wasserstand stark schwankend (vgl. auch Dingler 1943). Während 1977 etwa 55 Paare gezählt wurden, konnten 1980 Hinweise auf nur ca. 20 Paare gefunden werden. Wieviele Paare wirklich brüten, ist sehr schwer zu schätzen. Junge im Juni und Juli beobachtet. G Jan.—Aug., Okt., Nov. bis mind. 100 Ex. (Haarsee).
- Knäkente (*Anas querquedula*): Wahrscheinlich ur (vielleicht auch r) B, Brutnachweis fehlt jedoch. Möglicherweise haben einzelne Paare 1966, 1969, 1973, 1977, 1979 und 1980 Brutversuche unternommen. r G vom 28. März—30. Mai, max. 14 Ex. Dingler (1943) bezeichnet die Art nur als Gast.
- Spießente (*A. acuta*): Von Dingler (1943) als Durchzügler bezeichnet, keine neueren Beobachtungen.
- Löffelente (*A. clypeata*): s G: 28. 3. 1982 ♀ Haarsee.
- Tafelente (*Aythya ferina*): Nur G bis max. 16 Ex. Jan. bis März, Okt., Nov.
- Reihente (*A. fuligula*): Heute wohl r B. Seit Mitte der 60er Jahre mit zunehmender Regelmäßigkeit G; erste Junibeobachtung zweier Paare 1975; 1977 wurden mind. 5 ♂ ♀ als Sommerbestand geschätzt, Ende Aug./Anf. Sept. sah H. Maier ein ♀ mit 8 pulli auf der Rechthach; 1980 7 ♂ ♀ im Sommer anwesend. Bisher beobachtet Febr.—Okt. Nach Dingler (1943) nur G.
- Schellente (*Bucephala clangula*): 28. 3. 1982 ♀ Haarsee.
- Gänseäger (*Mergus merganser*): Sicher haben Gänseäger vor der Regulierung an der Loisach und vielleicht auch in den Flüssen im Moor gebrütet. Dingers (1943) „Mittlere Säger“ als Durchzügler an der Loisach sind ohne Zweifel Gänseäger gewesen. In neuester Zeit nur noch G. Folgende Beobachtungen: 8. 8. 1967 1 Loisach b. Achrain, 22. 3. 1974 ♂ ♀ und 22. 2. 1975 ♀ Haarsee, 21. 3. 1981 ♀ Loisach bei Eschenlohe.
- Wespenbussard (*Pernis apivorus*): r B, doch in neuester Zeit nur wenige Beobachtungen. 1901—1905 mehrere Sommerdaten aus Umgebung Kohlgrub, Ohlstadt, Murnau (Mat. III—IV). Nach Dingler (1943) nur gelegentlich zu sehen, doch sicher auch in dieser Zeit im Moos oder in der nächsten Umgebung brütend. 1955 bis 1970 waren max. 3—4 BP im Moos und seiner Umgebung zu schätzen (sicher in manchen Jahren weniger). 1977 und 1980 ergaben sich Anhaltspunkte nur für 1—2 BP, die möglicherweise ihren Horst am Waldrand außerhalb des Gebietes hatten; 1980 Sommerbeobachtungen. 7. Mai—19. Aug.
- Schwarzmilan (*Milvus migrans*): r G, 24. März—27. Juli, einzeln, vielleicht in manchen Fällen 1 BP in der weiteren Umgebung.
- Rotmilan (*Milvus milvus*): s G, 14. 4. 1957, 23. 9. 1959 je 1, 15. 5. und 17. 6. 1978 1 bzw. 2 (R. Lotto, Mangold).
- Schlangenadler (*Circus gallicus*): ur G; 7. 6. 1953 1 Ex., 2 Ex. blieben bis mind. Juli; 22. 7. 1956 2 und 5. 8. 1 Ex.; 30. 5.—13. 6. 1976 1 Ex.; 12.—26. 7. 1977 1 Ex.; 27. 5. und 9. 9. 1979 je 1 Ex.; 17. 5. und 26. 8. 1981 je 1 Ex. (Bolle 1954, 1957; Albrecht 1977; Bezzel & Lechner 1980, 1982; Wüst 1981).
- Rohrweihe (*Circus aeruginosus*): r G bis mind. 4 Ex.; 19. März—7. Juni; Aug., Okt. Vielleicht gelegentlich B: Nach Wüst (1981) könnte 1933/34 und 1950 bis 1959 die Art gebrütet haben, doch nähere Angaben und Hinweise fehlen. 1977 könnte ein Brutversuch stattgefunden haben.
- Kornweihe (*C. cyaneus*): nicht ganz r G; einzeln März bis Mai, Okt., Nov.
- Habicht (*Accipiter gentilis*): r B der näheren Umgebung in 1—2 BP; Hinweise auf Bruten z. B. 1972, 1977 und 1980; vielleicht auch gelegentlich im Moos selbst brütend. Als G r einzeln Jan.—Juli, Sept., Nov. Nach Dingler (1943) nur G.
- Sperber (*A. nisus*): r G, vielleicht auch ur B, einzeln März, April, Juni, Juli, Nov., Dez. Wahrscheinlich in der Umgebung mehr oder minder r B, der wohl gelegentlich auch auf den Köcheln brütet. Bereits 1904 und 1905 als Sommer- bzw. Brutvogel aus der Umgebung von Kohlgrub gemeldet (Mat. IV, V). Nach Dingler (1943) nur G.
- Mäusebussard (*Buteo buteo*): r B (auch vor 1945), bis 1975 max. 5 BP im Moos und in den Wäldern der Umgebung; 1978 Hinweise auf 3—4, 1980 auf 2 BP. Als Gast ganzjährig, meist ein bis wenige Ex. zu sehen.
- Rauhfußbussard (*B. lagopus*): s G: 10./11. 3. 1973 2 Ex.
- Schreiadler (*Aquila pomarina*): Als sicher kann wohl nur die Erlegung eines Vogels am 21. 6. 1902 bei Murnau gelten (Mat. III); Vermutungen eines ehemaligen Brutvorkommens sind wohl kaum wahrscheinlich (vgl. Wüst 1981).
- Steinadler (*A. chrysaetos*): s G: 1981 März, April, Juli, Dez. je 1 jüngerer Vogel jagend.
- Habichtsadler (*Hieraaetus fasciatus*): s G, 24.—30. 5. 1979 1 Ex.; Erstnachweis für das Gebiet der Bundesrepublik (Wüst 1976; Unterlagen IFV).
- Fischadler (*Pandion haliaetus*): Vor 1945 (Dingler 1943) wie heute s G: Mai/Juni 1968, 17. 9. 1978, 3. 5. und 30. 8. 1981 je 1 Ex.
- Turmfalke (*Falco tinnunculus*): r B, ganzjährig, im Winter aber selten, (z. B. Januar nur 1mal am 28. 1.), 1977 etwa 4 BP im Moos, 1980 mind. 2; in manchen Jahren vielfach häufiger, doch in ungünstigen Jahren wohl nur 1—2 BP.

- Rotfußfalke (*F. vespertinus*): nicht ganz r G, 25. April bis 30. Mai, Juli, Aug. bis max. 5 Ex. Schon von Dingler (1943) als G erwähnt.
- Merlin (*F. columbarius*): s G; 12. 3. 1967 ♀ (Ch. Baath, mdl. Mitt.).
- Baumfalke (*F. subbuteo*): r B, auch früher als solcher bekannt (Dingler 1943). 4—6 BP waren von 1965—1970 im Maximum für das Moos und seine Umgebung anzunehmen; 1977 und 1980 Anhaltspunkte für je 2—3 BP; 1978 max. 3, 1981 mind. 2 BP. In manchen Jahren seit 1970 aber sicher nur 1—2 BP. Maximal 10 beisammen. 21. April—5. Sept.
- Wanderfalke (*F. peregrinus*): s G; aus neuester Zeit nur je 1 Ex. am 12. 4. 1970 und 11. 12. 1979 über dem Moos jagend. Früher wohl häufiger. 10. 8. 1905 1 Ex. Kohlgrub (Mat. V), 26. 10. 1937 1 Vogel im 2. Kalenderjahr Ohlstadt (in der Zool. Staatssammlung München, Stresemann 1966).
- Birkhuhn (*Tetrao tetrix*): Das „Wahrzeichen“ des Murnauer Moores ist kurz vor der Erklärung wesentlicher Teile zum Naturschutzgebiet ausgestorben. Ob Wiederansiedlung möglich ist, muß fraglich bleiben. Um 1904 heißt es lakonisch: „Auf den Filzen ziemlich häufig“ (Mat. IV). Schon Dingler (1943) stellte fest, daß das vor kurzem zahlreiche Birkwild sich auf einen kleinen Raum am Heumooßberg zurückgezogen hatte und Balzplätze (z. B. Hohenboigenmoos) verschwunden seien. Die seit 1966 kontrollierten Restbestände konzentrierten sich auf das Gebiet um den Fügsee, Ohlstädter Filz und Eschenloher Moos. Folgende Daten sind die z. T. in Synchronzählungen ermittelten Höchstzahlen pro Jahr, die vor allem bei den ♀ nur einen Teil des tatsächlichen Bestandes angeben: Balzende Hähne (und ♀) 1967 12 (6), 1968 10 (6), 1969 14 (4), 1970 1 (4), 1974 7—8 (1), 1975 10 (4), 1977 2 (2). Dann keine balzende Hähne mehr. 1978 nur ein ♀ gesehen, 1979 4 einzelne ♂ (nach H. Maier), 1980 bis 1982 keine Birkhuhnbeobachtungen. Brutnachweise 1966 und 1969.
- Wachtel (*Coturnix coturnix*): r B, der allerdings in manchen Jahren zu fehlen scheint, z. B. bei hohem Wasserstand. Rufende ♂ wurden 1966—1970, dann erst wieder ab 1977 festgestellt. Der Bestand scheint sich innerhalb gewisser Grenzen zu halten: 1966 und 1977 je mind. 6 rufende ♂. Stichproben ergaben für die Jahre 1978—1982 je mind. 2—3 ruf. ♂ an verschiedenen Stellen; nur 1980 wurde trotz Suche keine Wachtel gehört. Sicher ist der Maximalbestand in günstigen Jahren höher als die bisherigen Zahlen vermuten lassen. Das Brutvorkommen ist seit mind. 1953 bekannt. Dingler (1943) zählt die Wachtel zu den Durchzüglern. Es kann durchaus sein, daß die Art erst später mit zunehmender landwirtschaftlicher Nutzung sich als B angesiedelt hat. 18. Mai—12. Juli.
- Fasan (*Phasianus colchicus*): Trotz denkbar ungünstiger Voraussetzungen scheint auch das Moos von Aussetzungsversuchen der Jäger nicht verschont zu werden. Zu dauerhaften Ansiedlungen des Fasans ist es nicht gekommen.
- Wasserralle (*Rallus aquaticus*): r B, 1977 Hinweise auf mind. 3, 1980 auf mind. 2 BP; Gesamtbestand in günstigen Jahren sicher höher, vielleicht auf max. 10 BP zu schätzen. 9. April—Sept.; am 18. 12. 1981 1 Ex. nahe Steinköchel beobachtet.
- Tüpfelsumpfhuhn (*Porzana porzana*): wohl r B in einzelnen Paaren, Nestfund 1977, Rufe und Frühjahr- bzw. Sommerbeobachtungen 1967, 1968, 1971, 1975. 17. April—Juli.
- Kleines Sumpfhuhn (*P. parva*): 28. 9. 1969 ♂ (Burk in Bezzel & Lechner 1978); Ende April 1980 1 Ex. frisstot im Eschenloher Moos (Mangold in Bezzel & Lechner 1981).
- Wachtelkönig (*Crex crex*): r B, Mindestanzahl rufender ♂ (Teilergebnis) 1966 10—15, 1967 8—10, 1970 11, 1975 10—15, 1977 16 (+ 1mal pulli) und 1980 ca. 20 rufende ♂ als Gesamtbestand ermittelt. Auch 1981 mind. 12—16 ruf. ♂. Angesichts der außerordentlichen Bedrohung dieser Art in Mittel- und Westeuropa haben diese Vorkommen mit max. wohl mind. 20 BP überregionale Bedeutung. Der Brutplatz ist seit mind. 1927 bekannt (Wüst 1981). Beobachtungen von 4. Mai—24. Juli, einmal 13. Nov.
- Teichhuhn (*Gallinula chloropus*): r B; 1977 und 1980 nur Hinweise auf je 1—2 BP; 1982 Nestfund; max. pro Jahr wohl kaum über 5 BP. Bereits von Dingler (1943) als B genannt. Auch als regelmäßiger Gast einzeln. 7. März—7. Okt., einmal 14. Jan. 1 Ex. Loisach.
- Bläßhuhn (*Fulica atra*): r B, bereits von Dingler (1943) genannt. Bestand sehr klein, manche Plätze nicht mehr besetzt. 1977 mind. 4—6 BP, 1980 mind. 3 BP, davon mind. 2 erfolgreich. Maximalbestand wohl zwischen 5 und 10 BP. Ganzj. G, max. 55 Ex.
- Kranich (*Grus grus*): Nach Jäckel (1881) brütete der Kranich noch um 1858 im Moos (zwei BP am Staffelsee und am Kochelsee bei Schlehdorf). Nach Dingler (1943) blieb der Brutplatz bis etwa 1890 besetzt. Nach Düll (in Wüst 1981) wurden die Kraniche 1897 zum letzten Mal beobachtet. Im Bericht Dülls heißt es ferner: „Solange sie im Moos brüteten, unternahmen die Alten mit ihren Jungen anfangs September Flüge über Murnau und schon gegen Mitte September strichen sie ab. Die Brutstätten waren nördlich vom Schmatzerköchel zwischen Rechtach und Ramsach im hohen Schilf, meistens in der Nähe der Altwässer und am Ufer der Rechtach. 4—5 Paare brüteten.“ Zwischen 1920—1925 wurde im Frühjahr 1 Paar Kraniche beobachtet, die aber nicht brüteten (Düll in Wüst 1981).
- Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*): 1980 brütete 1 Paar an einer Kiesfläche an der Loisach (Juni, Juli); 1981 1 erfolgreiche Brut bei Hechendorf. Sonst keine Beobachtungen.
- Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*): s G; am 27. 4. 1977 2 Ex.
- Kiebitz (*Vanellus vanellus*): r B; 1977 wurden 24, 1980 20 BP ermittelt. 1981 dagegen zur Brutzeit nur max. 3 Vögel gesehen. 18. Febr.—Juli; größere Rastkonzentrationen bisher nicht beobachtet (Ausnahme 17. 12. 1981 200—300 Ex. auf Winterflucht). Auch früher recht geringer Bestand (Dingler 1943). Hohe Brutver-

- luste durch ungünstige Frühjahrswitterung treten oft ein.
- Kampfläufer (*Philomachus pugnax*): s G, 13. 5. 1956 1 Ex.
- Zwergschnepfe (*Lymnocyptes minimus*): 7. 12. 1978 1 Ex. verletzt gefunden im Niedermoos SW Haarsee.
- Bekassine (*Gallinago gallinago*): r B, als Gesamtbestand 1977 ca. 50, 1980 höchstens 45 BP ermittelt. Anwesend März—Dez., ausnahmsweise 1 Ex. 4.—7. 2. 1979.
- Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*): Möglicherweise r einzelner B an den Köcheln, fast keine Beobachtungen. Im Juni 1977 2 Ex. mehrfach am Schmatzer- und Weghausköchel fliegen sehen; sonst nur Einzelbeobachtungen von Aug., Okt. und Nov.
- Uferschnepfe (*Limosa limosa*): Von Dingler (1943) als Durchzügler aufgeführt; bisher keine neueren Beobachtungen. Gastvorkommen jedoch sehr wahrscheinlich.
- Regenbrachvogel (*Numenius phaeopus*): s G, im April 1976 6 und 1979 2 Ex. (H. Maier).
- Brachvogel (*N. arquata*): r B; Gesamtbestand 1968 18 bis 22, 1977 14, 1980 13, 1981 5—6 BP. Früher war der Bestand sicher größer, hat aber in manchen Jahren starke Verluste durch Hochwasser usw. hinnehmen müssen (vgl. Dingler 1943, Klammet 1939). Möglicherweise Rückgang. 19. März—Juli.
- Rotschenkel (*Tringa totanus*): ehemaliger B. Nach Wüst (1981) und Klammet (1939) in den 30er Jahren mind. 2 BP, wahrscheinlich sogar mehr. 1947 vielleicht, in den Vorjahren sicher 1 BP. 1950 und 1951 je mind. 1 BP während der ganzen Brutzeit anwesend. Seither nur seltener G, nämlich 27. und 29. 7. 1962 je 1 geh. Eschenloher Moos und 27./28. 4. 1977 2 Ex.
- Grünschenkel (*T. nebularia*): s G: 27./28. 4. 1977 13 bzw. 15 Ex.
- Waldwasserläufer (*T. ochropus*): r G in 1—2 Ex.; April/Mai und Juli/Aug.
- Bruchwasserläufer (*T. glareola*): ur G, max. 18 am 19. 8. 1979, Mai, Juli, Aug.
- Flußuferläufer (*Actitis hypoleucos*): ur G, Juli, Aug., bis max. 5 Ex.
- Lachmöwe (*Larus ridibundus*): Nach Dingler (1943) ausnahmsweise einzeln brütend, doch damals bis heute r G in meist kleiner Anzahl, vor allem bei Hochwasser. März—Juli; max. ca. 300 Ex.
- Hohltaube (*Columba oenas*): r, doch seltener B; 1977 1, 1980 2 BP erfaßt, 1981 mind. 1 BP. Einige weitere BP auch am SW-Rand in den Wäldern. Bis jetzt nur im Mai, Juni, Sept. festgestellt.
- Ringeltaube (*C. palumbus*): r B; 1977 ca. 15 BP, 1980 wohl etwas weniger. März—Okt.; max. 40 Ex. im Herbst.
- Turteltaube (*Streptopelia turtur*): r G Mai, jeweils 1—2 Ex.
- Türkentaube (*St. decaocto*): s G; 14. 6. 1977 überfliegen 2 den Heumoosberg.
- Kuckuck (*Cuculus canorus*): r B, 7. April—26. Aug. 1977 ca. 65 rufende ♂, 1980 ca. 50. Als Wirtsvogel bisher Wiesenpieper festgestellt.
- Schleiereule (*Tyto alba*): ur Gast. Febr. 1964 bei Ohlstadt 1 Ex. tot gefunden; 23. 4. 1973 1 Ex. in einer Scheune; Dez. 1975 mehrmals in einer Scheune in Niedermoos nachgewiesen; 4. 11. 1979 frische Gewölle in einem Nistkasten.
- Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*): G; 7. 1. 1965 1 Ex. gegriffen.
- Waldkauz (*Strix aluco*): r B auf den Köcheln. 1977 Hinweise auf etwa 3—4 BP, 1980 keine Beobachtungen, doch 1982 Balzrufe. Wahrscheinlich in günstigen Jahren über 5 BP ganzjährig.
- Waldohreule (*Asio otus*): r B, doch Bestand in letzter Zeit sehr niedrig, wahrscheinlich in Abhängigkeit vom Nahrungsangebot sehr stark schwankend. 1968 mind. 7—8 BP, 1977 wohl nur 1—2 BP, 1979 1 Brut nachgewiesen, 1980 und 1982 keine Beobachtung trotz intensiver Suche. Febr.—Nov.
- Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*): s G; Ende Aug. 1967 1 Ex.
- Mauersegler (*Apus apus*): r G von den nahegelegenen Brutplätzen (z. B. Murnau), doch nur einzeln und keine größeren Konzentrationen (max. ca. 30 Ex.), Mai bis Juli; Ausnahmedaten: 3. 10. 1981 einige über Eschenlohe (B. Wurster).
- Eisvogel (*Alcedo atthis*): Nach Dingler (1943) war der Eisvogel B an der Loisach, doch unterhalb Eschenlohe seit mind. 1966 kein Hinweis auf Brut; auch als Gast sehr ur. Aus neuester Zeit nur je 1 Beobachtung im Juli, Aug. und Okt.
- Bienenfresser (*Merops apiaster*): s G. 10. 5. 1967 5 Ex.
- Blauracke (*Coracias garrulus*): s G; 17. 6. 1972 1 Ex. bei Eschenlohe.
- Wiedehopf (*Upupa epops*): wahrscheinlich r G, einzeln August—Mai.
- Wendehals (*Jynx torquilla*): r B in wenigen Paaren. 1977 Hinweis auf mind. 6 BP, 1980 nur 1 Nachweis, 1981 mind. 2—3 BP, 1966—1970 konnten jeweils nur Einzelpaare nachgewiesen werden. 24. April—2. Sept.
- Grauspecht (*Picus canus*): r B, 1977 mind. 5, 1980 mind. 2 BP. Weitere BP in der unmittelbaren Umgebung. Ganzjährig.
- Grünspecht (*P. viridis*): r B, 1977 6—8, 1980 ca. 5 BP im Moos, weitere in der unmittelbaren Umgebung. Ganzjährig.
- Schwarzspecht (*Dryocopus martius*): ur B; Brutzeitbeobachtungen 1956, 1960, 1968 und 1969. 1977 und 1980 nicht bemerkt! März, Mai, Juli.
- Buntspecht (*Dendrocopos major*): r B, ganzjährig. 1977 Hinweis auf 9, 1980 auf mind. 5—6 BP. Möglicherweise in manchen Jahren Bestand etwas größer.
- Weißrückenspecht (*D. leucotos*): Bisher nur einmal Brut am Steinköchel in einer Erle nachgewiesen (Frank 1981). April—Juni. In anderen Jahren keine Beobachtungen.
- Kleinspecht (*D. minor*): Könnte gelegentlich in einzelnen Paaren brüten, bisher jedoch nur Feststellung 1968 (Mai), 1977 (März) und 1980 (Juni).
- Heidelerche (*Lullula arborea*): 8. 3. 1975 11 Ex.; die

- Beobachtung eines fütternden Altvogels am Wiesmahdköchel scheint uns nicht genügend gesichert; ein gelegentliches Brutvorkommen ist jedoch denkbar.
- Feldlerche (*Alda arvensis*): r B, 2. März-31. Okt.; ausnahmsweise auch Januar (2mal) und Ende Februar (1mal) in der Nähe der Siedlungen. Bestände offenbar schwankend. 1977 etwa 255 Paare, 1980 nur etwa 150.
- Rauchschwalbe (*Hirundo rustica*): r B in einigen Gebäuden, die gerade noch innerhalb der Grenzen des Untersuchungsgebietes liegen. Nach Teilergebnissen 1977 und 1980 ist mit maximal etwa 20 BP zu rechnen. 25. März—Sept.; oft Hunderte über dem Moos jagend.
- Mehlschwalbe (*Delichon urbica*): r B; Brutgebiet und Verbreitung ähnlich Rauchschwalbe. April—Sept.
- Brachpieper (*Anthus campestris*): s G; 28. 4. und 21. 5. 1968 1 bzw. 2 Ex.; 1. 4. 1981 1 Ex. mit Balzflug; 1. 6. 1982 1 Ex. (A. Remeus).
- Baupieper (*A. trivialis*): r B, 1977 ca. 160, 1980 240 bis 250 Reviere ermittelt. März—Oktober.
- Wiesenieper (*A. pratensis*): r B; 1977 ca. 150, 1980 ca. 240 Brutreviere ermittelt. März—Okt.
- Wasserpieper (*A. spinoletta*): r G bis max. 10 Ex.; Dez., Jan., April.
- Schafstelze (*Motacilla flava*): ur B und wohl r G; 1977 wurde ein Nest mit Jungen gefunden (E. Frank in Bezzel & Lechner 1978). Im Juni 1980 überflog 1 Ex. warnend die Feuchtwiesen an der nördlichen Ramsach. Einzelne Bruten südlich der Grenze des geschlossenen Verbreitungsgebietes sind auch an anderen Stellen des Alpenrandes nachgewiesen worden. Mai, Juni, max. über 20 im Trupp.
- Gebirgsstelze (*M. cinerea*): r B, vor allem an der Loisach. 1977 ca. 6, 1980 ca. 5 BP. März—Okt.
- Bachstelze (*M. alba*): r B; 1978 60—70, 1980 mind. 40 BP. März—Sept.
- Seidenschwanz (*Bombycilla garrulus*): s G; 15. 12. 1967 1, 9. 1. 1974 6 Ex.
- Wasseramsel (*Cinclus cinclus*): r B in ein bis wenigen Paaren an der Loisach wie schon zu Dinglers (1943) Zeiten. Im eigentlichen Moos fehlend. Ganzjährig.
- Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*): r B; 1977 140 bis 150, 1980 110—120 Reviere festgestellt; März—Okt.
- Heckenbraunelle (*Prunella modularis*): r B; 1977 ca. 50, 1980 ca. 40—50 BP ermittelt; März—Okt.
- Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*): r B; 1977 100—120, 1980 90—110 BP ermittelt; März—Okt.
- Nachtigall (*Luscinia megarhynchos*): s G; je ein sing. ♂ am 18. 4. 1977 und 3. 5. 1980; Hinweise auf zumindest gelegentliche Brutvorkommen fehlen.
- Blaukehlchen (*Luscinia svecica*): Bis einschließlich 1979 keine Beobachtung. 1980 Beobachtungen vom 6.—23. 5., die eine Brut bzw. einen Brutversuch von 1—2 Paaren wahrscheinlich machen.
- Hausrotschwanz (*Phoenicurus ochruros*): r B, auch auf den Heustadeln der Düngewiesen. 1977 Hinweise auf 15, 1980 20—25 BP; vielleicht auch mehr. 27. März bis 15. Okt.
- Gartenrotschwanz (*Ph. phoenicurus*): r B, doch sehr wenige BP. 1970 und 1980 je 1—2 BP; zumindest in den 60er Jahren deutlich häufiger, allerdings lagen die wichtigsten Beobachtungen in den Gebieten der Dörfer und Höfe größtenteils außerhalb der hier gezogenen Grenzen; 11. April—Juli.
- Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*): r B, 1977 240—250, 1980 170—180 BP ermittelt. 24. März—Aug.
- Schwarzkehlchen (*S. torquata*): r B. Das Vorkommen ist von besonderem Interesse, da es vollkommen isoliert ist. Möglicherweise siedelt die Art schon länger im Moos. Brutnachweise einzelner BP liegen vor 1967, 1970, 1977; Sommerbeobachtungen bzw. Feststellungen singender ♂ 1969, 1978, 1979, 1980. Bisher max. 2 bis 3 BP zu vermuten (z. B. 1977). Mai, Juni, Aug.
- Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*): r G, 28. März bis 20. Mai, Aug. Bei starkem Durchzug bis 10 Ex. an einem Platz.
- Ringdrossel (*Turdus torquatus*): ur G, April; einzeln.
- Amsel (*Turdus merula*): r B; 1977 190—200 BP; 1980 ca. 150 geschätzt. Ganzjährig, im Winter jedoch nur sehr wenige.
- Wacholderdrossel (*T. pilaris*): r B, schon 1904 und 1905 war die Art offenbar häufiger B in den Hochmoorgebieten (Mat. IV, V). Auch Dingler (1943) nennt sie als B. Gesamtzahl schwer zu schätzen; 1977 brüteten 300—350 BP (vielleicht auch mehr), 1980 offenbar weniger. 2. Febr.—17. Nov.; im Frühjahr gelegentlich Trupps von 100 Ex.
- Singdrossel (*T. philomelos*): r B; 1977 ca. 100—120, 1980 90—110 BP geschätzt. 5. März—Sept.
- Rotdrossel (*T. iliacus*): r G; April, Okt./Nov. bis 20—25 Ex. in Trupps.
- Misteldrossel (*T. viscivorus*): r B; 1977 25—30, 1980 20 bis 25 BP geschätzt, wahrscheinlich in dichten Waldbeständen mehr BP. 4. März—Juli.
- Feldschwirl (*Locustella naevia*): r B, 1977 80—100, 1980 100—130 sing. ♂. 24. April—24. Juli. Schon von Dingler (1943) als Brutvogel genannt.
- Rohrschwirl (*L. luscinoides*): r B, doch offenbar erst nach 1950 eingewandert. 1956, 1964 und 1966 je 1 sing. ♂, 1977 7 und 1980 mind. 2 sing. ♂. Mai—Juli.
- Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*): r B; 1977 7—8, 1980 13 sing. ♂. Schon von Dingler (1943) als B genannt. Mai/Juni.
- Sumpfrohrsänger (*A. palustris*): r B; sowohl 1977 als 1980 120—130 sing. ♂ ermittelt. Der Bestand hat möglicherweise in den letzten Jahrzehnten zugenommen. Mai—Juli.
- Teichrohrsänger (*A. scirpaceus*): r B; die Zahl der 1977 und 1980 ermittelten sing. ♂ liegt je zwischen 130 und 140. Wahrscheinlich mind. 150 BP. Mai—Aug.
- Drosselrohrsänger (*A. arundinaceus*): Muß derzeit als r B ausgestorben gelten. Nach Dingler (1943) offenbar nicht seltener B; bis mind. 1971 3—5 sing. ♂ jährlich; 1977 und 1980 keine festgestellt, auch 1978, 1979 und 1981 bei allerdings nicht systematischer Nachsuche keine gehört.

- Gelbspötter (*Hippolais icterina*): r B, 1977 mind. 10, 1980 mind. 3 sing. ♂, 1982 2 sing. ♂ (Stichproben). Mai—Juli.
- Klappergrasmücke (*Sylvia curruca*): r B; 1977 20—25, 1980 35—40 sing. ♂ registriert. Mai—Aug.
- Dorngrasmücke (*S. communis*): r B, offenbar starke Abnahme: 1966—1970 sicher über 10—15 BP jährlich; 1977 Hinweis auf 3 BP, 1980 2 sing. ♂ und ein fütterndes ♂ ♀ sowie an einer weiteren Stelle 2 Ex. gesehen. 1981 mind. 3 sing. ♂. Mai—Juli.
- Gartengrasmücke (*S. borin*): r B, 1977 82 und 1980 87 sing. ♂ registriert. Mai—Juli.
- Mönchsgrasmücke (*S. atricapilla*): r B, 1977 150, 1980 160 sing. ♂ registriert. April—Juli.
- Berglaubsänger (*Phylloscopus bonelli*): r B, 1977 mind. 11, 1980 8 sing. ♂ registriert. Mai, Juni.
- Waldlaubsänger (*Ph. sibilatrix*): r B; 1977 mind. 11, 1980 21 sing. ♂ registriert. Mai—Juli.
- Zilpzalp (*Ph. collybita*): r B; 1977 210, 1980 235 sing. ♂ registriert. März—Sept.
- Fitis (*Ph. trochilus*): r B, 1977 310, 1980 270 sing. ♂ registriert. April—Aug.
- Wintergoldhähnchen (*Regulus regulus*): r B; 1970 Hinweise auf ca. 35, 1980 auf ca. 55 BP. Ganzjährig.
- Sommergoldhähnchen (*R. ignicapillus*): r B, 1977 58, 1980 62 sing. ♂ registriert. April—Sept.
- Grauschnäpper (*Muscicapa striata*): r B; 1977 ca. 8, 1980 ca. 7 BP innerhalb der Grenzen des Untersuchungsgebietes; die meisten Paare brüten in den Dörfern außerhalb. 1. Mai—1. Sept.
- Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*): r B; 1977 3, 1980 2 BP ermittelt, sicher in manchen Jahren mehr. Mai bis Juli.
- Schwanzmeise (*Aegithalos caudatus*): r B, 1977 5—6, 1980 ca. 5 BP bzw. Familien ermittelt. Jan.—Aug.
- Sumpfmeise (*Parus palustris*): r B; 1977 15—20, 1980 10—15 BP. Ganzjährig.
- Weidenmeise (*P. montanus*): r B; sowohl 1977 als auch 1980 Hinweise auf 30—35 BP. Ganzjährig.
- Haubenmeise (*P. cristatus*): r B; 1977 etwa 30, 1980 etwa 15 BP geschätzt. Ganzjährig.
- Tannenmeise (*P. ater*): r B; 1977 etwa 100, 1980 etwa 70—80 BP zu schätzen. Ganzjährig.
- Blaumeise (*P. caeruleus*): r B, 1977 Hinweis auf 40—50, 1980 auf 30—40 BP. Ganzjährig.
- Kohlmeise (*P. major*): r B; 1977 130—150, 1980 90—110 BP zu schätzen. Ganzjährig.
- Kleiber (*Sitta europaea*): r B; 1977 20—25, 1980 15—20 BP. Ganzjährig.
- Waldbaumläufer (*Certhia familiaris*): r B; 1977 12, 1980 14 BP ermittelt. Ganzjährig.
- Gartenbaumläufer (*C. brachydactyla*): Bisher nur wenige Nachweise; möglicherweise vereinzelter und ur B: Mai 1982 bei Ohlstadt, März 1979 1 singend Weghauser Köchel, Mai 1980 1 singend südl. Hechendorf.
- Pirol (*Oriolus oriolus*): ur und einzelner G im Mai und Sept.
- Neuntöter (*Lanius collurio*): r B; in letzter Zeit jedoch Rückgang. 1968 mind. 11 BP ebenso 1977; 1980 nur 4—5 BP, 1982 trotz Suche kein Nachweis, auch 1981 bei Stichprobenkontrollen keine Beobachtungen. Mai bis Aug.
- Raubwürger (*L. excubitor*): Noch r B, aber sehr bedroht. Bis 1968 mind. 3 BP, 1977 an 2 Stellen je 1 Ex. gesehen, 1978 1 Sommer-, 1972 2 Winterbeobachtungen, 1980 ein BP mit mind. 3 flüggen juv., 1981 1 ad. mit 2 flüggen juv. und wahrscheinlich noch ein weiteres Paar; 1982 1—2 BP wahrscheinlich. Bereits von Dingler (1943) als Brutvogel genannt. Ganzjährig.
- Rotkopfwürger (*L. senator*): s G. 16. 9. 1968 1 Ex.
- Eichelhäher (*Garrulus glandarius*): r B; 1977 Hinweis auf 22, 1980 auf 13 BP; Bestand aber wohl größer. Ganzjährig.
- Elster (*Pica pica*): r B; doch geringer Bestand. 1977 Hinweis auf 4, 1980 nur auf 1—2 BP; alle in Randgebieten. Fehlt im Moos. Ganzjährig.
- Tannenhäher (*Nucifraga caryocatactes*): s G; 1 Augustbeobachtung. Sicher im Herbst regelmäßiger.
- Dohle (*Corvus monedula*): ur G am großen Schuttplatz nordöstlich Grafenaschau. April, Mai.
- Rabenkrähe (*C. corone*): r B; Bestand unbekannt, wahrscheinlich im Moos weniger als 20 BP. Ganzjährig.
- Kolkrahe (*C. corax*): Seit Ende der 60er Jahre 1 BP am Langen Köchel (Felsbrüter), das auch 1977 und 1980 bestätigt werden konnte. Vielleicht mitunter noch ein Baumbrüterpaar auf einem der Köchel. Einzelne überfliegen das ganze Jahr über das Moos. Dingler (1943) notierte den Kolkrahen als „neuerdings häufiger werdenden“ Gast.
- Star (*Sturnus vulgaris*): r B, 1977 23, 1980 24 BP ermittelt. Im Spätsommer Trupps bis zu 300. 28. Febr. bis 21. Okt.
- Hausperling (*Passer domesticus*): r B an den Häusern im Randgebiet. Fehlt an den Gebäuden im Moos. Größe des Bestandes innerhalb der Grenzen auf 30 bis 50 BP zu schätzen. Ganzjährig.
- Feldsperling (*P. montanus*): r B im Bereich landwirtschaftlicher Anwesen in wenigen Paaren. 1977 und 1980 weniger als 10 BP. Nach der Brutzeit Trupps bis 15—20 Ex. Ganzjährig.
- Buchfink (*Fringilla coelebs*): r B; 1977 und 1980 je an die 300 BP ermittelt. Bisher März—Sept.
- Bergfink (*F. montifringilla*): sicher r G; Herbst und Frühjahr, ein Dezemberdatum (10 Ex.).
- Girlitz (*Serinus serinus*): Bis 1980 keine Beobachtung. Im Mai 1980 an 2 Stellen je 1 ♂ singend bzw. gesehen.
- Grünling (*Carduelis chloris*): r B, 1977 etwa 30, 1980 etwa 45 BP zu schätzen. Ganzjährig.
- Stieglitz (*C. carduelis*): r B; 1977 und 1980 30—50 BP zu schätzen. Bestandsaufnahmen sind schwer durchzuführen; fehlt in den feuchten Teilen; im Herbst Trupps bis zu 30 Ex. April—Sept.

- Zeisig (*C. spinus*): Obwohl bis 1976 nur als Gast festgestellt wahrscheinlich r B in sehr stark wechselnder Dichte. 1977 Hinweis auf 4, 1980 auf mind. 4—7 BP. Wahrscheinlich brüten in günstigen Jahren mehr. Bisher März, Mai, Juni, Dez. festgestellt; max. 40 im Trupp.
- Hänfling (*C. cannabina*): Einzelne Sommerbeobachtungen 1958, 1962, 1971 und 1972. Möglicherweise also ur B. 1977 und 1980 Hinweis auf mind. 10 BP im Kulturland; ist also jetzt als r B zu betrachten. April bis Juli.
- Birkenzeisig (*C. flammea*): Bis 1973 nur ur G im Winter. 1977 und 1980 wohl je 8—12 BP; diese Bestandsangaben sind sicher Mindestzahlen. Die Neuansiedlung steht im Zusammenhang mit zahlreichen weiteren Ansiedlungen in den Tälern und im Vorland. Bis jetzt Beobachtung Jan., April—Juli, Dez.
- Fichtenkreuzschnabel (*Loxia curvirostra*): Im Rahmen des etwas unsteten Auftretens dieser Art auch im Alpenraum sicher r B in sehr unterschiedlicher Dichte. Bisher in 7 Jahren seit 1966 beobachtet in den Monaten Febr.—Aug. Größte Trupps 20—25 Ex. 1977 und 1980 sicher je mind. 10 BP.
- Karmingimpel (*Carpodacus erythrinus*): Wahrscheinlich brütet dieser Neueinwanderer bereits im Murnauer Moos, wenn auch noch kein Nachweis erbracht wurde. Die Chronik der Beobachtungen:
- 1976 12. 6. ein sing. graues ♂ an der Ramsach im Nordteil und am selben Tag zwischen Langem Köchel und Steinköchel 4,5 km südlich ein ♂ und vermutlich ♀ (Wüst 1976).
- 1977 trotz Suche keine Beobachtung.
- 1978 4. 6. mind. 3 sing. ♂ Ramsach—Rollischsee; 6. und 7. 6. immer nur 1 sing. ♂ da; am 20. 6. dort keine bemerkt.
- 1979 30. 5. 1 sing. ♂ wieder an der Ramsach im Nordteil.
- 1980 9. 6. 1 sing. ♂ südöstlich Moosbergsee; 13. 6. mind. 1 sing. ♂ südlich Langer Köchel, am 17. 6. und 20. 7. dort kein Nachweis mehr; 16. 6. 1 sing. ♂ weiter südlich (Apfelbichel).
- 1981 17. 5. 1 sing. ♂ bei Schwaigen.
- Gimpel (*Pyrrhula pyrrhula*): r B; 1977 Hinweis auf 10 bis 15, 1980 auf 15—20 BP. Ganzjährig.
- Kernbeißer (*Coccothraustes coccothraustes*): ur B; wie alle Brutplätze im Werdenfelser Land und seiner Umgebung scheinen auch die Wälder auf den Köcheln nur ur besiedelt zu sein. Beobachtungen: Ende April/Mai 1974, Mai 1977 sowie Mai 1980 Altvogel mit flüggen Jungen. Ferner 2 Ex. im Dez. 1981.
- Goldammer (*Emberiza citrinella*): r B; 1977 ca. 20, 1980 15—20 BP. Ganzjährig.
- Rohrammer (*E. schoeniclus*): r B; 1977 ca. 165, 1980 ca. 140 sing. ♂ ermittelt. 12. März—Sept.
- Graumammer (*Miliaria calandra*): Im Südteil kam es zu einer vorübergehenden Ansiedlung: 27. 6. 1959 3 sing. ♂, 22.—30. 7. 1962 1—2 sing. ♂, Frühjahr 1964 bis 3 sing. ♂, 26. 6.—9. 7. 1966 1 sing. ♂, Mai/Juni 1967 2 sing. ♂, 17. 6. 1970 1 sing. ♂, danach keine Feststellungen mehr.

Zur Besiedelung und Vegetationszusammensetzung künstlich begrünter Weinbergböschungen

von *Thomas Schauer*

Weinbergsbereinigungen haben einen Verlust an wertvollen Biotopen und deren Pflanzen- und Tierwelt zur Folge. Durch den damit verbundenen Ausbau des Wegenetzes wird zusätzlich in nicht oder nur extensiv genutzte Flächen, meist Trockenhänge mit Magerrasen und Gehölzstreifen, die einen beträchtlichen Teil unserer gefährdeten Blütenpflanzen beherbergen, eingegriffen. Man ist zwar bemüht, durch künstliche Begrünung der nicht bewirtschaftbaren Flächen die Folgen der baulichen Eingriffe zu beseitigen, aber die wenigen im Handel erhältlichen Arten der Ansaatmischungen können nur wenig zum Artenschutz und zur Wiederherstellung der ursprünglichen Biotope beitragen. Die Ansaat kann eine gewisse Stabilisierung der Hänge bewirken, die Folgen der Eingriffe optisch ausgleichen und zu einem gefälligerem Landschaftsbild beitragen.

Die Bedeutung der angesäten (oder auch unbegrünt) Böschungen für den Naturhaushalt liegt in der Bereitstellung von Flächen, auf denen keine Nutzung und keine weiteren verändernden Eingriffe erfolgen, so daß sich dort wieder eine reichhaltige Flora und Fauna einstellen kann, sofern noch genügend Samenpotential an Ort und Stelle und ein reiches Arteninventar in unmittelbarer Umgebung vorhanden sind.

Die Untersuchungen haben ergeben, daß die Artenzusammensetzung auf den neugeschaffenen Böschungsstandorten wesentlich vom Artenreich-

tum und von der Artenzusammensetzung der nahen Umgebung abhängen. Grenzen die angesäten Böschungsfächen an naturbelassene, artenreiche Biotope an, so finden sich nach wenigen Jahren auf engem Raum 80 bis 100 Arten, darunter zahlreiche seltene und sogar gefährdete Blütenpflanzen wie der Halbtrocken- und Magerrasen ein. Sind die neu angelegten Standorte nur von landwirtschaftlichen Nutzflächen umgeben, so werden jene hauptsächlich von verbreiteten Arten der Unkraut- und Schuttfuren besiedelt.

Die Wiederherstellung oder Schaffung naturnaher Lebensräume nach baulichen Maßnahmen ist zwar möglich, Voraussetzungen aber sind die Bereitstellung von Flächen mit nährstoffarmen Standortbedingungen und die Erhaltung von intakten Restflächen, von denen aus eine Einwanderung und Besiedlung der neuen Standorte erfolgen kann.

Nur ein dichtes Netz von artenreichen Restbiotopen garantiert die Wiederansiedlung, Ausbreitung und damit den Fortbestand unserer gefährdeten Pflanzen- und Tierwelt.

Die hier gewonnenen Ergebnisse über die Vegetationsentwicklung auf angesäten Weinbergböschungen sind nicht auf die Verhältnisse bei Begrünung von Skipisten im Gebirge übertragbar, da sich die ursprüngliche Vegetation unter den ungünstigen Klima- und Bodenverhältnissen und den zusätzlichen Belastungen durch den Pistenbetrieb in absehbarer Zeit nicht einstellen kann.

Neben den Feuchtgebieten gehören die Standorte mit Magerrasen, Trocken- und Halbtrockenrasen zu den bedrohten Lebensräumen. Diesen Biotoptypen gemeinsam ist eine nur extensive Nutzung und damit eine hohe Artenzahl an Pflanzen und Tieren, die in der übrigen intensiv genutzten Kulturlandschaft kaum noch Lebensmöglichkeiten besitzen. Die Halbtrockenrasen und Magerrasen sind Lebensräume, denen der Mensch vor vielen hundert Jahren durch extensive Nutzung zu einer starken Flächenausdehnung verholfen hat. Auf diesen Sekundärbiotopen kam die Vegetation der lichtliebenden Trocken- und Halbtrockenrasen mit zahlreichen Vertretern südlicher und südöstlicher Verbreitung zur Entfaltung. Als vor rund hundert Jahren ein starker Landverbrauch durch die Bautätigkeit und eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Flächen einsetzte, begann — zunächst unmerklich, in den letzten Jahrzehnten aber immer unaufhaltsamer — die Bedrohung dieser naturnahen, anthropogenen Lebensräume. Zunächst konnten die Pflanzen der Magerrasen ausweichen, indem sie neu entstehende Flächen wie Bahndämme und Hochwasserschutzdeiche besiedelten. Manche Hochwasserschutzdämme entlang der großen Flüsse, die vor rund 50 Jahren gebaut wurden, tragen heute eine artenreiche und schützenswerte Vegetation. Diese Standorte wurden für viele Pflanzen und Tiere zu Rückzugsgebieten, da deren ursprüngliche Lebensräume — größtenteils naturnahe Sekundärbiotope — zusammenschumpften. Aber auch auf diesen „Tertiärbiotopen“ sind durch Eingriffe und vor allem durch deren Isolation artenmäßige Einbußen zu verzeichnen (s. auch MADER 1980). Vollends zum Erliegen der Halbtrocken- und Magerrasen kommt es, wenn durch Baumaßnahmen oder tiefgreifende Bodenbewegungen die naturnahe Vegetation entfernt wird. Die Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes, oft in Aussicht gestellt oder zumindest erhofft, gelingt verständlicherweise nicht immer. Die Bereitstellung von Flächen und die Schaffung von entsprechenden Standortbedingungen sind zwar Voraussetzung, nicht aber Garant für eine Wiederansiedlung und damit Erhaltung von Halbtrocken- und Magerrasenarten, wenn deren Bestandsgrößen stark geschrumpft und deren

nächste Vorkommen weit entfernt sind.

Eine Wiederbesiedlung kann auf zweierlei Weise erfolgen, einmal durch künstliche Ansaat von handelsüblichen Mischungen, die nur ein sehr beschränktes Arteninventar enthalten und zum anderen durch spontanes Auftreten von Pflanzen durch Samenflug, durch Einwanderung von Arten mittels Ausläufern oder durch Entwicklung zur fertigen Pflanze aus Verbreitungseinheiten wie Samen, Zwiebeln, Rhizome usw., die im Boden verblieben sind.

Vor der Flurbereinigung bildeten Weinberggebiete ein reichhaltiges Mosaik aus bewirtschafteten Weinbergparzellen, längst aufgelassenen Brachflächen, Steilstufen mit Trockenrasen, Trockenmauern und Heckenzeilen. Um eine moderne Bewirtschaftung auf zusammenhängenden Rebflächen zu ermöglichen traten im Zuge der Flurbereinigung durch umfangreiche Planier- und Erdarbeiten, durch Nivellierung der kleinterrassierten Hänge, durch Beseitigung der Trockenmauern, durch Anlage eines dichten, flächenraubenden Wegenetzes große Verluste an Biotopen und damit an Pflanzen und Tieren ein (s. WILMANNNS 1977). Von der ursprünglichen Weinberglandschaft blieben meistens nur im Randbereich Restflächen mit Magerrasen, Hecken und Trockenwälder übrig. Die neu geschaffenen Böschungen entlang der Wege und am Ende der bewirtschafteten Weinbergflächen wurden und werden mit einer Ansaatmischung begrünt, die verständlicherweise nur zu einer artenarmen Vegetationsdecke führen, wenn nicht im Laufe der Jahre weitere Arten sich einstellen (FISCHER 1979, GERLACH et al. 1978).

Eine Untersuchung über die Vegetationszusammensetzung in künstlich begrüntem Weinbergböschungen nach 6 und mehr Jahren sollte folgende Fragen klären helfen.

1. Welche Bedeutung haben neu geschaffene Standorte wie bereinigte Weinbergböschungen für die Erhaltung einer artenreichen Pflanzenwelt und besonders für den Schutz seltener und gefährdeter Arten?
2. In welcher Vergesellschaftung haben die hinzukommenden Arten ihr Hauptvorkommen?

3. Wie ist die Wiederbesiedlung der neu entstandenen Flächen von der nahen Umgebung beeinflusst und welche Rolle spielt die Ansaatmischung?

Die Untersuchungen wurden im Juni 1981 und 1982, und zwar im Keupergebiet des Landkreises Kitzingen und im Muschelkalkgebiet des Landkreises Würzburg durchgeführt. Die Untersuchungsflächen sind folgendermaßen verteilt: Lkr. Kitzingen: Seinsheim (Ansaat 1974 auf etwa 1,6 ha), Rödelsee (Ansaat 1969 auf etwa 0,8 ha) und Abtswind (Ansaat 1974 auf etwa 0,4 ha) und im Landkreis Würzburg: Himmelsstadt (Ansaat 1974 auf etwa 3 ha), Thüngersheim (Ansaat 1975 und früher auf etwa 1,3 ha) und Randersacker (Ansaat 1976 auf etwa 1,2 ha).

In den angesäten Böschungen mit einer durchschnittlichen Hangneigung von 25° bis 35° wurden im Juni 1981 und 1982 auf 25 m² großen Probenflächen zahlreiche pflanzensoziologische Aufnahmen gemacht. Die Ergebnisse sollen anhand einer tabellarischen Zusammenfassung für jedes der sechs untersuchten Gebiete aufgezeigt werden. In den Tabellen sind die künstlich angesäten wie die spontan eingewanderten Arten, soweit sie in den pflanzensoziologischen Aufnahmen mit mehr als 25% Häufigkeit auftraten, gestaffelt und nach ihrer Häufigkeit aufgeführt. Die rechte Spalte gibt Auskunft über die Vergesellschaftung (OBERDORFER 1979), in welcher sich das Hauptvorkommen der aufgeführten Art befindet. Es ergaben sich vier Gruppen, denen sich die angesäten wie eingewanderten Böschungspflanzen hinsichtlich ihrer pflanzensoziologischen Zugehörigkeit einordnen lassen:

1. Arten der Mager-, Trocken- und Halbtrockenrasen einschließlich der sonnigen, trockenwarmen Waldränder (z. B. Brometalia und Origanetalia); in den Tabellen mit T gekennzeichnet.
2. Arten der Acker- und Unkrautgesellschaften (z. B. Polygono-Chenopodietalia, Sisymbrietalia, Onopordetalia, Artemisietalia und Agropyretalia repentis); in den Tabellen mit R gekennzeichnet.
3. Arten offener Pionierstandorte wie Kiesplätze, Fels- und Gesteinsschutt (z. B. Sedo-Scleranthetalia) oder Arten, die gleichzeitig an den unter 1. und 2. angegebenen Standorten vorkommen; in den Tabellen mit TR gekennzeichnet.

4. Arten des Wirtschaftsgrünlandes, der Wiesen und Weiden (Arrhetheretalia); in den Tabellen mit W gekennzeichnet.

Das Symbol der pflanzensoziologischen Zugehörigkeit wird bei den angesäten Arten, die inzwischen nicht mehr oder nur mit geringer Häufigkeit anzutreffen sind, in Klammern gesetzt.

Wie die Tabellen 1—6 zeigen, stellt sich auf angesäten Böschungen nach wenigen Jahren eine artenreiche Vegetation ein. Die Zahl der sich spontan einfindenden Arten übersteigt um ein Vielfaches die Anzahl der angesäten Pflanzen. In dem kurzen Untersuchungszeitraum wurden auf diesen relativ kleinen Biotopflächen jeweils etwa 80—100 Pflanzenarten festgestellt. Das entspricht etwa einem Fünftel der Artenzahl, die in einem Quadranten eines Meßtischblattes zu erwarten ist (s. BRESINSKY und SCHÖNFELDER 1979). Die Artenzahl der vergleichsweise riesigen Acker- und Nutzflächen liegt bei 10—20. Die schmalen Böschungstreifen entlang oder oberhalb der Weinberge können unter gewissen Voraussetzungen durchaus zur Artenvielfalt eines Landschaftsraumes beitragen, selbst wenn sie durch Baumaßnahmen vorübergehend beeinträchtigt wurden.

Tabelle 1 Vegetationszusammensetzung, prozentuale Häufigkeit (Spalte 1—3) und pflanzensoziologische Zugehörigkeit (Spalte 4) der Arten in den angesäten Böschungen bei Seinsheim nach 6 Jahren (Abkürzungen s. S. 117)

Arten mit über 25% Häufigkeit	75—100%	50—75%	25—50%	
<i>Angesäte Arten</i>				
<i>Festuca ovina</i> (Schaf-Schwingel)	+			T
<i>Festuca rubra</i> (Rot-Schwingel)		+		W
<i>Trifolium dubium</i> (Faden-Klee)		+		W
<i>Lotus corniculatus</i> (Hornklee)		+		T
<i>Poa pratensis</i> (Wiesen-Rispengras)			+	W
<i>Agrostis tenuis</i> (Rotes Straußgras)				(T)
<i>Lolium perenne</i> (Deutsches Weidelgras)		+		(W)
<i>Eingewanderte Arten</i>				
<i>Coronilla varia</i> (Bunte Kronwicke)		+		T
<i>Astragalus glycyphllos</i> (Bärenschote)		+		T
<i>Stachys recta</i> (Aufrechter Ziest)		+		T
<i>Sanguisorba minor</i> (Kleiner Wiesenknopf)		+		T
<i>Achillea millefolium</i> (Schafgarbe)		+		T
<i>Peucedanum cervaria</i> (Hirschwurz)		+		T
<i>Bromus inermis</i> (Wehrlose Trespe)		+		TR
<i>Alyssum alyssoides</i> (Kelch-Steinkraut)		+		TR
<i>Tanacetum corymbosum</i> (Straußblüt. Margerite)			+	T
<i>Anthemis tinctoria</i> (Färber-Hundskamille)			+	T
<i>Bromus erectus</i> (Aufrechte Trespe)			+	T
<i>Centaurea scabiosa</i> (Skabiosen-Flockenblume)			+	T
<i>Euphorbia cyparissias</i> (Zypressen-Wolfsmilch)			+	T
<i>Geranium sanguineum</i> (Blut-Storchschnabel)			+	T
<i>Inula conyza</i> (Dürrwurz)			+	T
<i>Bupleurum falcatum</i> (Sichel-Hasenohr)			+	TR
<i>Arrhenatherum elatius</i> (Glatthafer)			+	W
<i>Dactylis glomerata</i> (Knäuelgras)			+	W
<i>Lathyrus pratensis</i> (Wiesen-Platterbse)			+	W
<i>Melilotus albus</i> (Steinklee)			+	R
<i>Reseda lutea</i> (Gelbe Resede)			+	R
<i>Cirsium vulgare</i> (Lanzett-Kratzdistel)			+	R

Bemerkenswerte Arten unter 25% Häufigkeit: *Inula salicina* (Weidenblättriger Alant), *Peucedanum officinale* (Echter Haarstrang), *Origanum majus* (Wilder Majoran) *Trifolium medium* (Zickzack-Klee), *Trifolium alpestre* (Wald-Klee), *Anthyllis vulneraria* (Wundklee), *Genista tinctoria* (Färber-Ginster), *Onobrychis viciifolia* (Esparssette), *Helianthemum nummularium* (Sonnenröschen), *Salvia pratensis* (Wiesen-Salbei), *Acinus arvensis* (Gemeiner Steinquendel), *Daucus carota* (Wilde Möhre), *Falcaria vulgaris* (Sichelmöhre), *Centaureum umbellatum* (Tausendguldenkraut), *Vincetoxicum officinale* (Schwalbenwurz), *Anthericum ramosum* (Astige Graslilie).

Tabelle 2 Vegetationszusammensetzung, prozentuale Häufigkeit (Spalte 1—3) und pflanzensoziologische Zugehörigkeit (Spalte 4) der Arten in den angesäten Böschungen bei Rödelsee nach 11 Jahren (Abkürzungen s. S. 117).

Arten mit über 25% Häufigkeit	75—100%	50—75%	25—50%	
<i>Angesäte Arten</i>				
<i>Bromus inermis</i> (Wehrlose Trespe)	+			TR
<i>Poa pratensis</i> (Wiesen-Rispengras)		+		W
<i>Festuca ovina</i> (Schaf-Schwingel)		+		T
<i>Coronilla varia</i> (Bunte Kronwicke)		+		T
<i>Anthyllis vulneraria</i> (Wundklee)			+	T
<i>Eingewanderte Arten</i>				
<i>Achillea millefolium</i> (Schafgarbe)	+			T
<i>Sanguisorba minor</i> (Kleiner Wiesenknopf)	+			T
<i>Lathyrus sylvestris</i> (Wald-Platterbse)		+		T
<i>Hypericum perforatum</i> (Tüpfel-Johanniskraut)		+		T
<i>Euphorbia cyparissias</i> (Zypressen-Wolfsmilch)		+		T
<i>Anthemis tinctoria</i> (Färber-Hundskamille)		+		T
<i>Origanum vulgare</i> (Wilder Majoran)		+		T
<i>Clematis vitalba</i> (Waldrebe)		+		TR
<i>Daucus carota</i> (Wilde Möhre)		+		TR
<i>Alyssum alyssoides</i> (Kelch-Steinkraut)		+		W
<i>Galium mollugo</i> (Wiesen-Labkraut)		+		W
<i>Convolvulus arvensis</i> (Acker-Winde)		+		R
<i>Astragalus glycyphyllos</i> (Bärenschote)			+	T
<i>Astragalus cicer</i> (Kicher-Tragant)			+	T
<i>Ononis repens</i> (Kriechender Hauhechel)			+	T
<i>Centaurea scabiosa</i> (Skabiosen-Flockenblume)			+	T
<i>Inula conyza</i> (Dürrwurz)			+	T
<i>Trifolium medium</i> (Zickzack-Klee)			+	T
<i>Rubus fruticosus</i> (Brombeere)			+	TR
<i>Bupleurum falcatum</i> (Sichel-Hasenohr)			+	TR
<i>Campanula rapunculoides</i> (Acker- Glockenblume)			+	TR
<i>Festuca rubra</i> (Rot-Schwingel)			+	TR
<i>Dactylis glomerata</i> (Knäuelgras)			+	W
<i>Arrhenatherum elatius</i> (Glatthafer)			+	W
<i>Centaurea jacea</i> (Wiesen-Flockenblume)			+	W
<i>Camelina microcarpa</i> (Kleinfrüchtiger Leindotter)			+	R

Bemerkenswerte Arten unter 25% Häufigkeit: *Aster linosyris* (Gold-Aster), *Allium carinatum* (Gekielter Lauch), *Melica ciliata* (Wimper-Perlgras), *Dianthus carthusianorum* (Karthäuser-Nelke), *Geranium sanguineum* (Blut-Storchschnabel), *Salvia pratensis* (Wiesen-Salbei), *Teucrium chamaedrys* (Edel-Gamander), *Lotus corniculatus* (Hornklee), *Onobrychis viciifolia* (Esparssette), *Genista tinctoria* (Färber-Ginster), *Thesium bavarum* (Bayrisches Leinblatt), *Potentilla reptans* (Kriechendes Fingerkraut), *Falcaria vulgaris* (Sichelmöhre), *Peucedanum cervaria* (Hirschwurz), *Cichorium intybus* (Wegwarte).

Tabelle 3 Vegetationszusammensetzung, prozentuale Häufigkeit (Spalte 1—3) und pflanzensoziologische Zugehörigkeit (Spalte 4) der Arten in den angesäten Böschungen bei Abstwind nach 6 Jahren (Abkürzungen s. S. 117).

Arten mit über 25% Häufigkeit	75—100%	50—75%	25—50%	
<i>Angesäte Arten</i>				
<i>Festuca ovina</i> (Schaf-Schwingel)	+			T
<i>Festuca rubra</i> (Rot-Schwingel)	+			W
<i>Lotus corniculatus</i> (Hornklee)		+		T
<i>Coronilla varia</i> (Bunte Kronwicke)		+		T
<i>Poa pratensis</i> (Wiesen-Rispengras)		+		W
<i>Arrhenatherum elatius</i> (Glatthafer)		+		W
<i>Lolium perenne</i> (Deutsches Weidelgras)				(W)
<i>Eingewanderte Arten</i>				
<i>Hypericum perforatum</i> (Tüpfel-Johanniskraut)	+			T
<i>Achillea millefolium</i> (Schafgarbe)	+			T
<i>Medicago lupulina</i> (Hopfenklee)	+			TR
<i>Daucus carota</i> (Wilde Möhre)	+			TR
<i>Alyssum alyssoides</i> (Kelch-Steinkraut)	+			TR
<i>Galium mollugo</i> (Wiesen-Labkraut)	+			W
<i>Melilotus officinalis</i> (Echter Honigklee)	+			R
<i>Brachypodium pinnatum</i> (Fieder-Zwenke)			+	T
<i>Phleum phleoides</i> (Steppen-Lieschgras)			+	T
<i>Lathyrus sylvestris</i> (Wald-Platterbse)			+	T
<i>Onobrychis viciifolia</i> (Esparsette)			+	T
<i>Trifolium medium</i> (Zickzack-Klee)			+	T
<i>Astragalus glycyphyllos</i> (Bärenschote)			+	T
<i>Salvia pratensis</i> (Wiesen-Salbei)			+	T
<i>Euphorbia cyparissias</i> (Zypressen-Wolfsmilch)			+	T
<i>Sanguisorba minor</i> (Kleiner Wiesenknopf)			+	T
<i>Silene nutans</i> (Nickendes Leimkraut)			+	T
<i>Inula conyza</i> (Dürrwurz)			+	T
<i>Bupleurum falcatum</i> (Sichel-Hasenohr)			+	T
<i>Rubus fruticosus</i> (Brombeere)			+	TR
<i>Bromus inermis</i> (Wehrlose Trespe)			+	TR
<i>Silene vulgaris</i> (Taubenkropf)			+	TR
<i>Arenaria serpyllifolia</i> (Quendel-Sandkraut)			+	TR
<i>Lathyrus pratensis</i> (Wiesen-Platterbse)			+	W
<i>Vicia cracca</i> (Vogel-Wicke)			+	W
<i>Knautia arvensis</i> (Acker-Knautie)			+	W
<i>Convolvulus arvensis</i> (Acker-Winde)			+	R

Bemerkenswerte Arten unter 25% Häufigkeit: *Trifolium alpestre* (Wald-Klee), *Genista tinctoria* (Färber-Ginster), *Ononis repens* (Kriechender Hauhechel), *Vicia hirsuta* (Rauhe Wicke), *Bromus erectus* (Aufrechte Trespe), *Potentilla reptans* (Kriechendes Fingerkraut), *Thesium bavarum* (Bayrisches Leinblatt), *Pimpinella saxifraga* (Kleine Bibernelle), *Reseda lutea* (Gelbe Resede), *Fragaria vesca* (Wald-Erdbeere), *Campanula rapunculus* (Rapunzel-Glockenblume), *Campanula glomerata* (Knäuel-Glockenblume), *Centaurea jacea* (Wiesen-Flockenblume).

Tabelle 4 Vegetationszusammensetzung, prozentuale Häufigkeit (Spalte 1—3) und pflanzensoziologische Zugehörigkeit (Spalte 4) der Arten in den angesäten Böschungen bei Himmelsstadt nach 6 Jahren (Abkürzungen s. S. 117).

Arten mit über 25% Häufigkeit	75—100%	50—75%	25—50%	
<i>Angesäte Arten</i>				
<i>Festuca ovina</i> (Schaf-Schwingel)	+			T
<i>Lotus corniculatus</i> (Hornklee)	+			T
<i>Festuca rubra</i> (Rot-Schwingel)		+		W
<i>Poa pratensis</i> (Wiesen-Rispengras)		+		W
<i>Medicago lupulina</i> (Hopfenklee)		+		TR
<i>Agrostis tenuis</i> (Rotes Straußgras)			+	T
<i>Lolium perenne</i> (Deutsches Weidelgras)			+	W
<i>Achillea millefolium</i> (Schafgarbe)			+	T
<i>Eingewanderte Arten</i>				
<i>Stachys recta</i> (Aufrechter Ziest)	+			T
<i>Daucus carota</i> (Wilde Möhre)	+			TR
<i>Brachypodium pinnatum</i> (Fieder-Zwenke)		+		T
<i>Coronilla varia</i> (Bunte Kronwicke)		+		T
<i>Euphorbia cyparissias</i> (Zypressen-Wolfsmilch)		+		T
<i>Centuarea scabiosa</i> (Skabiosen-Flockenblume)		+		T
<i>Lactuca serriola</i> (Kompaß-Lattich)		+		TR
<i>Arrhenatherum elatius</i> (Glatthafer)		+		W
<i>Matricaria maritimum</i> (Geruchlose Kamille)		+		R
<i>Sanguisorba minor</i> (Kleiner Wiesenknopf)			+	T
<i>Salvia pratensis</i> (Wiesen-Salbei)			+	T
<i>Hypericum perforatum</i> (Tüpfel-Johanniskraut)			+	T
<i>Ononis repens</i> (Kriechender Hauhechel)			+	T
<i>Astragalus glycyphyllos</i> (Bärenschote)			+	T
<i>Inula conyza</i> (Dürrwurz)			+	T
<i>Bupleurum falcatum</i> (Sichel-Hasenohr)			+	TR
<i>Falcaria vulgaris</i> (Sichelmöhre)			+	TR
<i>Plantago lanceolata</i> (Spitz-Wegerich)			+	W
<i>Convolvulus arvensis</i> (Acker-Winde)			+	R
<i>Lepidium campestre</i> (Feld-Kresse)			+	R
<i>Cirsium vulgare</i> (Lanzett-Kratzdistel)			+	R
<i>Carduus acanthoides</i> (Stachel-Distel)			+	R

Bemerkenswerte Arten unter 25% Häufigkeit: *Eryngium campestre* (Feld-Mannstreu), *Allium rotundum* (Kugelige Lauch), *Agrimonia eupatoria* (Kleiner Odermennig), *Isatis tinctoria* (Färber-Waid), *Geranium sanguineum* (Blut-Storchschnabel), *Teucrium chamaedris* und *T. botrys* (Edel- und Trauben-Gamander), *Cynoglossum vulgare* (Hundszunge), *Galium spurium* (Saat-Labkraut), *Ballota nigra* (Schwarznessel), *Origanum majus* (Wilder Majoran), *Plantago media* (Mittlerer Wegerich), *Peucedanum cervaria* (Hirschwurz), *Papaver dubium* (Saat-Mohn).

Tabelle 5 Vegetationszusammensetzung, prozentuale Häufigkeit (Spalte 1—3) und pflanzensoziologische Zugehörigkeit (Spalte 4) der Arten in den angesäten Böschungen bei Thüngersheim nach über 6 Jahren (Abkürzungen s. S. 117).

Arten mit über 25% Häufigkeit	75—100%	50—75%	25—50%	
<i>Angesäte Arten</i>				
<i>Festuca ovina</i> (Schaf-Schwingel)	+			T
<i>Coronilla varia</i> (Bunte Kronwicke)		+		T
<i>Anthyllis vulneraria</i> (Wundklee)		+		T
<i>Lotus corniculatus</i> (Hornklee)			+	T
<i>Medicago lupulina</i> (Hopfenklee)			+	TR
<i>Bromus inermis</i> (Wehrlose Trespe)			+	TR
<i>Festuca rubra</i> (Rot-Schwingel)			+	W
<i>Agrostis tenuis</i> (Rotes Straußgras)				(T)
<i>Poa pratensis</i> (Wiesen-Rispengras)				(W)
<i>Lolium perenne</i> (Deutsches Weidelgras)				(W)
<i>Trifolium dubium</i> (Faden-Klee)				(W)
<i>Eingewanderte Arten</i>				
<i>Achillea millefolium</i> (Schafgarbe)		+		T
<i>Stachys recta</i> (Aufrechter Ziest)		+		T
<i>Sanguisorba minor</i> (Kleiner Wiesenknopf)		+		T
<i>Melica caliata</i> (Wimper-Perlgras)		+		T
<i>Geranium sanguineum</i> (Blut-Storchschnabel)		+		T
<i>Bupleurum falcatum</i> (Sichel-Hasenohr)		+		T
<i>Isatis tinctoria</i> (Färberwaid)		+		TR
<i>Medicago sativa</i> (Saat-Luzerne)		+		TR
<i>Arrhenatherum elatius</i> (Glatthafer)		+		W
<i>Convolvulus arvensis</i> (Acker-Winde)		+		R
<i>Euphorbia cyparissias</i> (Zypressen-Wolfsmilch)			+	T
<i>Onobrychis viciifolia</i> (Esparsette)			+	T
<i>Asperula cynanchica</i> (Hügel-Meister)			+	T
<i>Teucrium chamaedrys</i> (Edel-Gamander)			+	T
<i>Teucrium montanum</i> (Berg-Gamander)			+	T
<i>Teucrium botrys</i> (Trauben-Gamander)			+	T
<i>Centaurea scabiosa</i> (Skabiosen-Flockenblume)			+	T
<i>Daucus carota</i> (Wilde Möhre)			+	TR
<i>Crepis foetida</i> (Stink-Pippau)			+	TR
<i>Lactuca perennis</i> (Blauer Lattich)			+	TR
<i>Alyssum alyssoides</i> (Kelch-Steinkraut)			+	TR

Bemerkenswerte Arten unter 25% Häufigkeit: *Caucalis platycarpus* (Acker-Haftdolde), *Linum tenuifolium* (Schmalblättriger Lein), *Eryngium campestre* (Feld-Mannstreu), *Alyssum montanum* (Berg-Steinkraut), *Sempervivum tectorum* (Dach-Hauswurz), *Allium rotundum* (Kugeliger Lauch), *Salvia pratensis* und *S. officinalis* (Wiesen- und Echter Salbei), *Melampyrum arvense* (Acker-Wachtelweizen), *Ononis repens* (Kriechender Hauhechel), *Thesium bavarum* (Bayrisches Leinkraut), *Sedum rupestre* und *S. acre* (Felsen- und Scharfer Mauerpfeffer), *Thalictrum minus* (Kleine Wiesenraute), *Campanula glomerata* (Knäuel-Glockenblume), *Peucedanum cervaria* (Hirschwurz), *Inula conyza* (Dürrwurz), *Anthericum ramosum* (Ästige Grasblilie).

Tabelle 6 Vegetationszusammensetzung, prozentuale Häufigkeit (Spalte 1—3) und pflanzensoziologische Zugehörigkeit (Spalte 4) der Arten in den angesäten Böschungen bei Randersacker nach 6 Jahren (Abkürzungen s. S. 117).

Arten mit über 25% Häufigkeit	75—100%	50—75%	25—50%	
<i>Angesäte Arten</i>				
<i>Festuca ovina</i> (Schaf-Schwingel)	+			T
<i>Festuca rubra</i> (Rot-Schwingel)	+			W
<i>Lotus corniculatus</i> (Hornklee)		+		T
<i>Medicago lupulina</i> (Hopfenklee)		+		TR
<i>Poa pratensis</i> (Wiesen-Rispengras)			+	W
<i>Agrostis tenuis</i> (Rotes Straußgras)				(T)
<i>Lolium perenne</i> (Deutsches Weidelgras)				(W)
<i>Eingewanderte Arten</i>				
<i>Daucus carota</i> (Wilde Möhre)	+			TR
<i>Convolvulus arvensis</i> (Acker-Winde)	+			R
<i>Matricaria maritima</i> (Geruchlose Kamille)	+			R
<i>Cirsium arvense</i> (Acker-Kratzdistel)	+			R
<i>Achillea millefolium</i> (Schafgarbe)		+		T
<i>Sanguisorba minor</i> (Kleiner Wiesenknopf)		+		T
<i>Arrhenatherum elatius</i> (Glatthafer)		+		W
<i>Artemisia vulgaris</i> (Gewöhnlicher Beifuß)		+		R
<i>Ballota nigra</i> (Schwarznessel)		+		R
<i>Melilotus officinalis</i> (Echter Honigklee)		+		R
<i>Cirsium vulgare</i> (Lanzett-Kratzdistel)		+		R
<i>Crepis pulchra</i> (Schöner Pippau)		+		R
<i>Hypericum perforatum</i> (Tüpfel-Johanniskraut)			+	T
<i>Senecio jacobaea</i> (Jakobs-Greiskraut)			+	TR
<i>Leucanthemum vulgare</i> (Margerite)			+	TR
<i>Rumex crispus</i> (Krauser Ampfer)			+	R
<i>Tanacetum vulgare</i> (Rainfarn)			+	R
<i>Carduus crispus</i> (Krause Distel)			+	R
<i>Tussilago farfara</i> (Huflattich)			+	R
<i>Ranunculus repens</i> (Kriechender Hahnenfuß)			+	R

Bemerkenswerte Arten unter 25% Häufigkeit: *Galium aparine* (Kleb-Labkraut), *Geranium dissectum* (Schlitzbliättriger Storchschnabel), *Silene alba* (Weiße Lichtnelke), *Urtica dioica* (Brennnessel), *Reseda lutea* (Gelbe Resede), *Solidago canadensis* (Kanadische Goldrute), *Arctium tomentosum* (Filz-Klette), *Carduus acanthoides* (Stachel-Distel), *Agropyron repens* (Quecke).

Die pflanzensoziologische Zugehörigkeit der angesiedelten Arten

Tabelle 7 bringt eine Übersicht über den unterschiedlichen Anteil der nach pflanzensoziologischen Gesichtspunkten in 4 Gruppen aufgeteilten Arten in den 6 Ansaatflächen. Berücksichtigt sind dort nur die Arten, die mit einer Häufigkeit von mehr als 25% in den Aufnahmen vorkamen. Daraus ist ersichtlich, daß die Pflanzen der Halb- und Trockenrasen — mit Ausnahme in den Böschungen bei Randersacker — mit rund 50% den Hauptanteil der Böschungsvegetation bilden. Die Gruppe der Pionierarten hat ebenfalls noch recht hohen Anteil, während die Arten der Unkrautfluren wie des Wirtschaftsgrünlandes von untergeordneter Bedeutung sind. Nur in der Böschungsvegetation bei Randersacker sind die Verhältnisse umgekehrt. Die Arten der Unkrautgesellschaften (R) stellen dort die Hauptmasse dar und die Arten der Mager- und Trockenrasen haben nur geringen Anteil. Die Ursache für die unterschiedliche Vegetationszusammensetzung wird sichtbar, wenn man die angrenzenden Flächen und die nähere Umgebung in die Betrachtung miteinbezieht. Die Ansaatflächen bei Randersacker sind ringsum von Reb- und Ackerflächen, Wege und Ruderalflächen umgeben. Waldsäume und

Heckenbiotope in unmittelbarem Anschluß fehlen mit Ausnahme eines kleinen Streifens im Südteil, der auch einige Arten der Halbtrockenrasen aufweist. Ein verstärktes Einwandern oder starker Samenflug von Ruderalarten wie Acker-Kratzdistel, Ackerwinde oder Geruchlose Kamille aus den benachbarten Äckern und Weinbergen auf den überwiegenden Teil der Böschungen ist deutlich festzustellen. Bei allen übrigen untersuchten Flächen grenzen die Böschungen an aufgelockerte Wälder und sehr alte, naturnahe Gehölzgruppen mit artenreichen Saumgesellschaften oder an naturnahe Halb- und Trockenrasengesellschaften an. Wesentlich für eine rasche Besiedlung ist ein unmittelbarer Kontakt zu reichhaltigen Lebensräumen. So enthalten die pflanzensoziologischen Aufnahmen in den oberen Hanghälften, die an Hecken oder sehr altem Brachland mit vielen Magerrasenarten anschließen, durchwegs die doppelte Artenzahl gegenüber den Aufnahmen im unteren Teil der Böschung. In einigen Fällen dürfte auch das reiche Angebot von Samen, Rhizomen und anderen Verbreitungseinheiten im Boden eine rasche Entwicklung einer artenreichen Pflanzendecke bewirkt haben, sofern die oberste belebte Bodenschicht nach der Baumaßnahme wieder auf die Böschungsoberfläche zu liegen kam.

Tabelle 7 Übersicht über den unterschiedlichen Anteil der nach pflanzensoziologischen Gruppen aufgestellten Arten (Erklärung der Abkürzungen s. S. 117) in den 6 Ansaatflächen.

Ansaatflächen	Pflanzensoziologische Zugehörigkeit				Artenzahl gesamt	Geologie
	T	R	TR	W		
Seinsheim	15	3	3	6	80	
Rödelsee	16	2	7	6	103	Keuper
Abtswind	16	2	8	7	92	
Himmelsstadt	15	5	5	5	103	
Thüngersheim	16	1	9	2	98	Muschelkalk
Randersacker	5	13	4	3	61	

Die Bedeutung der Ansaatmischung und der Behandlung des Standortes

Üblicherweise erfolgen bei künstlicher Begrünung Humusauftrag, Ansaat mit einer Mischung, die überwiegend aus Arten nährstoffreicher Wirtschaftswiesen besteht, und anschließend oder gleichzeitig Düngung. Das Ziel, durch eine rasche Begrünung einen optischen Effekt zu erreichen, gelingt damit meistens.

Aus der Sicht des Artenschutzes befriedigt allerdings eine derartige Begrünung nicht, da dadurch die Arten der Magerrasen und Wildgrasfluren sich nicht einfinden oder zurückgedrängt werden.

Aus der Sicht des Erosionsschutzes wird oft eine rasche Begrünung gefordert. Die häufigste Erosionsform in den Weinberggebieten ist der Bodenabtrag durch Gewitter- und Starkregen. Mit steigendem Humus- und Feinkornanteil nehmen (bei annähernd gleicher Hangneigung und Hanglänge) Bodenabtrag und Auswaschungsvorgänge durch Niederschläge zu, während sie in skelettreichen, steinigen Böden in geringerem Maß auftreten.

Es ist zu unterscheiden, ob es sich um landwirtschaftliche Nutzflächen, beispielsweise um Hänge, die mit Weinstöcken bepflanzt sind, oder um ungenutzte Böschungen handelt. In den Weinbergen muß verständlicherweise der Bodenbetrag möglichst gering gehalten werden, da ein hoher Humus- und Feinerdeanteil den gewünschten Ertrag sichern muß. Dies ist jedoch ein anderes Problem, das noch nicht befriedigend gelöst ist. In den steilen Weinbergböschungen, die infolge fehlender Bewirtschaftung und infolge der Baumaßnahmen durch die Bereinigung meist ohnehin eine nur geringe Humusaufgabe besitzen, führen Bodenabtrag oder Auswaschungsvorgänge, sofern sie noch auftreten, zu Magerstandorten, die von Rohbodenpionieren und Halbtrockenrasenarten bevorzugt besiedelt werden. Diese Arten haben meist ein weitreichendes und tiefes Wurzelwerk, das den Boden wirksamer schützt und verankert als das flache Wurzelsystem der angesäten Gräser, so daß bald eine gewisse Stabilisierung der Hänge eintritt.

Aufgrund vorliegender Beobachtungen an vielen

Weinbergböschungen erscheint eine künstliche Begrünung, zumindest auf steinigen, skelettreichen Rohböden bedeutungslos, da sich rasch standortsheimische Arten einstellen, die allerdings selten zu einer 100prozentigen Vegetationsdecke führen. Fast auf sämtlichen untersuchten Hängen lag der Deckungsgrad zwischen 0,6 und 0,8, wobei die nicht standortsgemäßen, angesäten Arten im Laufe der Jahre, mit Ausnahme am Hangfuß, wo sich durch Abschwemmungen nährstoffreichere Feinerde ansammelte, verschwunden sind. In der lockerwüchsigen Vegetationsdecke erscheint der Konkurrenzdruck der eingewanderten Pflanzen auf die angesäten Arten nur geringfügig. Nicht zu unterschätzen ist allerdings die Wettbewerbssituation im Wurzelraum.

Auf sandigen, schluffigen, lockeren Böschungsstandorten mit geringer Standfestigkeit ist jedoch nach einer Bodenverwundung eine künstliche Wiederbegrünung mittels geeigneter Ansaatmischungen erforderlich.

Von den im Handel erhältlichen Arten eignen sich für Magerrasen von den Gräsern vor allem Schaf-Schwingel, Aufrechte und Wehrlose Trespe und Fieder-Zwenke und von den Kräutern Wundklee, Hornklee, Schafgarbe und Kleiner Wiesenknopf. Ein zu hoher Kleeanteil, vor allem an Hornklee, Rot- und Weißklee kann allerdings infolge Konkurrenz die Entwicklung einer reichhaltigen, naturnahen Vegetation verzögern. Auf den Böschungen bei Himmelsstadt beispielsweise erreichte der Hornklee stellenweise über 70% Deckung. Auf diesen Flächen stellten sich nur wenige Arten ein.

Durch eine geeignete Artenauswahl der Ansaatmischung mit heimischen Arten, geringer Einsaatdichte (etwa 5 g/m²), Schaffung von nährstoffarmen Bedingungen und somit Unterlassung von Humusauftrag und Düngung können also Voraussetzungen für die Entwicklung von Halbtrockenrasen und Wildgrasfluren geschaffen werden (s. auch GRÖBMAIER 1982), die man auch als Ausgleich für Beeinträchtigungen anerkennen kann (s. KRAUSE und WINKELBRANDT 1982).

Nicht zu vergleichen sind die Ergebnisse dieser Ansaatflächen mit denen auf künstlich begrüntem

Skipisten in den Alpen (s. SCHAUER 1981). Dort ist die Einwanderungsgeschwindigkeit von Arten wesentlich langsamer, da in den höheren Lagen schon aus klimatischen Gründen sehr ungünstige Standortsbedingungen herrschen. Zudem wird durch den Pistenbetrieb die Situation für die Vegetation noch verschärft, so daß auf den Skipisten ein Einwandern und erfolgreiches Aufkommen von Gräsern und Kräutern nicht im vergleichbaren Maß stattfindet.

Gehölzpflanzen

Gehölzpflanzungen gehören zu den gestalterischen und landschaftspflegerischen Maßnahmen. Sie können aber unter Umständen den Zielen des Natur- und Artenschutzes zuwiderlaufen. Eine flächenhafte Bepflanzung mit Sträuchern und Bäumen unterdrückt die Krautschicht. So wurde auf Teilflächen der Böschungen bei Thüngersheim Schwarzkiefer und verschiedene Laubhölzer gepflanzt, die heute die reichhaltige Bodenvegetation aus Edel- und Berg-Gamander, Ästiger Graslilie, Wimper-Perlgras, Sonnenröschen, Schmalblättrigem Lein und vielen anderen Arten der Halbtrockenrasen zum Verschwinden bringen. Bei der Schaffung oder Erhaltung von Magerrasenbiotopen darf sich eine Bepflanzung nur auf schmale Säume beschränken. An stark windausgesetzten Steilhängen mit hohem Feinkornanteil im Boden, wie beispielsweise im Keupergebiet, kann zur Hangstabilisierung eine flächenhafte Bepflanzung notwendig werden.

Die Bedeutung der Weinbergböschungen für den Artenschutz

In den letzten Jahrzehnten ist die Artenzahl unserer heimischen Pflanzen (wie auch der Tiere) regional in unterschiedlichem Maße zurückgegangen. Viele Pflanzen sind stark vom Aussterben bedroht, da ihre Lebensräume — meist ungenützte oder nur extensiv nutzbare Flächen wie Feuchtwiesen oder Trockenrasen — durch Intensivierung oder Bebauung verschwinden. Ein Schutz der bedrohten Arten ist daher nur durch Erhaltung der natürlichen oder naturnahen Lebensräume, der Biotope in genügender Anzahl und Größe möglich. Auch durch die

Weinbergbereinigung gingen viele Biotope verloren, andererseits können durch sorgfältige Planung und behutsames Vorgehen wertvolle Lebensräume am Rand erhalten werden, die als Ausgang, gleichsam als Artendepots fungieren, von denen eine Besiedlung verarmter Flächen, wie in unserem Fall die zunächst artenarmen Böschungen, stattfinden kann. So fanden sich in den angesäten Böschungen bereits 8 Arten der „Roten Liste der bedrohten Farn- und Blütenpflanzen in Bayern (KÜNNE 1974) ein. Unter den stark gefährdeten Arten (Gefährdungsstufe 1) sind dies: *Caucalis platycarpos* (Acker-Haftdolde) und *Crepis pulchra* (Schöner Pippau), von den gefährdeten Arten (Gefährdungsstufe 2) sind dies: *Alyssum montanum* (Berg-Steinkraut), *Aster linoxyris* (Gold-Aster), *Eryngium campestre* (Feld-Mannstreu), *Inula salicina* (Weidenblättriger Alant), *Linum tenuifolium* (Schmalblättriger Lein) und *Sempervivum tectorum* (Dach-Hauswurz). Die Weinbergböschungen können somit zu Sekundärbiotopen werden und zur Arterhaltung beitragen, sofern die wenigen noch bestehenden Restflächen mit reichhaltiger Flora und Fauna bei weiteren Maßnahmen erhalten werden. Auch die Flurbereinigung hebt die Bedeutung der Biotoperhaltung hervor, wenn sie schreibt: Die Erhaltung von Biotopen in der Flurbereinigung gewann in den letzten Jahren einen immer stärkeren Stellenwert und hat heute absoluten Vorrang (Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1982, S. 45). Bleibt nur noch zu hoffen, daß dieses erklärte Ziel auch in die Praxis umgesetzt wird.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Thomas Schauer
Ziegeli 3
8191 Gelting

Literatur

- Bayer. Staatsministerium f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: Biotopschutz in der Flurbereinigung, München 1982
- Bresinsky, A. und Schönfelder, P.: Mitt. der Arbeitsgemeinschaft zur floristischen Kartierung Bayerns 1979 Nr. 9, herausgegeben von Bayer. Bot. Ges. und Regensbg. Bot. Ges.
- Fischer, A.: Erste Ergebnisse von Sukzessionsuntersuchungen an der Vegetation künstlich begrünter Lößböschungen in Großumlegungsgebieten des Kaiserstuhls. Natur und Landschaft 1979 H. 7/8
- Gröbmaier, W.: Hinweise für die Entwicklung von Wildgrasfluren auf kalkhaltigen, nährstoffarmen Deichböschungen. Interne Mitt. d. Bayer. Landesamts f. Wasserwirtschaft, Sachgebiet III/7, 1982
- Gerlach, U., Hager, K. und Hard, G.: Vegetationsentwicklung auf Weinbergbrachen des Rheinischen Schiefergebirges. Natur und Landschaft 1978 H. 11
- Krause, Ch. und Winkelbrandt, A.: Diskussionsbeitrag zur Bestimmung von Eingriff, Ausgleich und Ersatz. Natur und Landschaft 1982 H. 11
- Künne, H.: Rote Liste bedrohter Farn- und Blütenpflanzen in Bayern. Schriftenr. Naturschutz und Landschaftspflege, Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, München 1974 H. 4
- Mader, H.-J.: Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. Natur und Landschaft 1980 H. 3
- Oberdorfer, E.: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Stuttgart 1979
- Schauer, Th.: Vegetationsveränderungen und Florenverlust auf Skipisten in den bayerischen Alpen. Jahrb. Ver. z. Schutz der Bergwelt e. V., München 1981

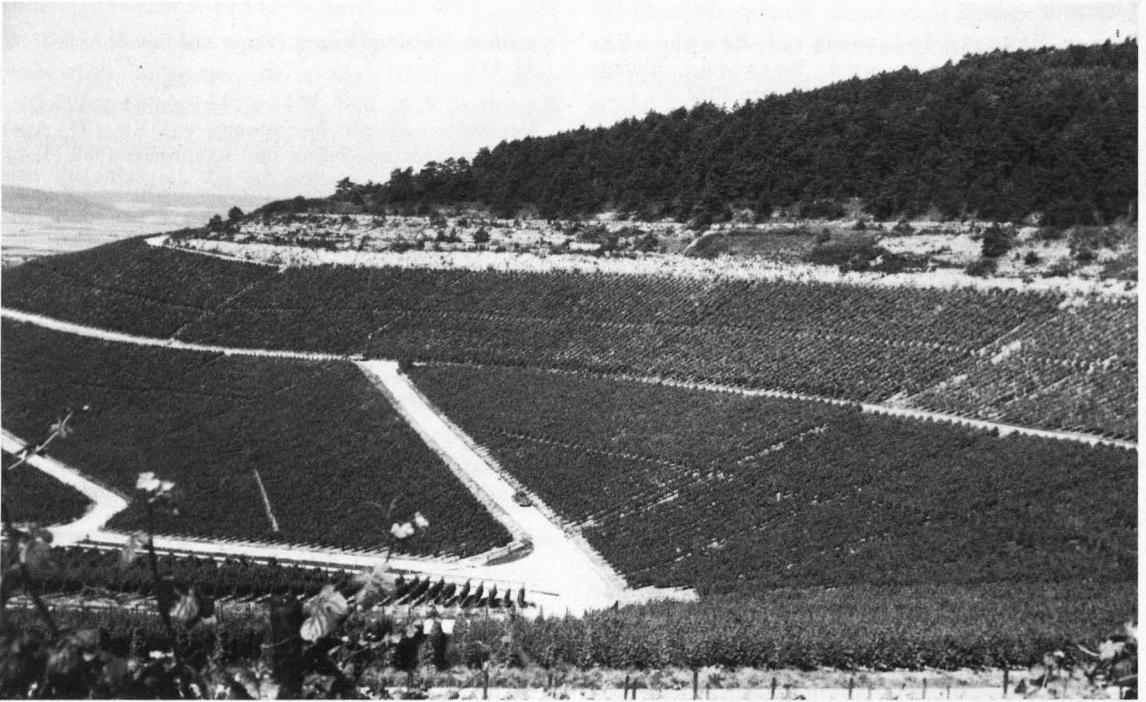


Abb. 1 Bereinigte Weinberganlage bei Thüngersheim. Im Hintergrund angesäte Böschungen mit inzwischen artenreicher Vegetation. Im Anschluß daran naturnahe Halbtrockenrasen und lichte Wälder.



Abb. 2 Eine reichhaltige Pflanzenwelt aus Wimper-Perlgras, Aufrechtem Ziest, Edel-Gamander, Kleinem Wiesenknopf und anderen Arten der Halbtrockenrasen haben sich nach wenigen Jahren angesiedelt.



Abb. 3 Auch seltene oder gefährdete Arten wie Feld-Mannstreu oder Kugeliger Lauch stellen sich innerhalb kurzer Zeit ein, wenn die nächsten Vorkommen nicht zu weit entfernt sind.



Abb. 4 Sind die neu angelegten Böschungen nur von landwirtschaftlichen Nutzflächen umgeben, so herrschen Arten der Unkraut- und Schuttfluren wie Krauser Ampfer, Gewöhnlicher Beifuß, Kanadische Goldrute und Acker-Kratzdistel vor.

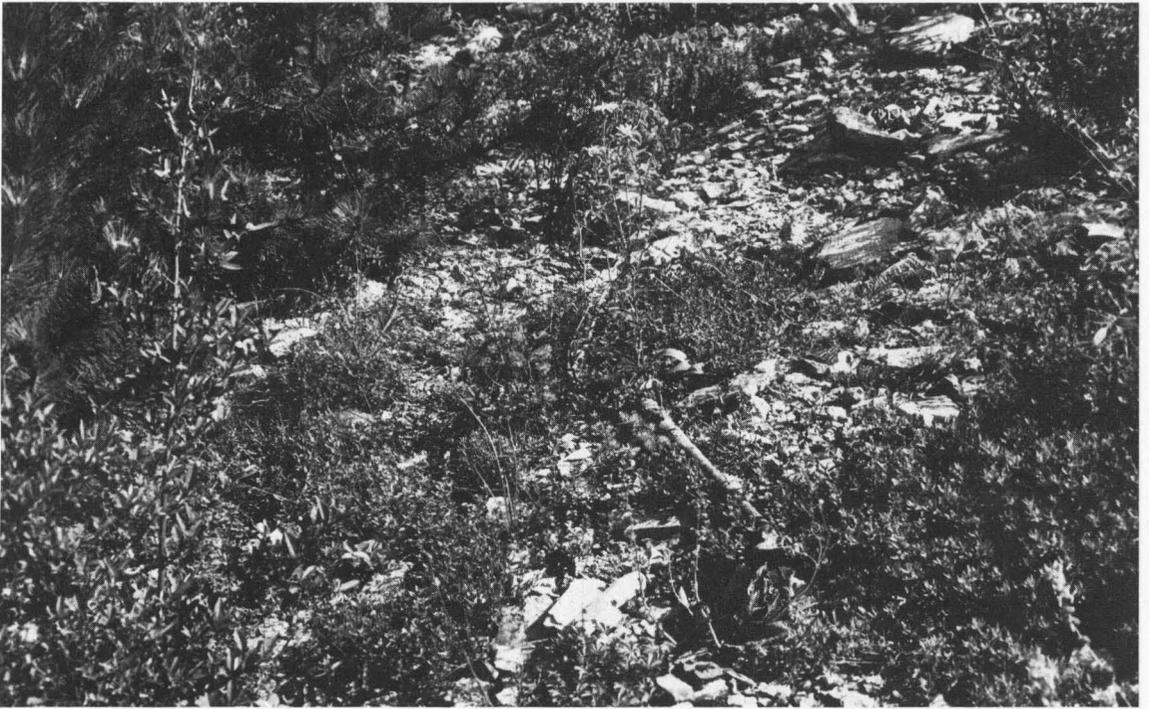


Abb. 5 Noch können sich lichtliebende Arten wie Berg-, Edel- und Trauben-Gamander, Echter Salbei, Bunte Kronwicke und Schmalblättriger Lein zwischen den Schwarzkiefernplantagen halten (Aufn. 1979).



Abb. 6 Einige Jahre später führen die in Abb. 5 aufgeführten Arten infolge Lichtmangel nur ein kümmerliches Dasein und bald wird der größte Teil der artenreichen Vegetation verschwunden sein (Aufn. 1982).

(Alle Photos vom Verfasser)

Pflanzengesellschaften entlang der Kashmirroute in Ladakh

von *Hans Hartmann*

Seitdem der Zoji La als Grenzpaß nach Ladakh (Nord-Indien) auch Nicht-Indern offen steht, besuchen Jahr für Jahr Tausende von Touristen das Gebirgsland hinter der Hauptkette des Himalaya. Auf Grund der Art und Weise, wie sich der Touristen-Verkehr bisher abgewickelt hat, drängen sich zur Zeit für Pflanzen- und Tierwelt keine besonderen Schutzmaßnahmen auf. Da über die weitere Zunahme des Verkehrs und über eventuelle künftige Erschließungsprojekte für den Tourismus aber nichts bekannt ist, scheint es angezeigt, alle Veränderungen in dieser Richtung mit kritischer Aufmerksamkeit zu verfolgen.

Im Hinblick auf allfällig notwendige Vorschläge und Entscheidungen in Naturschutzangelegenheiten wären vorerst möglichst umfangreiche Inventare der vorhandenen Ökosysteme erwünscht. Der vorliegende Bericht möge in diesem Sinn als kleiner Beitrag zur Kenntnis der Vegetationsverhältnisse entlang der Hauptroute in Ladakh verstanden werden.

Die größtenteils in Tabellen zusammengefaßten Bestandsaufnahmen bilden die Grundlage der kurzen Beschreibungen der Pflanzengesellschaften. Vier Diagramme veranschaulichen den bedeutsamen Klimawechsel zwischen der Südseite der Himalaya-Hauptkette und dem innerasiatischen Trockengebiet. Entsprechend dem Klima vollzieht

sich eine Änderung in der Zusammensetzung der Vegetation. Mit zunehmender Trockenheit von West nach Ost und von Süden nach Norden ist ein Ansteigen der Höhen- bzw. Vegetationsstufen unverkennbar.

Relativ dicht schließende Trockenwiesen mit *Koeleria gracilis* und *Stipa trichoides* der oberen subalpinen Stufe scheinen auf die südwestlichen Randgebiete nahe der Klimascheide begrenzt zu sein. Im mittleren Dras-Tal sind die Talhänge in der subalpinen Stufe von einer Steppen-Gesellschaft mit *Koeleria gracilis* und *Arenaria griffithii* besetzt, bzw. einer Variante, in der u. a. *Galium verum* und *Arnebia euchroma* stets vorkommen, *Artemisia maritima* aber vorerst fehlt. Weiter östlich ist der Übergang in die höher gelegene Gesellschaft mit *Polygonum affine* zwischen 3500 und 3600 m ü. M. (Nordost-Expos.!) nachweisbar. Mit dem trockenheißen Talbecken von Kargil wird auf nahezu 2700 m die tiefste Stelle entlang der Kashmirroute erreicht.

Im Wakha-Tal zwischen Mulbekh und Namika La ist Gelegenheit geboten, kurz auf die Flora der Oasen-Siedlungen hinzuweisen. Außerhalb derselben herrschen Steppen-Gesellschaften: eine mit *Tanacetum artemisioides* und in etwas höherer Lage jene mit *Viola kunawaren-*

sis. *Artemisia maritima* ist zwar überall vorhanden, gewinnt die absolute Vorherrschaft im Gebiet aber erst oberhalb ca. 3600 m ü. M. Diese eigentliche, deutlich artenärmere Artemisia-Steppe erreicht am Fotu La in Süd-Exposition eine Höhe von mindestens 4200 m ü. M.

Das wüstenähnliche Indus-Tal ist durch eine äußerst dürftige, artenarme Rohboden-Vegetation geprägt., in der auf einer Fläche von 150 m² im Mittel höchstens noch 3—5 Arten gezählt werden und der Deckungsgrad in der Regel 5% nicht übersteigt. Ähnlich ausgebildet ist die Halbwüsten-Vegetation in der Umgebung von Leh, wo sich Schutthaldenstandorte mit *Haloxylon*

thomsonii auch floristisch deutlich unterscheiden lassen von den Sandböden mit *Ephedra regeliana* und *Erodium tibetanum*.

Die alpine Stufe im Indus-Tal zwischen Khalsi und Alchi ist Domäne ausgedehnter, relativ artenreicher Schutt-Steppen, in denen zwischen 4000 und ca. 4500 m ü. M. vor allem *Polygonum tortuosum* und *Nepeta glutinosa* als Dominante auftreten.

Sämtliche untersuchten Bestände, vom Zoji La bis zu den Halbwüsten im Indus-Tal, zeigen Spuren der Beweidung durch Ziegen- und Schafherden, aber auch durch Rinder.

Inhaltsübersicht

Einleitung	135
1. Das Gebiet	136
2. Klimaverhältnisse	137
3. Lebensformenspektren	139
4. Die Vegetation	141
4.1. Im Dras-Tal	141
4.2. Gebiet von Kargil	148
4.3. Zwischen Mulbekh und Namika La	149
4.3.1. Oasen	149
4.3.2. Steppen	152
4.4. Am Fotu La	157
4.5. Indus-Tal zwischen Khalsi und Saspul/Alchi	159
4.5.1. Talniederung	159
4.5.2. Alpine Stufe	165
4.6. Umgebung von Leh	170
5. Aufnahme-Orte zu den Tabellen 1—5	172
Literatur	175

Einleitung

Seit die indische Regierung im Sommer 1974 die ursprünglich als Militärstraße ausgebaute Hauptroute zwischen dem Kashmir-Tal und Leh auch dem Touristenverkehr geöffnet hat, ist der nach Ladakh führende Zoji La zu dem am stärksten befahrenen Paß in der Hauptkette des Himalaya geworden. Vor allem ist es die in Ladakh noch erhaltene lamaistische Klosterkultur, die mit jedem Jahr größere Touristenströme anzuziehen vermochte. Im Laufe der letzten Jahre ist das auch als Klein- oder West-Tibet bekannte Hochland in zunehmendem Maße als Neuland für abwechslungsreiche Trekkings entdeckt worden. Damit hat wohl ganz allgemein auch das Interesse an der Natur zugenommen. Für den Touristen ist jedoch eine Orientierung auf naturkundlichem Gebiet eher schwierig, da irgendwelche Führer, und ganz besonders gut gebildete, wie wir sie von Europa kennen, sowohl in zusammenfassender Übersicht als auch für Teilgebiete fehlen.

Im Rahmen umfangreicher pflanzensoziologischer Studien in verschiedenen Gebieten Ladakhs ergab sich die Gelegenheit, auch entlang der sog. Kashmirroute — zwischen Zoji La und Leh, einer Strecke von über 300 km — an recht verschiedenen Standorten Einblick in Flora und Vegetation zu erhalten. Ein größerer Teil der dabei durchgeführten Bestandsaufnahmen konnte in Vegetationstabellen zusammengefaßt werden, welche die Übersicht erleichtern. Damit hoffe ich, dem Fach-Botaniker wie auch dem interessierten Laien einen Eindruck als eine Art Querschnitt der Pflanzendecke in diesem Landesstreifen zu vermitteln.

Sollte der angelaufene Tourismus, dessen Hauptinteresse zur Zeit deutlich auf die buddhistischen Kulturgüter ausgerichtet ist, neue Formen und gesteigerte Ausmaße annehmen, so wäre rechtzeitig die Frage zu prüfen, wie sich eventuell irreversible Einwirkungen auf die bestehende Natur verhindern ließen. Glücklicherweise scheint gegenwärtig z. B. der Schutz von Einzelpflanzen wie auch bestimmter

Vegetationsformen an der Kashmirroute weder aktuell noch dringend zu sein. Abgesehen von den Trekker-Gruppen, welche entlegene Gebiete ohne Fahrstraßen bevorzugen, reisen die meisten Ladakh-Besucher mit Bus, übernachten unterwegs nach Leh einmal — zumeist in Kargil — und schalten auf den langen Strecken dazwischen nur kurze Zwischenhalte ein. Da wir jedoch nicht wissen, wie sich der ganze Tourismus weiter „entwickeln“ wird, mag der vorliegende Bericht nebenbei auch eine Art Inventar der wichtigsten Vegetationsformen und der dazugehörenden Flora in diesem Landesteil darstellen.

Für die sog. Vegetations- oder Bestandsaufnahmen sind jeweils floristisch möglichst homogene Probeflächen ausgesucht worden, in denen die vorhandenen Arten nach der Methode von J. BRAUN-BLANQUET (1964) in bezug auf die Artmächtigkeit geschätzt wurden. Zur Darstellung der Artmächtigkeit (kombinierte Bestimmung von Häufigkeit und Deckungsgrad) bedient man sich der bekannten siebenteiligen Schätzungsskala*). Um über allfällige Sukzessionen und Übergänge zwischen Pflanzengesellschaften — z. B. in der vertikalen Stufenfolge — detailliertere Angaben zu erhalten, war es angezeigt, vereinzelte Probeflächen in entsprechenden Übergangssituationen zu untersuchen.

Moose und Flechten konnten in den Aufnahme- flächen sozusagen keine gefunden werden. Die wenigen Krustenflechten waren durch den Tritt von Weidetieren fast immer zur Unkenntlichkeit zerbrochen.

Von den meisten Aufnahmestellen wurden Bodenproben mitgenommen, aus denen vorläufig nur die Ergebnisse der pH-Messung und die Prüfung auf den Karbonatgehalt mit verdünnter Salzsäure vorliegen. Um eine bessere Vergleichbarkeit mit Angaben aus anderen Gebieten zu gewährleisten, wurden die pH-Messungen mit kombinierter Glaselektrode (Firma Metrohm) sowohl in einer wässrigen Suspension wie auch in einer Suspension mit 0,1-n Kaliumchlorid-Lösung durchgeführt. Die je-

*) (5 = mehr als $\frac{3}{4}$ der Fläche deckend, 4 = $\frac{1}{2}$ bis $\frac{3}{4}$ der Fläche deckend, 3 = $\frac{1}{4}$ bis $\frac{1}{2}$ der Fläche deckend, 2 = $\frac{1}{20}$ bis $\frac{1}{4}$ der Fläche deckend oder weniger deckend, dann aber Individuen sehr zahlreich, 1 = zahlreiche Individuen oder weniger zahlreich mit größerem Deckungswert, + = spärlich mit geringem Deckungswert, r = meist nur 1 Exemplar)

weils verwendete Lösung ist den gemessenen pH-Werten in Klammer beigefügt (s. Kurzbeschreibung der Aufnahme-Orte zu den Tabellen 1—5: Wasser (H₂O), Kaliumchlorid-Lösung (KCl)).

1. Das Gebiet

Der von Srinagar kommende Reisende erreicht im oberen Sind-Tal, im Talkessel von Sonamarg (2580 m) die letzte Siedlung im eigentlichen Kashmir, bevor der Anstieg zum nahezu 1000 m höher gelegenen Zoji La beginnt. Dunkle Nadelwälder mit *Abies pindrow* und *Picea smithiana*, die von ausgedehnten Weideflächen unterbrochen sind, prägen die Landschaft und erinnern an vertraute Bilder aus den Alpen. An höher gelegenen Südhängen tritt stellenweise die Himalaya-Kiefer (*Pinus wallichiana*) stärker in Erscheinung. Oberhalb ca. 3200 Meter ü. M. wird der Nadelwald immer ausgeprägter von Birke (*Betula utilis*) durchsetzt, und bei ungefähr 3500 m ü. M. bildet reiner Birkenwald die Waldgrenze in diesem Gebiet (Photo 1). In steiler Hanglage zeigen die Birkenbestände oft deutliche Spuren der Schneelawinen. Vereinzelt letzte Birken-Krüppel stehen noch auf der Höhe am Ostrand des Zoji-Passes.

Die Überquerung des Zoji La wird zu einem ein-drucksvollen Erlebnis, vermittelt dieser Übergang nach Ladakh doch auf kürzeste Entfernung von wenigen Kilometern zwischen zwei grundverschiedenen Gebirgslandschaften: zwischen der eher feuchten Südabdachung des Himalaya mit den üppigen Wäldern und grünen Weiden einerseits und den baumlosen, kahl erscheinenden Flächen des innerasiatischen Trockengebietes andererseits. Mit Ausnahme auenartiger Weiden-Pappel-Bestände entlang von Flußläufen sowie von forstlichen Anpflanzungen in Siedlungsgebieten gibt es in ganz Ladakh keine Wälder. Einzelstehende alte Wacholder-Bäume (*Juniperus excelsa*) sind äußerst selten, vielleicht aber letzte Zeugen einstiger Steppenwälder?

Die relativ gut ausgebaute Hauptstraße zieht sich zunächst in nordöstlicher Richtung über Matayan und Dras nach Kargil, dem auf knapp 2700 m ü. M. tiefsten Punkt dieser Reise. Von dort wird in süd-östlicher Richtung über Mulbekh der zweite Hochpaß (Namika La, 3718 m) überwunden und schließlich über Bod Karbu der Fotu La, mit ca. 4100 m ü. M. der höchste Punkt entlang der Kashmirroute.



Photo 1 Letzte Birkenbestände (*Betula utilis* D. Don) am Zoji La

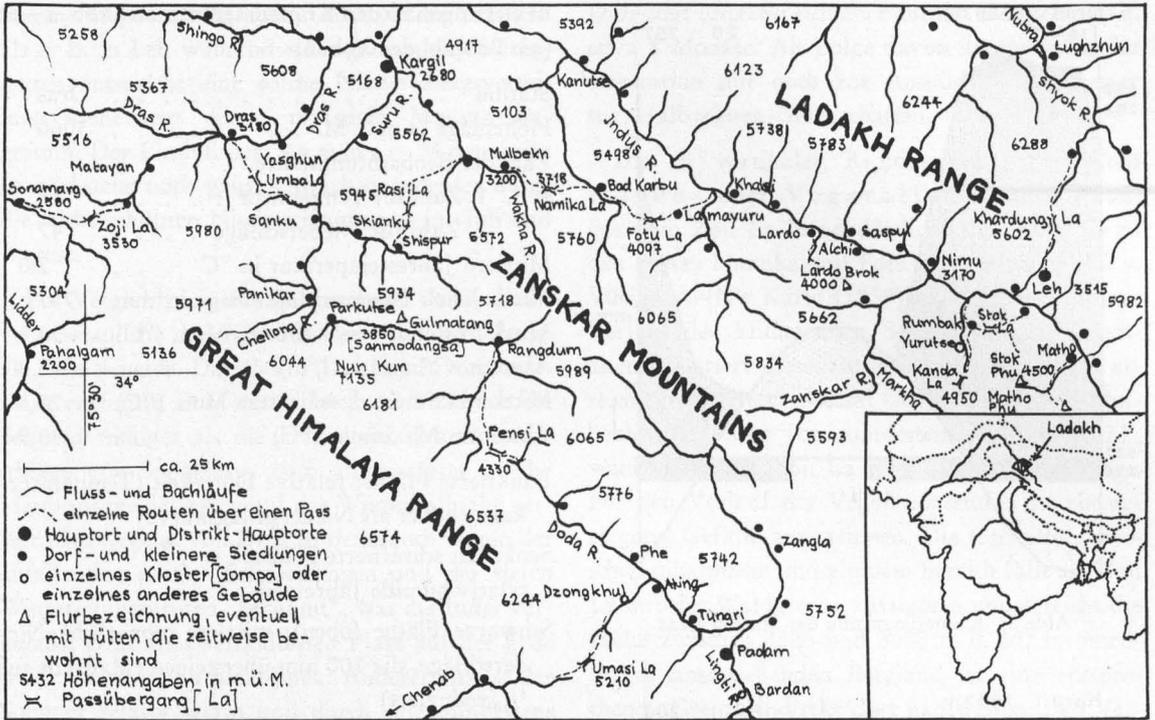


Abb. 1 Skizze von Ladakh (Nord-Indien) mit dem Haupt-Flußnetz

Unterhalb der bekannten Klostersiedlung von Lamayuru erreicht die Straße den Indus River und führt dann durch das stellenweise schluchtartig verengte Indus-Tal über Khalsi und Saspul nach Nimu. Ungefähr bei der Einmündung des Zaskar Rivers in den Indus verläßt die Straße den Fluß für längere Zeit, um dann in ziemlich direkter Linie den Hauptort Leh zu erreichen. Die Gesamtstrecke vom Zoji La bis Leh mißt 327 km (s. Abb. 1).

2. Klimaverhältnisse

Das Klima wird allgemein durch eine außergewöhnliche Trockenheit mit extremen Temperaturen als Hauptmerkmale charakterisiert. Diese Eigenschaften gelten natürlich nicht für alle Landesteile gleichermaßen. Längs der Kashmirroute stehen meteorologische Daten von drei Stationen (Dras, Kargil, Leh) zur Verfügung. Diese erlauben es, Klimadiagramme im Sinne von WALTER (1975) zu zeichnen (Abb. 3—5). Leider sind von Sonamarg keine Angaben über den Temperaturverlauf erhältlich. Um trotzdem eine Vorstellung des möglichen Temperaturverlaufs zu geben, wur-

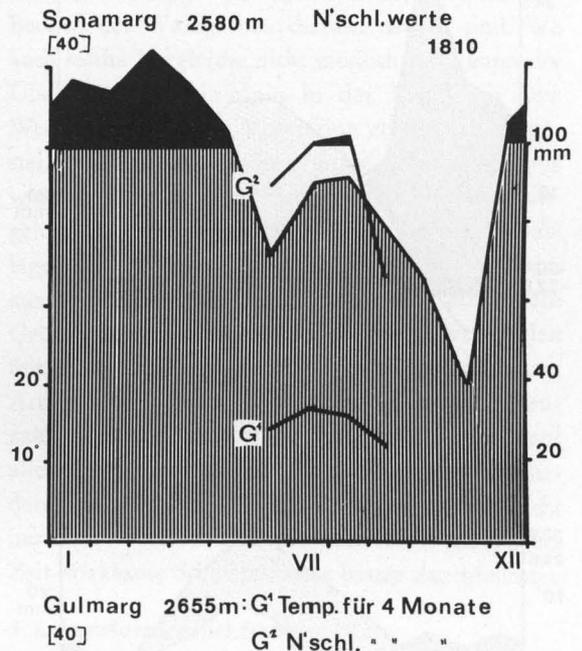


Abb. 2 Klimadiagramm von Sonamarg: mittlere monatliche Niederschläge Gulmarg: mittlere Monatstemperaturen (G¹) und mittlere monatliche Niederschläge (G²) für je 4 Monate

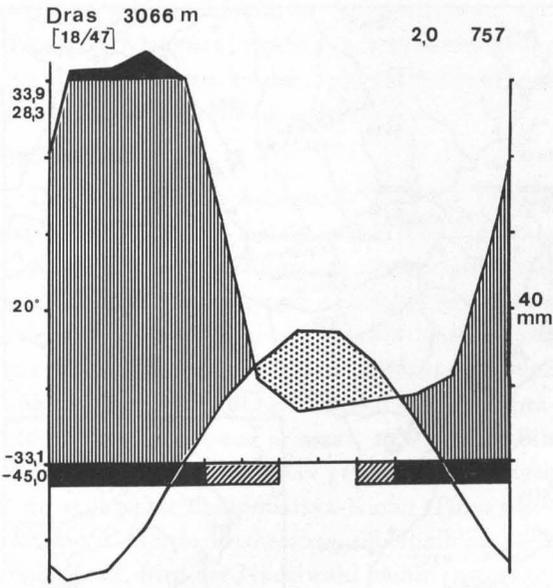


Abb. 3 Klimadiagramm der Station Dras

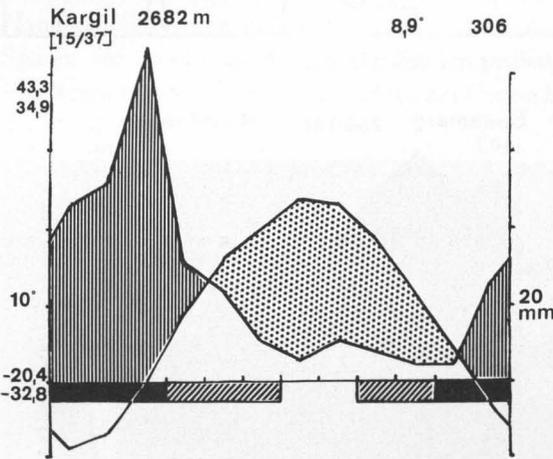


Abb. 4 Klimadiagramm der Station Kargil

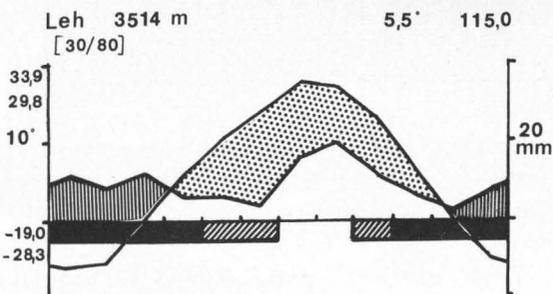


Abb. 5 Klimadiagramm der Station Leh

Erklärungen zu den Klimadiagrammen (Abb. 2—5)
(am Beispiel der Abb. 3)

Station	Dras
Höhenlage in m ü. M.	3066
Zahl der Beobachtungsjahre	
evtl. 1. Zahl für Temperatur	18
2. Zahl für Niederschläge	47
Mittlere Jahrestemperatur in °C	2,0
Mittl. jährl. Niederschlagsmenge in mm	757
Mittl. Minimum des kältesten Mon. (°C)	-33,1
Absolutes Minimum (°C)	-45,0
Mittl. Maximum d. wärmsten Mon. (°C)	28,3
Absolutes Maximum (°C)	33,9

Punktierte Fläche: relative Dürrezeit (Temperaturkurve höher als Niederschlagskurve)

Senkrecht schraffierte Fläche:
relativ humide Jahreszeit

Schwarze Fläche (oben): mittlere monatliche Niederschläge, die 100 mm übersteigen (Maßstab auf $\frac{1}{10}$ reduziert)

Schwarze Streifen (unten): Monate mit mittlerem Minima unter 0°C, d. h. Monate mit regelmäßigem Frost

Schräg schraffierte Streifen: Monate mit absolutem Minimum unter 0°C, d. h. Fröste sind möglich

den die Daten von Gulmarg in das Diagramm über die mittleren monatlichen Niederschlagsmengen von Sonamarg eingezeichnet (Abb. 2). Auch Gulmarg liegt inmitten eines ähnlichen Nadelwaldgebietes auf vergleichbarer Meereshöhe, jedoch auf der Nordseite der Pir Panjal-Kette, die das Kashmir-Tal im Süden begrenzt. Außerdem sind von diesem Ort nur Werte über vier Monate erhältlich, allerdings der für die Vegetationsbildung wichtigsten Sommerzeit.

Aus dem Verlauf der Niederschlagskurve von Sonamarg ist deutlich zu sehen, daß dieses Gebiet Kashmirs am Südfuß der Himalaya-Hauptkette seine Niederschläge zur Hauptsache im Winter und Frühjahr empfängt, zu einem größeren Teil in Form von Schnee! Trotzdem ist der Sommer keineswegs trocken; denn auch in den beiden regenärmsten

Sommermonaten fällt immer noch viel mehr Regen als z. B. in Leh während eines ganzen Jahres! In- dessen entspricht eine solche Niederschlagsverteilung keineswegs einem typischen Monsun-Diagramm. Der Einfluß des Sommer-Monsuns ist höchstens noch ganz schwach angedeutet durch die leicht erhöhten Niederschlagswerte im Juli und August.

Ein Vergleich mit den Diagrammen von Ladakh veranschaulicht die Wirkung der Himalaya-Berge als Klimascheide. Das 45 km (Luftlinie!) von Sonamarg entfernte Dras verzeichnet mit 757 mm bedeutend weniger als die Hälfte der Jahresniederschläge von Sonamarg; noch ausgeprägter ist die Hauptmenge derselben auf das Winterhalbjahr verlegt. Die Gegend von Dras ist denn auch wegen der anfallenden großen Schneemengen und der tiefen Wintertemperaturen „berühmt“, was die Inder veranlaßt, Dras als zweitkältesten Platz auf der Erde (nach Sibirien!) zu bezeichnen. Andererseits ist der Sommer relativ warm und durch eine mindestens viermonatige Dürrezeit ausgezeichnet (punktierte Fläche im Diagramm).

In dem Maße, wie die Trockenheit nach Norden und Osten zunimmt, wird die Pflanzendecke dürriger und dementsprechend die Landschaft kahler. In Kargil erreicht die sommerliche Dürrezeit bei merklich höheren Temperaturen mindestens ein halbes Jahr, denn auch hier fällt ein größerer Teil des nur noch 306 mm betragenden Jahresniederschlags im Winter.

Nach Osten hin nimmt die Trockenheit — wenn auch langsamer — weiterhin zu. Für das wüstenähnliche Indus-Tal gibt PITHAWALLA (1953) ein Mittel von 180 mm pro Jahr an und für Leh nur noch 83 mm. Nach der Meßperiode von 1931 bis 1960 in den „Climatological Tables of Observatories in India“ (Government of India), die auch den hier dargestellten Diagrammen zugrunde liegt, wird die jährliche Niederschlagssumme für Leh mit 115 mm angegeben. Weil die geringen Niederschläge einigermaßen gleichförmig über das ganze Jahr verteilt sind, fällt auch im Winter nur wenig Schnee. Trotz der höheren Lage von Leh fällt das Thermometer im Winter nicht so tief wie im Dras-Tal; die

Dürrezeit erstreckt sich aber auf das Doppelte, d. h. etwa 8 Monate. Als Folge davon kommt es in der Vegetation nur noch zur Ausbildung artenarmer sog. Halbwüsten-Gesellschaften.

Die in vertikaler Richtung unterscheidbaren Höhen- oder Vegetationsstufen steigen vom Zoji La in nordöstlicher Richtung bis zu den Pässen Namika und Fotu La deutlich an. H. v. WISSMANN's Karte (1959) über den Iso-Linien-Verlauf der klimatischen Schneegrenze in Hochasien illustriert diese Tatsache bestens. Danach erreicht die Schneegrenze im Gebiet östlich von Mulbekh eine Höhe von mindestens 5600 m ü. M., während sie am Zoji La etwa 1000 m tiefer liegt. Für den Verlauf der Vegetationsstufen ist ein geringeres Gefälle anzunehmen. Die Grenzlinie zwischen subalpinem und alpinem Bereich fällt am Zoji La mit der Waldgrenze zusammen und erreicht die Höhe zwischen 3500 und 3600 m ü. M. Im nordöstlich anschließenden Bergland ist eine entsprechende Grenze indirekt dort nachweisbar, wo Vergleiche mit Pflanzenbeständen — z. B. Rasengesellschaften — möglich sind, die andernorts für den Bereich der Waldgrenze charakteristisch sind. Wo auch solche Vergleiche nicht möglich sind, kann der Übergang subalpin-alpin in der Regel mit dem Wechsel der Steppen-Vegetation erfaßt und dargestellt werden. So wird die typische Artemisia-Steppe sehr oft von „alpinen“ Steppen-Gesellschaften abgelöst, die ihre Hauptverbreitung in den Hochlagen haben. Nicht selten ist der Übergang schon aus größerer Entfernung durch eine intensivere Grünfärbung sichtbar. Dieser Wandel ist verbunden mit einem dichteren Vegetationsschluß sowie einem Artenwechsel; in der Regel nimmt auch die Artenzahl bis weit in die alpine Stufe zu. Das sind vor allem Folgen der mit der Höhe zunehmenden Niederschläge. In den höheren Lagen regnet es nicht nur öfter; die Böden bleiben auch durch das längere Zeit wirksame Schmelzwasser besser durchfeuchtet.

3. Lebensformenspektren

Für Gebiete mit noch unvollständig bekannter Flora, aus denen keine oder erst spärliche Untersuchungen der ökologischen Bedingungen vorliegen, können Angaben über die Lebensformen und deren

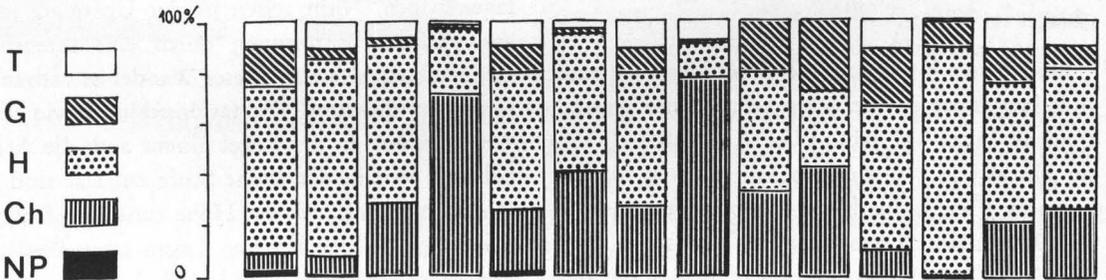
Verteilung nach dem System von RAUNKIAER (1934) nützlich sein. RAUNKIAER benützte zwar sein Einteilungsprinzip (nach der Lage der ausdauernden Organe mit den Erneuerungsknospen) vorerst zur Charakterisierung klimatisch einheitlicher Gebiete auf der Erde. Aber die Pflanzensoziologen erkannten bald, daß auch eine Gesellschaft ihr bestimmtes Lebensformenspektrum hat (vgl. BRAUN-BLANQUET, 1964). Zur Berechnung solcher Spektren ist es wünschenswert, nicht nur den prozentualen Artenanteil der verschiedenen Lebensformenkategorien einer Gesellschaft (in der Tabelle) zu berücksichtigen, sondern auch den Deckungsgrad oder mindestens die Häufigkeit oder Stetigkeit der Arten. Damit kommt das wirkliche Gesellschaftsgefüge besser zum Ausdruck (vgl. HARTMANN, 1968).

In der vorliegenden Darstellung (Abb. 6) ist für jede in einer Tabelle aufgeführte Art die Lebensformklasse beigefügt worden. Auf eine weitere Unterteilung wurde jedoch verzichtet. Bei Arten mit zwei verschiedenen, mehr oder weniger gleichstark ausgeprägten Lebensformen wurden für die Berechnung beide berücksichtigt. Ist die eine aber als deutlich untergeordnet befunden worden (entsprechende Abkürzung in der Tabelle steht eingeklammert!), so ist deren Anteil im entsprechenden Spektrum nicht enthalten. Abb. 6 präsentiert die Lebensformenspektren der in den Vegetationstabellen aufgeführten Gesellschaften unter Berücksichtigung einerseits der Artenzahl und andererseits des mittleren Deckungsgrades. Ein erster Überblick läßt in allen Gesellschaften deutlich die Vorherrschaft der Hemikryptophyten erkennen, wenn sich die Berech-

Abb. 6 Vergleich der Lebensformenspektren unter Berücksichtigung der Artenzahl (Sp) und des mittleren Deckungsgrades (Dg) in Prozent

Pflanzengesellschaften der folgenden Vegetationstabellen

		1		2		3 I		3 II		4 I		4 II		5	
		Sp%/o	Dg%/o												
Therophyten	T	9,1	9,6	5,7	1,0	8,8	3,4	10,0	7,1	—	—	11,1	0,3	10,8	9,6
Geophyten	G	15,9	4,5	2,9	1,0	10,3	2,0	10,0	1,6	20,0	28,5	22,2	9,8	13,5	8,4
Hemikryptophyten	H	65,9	78,4	62,8	25,9	54,4	54,5	53,3	13,1	46,7	28,8	55,6	89,2	54,1	55,1
Chamaephyten	Ch	6,8	7,5	28,6	72,1	25,0	40,1	26,7	78,2	33,3	42,7	11,1	0,7	21,6	26,9
Nanophanerophyten	NP	2,3	0,04	—	—	1,5	0,01	—	—	—	—	—	—	—	—



- Veg.tabelle 1: Trockenwiese mit *Koeleria gracilis* und *Stipa trichoides*
- Veg.tabelle 2: Kontaktbereich zwischen subalpiner Steppe und *Polygonum affine*-Gesellschaft
- Veg.tabelle 3 I: Steppen mit *Dianthus anatolicus* und *Koeleria gracilis*
- Veg.tabelle 3 II: Steppe mit dominierender *Artemisia maritima*
- Veg.tabelle 4 I: Halbwüstengesellschaft mit *Haloxylon thomsonii*
- Veg.tabelle 4 II: Halbwüstengesellschaft mit *Nepeta floccosa*
- Veg.tabelle 5: Alpine Schutt-Steppe mit *Polygonum tortuosum* und *Nepeta glutinosa*

nung lediglich auf die Artenzahl stützt. Wird aber der Deckungsanteil der Arten mitberücksichtigt, so wären drei von sieben als „Chamaephyten-Gesellschaft“ zu betrachten. Die z. T. auffällige Verschiebung im Spektrum ist dann meist auf das starke Dominieren einer oder weniger Arten zurückzuführen, z. B. *Artemisia maritima* in der Artemisia-Steppe oder *Polygonum tortuosum* auf Schuttböden der alpinen Stufe.

Die Bestandsaufnahme (Nr. 6) einer 100 m² umfassenden Fläche südlich oberhalb des Dorfes ergibt folgendes Bild: 3370 m ü. M., Expos. 35° West; Vegetationsbedeckung 50—60%:

3	<i>Koeleria gracilis</i>	+	<i>Lindelia anchusoides</i>
2	<i>Poa araratica</i>	+	<i>Pedicularis pycnantha</i> ssp. <i>typica</i>
2	<i>Polygonum</i> <i>polycnemoides</i>	+	<i>Androsace aizoon</i> var. <i>himalaica</i>
1	<i>Stipa trichoides</i>	+	<i>Polygonum cognatum</i>



Photo 2 Matayan (ca. 3300 m ü. M.) mit Getreide-Kulturen

4. Die Vegetation

4.1. Im Dras-Tal

Nur ca. 20 km östlich unterhalb des Zoji La liegt die kleine Siedlung Matayan (Photo 2). Wie überall in Ladakh verdanken die umliegenden Getreidekulturen (Gerste, Weizen) in der flachen Talsohle ihre Existenz einer künstlichen Bewässerung. In der Nähe von Bächen, die den ganzen Sommer über genügend Wasser führen, ist eine solche kaum mit Problemen verbunden. Dementsprechend sind die Talhänge in den untersten Lagen von steppenartigen Rasen besetzt.

1	<i>Nepeta discolor</i>	+	<i>Leontopodium</i> <i>leontopodium</i>
1	<i>Dianthus anatolicus</i>	+	<i>Artemisia parviflora</i>
1	<i>Oxytropis mollis</i>	+	<i>Taraxacum</i> cf. <i>bicolor</i>
1	<i>Piptatherum laterale</i>	+	<i>Rheum webbianum</i>
1	<i>Veronica biloba</i>	+	<i>Potentilla desertorum</i>
1	<i>Astragalus oplites</i>	+	<i>Erysimum mellicentae</i>
1	<i>Polygonum</i> <i>paronychioides</i>	+	<i>Bromus inermis</i> var. <i>confinis</i>
1	<i>Scorzonera virgata</i>		

Der braungraue, schluffig-staubige und skelettreiche Steppenboden ohne erkennbare Horizonte weist (in 10 cm Tiefe) einen pH-Wert von 6,0 (KCl) bzw. 6,8 (H₂O) auf und läßt mit verdünnter Salzsäure

Tabelle 1 Trockenwiese mit *Koeleria gracilis* und *Stipa trichoides*

Aufnahme-Nr.	4	5
Höhe ü.M. (in 10 m)	355	345
Exposition	NW	WNW
Neigung (Grad)	25	30
Deckungsgrad (%)	80	95
Aufnahmefläche (m ²)	100	100
Artenzahl	37	30
H <i>Koeleria gracilis</i> Pers.	3	1
H <i>Stipa trichoides</i> P. Smirnov	1	3
H <i>Leontopodium leontopodium</i> (DC.) Hd.-Mazz.	2	1
H <i>Myosotis asiatica</i> Schischk. et Serg.	1	2
H,(G) <i>Nepeta discolor</i> Royle ex Benth.	1	2
H <i>Galium boreale</i> L.	1	1
H, G <i>Poa pratensis</i> L.	1	1
H <i>Helictotrichon pratense</i> (L.) Pilger	1	1
H <i>Pedicularis kashmiriana</i> Pennell	1	1
H(Ch) <i>Astragalus rhizanthus</i> Royle	+	2
Ch(G) <i>Ephedra Gerardiana</i> Wall	2	r
G(H) <i>Polygonum cognatum</i> Meissn.	1	+
H <i>Bromus inermis</i> Leyss. var. <i>confinis</i> Stapf	1	+
H <i>Hieracium prenanthoides</i> Vill.*)	1	+
Ch <i>Sempervivella acuminata</i> (Dcne.) Berger	1	+
H <i>Galium verum</i> L.	+	1
T <i>Draba stenocarpa</i> Hook.f.et. Th.	+	1
H <i>Geranium pratense</i> L.s.l.	+	1
H <i>Scorzonera virgata</i> DC.	+	+
H <i>Piptatherum laterale</i> (Regel) Roshev.	+	+
G, H <i>Thesium hookeri</i> Hendrych	+	+
H <i>Lindelofia anchusoides</i> (Lindl.) Lehm.	+	+
H <i>Tragopogon pratense</i> sensu Hook.f.	+	+
H <i>Poa araratica</i> Trautv.	+	+
H <i>Taraxacum cf. pseudo-stenolepium</i> v. Soest	+	r
G <i>Iris cf. hookeriana</i> Foster	+	r

*) an beiden Aufnahmestellen größtenteils Bastarde mit *H. umbellatum* L. (mit drüsenfreiem Blütenstand!)

Buchstaben vor Gattungsnamen weisen auf die Lebensformen nach Raunkiaer hin.

Außerdem je einmal notiert in **Aufn. 4:** G(H) *Agropyron repens* (L.) P. Beauv. 1, H(Ch) *Tanacetum tomentosum* DC. 1, *Carex plectobasis* V. Krecz. 1, H *Aster flaccidus* Bunge ssp. *flaccidus* Griers. +, G, H *Polygonum rumicifolium* Royle +, H *Bupleurum thomsonii* C.B. Clarke +, G *Rheum webbiana* Royle +, H *Agropyron macrolepis* Drobov +, NP *Rosa webbiana* Wall. ex Royle +, H(G) *Euphorbia thomsoniana* Boiss. +, Ch *Berberis* sp. ♀; **Aufn. 5:** T *Veronica biloba* L. 2, T *Rochelia laxa* I. M. Johnst. 1, T *Polygonum polycnemoides* J. et S. 1, H(G) *Oxytropis mollis* Royle +.

keine Karbonat-Reaktion erkennen.

Diese stark beweidete Rasensteppe ist floristisch und in der äußeren Erscheinung der im Karakorum (Nord-Pakistan) beschriebenen hochgelegenen *Artemisia*-Steppe (*Oxytropis mollis*-*Koeleria gracilis*-Gesellschaft) ähnlicher als den im Gebiet von Matayan etwas höher gelegenen Trockenwiesen mit *Koeleria gracilis* und *Stipa trichoides* (s. Tab. 1).

Allerdings fehlt wahrscheinlich *Artemisia maritima* im Gebiet von Matayan ganz, und die grünblättrige, kahle oder höchstens schwach behaarte *Artemisia parviflora* ist im ökologischen Verhalten kein Ersatz.

Auf der gleichen Talseite finden sich weiter oben an leicht wasserzügen, steinigten Stellen kleinflächig aber üppig wachsend **Rosen-Gebüsch**e mit *Rosa webbiana*, strauchförmigen Birken (*Betula utilis*), *Codonopsis clematidea*, *Aquilegia fragrans*, *Pedicularis kashmiriana* u. a. Stauden, die in der Regel auch innerhalb der bewässerten Fluren von Siedlungen angetroffen werden.

An der steileren, felsigen Talseite gegenüber (mehr oder weniger Ost-Exposition) scheinen fleckenweise Gebüsch mit *Salix karelinii* vorzukommen. Leider durfte die Hauptstraße damals (1976) nach Westen und Norden im wesentlichen nicht überschritten werden.

Am rechtsseitigen Talhang oberhalb etwa 3400 m ü. M. ist man überrascht, hochwüchsige und über große Flächen relativ dicht schließende Rasen anzutreffen, die bei mittlerer Hangneigung West- bis Nordwestexposition einnehmen (Photo 3). Diese artenreichen, zeitweise beweideten **Trockenwiesen** mit *Koeleria gracilis* und *Stipa trichoides* haben wir im Innern des Landes nirgends mehr gefunden. Sie sind möglicherweise auf die südwestliche Randzone nahe der Klimascheide begrenzt. In größerer Höhenlage wird diese Gesellschaft von stärker grünen alpinen Rasen abgelöst. Der dichtere Schluß und der auffällige Artenreichtum sind bereits auf die Wirkung leicht erhöhter Niederschläge während der Vegetationszeit zurückzuführen, ebenso die verbesserte Bodenbildung mit wenig humusreicherer Feinerde.



Photo 3 Trockenwiese mit dominierender *Stipa trichoides* P. Smirn. südlich oberhalb Matayan (ca. 3450 m ü. M.)



Photo 4 Talabschnitt von Dras mit bewässertem Kulturland (dunkle Flächen). Blick von der rechten Talseite gegen Norden

Tabelle 2 Kontaktbereich zwischen subalpiner Steppe und Gesellschaft mit *Polygonum affine*

Aufnahme-Nr.	8	9
Höhe ü.M. (in 10 m)	354	354
Exposition	NE	NE
Neigung (Grad)	30	30
Deckungsgrad (%)	65	80
Aufnahmefläche (m ²)	100	100
Artenzahl	21	30
Ch Thymus serpyllum L.ssp. quinquecostatus Kitam.	3	3
Ch Polygonum affine D. Don	+	4
H Koeleria gracilis Pers.	3	+
Ch Artemisia maritima L. s.l.	2	1
H Festuca alata Drob. Krecz. et Bobr.1)	2	1
H Viola rupestris F. W. Schm.	+	1
H ₁ (G) Oxytropis mollis Royle	1	+
Ch Sempervivella acuminata (Dcne.) Berg.	1	+
H Leontopodium leontopodium (DC.) Hand.-Mazz.	1	+
H ₁ (G) Nepeta discolor Royle ex Benth.	+	+
Ch ₁ (G) Dianthus anatolicus Boiss.	+	+
H Scorzonera virgata DC.	+	+
Ch Draba cachemirica Gandager	+	+
H Helictotrichon pratense (L.) Pilger	+	+
H Pulsatilla wallichiana (Royle) Ulbr.	+	+
H Primula elliptica Royle	+	+
T Gentiana borealis Bunge	+	+
Ch Arenaria griffithii Boiss.	2	.
T Veronica biloba L.	1	.
H Poa araratica Trautv.	+	.
H Pedicularis pycnantha Boiss. ssp. typica Pen.	+	.
Ch Veronica lanosa Royle ex Benth.	2
H ₁ G Poa pratensis L.	1
Ch Astragalus oplites Benth.	+
H Potentilla desertorum Bunge	+
H Bromus inermis Leyss. var. confinis Stapf	+
H Galium boreale L.	+
H Geranium collinum Steph.	+
H Thalictrum vaginatum Royle	+
H Taraxacum cf. pseudo- stenolepium v. Soest	+
H Gentiana tianshanica Rupr.	+
H Silene gonosperma (Rupr.) Bocquet 2)	+
H Potentilla argyrophylla Wall. 3)	+
Ch Acantholimon lycopodioides (Gir.) Boiss.	r

2) ssp. himalayensis (Rohrb.) Bocquet var. himalayensis Bocquet

3) var. leucochroa (Lindl.) Hook.f.

Talabwärts in Richtung Kargil überwiegen — als Zeichen zunehmender Trockenheit — immer mehr die bräunlich-grauen Farbtöne im Landschaftsbild; sie stehen in um so größerem Kontrast zum frischen Grün der Oasen-Siedlungen. Im breiten Talbecken von Dras (3180 m ü. M.) nehmen die bewässerten Kulturen nicht nur einen größeren Teil des Talbodens ein; auch die rechtseits, d. h. nördlich des Dras Rivers sanft ansteigenden, weiten Schuttfächer tragen zu einem bedeutenden Teil bewässertes Kulturland. Die eigentlichen, nicht sehr steilen Talhänge aber präsentieren sich aus der Ferne als kahle Flächen (Photo 4). Erst die Durchmusterung in der Nähe offenbart den Steppencharakter der hier herrschenden Vegetation.

Tabelle 3 vereinigt die Steppen-Gesellschaften, die keine Spezial-Standorte wie z. B. Blockschutt oder beweglichen Schutt an Halden besiedeln, sondern unter den herrschenden Bedingungen gleichsam die *K l i m a x - V e g e t a t i o n* darstellen.

Die drei ersten Bestandsaufnahmen veranschaulichen die Verhältnisse in Hanglage auf der rechten Talseite südlich Dras. Feiner bis grober Serpentin-Schutt bildet die Gesteinsunterlage. Darüber liegt als Hauptwurzelraum eine etwa 30 cm tiefe stauige Feinerdeschicht von ocker- bis rostbrauner Farbe mit viel Skelett. Entsprechend dem fehlenden Karbonat liegen die pH-Werte im schwach sauren bis neutralen Bereich.

Von den 18 in Tabelle 3 zusammengefaßten Aufnahme-Stellen konnte mit verdünnter Salzsäure nur in den Böden der ersten 5 kein Karbonat nachgewiesen werden. Trotzdem sind es wohl kaum der höhere Säuregrad und der fehlende Karbonat-Gehalt allein, die für das Vorkommen der 6. Artengruppe mit *Galium verum* und das Fehlen der 2. Artengruppe mit *Chrysanthemum pyrethroides* sowie der 5. Artengruppe mit *Viola kunawarensis* in den Steppen des Dras-Tales verantwortlich sind. Ein gewisser Einfluß dürfte auch der in nordöstlicher Richtung stetig abnehmenden Niederschlagsmenge zukommen.

Wie schon im oberen Dras-Tal, fehlt auch den selbst untersuchten Steppen im Becken von Dras *Artemisia maritima*. Im Gegensatz zu den eigent-



Photo 5 *Dianthus anatolicus* Boiss., charakteristischer Vertreter einiger Steppen-Gesellschaften der subalpinen Stufe

lichen Artemisia-Steppen, wo das Wermuth-Sträuchlein in der Regel dominiert, lassen sich die meisten übrigen, relativ artenreicheren Steppen zwischen ca. 3000 und 4000 m ü. M. zu einer höheren Einheit zusammenfassen, in der *Dianthus anatolicus* (Photo 5) und *Psychrogeton andryaloides* Differentialarten sind. Innerhalb derselben ist ein Gesellschaftsblock A mit der 4. Artengruppe deutlich abgrenzbar. Nach den wichtigsten Vertretern bezeichnen wir diese Steppe provisorisch als Gesellschaften mit *Koeleria gracilis* und *Arenaria griffithii*. Auf die unverkennbare floristische Ähnlichkeit zur *Oxytropis mollis*-*Koeleria gracilis*-Steppe des Karakorum ist bereits hingewiesen worden.

Oberhalb etwa 3600 m ü. M. sind die Steppen im Dras-Tal immer stärker von *Polygonum affine* durchsetzt, dessen Spaliere ganze Teppiche bilden und an den höher gelegenen Talflanken durch ihre rötliche Verfärbung bereits Ende August den nahenden Herbst ankündigen. Je nach Exposition und Bodenbeschaffenheit vollzieht sich dieser Übergang



Photo 6a *Polygonum paronychioides* C. A. Mey., in Steppen-Gesellschaften der subalpinen Stufe

Tabelle 3 Steppen-Gesellschaften der subalpinen Stufe

Tabellen-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18			
Aufnahme-Nr.	2	1	3	7	17	10	11	12	19	18	145	146	20	14	15	26	16	25			
Höhe ü. M. (in 10 m)	343	345	343	352	395	374	365	357	330	325	344	342	325	380	381	420	388	419			
Exposition	NNE	N	NNE	W	NNE	NE	NW	NNW	WNW	ENE	NNE	N	SSE	E	NNE	SW	SSW	SSW			
Neigung (Grad)	30	30	30	30	30	30	35	30	30	20	30	25	20	25	30	25	25	20			
Deckungsgrad (%)	50	50	60	60	60	50	40	50	20	25	25	30	15	40	60	40	50	50			
Aufnahmefläche (m ²)	100	80	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	80	100	100	100	100	100			
Artenzahl	26	21	19	22	22	20	20	25	22	17	21	19	12	13	15	18	11	12			
Gesellschaften	I												II								
	A						B														
Kennzeichnende Artengruppen	a			c			b														
1. Artengruppe																					
Ch(G) <i>Dianthus anatolicus</i> Boiss.	1	2	+	+	+	2	1	1	+	+	1			
H <i>Psychogeton andryaloides</i> (DC.) Nov. 1	1	2	2	+	.	1	1	1	+	+	.	+	r			
2. Artengruppe																					
H(G) <i>Chrysanthemum pyrethroides</i> Fedtsch. 2)	2*	2*	1*	+	+	1	1			
H(Ch) <i>Platyaenia lasiocarpa</i> Rech.f.et Riedl 3)	+	2	+	+	r	+	2	.	.	.	r	.	.			
Ch <i>Androsace villosa</i> L.var. <i>robusta</i> Knuth	1	2	1	r	.	+	.	.	r			
3. Artengruppe																					
Ch <i>Tanacetum artemisioides</i> Schultz-Bip.	+	2	2	2	2			
H(G) <i>Matthiola flavida</i> Boiss.	1	+	.	1	+			
H(G) <i>Astragalus subuliformis</i> DC.	+	+	+	+			
4. Artengruppe																					
H <i>Koeleria gracilis</i> Pers.	3	2	3	3	1	2	1	2	1	.	.	.			
Ch(G) <i>Arenaria griffithii</i> Boiss.	2	2	2	2	2	1	.	+			
Ch <i>Sempervivella acuminata</i> (Dcne.) Berger	1	+	+	1	.	+	.	+			
H <i>Festuca alaiica</i> Drob.	1	+	1	1	+	+			
Ch <i>Thymus serpyllum</i> L.ssp. <i>quinquecostatus</i> Kitam.	+	+	+	2	.	.	.	2			
H <i>Poa araratica</i> Trautv.	1	2	1	1	.	.	+			
5. Artengruppe																					
H <i>Viola kunawarensis</i> Royle	+	+	+			
Ch(G) <i>Ephedra gerardiana</i> Wall.	.	.	.	r	.	+	1	+	(+)			
H <i>Leontopodium leontopodinum</i> (DC.) Hand.-Mazz.	.	.	.	+	+	1	+	+			
6. Artengruppe																					
H <i>Galium verum</i> L.	+	1	3			
H <i>Arnebia euchroma</i> (Royle) I. M. Johnston	1	+	+	r ^o			
H(Ch) <i>Tanacetum tomentosum</i> DC.	+	r			
H(G) <i>Nepeta discolor</i> Royle ex Benth.	1	+	.	+			
H <i>Stipa trichoides</i> P. Smirnov	+	.	+	+			
Übrige Arten																					
Ch <i>Artemisia maritima</i> L.s.l.var. <i>genuina</i> * Ledeb.f.	.	.	.	2	2	+	1	1	1	2	+	1	2	3	4	3	3	3			
Ch <i>Polygonum paronychioides</i> C. A. Mey.	1	2	1	r	+	+	+	+	+	+	.	+	+	1			

H	<i>Scorzonera virgata</i> DC.	+	+	1	1	+	.	.	+	+	1	.	1	.	.	1	+	+	1
H(G)	<i>Oxytropis mollis</i> Royle	1	1	1	1	+	+	1	1	1	1	+	+
G(H)	<i>Agropyron repens</i> (L.) P.Beauv.	+	+	1	.	1	.	1	+	+	1	1	1	1	1	+	.	.	.
H	<i>Pedicularis pycnantha</i> Boiss.ssp.typica Penn.	+	+	1	+	1	+	+	+	+	+	.	.	+	+	1	.	.	.
H	<i>Piptatherum laterale</i> (Regel) Roshev.	+	+	.	+	+	.	1	r	.	.	.	+	+	+	+	+	.	+
Ch	<i>Acantholimon lycopodioides</i> (Gir.) Boiss.	+	r	+	.	2	.	+	.	.	.	+	.	.	+	+	2	+	+
H	<i>Eritrichium canum</i> Kitam.	2	2	1	1	1	1	1	+	1	+	+	.	.	.
H	<i>Stipa orientalis</i> Trin. *unsicher!	+	.	.	+	.	1	+	+	1	+	+	+	+	+
T	<i>Polygonum polycnemoides</i> J. et S.	1	1	1	2	+	1	+	1	+	1
H	<i>Agropyron graniculatum</i> Nevski	.	.	.	+	.	+	1	1	.	.	.	+	.	.	.	1	1	1
H	<i>Bupleurum gracillimum</i> Klotsch	1	r	+	.	+	1	+	.	.	.
H(G)	<i>Oxytropis cachemiriana</i> Camb.	+	+	+	.	+	1	.	1
T	<i>Arabis tibetica</i> Hook.f.et Th.	+	+	+	+	.	+	.
T	<i>Veronica biloba</i> L.	.	+	.	1	1	2
Ch	<i>Astragalus oplites</i> Benth.	+	+	.	+	.	1
H	<i>Cousinia thomsonii</i> Clarke	r	.	.	.	+	.	r	.	r
H	<i>Scrophularia nudata</i> Pennell	+	+	.	.	+	.	.	.	1	.
Ch	<i>Krascheninnikovia ceratoides</i> (L.) Guelden.	1	.	.	.	+	+	.
Ch	<i>Gypsophila sedifolia</i> Kurz	+	.	+	r	.	.
H(G)	<i>Euphorbia thomsoniana</i> Boiss.	1	.	.	+
H	<i>Taraxacum</i> sp.	r	.	.	.	r
H, G	<i>Carex stenophylla</i> Wahlenb.	.	.	.	+	+
H	<i>Morina coulteriana</i> Royle	r	.	.	+
Ch, G	<i>Euphorbia tibetica</i> Boiss.	+	.	.	.	+
H	<i>Chesneya cuneata</i> (Benth.) Ali	1	.	.	.	+
H(G)	<i>Nepeta floccosa</i> Benth.	+	.	.	.	+
G, H	<i>Thesium hookeri</i> Hendrych	+	r	.	.	.
T	<i>Cuscuta</i> cf. <i>europaea</i> L.var. <i>indica</i> Engelm.	+	+
Ch(G)	<i>Silene moorcroftiana</i> Wall.	1	1	.	.
Ch	<i>Kochia prostrata</i> (L.) Schrad.	1	+	.	.	.

- 1) var. *andryaloides* Grierson
 2) var. *tomentosa** Regel
 3) ssp. *thomsonii* Rech.f.et Riedl

I Steppengesellschaften mit *Dianthus anatolicus* und *Psychrogeton andryaloides*

A Gesellschaften mit *Koeleria gracilis* und *Arenaria griffithii*

a Gesellschaft mit *Galium verum*

b Gesellschaft mit *Viola kunawarensis*

c Bestände mit Übergangscharakter

B Gesellschaft mit *Tanacetum artemisioides*

II Steppe mit dominierender *Artemisia maritima*

Außerdem je einmal notiert in Aufnahme der
 Tab.-Nr. 3: NP *Rosa webbiana* Wall.ex Royle +

Tab.-Nr. 4: Ch *Polygonum affine* D.Don r

Tab.-Nr. 5: H *Chorispora sabulosa* Camb. 1

Tab.-Nr. 7: H, G *Bergenia stracheyi* (Hook.f.et Th.) Engl. r

Tab.-Nr. 9: H, G *Crepis flexuosa* (DC.) Benth.et Hook.f. +

Tab.-Nr. 10: T *Bromus tectorum* L. +

Tab.-Nr. 11: T *Senecio dubius* Ledeb. +

Tab.-Nr. 12: Ch *Artemisia persica* Boiss. +, H, G *Elymus dasystachys* Trin. +

Tab.-Nr. 13: T *Koelpinia linearis* Pallas 1

Tab.-Nr. 14: H *Astragalus macropterus* DC. +

Tab.-Nr. 16: H *Astragalus nivalis* Kar.et Kir. +, G, (H) *Christolea crassifolia* Camb. (+)

Tab.-Nr. 18: G, H *Carex pseudofoetida* Kük. +

auch schon unterhalb 3600 m. Darüber orientieren die Aufnahmen aus dem Gebiet von *Y a s g h u n*, ca. 18 km östlich von Dras. Im Bestand Nr. 4 (Tabelle 3), einer typischen Steppe mit *Koeleria gracilis* und *Arenaria griffithii*, ist erstmals auch *Artemisia maritima* vertreten. Den Übergang zur Gesellschaft mit dominierendem *Polygonum affine* vermitteln die Aufnahmen 8 und 9 der Tabelle 2. Diese drei Aufnahmestellen liegen nahe beisammen. Während der Steppen-Bestand ausgesprochene West-Exposition aufweist, liegen die Aufnahmestellen 8 und 9 nach Nordosten orientiert. Der staubreiche Steppenboden ist gut gefestigt und sehr kompakt; die Bodenunterlage des *Polygonum affine*-Bestandes der Aufnahme 9 (Tab. 2), in einer breiten Hangmulde gelegen, ist auffällig schuttig und zu einem guten Teil durch das Wurzel- und Rhizomsystem des stark dominierenden Knöterichs gefestigt. Aufnahme 8 (Tab. 2) stellt einen Übergang zwischen eigentlicher Steppe und der Knöterich-Gesellschaft dar. Arten wie *Veronica lanosa*, *Poa pratensis*, *Gentiana tianshanica*, *Silene gonosperma* u. a. fehlen der Steppe. Gleichartig ist an allen Aufnahmestellen nebst der Hangneigung das ophiolithische Gestein sowie eine schwach aber deutlich saure Bodenreaktion. Wie überall ist die Pflanzendecke auch hier einer starken Beweidung durch Rinder, Schafe und Ziegen ausgesetzt.

4.2. Gebiet von Kargil

Kargil, zweitgrößte Ortschaft nach Leh und Hauptort der westlichen Provinz (zwischen Zoji La und Fotu La), liegt an der nördlichsten und mit ungefähr 2700 m ü. M. zugleich tiefsten Stelle der Kashmirroute in Ladakh. Das Siedlungsgebiet mit den Obst- (Aprikosen, Äpfel, Walnüsse, Maulbeeren und sogar Weintrauben), Gemüse- und Getreidekulturen ist auf die Nähe der Flußläufe sowie terrassierte und bewässerte Hanglagen beschränkt.

Wer Gelegenheit hat, in der wüstenartigen Umgebung des Talbeckens einen Augenschein zu nehmen, wird vielleicht überrascht sein, auch dort noch zahlreiche Pflanzen zu finden, die allerdings in sehr lockerem Verband mit geringem Deckungsgrad stehen. Auch diese dürftigen Rohboden-Gesellschaften,

über deren Zusammensetzung nachstehende Liste orientiert, zeigen überall Spuren starker Abweidung.

Aufnahme Nr. 147: westlich oberhalb Kargil, ca. 2870 m ü. M.; Expos. 25° ENE; Boden: kompakter, mittelgrober und feiner Schutt aus hellfarbigem granitischem Gestein mit feindsandiger und staubiger Feinerde; Karbonat-Reaktion negativ; pH in 10 cm Tiefe: 6,6 (KCl), 7,4 (H₂O); Vegetationsbedeckung 25%; Aufn.-fläche 100 m²:

2 <i>Stipa orientalis</i>	+ <i>Scorzonera virgata</i>
1 <i>Astragalus oplites</i>	+ <i>Echinops cornigerus</i>
1 <i>Euphorbia tibetica</i>	+ <i>Scrophularia nudata</i>
1 <i>Polygonum paronychioides</i>	+ <i>Trigonella</i> sp.
1 <i>Dianthus anatolicus</i>	r <i>Platytaenia lasiocarpa</i>
1 <i>Lactuca cf. orientalis</i>	ssp. <i>thomsonii</i>

Stellen mit Blockschutt, aber genügend Feinerde zwischen den Steinblöcken zeichnen sich durch den lockeren Bewuchs einer Form der in Ladakh weit verbreiteten *Stachys tibetica*-Gesellschaft aus.

Nachfolgende Aufnahme fläche (Nr. 148) südwestlich oberhalb Kargil vermittelt einen Eindruck derselben: 2830 m ü. M.; Expos. 25° NE; mehr oder weniger loser Blockschutt bedeckt nahezu 90% der Oberfläche, darunter und dazwischen reichlich sandig-schluffige Feinerde; Karbonat-Reaktion negativ; pH in 10 cm Tiefe: 6,7 (KCl), 7,7 (H₂O); Vegetationsbedeckung ca. 25%; 150 m²:

2 <i>Stachys tibetica</i>	+ <i>Artemisia maritima</i>
1 <i>Piptatherum laterale</i>	+ <i>Anaphalis virgata</i>
1 <i>Filago pyramidata</i>	+ <i>Melica jacquemontii</i>
+ <i>Polygonum paronychioides</i>	+ <i>Stipa orientalis</i>
+ <i>Bromus tectorum</i>	var. <i>tibetica</i>
+ <i>Echinops cornigerus</i>	+ <i>Perovskia abrotanoides</i>
+ <i>Scrophularia nudata</i>	+ <i>Silene moorcroftiana</i>
+ <i>Polygonum polycnemoides</i>	r <i>Artemisia persica</i>
+ <i>Lactuca cf. orientalis</i>	r <i>Medicago falcata</i>

Östlich Kargil bis ins Indus-Tal ist der gelbblühende Lerchensporn (*Corydalis flabellata*) im Schuttboden des Straßenrandes, an Böschungen und Halden einer der auffälligsten Begleiter während der Blütezeit im Juli/August, stellenweise ersetzt durch das sehr ähnliche *Corydalis adiantifolia* (Photo 6 b). Letztere



Photo 6b *Corydalis flabellata* Edgew., Straßenböschung bei Mulbekh

unterscheidet sich von der erstgenannten Art durch etwa doppelt so lange Kelchblätter sowie durch Tragblätter, die deutlich länger sind als die Blütenknospen.

4.3. Zwischen Mulbekh und Namika La

Nachdem die Straße das höher gelegene wüstenähnliche Plateau im Südosten von Kargil durchquert hat, führt sie zunächst hinab ins Wakha-Tal und erreicht dann, dem gleichnamigen Fluß folgend, nach ca. 40 km das Gebiet von Mulbekh. Hier, zwischen den Dörfern Shergol, Mulbekh und Wakha, ist das Tal über mehrere Kilometer relativ breit, bevor es hinter Gel sich schluchtartig verengt, in eine Schlucht, deren Ursprung weit im Süden der Zanskar Berge liegt. Der Ausblick, etwa vom Klosterfels bei Mulbekh, über das Tal ist überwältigend: frisches Grün der weiten Talniederung zeugt von optimaler Wasserversorgung, ist aber seitlich scharf begrenzt von den weit aufragenden Hangpartien, die mit ihren gelbbraunen Farbtönen völlig steril erscheinen. Einen unvergeßlichen Eindruck

hinterläßt die linksseitige, südliche Talflanke als gewaltige Kulisse, deren bizarre Felsbastionen stellenweise von weichen Sandformen unterbrochen sind (Photo 7).

4.3.1. Oasen

Weil die Straße im Gebiet von Mulbekh über eine längere Strecke am Rande und zwischen Kulturen durchführt, ist Gelegenheit geboten, sich kurz über die Flora des bewässerten Landes zu informieren. Die in den verschiedensten Landesteilen gleiche Art der Bewässerung hat zu einer sehr ähnlichen Zusammensetzung der Artenbestände in den Siedlungsgebieten geführt.

Außer den bereits erwähnten Obstbäumen, die oberhalb 3200 m ü. M. nur noch in lokalklimatisch bevorzugter Lage anzutreffen sind, fehlt der Anbau von Gerste und Weizen in keiner Siedlung. Im Indus-Tal wird nach der Gersten-Ernte im Juli oft noch Buchweizen (*Fagopyrum tataricum* und *F. esculentum*) ausgesät. Daneben findet man überall



Photo 7 Reste der Darden-Burg und oberes Kloster (Gompa) von Mulbekh, mit Blick auf die linke Talseite



Photo 8 *Physocblaina praealta* (D. Don) Hook. f., ein Nachtschattengewächs auf Blockschutt, an Trockenmauern und Steinhaufen

Kulturen von Hülsenfrüchten, besonders Erbsen, Kartoffeln, Rüben, Zwiebeln, Kohl u. a. Nach R. R. STEWART (1972) soll die uns als Unkraut bekannte Gartenmelde (*Atriplex hortensis*) oft als erstes Frischgemüse angepflanzt werden. Beliebt ist auch der Erdbeer-Spinat (*Chenopodium foliosum*); ähnliches habe ich über die Breitblättrige Kresse (*Lepidium latifolium*) erfahren, einer bis meterhohen, am Grunde leicht verholzten Staude, die stellenweise an Mauern, im Indus-Tal auch zwischen Steinen der Halbwüste wächst.

Unter den Acker-Unkräutern ist manches für uns neue zu finden, z. B. *Lepyroclis holosteoides*, *Kochia scoparia* ssp. *indica*, *Artemisia sieversiana* und *A. scoparia*. Nicht wenige gehören jedoch zu einer fast weltweit verbreiteten Artengruppe, z. B. *Thlaspi arvense*, *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium album* und *Ch. botrys*, *Stellaria media*, *Polygonum aviculare*, *P. convolvulus* und *P. persicaria*.

An Trockenmauern und Steinhaufen fallen besonders auf: *Perovskia abrotanoides*, *Physochlaina praealta* (Photo 8), seltener *Clematis orientalis*. Im feineren Schutt wachsend ist gelegentlich das zierliche, gelbblühende Zwerg-Bilsenkraut (*Hyoscyamus pusillus*) zu finden.

Mit einem bemerkenswerten Artenreichtum überraschen die bewässerten Wiesen. Viele der hier



Photo 10 *Codonopsis clematidea* (Schrenk) Clarke, ein Glockenblumengewächs mit fahlblauen Blüten

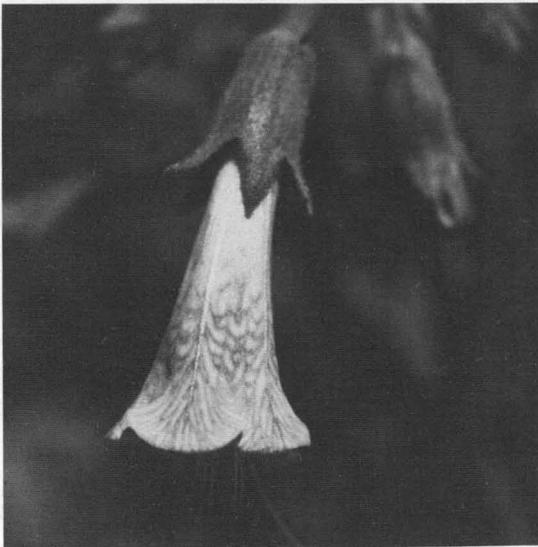


Photo 9 *Physochlaina praealta*, Einzelblüte

wachsenden Stauden kommen auch in Gebüsch und Naturrasen der unteren alpinen Stufe oder an Bachufern vor, so z. B. *Codonopsis clematidea* (Photo 10), *Geranium himalayense*, *Delphinium cashmerianum* (Photo 11), *Aquilegia fragrans*, aber auch *Gentiana moorcroftiana* und *G. leucomelaena*, *Ranunculus pulchellus*, *Euphrasia*- und *Plantago*-Arten. Andererseits finden sich in solchen Wiesen wichtige Arten, die uns erneut aus der mitteleuropäischen Flora bekannt sind, wie: *Poa pratensis*, *Agrostis canina*, *Calamagrostis pseudophragmites*, die wichtigen Futterkräuter *Medicago falcata* und *M. sativa*, *Melilotus officinalis*, *Carum carvi*, *Epilobium angustifolium*, Formen der *Tragopogon pratensis* Gruppe. Spezialisten, wie die langblütige *Pedicularis longiflora* (Photo 12), eventuell auch *P.*



Photo 11 Blüten von *Delphinium cashmerianum* Royle

punctata (Photo 13), *Parnassia nubicola*, *Veronica beccabunga* u. a. besiedeln nur dauernd feuchte oder gar nasse Böden. Dasselbe gilt für Pflanzen wie: *Eleocharis quinqueflora*, *Scirpus planifolius*, *Juncus bufonius* u. a., die jedoch Sandboden bevorzugen und deshalb außerhalb der eigentlichen Kulturen unter und zwischen Sträuchern der auenartigen Gebüsche entlang größerer Wasserläufe dürftige Rasen bilden.

Solch auenartige Gebüsche, in denen meist Weiden, insbesondere *Salix pycnostachya* und der Sanddorn (*Hippophae rhamnoides*) eine dominierende Stellung einnehmen, sind in allen Landesteilen von Ladakh anzutreffen, soweit es die Boden- und Geländebedingungen an den Bächen und Flüssen erlauben. Zu den wichtigsten übrigen Sträuchern zählen: *Rosa webbiana*, *Myricaria germanica* und *M.*

elegans sowie *Ribes*-, auch *Berberis*- und verschiedene *Lonicera*-Arten.

Schließlich sei darauf hingewiesen, daß das Forest Department des Bundesstaates Jammu und Kashmir in den letzten Jahren enorme Anstrengungen unternommen hat, in verschiedenen Gebieten, vom Indus-Tal bis Zanskar, in zum Teil großangelegten Pflanzungen — besonders von Pappeln und Weiden — den Holzbestand zu mehren.

4.3.2. Steppen

Die Gegend von Mulbekh und östlich davon außerhalb des bewässerten Landes wird von den Durchreisenden im allgemeinen für vegetationslos gehalten. Tatsächlich aber sind mindestens die Abhänge auf der linken (südlichen!) Talseite (Photo 7 und 14) von der Talsohle bis gegen 4000 m ü. M. von Steppen-Gesellschaften besetzt, in denen *Artemisia maritima* stets vertreten ist, aber noch nicht als Dominierende auftritt. Die Bestände oberhalb etwa 3500 m ü. M. (s. Nr. 6—8 und 13 in Tab. 3) lassen sich der Gesellschaftsgruppe mit *Koeleria gracilis* unterordnen, weisen sich aber mit der 5. Artengruppe — mit *Viola kunawarensis*, *Ephedra gardiana* (Photo 15) und dem Himalaya-Edelweiß (*Leontopodium leontopodium*) — doch durch eine floristische Eigenständigkeit aus.

Die Trockenheit hat in vergleichbaren Höhenlagen gegenüber dem Dras-Tal allgemein zugenommen. Im Gesteinsuntergrund und besonders in der staubreichen Feinerde des Wurzelhorizontes ist durchwegs eine sehr starke Karbonat-Reaktion nachzuweisen; dementsprechend liegen auch die pH-Werte deutlich auf der basischen Seite: 7,4—7,6 (KCl) bzw. 8,0—8,1 (H₂O). Mit 20 bis 25 Arten pro 100 Quadratmeter ist der Artenreichtum dieser Steppen unerwartet hoch.

Auf Geröll- und Konglomeratschutt von Halden der untersten Lagen sowie auf schieferigem Schutt am Hangfuß mit gefestigter Wurzelschicht aber ziemlich loser Oberfläche stellt sich die Step-pengesellschaft mit *Tanacetum artemisioides* ein (B in Tabelle 3). In dieser Gesellschaft mit nahezu 20 Arten auf 100 m² erreicht die Vegetationsbedeckung im Mittel nur noch



Photo 12 *Pedicularis longiflora* Rud. var. *tubiformis* Tsoong, in feuchten bis nassen Rasen

$\frac{1}{4}$ der Bodenoberfläche. Floristisch-ökologisch ist die Gesellschaft zwar noch der übergeordneten Kategorie mit *Dianthus anatolicus* und *Psychrogeton andryaloides* anzuschließen. Auch die Verbindung

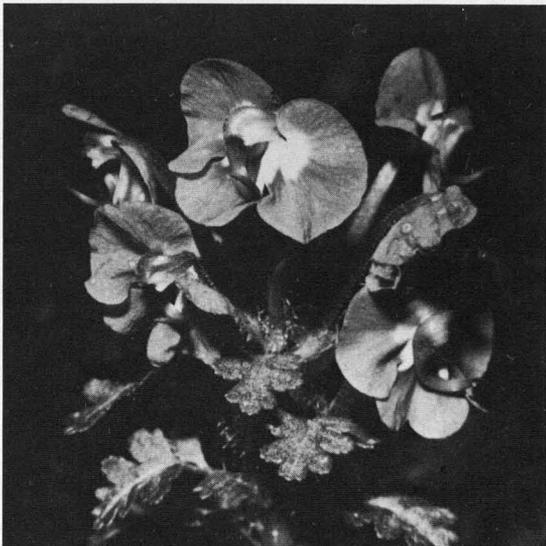


Photo 13 Blütenstand von *Pedicularis punctata* Decaisne, häufig in bewässerten Wiesen

zur Steppe mit *Viola kunawarensis* ist durch die gemeinsamen Arten wie *Chrysanthemum pyrethroides*, *Platyaenia lasiocarpa* und *Androsace villosa* angezeigt. Diese Bestände unterscheiden sich aber von den Gesellschaften mit *Koeleria gracilis* einerseits durch die Kennarten: *Tanacetum*, *Matthiola flavida* und *Astragalus subuliformis* und andererseits durch das Fehlen der Artengruppen 4, 5 und 6. Vermutlich treten die Arten dieser drei Gruppen schon vor Mulbekh und weiter in östlicher Richtung in der tieferen Höhenstufe, d. h. unterhalb etwa 3500 m ü. M. spontan nicht mehr auf.

Die schuttigen Schluff- und Staubböden sind alle sehr ähnlich; überall ist der Karbonat-Nachweis sehr ausgeprägt. Die höchsten pH-Werte wurden im Substrat der Gesellschaft mit *Tanacetum artemisioides* gemessen: 7,3—8,2 (KCl) bzw. 8,2—8,5 (H₂O).

Daß die in der Tabelle zusammengefaßten Bestände in der Natur durch allerlei Übergänge (vgl. auch mit Nr. 13, Tabelle 3), eventuell auch mit „neuen“ Arten, verbunden sind, sei durch folgende Aufnahme (Nr. 13) veranschaulicht:

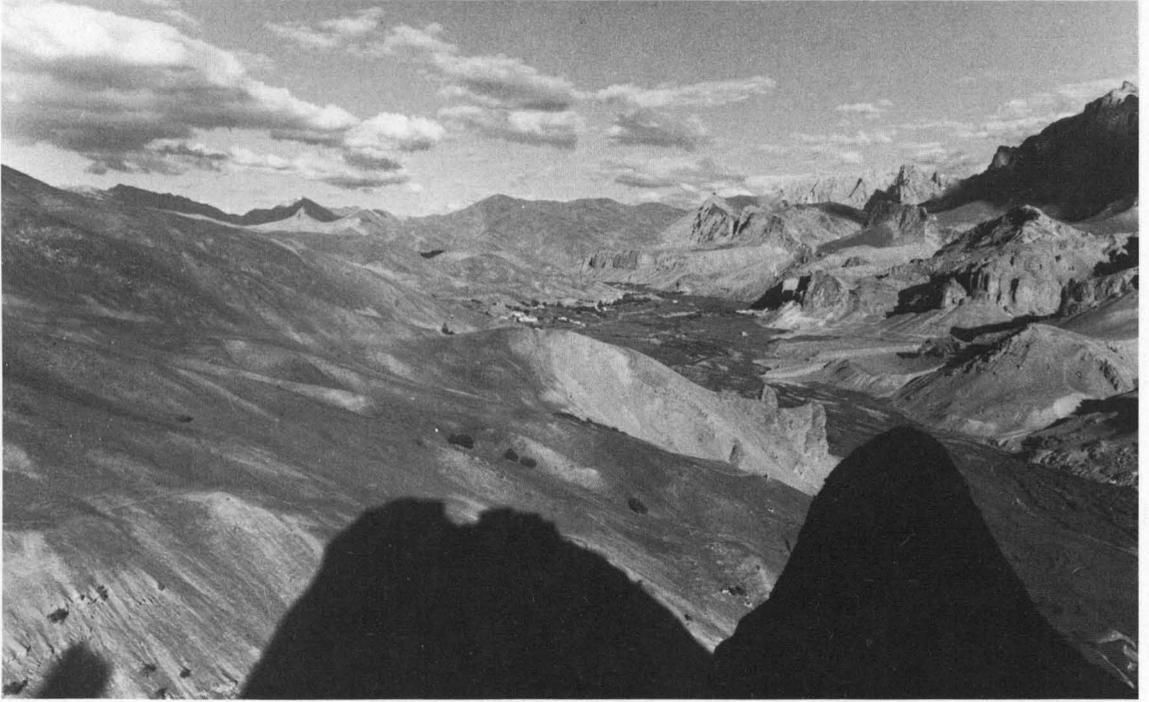


Photo 14 Tal östlich von Mulbekh; Blick vom Kloster-Felsen aus; im Hintergrund links: Namika La



Photo 15 *Ephedra gerardiana* Wall., weibliche Pflanze; im Gebiet vor allem in der Gesellschaft mit *Viola kunawarensis*



Photo 16 Gebiet von Mulbekh: Blick von der linken auf die rechte Talseite. Vordergrund: Gesellschaft mit *Tanacetum artemisioides*. Hintergrund: die beiden Klöster



Photo 17 *Chesneya cuneata* (Benth.) Ali, in verschiedenen Steppen-Gesellschaften und in der Halbwüste



Photo 18 Artemisia-Steppe südlich Namika La (3810 m ü. M.), Standort des Bestandes Nr. 15, Tabelle 3



Photo 19 Artemisia-Steppe am Fotu La (4200 m ü. M.), Aufnahmeort von Nr. 26, Tabelle 3

Steppe mit *Tanacetum artemisioides* am Hangfuß südlich gegenüber Mulbekh, 3310 m ü. M.; Expos. 25° N; sehr steiniger Schuttboden mit stabilisiertem Wurzelhorizont, mit viel mehlig-staubiger Feinerde von hellgrauer Farbe; Karbonat-Reaktion sehr stark; pH-Wert (in 10 cm Tiefe): 7,1 (KCl), 8,0 (H₂O); Vegetationsbedeck. 20%; Aufnahmefläche 100 m²:

2 <i>Tanacetum artemisioides</i>	+ <i>Oxytropis cachemiriana</i> + <i>Eritrichium canum</i>
1 <i>Artemisia maritima</i>	+ <i>Astragalus oplites</i>
1 <i>Chesneya cuneata</i>	+ <i>Scorzonera virgata</i>
1 <i>Polygonum paronychioides</i>	+ <i>Astragalus subuliformis</i> + <i>Stachys tibetica</i>
1 <i>Cuscata cf. capitata</i> (auf <i>Tanacetum</i>)	+ <i>Viola cf. kunawarensis</i>
+ <i>Mattiastrum himalayense</i>	

Abgesehen von Spezialstandorten sind die höheren Lagen — zwischen etwa 3800 und 4200 m ü. M. — von der eigentlichen *Artemisia*-Steppe bewachsen, in der *Artemisia maritima* unumschränkt vorherrscht. 5 Bestandsaufnahmen (Nr. 14 bis 18 in Tabelle 3) von den Anhöhen südlich des Namika La (Photo 18) und vom Fotu La (Photo 19) belegen die Zusammensetzung dieser weitverbreiteten, wichtigen Steppe.

In typischer Ausbildung fehlen die in Tabelle 3 ausgeschiedenen Artengruppen (1.—6.) ganz. Auf die Einheitsfläche von 100 m² trifft es im Mittel noch ca. 14 Arten. Die Vegetation bedeckt den Boden etwa zur Hälfte. Den höchsten Treuegrad in diesem Gebiet haben: *Polygonum polycnemoides*, *Acantholimon lycopodioides*, *Oxytropis mollis*, *Scorzonera virgata*, *Polygonum paronychioides* und *Piptatherum laterale*. Im kompakten, schuttreichen Steppenboden ist meist, aber nicht immer, eine deutliche Karbonat-Reaktion festzustellen; die pH-Werte variieren zwischen 7,0 und 7,6 (KCl) bzw. 7,9 und 8,2 (H₂O).

Ein untypisches Bild der *Artemisia*-Steppe vermittelt die Aufnahme von Tabellen-Nr. 13, was weiter kaum verwundert, berücksichtigt man den tiefegelegenen Standort und den daraus resultierenden geringen Deckungsgrad.

Die Bestandsaufnahme von Tabellen-Nr. 5 andererseits zeigt, daß in den höheren Lagen des Na-

mika La eine Ablösung durch artenreichere Steppen erfolgt, die den Gesellschaften mit *Koeleria gracilis* und *Arenaria griffithii* angehören. Die Frage, wie weit diese Feststellung aber verallgemeinert werden darf, bleibt vorläufig offen.

Wer Zeit findet, den südlichen Berg am Namika La nach Westen etwa zur Hälfte zu umgehen, wird im Hangschutt auf unerwartet ausgedehnte Ansammlungen von *Morina coulteriana* stoßen. Die stattliche Staude mit distelartigen Blättern wird von den Weidetieren offensichtlich gemieden (Photos 20 und 21).

4.4. Am Fotu La

Nahezu 40 km weiter im Osten überwindet die Straße am Fotu La auf fast 4100 m ü. M. den höchsten Punkt unterwegs nach Leh. Es bietet sich hier Gelegenheit, ohne große körperliche Anstrengungen einen ersten Eindruck von der Pflanzendecke aus dem unteren Bereich der alpinen Stufe zu erhalten.

In süd- bis südwestexponierter Hanglage herrscht die *Artemisia*-Steppe, wie sie bereits skizziert worden ist (s. Nr. 16 und 18 in Tabelle 3). Die gegenüberliegenden Abhänge des Passes jedoch, in Nordwest-, Nord- bis Nordost-Exposition, sind von steppenartiger Vegetation bedeckt, deren Artengefüge stärker von der typischen Wermuth-Steppe abweicht. Weil die beiden aufgenommenen Bestände keiner der an der Kashmirroute festgestellten Gesellschaften zugeordnet werden können und zweifellos auch nicht eng lokalisierte Spezialisten-Gesellschaften repräsentieren, seien sie einzeln aufgeführt:



Photo 20 Ausblick südlich vom Namika La nach Westen in Richtung Mulbekh; im Vordergrund Bestand von *Morina coulteriana*

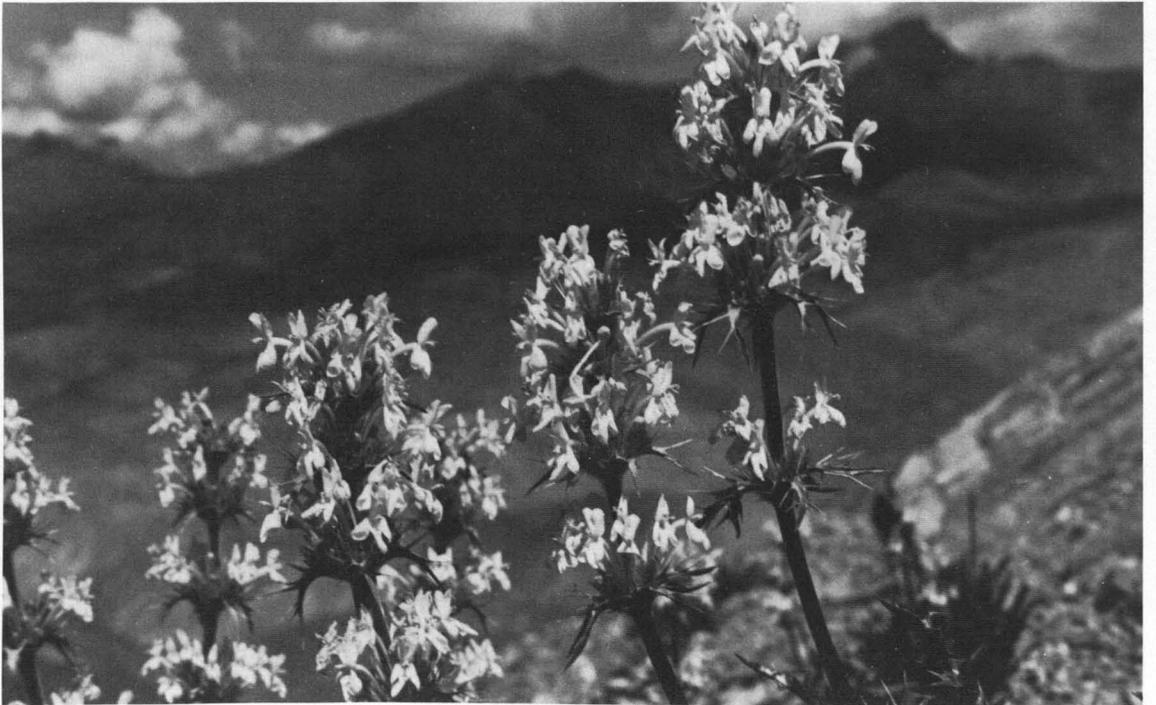


Photo 21 Blütenstände von *Morina coulteriana* Royle

Aufnahme (Nr. 23): südlich oberhalb Fotu La, 4200 m ü. M.; Expos. 30° NE; brauner, grusreicher Schuttboden (C-Horizont aus dunkelfarbigem, mürbem Schiefer als Schutt); oberste Bodenschicht (5—10 cm) durch den Tritt weidender Ziegen und Schafe stark aufgelockert; pH-Wert in 5 cm Tiefe: 7,1 (KCl), 7,7 (H₂O); Karbonat-Reaktion sehr schwach; pH-Wert in 20 cm Tiefe: 6,8 (KCl), 7,7 (H₂O); Karbonat-Reaktion = 0! Vegetationsbedeckung 50%; Aufnahmefläche 100 m².

Aufnahme (Nr. 24): südlich oberhalb Fotu La, 4220 m ü. M.; Expos. 30° NW (Photo 22); Boden ähnlich wie in Aufnahmefläche 23, aber feinschuttiger und reichlich mit hellfarbigen Schutttrümmern vermischt; Probe aus 10 cm Tiefe: pH-Wert 7,2 (KCl), 8,1 (H₂O); Karbonat-Reaktion sehr stark; Vegetationsbedeckung 60%; Aufnahmefläche 100 m².

	Aufnahme 23	24
<i>Acantholimon lycopodioides</i>	3	·
<i>Bupleurum thomsonii</i>	2	·
<i>Scorzonera virgata</i>	1	+
<i>Agropyron canaliculatum</i>	1	1
<i>Piptatherum laterale</i>	1	·
<i>Nepeta discolor</i>	1	·
<i>Carex pseudofoetida</i>	1	·
<i>Bupleurum gracillimum</i>	1	2
<i>Silene moorcroftiana</i>	1	1
<i>Astragalus oplites</i>	1	·
<i>Minuartia lineata</i>	+	3
<i>Polygonum paronychioides</i>	+	·
<i>Arnebia euchroma</i>	+	·
<i>Arabis tibetica</i>	+	·
<i>Oxytropis cachemiriana</i>	+	·
<i>Potentilla bifurca</i>	+	·
<i>Krascheninnikovia ceratoides</i>	r	·
<i>Oxytropis mollis</i>	+	1
<i>Taraxacum</i> sp.	+	+
<i>Astragalus nivalis</i>	·	1
<i>Eritrichium canum</i>	·	1
<i>Artemisia maritima</i>	·	+
<i>Chrysanthemum pyrethroides</i>		
var. <i>tomentosa</i>	·	+
<i>Chorispora sabulosa</i>	·	+
<i>Platyaenia lasiocarpa</i> ssp. <i>thomsonii</i>	·	r

Wie weit die Vegetation von Aufnahme 23 mit alpinen Steppen im östlichen Ladakh übereinstimmt, wo in ähnlicher Weise *Acantholimon lycopodioides* dominiert, wissen wir zur Zeit nicht. Zweifellos bestehen am ehesten Beziehungen zu der im Indus-Tal beschriebenen Schutt-Steppe der unteren alpinen Stufe, obwohl größere floristische Abweichungen nicht zu übersehen sind.

4.5. Indus-Tal zwischen Khalsi und Saspul/Alchi

Beim Abstieg vom Fotu La ins Indus-Tal wird ein Höhenunterschied von gut 1000 m überwunden. Abgesehen von jener utopisch wirkenden „Mondlandschaft“ bei Lamayuru aus gelblich-weißen, ungleich verwitterten Lehmlagerungen, nimmt der Wüsten-Charakter in Richtung gegen den Indus weiterhin zu. Auf Distanz sind zwar zwischen der Wüstenlandschaft am Indus und einer Steppenlandschaft, wie sie z. B. im Tal von Mulbekh angetroffen wurde, kaum Unterschiede zu sehen. Um so deutlicher erweist sich dann die Verschiedenartigkeit mit der ersten durchgeführten Bestandsaufnahme.

4.5.1. Talniederung

Von den 6 Aufnahmeflächen zu je 150 m² zwischen Khalsi und Alchi enthält keine mehr als 5 Arten (s. Tabelle 4 Nr. 1, 2 und 10—13), und der Deckungsgrad der Pflanzen erreicht in der Regel nur knapp 5%. Dabei wurden die Flächen vorzugsweise dort angelegt, wo auf den ersten Blick relativ mehr Arten zu erwarten waren. In der Benennung ist deshalb dem Begriff „Halbwüste“ gegenüber „Wüstensteppe“ der Vorzug zu geben.

Die Rohböden bilden teils als Schutthaldden, teils als Schotter das Substrat des spärlichen Pflanzenbewuchses. Wenn auch Unterschiede in Korngröße, Feinerdegehalt, Kompaktheit und Zusammensetzung aus den Gesteinsarten bestehen, so vermögen diese kaum wesentliche Änderungen in der floristischen Zusammensetzung zu bewirken, da der ausgeprägte Wassermangel gleichsam andere ökologische Unterschiede überlagert.

Die Umgebung der Oasen-Siedlungen von Khalsi bis Saspul ist nebst allerlei Schotterablagerungen vor allem durch oft ausgedehnte Schutthänge sowie felsiges Gelände ausgezeichnet. Während an den Felsen nur noch ganz vereinzelt Pflanzen, die auch Schuttböden besiedeln, sich zu halten vermögen, so daß von einer Gesellschaft kaum mehr die Rede sein kann, ist dies für Schutthaldden gerade noch möglich. Der vielleicht optimalste Bewuchs steiler Schutthaldden, wie sie in der Umgebung von Khalsi vorkommen, ist durch die Bestände 1 und 2 (Tab. 4) belegt. *Haloxylon thomsonii*, *Capparis spinosa*

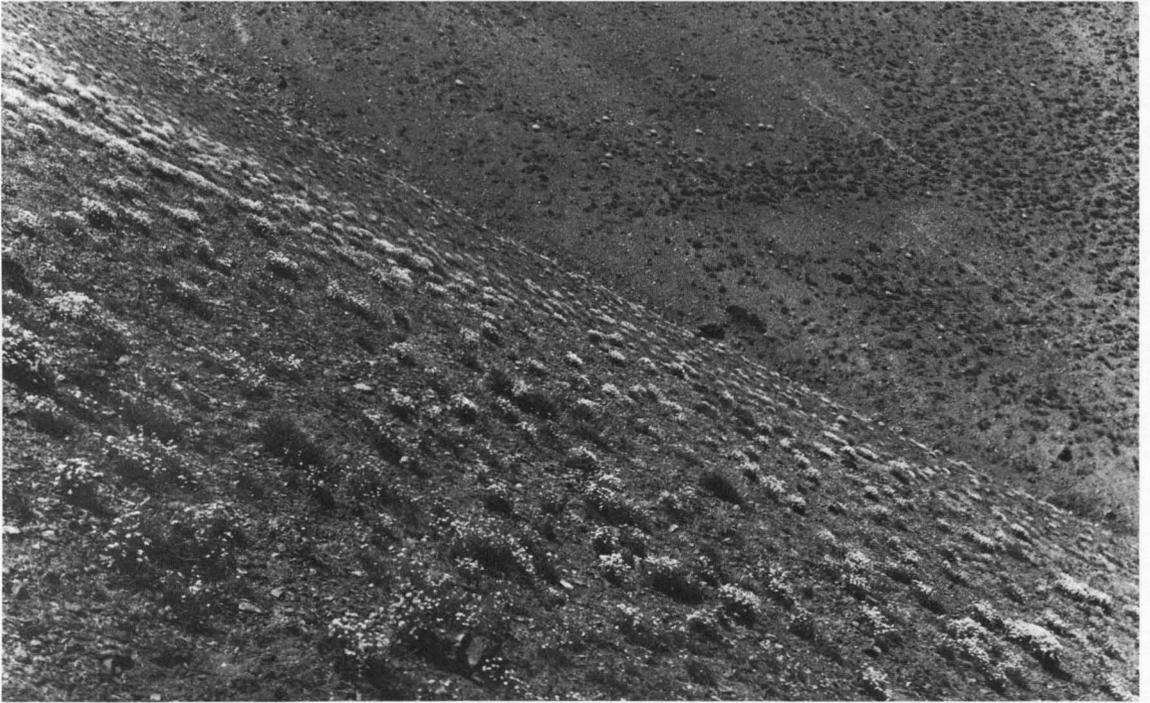


Photo 22 Alpine Schutt-Steppe mit *Minuartia lineata*, Fotu La (4220 m ü. M.); Standort des Bestandes Nr. 24



Photo 23 *Minuartia lineata* Bornm. fo. *foliosa* RRS



Photo 24 *Christolea crassifolia* Camb., ein Kreuzblütler hochgelegener Steppen

Tabelle 4 Rohbodengesellschaften der Halbwüste

Tabellen-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Aufnahme-Nr.	22	21	116	115	114	117	113	112	118	28	30	27	29
Höhe ü.M. (in 10 m)	319	321	369	368	364	365	361	360	365	316	328	316	331
Exposition	ENE	W	ESE	NW	NW	SE	W	W	SE	0	SSW	WNW	NE
Neigung (Grad)	30	30	25	20	20	10	10	10	5-10	0	15	35	30
Deckungsgrad ca. (%)	5	5-10	5	<5	5	5	5	<5	5	3	<5	<5	5
Aufnahme-fläche (m ²)	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150
Artenzahl	4	5	7	7	7	5	8	6	4	5	3	4	4
Ch	<i>Haloxylon thomsonii</i> Bunge	1	2	1	1	+	r ^o	r	r
Ch, G	<i>Ephedra regeliana</i> Florin	.	.	+	r	.	2	2	.	+	.	.	.
H	<i>Stipa orientalis</i> Trin. vermutlich*	.	.	+	r	r	1	1	+	2	+	.	.
Ch	<i>Tanacetum gracile</i> Hook.f. et Th.	r	1	+	1	1
Ch	<i>Capparis spinosa</i> L.	+	+
H ₁ (G)	<i>Nepeta floccosa</i> Benth.	.	+	+ ^o	+ ^o	+ ^o	1	2	1
H ₁ (G)	<i>Matthiola flavida</i> Boiss.	.	.	+	1	2	.	.	(+)	.	1	+	.
G	<i>Echinops cornigerus</i> DC.	.	(+)	1	r	+	.	1	1	1	.	.	+
Ch, G	<i>Euphorbia tibetica</i> Boiss.	+	.	+	+	.	.	.	+
H	<i>Chesneya cuneata</i> (Benth.) Ali	+	1	.	.	r	+
H	<i>Erodium tibetanum</i> Edgew.	+	+	.	+	+	.	.
H	<i>Corydalis flabellata</i> Edgew.	(+)
H, G	<i>Crepis flexuosa</i> (DC.) Benth. et Hook.f.	r ^o
H	<i>Arnebia guttata</i> Bunge	+
T	<i>Bassia fiedleri</i> Aellen	+	.	.



Photo 25 *Tanacetum gracile* Hook. f. et Th., in Schutthalden der Halbwüste; Standort des Bestandes Nr. 2, Tab. 4



Photo 26 *Capparis spinosa* L. (Ausdehnung ca. 2 m), Schutthang bei Khalsi (ca. 3200 m ü. M.)



Photo 27 Einzelblüte von *Capparis spinosa* L.

(Photo 26) und *Tanacetum gracile* (Photo 25) sind die auffälligsten Vertreter der an der Oberfläche leicht beweglichen und deshalb schwer begehbaren Halden.

Östlich Khalsi, wo sich das Tal stellenweise schluchtartig verengt und eine reine Fels- und Schuttwüste darstellt, ist *Capparis spinosa* oft auf größere Strecken die einzige lebende Pflanze (Photo 28). Mit ihren dicht nebeneinander wachsenden, niederliegenden Trieben fällt diese Wüstenform des Kapernstrauchs schon auf große Entfernung in Form einzelner grüner Flecken auf.

Von einer älteren Schotterebene, ca. 17 km östlich von Khalsi, stammt die Aufnahme von Tabellen-Nr. 10 (Photo 29), in der auch die dicht weißhaarige *Bassia fedleri* (= *Chenolea divaricata*) vorkommt, eine Wüstenpflanze, die bisher in Ladakh nur an wenigen Stellen gefunden wurde (Photo 30).

Die übrigen untersuchten Flächen (Nr. 11–13, Tabelle 4) verteilen sich auf die östlicheren Gebiete dieses Abschnittes bis gegen Alchi (auf der linken



Photo 28 Halbwüste am Indus River, ca. 15 km westl. Saspul; im Vordergrund *Capparis spinosa*



Photo 29 Schotterebene in Halbwüste, ca. 17 km östlich Khalsi; Standort der Aufnahme Nr. 10, Tabelle 4

Seite des Indus gelegen). Alle östlich von Khalsi aufgenommenen Bestände lassen sich durch *Nepeta floccosa* zusammenfassen. Dies ist die einzige häufige Pflanze, die keiner der relativ weit auseinanderliegenden vier Aufnahmeflächen fehlt, ob es eine Hangfläche mit starkem oder schwachem Gefälle sei oder gar ein völlig ebener Schotterboden, ob der Schutt an der Oberfläche mehr oder weniger beweglich sei oder überhaupt nicht.

Auf Grund der wenigen sichtbaren Standortsfaktoren ist es nicht möglich, den Unterschied zwischen der Halbwüsten-Gesellschaft mit *Haloxylon* und jener mit *Nepeta floccosa* zu erklären. Der Sandstein-Anteil in den verschiedenen Untersuchungsflächen wechselt wie auch die Korngröße des Schuttes an der Oberfläche. In der sandreichen Feinerde ist aber in jedem Fall eine ziemlich starke bis sehr starke Karbonat-Reaktion festzustellen, und die pH-Werte variieren insgesamt zwischen 7,3 und 8,0 (KCl) bzw. 8,0 und 9,0 (H₂O). Wo die Feinerde zwischen Steinblöcken fehlt, wie z. B. am Fuß der Schutthalden, bleibt das Wachstum jeglicher Gefäßpflanzen ausgeschlossen.



Photo 30 *Bassia fedleri* Aellen, eine charakteristische aber seltene Art der Halbwüste

4.5.2. Alpine Stufe

Angesichts der nahezu vegetationslosen Einöde im Talgrund wächst das Interesse zu erfahren, was in den höheren Lagen des Indus-Tales, auf 4000 m und darüber zu erwarten ist. Wegen des Verbots, die Straße nach Norden auf größere Entfernung hin zu verlassen, kommt für einen Aufstieg praktisch nur die linke Talseite in Frage. Auf einer der wenigen Brücken, ca. 2 km westlich von Saspul, kann der Indus River überquert werden. Von dort führt der Weg auf der linken Seite zum Dorf Lardo (Photo 31), wo ein südliches, schluchtartiges Seitental mündet. Wer die Mühe nicht scheut, diese Schlucht zu durchsteigen, mag erstaunt sein, auf etwa 4000 m Höhe sanftere Gefilde anzutreffen mit letzten Gersten-Äckerchen, Bachufer mit blühenden

Stauden und mächtigen Rosenbüschen in voller Blüte, grüne Rasen mit blühenden Läusekräutern, Enzianen und *Codonopsis* an Stellen, wo zeitweise abgeleitetes Bachwasser durchrieselt. Wenige armselige Steinhütten inmitten der alpinen Oase von Lardo Brok lassen vermuten, daß nur während des Sommers Leute hier wohnen, vor allem um die Ziegen- und Schaf-, aber wohl auch Rinder-Herden zu betreuen.

Ohne künstliche Bewässerung gibt es auch in der Höhenstufe zwischen 4000 und 4600 m keine Rasen, und solche sind in diesem Gebiet — außer an besonders feuchten oder nassen Standorten — ebenso wenig für die hochalpine Stufe zu erwarten. Die Schneegrenze dürfte hier auf über 5000 m ü. M. verlaufen.

Tabelle 5 Alpine Schutt-Steppe mit *Polygonum tortuosum* und *Nepeta glutinosa*

Aufnahme-Nr.	35	33	32	34	36
Höhe ü.M. (in 10 m)	416	411	405	416	426
Exposition	NW	NW	NW	NW	NE
Neigung (Grad)	35	35	25	35	30
Deckungsgrad (%)	45	65	60	60	70
Aufnahmefläche (m ²)	100	100	100	100	100
Artenzahl	20	20	20	12	12
Ch, H <i>Polygonum tortuosum</i> D. Don	+	2.	1	3	4
H, (Ch) <i>Nepeta glutinosa</i> Benth.	+	3	3	+	+
H <i>Agropyron canaliculatum</i> Nevski	1	1	2	+	+
Ch <i>Minuartia lineata</i> Bornm.	1	+	1	+	.
H <i>Piptatherum laterale</i> Roshev.	1	1	+	.	1
T <i>Arabis tibetica</i> Hook. f. et. Th.	+	1	.	2	1
T <i>Senecio dubius</i> Ledeb.	+	+	.	+	+
H <i>Lindelofia stylosa</i> Brand	+	+	.	1	1
H, G <i>Thermopsis inflata</i> Camb.	3	+	2	+
G <i>Rheum tibeticum</i> Maxim.	r	r	r	(+)
H, (G) <i>Oxytropis mollis</i> Royle	1	+	1	.	.
H, G <i>Crepis flexuosa</i> Benth. et Hook. f.	+	+	+	.	.
G, (H) <i>Agropyron repens</i> (L.) P. Beauv.	+	+	+	.	..
Ch <i>Artemisia sacrorum</i> Ledeb.	2	+	.	+	.
H, T <i>Sisymbrium brassiciforme</i> C. A. Mey.	+	1	.	3	.
Ch <i>Acantholimon lycopodioides</i> Boiss.	2	+	.	.	.
H, (Ch) <i>Platytaenia lasiocarpa</i> ssp. <i>thomsonii</i> R. f. et Rdl.	1	+	.	.	.
H <i>Poa araratica</i> Trautv.	1	.	+	.	.
Ch <i>Androsace villosa</i> L. var. <i>robusta</i> Knuth	+	.	+	.	.
H <i>Koeleria gracilis</i> Pers.	+	.	1	.	.
H <i>Eritrichium canum</i> Kitam.	+	.	2	.	.
Ch (G) <i>Silene moorcroftiana</i> Wall.	1	+	.	.
T <i>Chenopodium album</i> L.	+	.	.	+
Ch, G <i>Euphorbia tibetica</i> Boiss.	+	.	.	(+)

Außerdem je einmal notiert in **Aufn. 35**: Ch *Stachys tibetica* Vatke 2; **Aufn. 32**: H *Leontopodium leontopodium* Hd.-Mzt. 1, H *Bromus inermis* Leyss. var. *confinis* Stapf +, H *Thalictrum vaginatum* Royle +, H, (G) *Nepeta discolor* Royle ex Bth. +, H *Astragalus munroi* Benth. r; **Aufn. 34**: H *Arnebia euchroma* I. M. Johnst. r; **Aufn. 36**: H (Ch, G) *Potentilla bifurca* L. +.



Photo 31 Indus-Tal ca. 10 km westlich Saspul; Blick in östliche Richtung gegen Lardo und Lardo Brok

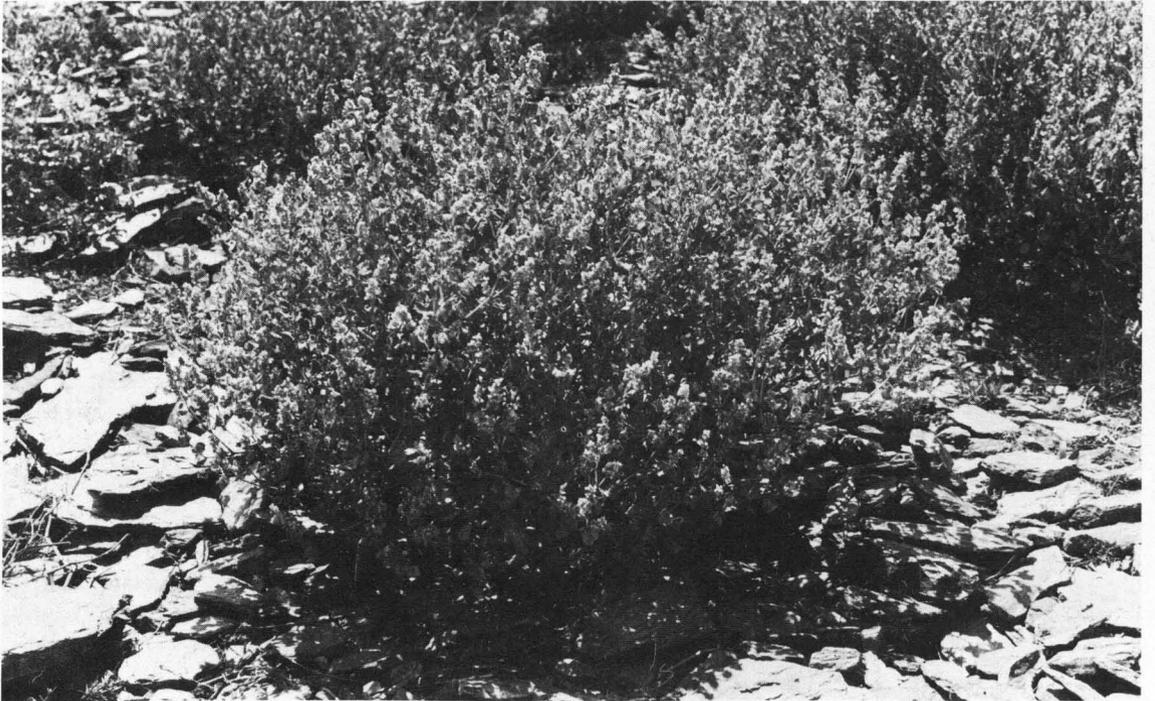


Photo 32 *Polygonum tortuosum* D. Don, mit *Nepeta glutinosa* zusammen bestandbildend in der alpinen Schutt-
Steppe des Indus-Tales



Photo 33 *Thermopsis inflata* Camb. in Blüte

Eingehendere Aufzeichnungen der Vegetation waren im unteren Bereich der alpinen Stufe möglich. Die wichtigsten Ergebnisse mit 5 Aufnahmen präsentiert Tabelle 5. Diese alpine Steppe, in der gewöhnlich *Polygonum tortuosum* oder *Nepeta glutinosa* dominiert, stellt die herrschende Vegetation im Gebiet von Lardo Brok dar. Wie die genaueren Angaben über die Aufnahme-Örtlichkeiten zeigen, bilden überall verschiedenartige Schuttfraktionen die Bodenunterlage. Gesamthaft überwiegen braune und bläulichgraue Schiefer, die stellenweise stärker mit Konglomerat und Sandstein vermischt sind.

Die floristischen Unterschiede zwischen den Beständen dürften vermutlich in erster Linie auf abweichende Mischungsverhältnisse des Schuttes im Wurzelbereich zurückzuführen sein. An der Oberfläche haben solche Schuttböden vorwiegend eine etwas schieferige aber doch gefestigte Beschaffenheit, so daß sie auch in steiler Hanglage noch gut zu begehen sind. Die Karbonat-Reaktion ist nur an einer Stelle stark ausgefallen, an den übrigen Orten



Photo 34 *Thermopsis inflata* Camb. mit den aufgeblasenen Hülsen



Photo 35 *Rheum tibeticum* Maxim., fruchtend in alpiner Schutt-Steppe von Lardo Brok (ca. 4200 m ü. M.)



Photo 36 Alpine Schutt-Steppe (Lardo Brok, 4160 m ü. M.) mit *Stachys tibetica*, *Artemisia sacrorum* und *Acantholimon lycopodioides*



Photo 37 *Stachys tibetica* Vatke, auffälligste Art der weitverbreiteten Blockschutt-Steppe

schwach oder null; die pH-Werte variieren zwischen 6,9 und 7,3 (KCl) bzw. 7,8 und 8,3 (H₂O).

In Tabelle 5 weicht Aufnahme 35 mit dem geringen Anteil von *Polygonum tortuosum* und *Nepeta glutinosa* sowie fehlenden *Thermopsis* (Photos 33, 34) und *Rheum tibeticum* (Photo 35) stärker von den übrigen ab (Photo 36). Ursache ist vor allem eine abweichende Struktur in der obersten Bodenschicht, welche überall von größeren Steinblöcken durchsetzt ist. Damit ergeben sich Verhältnisse, wie sie mit genügend Feinerde zusammen für die Blockschutt-Gesellschaft charakteristisch sind, in der *Stachys tibetica* (Photo 37) normalerweise dominiert. Mit einer einzelnen Bestands-Liste (Nr. 31) sei die Artengarnitur dieser Gesellschaft aus dem Gebiet von Lardo Brok dargelegt:

4030 m ü. M.; Expos. 30° ENE; an der Bodenoberfläche z. T. loser, mittelgrober Schutt mit vielen größeren Steinblöcken; Wurzelhorizont aus kompaktem Schutt mit viel staubig-feinsandiger Feinerde; Karbonat-Reaktion = 0! pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,3 (KCl), 8,2 (H₂O); Dekungsgrad 50%; Aufnahmefläche 100 m²:

3 <i>Stachys tibetica</i>	1 <i>Artemisia maritima</i>
2 <i>Nepeta royleana</i>	1 <i>Artemisia sacrorum</i>

+ <i>Scorzonera virgata</i>	+ <i>Aropyron</i>
+ <i>Platyaenia lasiocarpa</i>	+ <i>canaliculatum</i>
ssp. <i>thomsonii</i>	+° <i>Polygonum tortuosum</i>
+ <i>Campanula colorata</i>	+° <i>Cicer microphyllum</i>
+ <i>Brachyactis roylei</i>	(+) <i>Potentilla salesoviana</i>
+ <i>Nepeta glutinosa</i>	r <i>Echinops cornigerus</i>
+ <i>Piptatherum laterale</i>	r <i>Nepeta discolor</i>

Die Steppe mit *Artemisia maritima* ist in dieser Gegend bis auf 4000 m ü. M. nur andeutungsweise ausgebildet, da die steilen Felshänge — besonders unter 3800 m — keine günstigen Standorte mehr bieten.

Überblickt man die Abhänge der alpinen Stufe aus größerer Entfernung, so bleibt der Eindruck, *Polygonum tortuosum* sei die bei weitem vorherrschende Pflanze bis gegen 4500 m ü. M.; mit ihrem gelblichen Grün ist sie unverwechselbar. Dieser krautige Knöterich verleiht den hochgelegenen Berghängen einen hellgrünen Schimmer, der seltener schon vom Talgrund aus gerade noch erkennbar ist.

Eher unerwartet überrascht die Tatsache, daß die Schutt-Steppe zunächst mit zunehmender Meereshöhe artenreicher wird und ab ca. 4400 m ü. M.

immer eindeutiger Arten aufnimmt, deren Verbreitung hauptsächlich oder ausschließlich in der alpinen Stufe liegt. Nachstehende Aufnahme (Nr. 37) von Lardo Brok möge diese Feststellungen belegen:

4460 m ü. M.; Expos. 35° NE; relativ gut gefestigter Schutt aus Schiefer und wenig Sandstein, an der Oberfläche durch den Tritt des Viehs (Rinder) etwas aufgelockert; im Wurzelbereich überwiegen sandig-grusige bis staubige Komponenten; Karbonat-Reaktion = 0! pH-Wert in 10 cm Tiefe: 6,6 (KCl), 7,4 (H₂O); Deckungsgrad 70 %; Aufnahmefläche 100 m²:

*3 Nepeta glutinosa	*+ Stellaria graminea
*1 Polygonum tortuosum	*+ Potentilla sericea
*1 Thermopsis inflata	*+ Lindelofia stylosa
*1 Biebersteinia odora	*+ Carex pseudofloetida
*1 Leucopoa albida	+ Thymus serpyllum ssp. quinquecostatus
*1 Festuca alaica	+ Oxytropis mollis
1 Nepeta discolor	+ Lonicera heterophylla
1 Potentilla bifurca	+ Leontopodium leontopodium
1 Agropyron canaliculatum	* (+) Delphinium brunonianum
1 Poa araratica	* (+) Potentilla fruticosa var. pumila
+ Psychogeton andryaloides	(+) Ephedra Gerardiana
+ Androsace villosa	

Die mit * bezeichneten Arten sind — mindestens in Ladakh — vorwiegend in der alpinen Stufe, oberhalb 4000 m ü. M. zu finden. Solche Schutt-Steppen erreichen im Untersuchungsgebiet eine Höhe von etwa 4600 m ü. M. Leider war es nicht mehr möglich, den Vegetationsverlauf bis zur oberen Grenze zu verfolgen.

4.6. Umgebung von Leh

Östlich von Nimu öffnet sich das Haupttal, besonders da, wo die Straße durchzieht; der wüstenartige Charakter aber bleibt erhalten. Das ändert sich auch für das breite nördliche Seitental, in dem auf 3515 m ü. M. die Hauptstadt Leh liegt, in keiner Weise. Die ausgedehnten Getreidekulturen auf der nach Norden schwach ansteigenden Talebene zeugen von optimaler Bewässerung. Aber außerhalb der Oase läßt die extreme Niederschlagsarmut (s. Abb. 5) nicht einmal mehr eine Artemisia-Steppe aufkommen. Überall in der Umgebung, ob auf schwach geneigten Sandböden, in Schutthalden oder an felsigen Stellen, finden sich bestenfalls



Photo 38 *Lancea tibetica* Hook. f. et Th., häufig am Rande von Bewässerungsgräben im Gebiet von Leh



Photo 39 *Echinops cornigerus* DC., eine der auffälligsten Arten in allen Halbwüsten-Gesellschaften

die weit auseinanderwachsenden wenigen Arten der Halbwüsten-Gesellschaften als natürliche oder naturnahe Vegetation (s. Tab. 4, Nr. 3 bis 9).

Alle diese Rohböden bestehen aus granitischem Gestein oder sind aus solchem hervorgegangen. Während feste Gesteinsstücke mit Salzsäure nicht oder nur sehr schwach an der Oberfläche reagieren, ist in der Feinerde sämtlicher Aufnahmestellen meist eine starke, seltener nur eine schwache Karbonat-Reaktion zu verzeichnen. Diese Tatsache dürfte mit den für aride Gebiete bekannten Reaktionen erklärt werden, wonach Silikate hydrolysiert und anschließend durch die Einwirkung von Kohlendioxid in Karbonate übergeführt werden. Die pH-Werte variieren zwischen 7,7 und 7,8 (KCl) bzw. 8,5 und 8,6 (H₂O).

Wie Tabelle 4 zu entnehmen ist, fehlt *Stipa orientalis* keiner einzigen der untersuchten Bestandsflächen in der Umgebung von Leh. Als weitere charakteristische Vertreter mit hoher Stetigkeit in den Halbwüsten-Gesellschaften von Leh zählen *Haloxyton thomsonii* und *Echinops cornigerus* (Photos



Photo 40 Halbwüsten-Gesellschaft auf Sandboden nördl. Leh (ca. 3600 m ü. M.), Aufnahmeort von Nr. 8, Tab. 4



Photo 41 Schutthalde mit *Echinops cornigerus* am Namgyal Tsemo (ca. 3650 m ü. M.), Leh

39, 40, 41). Andererseits zeichnet sich trotz ausgesprochener Artenarmut der Unterschied zwischen den Schutthalden und den Sandböden mit nur schwacher Hangneigung in der floristischen Zusammensetzung deutlich ab. So kann *Tanacetum gracile* in den Schutthalden recht häufig angetroffen werden, fehlt aber den Sandboden-Standorten gänzlich. *Nepeta floccosa* zeigt zwar auch in den Schutthalden eine reduzierte Vitalität, ist jedoch auf Sandböden nicht festgestellt worden. *Haloxylon* wächst in Schutthalden meist gut entwickelt und mit hoher Stetigkeit, auf Sandboden aber nur noch ganz vereinzelt und im Wuchs reduziert. Gerade umgekehrte Ansprüche zeigen in dieser Beziehung *Ephedra regeliana* und *Erodium tibetanum*, die in den Schutthalden fehlen.

Aus Tabelle 4 nicht ersichtlich ist das Vorkommen von *Capparis spinosa* in Schutthalden, z. B. am Felshügel des Namgyal Tsemo, ähnlich wie im Indus-Tal zwischen Khalsi und Saspul.

So öde und steril sich die Halbwüste im Indus-Tal und in der Umgebung von Leh ausnimmt, auch dieser dürrtätige Pflanzenwuchs bleibt vor Tritt und

Zahn gelegentlich vorbeiziehender Weidetiere nicht verschont; und das dürfte seit Jahrhunderten kaum anders gewesen sein. Trotzdem haben die wenigen Blütenpflanzen sich zu behaupten vermocht, Arten, die durch verschiedene Eigenschaften und Einrichtungen (z. B. Stacheln, starke Behaarung, ausge dehnte unterirdische Wurzel-Sproßsysteme, verholzte Triebe, Inhaltsstoffe, die von Weidetieren gemieden werden) ihrem Standort an der Grenze der Lebensmöglichkeiten angepaßt sind.

5. Aufnahme-Orte zu den Tabellen 1—5

Tabelle 1

- Nr. 4: südlich oberhalb Matayan, 3550 m u. M.; anstehendes schieferiges Gestein (vermutlich trias) ohne Karbonat-Reaktion. Hellbraune schluffige Feinerde 20—40 cm tief, nahezu skelettfrei, ohne Karbonat-Reaktion; pH-Wert: 5,3 (KCl), 6,2 (H₂O); keine Horizonte sichtbar, Feinerde in 5—10 cm etwas frischer.
- 5: südlich oberhalb Matayan, 3450 m ü. M.; Gesteinsunterlage wie in Nr. 4. Nahezu skelettfreie, staubige Feinerdeschicht ca. 50 cm mächtig; oberste 2—4 cm etwas dunkler braun; Karbonat-Reaktion negativ! pH-Wert in 3 cm Tiefe: 5,6 (KCl), 6,2 (H₂O); pH-Wert in 15 cm Tiefe: 5,3 (KCl), 6,0 (H₂O).

Tabelle 2

- Nr. 8: südlich oberhalb Yasghun, 3540 m ü. M. Ophiolithisches Gestein z. T. anstehend, z. T. als Blockschutt. Flachgründige, staubige, skelettige Feinerde gefestigt, von ocker-rostbrauner Farbe; Karbonat-Reaktion negativ! pH-Wert in 10 cm Tiefe: 5,3 (KCl), 6,1 (H₂O).
- 9: Lage und Gestein wie Nr. 8; in breiter Hangmulde; gefestigter Boden aus Gemisch von Staub, Feinsand, Feinkies und Grobschutt; Karbonat-Reaktion = 0! pH-Wert in 10 cm Tiefe: 5,3 (KCl), 6,1 (H₂O).

Tabelle 3

- Nr. 1: SW oberhalb Dras, 3430 m ü. M. Gestein aus Serpentin-Schutt. Boden steinig und sehr skelettreich; Feinerde staubig-feinsandig von ocker-rostbrauner Farbe.
- 2: SW oberhalb Dras, 3450 m ü. M. Gefestigter Serpentin-Schutt. Boden mit staubig-schluffiger Feinerde von ocker-rostbrauner Farbe, skelettreich, 30—35 cm tief; Karbonat-Reaktion = 0; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 5,7 (KCl), 6,8 (H₂O).
- 3: Allgem. Lage und Gesteinsuntergrund wie in Nr. 1 und 2; aber Feinschutt überwiegt.
- 4: südlich oberhalb Yasghun, 3520 m ü. M. Gefestigter Blockschutt aus ophiolithischem Gestein. Boden sehr kompakt mit viel Skelett und staubiger Feinerde (rost-ockerbraun); Karbonat-Reaktion = 0; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 4,9 (KCl), 5,9 (H₂O).
- 5: ca. 4 km südlich Namika La, 3950 m ü. M. Schieferiges Gestein von dunkler Farbe mit flachgründigem, sehr kompaktem Schuttboden; Feinerde staubig-feinsandig (grau-ocker); Karbonat-Reaktion = 0; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 6,6 (KCl), 7,4 (H₂O).
- 6: südlich oberhalb Mulbekh, 3740 m ü. M. C-Horizont aus kalkhaltigem Schiefer (Trias?); Feinerde des steinigen Bodens schluffig-staubig (hellgrau-bräunlich); Karbonat-Reaktion sehr stark; pH-Wert in 5 cm Tiefe: 7,4 (KCl), 8,0 (H₂O).
- 7: südlich oberhalb Mulbekh, 3650 m ü. M. C-Horizont aus gefestigtem Grobschutt grünlicher Schiefer; Feinerde schluffig-staubig (hellgrau), skelettreich; Karbonat-Reaktion sehr stark; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,6 (KCl), 8,1 (H₂O).
- 8: südlich gegenüber Mulbekh, 3570 m ü. M. Gestein wie in Nr. 7, Boden ähnlich; Karbonat-Reaktion sehr stark; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,2 (KCl), 8,0 (H₂O).
- 9: südlich gegenüber Mulbekh, 3300 m ü. M. C-Horizont: Geröllschutt aus vorwiegend Kalk in der Hauptwurzelschicht; an der Oberfläche loser Geröllschutt.

- 10: Hangfuß der linken Talseite gegenüber Mulbekh, 3250 m ü. M. Vorwiegend schieferiger, kalkhaltiger, sehr kompakter Schutt; Feinerde mit viel Staub (hellbräunlich); oberste 3—5 cm wenig dunkler; Karbonat-Reaktion überall sehr stark; pH-Wert in 3 cm Tiefe: 7,3—7,8 (KCl), 8,3—8,4 (H₂O); pH-Wert in 20 cm Tiefe: 7,6 (KCl), 8,2 (H₂O).
- 11: SW gegenüber Felsen-Kloster von Gel am Eingang ins Wakha-Tal, 3440 m ü. M. Hangschutt aus Konglomeraten; Boden aus mittel- bis feinkörnigem Schutt mit ebensoviel Feinerde aus Staub, Schluff und Feinsand, gefestigt; Karbonat-Reaktion sehr stark; pH-Wert in 15 cm Tiefe: 8,0 (KCl), 8,4 (H₂O).
- 12: Eingang ins Wakha-Tal, ca. 1 km NW der Stelle von Nr. 11, 3420 m ü. M. Gesteinsuntergrund und Boden ähnlich wie bei Nr. 11; Karbonat-Reaktion sehr stark; pH-Wert in 15 cm Tiefe: 8,2 (KCl), 8,5 (H₂O).
- 13: südlich gegenüber Mulbekh, 3250 m ü. M. Schutt mit Kalkgeröll aus heruntergefallenem Konglomerat; ca. 30 cm tiefe kompakte Bodenschicht mit hohem Schluff-Staub-Anteil; Karbonat-Reaktion sehr stark; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,5 (KCl), 8,4 (H₂O).
- 14: südlich oberhalb Namika La, 3800 m ü. M. C-Horizont: bläulichgraues Kalkgestein; Schuttboden mit schluffig-staubiger Feinerde (grau-hellocker), skelettreich, sehr kompakt; Karbonat-Reaktion sehr stark; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,4 (KCl), 8,2 (H₂O).
- 15: ca. 2 km südlich Namika La, 3810 m ü. M. Schuttboden aus dunkelfarbigem Gestein; Feinerde schluffig-staubig (hellgrau-hellocker) mit viel Skelett; in 3 cm Tiefe: pH-Wert 7,6 (KCl), 8,1 (H₂O); Karbonat-Reaktion stark; in 20 cm Tiefe: pH-Wert 7,1 (KCl), 8,1 (H₂O); Karbonat-Reaktion sehr stark.
- 16: NW oberhalb Paßhöhe des Fotu La, 4200 m ü. M. Kompakter Schuttboden aus überwiegend ockerbraunem schieferigem Gestein mit staubig-schluffiger, skelettiger Feinerde; Karbonat-Reaktion der Feinerde = 0, der Skelett-Partikel z. T. stark; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,0 (KCl), 8,0 (H₂O).
- 17: ca. 2,5 km südlich Namika La, 3880 m ü. M. Sehr kompakter Feinschutt aus dunkelfarbigem, schieferigem Gestein; Feinerde staubig-grusig (hellgrau-ocker); Karbonat-Reaktion sehr stark; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,4 (KCl), 7,9 (H₂O).
- 18: NW des Fotu La, 4190 m ü. M. Boden aus kompaktem Schutt (ockerbraun) mit viel Staub; Karbonat-Reaktion deutlich aber nicht stark; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,3 (KCl), 8,0 (H₂O).

Tabelle 4

- Nr. 1: Schutthalde ca. 1 km nördlich Khalsi, gegenüberliegender Talhang von Aufnahmestelle Nr. 2, 3190 m ü. M. Boden aus sehr sandigem Schutt (Sandstein); oberste 5 cm: loser Sand mit Grobschutt, darunter (Wurzelraum!) gefestigt; Karbonat-Reaktion stark; pH-Wert in 15 cm Tiefe: 8,0 (KCl), 8,9 (H₂O).
- 2: Schutthalde ca. 1 km nördlich Khalsi, 3210 m ü. M. Blockschutt aus grünlich-braunem Gestein (Flysch?) mit viel losem Sand; Wurzelhorizont grusig-sandig; Karbonat-Reaktion stark, Steinbrocken z. T. ohne Reaktion; pH-Wert in 15 cm Tiefe: 8,0 (KCl), 9,0 (H₂O).
- 3: Schutthalde südlich der Burgruine am Namgyal Tsemo oberhalb Leh, 3690 m ü. M. Mittelgrober und Feinschutt aus mürbem Granit; Wurzelhorizont kompakt, sandig—feinsandig (hellockerbraun) mit viel Skelett; Karbonat-Reaktion stark; pH-Wert in 15 cm Tiefe: 7,8 (KCl), 8,6 (H₂O).
- 4: Schutthalde NE unter Burgruine am Namgyal Tsemo von Leh, 3680 m ü. M. Granitischer Schutt wie in Nr. 5, ebenso Bodenbeschaffenheit; Karbonat-Reaktion der Feinerde stark, der Steine nahezu 0!
- 5: Schutthalde N unter Burgruine am Namgyal Tsemo von Leh, 3640 m ü. M. Oberfläche aus mittelgrobem bis grobem, ungefestigtem Granitschutt, dazwischen Grus; Hauptwurzelschicht (unterhalb 5—10 cm Tiefe) mit hohem Feinsand-Anteil, kompakt; Feinerde schluffig-feinsandig (schwarzbraun) mit viel Skelett; Karbonat-Reaktion stark; pH-Wert in 15 cm Tiefe: 7,7 (KCl), 8,6 (H₂O).
- 6: NW oberhalb Leh, 3650 m ü. M. Sehr kompakter Sandboden aus granitischem Gestein; Feinerde (hellgrau-ocker) fein- bis grobsandig; Karbonat-Reaktion stark; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,8 (KCl), 8,6 (H₂O).
- 7: nördlich Leh, 3610 m ü. M. Gefestigter Sandboden aus granitischem Gestein; Feinerde mehlig-sandig (hellgrau-ocker) nebst viel Skelett; Karbonat-Reaktion stark; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,7 (KCl), 8,5 (H₂O).
- 8: nördlich Leh, 3600 m ü. M., ca. 1 km S Aufnahmestelle Nr. 7. Gefestigter Sandboden mit fein- bis grobkörnigen Komponenten (Granit); Karbonat-Reaktion schwach bis ziemlich stark.
- 9: NW Leh, 3650 m ü. M., neben Aufnahmestelle Nr. 6, jedoch in breiter, flacher Mulde, wo Sand angeweht wird; oberste 5—10 cm des Bodens aus lockerem Sand (Granit); übrige Bedingungen wie bei Nr. 6; Karbonat-Reaktion stark.
- 10: Talebene ca. 17 km östlich Khalsi, 3160 m ü. M. Älterer Schotterboden; zwischen Fein- bis Grobgeröll viel Sand und Schluff; Karbonat-Reak-

tion der Sand-Staub-Fraktion sehr stark, der Gerölle sehr schwach oder 0; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,9 (KCl), 8,9 (H₂O).

- 11: zwischen Alchi und Indus-Brücke westlich Saspul, 3280 m ü. M. C-Horizont: braun-graues sandsteinartiges Gestein; Feinerde mehlig-sandig nebst viel Skelett; Oberfläche zur Hälfte mit Schutt bedeckt; Karbonat-Reaktion der Feinerde sehr stark, des Skeletts z. T. stark, z. T. 0! pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,8 (KCl), 8,6 (H₂O).
- 12: Schutthalde ca. 20 km östlich Khalsi, 3160 m ü. M. Sehr beweglicher, fein- bis mittelgrober Schutt mit viel Grus aus dunkelfarbigem, relativ hartem Schiefer; Karbonat-Reaktion ziemlich stark; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,4 (KCl), 8,3 (H₂O).
- 13: Abhang zwischen Alchi und Indus-Brücke westlich Saspul, 3310 m ü. M. Schuttboden aus sandsteinartigem Gestein; Feinerde schluffig bis grobsandig mit ziemlich starker Karbonat-Reaktion; Skelett z. T. mit starker, z. T. ohne Karbonat-Reaktion; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,3 (KCl), 8,0 (H₂O).

Tabelle 5

- Nr. 32: Lardo Brok (Seitental von Lardo), 4050 m ü. M. Boden aus kompaktem braunem Schieferschutt; Karbonat-Reaktion stark; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,3 (KCl), 8,0 (H₂O).
- 33: Lardo Brok, 4110 m ü. M. Boden aus ziemlich gefestigtem, grusigem Schutt (bläulichgraue Schiefer); an der Oberfläche wenig loser Schutt; Karbonat-Reaktion schwach; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,2 (KCl), 8,3 (H₂O).
- 34: Lardo Brok, 4160 m ü. M. Gestein und Boden wie Nr. 33, aber Schuttboden weniger gefestigt.
- 35: Lardo Brok, 4160 m ü. M. Gestein z. T. grünliches Konglomerat, z. T. sandsteinartig; Boden aus kompaktem Schutt (hellerocker-bräunlich), an Oberfläche mit zahlreichen großen Steinblöcken; Karbonat-Reaktion z. T. schwach, z. T. 0! pH-Wert in 10 cm Tiefe: 7,1 (KCl), 8,0 (H₂O).
- 36: Lardo Brok, 4260 m ü. M. Schutt aus Konglomerat, Sandstein und wenig Schiefer; Hauptwurzelschicht mit gefestigtem Feinschutt und schieferigen, feinsandigen Bestandteilen; Karbonat-Reaktion = 0; pH-Wert in 10 cm Tiefe: 6,9 (KCl), 7,8 (H₂O).

Dank

Der Kommission für das Reisestipendium für Botanik und Zoologie der Schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft verdanke ich die finanzielle Unterstützung. Mr. A. RASHID KHAN, Chief Conservator of Forests, Srinagar, bin ich dankbar für die wertvollen Verbindungen zu den forstlichen Dienststellen in Ladakh. Der Gruppe vom Botanical Survey of India (Northern Circle) unter Leitung von Mr. B. M. WADHWA sowie meinem treuen Begleiter M. V. VISWANATHAN (heute New Delhi) habe ich für die mir gewährte Gastfreundschaft während des Sommers 1976 zu danken. Ein besonderer Dank gilt Prof. Dr. P. KACHROO und Dr. U. DHAR von der University of Kashmir für die stets freundschaftliche Aufnahme, die ich an ihrer Abteilung (Department of

Botany) erfahren durfte. Für das großzügige Benützungrecht von Bibliothek und Herbarien in den Sammlungen der Royal Botanic Gardens, Kew, bin ich der Direktion zu Dank verpflichtet. Herrn Dr. TH. A. COPE, Kew, danke ich für zwei Auszüge über die Aufschlüsselung der Gattungen *Stipa* und *Piptatherum* aus seinem Manuskript über die Gramineen der Flora of Pakistan, und Herrn Prof. Dr. U. SCHWEINFURTH vom Südasiens-Institut der Universität Heidelberg verdanke ich die Beschaffung wichtiger Klimadaten über Nordwest-Indien.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Hans Hartmann
Sonnenrain 62
CH-8700 Küsnacht

Literatur

Mit Ausnahme weniger zusammenfassender Florenwerke wird an dieser Stelle auf die Angabe der umfangreichen taxonomischen Literatur, die für die Bestimmungsarbeit beigezogen wurde, verzichtet.

Ali S. I. and Nasir, E., eds.: seit 1970: Flora of Pakistan. Karachi/Islamabad.

Braun-Blanquet, J., 1964: Pflanzensoziologie, 3. Aufl., Wien.

Cunningham, A., 1854: Ladak, Physical, Statistical and Historical. London.

Durani, P. K., Singh, G. and Kachroo, P., 1975: Phytosociological studies on the vegetation of Ladakh desert. Annals of Arid Zone, 14 (2): 75—86.

Ganssen, R., 1968: Trockengebiete. Böden, Bodennutzung, Bodenkultivierung, Bodengefährdung. Mannheim/Zürich.

Hartmann, H., 1968: Über die Vegetation des Karakorum. (I. Teil: Gesteinsfluren, subalpine Strauchbestände und Steppengesellschaften im Zentral-Karakorum.) Vegetatio, XV, 5—6: 297—387.

Hartmann, H., 1972: Über die Vegetation des Karakorum. (II. Teil: Rasen- und Strauchgesellschaften im Bereich der alpinen und der höheren subalpinen Stufe des Zentral-Karakorum.) Vegetatio, Vol. 24, 1—3: 91—157.

Hooker, J. D., 1875—1897: Flora of British India, I—VII. London.

India Meteorological Department (Government of India) ohne Jahrgangs- und Ortsangabe. Climatological Tables of Observatories in India (1931 bis 1960).

Kachroo, P., Sapru, B. L. and Dhar, U., 1977: Flora of Ladakh. Dehra Dun.

Meebold, A., 1909: Eine botanische Reise durch Kaschmir. Bot. Jahrb. 43 (Beibl. Nr. 99): 63—90.

Pithawalla, M. B., 1953: An Introduction to Kashmir, its geology and geography. Karachi.

Rechinger, K. H., ed., seit 1963: Flora Iranica. Graz.

Schweinfurth, U., 1957: Die horizontale und vertikale Verbreitung der Vegetation im Himalaya. Bonner Geogr. Abh., H. 20.

Stewart, R. R., 1916/1917: The Flora of Ladak, Western Tibet. Bull. Torr. Bot. Club, 43: 571—590, 625—650.

Stewart, R. R., 1972: Flora of West Pakistan. (An annotated catalogue of the vascular plants of West Pakistan and Kashmir.) Karachi.

Walter, H., Harnickell, E. und Mueller-Dombois, D., 1975: Klimadiagramm-Karten. Stuttgart.

Wissmann, H. von, 1959: Die heutige Vergletscherung und Schneegrenze in Hochasien mit Hinweisen auf die Vergletscherung der letzten Eiszeit. Akad. Wiss. Lit. Mainz, Abh. mat.-nat. Kl., Nr. 14.

Wissmann, H. von, 1961: Stufen und Gürtel der Vegetation und des Klimas in Hochasien und seinen Randgebieten. Erdkunde, Bd. XV, H. 1, Bonn.

Karten

AMS 1:250 000 Anantnag, Kargil, Martselang, Leh.

Nanga Mountain (432) 1:1 000 000 World Aeronautical Chart.

TPC, G-7D 1:500 000.



Im Selbstverlag des Vereins
erschienen:

Gesamtverzeichnis

zu den Schriften des

Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen u. -Tiere e. V. München
jetzt: Verein zum Schutz der Bergwelt

Bearbeitet von

Dr. Georg Eberle, Wetzlar

MÜNCHEN 1981

Selbstverlag des Vereins

Das „Gesamtschriftenverzeichnis 1900—1981“

ist für DM 12,— erhältlich

Geschäftsstelle des Vereins:
Praterinsel 5, 8000 München 22
Fernruf 0 89 / 29 30 86

Postscheckkonto des Vereins:
München 99 05—808
Hypobank HNL., München
BLZ 700 200 01
Konto-Nr. 58 03 866 912

Die Veröffentlichungen

1. Bericht des Vereins zum Schutze und zur Pflege der Alpenpflanzen, 1 (1901) bis 11 (1912)
Bericht des Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen, 12 (1913) bis 18 (1928)
2. Jahrbuch des Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen, 1 (1929) bis 6 (1934)
Jahrbuch des Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen und -Tiere, 7 (1935) bis 35 (1970)
3. Nachrichten des Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen und -Tiere, 1936 bis 1941, 1943, 1944, 1949

Für diese Veröffentlichungen werden in den nachfolgenden Verzeichnissen folgende Abkürzungen verwendet:

B. Bericht
J. Jahrbuch
N. Nachrichten

Es verweisen beispielsweise die Angaben in den Verzeichnissen

- B. 9. 1910. 79—80 auf den Bericht Band 9, Jahrgang 1910, Seite 79—80,
J. 19. 1954. 7—9 auf das Jahrbuch Band 19, Jahrgang 1954, Seite 7—9,
N. 1936. (3) 5—7 auf die Nachrichten Jahrgang 1936, Heft 3, Seite 5—7.

INHALT

Vorwort

Die Veröffentlichungen

I. Verzeichnis nach Verfassern	1
II. Verzeichnis nach Sachgebieten	28
1. Naturschutz	
a) Allgemeines	28
b) Bergwacht	30
c) Probleme und Leistungen	30
d) Gesetzliche Vorschriften	31
e) Naturschutzgebiete	32
f) Gefährdung und Schutz der Landschaft	34
g) Gefährdung und Schutz der Alpenpflanzen	35
h) Gefährdung und Schutz der Alpentiere	35
i) Die Naturwissenschaftliche Durchforschung des Naturschutz- gebietes bei Berchtesgaden	36
2. Alpengärten, alpine Laboratorien und Vogelwarten	
a) Alpenpflanzengärten	37
b) Alpine Laboratorien und Museen	39
c) Vogelwarten	40
3. Geographie, Geologie	
a) Gebirge	40
b) Gewässer	41
c) Moore	42

4. Pflanzenwelt	
a) Flora und Vegetation	42
b) Wald und Waldbäume der Alpen	46
c) Blütenpflanzen	48
d) Farne	51
e) Bärlappe	51
f) Moose	51
g) Flechten	51
h) Pilze	52
i) Algen	52
k) Alpenpflanzen im Volksglauben, im Brauchtum, in der Volks- heilkunde und in der Volkssprache	52
5. Tierwelt	
a) Tierleben	52
b) Säugetiere	53
c) Vögel	54
d) Kriechtiere, Lurche	56
e) Fische	56
f) Weichtiere	57
g) Gliedertiere	57
6. Biographisches	58
7. Geleitworte, Vorworte	59
8. Vereins-Angelegenheiten	60
9. Buchbesprechungen	64
10. Titelbilder	72

Vorstand

Erster Vorsitzender Dr. Ernst Jobst, München
Stellvertretender Vorsitzender Dr. Johann Karl, München
Geschäftsführender Vorsitzender Norbert Schenk, Krailling
Schatzmeister Reiner Neuger, München
Schriftführer und Schriftleiter des Jahrbuches
Dr. Georg Meister, Schneizlreuth

Seit



1900

Verein zum Schutz der Bergwelt e. V. München

— vormals Verein zum Schutze der Alpenpflanzen und -Tiere e. V. —

Anschrift: Praterinsel 5, 8000 München 22
Fernruf 0 89 / 29 30 86

Anschrift des Schriftleiters:
Dr. Georg Meister
Unterjetterberg 48, 8230 Bad Reichenhall, Fernruf: 0 86 51 / 55 05

Der getreue Freund aller Bergsteiger und Naturfreunde seit mehr als 75 Jahren
bittet um Ihre Mithilfe beim Schutz der Bergwelt

Jahresmindestbeitrag DM 26,—
(für Jugendliche, Familienmitglieder und Studenten DM 12,—)
Jedes Mitglied erhält das Jahrbuch des Vereins kostenlos
Außerdem kostenlose Lieferung wertvoller Vereinsveröffentlichungen

Aufklärungs- und Werbematerial kostenlos

Die meisten Jahrbücher früherer Jahre können
gegen Unkostenbeteiligung nachgeliefert werden.